

Instituto Politécnico de Beja
Escola Superior Agrária de Beja

Mestrado em Engenharia do Ambiente

**Contributo para a Classificação do Estado Ecológico:
Caso de Estudo Massa de Água Ribeira do Enxoé (Bacia Hidrográfica
do Guadiana)**

Relatório de Estágio

Elaborado por: Sónia Cristina Mira Fernandes de Oliveira Mendes

Orientado por: Professora Doutora Patrícia Alexandra Dias Brito Palma

Co-Orientado por: Mestre Alice Maria Guerreiro Fialho

Beja, 2023

Esta página foi propositadamente deixada em branco

Instituto Politécnico de Beja
Escola Superior Agrária de Beja

Mestrado em Engenharia do Ambiente

**Contributo para a Classificação do Estado Ecológico:
Caso de Estudo Massa de Água Ribeira do Enxoé (Bacia Hidrográfica
do Guadiana)**

Relatório de Estágio realizado na Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.,
apresentado na Escola Superior Agrária de Beja, do Instituto Politécnico de Beja,
para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente

Elaborado por: Sónia Cristina Mira Fernandes de Oliveira Mendes

Orientado por: Professora Doutora Patrícia Alexandra Dias Brito Palma

Co-Orientado por: Mestre Alice Maria Guerreiro Fialho

Beja, 2023

Agradecimentos

Gostaria de expressar os meus sinceros agradecimentos e apreço a todos os que contribuíram para que este trabalho se realizasse:

À Professora Doutora Patrícia Palma e à Engenheira Alice Fialho, pela orientação e apoio;

Aos colegas da Administração da Região Hidrográfica do Alentejo, pela colaboração no estudo do caso;

Aos colegas dos serviços centrais da Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., pela colaboração na recolha e tratamento de dados;

À minha família por todo o apoio.

Resumo

Este trabalho constitui um contributo para a classificação e o alcance do Bom Estado Ecológico da massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532), localizada na Região Hidrográfica do Guadiana, de particular relevância por dois motivos: (1) encontrar-se localizada a montante da Albufeira de Enxóe (PT07GUA1522), classificada com Estado Global Inferior a Bom (esta Albufeira constitui uma importante infraestrutura a partir da qual se realiza a captação de águas superficiais, destinadas à produção de água para abastecimento público); (2) pelo fato de a massa de água superficial Ribeira do Enxóe ter proposta de classificação de Mau Estado Ecológico, no âmbito do 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027) do Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana.

É de primordial importância Portugal cumprir os seus compromissos, consagrados na DQA e alcançar o Bom Estado das massas de água superficiais. Maior relevância assume o atingir do Bom Estado Global e do Bom Estado Ecológico em massas de água destinadas à produção de água para abastecimento público, constituindo esta tarefa um verdadeiro desafio, se se considerar os diversos usos da água (urbano, agrícola) e as disponibilidades cada vez mais reduzidas, decorrentes dos cenários impostos pelas alterações climáticas também cada vez mais presentes.

Para persecução deste objetivo de alcance do Bom Estado Ecológico da massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532), realizou-se todo um trabalho de pesquisa bibliográfica e estudo dos elementos de qualidade biológica, elementos físico-químicos gerais, poluentes específicos e elementos de qualidade hidromorfológica de suporte aos elementos de qualidade biológicos, que são utilizados para avaliar/classificar o Estado Ecológico de uma massa de água superficial.

Procedeu-se à caracterização da massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532), a nível territorial, hidrogeológico, climático, bem como à identificação de pressões qualitativas, pontuais e difusas, de pressões hidromorfológicas, ao tratamento de resultados de monitorização, à caracterização da ecotoxicologia aquática e à Avaliação do Risco Ambiental na massa de água em estudo.

Concluiu-se que nos anos mais recentes se tem observado no território uma maior frequência de episódios de seca meteorológica, em que o ano de 2015 foi um ano de seca meteorológica severa e também o ano com maior ocupação agrícola na bacia de drenagem da massa de água em estudo, sobretudo, olival, em que a precipitação registada foi menos de metade da precipitação registada no ano de 2014, o que se refletiu na concentração dos nutrientes medida, uma vez que para maior concentração de nutrientes, estes estão diluídos em menos de metade da quantidade de água.

Pese embora todos os pesticidas determinados estejam conformes com as NQA, verifica-se que o herbicida Terbutilazina apresentou um risco ambiental baixo a moderado, nos anos de 2016 a 2017, existindo risco ecotoxicológico para os elementos de qualidade biológica que constituem o ecossistema aquático, designadamente, os macroinvertebrados bentónicos. Também o poluente específico Linurão apresentou risco ambiental no ano de 2016.

As concentrações de nutrientes e a presença de poluentes específicos provenientes da atividade agrícola e pecuária tem impactos na comunidade de macroinvertebrados bentónicos, conduzindo a massa de água a Mau Estado Ecológico, pelo que se apresenta uma proposta de plano integrado de monitorização/ avaliação, com indicação do uso complementar de ferramentas ecotoxicológicas (bioensaios) e da implementação da metodologia de Avaliação de Risco Ambiental.

É apresentada uma proposta para a integração de sete medidas de mitigação específicas para alcance do Bom Estado Ecológico, de modo a deter a degradação, por exemplo, através da definição de condições no perímetro de proteção da captação e, de modo a restaurar danos ecológicos, através do desenvolvimento de ações para o restauro do ecossistema fluvial.

Palavras-Chave

Águas superficiais, Bom Estado, Monitorização, Avaliação do Risco Ambiental, Medidas de Mitigação

Abstract

This work constitutes a contribution to the classification and achievement of the Good Ecological Status of the surface water body Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), located in the Guadiana Hydrographic Region, of particular relevance for two reasons: (1) it is located upstream the Enxoé Reservoir (PT07GUA1522), classified as Global Status Less than Good (this Reservoir constitutes an important infrastructure from which surface water is collected, intended for the production of water for public supply); (2) due to the fact that the Ribeira do Enxoé surface water mass has a proposed classification of Bad Ecological Status, within the scope of the 3rd Planning Cycle (2022-2027) of the Management Plan of the Guadiana Hydrographic Region.

It is of paramount importance for Portugal to fulfill its commitments, enshrined in the WFD and to achieve the Good Status of surface water bodies. Greater relevance assumes the achievement of Good Global Status and Good Ecological Status in bodies of water destined to the production of water for public supply, constituting this task a real challenge, if one considers the different uses of water (urban, agricultural) and the availability increasingly reduced, arising from the scenarios imposed by climate change that are also increasingly present.

In pursuit of this objective of reaching the Good Ecological Status of the surface water body Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), a whole work of bibliographical research and study of the elements of biological quality, general physical-chemical elements, specific pollutants and elements of hydromorphological quality supporting biological quality elements, which are used to assess/classify the Ecological Status of a body of surface water.

The surface water mass of Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) was characterized at the territorial, hydrogeological, climatic level, as well as the identification of qualitative, punctual and diffuse pressures, hydromorphological pressures, the treatment of monitoring results, the characterization of aquatic ecotoxicology and the Environmental Risk Assessment in the water body under study.

It was concluded that in recent years a greater frequency of episodes of meteorological drought has been observed in the territory, in which the year 2015 was a year of severe meteorological drought and also the year with the highest agricultural occupation in the drainage basin of the mass of water under study, mainly olive groves, where the rainfall recorded was less than half of the rainfall recorded in 2014, which was reflected in the measured concentration of nutrients, since for a higher concentration of nutrients, these are diluted in less than half the amount of water.

Although all the determined pesticides comply with the EQS, it appears that the terbuthylazine herbicide presented a low to moderate environmental risk, in the years 2016 to 2017, with an ecotoxicological risk for the biological quality elements that constitute the aquatic ecosystem, namely, the benthic macroinvertebrates. The specific pollutant Linurão also presented an environmental risk in 2016.

Nutrient concentrations and the presence of specific pollutants from agricultural and livestock activities have an impact on the community of benthic macroinvertebrates, leading the water body to Bad Ecological Status, which is why a proposal for an integrated monitoring/evaluation plan is presented, indicating the complementary use of ecotoxicological tools (bioassays) and the implementation of the Environmental Risk Assessment methodology.

A proposal is presented for the integration of seven specific mitigation measures to achieve Good Ecological Status, in order to stop degradation, for example, by defining conditions in the catchment protection perimeter and, in order to restore ecological damage, through the development of actions for the restoration of the river ecosystem.

Keywords

Surface water, Good Status, Monitoring, Environmental Risk Assessment, Mitigation Measures

1. Introdução	1
1.1. Enquadramento do tema	1
1.2. Justificação do tema do trabalho	2
1.3. Objetivos	2
2. Estado da Arte	3
2.1. Classificação do Estado de uma Massa de Água Superficial	3
2.2. Elementos de Qualidade Biológicos para Avaliação do Estado Ecológico	4
2.2.1. Fitobentos- Diatomáceas bentónicas	6
2.2.2 Macroinvertebrados bentónicos	8
2.3. Elementos Físico-Químicos Gerais de suporte aos Elementos Biológicos	10
2.4. Poluentes Específicos	13
2.5. Elementos Hidromorfológicos de suporte aos Elementos Biológicos	14
2.6. Avaliação do Risco Ambiental	15
3. Materiais e Métodos	18
4. Caso de Estudo	21
4.1. Caraterização da Massa de Água Superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)	21
4.1.1. Caraterização Territorial	21
4.1.2. Caraterização Hidrogeológica	23
4.1.3. Caraterização Climática	24
4.1.4. Caraterização da Classificação do Estado Ecológico e Global	26
4.2. Identificação e Caraterização de Pressões Antropogénicas	27
4.2.1. Fontes de Poluição Pontual, Águas Residuais Urbanas	27
4.2.2. Fontes de Poluição Difusa, Agricultura e Pecuária	29
4.2.3. Hidromorfológicas	31
4.3 Resultados e Discussão	31
4.3.1. Elementos de Qualidade Biológica	32
4.3.2. Elementos Físico-Químicos Gerais de suporte aos Biológicos	34
4.3.3. Poluentes Específicos e Avaliação do Risco Ambiental	36
4.3.4. Elementos Hidromorfológicos de suporte aos Biológicos	43
4.4. Proposta de plano integrado de monitorização/ avaliação para a Ribeira do Enxoé	44
4.5. Medidas de Mitigação para alcance do Bom Estado Ecológico	46
4.5.1. Medidas de Mitigação definidas no âmbito do Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana	46
4.5.2. Proposta de Medidas de Mitigação para alcance do Bom Estado Ecológico	46
5. Conclusão	49
6. Referências Bibliográficas	50
Anexo I	59
Anexo II	60

Índice de Figuras

	Pág.
Figura 1- Pacto Ecológico Europeu	1
Figura 2- Representação esquemática relativa à classificação do estado de uma massa de água superficial	4
Figura 3- Diferentes tipos de macrófitos que ocorrem nos leitos de rios	6
Figura 4- Fauna piscícola: Boga-do-Guadiana (<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>)	6
Figura 5- Fitobentos- diatomáceas bentónicas (<i>Amphora veneta</i> Kützing)	6
Figura 6- Larva de quironomídeo, Família <i>Chironomidae</i> , Ordem <i>Diptera</i> , Classe <i>Insecta</i> e <i>Phyllum Arthropoda</i> .	9
Figura 7- Minhocas aquáticas, <i>Phyllum Annelida</i> , Classe <i>Oligochaeta</i>	10
Figura 8- <i>Hydrophilidae</i>	10
Figura 9- Imagem da Albufeira de Alqueva	11
Figura 10- Avaliação das disponibilidades hídricas e aplicação do índice de escassez WEI+	14
Figura 11- Anatomia de <i>Daphnia magna</i> com elementos básicos da sua estrutura	16
Figura 12- Macho de <i>Oncorhynchus mykiss</i>	16
Figura 13- Resultados da Avaliação de Risco Ambiental efetuada na Albufeira de Alqueva e tributários a Alqueva, nos anos de 2017 e 2018	17
Figura 14- Localização da Estação de Monitorização 26M/51	19
Figura 15- Localização da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)	21
Figura 16- Ortofotomapa da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)	22
Figura 17- Ribeira do Enxoé, jusante	22
Figura 18- Ribeira do Enxoé, montante	22
Figura 19- Ribeira do Enxoé, pormenor	23
Figura 20- Albufeira de Enxoé (PT07GUA1522), torre de captação	23
Figura 21- Massas de Água Subterrânea	23
Figura 22- Formações Geológicas na área em estudo	24
Figura 23- Temperatura Média Mensal do Ar nos anos de 2014 a 2019	25
Figura 24- Precipitação (mm/ano), estação meteorológica de Serpa, 2014 a 2019	25
Figura 25- Precipitação (mm/mês), estação meteorológica de Serpa, 2014 a 2019	26
Figura 26- Classificação do Estado Global das massas de água superficiais na RH7, no 3.º ciclo de Planeamento	26
Figura 27- Edifício da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Vale de Vargo	29
Figura 28- Lagoas da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Vale de Vargo	29
Figura 29- Ocupação do solo na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)	29
Figura 30- Olival na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)	30
Figura 31- Ponte/viaduto de Vale de Vargo sobre a Ribeira do Enxoé	31
Figura 32- Resultados de monitorização de Fitobentos	32
Figura 33- Resultados de monitorização de Macroinvertebrados bentónicos	33
Figura 34- Resultado de monitorização de oxigénio dissolvido	34
Figura 35- Resultado de monitorização do CBO ₅	34
Figura 36- Resultado de monitorização de fósforo total	35

Figura 37- Resultado de monitorização de fosfato	35
Figura 38- Resultado de monitorização do azoto total	35
Figura 39- Resultado de monitorização do azoto amoniacal	35
Figura 40- Resultado de monitorização do nitrato	36
Figura 41- Resultado de monitorização do nitrito	36
Figura 42- Zonas de Proteção da Albufeira do Enxoé definidas no POAE	47
Figura 43- Zonas de Proteção à captação de água superficial do sistema de abastecimento do Enxoé	47

Índice de Quadros

	Pág.
Quadro 1- Elementos de qualidade biológicos utilizados para a avaliação da qualidade ecológica em massas de água de superfície em Portugal Continental	5
Quadro 2- <i>Táxon Navicula tripunctata (O.F.Müller) Bory</i>	7
Quadro 3- <i>Táxon Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, 1999</i>	8
Quadro 4- Limiares dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em rios e método analítico	12
Quadro 5- Poluentes específicos para avaliação do Estado Ecológico e respetivas NQA	13
Quadro 6- Elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos e respetivas componentes e indicadores a utilizar na avaliação da qualidade ecológica	14
Quadro 7- Classificação do Estado das massas de água superficiais Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) e Albufeira de Enxoé (PT07GUA1522).	27
Quadro 8 - Cargas pontuais do setor urbano na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532).	27
Quadro 9- Programa de Autocontrolo do Sistema Autónomo Doméstico	28
Quadro 10- Ocupação do solo (ha), nos anos de 2014 e 2019, na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)	30
Quadro 11- Cargas difusas provenientes do setor agrícola na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)	31
Quadro 12- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico 2,4-D	37
Quadro 13- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Bentazona	38
Quadro 14- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Dimetoato	39
Quadro 15- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Linurão	40
Quadro 16- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico MCPP (Mecoprope)	41
Quadro 17- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Terbutilazina	42
Quadro 18- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Desetilterbutilazina (metabolito)	43
Quadro 19- Proposta de plano integrado de monitorização/ avaliação para a Ribeira do Enxoé	45

Lista de Abreviaturas e Siglas

APA, I.P.- Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.

ARH Alentejo- Administração da Região Hidrográfica do Alentejo

DPI- Divisão de Planeamento e Informação

DQA- Diretiva- Quadro da Água

DRH/DEQA- Departamento de Recursos Hídricos/Divisão do Estado Qualitativo da Água

IPMA- Instituto Português do Mar e da Atmosfera

iSIP- Sistema de Identificação do Parcelar

NOEC- *No Observed Effect Concentration*

NQA- Norma de Qualidade Ambiental

PGRH- Plano de Gestão de Região Hidrográfica

PNEC- *Predicted no Effect Concentration*

RH6- Região Hidrográfica do Sado e Mira

RH7- Região Hidrográfica do Guadiana

SAGRA - Sistema Agrometeorológico para a Gestão da Rega no Alentejo

SILiAMB- Sistema Integrado de Licenciamento do Ambiente

SNIRH- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

1. Introdução

1.1. Enquadramento do Tema

Consciente da necessidade imperiosa de parar, prevenir e reverter a degradação dos ecossistemas, e para restaurar efetivamente ecossistemas terrestres, de água doce e marinhos que foram degradados em todo o mundo, a Assembleia Geral das Nações Unidas, declarou o período de 2021 a 2030 como a Década das Nações Unidas para a Restauração de Ecossistemas, através da Resolução 73/284, de 1 de março de 2019 (*United Nations General Assembly, 2019*).

O Pacto Ecológico Europeu (*Green Deal*) (Figura 1) é parte integrante da estratégia da Comissão Europeia para concretizar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas e executar a Agenda 2030, prevendo um plano de ação para impulsionar a utilização eficiente dos recursos, restaurar a biodiversidade, reduzir a poluição e melhorar o bem-estar e a saúde dos cidadãos e das gerações futuras, proporcionando água limpa (Comissão Europeia, 2019).

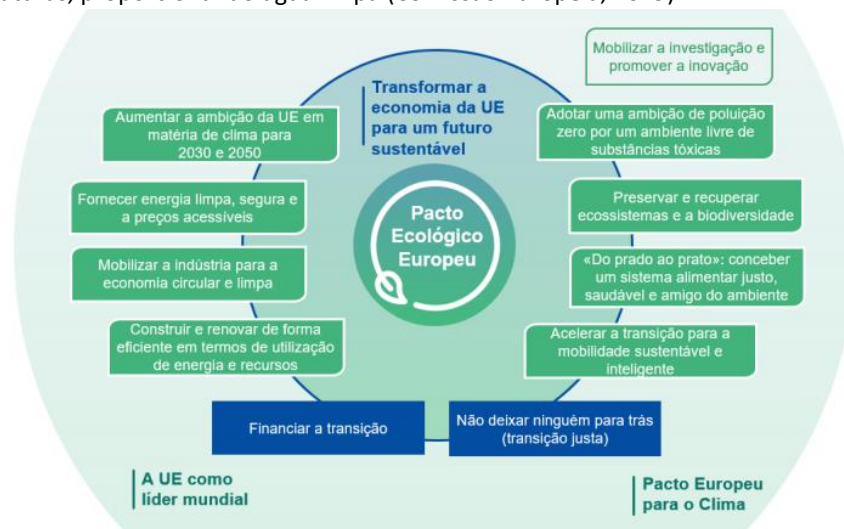


Figura 1- Pacto Ecológico Europeu (Comissão Europeia, 2019).

A água é detentora de ecossistemas essenciais à vida humana, pois as populações dependem dos diversos serviços prestados pela água doce, sejam serviços de abastecimento (alimentos, combustível, água), serviços de regulação (regulação do clima), serviços culturais (atividades culturais, ecoturismo) ou serviços de apoio (fotossíntese, ciclo da água). Pese embora seja reconhecida a importância da água doce, existem muitas ameaças à sua integridade, que colocam em causa a disponibilidade dos serviços ecossistémicos por si fornecidos (Santos, J., *et al.*, 2021).

A fim de garantir a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos e os serviços que eles proporcionam em cenários de mudança na interação entre pressões antropogénicas e alterações climáticas (Santos, J., *et al.*, 2021), é necessário implementar programas de monitorização e aplicar sistemas de classificação, nos termos da Diretiva 2000/60/CE, Diretiva-Quadro da Água (DQA), que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água e em que de acordo com o seu artigo 4.º Objetivos Ambientais (n.º II, alínea a), os Estados Membros deverão alcançar o Bom Estado das águas de superfície.

No atual quadro legislativo, a Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, que aprova a Lei da Água, estabelece no seu artigo 1.º Objetivos, o enquadramento para a gestão das águas superficiais, de forma a proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos, bem como promover uma utilização sustentável da água.

A Lei da Água, na sua redação atual, determina que é atribuição do Estado Português promover a gestão sustentada das águas e prosseguir as atividades necessárias à aplicação da Lei em questão (artigo 5.º) e que a Agência Portuguesa do Ambiente, I. P. (APA, I. P.), enquanto autoridade nacional da água, representa o Estado como garante da política nacional das águas e prossegue as suas atribuições ao nível territorial, de gestão dos recursos hídricos, incluindo o respetivo planeamento, licenciamento, monitorização e fiscalização ao nível da região hidrográfica, através dos seus serviços desconcentrados, as Administrações de Região Hidrográfica (artigo 7.º).

1.2. Justificação do tema do trabalho

É de primordial importância que Portugal cumpra os seus compromissos e alcance o Bom Estado das massas de água superficiais, conforme definido pelo Parlamento e pelo Conselho Europeu, no domínio da política da água e consagrado na Diretiva-Quadro da Água (DRH/DEQA, 2021).

Maior relevância assume o atingir do Bom Estado Global e do Bom Estado Ecológico em massas de água destinadas à produção de água para abastecimento público, constituindo esta tarefa um verdadeiro desafio, se se considerar os diversos usos da água (urbano, agrícola) e as disponibilidades cada vez mais condicionadas pela reduzida precipitação e elevada evapotranspiração, cenários em que é expectável um agravamento nas próximas décadas pela ocorrência de situações de seca severa e prolongada, decorrentes dos cenários impostos pelas alterações climáticas cada vez mais presentes.

A massa de água superficial Ribeira do Enxoé, com o código PT07GUA1532, é uma subunidade da região hidrográfica do Guadiana, caracterizada por ter uma área de bacia de 36,59 Km², cujo escoamento superficial da sua rede hidrográfica drena para a sua linha de água principal com uma extensão de 3,987 Km, denominada Ribeira do Enxoé, tendo esta denominação da linha de água dado o nome à bacia/massa de água superficial em estudo (APA, I.P., 2022).

A massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) é de particular relevância por:

(1) Apresentar proposta de classificação com Mau Estado Ecológico (classe 5), no âmbito do 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027), do Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana (PGRH7), sendo esta classificação pior face ao 1º Ciclo de Planeamento (2009-2015) e ao 2º Ciclo de Planeamento (2016-2021), nos quais apresentou um Estado Ecológico Medíocre (classe 4) (APA, I.P., 2016).

Para a seleção da massa de água, foram tidos em conta os dados de base de 2014 a 2019, que foram utilizados na classificação das águas interiores para o PGRH7, 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027).

(2) Estar localizada a montante da Albufeira de Enxoé (PT07GUA1522), que se encontra classificada com Estado Global Inferior a Bom (APA, I.P., 2016), constituindo uma importante infraestrutura a partir da qual se realiza a captação de águas superficiais no domínio público do Estado, destinadas à produção de água para abastecimento público, do designado Sistema de Abastecimento de Água do Guadiana Sul, para o qual foi atribuído, em regime de exclusivo, um volume máximo anual de 3,0 hm³ para abastecimento de 34 196 habitantes, 14 354 habitantes no concelho de Serpa, 13 491 habitantes no concelho de Moura, 4 534 habitantes no concelho de Mértola e 1 817 habitantes no concelho de Barrancos, ao abrigo de Contrato de Concessão, redigido na DPI, celebrado no dia 05 de julho de 2021, entre a Concedente APA, I.P. e a Concessionária AgdA- Águas Públicas do Alentejo, S.A..

1.3. Objetivos

Este trabalho tem como objetivo constituir-se como um contributo para o alcance do Bom Estado Ecológico da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), pela realização das seguintes atividades: (i) caracterização detalhada da massa de água; (ii) caracterização detalhada de pressões antropogénicas; (iii) avaliação do risco ambiental, (iv) definição de uma proposta de plano integrado de monitorização/ avaliação para a massa de em estudo; e (v) definição de propostas de medidas de gestão/mitigação específicas para a massa de em estudo.

2. Estado da Arte

A implementação da Diretiva- Quadro da Água levanta uma série de desafios comuns aos Estados-Membros, tendo sido publicados pela Comissão Europeia, documentos de orientação produzidos por diferentes grupos de trabalho, para ajudar os Estados Membros no âmbito da Estratégia Comum de Implementação (CIS). Destacam-se três documentos CIS, designadamente, o documento n.º 7: descreve o que os Estados Membros devem fazer para implementar a Diretiva (Working Group 2.7- Monitoring, 2003); o documento n.º 10 Rios e Lagos: Tipologia, condições de referência e Sistemas de Classificação (Working Group 2.3- REFCOND, 2003); e o documento n.º 13: Abordagem global à classificação do estado ecológico e potencial ecológico (Working Group 2A, 2005).

A DQA é sobejamente reconhecida como sendo a peça mais relevante e audaciosa dos atos legislativos europeus, porém, vinte e três anos após a sua adoção, ainda não cumpriu o seu principal objetivo de obtenção de um Bom Estado para todas as águas da União Europeia (Voulvoulis, N. *et al.*, 2017).

O processo de planeamento das águas é concretizado através da elaboração e aprovação de instrumentos de planeamento, particularmente, os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), que conforme disposto no artigo 29.º da Lei da Água, são instrumentos de planeamento das águas que visam a gestão, a proteção e a valorização ambiental, social e económica das águas ao nível da bacia hidrográfica; sendo elaborados por ciclos de planeamento, bem como revistos e atualizados de seis em seis anos (Voulvoulis, N. *et al.*, 2017).

No geral, os Estados- Membros raramente atingiram a meta de implementar com sucesso os primeiros Planos de Gestão de Região Hidrográficas, por exemplo, em Portugal tem sido difícil manter atualizadas as redes de monitorização das bacias hidrográficas, resultando em hiatos de informação no decorrer do tempo; a Suécia tem enfrentado atrasos decorrentes de barreiras legislativas/regulamentares para implementar procedimentos de monitorização; a Bélgica vivenciou desafios na coordenação do processo de implementação da DQA entre diferentes regiões; e a Islândia apresenta lacunas de conhecimento devido ao fato de possuir condições naturais extremas que ainda não foram totalmente estudadas (Santos, J., *et al.*, 2021).

2.1. Classificação do Estado de uma Massa de Água Superficial

O Estado Global de uma massa de água superficial é constituído por duas componentes, o Estado Ecológico e o Estado Químico (Figura 2). A decisão sobre qual o Estado que deve ser atribuído a uma massa de água depende do elemento de qualidade mais afetado por pressões antropogénicas, em consonância com o princípio “*one out, all out*”, o que significa que uma massa de água não pode atingir um Bom Estado se algum elemento apresentar um valor que se desvie moderada ou significativamente dos valores normalmente associados a condições de referência (Voulvoulis, N. *et al.*, 2017).

Atualmente, a preservação da estrutura e da função dos ecossistemas de água doce é essencial para a população humana e para garantir a manutenção do equilíbrio ecológico e a proteção da biodiversidade, sendo que, no atual cenário de mudança global, com alteração dos padrões climáticos (incluindo seca e aumento de temperatura), dos padrões económicos, sociais e demográficos, é suscetível de ser influenciada de forma negativa a qualidade dos sistemas de água doce, pelo que, conseqüentemente, é necessária a implementação de medidas apropriadas para cada tipo de ecossistema (Palma, P. *et al.*, 2018).

Os elementos de qualidade biológicos podem ser classificados numa de cinco classes, designadas por ordem decrescente de qualidade: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau. Aos elementos físico-químicos são aplicáveis as classes Excelente, Bom e Razoável. Por sua vez, aos elementos hidromorfológicos são apenas aplicáveis as classes Excelente e Bom. Para efeitos de comunicação gráfica, às cinco classes em que o estado ecológico pode ser expresso correspondem, por ordem decrescente de qualidade às cores azul, verde, amarelo, laranja e vermelho (UK TAG, 2007).

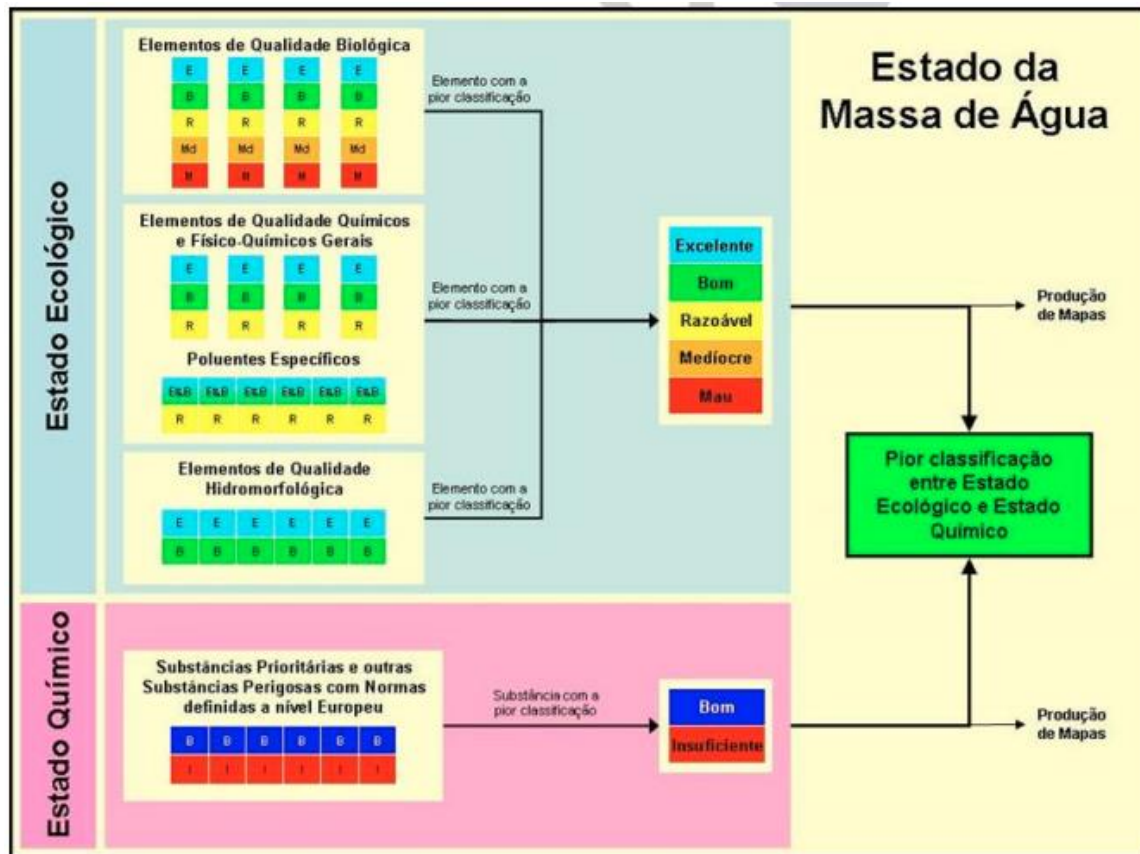


Figura 2- Representação esquemática relativa à classificação do estado de uma massa de água superficial (DRH/DEQA, 2021)

2.2. Elementos de Qualidade Biológicos para Avaliação do Estado Ecológico

Sistemas aquáticos saudáveis suportam uma abundância de organismos vivos (biota) que existem em ecossistemas complexos (Manahan, 2011).

O Fitoplâncton, os Macrófitos, a Fauna piscícola, os Fitobentos- Diatomáceas bentónicas e os Macroinvertebrados bentónicos, são os cinco elementos de qualidade biológicos considerados na avaliação de qualidade para a classificação do Estado Ecológico de águas de superfície, sendo identificados tendo por base o Anexo V da Diretiva- Quadro da Água.

O Bom Estado Ecológico é atingido, quando os valores dos elementos de qualidade biológica para a massa de água de superfície mostram baixos níveis de distorção resultantes da atividade humana e só se desviam ligeiramente dos normalmente associados ao tipo de massa de água superficial em condições não perturbadas (Working Group 2.3- REFCOND, 2003).

As substâncias químicas têm uma forte influência nos organismos dos ecossistemas, pelo que as interações entre ecologia e toxicologia são muito importantes, sendo que essas interações podem ser complexas e envolver vários organismos, cadeias alimentares e teias alimentares (Manahan, 2010).

No Quadro 1 são apresentados os elementos biológicos da categoria rios, assim como as componentes caracterizadas e os indicadores de qualidade adotados para efeitos de classificação.

Quadro 1- Elementos de qualidade biológicos utilizados para a avaliação da qualidade ecológica em massas de água de superfície em Portugal Continental.

Categoria	Elemento biológico	Componente	Indicador de qualidade
Rios	Fitoplâncton	Composição, abundância e biomassa	Novo Índice Mediterrânico de Avaliação do Fitoplâncton em Albufeiras (NMARSP)
	Fitobentos-Diatomáceas bentónicas	Composição e abundância	Índice de Poluossensibilidade Específica (IPS)
	Macrófitos	Composição e abundância	Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR)
	Macroinvertebrados bentónicos	Composição e abundância	Índice Português de Invertebrados do Norte (IPTIN) e Índice Português de Invertebrados do Sul (IPTIS), conforme o tipo de rio
	Fauna piscícola	Composição e abundância	Índice Piscícola de Integridade Biótica (F-IBIP) ou Índice Piscícola de Integridade Biótica em Grandes Rios (F-IBIPGR), conforme o tipo de rio

Fonte: Adaptado de DRH/DEQA (2021).

O fitoplâncton é composto por microrganismos aquáticos flutuantes, fotossintéticos, móveis, seja ativamente pelos seus órgãos locomotores (flagelos) ou passivamente por correntes de água, e que possuem clorofila nos seus cloroplastos. A comunidade fitoplanctónica é representada por géneros procariotas e eucariotas, de diferentes grupos como *Cyanobacteria*, *Chlorophyta*, *Dinophyta*, *Euglenophyta*, *Haptophyta*, *Chrysoophyta*, *Cryptophyta* e *Bacillariophyta* (Pal, R. et al., 2014).

As populações planctónicas assimilam diferentes formas de azoto e de fósforo, sendo estes nutrientes utilizados na biossíntese de aminoácidos e síntese proteica. Deste modo o Fitoplâncton é constituído por organismos produtores primários, responsáveis pela síntese de biomassa, portanto, sustentam zooplâncton, peixes e outros membros da fauna aquática, situando-se na base dos estratos tróficos ou na parte inferior da cadeia alimentar aquática (Pal, R. et al., 2014).

Existem muitos géneros planctónicos que formam florações, que consistem num rápido aumento da população de algas no ambiente aquático, designado por *bloom* e em que geralmente a produção de clorofila é de 20 000 células/mL (Pal, R. et al., 2014).

Em limnologia, designam-se por macrófitos (Figura 3) todas as plantas visíveis, embora não necessariamente identificáveis a olho nu, que se encontram no sistema fluvial (INAG, I.P., 2008). Os rios são constituídos por um grande número de biocenoses, que incluem macrófitas aquáticas de diferentes grupos taxonómicos, tais como, grandes algas, briófitas, pteridófitas e plantas vasculares. A sua presença e abundância são influenciadas pela qualidade da água, profundidade da água, velocidade do fluxo e características do substrato, logo, as macrófitas são indicadoras da qualidade do ambiente aquático geral, o que permite entender a forma de funcionamento do ecossistema. Deste modo, o conhecimento sobre a estrutura da comunidade de macrófitas constitui uma base importante para a avaliação do estado ecológico dos rios (Urbanič, G., et al., 2023).

Quanto à fauna piscícola (Figura 4), a grande diversidade de habitats dos rios Mediterrânicos permite a co-existência de um elevado número de espécies de peixes, sendo que a grande maioria de espécies pertencem à família *Cyprinidae* (ciprinídeos) e muitas delas são endémicas, ou seja, apenas existem nesta região geográfica, apresentando um elevado estatuto de conservação (Matono et al., 2019).

Um grupo de investigadores estudou o desenvolvimento de biomarcadores de peixes para monitorização ambiental no âmbito da DQA, concluindo que poderia ser interessante combinar redes

de monitorização ecológica e ecotoxicológica, com o propósito de reduzir o custo de implementação da Diretiva, dado que existem muitos dados disponíveis na literatura científica sobre ecotoxicologia de peixes e esta espécie é mais integradora de contaminação, devido ao seu papel num nível superior na cadeia alimentar (Sanchez, W. *et al.*, 2009).

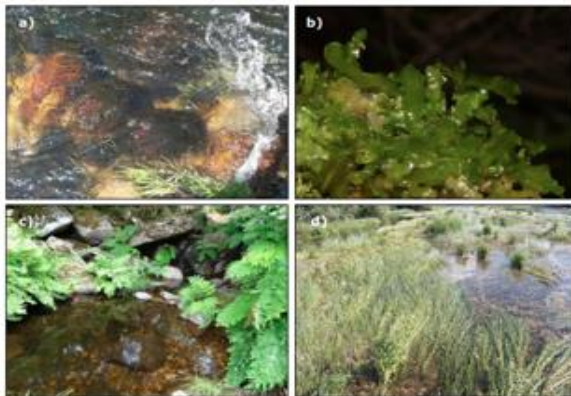


Figura 3- Diferentes tipos de macrófitos que ocorrem nos leitos de rios: a) macroalgas; b) briófitos (*Aneura maxima*); c) pteridófitos (*Osmunda regalis* L.) e d) angiospérmicas (*Ranunculus* sp. *Viv./Oenanthe crocata* L.) (APA, I.P., 2017).



Figura 4- Fauna piscícola: Boga-do-Guadiana (*Pseudochondrostoma willkommii*) (Matono *et al.*, 2019).

2.2.1. Fitobentos- Diatomáceas bentónicas

As diatomáceas bentónicas (Figura 5) são organismos fotossintéticos unicelulares presentes em todos os ecossistemas aquáticos, desempenhando um papel importante no ciclo do oxigénio e no ciclo do carbono. Como algas fototróficas, as diatomáceas estão entre os principais produtores primários dos quais depende quase toda a vida aquática (Kock, A. *et al.* 2023).

De acordo com os investigadores Kock, A. *et al.* 2023, as diatomáceas podem ser planctónicas (flutuantes) ou perifíticas (biofilme) e crescem em substratos biológicos (p.e., macrófitas), sedimentares, rochosos e antropogénicos. As diatomáceas bentónicas podem existir como células solitárias individuais ou como longas cadeias em colónias e têm uma parede celular siliciosa (frústula) que apresenta variações de tamanho e de estrutura consoante o tipo de espécie. Existem cerca de 100000 espécies de diatomáceas em todo o mundo, tornando-as as algas mais abundantes. Especificamente, as diatomáceas abarcam 70% das espécies de algas de água doce, das quais 83% ocupam o habitat bentónico (Kock, A. *et al.* 2023).

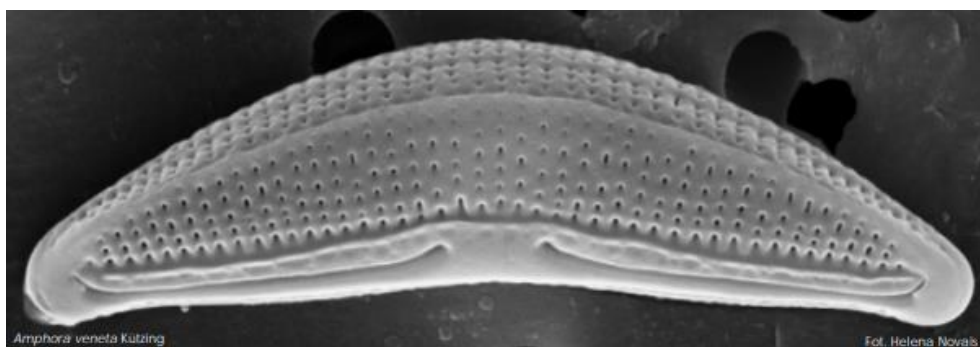


Figura 5- Fitobentos- diatomáceas bentónicas (*Amphora veneta* Kützing) (INAG, I.P., 2008).

Presentemente, é possível empreender uma identificação e quantificação relativamente expedita de diatomáceas bentónicas, o que lhes dá uma vantagem adicional em programas de monitorização, pelo que são consideradas, por diferentes investigadores, como determinantes na monitorização da qualidade ecológica, também devido às suas características muito próprias (INAG, I.P., 2008).

A Diretiva- Quadro da Água, no capítulo 1.2.1 do Anexo V, define o Estado Bom para o elemento de qualidade biológica Fitobentos, quando ocorrem ligeiras modificações da composição e abundância dos *taxa* fitobentónicos em comparação com as das comunidades específicas do tipo, sendo que estas modificações não indicam um crescimento acelerado de fitobentos que dê origem a perturbações indesejáveis do equilíbrio dos organismos presentes na massa de água ou da qualidade físico-química da água ou do sedimento, não sendo a comunidade fitobentónica negativamente afetada por flocos/mantos bacterianos devidos a atividades antropogénicas.

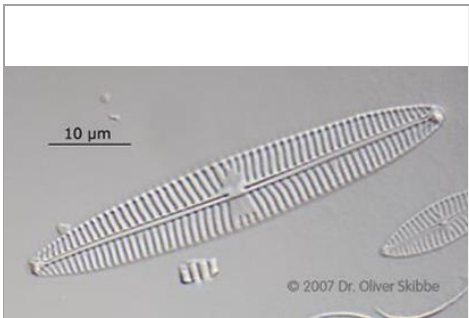
Existem múltiplas propostas para a sua utilização na monitorização ambiental (INAG, I.P., 2008) para avaliar e monitorizar o enriquecimento de nutrientes, fósforo total e azoto total, nos ecossistemas de água doce, dado que a composição de espécies de diatomáceas bentónicas responde diretamente aos nutrientes e pode ser um indicador mais estável do estado trófico do que as medições de concentrações de nutrientes ou biomassa algal (Ponader *et al.*, 2007).

Num estudo realizado por uma equipa de investigadores, relativo a métricas de diatomáceas para monitorizar a eutrofização em rios, os investigadores concluíram que as espécies *Achnanthydium minutissimum*, *Brachysira microcephala* e *Encyonopsis microcephala*, são indicadores de baixa concentração de nutrientes e que as espécies *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula subminuscula*, *Nitzschia veneta* e *Nitzschia amphibia* são indicadores de elevada concentração de nutrientes na água (Potapova *et al.*, 2007).

A resposta das comunidades de diatomáceas bentónicas ao aumento de nutrientes, sobretudo, de azoto e de fósforo na água, é efetuada mediante a alteração da sua composição que, na maioria dos casos, conduz a uma diminuição da diversidade e ao aumento da biomassa, motivo pelo qual, em sistemas eutróficos os substratos se apresentam cobertos de uma película verde acastanhada constituída por algas unicelulares (INAG, I.P., 2008).

Num estudo realizado em 2021, relativo à influência da seca nas comunidades de diatomáceas numa zona de clima temperado, os investigadores observaram que durante a seca nos mesmos locais ocorria um ligeiro aumento nos *táxons* tolerantes à poluição, como os dos géneros *Navicula*, p.e., *Navicula tripunctata* (Quadro 2), *Navicula cryptotenella*, *Navicula radiosa* e *Nitzschia*, p.e., *Nitzschia dissipata ssp. dissipata*, *Nitzschia fonticola*, *Nitzschia recta*, *Nitzschia sociabilis*, contudo, na sua opinião, os representantes dos géneros *Navicula* e *Nitzschia* e os aumentos na sua abundância, não estão associados ao aumento da poluição orgânica, mas a fatores como redução da corrente de água e à formação de habitats depositários (Peszek, Ł. *et al.*, 2021).

Quadro 2- *Táxon Navicula tripunctata* (O.F.Müller) Bory.

Nome Científico	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	
Nome Genérico	<i>Navicula</i>	
Epíteto específico	<i>Tripunctata</i>	
Género	<i>Navicula</i>	
Família	<i>Naviculaceae</i>	
Ordem	<i>Naviculales</i>	
Classe	<i>Bacillariophyceae</i>	
Filo	<i>Ochrophyta</i>	
Reino	<i>Chromista</i>	


Fonte: Adaptado de Jardim Botânico e Museu Botânico de Berlim (2018).

De acordo com estes investigadores, durante a seca, a abundância de diatomáceas móveis aumentou significativamente, sendo que este aumento na abundância de espécies móveis está relacionado com o fato de estas espécies serem livres e terem a capacidade física de selecionar o habitat mais

adequado, pelo que o fenómeno é explicado como uma reação ao *stress* e à procura por micro-habitats ricos em recursos, designadamente, habitats depositários, como mencionado anteriormente e assoreamento crescente (Peszek, Ł. *et al.*, 2021).

Um outro grupo de cientistas realizou um exercício de intercalibração de métodos, para avaliação da qualidade da água de rios na Europa Mediterrânica, através do uso de métricas de diatomáceas, com o propósito de possibilitar a comparação de elementos biológicos em áreas geográficas semelhantes e definir metas comuns de qualidade da água, tendo chegado à conclusão que *Achnanthydium minutissimum sensu lato* foi a espécie mais discriminativa da classe Bom Estado Ecológico, ao passo que, *Planothydium frequentissimum* (Quadro 3), *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea* foram os que mais contribuíram para a classe de Estado Ecológico razoável (Almeida, S.F. *et al.*, 2014).

Quadro 3- *Táxon Planothydium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, 1999.*

Nome Científico	<i>Planothydium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, 1999</i>	
Nome Genérico	<i>Planothydium</i>	
Epíteto específico	<i>frequentissimum</i>	
Género	<i>Planothydium</i>	
Família	<i>Achnanthydiaceae</i>	
Ordem	<i>Achnanthes</i>	
Classe	<i>Bacillariophyceae</i>	
Filo	<i>Ochrophyta</i>	
Reino	<i>Chromista</i>	

Fonte: Adaptado de iNaturalist (2022).

2.2.2. Macroinvertebrados bentónicos

Os macroinvertebrados são organismos visíveis a olho nu (macro) e sem coluna vertebral (invertebrados) (Bis, B., 2005). As comunidades de macroinvertebrados bentónicos têm sido amplamente utilizadas para avaliar a qualidade biológica de ecossistemas fluviais lóticos (INAG, I.P., 2008).

Um grupo de investigadores estudou os atributos morfológicos, fisiológicos e comportamentais dos macroinvertebrados e as combinações de diversas características que permitem que os organismos respondam aos habitats correspondentes para ultrapassar a perturbação e coexistir nas comunidades locais, concluindo que as mudanças ambientais induzidas pela perturbação podem funcionar como um filtro, ao remover espécies com características pouco adaptadas a novas condições ambientais e ao permitir a colonização por espécies melhor adaptadas (Wang, J. *et al.*, 2023).

Os macroinvertebrados, em particular os insetos, são um elemento importante tanto na biodiversidade como no funcionamento dos ecossistemas dulçaquícolas, uma vez que, os macroinvertebrados bentónicos na sua maioria são sedentários e representantes das condições locais, têm ciclos de vida longos, retratam mudanças temporais ocasionais por alguma perturbação, as suas comunidades são diversificadas, com uma grande diversidade taxonómica e grupos funcionais específicos, pelo que proporcionam uma amplitude de espectros de resposta a diferentes afetações, além de que, os insetos constituem o grupo biológico mais visível no meio aquático (Barba- Álvarez *et al.*, 2013).

Chironomidae (Figura 6) é uma grande família de insetos aquáticos, com 208 géneros e mais de 2000 espécies, sendo as larvas, que são reconhecidas porque geralmente têm pares anteriores e posteriores de patas dianteiras, diversas em forma e tamanho e uma parte muito importante das cadeias alimentares aquáticas, servindo de presa para muitos outros insetos e alimento para a maioria das espécies de peixes (Hilsenhoff, 2001). A grande maioria dos indivíduos da família *Chironomidae* são herbívoros e detritívoros (alimentam-se de partículas finas do substrato), com o estágio de pupa curto e que após completar o seu desenvolvimento, a pupa nada até à superfície da água onde ocorre a emergência. Os adultos não se alimentam e geralmente não vivem mais de 15 dias (Hilsenhoff, 2001).



Figura 6-Larva de quironomídeo, Família *Chironomidae*, Ordem *Diptera*, Classe *Insecta* e *Phylum Arthropoda* (Bis, B., 2005).

Um estudo realizado por Bello- González *et al.* (2022), incidiu sobre a variabilidade nas deformidades em *Chironomidae*, dado que esta família de insetos tem sido comumente utilizada como indicador de contaminação por metais em ecossistemas de água doce, explorando a incidência de deformidades a partir de 5.000 larvas de *Tanytarsus* (*Diptera*, *Chironomidae*) em relação aos dados físico-químicos da água e de concentração de metais como o arsénio, o cobre e o zinco.

Num outro estudo realizado por Villa *et al.* (2018), foi efetuada uma comparação dos efeitos comportamentais de produtos farmacêuticos e pesticidas em larvas de *Diamesa zernyi* (*Chironomidae*), em que se refere que na presença de poluentes, os organismos podem-se proteger modificando o seu comportamento (ou seja, evitação), ou o seu comportamento pode ser diretamente afetado pelo tóxico (locomoção, taxa de alimentação), sendo que, de um modo geral, a carga imposta por compostos tóxicos no habitat, induz ao *stress*, de modo que a energia que normalmente é destinada às funções normais de crescimento, reprodução e locomoção é usada para restaurar o desequilíbrio, por exemplo, os organismos podem reagir aumentando a atividade de natação/movimento (mecanismos de fuga ou esquiva) e/ou por mecanismos de adaptação que envolvem enzimas antioxidantes e desintoxicantes.

Num estudo realizado por Molineri *et al.* (2020), é referido que a maioria dos índices biológicos de poluição considera *Chironomidae* (*Diptera*) um indicador de má qualidade, sendo que o número de morfoespécies por subfamília ou família provou ser um forte diferenciador entre sítios poluídos e não poluídos. Neste estudo, os investigadores referem que na biomonitorização, uma comunidade bentónica bastante empobrecida, dominada por esta família, geralmente é atribuída à má qualidade da água, tendo para eles sido inesperado que um *Táxon* (grupo *Chironomus decorus*) fosse um indicador muito bom de locais poluídos, ocupando manchas selecionadas pobres em oxigénio e que respondessem ao aumento da concentração de matéria orgânica.

Em massas de água naturais, o *Táxon Oligochaeta* (minhocas) é parte significativa da fauna de fundo em habitats antropogénicos, desempenhando um papel importante na mineralização da matéria orgânica, na troca de elementos entre o fundo e a coluna de água e como alimento para diversos tipos de animais (Krodkiewska, 2007). As minhocas aquáticas (Figura 7) são muito tolerantes, podem viver em rios com poluição orgânica uma vez que conseguem sobreviver em ambientes com baixa concentração de oxigénio, alimentando-se das algas e bactérias que crescem nestes ambientes (Bis, B., 2005).

Hydrophilidae (besouros) atualmente compreende mais de 2840 espécies descritas e 169 géneros distribuídos em todo o mundo, sendo que a maioria das espécies é encontrada em habitats de água doce e a maioria dos adultos (Figura 8) alimenta-se de material vegetal e matéria orgânica em decomposição (Clarkson *et al.*, 2018).



Figura 7- Minhocas aquáticas, *Phyllum Annelida*, Classe *Oligochaeta* (Bis, B., 2005).

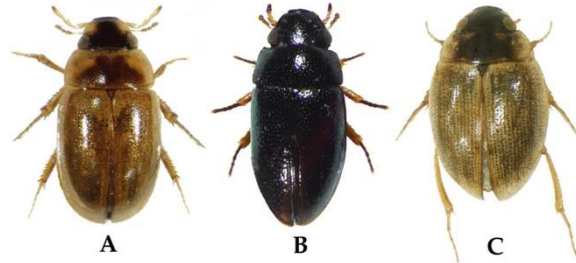


Figura 8- *Hydrophilidae*, **A:** *A. ishiharai*, 2,0 mm; **B:** *C. primorica*, 1,8 mm; **C:** *L. formosus*, 2,8 mm (Lee *et al.*, 2017).

As moscas do género *Hydropsyche* são espécies representativas de insetos ribeirinhos, referindo Stuijzand *et al.*, 1999, que os fatores que limitam a sua distribuição mudam com a mudança na constituição da água, não havendo um (grupo de) composto (s) responsável (is) pela má qualidade da água e que além de fatores químicos, fatores físicos, como o oxigénio e a velocidade da corrente podem ser limitantes para as *Hydropsyche*.

Para a avaliação da qualidade em rios de pequena dimensão, o Índice Português de Invertebrados do Sul (IPtIS), na sua fórmula de cálculo, soma as abundâncias de indivíduos de várias famílias, de entre as quais, da família *Heptageniidae* (DRH/DEQA, 2021), da ordem *Ephemeroptera*, que são encontrados principalmente em águas de boa qualidade e são muito sensíveis a baixos níveis de oxigénio, à poluição química e fraco fluxo de água, tal como indivíduos da família *Goeridae*, da ordem *Trichoptera* que não toleram baixos níveis de oxigénio (Bis, B., 2005).

2.3. Elementos Físico-Químicos Gerais de suporte aos Elementos Biológicos

Os ecossistemas aquáticos são ameaçados por múltiplas pressões resultantes das atividades humanas, com origem nos setores urbano, industrial, agrícola, entre outros, que conduzem à presença de parâmetros físico-químicos e contaminação de ecossistemas de água doce (Sarkis, N. *et al.*, 2020).

A presença de compostos fosfatados na água tem origem em compostos orgânicos proteicos e detergentes nas águas residuais, contudo, a poluição difusa também constitui uma importante fonte de fósforo na água, devido aos fertilizantes transportados pelas águas que se infiltram no solo e pelas escorrências à superfície (Monte *et al.*, 2016).

O fósforo (P) enquanto elemento essencial para a nutrição das plantas, entra na cadeia trófica após ser mineralizado no solo, sendo absorvido pelas plantas, através das raízes, na forma de ião ortofosfato primário ($H_2PO_4^-$) ou secundário (HPO_4^{2-}) (Sempiterno, *et al.*, 2020). A falta de disponibilidade deste elemento no solo limita a produção agrícola, pelo que uma adequada nutrição em fósforo favorece a melhoria de diversos aspetos fisiológicos, tais como, a fotossíntese, a floração, a frutificação, a maturação, a fixação simbiótica do azoto, bem como o crescimento das raízes, contudo, apenas parte do fósforo adicionado ao solo através de fertilizantes minerais ou orgânicos é absorvido pelas plantas no ano em que é aplicado, a maior parte do fósforo aplicado está sujeita a reações de adsorção e de precipitação, lixiviação e percolação no solo (Sempiterno, *et al.*, 2020).

Rodrigues, M. *et al.* (2000) referem que as plantas respondem rapidamente ao azoto aplicado como fertilizante, que quando fornecido em quantidades adequadas, estimula o desenvolvimento vegetativo e a expansão do sistema radicular, sendo as principais formas de azoto absorvidas pelas plantas os iões amónio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-); Por sua vez, o ião nitrato para ser incorporado em compostos orgânicos e desempenhar as suas funções de nutriente tem de ser reduzido a NH_4^+ , sendo a redução mediada pela enzima nitrato redutase, que reduz o ião nitrato a ião nitrito, e nitrito redutase, que reduz o ião nitrito a ião amónio (Rodrigues, M. *et al.*, 2000).

De acordo com este estudo, a resposta que o azoto induz no desenvolvimento vegetativo faz com que os agricultores tenham tendência a aumentar as quantidades aplicadas, sendo que a aplicação de doses em excesso de azoto, associada à sua elevada mobilização no sistema solo-planta-atmosfera, pode ter importantes implicações na saúde humana, na sanidade animal e no meio ambiente (Rodrigues, M. *et al.*, 2000).

As microalgas constituem um nível básico nas cadeias tróficas aquáticas e constituem alimento de vários organismos aquáticos, sendo essencial identificar as ameaças que podem estar relacionadas com alterações no seu ambiente natural, mormente, variações na sua produção e capacidades vitais (Rodrigues, S. *et al.*, 2021).

As massas de água estão expostas a diversas pressões como escoamento agrícola (alto uso e concentração de fertilizantes) e descargas de efluentes, portanto o enriquecimento de nutrientes pode estar associado a essas atividades antrópicas (Rodrigues, S. *et al.*, 2021), o que poderá potenciar a proliferação de plantas macroscópicas e microscópicas (*blooms* algae), levando ao desequilíbrio do ecossistema, fenómeno pernicioso denominado como eutrofização da água, sendo um dos principais objetivos da proteção da qualidade das massas de água precisamente a prevenção da sua eutrofização (Monte *et al.*, 2016).

A eutrofização é frequentemente um fenómeno natural, dado que é necessária alguma produtividade de algas para sustentar a cadeia alimentar de um ecossistema aquático, contudo, uma massa de água rica em nutrientes produz uma grande quantidade de biomassa vegetal por fotossíntese, levando ao crescimento de plantas de raízes profundas e acelerando a acumulação de material sólido na bacia (Manahan, 2010).

Um grupo de investigadores da Universidade de Évora, no ano de 2022, procedeu à utilização do Sentinel-3/OLCI, da ESA- *European Space Agency*, para monitorizar a qualidade da água na Albufeira de Alqueva, referindo que somente com reduções nas entradas de azoto (N) e fósforo (P) nas massas de água será possível controlar no futuro a proliferação de algas nocivas (Figura 9) (Rodrigues, G. *et al.* 2022).

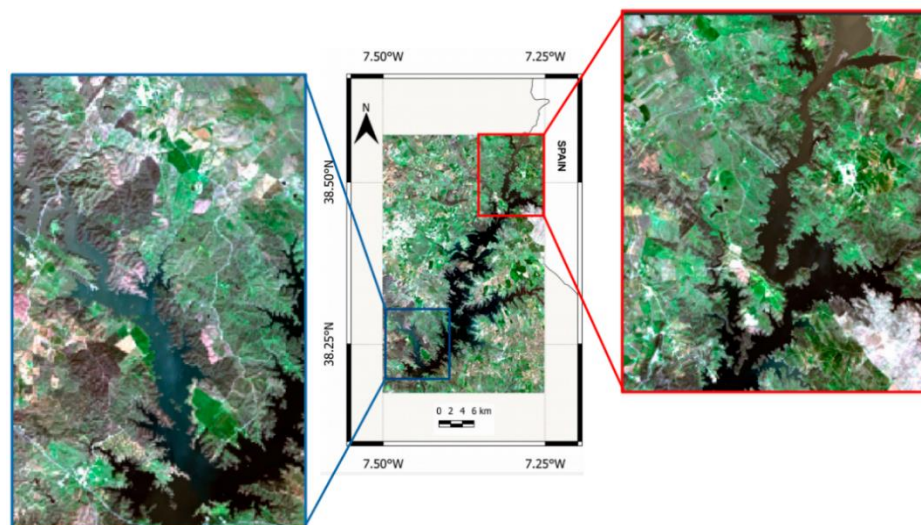


Figura 9- Imagem da Albufeira de Alqueva (Rodrigues, G. *et al.*, 2022).

O oxigénio dissolvido exprime o teor de moléculas de oxigénio (O₂) dissolvidas na água, tratando-se de um parâmetro muito importante na avaliação da qualidade da água (Monte *et al.*, 2016).

Sem um nível apreciável de oxigénio dissolvido, muitos tipos de organismos aquáticos não conseguem sobreviver, dado que o oxigénio dissolvido é consumido na degradação bioquímica da matéria orgânica presente na água (CBO₅). Muitas mortes de peixes não são causadas pela toxicidade direta dos poluentes, mas pela deficiência de oxigénio derivada do seu consumo na biodegradação de poluentes (Manahan, 2011).

Para os elementos físico-químicos gerais são determinados cinco grupos de parâmetros, designadamente, condições relativas a nutrientes, condições de oxigenação, estado de acidificação, condições térmicas e salinidade.

No Quadro 4 são identificados os Limiares de Qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em rios do Agrupamento Sul e o método analítico constante do âmbito de acreditação da APA, I.P. (L0169) pelo IPAC- Instituto Português de Acreditação.

Quadro 4- Limiares dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em rios e método analítico.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidades	Limiares Agrupamento Sul		Método Analítico de Referência
			Excelente/Bom	Bom/Razoável	
Condições relativas a nutrientes	Fósforo Total	mg P/L	0,07	0,13	Método Fluxo Contínuo Segmentado com digestão UV
	Fosfatos	mg PO ₄ /L	0,20	0,40	Método Fluxo Contínuo Segmentado
	Azoto Total	mg N/L	1,00	4,50	Método Fluxo Contínuo Segmentado com digestão UV
	Azoto Amoniacal	mg NH ₄ /L	0,30	0,50	Método Indofenol
	Amoníaco	mg NH ₃ /L	--	0,025	Método Fluxo Contínuo Segmentado
	Nitrato	mg NO ₃ /L	5,0	10,0	Método Fluxo Contínuo Segmentado
	Nitritos	mg NO ₂ /L	0,03	0,20	Método Fluxo Contínuo Segmentado
	Sólidos Suspensos Totais	mg/L	12,5	25,0	Método Gravimétrico
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO ₅)	mg O ₂ /L	3,0	5,0	Método Eletroquímico
	Oxigénio Dissolvido	mg O ₂ /L	8,0-12,0	5,0	Método de Winkler
	Taxa de saturação em Oxigénio	% O ₂	70 - 115	60 - 125	
Estado de acidificação	pH	Escala de Sorensen	6,5-8,5	6,0 - 9,0	Método Electrométrico
Condições térmicas	Temperatura	°C	--	10,0 - 27,0	Termometria
Salinidade	Condutividade	µS/cm	--	1000	Método Electrométrico

Fonte: Adaptado de DRH/DEQA (2021) e de IPAC (2022).

2.4. Poluentes Específicos

Poluentes são substâncias com potencial para provocar dano nos organismos vivos devido aos seus efeitos prejudiciais em tecidos, órgãos ou processos biológicos (Manahan, 2010).

Dentro destas substâncias, são denominados poluentes específicos (Quadro 5) as substâncias que, não sendo consideradas como prioritárias a nível comunitário, ou seja, não incluídas no âmbito da avaliação do estado químico das massas de água, são ainda assim descarregadas em quantidade significativa e têm potencial de influenciar a qualidade ecológica das massas de água superficiais (DRH/DEQA, 2021).

Quadro 5- Poluentes específicos para avaliação do Estado Ecológico e respetivas NQA.

Poluentes Específicos	N.º CAS	Norma de Qualidade Ambiental Águas Interiores (µg/L)	Método Analítico de Referência
2, 4, 5-Triclorofenol	95-95-4	0,13	UPLC-MS-MS
2, 4, 6-Triclorofenol	88-06-2	0,26	UPLC-MS-MS
2,4-D (ácido 2,4-Diclorofenoxiacético sais e ésteres)	94-75-7	0,30	UPLC-MS-MS
2,4-Diclorofenol	120-83-2	1,6	UPLC-MS-MS
Antimónio dissolvido	7440-36-0	5,6	ICP-MS
Arsénio dissolvido	7440-38-2	50	ICP-MS
Bário dissolvido	7440-39-3	140	ICP-MS
Bentazona	25057-89-0	80	UPLC-MS-MS
Cobre dissolvido	7440-50-8	7,8 (depende de pH, DOC e dureza da água)	ICP-MS
Crómio dissolvido	7440-47-3	4,7	ICP-MS
Dimetoato	60-51-5	0,07	LC-MS-MS
Etilbenzeno	100-41-4	65	SPME-GC-MS
Fosfato de Tributilo (Tributilfosfato)	126-73-8	66	Método Fluxo Contínuo Segmentado
Linurão	330-55-2	0,15	UPLC-MS-MS
MCPP (Mecoprope)	7085-19-0	5,5	UPLC-MS-MS
Xileno (total)	1330-20-7	2,4	SPME-GC-MS
Tolueno	108-88-3	74	SPME-GC-MS
Zinco dissolvido	7440-66-6	7,8 (depende de pH, DOC e dureza da água)	ICP-MS
Terbutilazina	5915-41-3	0,22	LC-MS-MS
Desetilterbutilazina (metabolito)	30125-63-4	0,14	LC-MS-MS
Cianetos Totais (CN)	57-12-5	5,0	Método Fluxo Contínuo Segmentado
Bisfenol-A	80-05-7	0,20	*
Lítio dissolvido	7439-93-2	1,65 mg/l	*

Legenda: UPLC-MS-MS (Ultra-performance liquid chromatography-mass spectrometry); ICP-MS (Inductively coupled plasma mass spectrometry); LC-MS-MS (Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry); SPME-GC-MS (solid-phase microextraction followed by gas chromatography-mass spectrometry method); *Sem método acreditado

Fonte: Adaptado de DRH/DEQA (2021) e de IPAC (2022).

Comparativamente com o 2º Ciclo de Planeamento (2016-2021), dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica, verifica-se que foram introduzidos dois novos poluentes específicos para avaliação do Estado Ecológico das águas de superfície interiores, designadamente, o Bisfenol-A e o Lítio dissolvido, tendo sido retirado da lista o 3,4- Dicloroanilina e mantidas todas as Normas de Qualidade Ambiental definidas.

2.5. Elementos Hidromorfológicos de suporte aos Elementos Biológicos

Em 2021, a APA, I.P. encomendou um estudo ao Professor Rodrigo de Oliveira sobre avaliação das disponibilidades hídricas atuais e futuras e aplicação do Índice de escassez WEI+, tendo esse estudo concluído que nos últimos 20 anos a precipitação em Portugal e Espanha diminuiu cerca de 15%, prevendo-se que diminua entre 10 a 25% até ao final do século, encontrando-se a bacia hidrográfica do Guadiana em escassez severa (Figura 10) (Oliveira, R. 2021).

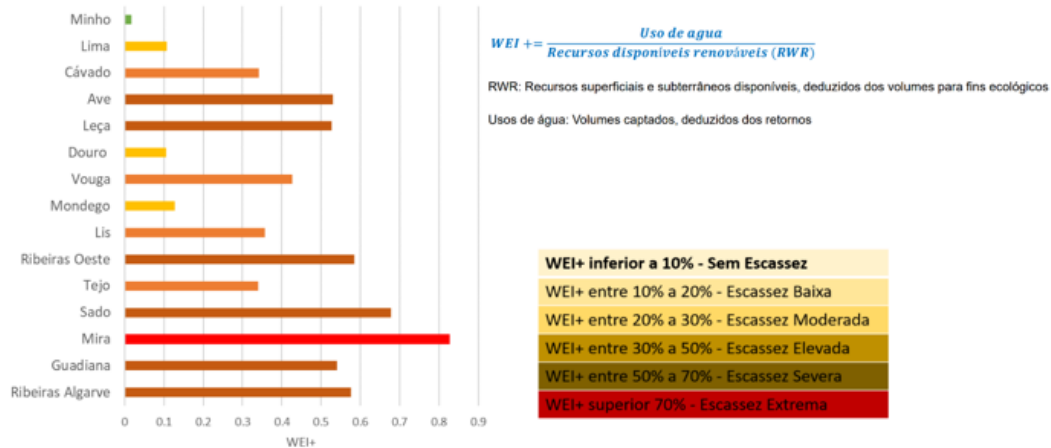


Figura 10- Avaliação das disponibilidades hídricas e aplicação do índice de escassez WEI+ (Adaptado de Oliveira, R., 2021).

A metodologia *River Habitat Survey* (RHS) é um método aceite pela DQA para avaliação dos elementos hidromorfológicos (Quadro 6), que envolve a utilização de um questionário em papel, GPS e máquina fotográfica para o levantamento de dados em campo (Cunha, A., *et al.* 2015).

A metodologia RHS é aplicada ao longo de um troço de 500 m de comprimento do rio, abrangendo uma faixa de 50 m de cada lado do rio. São recolhidos dados hidromorfológicos relativos ao leito e margens, tipo de fluxo e substrato, uso do solo e presença de macrófitas, em 10 verificações pontuais espaçadas em intervalos de 50 metros. Os dados recolhidos são usados para calcular dois índices do estado do habitat ribeirinho, designadamente o *Habitat Modification Score* (HMS) e o *Habitat Quality Assessment* (HQA). O HMS fornece uma estimativa do grau de modificação do rio e da presença de elementos artificiais (pontes, açudes), ao passo que, o HQA indica a qualidade do habitat e diversidade de recursos (Cunha, A., *et al.* 2015).

Quadro 6- Elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos e respetivas componentes e indicadores a utilizar na avaliação da qualidade ecológica.

Categoria	Elementos hidromorfológicos	Componente	Indicador
Rios	Regime hidrológico	Caudais e condições de escoamento	<i>River Habitat Survey</i> (RHS)
	Continuidade do rio	Continuidade do rio	
	Condições morfológicas	Estrutura e substrato do leito	
		Estrutura da zona ripícola	

Fonte: Adaptado de DRH/DEQA (2021).

2.6. Avaliação do Risco Ambiental

Rodrigues, S. *et al.*, 2022 referem que o sistema de avaliação definido na DQA, pese embora permita uma perspetiva geral do modo como funciona o ecossistema aquático, não consegue estabelecer de forma bem-sucedida associações de causa e efeito entre *stressores* químicos e oscilações nas comunidades aquáticas, que são determinantes para o planeamento e para a definição de medidas de gestão das massas de água.

Nesta medida, a avaliação da qualidade de amostras complexas de águas naturais em organismos modelo possibilita a caracterização de potenciais respostas biológicas, assinalando a presença de risco, sem a exigência de conhecer e quantificar todos os componentes e compostos das amostras naturais (Rodrigues, S. *et al.*, 2022).

Um processo de Avaliação de Risco Ambiental pode ser desenvolvido através da metodologia do Quociente de Risco (RQ), comparando as concentrações ambientais dos poluentes com os efeitos toxicológicos em pelo menos três níveis tróficos do ecossistema (Landis *et al.*, 2003), tendo sempre em consideração as características físico-químicas do poluente, que podem influenciar a sua dinâmica ambiental e conseqüentemente a exposição das espécies dos ecossistemas aquáticos.

A Universidade de *Hertfordshire*, designadamente, a Unidade de Investigação em Agricultura e Meio Ambiente, desenvolveu uma base de dados que reúne informação sobre um conjunto elevado de pesticidas, nomeadamente, identidade química, propriedades físico-químicas, ciclo ambiental, efeitos na saúde humana e dados ecotoxicológicos (Lewis *et al.* 2016).

Os efeitos toxicológicos são medidos por *endpoints* toxicológicos, que são frequentemente reportados em termos de NOEL, *no-observed-effect-level*, que é a dose mais alta determinada experimentalmente que não produz um efeito biologicamente significativo (Hallenbeck, 1993).

Os efeitos ecotoxicológicos podem ser considerados em vários níveis organizacionais. A introdução de um poluente no sistema pode resultar em alterações bioquímicas ao nível molecular, tendo como resultado alterações fisiológicas nos tecidos e órgãos, podendo inclusivamente, os organismos afetados sofrer mudanças populacionais (Manahan, 2010).

Pode-se considerar os efeitos, em ordem ascendente, nos níveis de organização subcelular (molecular e bioquímica), celular (tecidos e órgãos), organismo (mortalidade, reprodução e desenvolvimento, suscetibilidade a doenças, comportamento), população, comunidade e ecossistema (Klaassen, 2008).

Pseudokirchneriella subcapitata, *Daphnia magna* e *Oncorhynchus mykiss* são exemplos de espécies indicadoras utilizadas nos processos de avaliação de risco ambiental e avaliação ecotoxicológica.

Pseudokirchneriella subcapitata é uma microalga presente em massas de água doce e que tem sido utilizada como modelo celular em diversos estudos, sendo muito sensível a uma grande diversidade de poluentes, designadamente, metais pesados, antibióticos e herbicidas. Num estudo realizado, verificou-se, p.e., que o herbicida metolaclo induziu uma alteração na fisiologia de *P. subcapitata* e prejudicou o desenvolvimento normal do seu ciclo reprodutivo. Devido à sua importância para o ambiente, esta alga tem sido indicada para avaliação de ecotoxicidade de substâncias químicas por organizações internacionais como a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA) (Machado, M. *et al.*, 2021).

Daphnia magna (Figura 11) é um dos organismos mais comumente utilizado para avaliar a toxicidade de substâncias químicas, com recurso a testes baseados em imobilização e letalidade. O género *Daphnia* comumente conhecido como pulga de água, inclui mais de 100 espécies de organismos planctónicos de água doce, alimentando-se em vários tipos de reservatórios de água doce permanentes, onde filtram bactérias, algas, cianobactérias, protozoários e outras pequenas partículas em suspensão na água, desempenhando um papel fundamental como consumidor primário na cadeia

alimentar aquática de água doce, pois representam um alimento para invertebrados predadores e fauna piscícola, além de que, consomem algas e, portanto, melhoram a qualidade da água (Tkaczyk, A. *et al.* 2021).

O ciclo de vida da *D. magna* pode ser caracterizado de acordo com o seu modo de reprodução, sexuada ou assexuada. A utilização de *D. magna* tem muitas vantagens, como o tamanho do corpo, ciclo de vida curto, alta fecundidade e reprodução partenogenética. Um indivíduo adulto varia de 5 a 6 mm. Têm 10 pares de apêndices incluindo anténulas, antenas, maxilas e mandíbulas e 5 membros torácicos no tronco (Tkaczyk, A. *et al.* 2021). São organismos incolores devido à carapaça quitinosa transparente que protege o tórax e o abdómen, porém podem apresentar uma cor avermelhada como resultado da produção de hemoglobina. A visibilidade através da carapaça transparente permite observar vários pares de membros com cerdas (pelos). Esses membros móveis formam um aparelho para alimentação e respiração e geram uma corrente de água que direciona protozoários, algas, bactérias diretamente para a boca e depois para a mandíbula onde o alimento é processado mecanicamente. A característica mais diferenciadora da *D. magna* é um único grande olho e dois pares de antenas altamente ramificadas que são usadas para locomoção (Tkaczyk, A. *et al.* 2021).

Oncorhynchus mykiss (Figura 12), com o nome comum de truta arco-íris, é uma espécie de peixe comum em toda a Europa e que eleger como habitat água doce, limpa e bem oxigenada de rios. A temperatura ideal para o seu crescimento é de 17°C, a temperatura preferencial para desova é de aproximadamente 12°C e tolera temperaturas na faixa de 0°C a 25°C. A reprodução de *O. mykiss* é sexuada, a fertilização é externa, com a truta fêmea a escavar uma cavidade no cascalho do leito do rio para pôr os ovos. As trutas jovens alimentam-se de zooplâncton, crescem e migram para jusante do rio com cerca de um ano. O crescimento até à idade adulta no rio leva entre 2 a 4 anos. A idade máxima que atingem é de 11 anos (Jonsson, B., 2011).

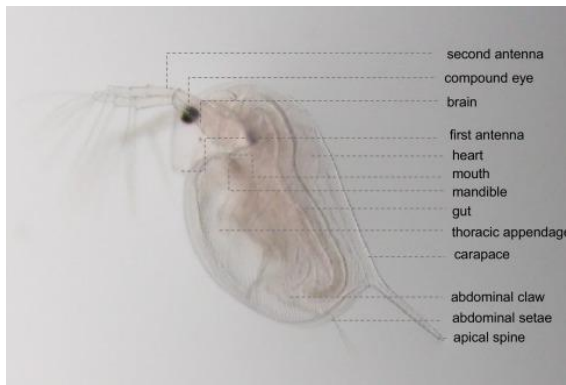


Figura 11- Anatomia de *Daphnia magna* com elementos básicos da sua estrutura (Tkaczyk, A. *et al.*, 2021).



Figura 12- Macho de *Oncorhynchus mykiss* com 7.3 Kg (Jonsson, B., 2011).

Os pesticidas são substâncias que controlam o desenvolvimento de espécies nefastas para as culturas agrícolas, a maioria são químicos orgânicos sintéticos, com capacidade de bloquear processos metabólicos vitais, sendo que, em conjunto, os inseticidas, herbicidas e fungicidas representam a maior parte dos pesticidas que são anualmente comercializados/utilizados (Baird *et al.*, 2012).

Os três tipos de produtos químicos que produzem efeitos prejudiciais a longo prazo de maior preocupação são mutagénicos, substâncias que causam mutações no ADN, a maioria das quais são prejudiciais e que podem produzir traços hereditários; cancerígenos, substâncias que causam cancro, e teratogénicos, substâncias presentes na mãe que causam defeitos congénitos no feto (Baird *et al.*, 2012).

Um grupo de investigadores efetuou a avaliação do risco de pesticidas na bacia do Guadiana, uma bacia com forte pressão agrícola e bastante afetada pela escassez de água. O estudo integrou a monitorização de oito locais de amostragem de água na albufeira de Alqueva, designadamente, (1) Álamos (Al), (2) Mourão (Mr), (3) Montante (Mn), (4) Lucefécit (Lf), (5) Zebro (S_Zb), (6) Álamos junto à plataforma de Mourão (S_Al), (7) Amieira (S_Am) e (8) Lucefécit junto à plataforma Lucefécit (S_Lf) (Palma, P. *et al.*, 2021).

Foram analisados 51 pesticidas durante 12 campanhas de amostragem, realizadas bimestralmente de janeiro de 2017 a novembro de 2018, nos períodos que foram definidos pela Administração da Região Hidrográfica do Alentejo (Palma, P. *et al.*, 2021).

Na Figura 13, constam os resultados da avaliação de risco ambiental efetuada por Palma, P. *et al.*, 2021.

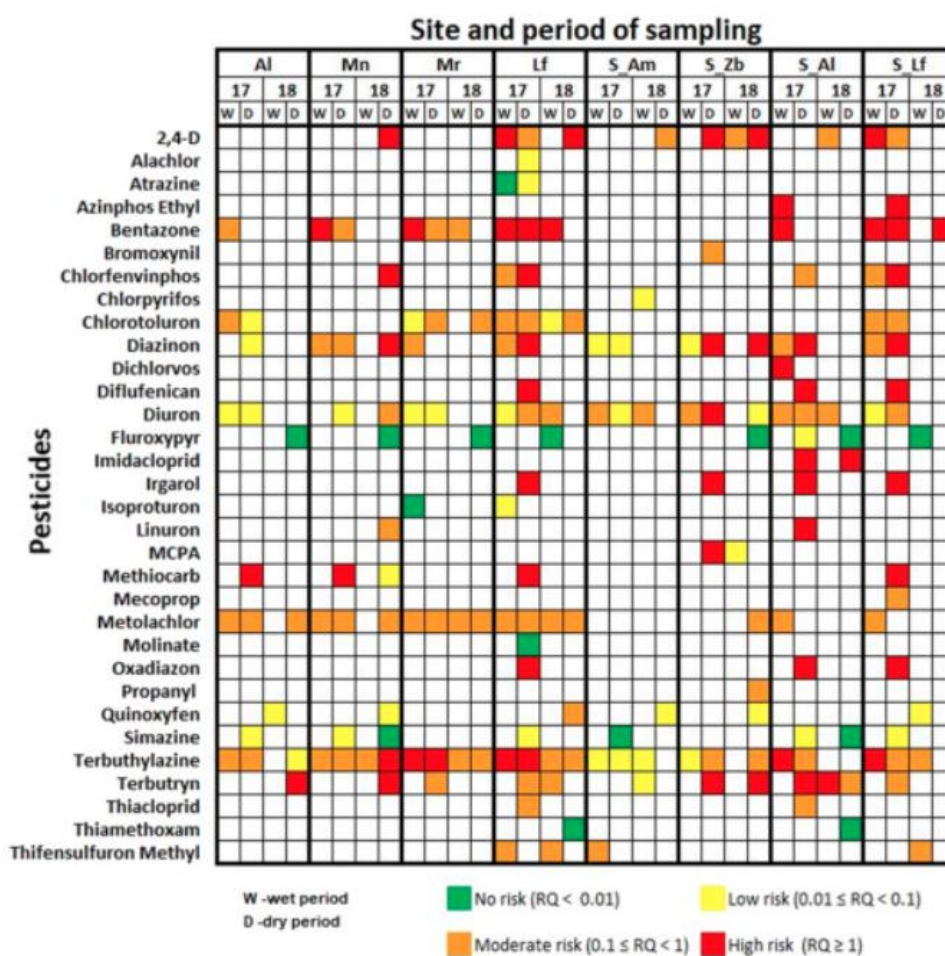


Figura 13- Resultados da Avaliação de Risco Ambiental efetuada na Albufeira de Alqueva e tributários a Alqueva, nos anos de 2017 e 2018 (Palma, P. *et al.*, 2021).

Os resultados do estudo mostraram que o risco ambiental existe e que é necessário implementar medidas para melhorar o uso sustentável de substâncias químicas nas áreas agrícolas, trabalhando com agricultores e entidades gestoras para reduzir a contaminação dos ecossistemas aquáticos (Palma, P. *et al.*, 2021).

3. Materiais e Métodos

O trabalho desenvolvido enquadra-se na área da Biomonitorização Ambiental, do mestrado de Engenharia do Ambiente, designadamente, a nível de planeamento de recursos hídricos superficiais, avaliação do estado qualitativo e classificação do estado ecológico de massas de água de superfície.

O estágio decorreu na Divisão de Planeamento e Informação, da Administração da Região Hidrográfica do Alentejo, da Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.. A Divisão de Planeamento e Informação (DPI), desde 2013 que realiza um trabalho contínuo de monitorização das massas de água superficiais e subterrâneas das Regiões Hidrográficas do Sado, Mira e do Guadiana, com o apoio do Laboratório de Águas de Évora, acreditado pelo IPAC- Instituto Português de Acreditação, segundo o referencial NP EN ISO/IEC 17025. Esta Divisão sucedeu à então Divisão de Monitorização da Ex-Administração da Região Hidrográfica do Alentejo, I.P. que realizava igualmente ações regulares de monitorização dos recursos hídricos da região, desde 2009. O trabalho de monitorização é desenvolvido em colaboração com a Divisão do Alentejo Litoral e Baixo Alentejo (DALBA), da ARH Alentejo, na componente de amostragem, bem como em colaboração com a Divisão do Estado Qualitativo da Água (DEQA) e com a Divisão de Planeamento e Gestão da Água (DPGA), ambas do Departamento de Recursos Hídricos (DRH), dos serviços centrais da APA, I.P.

Para a persecução dos objetivos propostos foram desenvolvidos os seguintes métodos:

(1) Pesquisa bibliográfica para fundamentação teórica e caracterização do estado da arte relativamente ao Estado Ecológico de uma massa de água superficial e Elementos que o constituem, designadamente, Elementos de Qualidade Biológicos (Fitobentos- Diatomáceas bentónicas e Macroinvertebrados bentónicos), Elementos Físico-Químicos Gerais de suporte aos Elementos Biológicos, Poluentes Específicos e Elementos Hidromorfológicos de suporte aos Elementos Biológicos;

(2) Caracterização da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), através de levantamento de campo e de consulta de diversas bases de dados de informação, designadamente:

(i) Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana, 3º Ciclo de Planeamento, para consulta da Ficha da Massa de Água;

(ii) Carta Militar de Portugal- Série M888, escala 1/25 000, do Centro de Informação Geoespacial do Exército. Informação trabalhada no *software* QGIS Open Source;

(iii) Carta Geológica de Portugal à escala 1: 500 000, publicada pelos Serviços Geológicos de Portugal em 1992. Informação trabalhada no *software* QGIS Open Source;

(iv) Sistema Agrometeorológico para a Gestão da Rega no Alentejo (SAGRA), do Centro de Competências para o Regadio Nacional (COTR). Consulta dos registos diários da precipitação e da temperatura média diária do ar da estação meteorológica automática de Serpa, com o número de identificação 1010, localizada nas coordenadas 37° 58' 06" N (Latitude) e 07° 33' 03" W (Longitude);

(v) Geovisualizador do PGRH 3º Ciclo da Administração da Região Hidrográfica do Alentejo, para consulta do estado da massa de água e parâmetros responsáveis.

(3) Identificação e caracterização de pressões antropogénicas qualitativas pontuais e difusas, com recurso a diversas bases de dados e plataformas, designadamente:

(i) Sistema Integrado de Licenciamento do Ambiente (SILiAMB), da Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., para consulta de Títulos de Utilização de Recursos Hídricos (TURH) de rejeição de águas residuais;

(ii) Sistema de Identificação do Parcelar (iSIP), do Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas, I.P. (IFAP, I.P.), para identificação das parcelas das explorações agrícolas, ocupação do solo e culturas. Para análise da ocupação agrícola, foi descarregada a informação geográfica de Portugal

Continental do iSIP referente aos seis anos em estudo, de 2014 a 2019, a qual se projetou no *software* QGIS e se retirou o parcelário, as culturas e a ocupação do solo, tendo-se efetuado para cada ano um *clip* (recorte) pela massa de água, seguido de um *spatial join* (interligação) das bases de dados de ocupação do solo e culturas de cada ano, bem como um *dissolve* pelas culturas para obtenção dos polígonos, tendo-se em seguida procedido ao cálculo das áreas por tipologia de cultura, pelo que se obteve um Projeto QGIS relativo a cada ano em estudo.

(iii) *Download* da Base Geográfica de Referência de Informação (BGRI) relativa ao Continente, dos Censos dos anos de 2011 e 2021, do Instituto Nacional de Estatística (INE) e seleção por subsecções, para consulta do número de habitantes residentes em Vale de Vargo (única localidade na área em estudo).

(4) Consulta dos dados de qualidade da estação de monitorização 26M/51 (Figura 14) no Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), da APA, I.P., localizada nas coordenadas - 7.418583 e 37.979556 (WGS84), a montante da Albufeira do Enxoé (PT07GUA1522).

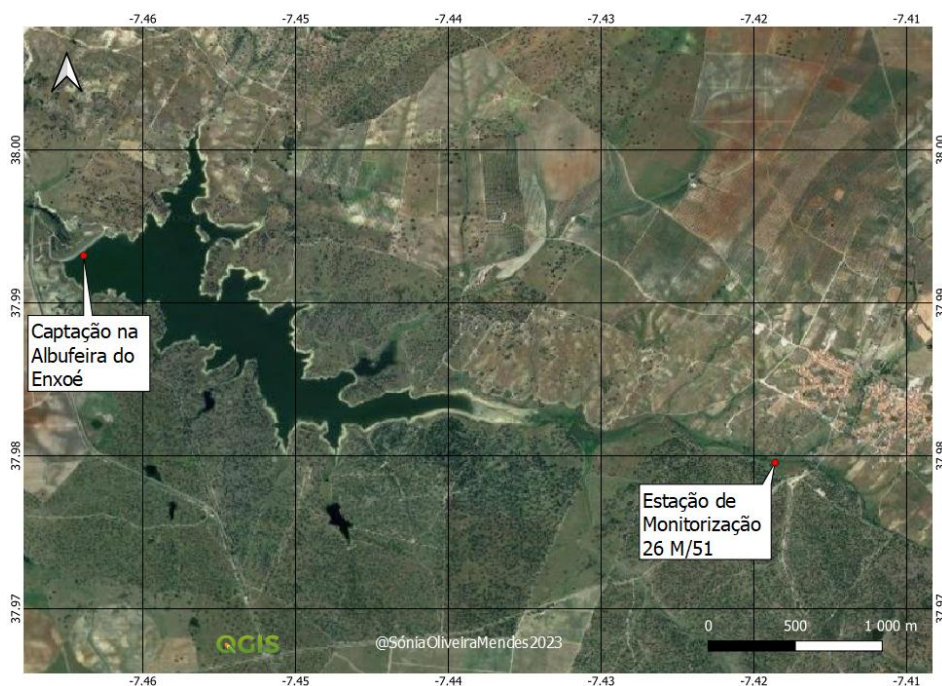


Figura 14- Localização da Estação de Monitorização 26M/51.

Análise e discussão dos resultados de monitorização (Anexo I), com comparação dos resultados de físico-químicos gerais com os Limiares (Quadro 4) e dos resultados de poluentes específicos com as Normas de Qualidade Ambiental (Quadro 5).

Requisição e estudo dos resultados da monitorização de elementos biológicos efetuada pela APA, I.P., na Ribeira do Enxoé, no período de 2014 a 2019, no âmbito do 3º Ciclo de Planeamento do PGRH7 (2022-2027), para avaliação do Estado Ecológico e do Estado Global da massa de água superficial.

Para o elemento de qualidade Fitobentos- Diatomáceas bentónicas, foi adotado o Índice de Poluossensibilidade Específica (*IPS*), calculado no *software* OMNIDIA <https://omnidia.fr/en/features/>, que considera (DRH/DEQA, 2021):

- A abundância relativa da espécie (*A_i*);
- O valor da sensibilidade da espécie face à degradação (*i*) (varia de 1 para as espécies mais resistentes a 5 para as espécies mais sensíveis);

$$IPS = \frac{\sum_{i=1}^n A_i v_i}{\sum_{i=1}^n A_i v_i}$$

- O valor indicador da espécie (vi) (varia de 1 para taxa com larga distribuição ecológica a 3 para taxa com distribuição ecológica restrita).

Para o elemento de qualidade Macroinvertebrados bentónicos foi adotado o Índice Português de Invertebrados Sul (IPtIS), calculado no *software* ibib-Índice Biológico de Invertebrados Bentónicos (<http://www.isa.ulisboa.pt/proj/ibib/>), desenvolvido pelo Instituto Superior de Agronomia em parceria com a Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., de acordo com a seguinte expressão (DRH/DEQA, 2021):

IPtIs = $N.^{\circ} \text{ taxa} \times 0.4 + \text{EPT} \times 0.2 + (\text{IASPT}-2) \times 0.2 + \log (\text{Sel. EPTCD} + 1) \times 0.2$, em que:

$N.^{\circ} \text{ taxa}$: $N.^{\circ}$ total de *taxa* (maioritariamente Famílias);

EPT taxa : $N.^{\circ}$ de Famílias pertencentes às ordens *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*;

Eveness (ou Equitabilidade): Corresponde ao Índice de Pielou, consistindo no índice de diversidade de Shannon-Wiener (H) dividido pela diversidade máxima possível com esse número de *taxa*, i.e. H/max ;

IASPT: ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico dividido pelo $n.^{\circ}$ de famílias;

$\log (\text{Sel. ETD}+1)$: \log_{10} de $1 +$ soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, *Ephemeridae*, *Brachycentridae*, *Goeridae*, *Odontoceridae*, *Limnephilidae*, *Polycentropodidae*, *Athericidae*, *Dixidae*, *Dolichopodidae*, *Empididae*, *Stratiomyidae*;

$\log (\text{Sel. EPTC}+1)$: \log_{10} de $1 +$ soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias *Chloroperlidae*, *Nemouridae*, *Leuctridae*, *Leptophlebiidae*, *Ephemerellidae*, *Philopotamidae*, *Limnephilidae*, *Psychomyiidae*, *Sericostomatidae*, *Elmidae*, *Dryopidae*, *Athericidae*.

(5) Avaliação do Risco Ambiental para cada pesticida determinado (2,4-D, Bentazona, Dimetoato, Linurão, MCPP, Terbutilazina e Desetilterbutilazina). Pela consulta da PPDB- *Pesticide Properties Data Base*, da Universidade de *Hertfordshire* (Lewis *et al.*, 2016) e da ECHA- *European Chemicals Agency*, efetuou-se a caracterização das propriedades dos pesticidas, bem como dos parâmetros ecotoxicológicos para o ecossistema aquático (Anexo II).

Para a determinação do risco ambiental, foram identificados 3 níveis tróficos e, para o membro mais sensível, dividiu-se o NOEC- *No Observed Effect Concentration* pelo fator de segurança (Baird *et al.*, 2012) definido na alínea i) do $n.^{\circ}$ 3, do Anexo V, do Decreto-Lei $n.^{\circ}$ 77/2006, de 3 de março, para obtenção do PNEC- *Predicted no Effect Concentration*.

Em seguida procedeu-se ao cálculo do Quociente de Risco (QR), através da razão entre da concentração do poluente pelo PNEC (Landis *et al.*, 2003). Para os poluentes com uma concentração inferior ao Limite de Quantificação (LQ) do método analítico, o cálculo do QR é obtido através da fixação em metade do valor do LQ em causa [$n.^{\circ}$ 1, artigo 5 $^{\circ}$, Decreto-Lei $n.^{\circ}$ 83/2011, de 20 de Junho; Barbieri, M., *et al.*, 2021].

A avaliação do risco é efetuada de acordo com a metodologia de Sanchez-Bayo *et al.* (2002), específica para avaliar o risco ecotoxicológico que os pesticidas agrícolas representam para os ecossistemas, que classifica o Quociente de Risco em quatro grupos, designadamente, sem risco: $\text{RQ} < 0.01$; baixo risco: $0.01 \leq \text{QR} < 0.1$; risco moderado: $0.1 \leq \text{QR} < 1$; e alto risco: $\text{QR} \geq 1$;

(6) Elaboração de uma proposta de plano integrado de monitorização/ avaliação para a Ribeira do Enxoé, face ao objetivo de alcance do Bom Estado Ecológico da massa de água e ao Plano existente;

(7) Definição de 7 propostas de medidas de mitigação adicionais, específicas para alcance do Bom Estado Ecológico e, consequentemente, alcance do Bom Estado Global da massa de água em estudo.

4. Caso de Estudo

4.1. Caracterização da Massa de Água Superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532)

4.1.1. Caracterização Territorial

A massa de água superficial Ribeira do Enxoé (Figura 15), com o código PT07GUA1532, localiza-se no concelho de Serpa, distrito de Beja, sendo uma subunidade da região hidrográfica do Guadiana. Caracteriza-se por ter uma área de bacia de 36,59 Km², cujo escoamento superficial da sua rede hidrográfica drena para a sua linha de água principal com uma extensão de 3,987 Km, denominada Ribeira do Enxoé (Figuras 17, 18 e 19), tendo esta denominação da linha de água dado o nome à bacia/massa de água superficial em estudo (APA, I.P., 2022).

A massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) encontra-se identificada nas folhas 523, 524, 533 e 534 da Carta Militar de Portugal, Série M888, escala 1/25 000, do Centro de Informação Geoespacial do Exército.

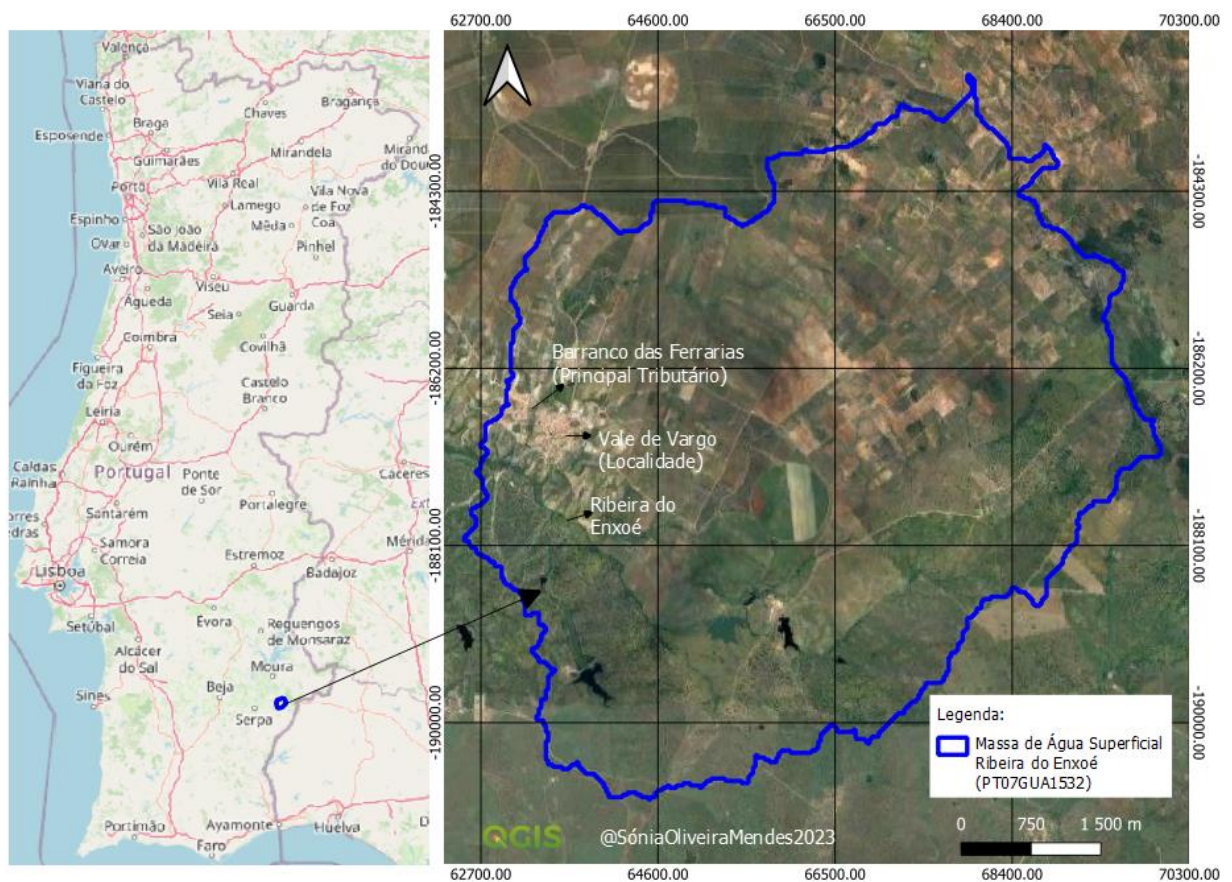


Figura 15- Localização da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) (Adaptado de Geovisualizador PGRH 3º Ciclo | ARH Alentejo).

Na Figura 16 é apresentado um ortofotomapa da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), no qual é possível observar a massa de água superficial delimitada com contorno a azul e preenchimento com cor vermelha, representativa do seu Estado Ecológico e do seu Estado Global. É ainda possível visualizar a localidade de Vale de Vargo, a Ribeira do Enxoé e na margem direita o seu principal tributário, o Barranco das Ferrarias. A jusante da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) localiza-se a massa de água superficial Albufeira de Enxoé (PT07GUA1522) (Figura 20).

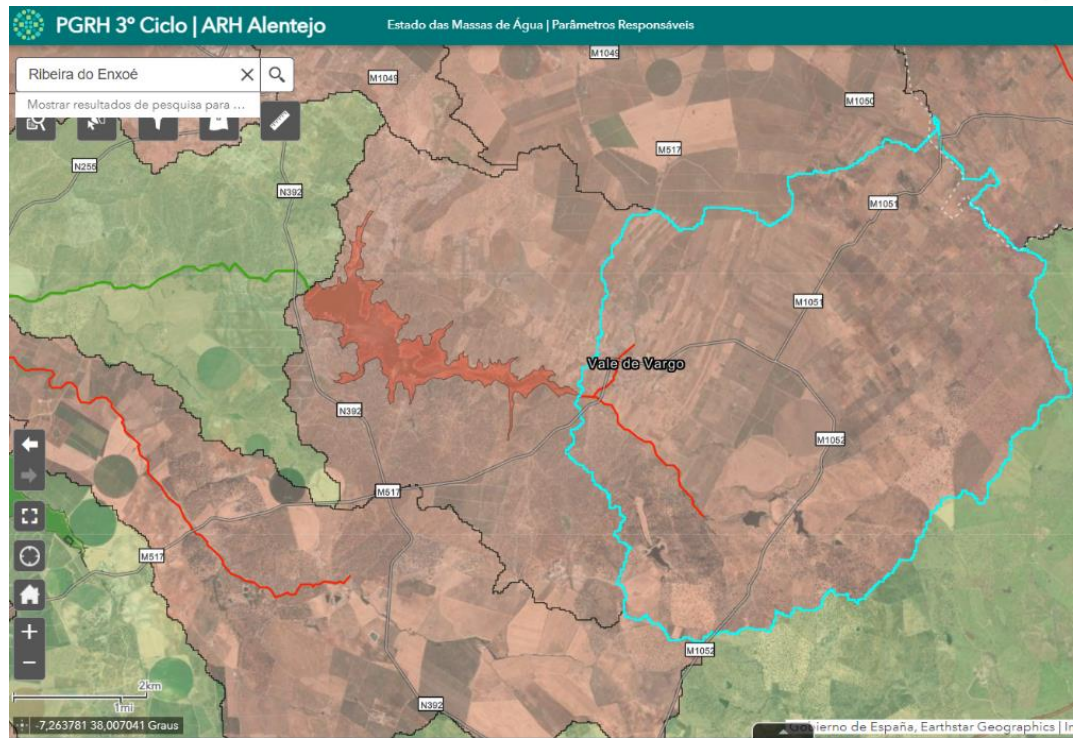


Figura 16- Ortofotomapa da massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) (Adaptado de Geovisualizador PGRH 3º Ciclo | ARH Alentejo).



Figura 17- Ribeira do Enxoé, jusante (Arquivo pessoal).



Figura 18- Ribeira do Enxoé, montante (Arquivo pessoal).



Figura 19- Ribeira do Enxoé, pormenor (Arquivo pessoal).



Figura 20- Albufeira de Enxoé (PT07GUA1522), torre de captação (Arquivo pessoal).

4.1.2. Caracterização Hidrogeológica

A massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) localiza-se maioritariamente sobre o aquífero de Moura- Ficalho (PTA10), que tem uma área total de 185,84 Km², uma disponibilidade de água subterrânea de 23,10 hm³/ano e um Estado Global Médio devido ao parâmetro Dimetoato, mas também se localiza sobre o aquífero Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Guadiana (PTA0X1RH7_C2), que tem uma área total de 6 268,05 Km², uma disponibilidade de água subterrânea de 138,29 hm³/ano e um Estado Global Médio devido ao parâmetro Nitrato, conforme consultado no Geovisualizador PGRH 3º Ciclo da ARH Alentejo (Figura 21).

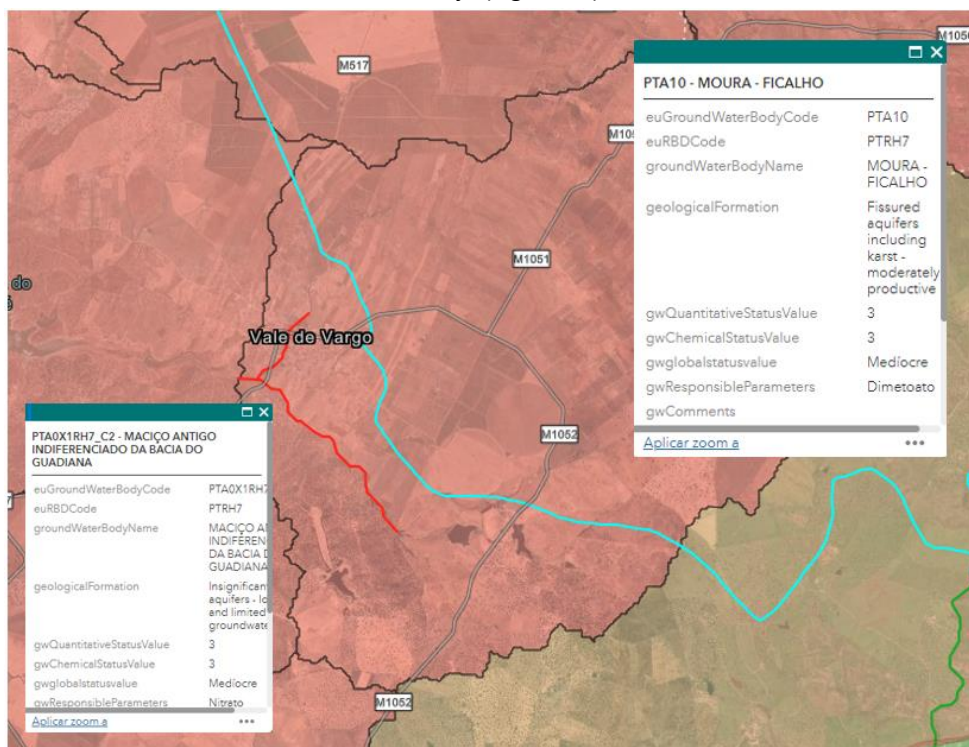


Figura 21- Massas de Água Subterrânea (Adaptado de Geovisualizador PGRH 3º Ciclo | ARH Alentejo).

Os solos são do tipo Luvisolos e em termos de formações geológicas, identificam-se nove formações geológicas distintas (Figura 22), sendo a mais representativa, o Complexo Vulcano- Sedimentar Carbonatado de Ficalho-Moura: vulcanitos ácidos e mármore, formados no Eonotema Fanerozóico, Eratema Paleozóico e Sistema Câmbrico-Ordovícico (Carta Geológica de Portugal à escala 1: 500 000. Serviços Geológicos de Portugal (1992)).

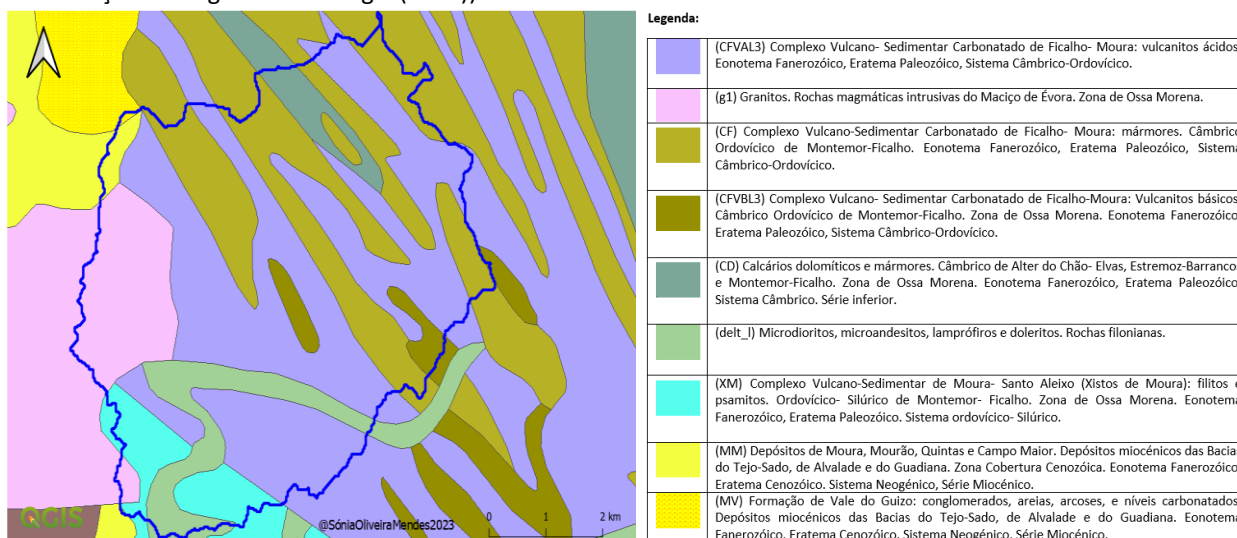


Figura 22- Formações Geológicas na área em estudo (Adaptado de Carta Geológica de Portugal à escala 1: 500 000. Serviços Geológicos de Portugal (1992)).

4.1.3. Caracterização Climática

O Plano Intermunicipal de Adaptação às Alterações Climáticas do Baixo Alentejo, refere que do ponto de vista climático, o território do Baixo Alentejo se enquadra na variação “CSA” da classificação de Köppen, ou seja, um clima temperado com um verão seco e quente (SPI *et al.*, 2018).

Nos anos mais recentes tem-se observado uma maior frequência de episódios de seca meteorológica, alguns deles que se têm prolongado por mais de um período húmido (outono e inverno) e seco (primavera e verão) (IPMA, 2023).

Nos últimos 80 anos, realçam-se onze episódios de seca meteorológica com maior severidade: 1944/45, 1948/49, 1980/82, 1991/93, 1994/95, 2004/06, 2011/12, 2015, 2017/18, 2019 e 2022 (IPMA, 2023).

Deste modo, verifica-se que nos 6 anos em estudo (2014 a 2019), ocorreram três dos onze episódios de seca meteorológica mais severa anteriormente referidos, designadamente, no ano de 2015, nos anos de 2017/18 e no ano de 2019.

Na Figura 23 é possível visualizar a temperatura média mensal do ar dos seis anos em estudo.

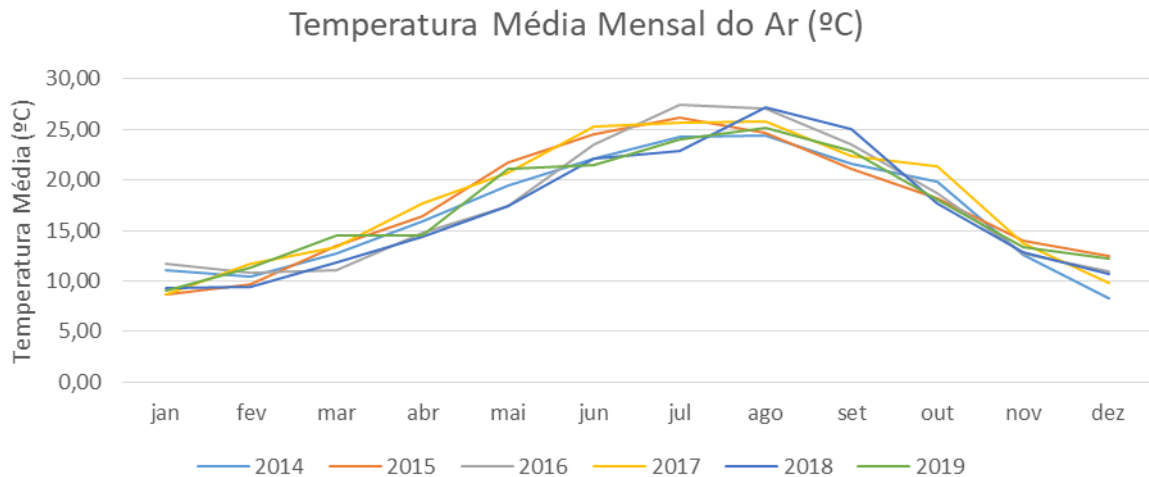


Figura 23- Temperatura Média Mensal do Ar nos anos de 2014 a 2019 (SAGRA/COTR, 2023).

Verifica-se que a temperatura média mensal do ar vai subindo progressivamente, atingindo o seu pico nos meses de julho e agosto, após os quais também desce progressivamente. O ano de 2016 foi o ano com a temperatura média mensal do ar mais elevada, tendo atingido um valor de 27,40°C no mês de julho, seguido do ano de 2018, com a temperatura média mensal mais elevada a atingir um valor de 27,13°C em agosto.

Quanto à precipitação, no período em estudo, verifica-se que o ano de 2014 foi o ano em que ocorreu maior quantidade de precipitação (665,10 mm), e no ano seguinte em 2015, o ano em que menos precipitação ocorreu (292,60 mm), menos de metade do ano anterior, conforme se pode visualizar na Figura 24.

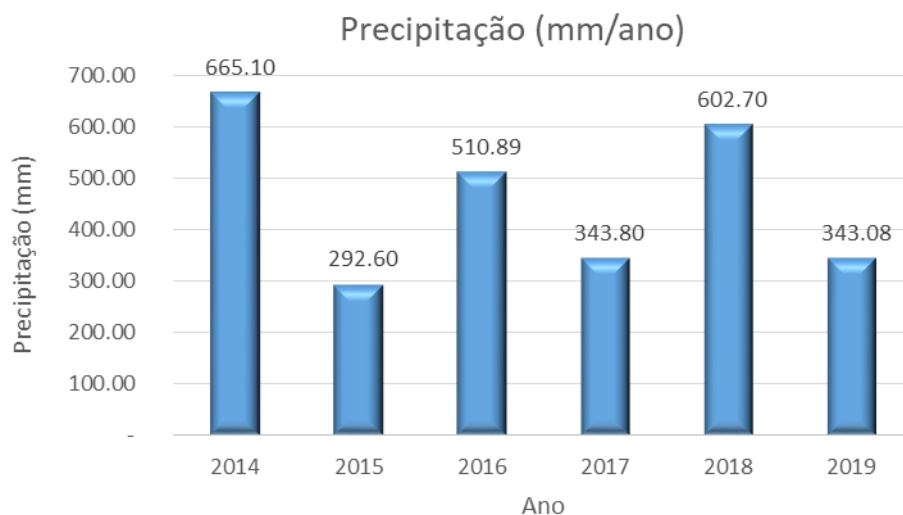


Figura 24- Precipitação (mm/ano), estação meteorológica de Serpa, 2014 a 2019 (COTR/SAGRA, 2023).

A precipitação distribui-se essencialmente por dois períodos, março/abril e outubro/novembro, existindo nos restantes meses uma redução muito significativa de precipitação, conforme se pode observar na Figura 25.

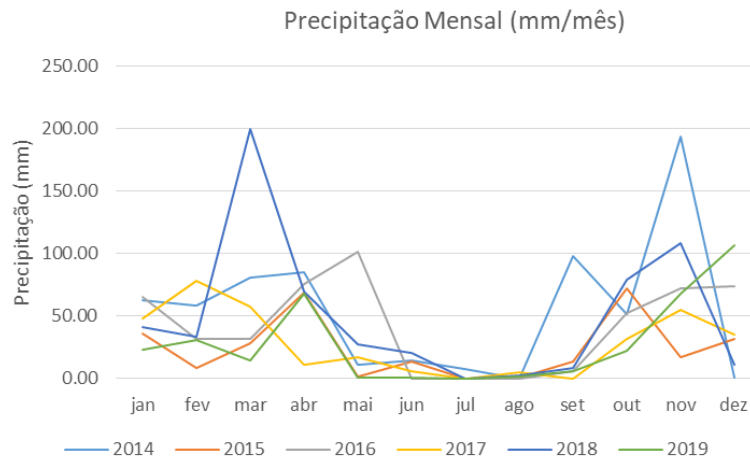


Figura 25- Precipitação (mm/mês), estação meteorológica de Serpa, 2014 a 2019 (COTR/SAGRA, 2023).

4.1.4. Caracterização da Classificação do Estado Ecológico e Global

No âmbito do 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027), do Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana, foi efetuada a classificação do Estado Global de 266 massas de água superficiais, das quais 229 Rios, 30 Albufeiras, 5 de Transição e 2 Costeiras, tendo-se concluído que 106 massas de água (39,8%) apresentam um Estado Global Bom e Superior e que 160 massas de água superficial apresentam um Estado Global Inferior a Bom (60,2%) (Figura 26) (APA, I.P., 2022).

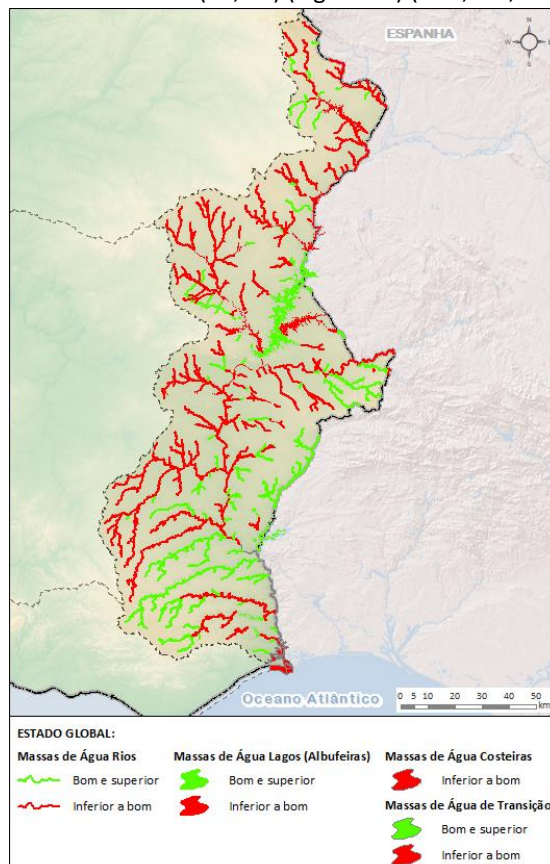


Figura 26- Classificação do Estado Global das massas de água superficiais na RH7, no 3.º ciclo de Planeamento (2022-2027) (APA, I.P., 2022).

Relativamente à avaliação e classificação do Estado da massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532), esta apresenta um Estado Global Inferior a Bom (Quadro 7), tendo-se verificado um agravamento ao nível de Estado Ecológico, dado que a massa de água passou do Estado Mediocre no 1º Ciclo de Planeamento (2009-2015) e no 2º Ciclo de Planeamento (2016-2021) para Mau Estado no 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027).

O Estado Químico, desconhecido no 1º e 2º Ciclo de Planeamento, foi classificado como Bom no 3º Ciclo de Planeamento, na sequência da determinação de um conjunto de substâncias prioritárias identificadas no âmbito da política da água, na Diretiva 2008/105/CE, alterada pela Diretiva 2013/39/UE, que se encontra transposta para a ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei n.º 103/2010, de 24 de setembro, alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 218/2015, de 7 de outubro.

Quadro 7- Classificação do Estado das massas de água superficiais Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532) e Albufeira de Enxóe (PT07GUA1522).

Classificação do Estado	Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532)			Albufeira de Enxóe (PT07GUA1522)		
	1º Ciclo de Planeamento (2009-2015)	2º Ciclo de Planeamento (2016-2021)	3º Ciclo de Planeamento (2022-2027)	1º Ciclo de Planeamento (2009-2015)	2º Ciclo de Planeamento (2016-2021)	3º Ciclo de Planeamento (2022-2027)
Estado/Potencial Ecológico	Mediocre	Mediocre	Mau	Razoável	Razoável	Razoável
Estado Químico	Desconhecido	Desconhecido	Bom	Bom	Bom	Bom
Classificação do Estado Global	Inferior a Bom	Inferior a Bom	Inferior a Bom	Inferior a Bom	Inferior a Bom	Inferior a Bom

Fonte: Adaptado de APA, I.P. (2016) e de APA, I.P. (2022).

Por sua vez, a Albufeira de Enxóe (PT07GUA1522) tem sido classificada com Estado Global Inferior a Bom ao longo dos 3 Ciclos de Planeamento, sendo que o Estado Ecológico se manteve classificado como Razoável e o Estado Químico se manteve classificado como Bom, conforme também se pode verificar no Quadro 7.

4.2. Identificação e Caracterização de Pressões Antropogénicas

4.2.1. Fontes de Poluição Pontual, Águas Residuais Urbanas

Na massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532) identifica-se uma única fonte de poluição pontual, designadamente, um sistema autónomo doméstico, licenciado em 2015, de uma habitação e escritório de empresa agrícola, com 10 pessoas, tratamento secundário, fossa séptica com filtro compacto de coco, meio recetor hídrico, para um volume anual descarregado de 547,5 m³ (SILiAMB). Este sistema autónomo doméstico faz com que a massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532) tenha uma carga pontual conforme definido no Quadro 8.

Quadro 8 - Cargas pontuais do setor urbano na massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532).

Subsetor	CBO ₅ (Kg/ano)	CQO (Kg/ano)	N total (Kg/ano)	P total (Kg/ano)
Sistema Autónomo Doméstico	175,2	292	33,76	6,21

Fonte: Adaptado de APA, I.P. (2022).

A Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para a rejeição de águas residuais deste sistema autónomo, estabelece um Programa de Autocontrolo para as condições de descarga do efluente final, a respeitar pelo titular da Licença, constituído por oito parâmetros, conforme consta no Quadro 9.

Quadro 9- Programa de Autocontrolo do Sistema Autónomo Doméstico.

Local de Amostragem	Parâmetro	Método analítico	Frequência de amostragem	Tipo de amostragem	VLE	Legislação Aplicável
Saída	Caudal (m ³ /mês)			Pontual		
	pH (escala de Sorensen)	Metodologia aplicável em conformidade com o disposto na legislação em vigor e de acordo com a Diretiva 2009/90/CE, transposta para direito interno pelo Decreto-Lei n.º 83/2011, de 20 de junho.	Semestral	Composta (i) Representativa da água residual descarregada, recolhida durante um período de 24 horas com intervalos máximos de 1 hora	6-9	Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto
	Carência Bioquímica de Oxigénio (mg/L O ₂)				40	
	Carência Química de Oxigénio (mg/L O ₂)				150	
	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)				60	
	Azoto total (mg/L N)					
	Fósforo total (mg/L P)					
	Óleos e Gorduras (mg/L)					

Fonte: Adaptado da Licença de Utilização dos Recursos Hídricos (SILiAMB).

O azoto total, o fósforo total e os óleos e gorduras não têm VLE definido no Programa de Autocontrolo da Licença, contudo, o Anexo XVIII do decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, estabelece um VLE para o azoto de 15 mg/L N; um VLE para o fósforo total de 10 mg/L P e de 3 mg/L P para águas que alimentam albufeiras e ainda um VLE para os óleos e gorduras de 15 mg/L.

No levantamento de campo efetuado, verificou-se a existência de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) em Vale de Vargo (Figura 27), licenciada em 2013, com uma capacidade para servir 1500 pessoas, construída pelo INAG- Instituto da Água, I.P. e sob gestão atual da Agda- Águas Públicas do Alentejo, S.A. (SILiAMB).

Verifica-se que a localidade de Vale de Vargo tinha 923 habitantes residentes em 2011, tendo este número descido para 807 habitantes residentes em 2021, sendo esta a única povoação na área em estudo.

A ETAR (Figura 28) inicialmente efetuava a descarga na margem esquerda do Barranco das Ferrarias, um tributário que percorre uma distância de aproximadamente 109 metros desde a última lagoa da ETAR até desaguar na confluência com a Ribeira do Enxoé, o que impactava a qualidade da água na Albufeira do Enxoé.

Em 2014, foi promovida uma empreitada, num valor superior a 1 milhão de euros, para reabilitação da ETAR, com o objetivo de bombear a água residual tratada para outra massa de água superficial a mais de 3 Km de distância. Deste modo, a ETAR não constitui uma fonte de poluição pontual do setor urbano na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532).



Figura 27- Edifício da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Vale de Vargo (Arquivo pessoal).



Figura 28- Lagoas da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Vale de Vargo (Arquivo pessoal).

4.2.2. Fontes de Poluição Difusa, Agricultura e Pecuária

Na Figura 29 é identificada a ocupação do solo na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), relativamente ao ano de 2017, ano em que foram avaliados os quatro elementos que constituem o estado ecológico.

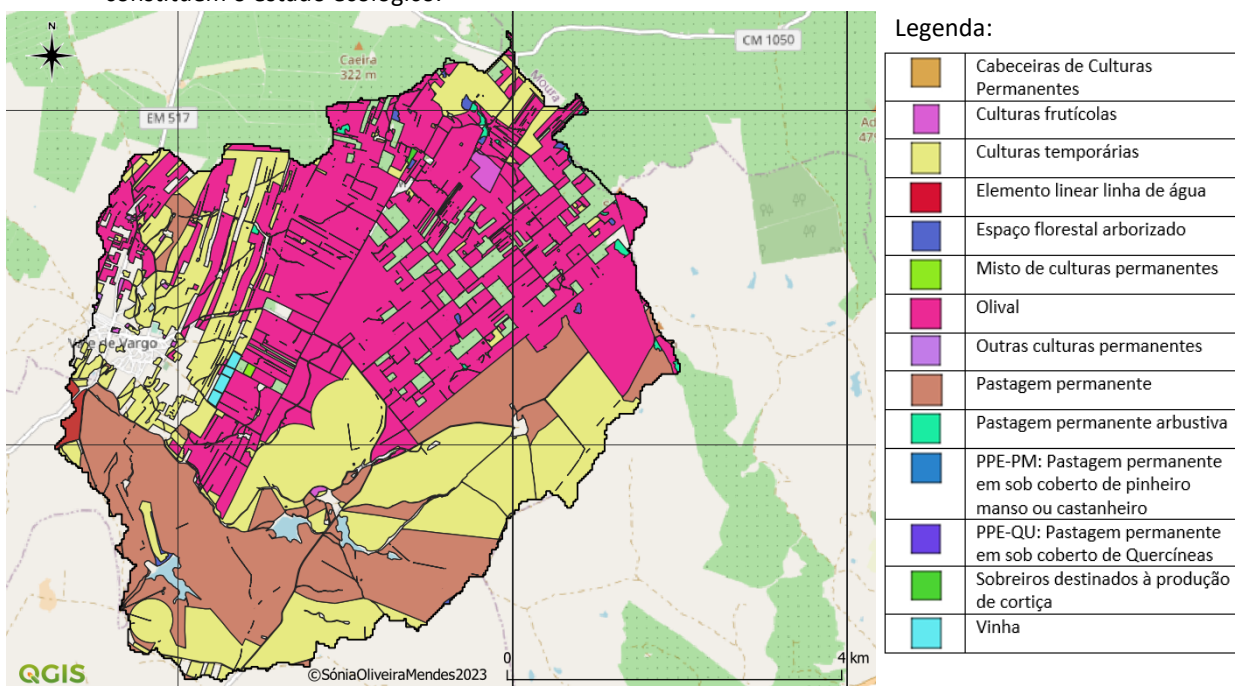


Figura 29- Ocupação do solo na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) (Adaptado de IFAP, iSIP.)

No Quadro 10 é possível observar a ocupação do solo na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), em hectares e em percentagem, ao longo dos 6 anos em estudo (2014 a 2019).

Quadro 10- Ocupação do solo (ha), nos anos de 2014 e 2019, na massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532).

Ocupação do Solo	2014		2015		2016		2017		2018		2019	
	hectares	%	hectares	%	hectares	%	hectares	%	hectares	%	hectares	%
Olival	1587.67	47.36	1524.05	45.43	1365.59	43.22	1409.65	43.71	1409.51	43.75	1461.50	45.62
Culturas Temporárias	1036.71	30.92	1014.02	30.23	1019.96	32.28	1024.34	31.76	1014.92	31.50	1000.09	31.22
Pastagem Permanente	685.62	20.45	773.01	23.04	735.04	23.26	735.08	22.79	742.56	23.05	680.40	21.24
Espaço florestal arborizado	10.33	0.31	10.77	0.32	3.98	0.13	9.85	0.31	8.07	0.25	11.12	0.35
Culturas frutícolas	3.82	0.11	4.38	0.13	4.64	0.15	14.67	0.45	14.34	0.45	14.40	0.45
Misto de culturas permanentes	3.26	0.10	3.25	0.10	1.44	0.05	1.44	0.04	1.44	0.04	1.77	0.06
Vinha	0.03	0.00	0.03	0.00	8.53	0.27	8.16	0.25	8.15	0.25	8.27	0.26
Outras ocupações	25.24	0.75	25.38	0.76	20.36	0.64	22.09	0.68	22.72	0.71	25.82	0.81
Total	3352.68	100.00	3354.89	100.00	3159.54	100.00	3225.28	100.00	3221.71	100.00	3203.37	100.00

Fonte: Adaptado de IFAP, iSIP (2023).

A massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532) tem 3658,91 ha. O ano de 2015 foi o ano em que a área de ocupação cultural foi maior, designadamente, 3354,89 ha. O ano de 2016 foi o ano com menor área de ocupação cultural, designadamente, 3159,54 ha.

Verifica-se que o olival (Figura 30) ocupa quase metade da área da massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532), numa percentagem em que o valor mais baixo foi o do ano de 2016 com 43,22%, que corresponde a 1365,59 ha e o valor mais alto de 47,36%, que corresponde a 1587,67 ha em 2014.



Figura 30- Olival na massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532) (Arquivo pessoal).

As culturas temporárias, isto é, culturas cujo ciclo vegetativo não excede um ano e as que ocupam as terras num período inferior a cinco anos (IFAP, 2023) representam aproximadamente 30% da área da bacia da Ribeira do Enxóe, numa percentagem em que o valor mais baixo foi o de 2015 com 30,23%, que corresponde a 1014,02 ha e o valor mais alto de 32,28%, que corresponde a 1019,96 ha em 2016.

As pastagens permanentes, isto é, terras ocupadas com erva ou outras forrageiras herbáceas, quer semeadas quer espontâneas, por um período igual ou superior a 5 anos e que não estejam incluídas no sistema de rotação da exploração (IFAP, 2023), representam aproximadamente 20% da área da bacia da Ribeira do Enxóe, numa percentagem em que o valor mais baixo foi o de 2014 com 20,45%, que corresponde a 685,62 ha e o valor mais alto de 23,26%, que corresponde a 735,04 ha em 2016.

No âmbito dos trabalhos do 3º Ciclo de Planeamento do PGRH7, foram estimadas as cargas difusas para a massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532) que se encontram no Quadro 11.

Relativamente à pecuária, a carga foi estimada com base no efetivo pecuário indicado pela Direção Geral da Alimentação e Veterinária (DGAV) para o ano de 2018, na ausência de uma base de dados pública, designadamente: 1853 ovinos, 693 bovinos e 28 caprinos.

Quadro 11- Cargas difusas provenientes do setor agrícola na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532).

Subsetor	N total (Kg/ano)	P total (Kg/ano)
Pecuária	13 975,05	5 209,54
Agricultura	11 849,39	2 052,67
Floresta	31,27	0,78

Fonte: APA, I.P. (2022).

4.2.3. Hidromorfológicas

A construção de estradas/ vias de comunicação resulta na artificialização da linha de água pela alteração do perfil longitudinal e transversal, com implicações no escoamento natural e na perda da galeria ripícola, constituindo uma pressão hidromorfológica, sendo que na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) se identificam 3 pontes/viadutos (Figura 31), bem como 5 barragens e açudes, para rega agrícola e abeberamento animal.



Figura 31- Ponte/viaduto de Vale de Vargo sobre a Ribeira do Enxoé (Arquivo pessoal).

4.3 Resultados e Discussão

O fitoplâncton não foi monitorizado dado que a sua monitorização apenas é aplicável em albufeiras e em grandes rios como o Guadiana, Tejo, Minho, sendo que a Ribeira do Enxoé se enquadra na tipologia de Rios do Sul de Pequena Dimensão.

Os macrófitos têm o seu Índice calculado de acordo com o inventário florístico e, por sua vez, a fauna piscícola tem um Índice mais desenvolvido para rios vadeáveis (DRH/DEQA, 2021), pelo que, atendendo a estes considerandos e ao estado da Ribeira, se optou por também não integrar estes dois elementos biológicos na monitorização.

Na Ribeira do Enxoé, os elementos de qualidade biológicos avaliados para classificação do Estado Ecológico, no período de 2014 a 2019, no âmbito do 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027), do PGRH7, foram os Fitobentos- Diatomáceas bentónicas e os Macroinvertebrados bentónicos.

4.3.1. Elementos de Qualidade Biológica

Para a classificação da classe de qualidade do elemento de qualidade biológica Fitobentos-Diatomáceas bentónicas, foi efetuada uma única amostragem, no dia 18 de abril de 2017, na estação de monitorização 26M/51, na Ribeira do Enxoé, tendo sido identificados 28 *Táxon* de Fitobentos com um total de 411 indivíduos, conforme é possível visualizar na Figura 32.

Verifica-se que o *Táxon Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow* é o *Táxon* que apresenta maior número de indivíduos, 80 indivíduos, seguido do *Táxon Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot* com 65 indivíduos e do *Táxon Navicula tripunctata (O.F.Müller) Bory* com 61 indivíduos.

Os táxons identificados são indicadores de elevada concentração de nutrientes na água (Potapova *et al.*, 2007), tolerantes à poluição e associados à redução da corrente de água, bem como à formação de habitats depositários, ricos em nutrientes (Peszek, Ł. *et al.*, 2021).

A Ribeira do Enxoé obteve no *software* OMNIDIA um *IPS* de 13,3, na escala de 1 a 20, verificando-se que o *IPS* de 13,3 é inferior ao Valor de Referência de 16,35 para os rios do Sul de pequena dimensão ($S1 \leq 100 \text{ km}^2$). Deste modo, o Valor Observado (13,3) dividido pelo Valor de Referência do tipo de rio (16,35) (DRH/DEQA, 2021) representa um Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) de 0,81, Classe de Qualidade **Excelente** (cor azul).

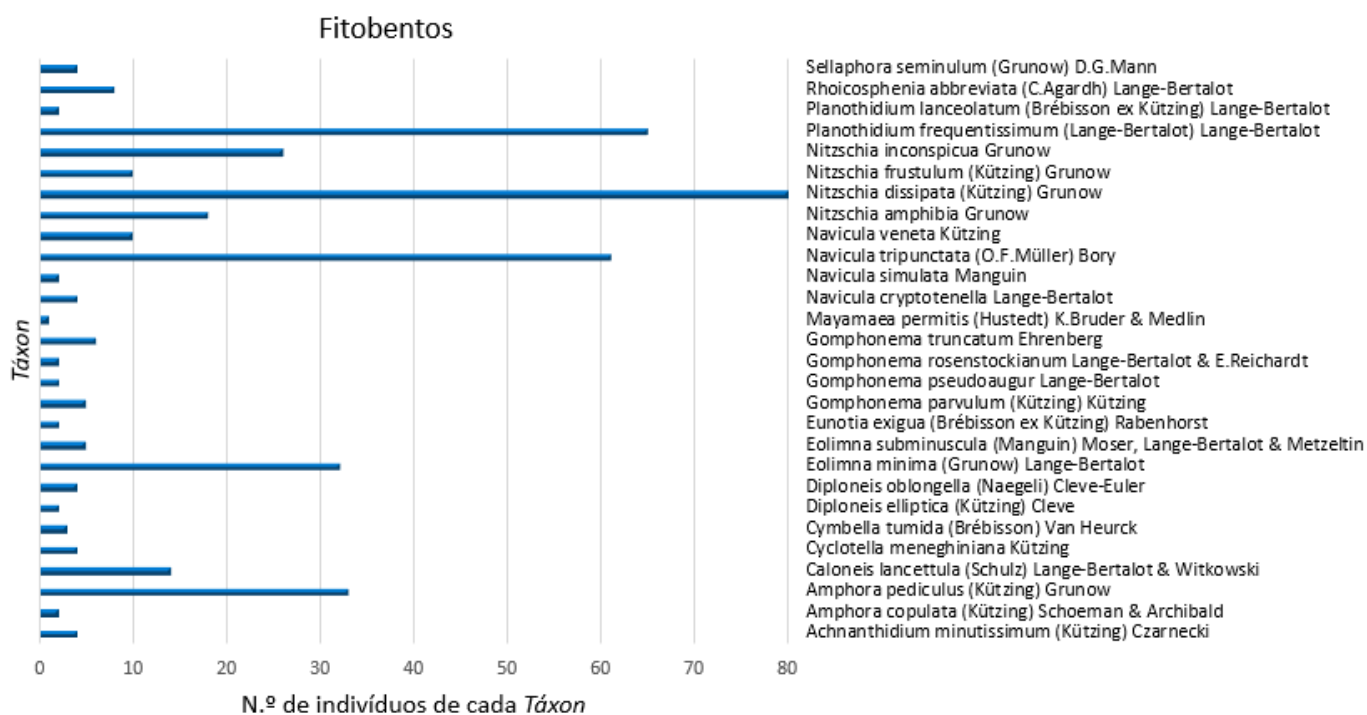


Figura 32- Resultados de monitorização de Fitobentos (cedidos pela APA, I.P.)

As Diatomáceas são um bom bioindicador da qualidade, da saprobidade e da eutrofização do meio aquático (González-Paz, L., *et al.*, 2022). Contudo, apesar das diatomáceas responderem fortemente a um aumento de fosfatos e azoto altamente relacionados com a poluição pontual de descarga de águas residuais urbanas e com a poluição difusa derivada da agricultura (González-Paz, L., *et al.*, 2022), verifica-se pelo *IPS* determinado, que este ainda apresenta um valor abaixo do valor de referência para o tipo de rio, não existindo abundância excessiva de algas ou um crescimento acelerado na Ribeira do Enxoé, o que justifica a boa classificação obtida.

Num estudo realizado para avaliação da qualidade da água na Albufeira de Alqueva com recurso a bioensaios, foram realizados testes ecotoxicológicos para identificar o potencial de toxicidade da água nesta Albufeira, tendo-se concluído que o crescimento de microalgas (*P. subcapitata*) é significativamente inibido pela presença de poluentes, ao passo que o macroinvertebrado *Chironomus riparius* apresenta menor sensibilidade às amostras de água, possivelmente por essa espécie viver no sedimento e não na coluna de água (Pérez, J.R., *et al.*, 2010).

Também no dia 18 de abril de 2017 foi efetuada uma amostragem na estação 26M/51, na Ribeira do Enxoé, tendo sido identificados 5 táxon de Macroinvertebrados bentónicos, num total de 20 indivíduos (Figura 33).

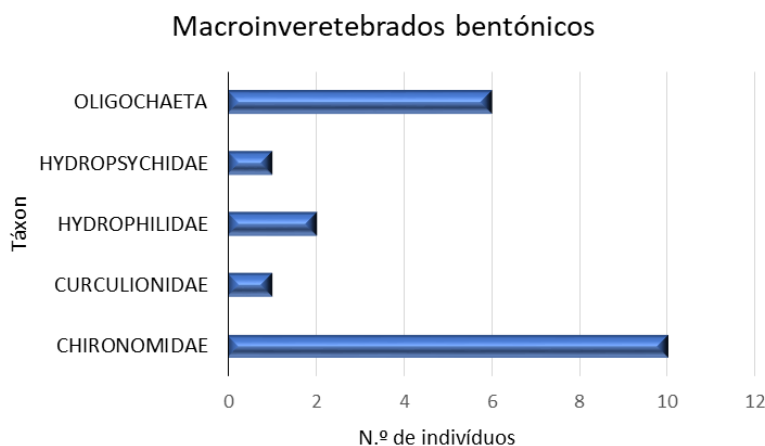


Figura 33- Resultados de monitorização de Macroinvertebrados bentónicos (cedidos pela APA, I.P.)

Verifica-se que o Táxon *Chironomidae* (insetos) apresenta o maior número de indivíduos, 10 indivíduos, seguido do Táxon *Oligochaeta* (minhocas aquáticas), com 6 indivíduos, do Táxon *Hydrophilidae* (besouros) com 2 indivíduos e dos Táxon *Curculionidae* (besouros) e *Hydropsychidae* (moscas), ambos com apenas 1 indivíduo cada. A Ribeira do Enxoé obteve um IPTLs de 0,1568, sendo que o Valor de Referência para os rios do sul de pequena dimensão é de 0,98. Deste modo, o Valor Observado (0,1568) dividido pelo Valor de Referência do tipo de rio (0,98) representa um Rácio de Qualidade (RQE) de 0,16, Classe de Qualidade **Mau** (cor vermelha).

Verifica-se que os táxons identificados são indicadores de má qualidade da água, ocupando manchas selecionadas pobres em oxigénio (Molineri *et al.*, 2020), com poluição orgânica (Bis, B., 2005). Por outro lado, o Índice Português de Invertebrados Sul (IPTIS) contabiliza famílias pertencentes às ordens *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, entre outras, que não foram identificadas na amostragem efetuada na Ribeira do Enxoé e que são encontrados principalmente em águas de boa qualidade, com bons níveis de oxigénio, ausência de poluição química, bom fluxo de água (Bis, B., 2005).

Num estudo realizado na Ribeira Brejo do Cagarrão, um rio do sul de pequena dimensão, na Região Hidrográfica do Mira, verificou-se que no sítio 1, a ordem *Diptera* foi representada apenas pela família *Chironomidae*, uma família resistente, cuja presença está correlacionada com baixas concentrações de oxigénio, enriquecimento de nutrientes e poluição orgânica (Palma, P., *et al.*, 2018).

Pelo contrário, o sítio 2 foi dominado por famílias menos tolerantes, sendo observados, por exemplo, os indivíduos de *Ephemerellidae* e *Ephemeridae*. Estes resultados corroboram os anteriores, uma vez que, a alta riqueza de espécies está correlacionada com uma disponibilidade adequada de habitats, com fontes de alimento e com nichos a serem ocupados e sem poluição, apoiando a propagação e sobrevivência da biota aquática (Palma, P., *et al.*, 2018).

4.3.2. Elementos Físico-Químicos Gerais de suporte aos Biológicos

Na avaliação das condições relativas a nutrientes foram avaliados treze parâmetros, designadamente, pH, temperatura, condutividade, oxigénio dissolvido, fósforo total, fosfatos, azoto total, azoto amoniacal, amoníaco, nitrato, nitritos, sólidos suspensos totais e CBO₅, tendo sido recolhida uma única amostra anual nos anos de 2015, 2016 e 2017 (Anexo I).

Verifica-se que comparativamente com o sistema de classificação definido no 2º Ciclo de Planeamento, por um lado, foram efetuados mais parâmetros, uma vez que a classificação anteriormente assentava unicamente em 6 parâmetros, designadamente, pH, oxigénio dissolvido, CBO₅, azoto amoniacal, nitratos e fósforo total, e que, por outro lado, os limiares para o Bom Estado, foram revistos, sendo a exigência maior, uma vez que os nitratos tinham um limiar de 25 mg NO₃/L e passaram a ter um limiar de 5 mg NO₃/L, o azoto amoniacal tinha um limiar de 1 mg NH₄/L e passou a ter um limiar de 0,3 mg NH₄/L e o CBO₅ com um limiar de 6 mg O₂/L e passou a ter um limiar de 3 mg O₂/L (Quadro 4).

Relativamente aos resultados obtidos na monitorização efetuada, verifica-se que o pH medido foi de 7,9, 8,0 e 7,8 em 2015, 2016 e 2017 respetivamente (SNIRH), o que se encontra conforme com o limiar de qualidade de 6,5 a 8,5. A condutividade medida foi de 780, 530 e 890 µS/cm em 2015, 2016 e 2017 respetivamente (SNIRH), o que se encontra conforme com o limiar de qualidade de 1000 µS/cm.

O oxigénio dissolvido apresentou valores não conformes no ano de 2015, dado que apresentou um valor de 5,0 mg/L O₂, sendo o limiar de qualidade estabelecido de 8 a 12 mg/L O₂ (Figura 34) e uma taxa de saturação de 55%, sendo o limiar de 70 a 115%. O oxigénio dissolvido, posteriormente só foi monitorizado em 2017, tendo apresentado resultados conformes, designadamente, 9,7 mg/L O₂ e uma percentagem de saturação de 111%. Ainda nas condições de oxigenação, o parâmetro Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO₅) apresenta um limiar de 3,0 mg/L O₂, tendo sido determinados valores de 8, 4 e 3 mg/L O₂ em 2015, 2016 e 2017, respetivamente (Figura 35).

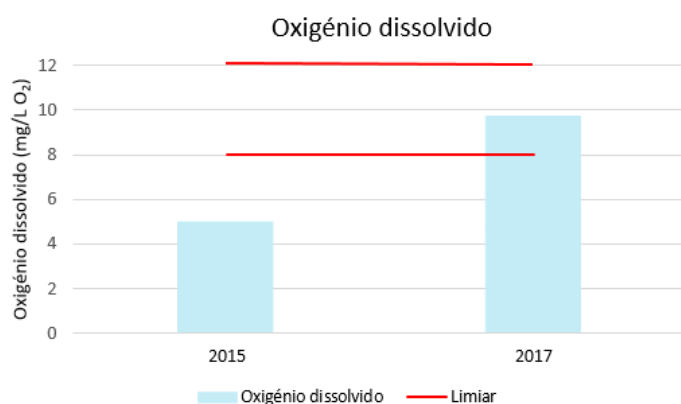


Figura 34- Resultado de monitorização de oxigénio dissolvido (SNIRH).

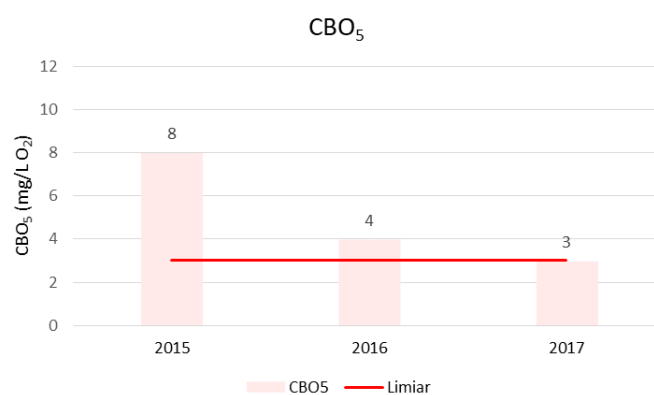


Figura 35- Resultado de monitorização do CBO₅ (SNIRH).

A baixa concentração de oxigénio dissolvido poderá indicar que este está a ser consumido na degradação bioquímica da matéria orgânica presente na água (CBO₅) (Manahan, 2011). A CBO₅ é um parâmetro que influencia as condições de oxigenação das massas de água, que em concentrações superiores aos limiares definidos (Quadro 4) comprometem as condições essenciais para a sustentação da vida biológica, classificando a água com o estado Inferior a Bom (Palma, P., *et al.*, 2018).

Verifica-se que quer no parâmetro fósforo total, quer no parâmetro fosfato ocorreram excedências relativamente ao limiar de qualidade estabelecido, dado que o fósforo, com um limiar de 0,07 mg/L P, apresentou valores de 0,26, 0,33 e 0,08 mg/L P em 2015, 2016 e 2017, respetivamente, e dado que o fosfato, com um limiar de 0,20 mg/L PO₄, apresentou valores de 0,27 e 0,43 mg/L PO₄ em 2015 e 2016, respetivamente, tendo apresentado uma concentração de 0,12 mg/L PO₄ em 2017, abaixo do limiar de qualidade estabelecido (Figura 36 e Figura 37).

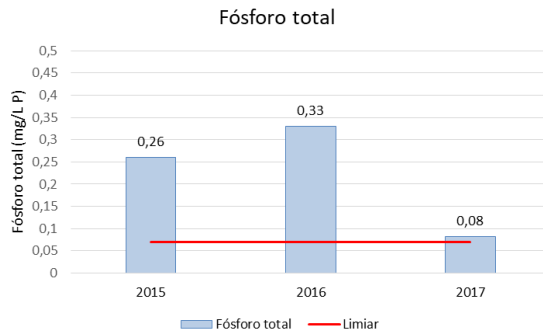


Figura 36- Resultado de monitorização de fósforo total (SNIRH).

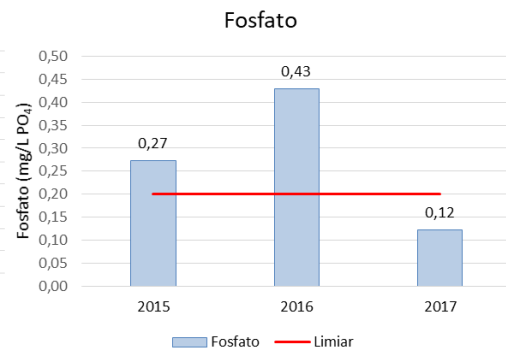


Figura 37- Resultado de monitorização de fosfato (cedidos pela APA, I.P.).

Estes resultados estão relacionados com o aporte de cargas pontuais do setor urbano (Quadro 8) e cargas difusas provenientes do setor agrícola (Quadro 11). Também estarão relacionados com o fato de 2015 ter sido o ano de maior ocupação agrícola na massa de água em estudo (Quadro 10) e um ano de seca meteorológica severa (IPMA, 2023), em que a precipitação registada (292,60 mm) foi menos de metade da precipitação no ano de 2014 (665,10 mm), o que se reflete na concentração dos nutrientes medida em 2015 e 2016, uma vez que para maior concentração de nutrientes, estes estão diluídos em menos de metade da quantidade de água. No ano de 2016, já choveram 510,89 mm, pelo que isso se poderá ter refletido nas concentrações medidas em abril de 2017, em que as excedências de fósforo total face aos limiares não são tão acentuadas e o fosfato já não apresenta excedências.

Quanto ao azoto total, verifica-se que ocorreram excedências relativamente ao limiar de qualidade estabelecido (Quadro 4), dado que o azoto total, com um limiar de 1,0 mg/L N, apresentou valores de 2,4, 2,7 e 1,2 mg/L N em 2015, 2016 e 2017, respetivamente (Figura 38).

O azoto amoniacal cumpriu os limiares de qualidade, dado que com um limiar de 0,30 mg/L NH₄, apresentou valores de 0,075, 0,11 e 0,03 mg/L NH₄ em 2015, 2016 e 2017, respetivamente (Figura 39).

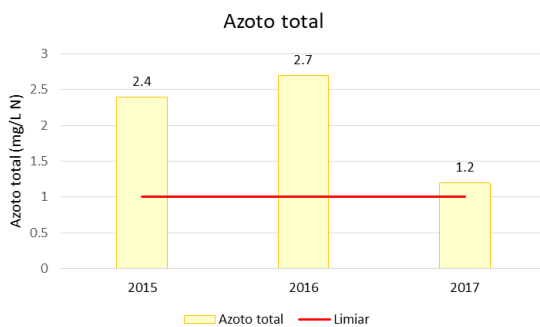


Figura 38- Resultado de monitorização do azoto total (SNIRH).

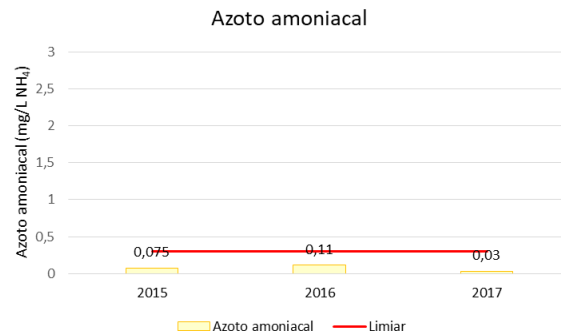


Figura 39- Resultado de monitorização do azoto amoniacal (SNIRH).

Quanto ao amoníaco, não foi ainda estabelecido o limiar para a classe de qualidade excelente/ bom, contudo, como referência, poderá ser utilizado o limiar de 0,025 mg/L NH₃ aplicável à classe de qualidade razoável, tendo a massa de água apresentado valores de 0,0023 e 0,0062 mg/L NH₃ em 2015 e 2016 respetivamente (SNIRH).

Num estudo realizado relativo à avaliação da qualidade da água na Albufeira da Aguieira, no rio Mondego, Região Hidrográfica do Vouga, Mondego e Lis (RH4A), é referido que o aumento do uso de fertilizantes e de efluentes pecuários na agricultura local, bem como o aumento das descargas de água

residual não tratada (urbana e agroindustrial) podem ser os principais impulsionadores da acumulação de nutrientes como o fósforo e o azoto, na massa de água (Pinto, I., *et al.* 2021).

A Albufeira da Aguieira tem vindo a ser caracterizada como uma massa de água eutrófica nas últimas décadas, e essa classificação tem sido atribuída à alta concentração de fósforo observada. Por outro lado, baixas concentrações de oxigénio dissolvido também têm sido identificadas como fator predominante nas águas de baixa qualidade observadas na Albufeira da Aguieira (Pinto, I., *et al.* 2021).

Quanto ao nitrato, verifica-se que ocorreram excedências, nos anos de 2015 e 2016, relativamente ao limiar de qualidade estabelecido (Quadro 4), dado que com um limiar de 5,0 mg/L NO₃, apresentou valores de 6,0 e 7,5, respetivamente, tendo apresentado um valor de 2,0 mg/L NO₃ em 2017, abaixo do limiar estabelecido (Figura 40). O parâmetro nitrito também apresentou excedências relativamente ao limiar de qualidade nos anos de 2015 e 2016, uma vez que com um limiar de 0,03 mg/L NO₂, apresentou um valor de 0,65 e 0,11 mg/L NO₂, respetivamente, tendo apresentado um valor de 0,018 mg/L NO₂ em 2017, abaixo do limiar de 0,03 mg/L NO₂ estabelecido (Figura 41).

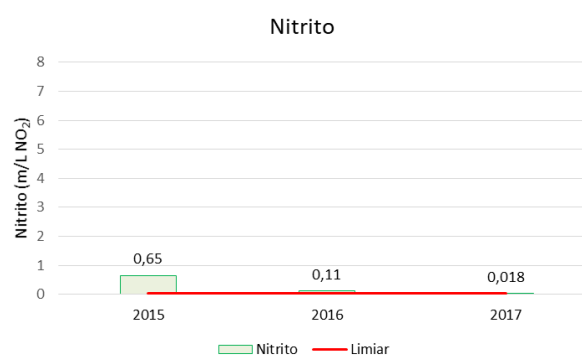
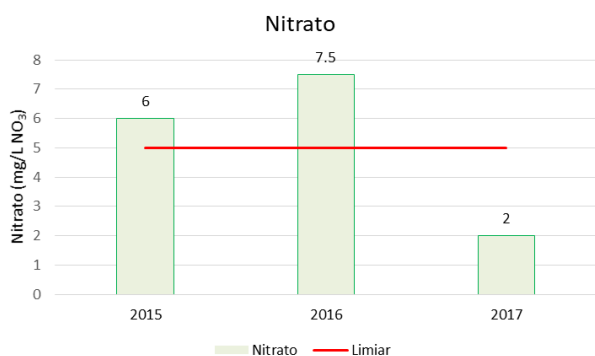


Figura 40- Resultado de monitorização do nitrato (SNIRH). Figura 41- Resultado de monitorização do nitrito (SNIRH).

Os sólidos suspensos totais apresentaram excedências relativamente ao limiar de qualidade nos anos de 2015 e 2016, uma vez que com um limiar de 12,5 mg/L, apresentaram um valor de 55,0 e 67,0 mg/L, respetivamente, tendo apresentado um valor de 8,4 mg/L em 2017, abaixo do limiar estabelecido.

Deste modo, face aos resultados relativos a nutrientes e condições de oxigenação, a massa de água superficial Ribeira do Enxóe (PT07GUA1532) foi classificada com a classe de qualidade mais baixa nos elementos de qualidade físico-químicos gerais, designadamente, a classe **Razoável**.

Estas condições relativas a nutrientes e baixos níveis de oxigénio dissolvido, estarão relacionados com as pressões antropogénicas identificadas de origem pontual e difusa, refletindo-se por sua vez na classe de qualidade com a classificação de Mau obtida nos macroinvertebrados bentónicos, em que o excesso de nutrientes, a baixa concentração de oxigénio e a seca meteorológica severa (Molineri *et al.*, 2020) estarão a influenciar os *Táxons* presentes no meio aquático e o número de indivíduos contados em cada *Táxon* (Palma, P., *et al.*, 2018).

4.3.3. Poluentes Específicos e Avaliação do Risco Ambiental

Para a classificação da massa de água superficial, no âmbito do 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027), do Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Guadiana, foi determinado um conjunto de 10 poluentes específicos, dos quais, 7 pesticidas, designadamente, 2,4-D (ácido 2,4-Diclorofenoxiacético sais e ésteres), Bentazona, Dimetoato, Linurão, MCP (Mecoprop), Terbutilazina e Desetilterbutilazina, no período de 2014 a 2019, na estação 26M/51, na Ribeira do Enxóe, verificando-se, contudo, que apenas foi efetuada amostragem e determinação analítica de pesticidas nos anos de 2016 e 2017 (Anexo I).

Nos Quadros 12 a 18 estão representados os *endpoints* toxicológicos e a Avaliação de Risco Ambiental para os sete pesticidas quantificados.

O Poluente Específico 2,4-D, por pertencer à classe dos fenóis, é levemente ácido (Baird *et al.*, 2012), sendo um herbicida sistémico seletivo usado para o controlo de ervas daninhas de folhas largas (Lewis *et al.* 2016). Pode ter efeitos negativos na reprodução e no desenvolvimento, sendo considerado uma neurotoxina e um irritante, moderadamente tóxico para aves e para a maioria das espécies aquáticas, bem como para abelhas e minhocas (Lewis *et al.* 2016).

A concentração do poluente específico 2,4-D determinada no ano de 2016, no período húmido, foi de 0,05 µg/L (LQ), um valor abaixo da NQA de 0,30 µg/L (Quadro 5). Nos restantes anos em estudo a concentração de 2,4-D não foi determinada (n.d).

O peixe *O. latipes* é a espécie mais sensível ao herbicida 2,4-D, apresentando uma concentração máxima para a qual não se observa efeito ao fim de uma exposição crónica de 21 dias (NOEC) de 27,2 mg/L, constituindo uma Concentração sem Efeito Previsível (PNEC) de 2,72 mg/L, através da aplicação do Fator de Segurança 10, representativo do NOEC determinado para três níveis tróficos. Nesta medida, é determinado um Quociente de Risco de 0,0000092, um valor bastante inferior a 0,01, sem risco (Quadro 12).

As propriedades físico-químicas do herbicida 2,4-D influenciaram os resultados obtidos, uma vez que o mesmo apresenta alta solubilidade em água, dado ter uma solubilidade superior ao limiar de 500 mg/L, designadamente, uma solubilidade de 24300 mg/L, não ser bioacumulável, com um coeficiente de partição octanol- água (Log P) inferior a 2,7, designadamente, um Log P=-0,82, apresentar alta lixiviabilidade, com um Índice potencial de lixiviação (GUS) de 3,82, ser móvel ($K_{oc}=39,3$) e não ser persistente no solo ($DT_{50}=4,4$ dias) (Lewis *et al.*, 2016).

Apesar da ausência de risco ecotoxicológico do poluente 2,4-D na Ribeira do Enxoé no período em análise, num estudo realizado na Bacia do Guadiana, este herbicida foi o segundo pesticida mais abundante, encontrado principalmente no Ribeiro do Zebro (PT07GUA1484), mas também noutros locais monitorizados, designadamente, Lucefécit, Amieira e Álamos, para os quais apresentou nos anos de 2017 (seca) e 2018 (pós-seca), risco moderado a alto (Palma, P. *et al.*, 2021).

Quadro 12- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico 2,4-D.

Poluente Específico: 2,4-D (ácido 2,4-Diclorofenoxiacético sais e ésteres). CAS n.º 94-75-7										
NQA (µg/L)	Concentração (µg/L)				Endpoint Ecotoxicológico	Espécie de Referência	Valor	PNEC (mg/L)	Quociente de Risco (QR)	
	2016		2017						2016	2017
	W	D	W	D						
0,30	<0,05	n.d.	n.d.	n.d.	Peixe - NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>Oryzias latipes</i>	27,2	2,72	0,0000092	n.d.
					Invertebrados aquáticos- NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>Daphnia magna</i>	46,2			
					Algas - NOEC crónico de 96 horas, crescimento (mg L ⁻¹)	<i>Chlorella vulgaris</i>	100			

Legenda: W- período húmido; D- período seco; n.d- não determinado; NOEC- No Observed Effect Concentration; PNEC- Predicted no Effect Concentration

 Sem risco: RQ < 0.01
  Baixo risco: 0.01 ≤ RQ < 0.1
  Risco moderado: 0.1 ≤ RQ < 1
  Alto risco: RQ ≥ 1

Fonte: Adaptado de SNIRH, Lewis *et al.* (2016) e Sanchez-Bayo *et al.* (2002).

O Poluente Específico Bentazona é um herbicida utilizado para controlar ervas daninhas anuais. É moderadamente tóxico para os seres humanos e um reconhecido irritante da pele e dos olhos, sendo também moderadamente tóxico para pássaros, ictiofauna, invertebrados aquáticos e minhocas (Lewis *et al.* 2016).

A concentração do poluente específico Bentazona determinada no ano de 2016, no período húmido, foi de 0,05 µg/L (LQ), um valor muito inferior à Norma de Qualidade Ambiental de 80 µg/L (Quadro 5). Nos restantes anos em estudo a concentração de Bentazona não foi determinada (n.d).

As algas são o elemento biológico mais sensível ao herbicida Bentazona, apresentando uma concentração máxima para a qual não se observa efeito ao fim de uma exposição crónica de 96 horas (NOEC) de 25,7 mg/L, constituindo uma Concentração sem Efeito Previsível (PNEC) de 2,57 mg/L, através da aplicação do Fator de Segurança 10, representativo do NOEC determinado para três níveis tróficos. Deste modo, é determinado um Quociente de Risco de 0,0000097, um valor bastante inferior a 0,01, não havendo portanto risco ecotoxicológico no ano de 2016 (Quadro 13).

A ausência de risco do herbicida Bentazona está relacionada com as suas propriedades físico-químicas, muito similares às do herbicida 2,4-D, designadamente, apresentar alta solubilidade em água, dado ter uma solubilidade superior ao limiar de 500 mg/L, designadamente, uma solubilidade de 7112 mg/L; apresentar baixa capacidade de bioacumulação, com um coeficiente de partição octanol- água (Log P) inferior a 2,7, designadamente, um Log P=-0,46, ser móvel ($K_{oc}=55,3$) e não ser persistente no solo ($DT_{50}=20$ dias) (Lewis *et al.*, 2016).

O herbicida Bentazona é comumente empregue a nível europeu para o controlo de pragas na agricultura e também em zonas do mediterrâneo, como é o caso do rio Ebro, na Catalunha, Nordeste de Espanha, referindo os investigadores Barbieri, M., *et al.*, 2021, que este herbicida por ser produzido e aplicado em grandes quantidades representa uma ameaça potencial aos ecossistemas aquáticos. Num estudo desenvolvido entre 2017 e 2018, na Bacia do Guadiana, o poluente Bentazona foi o pesticida mais abundante no grupo de pesticidas ácidos e o composto com maior concentração total (soma das concentrações medidas em todas as amostras). As maiores concentrações ocorreram principalmente na Albufeira de Lucefécit (PT07GUA1441), apresentando, contudo, alto risco para os organismos aquáticos na maioria dos locais da bacia do Guadiana. O poluente Bentazona, tal como o poluente Terbutilazina, é um herbicida sistémico utilizado nas culturas regadas de milho e de girassol (Palma, P. *et al.*, 2021).

Quadro 13- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Bentazona.

Poluente Específico: Bentazona. CAS n.º 25057-89-0										
NQA (µg/L)	Concentração (µg/L)				Endpoint Ecotoxicológico	Espécie de Referência	Valor	PNEC (mg/L)	Quociente de Risco (QR)	
	2016		2017						2016	2017
	W	D	W	D						
80	<0,05	n.d.	n.d.	n.d.	Peixe - NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	48	2,57	0,0000097	n.d.
					Invertebrados aquáticos- NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>D. magna</i>	>101			
					Algas - NOEC crónico de 96 horas, crescimento (mg L ⁻¹)	Espécies desconhecidas	25,7			

Legenda: W- período húmido; D- período seco; n.d- não determinado; NOEC- No Observed Effect Concentration;

PNEC- Predicted no Effect Concentration

 Sem risco: RQ < 0.01	 Baixo risco: 0.01 ≤ QR < 0.1	 Risco moderado: 0.1 ≤ QR < 1	 Alto risco: QR ≥ 1
---	---	---	---

Fonte: Adaptado de SNIRH, Lewis *et al.* (2016) e Sanchez-Bayo *et al.* (2002).

O Poluente Específico Dimetoato é um inseticida organofosforado e acaricida usado para controlar uma ampla gama de pragas, incluindo *Aphididae*, *Coleoptera* e *Lepidoptera* (Lewis *et al.* 2016). Estruturalmente, os pesticidas organofosforados são derivados do ácido fosfórico e são tóxicos porque inibem a enzima acetilcolinesterase existente no sistema nervoso autónomo, interrompendo a comunicação que é realizada entre as células neuronais através da molécula de acetilcolina, sendo que os nervos afetados são os que controlam as atividades gastrointestinais, as secreções brônquicas, provocando movimentos involuntários e a morte quando 80 a 90% das enzimas são inativadas (Baird *et al.*, 2012).

A concentração do poluente específico Dimetoato determinada nos anos de 2016 (período húmido) e 2017 (período húmido e seco) foi de 0,05 µg/L (LQ) em todas as determinações, um valor inferior à NQA de 0,07 µg/L (Quadro 5). Nos restantes anos em estudo a concentração de Dimetoato não foi determinada (n.d).

O invertebrado aquático *D. magna* é o elemento biológico mais sensível ao inseticida organofosforado e acaricida Dimetoato, apresentando uma concentração máxima para a qual não se observa efeito ao fim de uma exposição crónica de 21 dias (NOEC) de 0,04 mg/L, constituindo uma Concentração sem Efeito Previsível (PNEC) de 0,004 mg/L. Deste modo, é determinado um Quociente de Risco de 0,0063, não havendo portanto risco ecotoxicológico (Quadro 14).

O inseticida organofosforado Dimetoato, quanto às suas propriedades físico-químicas é caracterizado por apresentar alta solubilidade em água, dado ter uma solubilidade superior ao limiar de 500 mg/L, designadamente, uma solubilidade de 25900 mg/L. Apresenta, baixa capacidade de bioacumulação, com um coeficiente de partição octanol- água (Log P) inferior a 2,7, designadamente, um Log P=0,75, não é persistente no solo (DT₅₀=2,5 dias) e apresenta um Índice potencial de lixiviação (GUS) médio, designadamente 2,18 (Estado de Transição) (Lewis *et al.*, 2016).

Num estudo realizado por Barbieri, M. *et al.*, 2020, para determinação de pesticidas em águas superficiais, numa área predominantemente agrícola, concluiu-se que os pesticidas organofosforados, como é o caso do inseticida e acaricida Dimetoato, pertencem às classes detetadas que mais contribuem para as concentrações totais de pesticidas. Este fato constitui uma preocupação, uma vez que a água do rio Llobregat é uma importante fonte de água potável para a cidade de Barcelona, daí estes pesticidas serem substâncias de determinação obrigatória no domínio da política da água e estarem incluídos na lista de vigilância da União Europeia, sendo necessário, contudo, a realização de mais estudos para avaliar o impacto da co-ocorrência de pesticidas na saúde dos ecossistemas aquáticos (Barbieri, M. *et al.*, 2020).

Quadro 14- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Dimetoato.

Poluente Específico: Dimetoato. CAS n.º 60-51-5										
NQA (µg/L)	Concentração (µg/L)				Endpoint Ecotoxicológico	Espécie de Referência	Valor	PNEC (mg/L)	Quociente de Risco (QR)	
	2016		2017						2016	2017
	W	D	W	D						
0,07	<0,05	n.d.	<0,05	<0,05	Peixe - NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>O. mykiss</i>	0,4	0,004	0,0063	0,0063
					Invertebrados aquáticos- NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>D. magna</i>	0,04			
					Algas - NOEC crónico de 96 horas, crescimento (mg L ⁻¹)	Espécies desconhecidas	32			

Legenda: W- período húmido; D- período seco; n.d- não determinado; NOEC- *No Observed Effect Concentration*; PNEC- *Predicted no Effect Concentration*

 Sem risco: RQ < 0.01
  Baixo risco: 0.01 ≤ QR < 0.1
  Risco moderado: 0.1 ≤ QR < 1
  Alto risco: QR ≥ 1

Fonte: Adaptado de SNIRH, Lewis *et al.* (2016) e Sanchez-Bayo *et al.* (2002).

O poluente específico Linurão é um herbicida para o controlo pré e pós-emergência de gramíneas anuais e ervas daninhas de folhas largas (adaptado de Lewis *et al.* 2016).

O Regulamento de Execução (UE) 2017/244, da Comissão de 10 de fevereiro de 2017, estabelece a não renovação da aprovação da substância ativa linurão, dado ser tóxico para a reprodução e cancerígeno.

A concentração do Linurão determinada no ano de 2016, no período húmido, foi de 0,05 µg/L (LQ), um valor inferior à NQA de 0,15 µg/L (Quadro 5). Nos restantes anos em estudo a concentração de Linurão não foi determinada (n.d).

As algas são o elemento biológico mais sensível ao herbicida Linurão, apresentando uma concentração máxima para a qual não se observa efeito ao fim de uma exposição crónica de 96 horas (NOEC) de 0,01 mg/L, constituindo uma Concentração sem Efeito Previsível (PNEC) de 0,001 mg/L. Deste modo, é determinado um Quociente de Risco de 0,025, tendo existido portanto risco ecotoxicológico no ano de 2016, embora baixo (Quadro 15).

O herbicida Linurão, quanto às suas propriedades físico-químicas é caracterizado por apresentar uma solubilidade moderada em água (63,8 mg/L), uma capacidade moderada de bioacumulação, com um coeficiente de partição octanol- água Log P=3; É moderadamente persistente no solo (DT₅₀=57,6 dias) e é ligeiramente móvel (K_{oc}=842,8), sendo considerado uma substância muito tóxica para a vida aquática (Lewis *et al.*, 2016).

Barbieri, M., *et al.*, 2021, referem que tendo em conta as propriedades físico-químicas deste herbicida da categoria das Sulfonilureias, não se espera que o Linurão seja encontrado na fase aquosa e é provável que fique adsorvido a partículas em suspensão e se acumule no solo e nos sedimentos. Devido ao carácter apolar desta substância, o Linurão é passível de bioacumular em organismos aquáticos, o que releva a importância de avaliar não apenas o risco ambiental associado à sua deteção na água, mas também a sua ocorrência em organismos aquáticos, com especial enfoque nos destinados ao consumo humano (Barbieri, M., *et al.*, 2021).

Quadro 15- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Linurão.

Poluente Específico: Linurão. CAS n.º 330-55-2										
NQA (µg/L)	Concentração (µg/L)				Endpoint Ecotoxicológico	Espécie de Referência	Valor	PNEC (mg/L)	Quociente de Risco (QR)	
	2016		2017						2016	2017
	W	D	W	D						
0,15	<0,05	n.d.	n.d.	n.d.	Peixe - NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>O. mykiss</i>	0,10	0,001	0,025	n.d.
					Invertebrados aquáticos- NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>D. magna</i>	0,18			
					Algas - NOEC crónico de 96 horas, crescimento (mg L ⁻¹)	Espécies desconhecidas	0,01			

Legenda: W- período húmido; D- período seco; n.d- não determinado; NOEC- *No Observed Effect Concentration*; PNEC- *Predicted no Effect Concentration*

Sem risco: RQ < 0.01
 Baixo risco: 0.01 ≤ RQ < 0.1
 Risco moderado: 0.1 ≤ RQ < 1
 Alto risco: QR ≥ 1

Fonte: Adaptado de SNIRH, Lewis *et al.* (2016) e Sanchez-Bayo *et al.* (2002).

O Poluente Específico MCPP é um herbicida pós-emergência utilizado para controlar ervas daninhas de folhas largas em áreas não cultivadas (adaptado de Lewis *et al.* 2016).

Estruturalmente, o MCPP é semelhante aos poluentes 2,4-D e MCPA, exceto que as suas moléculas têm um grupo metil substituindo um átomo de hidrogénio no grupo da cadeia ácida, portanto, são herbicidas fenóxi à base de ácido propiónico em vez de ácido acético (Baird *et al.*, 2012).

A concentração do poluente específico MCPP foi determinada no ano de 2016, no período húmido, tendo obtido um resultado de 0,05 µg/L (LQ), um valor inferior à Norma de Qualidade Ambiental de 5,5 µg/L (Quadro 5). Nos restantes anos em estudo a concentração de MCPP não foi determinada (n.d).

O invertebrado aquático *D. magna* é o elemento biológico mais sensível ao herbicida MCPP, apresentando uma concentração máxima para a qual não se observa efeito ao fim de uma exposição crónica de 21 dias (NOEC) de 22 mg/L, constituindo uma Concentração sem Efeito Previsível (PNEC) de 2,2 mg/L. Nesta medida, é determinado um Quociente de Risco de 0,000011, um valor muito inferior a 0,01, não havendo portanto risco ecotoxicológico no ano de 2016 (Quadro 16).

O herbicida MCPP, relativamente às suas propriedades físico-químicas é caracterizado por apresentar uma solubilidade alta em água, dado ter uma solubilidade superior a 500 mg/L, designadamente, uma solubilidade de 250 000 mg/L, sendo o poluente mais solúvel, do grupo de poluentes determinado. Apresenta, uma capacidade baixa de bioacumulação, com um coeficiente de partição octanol-água Log P=-0,19, não é persistente no solo (DT₅₀=8,2 dias) e é móvel (K_{oc}=47) (Lewis *et al.*, 2016).

Quadro 16- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico MCPP (Mecoprope).

Poluente Específico: MCPP (Mecoprope). CAS n.º 7085-19-0										
NQA (µg/L)	Concentração (µg/L)				Endpoint Ecotoxicológico	Espécie de Referência	Valor	PNEC (mg/L)	Quociente de Risco (QR)	
	2016		2017						2016	2017
	W	D	W	D						
5,5	<0,05	n.d.	n.d.	n.d.	Peixe - NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>O. mykiss</i>	109	2,2	0,000011	n.d.
					Invertebrados aquáticos- NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>D. magna</i>	22			
					Algas - NOEC crónico de 96 horas, crescimento (mg L ⁻¹)	Espécies desconhecidas	56			

Legenda: W- período húmido; D- período seco; n.d- não determinado; NOEC- *No Observed Effect Concentration*; PNEC- *Predicted no Effect Concentration*

 Sem risco: RQ < 0.01
  Baixo risco: 0.01 ≤ QR < 0.1
  Risco moderado: 0.1 ≤ QR < 1
  Alto risco: QR ≥ 1

Fonte: Adaptado de SNIRH, Lewis *et al.* (2016) e Sanchez-Bayo *et al.* (2002).

A Terbutilazina é um herbicida para controlar ervas daninhas de folhas largas (Lewis *et al.* 2016). Bioquimicamente, os pesticidas da classe da Atrazina atuam como um herbicida bloqueando a fotossíntese na planta no estágio fotoquímico que inicia a redução do CO₂ atmosférico a hidrato de carbono. As plantas superiores toleram melhor as Triazinas do que as ervas daninhas, uma vez que as degradam rapidamente em metabólitos não tóxicos (Baird *et al.*, 2012).

A concentração da Terbutilazina foi determinada nos anos de 2016 (período húmido) e 2017 (período húmido e período seco), tendo obtido uma concentração de 0,14 µg/L em 2016, <0,05 µg/L (LQ) no período húmido de 2017 e novamente 0,14 µg/L no período seco de 2017, valores inferiores à NQA de 0,22 µg/L (Quadro 5).

A alga *P. subcapitata* não tem o NOEC para a Terbutilazina, do mesmo modo que os outros dois níveis tróficos têm. O invertebrado aquático *D. magna* é o elemento biológico mais sensível ao herbicida Terbutilazina, com um NOEC de 0,019 mg/L e um PNEC de 0,00038 mg/L.

Nesta medida, é determinado um Quociente de Risco de 0,368 no período húmido de 2016 e no período seco de 2017, o que constitui um risco ecotoxicológico moderado em ambos os anos, bem como um Quociente de Risco de 0,066 no período húmido de 2017 o que constitui um risco ecotoxicológico baixo (Quadro 17).

Relativamente às suas propriedades físico-químicas, o herbicida Terbutilazina apresenta baixa solubilidade em água, dado ter um limiar inferior a 50 mg/L, designadamente, um limiar de 6,6 mg/L, bem como alta capacidade de bioacumulação, com um coeficiente de partição octanol- água (Log P) superior a 3,0, designadamente, um Log P=3,4 e persistência moderada no solo (DT₅₀=72 dias), apresentando efeitos duradouros e muito tóxicos para a vida aquática (Lewis *et al.*, 2016).

Num estudo na Bacia do Guadiana, o herbicida Terbutilazina apresentou, nos anos de 2017 (seca) e 2018 (pós-seca), risco moderado a alto em todos os locais monitorizados, designadamente, Álamos, Mourão, Lucefécit, Zebro, exceto na ribeira da Amieira (com risco baixo durante todo o período de estudo) (Palma, P. *et al.*, 2021).

Quadro 17- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Terbutilazina.

Poluente Específico: Terbutilazina. CAS n.º 5915-41-3											
NQA (µg/L)	Concentração (µg/L)				Endpoint Ecotoxicológico	Espécie de Referência	Valor	PNEC (mg/L)	Quociente de Risco (QR)		
	2016		2017						2016	2017	
	W	D	W	D						W	D
0,22	0,14	n.d.	<0,05	0,14	Peixe - NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>O. mykiss</i>	0,090	0,00038	0,368	0,066	0,368
					Invertebrados aquáticos- NOEC crónico de 21 dias (mg L ⁻¹)	<i>D. magna</i>	0,019				
					Algas - Agudo 72 horas EC ₅₀ , crescimento (mg L ⁻¹)	<i>P. subcapitata</i>	0,012				

Legenda: W- período húmido; D- período seco; n.d- não determinado; NOEC- *No Observed Effect Concentration*; PNEC- *Predicted no Effect Concentration*; EC- *Effective Concentration*

Sem risco: RQ < 0.01
 Baixo risco: 0.01 ≤ QR < 0.1
 Risco moderado: 0.1 ≤ QR < 1
 Alto risco: QR ≥ 1

Fonte: Adaptado de SNIRH, Lewis *et al.* (2016) e Sanchez-Bayo *et al.* (2002).

Os investigadores referem que a concentração de Terbutilazina aumentou na Bacia do Guadiana devido à proibição do uso dos herbicidas Atrazina e Simazina na Europa e que este poluente é um herbicida sistémico utilizado nas culturas regadas de milho e girassol, pertencentes à subclasse de culturas anuais associadas a culturas permanentes, que crescem desde a implementação do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (Palma, P. *et al.*, 2021).

Num estudo relativo aos efeitos de ensaios individuais com Terbutilazina em *D. magna* e ensaios com misturas também em *D. magna*, os resultados enfatizam a necessidade de se considerar misturas de compostos no meio aquático, pois antes de quaisquer efeitos tóxicos agudos, o *stresse* causado por uma mistura de produtos químicos, pode levar ao aumento da toxicidade, causando danos maiores do que o esperado pela soma dos efeitos individuais, inibindo a capacidade de colonização de organismos aquáticos e induzindo uma perda de biodiversidade local (Vera-Herrera, L. *et al.* 2022).

O poluente específico Desetilterbutilazina (metabolito) é um produto de transformação química da Terbutilazina (Lewis *et al.* 2016).

Quanto às suas propriedades físico-químicas, a Desetilterbutilazina é caracterizada por apresentar uma solubilidade moderada em água, dado ter uma solubilidade entre 50 e 500 mg/L, designadamente, uma solubilidade de 327,1 mg/L. Apresenta, uma capacidade baixa de bioacumulação, com um coeficiente de partição octanol- água Log P=2,3, é moderadamente persistente no solo (DT₅₀=54,0 dias) e tem alta lixiviabilidade (3,07) (Lewis *et al.*, 2016).

A sua concentração foi sempre inferior a 0,05 µg/L (LQ) nas avaliações de 2016 (período húmido) e 2017 (período húmido e período seco), estando sempre abaixo da NQA de 0,14 µg/L (Quadro 18).

Para o poluente específico Desetilterbutilazina foi utilizado o LC₅₀, isto é, a concentração da substância que é letal para 50% dos indivíduos de uma espécie específica durante um determinado período de exposição, sendo que quanto menor o valor de LC₅₀, mais tóxico é o químico, uma vez que menor quantidade é necessária para afetar os indivíduos-teste (Baird *et al.*, 2012).

Deste modo, a Desetilterbutilazina apresenta um 96h-LC₅₀ de 18,0 mg/L para a espécie *O. mykiss*.

Por sua vez, para os Invertebrados aquáticos e para as algas, foi utilizado o EC₅₀, isto é, a concentração de um químico que induz metade do efeito máximo, após um tempo específico de exposição (Baird *et al.*, 2012), verificando-se que a alga *P. subcapitata* apresenta muito maior sensibilidade (0,14 mg/L) comparativamente com *D. magna* (42,0 mg/L).

Quadro 18- Avaliação de Risco Ambiental do poluente específico Desetilterbutilazina (metabolito).

NQA (µg/L)	Concentração (µg/L)				Endpoint Ecotoxicológico	Espécie de Referência	Valor
	2016		2017				
	W	D	W	D			
0,14	<0,05	n.d.	<0,05	<0,05	Peixe - LC ₅₀ agudo de 96 horas (mg L ⁻¹)	<i>O. mykiss</i>	18,0
					Invertebrados aquáticos - EC ₅₀ Agudo 48 horas (mg L ⁻¹)	<i>D. magna</i>	42,0
					Algas - EC ₅₀ Agudo 72 horas, crescimento (mg L ⁻¹)	<i>P. subcapitata</i>	0,14

Legenda: W- período húmido; D- período seco; n.d- não determinado; LC- *Letal Concentration*; EC- *Effective Concentration*

Fonte: Adaptado de SNIRH, Lewis *et al.* (2016) e (Baird *et al.*, 2012).

Verifica-se que os sete pesticidas quantificados se encontram sempre abaixo dos respetivos valores NQA, o que permitiu classificar a massa de água com um estado **Excelente/Bom** no que se refere a poluentes específicos. No entanto, verifica-se que alguns pesticidas como a Terbutilazina e o Linurão apresentaram risco ambiental baixo a moderado.

4.3.4. Elementos Hidromorfológicos de Suporte aos Biológicos

Para a avaliação dos elementos hidromorfológicos foram determinados os índices do estado do habitat ribeirinho, designadamente o *Habitat Modification Score* (HMS) e o *Habitat Quality Assessment* (HQA). Para cálculo do HMS foi avaliado o grau de artificialização do leito e margens, tendo este índice obtido uma pontuação de 54 (significativamente modificado). Para cálculo do HQA foi avaliada a corrente, o substrato, as características do canal, a estrutura de vegetação nas margens, o uso do solo, tendo este índice obtido uma pontuação de 34 (significativamente modificado).

Em ambos os índices, o Limite para a classe Excelente de rios do sul de pequena dimensão, deve ser superior a 60. Pese embora a Ribeira do Enxóé seja classificado com a categoria de significativamente modificado, é atribuída a classe de qualidade **Bom**, uma vez que os elementos hidromorfológicos apenas têm duas classes possíveis, o Excelente ou o Bom.

4.4. Proposta de plano integrado de monitorização/ avaliação para a Ribeira do Enxoé

Têm sido desenvolvidos numerosos estudos que propõem o uso complementar de ferramentas biológicas, para avaliar mudanças na qualidade da água e respostas biológicas dos organismos aquáticos (Rodrigues, S. *et al.*, 2021), relativamente à avaliação tradicional assente apenas na determinação de parâmetros físico-químicos (Peluso, J. *et al.* 2021).

Pérez, JR, *et al.*, 2010, referem que a análise química e ecológica com recurso a índices bióticos, por si só não é suficiente para tirar conclusões sobre a qualidade e/ou estado de uma massa de água superficial, e que tal pode ser complementado pela realização de uma Avaliação de Risco Ambiental e por bioensaios de laboratório que forneçam informações mais exatas sobre os efeitos produzidos pela exposição aos *stressores* e toxicidade em geral.

A análise de uma única substância química e a comparação do resultado com um limite máximo permitido, não tem em consideração a interação entre substâncias químicas numa mistura complexa como é a água (possíveis padrões de sinergismo, antagonismo e domínio), biodisponibilidade química e fase do ciclo de vida dos organismos (Pérez, JR, *et al.*, 2010).

Acresce que, espécies de diferentes níveis nas cadeias tróficas têm diferentes sensibilidades às substâncias químicas presentes, permitindo os bioensaios obter uma previsão mais realista do comportamento biótico aos poluentes na água, conforme relatado no estudo realizado por Pérez, JR, *et al.*, 2010, relativo à avaliação da qualidade da água na Albufeira de Alqueva, com a realização de diversos bioensaios: teste de crescimento de 72 h com *P. subcapitata*, teste de crescimento de 6 dias com larvas de *Chironomus riparius*, e teste de inibição de luminescência com *Vibrio fischeri* (Microtox®).

Deste modo, tendo em consideração todos estes estudos efetuados propõe-se que a Avaliação de Risco Ambiental e a realização de bioensaios sejam integradas na monitorização efetuada na Ribeira do Enxoé, para classificação dos elementos de qualidade biológica e poluentes específicos.

No Quadro 19 é apresentada uma proposta para a revisão da monitorização atualmente efetuada na Ribeira do Enxoé, face ao objetivo de alcance do Bom Estado Ecológico.

Quanto aos elementos Físico-Químicos Gerais, propõe-se a manutenção dos parâmetros atualmente já determinados (Quadro 4), contudo, com uma periodicidade de duas vezes no ano, no início do ano hidrológico, em outubro/novembro (após as primeiras chuvas) e depois março/abril, atendendo à ausência de caudal na época de estio.

Relativamente aos poluentes específicos, o sistema de classificação assenta na determinação dos poluentes estabelecidos no Quadro 5, pelo que é importante a quantificação dos poluentes não determinados neste Ciclo de Planeamento, efetuada com uma periodicidade trimestral, para cumprimento do Anexo V da DQA, propondo-se a amostragem em todo o período húmido (dezembro, janeiro, fevereiro e março), também atendendo à ausência de caudal na época de estio.





De referir que neste conjunto de poluentes específicos, se encontra o Bisfenol-A, por recomendação da Organização Mundial de Saúde (OMS), em 2017, para que seja considerado como referência na avaliação da ocorrência de compostos desreguladores endócrinos (Diretiva UE 2020/2184, de 16 de dezembro, “*Drinking water*”).

O Bisfenol-A é usado para produzir plástico policarbonato, resinas epóxi e produtos de higiene pessoal e doméstica (Nowak, K. *et al.*, 2023), sendo que diversos estudos relatam efeitos adversos na atividade hormonal da tiroide, na reprodução, no metabolismo lipídico, no sistema imunológico e más formações ósseas em peixes, constituindo um risco potencial para a saúde de organismos aquáticos e ecossistemas (Zhu, Z. *et al.* 2022).

O Lítio, tal como o Bisfenol-A, também é um novo poluente específico introduzido para classificação do estado ecológico de uma massa de água, sendo um metal resistente e com propriedades eletroquímicas muito específicas, pelo que a sua extração apresenta interesse comercial/industrial, maioritariamente na produção de baterias. Contudo, diversos estudos relatam um aumento muito acentuado da sua concentração em massas de água que recebem efluentes de águas residuais de fontes municipais e hospitalares, dado também ser usado como um terapêutico humano, prescrito para tratamento de transtorno bipolar (Sharma, N., *et al.*, 2022).

Nesta medida, importa realçar novamente a importância da realização de bioensaios, da Avaliação de Risco Ambiental e da sua integração na monitorização atualmente efetuada na Ribeira do Enxoé.

Quadro 19- Proposta de plano integrado de monitorização/ avaliação para a Ribeira do Enxoé.

Elementos do Estado Ecológico	Monitorização Atual	Proposta de Plano integrado de monitorização/ avaliação
Elementos de qualidade biológica	Fitobentos- Diatomáceas bentónicas + Macroinvertebrados bentónicos Ambos com Periodicidade Anual, no início da primavera, conforme estabelecido no Protocolo de Amostragem.	Manutenção da monitorização efetuada. + Realização de <u>Bioensaios</u> (independentes da época do ano)  Rever
Elementos Físico-Químicos Gerais	13 Parâmetros (Quadro 4), Periodicidade Anual, no período húmido: pH, temperatura, condutividade, oxigénio dissolvido, fósforo total, fosfatos, azoto total, azoto amoniacal, amoníaco, nitrato, nitritos, sólidos suspensos totais e CBO ₅ .	Manutenção do conjunto de 13 parâmetros. Periodicidade: <u>duas vezes no ano</u> outubro/novembro (após as primeiras chuvas) e março/abril, atendendo à ausência de caudal na época de estio.  Rever
Poluentes Específicos	7 Pesticidas, Periodicidade Anual, no período húmido e no período seco: 2,4-D, Bentazona, Dimetoato, Linurão, MCP, Terbutilazina e Desetilterbutilazina + 3 Metais: arsénio dissolvido, cobre dissolvido e crómio dissolvido (Quadro 5)	Manutenção dos 7 pesticidas e 3 metais, com <u>Periodicidade Trimestral</u> (cumprimento do Anexo V da DQA) em todo o período húmido (dezembro, janeiro, fevereiro e março). + Monitorização dos <u>restantes 13</u> poluentes específicos: 2,4,5- triclofenol, 2,4,6- triclofenol, 2,4- diclorofenol, antimónio dissolvido, bário dissolvido, etilbenzeno, fosfato de tributilo, xileno total, tolueno, zinco dissolvido, cianetos totais, bisfenol-A e lítio dissolvido. + Realização da <u>Avaliação de Risco Ambiental</u> de pesticidas e <u>Bioensaios</u>  Rever
Elementos Hidromorfológicos	Determinação dos dois índices do estado do habitat ribeirinho: <i>Habitat Modification Score</i> (HMS) e <i>Habitat Quality Assessment</i> (HQA).	Manutenção da monitorização efetuada.  Manter

Fonte: Produção Própria

4.5. Medidas de Mitigação para alcance do Bom Estado Ecológico

A massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) tem duas medidas definidas para atingir o Bom estado da massa de água, dirigidas aos Elementos Hidromorfológicos e Físico-Químicos Gerais (nutrientes e condições de oxigenação), no âmbito do Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana 3º Ciclo (2022-2027). Para além das duas medidas referidas considera-se que poderão ser definidas mais sete medidas para serem introduzidos no PGRH7, com o objetivo de alcançar o Bom Estado Ecológico na Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), sobretudo dirigidas aos poluentes específicos.

4.5.1. Medidas de Mitigação definidas no âmbito do Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana

O PGRH7 define duas medidas de mitigação para a Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532):

- i) Elaboração do Plano de ação nacional para a reposição da continuidade fluvial;
- ii) Implementação da Estratégia para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais (ENEAPAI 2030).

A Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais 2030 (ENEAPAI) tem por objetivo encontrar soluções que permitam a resolução dos problemas ambientais diagnosticados, em particular na qualidade das massas de água (nutrientes), seguindo o seguinte racional (DGADR, 2020):

- Identificação das áreas passíveis de valorização agrícola;
- Quantificação e caracterização dos efluentes produzidos;
- Quantificação das necessidades nutritivas das culturas agrícolas e florestais a instalar;
- Encaminhamento dos efluentes para valorização agrícola, em função das culturas e das áreas disponíveis;
- Encaminhamento das quantidades remanescentes dos efluentes para outras regiões e/ou unidades de valorização/tratamento/destino final.

Deste modo, tendo em consideração o documento orientador relativo às condicionantes a respeitar na valorização agrícola de efluentes pecuários para salvaguarda dos recursos hídricos na RH5, RH6 e RH7 (APA, 2017), em que não é permitida a valorização agrícola em massas de água superficial em Mau Estado, a totalidade dos efluentes pecuários produzidos na massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532) têm que ser encaminhados para um destino final adequado.

4.5.2. Proposta de Medidas de Mitigação para alcance do Bom Estado Ecológico

Propõe-se a inclusão de mais sete medidas de mitigação, dirigidas às pressões que afetam os Elementos Hidromorfológicos e Físico-Químicos Gerais (nutrientes), mas sobretudo dirigidas aos Poluentes Específicos em função do risco de pesticidas detetado aquando deste estudo, que têm impactos na comunidade de macroinvertebrados bentónicos, conduzindo a massa de água a Mau Estado Ecológico, designadamente:

- i) Delimitação e estabelecimento dos respetivos condicionamentos do perímetro de proteção da captação de água superficial destinada ao abastecimento público, localizada na Albufeira do Enxoé, através da redação de uma proposta de Portaria para publicação no Diário da República Eletrónico (DRE), ao abrigo da Portaria n.º 702/2009, de 6 de julho.

Efetivamente verifica-se que o Plano de Ordenamento da Albufeira do Enxoé (POAE), Resolução do Conselho de Ministros n.º 167/2006, de 15 de dezembro, incide sobre o plano de água e respetiva zona de proteção, com uma largura de 500 m contada a partir do Nível de Pleno Armazenamento (cota de 175 m) medida na horizontal (Figura 42).

Contudo, esta proteção definida no POAE não abrange a extensão da Ribeira do Enxóe a montante da Albufeira, sendo necessária a definição deste perímetro de proteção alargado (Figura 43) para salvaguarda da qualidade dos recursos hídricos superficiais da introdução de poluição pontual e difusa na linha de água, designadamente, nutrientes e poluentes específicos.

Deste modo, na zona de proteção alargada da captação da Albufeira do Enxóe devem ser interditas e/ou condicionadas atividades, tais como, a aplicação de pesticidas, a aplicação de lamas de ETAR's, a valorização agrícola com efluentes pecuários e agroindustriais, a descarga ou infiltração no terreno de efluentes de qualquer natureza não devidamente tratados e a realização de mobilizações de solo.

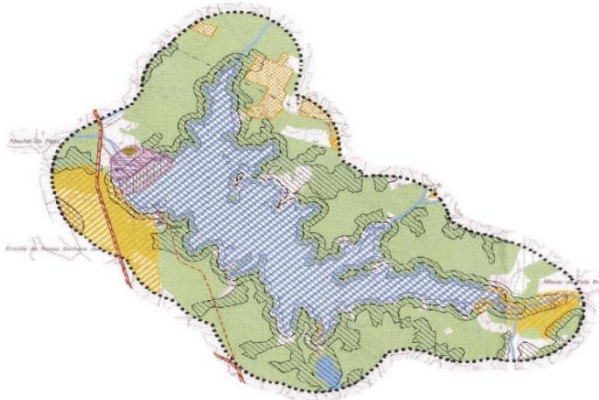


Figura 42- Zonas de Proteção da Albufeira do Enxóe definidas no POAE (Resolução do Conselho de Ministros n.º 167/2006, de 15 de dezembro).

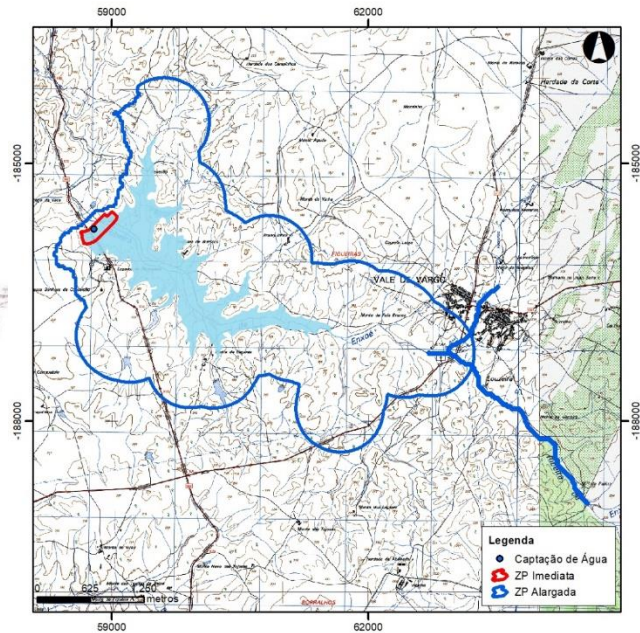


Figura 43- Zonas de Proteção à captação de água superficial do sistema de abastecimento do Enxóe (Carta Militar em Proposta de Portaria de zona de proteção à captação de água superficial).

ii) No Licenciamento, condicionar a emissão de Títulos de Utilização de Recursos Hídricos (TURH) de rejeição de águas residuais, na plataforma Sistema Integrado de Licenciamento do Ambiente (SILiAMB), enquanto a massa de água estiver classificada com Mau Estado Ecológico, com especial destaque para os pontos de descarga de sistemas autónomos domésticos de moradias isoladas.

iii) Atualizar o inventário relativamente a poços ou furos abandonados/inativos nas explorações agrícolas, para selagem. Efetivamente, um poço destapado constitui um meio expedito para a entrada de poluentes específicos na massa de água subterrânea. No verão, os aquíferos alimentam as linhas de água à superfície (pegos) e no inverno as linhas de água alimentam os aquíferos, existindo uma relação entre ambos (Hipólito, J.R. *et al.*, 2017). Verificou-se no estudo efetuado que os aquíferos Moura- Ficalho e Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Guadiana, têm uma classificação de Estado Global Medíocre devido aos parâmetros dimetoato e nitrato.

iv) Desenvolvimento de ações de conservação e reabilitação do ecossistema fluvial, para limpeza e desobstrução dos álveos da linha de água, por forma a garantir condições de escoamento do caudal, bem como renaturalização e valorização ambiental das margens da Ribeira, com a aplicação de espécies arbóreas, arbustivas e ripícolas, tal como definido no artigo 33.º da Lei da Água.

O ecossistema ribeirinho e as suas galerias ripícolas são importantes pelas funções que desempenham, designadamente [Feld, C.K. *et al.* (2018) e EDIA *et al.* (2020)]: (1) enquanto filtro, através da absorção

e desnitrificação por bactérias, que degradam compostos como herbicidas e inseticidas; (2) pela retenção de sedimentos da erosão hídrica, limitando assim a perda de solo por arrastamento e consequente assoreamento das linhas de água; (3) pela retenção de nutrientes; (4) pela influência e regulação microclimática, através do fornecimento de sombra e redução da temperatura; (5) pela manutenção de zonas de abrigo e de corredores essenciais à fauna. Para tal desiderato é necessário:

- Através do parcelário/cadastro rústico identificar os proprietários dos terrenos privados confinantes com a Ribeira do Enxoé, notificá-los e iniciar todo um processo de sensibilização para a matéria em causa;
- Obter fontes de financiamento para a implementação do Plano de Recuperação Ecológica da Ribeira do Enxoé, que se encontra a ser realizado ao abrigo de contrato administrativo pela Universidade de Évora e com acompanhamento da ARH Alentejo.

O Fundo Ambiental permite a obtenção de fontes de financiamento em matéria de recursos hídricos, que permitiriam a constituição de uma equipa técnica multidisciplinar, o aluguer de equipamentos, a contratação de empresas para execução de tarefas específicas de limpeza, plantação e propagação de plantas. O Fundo Ambiental estabelece que são elegíveis como beneficiários as Comunidades Intermunicipais, os Municípios, as Instituições de Ensino Superior, Organizações Não Governamentais do Ambiente, Centros de investigação e outras entidades públicas, que podem, caso o entendam, consorciar-se com os proprietários, pessoas singulares ou coletivas, que detenham a seu cargo a gestão dos territórios onde o projeto objeto de candidatura seja desenvolvido.

v) Implementação do Código de Boas Práticas Agrícolas, que inclui informação e orientações com o objetivo de auxiliar os agricultores e empresários agrícolas na tomada de medidas que visem racionalizar a aplicação de fertilizações e de todo um conjunto de operações e de técnicas culturais que, direta ou indiretamente interferem na dinâmica do ciclo do azoto e do fósforo nos ecossistemas agrários, assegurando assim a proteção da massa de água contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola (Despacho n.º 1230/2018, de 5 de fevereiro).

vi) Controlo de pestes e ervas daninhas por inimigos naturais (insetos, fitopatogénicos), que consigam estabelecer populações autossustentáveis e eficazes, que se alimentam da raiz e da seiva da erva (Cullen, J.M. *et al.*, 2022). Uma subespécie silvestre de *Sinapis alba subsp. mairei* foi recentemente introduzida no sul de Espanha como cultura de cobertura de inverno em olivais para controlar ervas daninhas de verão (Alcántara, C. *et al.*, 2011). Instalação de caixas-abrigo para morcegos, de modo a minimizar a aplicação de pesticidas nas explorações agrícolas, constituindo um meio de luta biológica no combate a pragas, pela utilização dos quirópteros como consumidores naturais de pragas (EDIA *et al.*, 2020).

vii) Implementação do Plano de Ação Nacional para o Uso Sustentável de Produtos Fitofarmacêuticos (PANUSPF) através da implementação das seguintes medidas (DGAV, 2018):

- Estabelecimento de parcerias com quintas modelo e associações de agricultores para promoção, divulgação e reforço de boas práticas relativas ao correto armazenamento, preparação da calda, aplicação e gestão de resíduos de produtos fitofarmacêuticos e suas embalagens;
- Monitorização da aplicação de produtos fitofarmacêuticos nas explorações agrícolas e florestais;
- Implementação do sistema de inspeção de equipamentos de aplicação de produtos fitofarmacêuticos com a identificação/recenseamento do universo dos equipamentos de aplicação a inspecionar (novos e em uso), a fiscalização do equipamento de aplicação de inspeção obrigatória e a criação de uma base de dados para registo do equipamento de aplicação inspecionado.

5. Conclusão

No âmbito do 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027), do Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Guadiana (PGRH7), a massa de água superficial Ribeira do Enxoé (PT07GUA1532), apresenta proposta de classificação de Mau Estado Ecológico e Estado Global Inferior a Bom.

A Ribeira do Enxoé alimenta a Albufeira de Enxoé (PT07GUA1522), que também foi classificada com Estado Global Inferior a Bom, constituindo uma importante infraestrutura a partir da qual se realiza a captação de 3,0 hm³ de águas superficiais, no domínio público do Estado, destinadas à produção de água para abastecimento público de 34 196 habitantes, no designado Sistema de Abastecimento de Água do Guadiana Sul.

O IPMA declarou os anos de 2015, 2017/2018 e 2019 de seca meteorológica severa. No ano de 2015, a precipitação registada foi menos de metade da precipitação ocorrida no ano de 2014, tendo sido igualmente o ano com maior ocupação agrícola na massa de água em estudo, o que se refletiu na concentração dos nutrientes medida, uma vez que para maior concentração de nutrientes, resultante da maior ocupação cultural, a diluição se efetuou em menos de metade da quantidade de água disponível.

Verificou-se que na monitorização efetuada no período em estudo (2014 a 2019), que serviu de base para a classificação da massa de água para o 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027) do PGRH7, não foram cumpridos os limiares relativamente aos parâmetros CBO₅, fósforo total, fosfato, azoto total, nitrato, nitrito e sólidos suspensos totais.

Todos os pesticidas estudados obtiveram resultados inferiores às Normas de Qualidade Ambiental. Pese embora este facto, determinou-se que o herbicida Terbutilazina, nos anos de 2016 e 2017, apresentou um risco ambiental baixo a moderado para os macroinvertebrados aquáticos. Por sua vez, o poluente específico Linurão apresentou igualmente risco ambiental, embora baixo, para as algas no ano de 2016.

Concluiu-se que as concentrações de nutrientes e a presença de poluentes específicos, provenientes da atividade agrícola e pecuária, mas também urbana, bem como as questões relacionadas com a seca severa, têm impactos negativos na comunidade de macroinvertebrados bentónicos, conduzindo a massa de água a Mau Estado Ecológico.

Para o 4º Ciclo de Planeamento (2028-2033) a monitorização assume uma importância crescente, devido à introdução na classificação das massas de água da determinação de novos poluentes específicos, como o Lítio e o composto desregulador endócrino Bisfenol-A.

É efetuada uma proposta de revisão da monitorização atualmente efetuada, por um lado, para atender às exigências da DQA, por outro lado, para uso complementar de ferramentas ecotoxicológicas (bioensaios) e Avaliação de Risco Ambiental, dado a água tratar-se de uma mistura complexa, sendo necessário obter informações mais detalhadas sobre os efeitos desta mistura de poluentes específicos nos organismos aquáticos.

Neste 3º Ciclo de Planeamento (2022-2027), definiram-se duas medidas de mitigação para alcance do Bom Estado Ecológico da massa de água em estudo, dirigidas às pressões antropogénicas que afetam os elementos hidromorfológicos e os elementos Físico-Químicos Gerais de suporte aos elementos de qualidade biológica.

Neste trabalho, são propostas mais sete medidas de mitigação, com a finalidade de deter a degradação e restaurar os danos ecológicos, sobretudo dirigidas aos Poluentes Específicos, em função do risco de pesticidas detetado aquando da realização da Avaliação de Risco Ambiental, tais como, delimitação da zona de proteção alargada da captação, com definição de interdições e condicionantes, bem como o desenvolvimento de ações para o restauro do ecossistema fluvial.

6. Referências Bibliográficas

Alcántara, C., Pujadas, A., & Saavedra, M. (2011). Management of *Sinapis alba subsp. mairei* winter cover crop residues for summer weed control in southern Spain. *Crop protection*, 30(9), 1239-1244. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.04.007>, acessado em abril 2023

Almeida, S. F., Elias, C., Ferreira, J., Tornés, E., Puccinelli, C., Delmas, F., ... & Sabater, S. (2014). Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. *Science of the Total Environment*, 476, 768-776. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.144>, acessado em janeiro 2023

APA, I.P. (2016). Plano de Gestão de Região Hidrográfica. Parte 5- Objetivos. Anexo II.2- Fichas de Massa de Água Superficial. Pg. 93-98; 171-176. https://apambiente.pt/sites/default/files/SNIAMB_Agua/DRH/PlaneamentoOrdenamento/PGRH/2016-2021/PTRH7/PGRH_2_RH7_Parte5_AnexoII_2.pdf, acessado em janeiro 2023

APA, I.P. (2017). Condicionantes a respeitar na valorização agrícola de efluentes pecuários para a salvaguarda dos recursos hídricos na RH5, RH6 e RH7. https://apambiente.pt/sites/default/files/Agua/DRH/PlaneamentoOrdenamento/PlanosSetoriais/SetorAgricola/Condicionantes/PGEP_Condicionantes_ARHTO_ALE_30Mai2017.pdf

APA, I.P. (2017). 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. Pg. 1. https://www.apambiente.pt/dqa/assets/Protocolo_Amostragem_Macr%C3%B3fitos2017_rev18.pdf, acessado em janeiro 2023

APA, I.P. (2021). Contrato de Concessão n.º 2/CSP/GD/2021. Utilização dos Recursos Hídricos e de Infraestruturas Públicas para Captação de Água Superficial Destinada ao Abastecimento Público na Albufeira do Enxoé.

APA, I.P. (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica 3.º Ciclo | 2022-2027 Guadiana (RH7). Parte 1 | Enquadramento e Aspetos Gerais. Pg. 6. https://apambiente.pt/sites/default/files/Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3_Fase/PGRH_3_RH7_Parte1.pdf, acessado em janeiro 2023

APA, I.P. (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica 3.º Ciclo | 2022-2027 Guadiana (RH7). Parte 2 | Caracterização e Diagnóstico Volume A. Pg. 30, 125. https://apambiente.pt/sites/default/files/Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3_Fase/PGRH_3_RH7_Parte2_VolumeA.pdf, acessado em janeiro 2023

APA, I.P. (2022). Fichas de Massa de Água. Plano de Gestão de Região Hidrográfica 3º Ciclo | 2022-2027. Guadiana (RH7). Pp 908-912 https://apambiente.pt/sites/default/files/Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3_Fase/PGRH_3_RH7_FichasMA.pdf, acessado em janeiro 2023

APA, I.P. (2022). Parte 6 | Programa de Medidas. Plano de Gestão de Região Hidrográfica 3º Ciclo | 2022-2027. Guadiana (RH7). Pp 20-24; 96-99 https://apambiente.pt/sites/default/files/Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3_Fase/PGRH_3_RH7_Parte6.pdf, acessado em março 2023

Baird, Colin; Cann, Michael (2012). *Environmental Chemistry*. Fifth Edition. W. H. Freeman and Company. New York. Pg. 575, 589, 590, 594-609.

Barba-Álvarez, R., Lanza-Espino, G. D. L., Contreras-Ramos, A., & González-Mora, I. (2013). Aquatic insects indicators of water quality in Mexico: study cases, Copalita, Zimatán and Coyula rivers, Oaxaca. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(1), 381-383. <https://doi.org/10.7550/rmb.31037>, acedido em janeiro 2023

Barbieri, M. V., Peris, A., Postigo, C., Moya-Garcés, A., Monllor-Alcaraz, L. S., Rambla-Alegre, M., ... & de Alda, M. L. (2021). Evaluation of the occurrence and fate of pesticides in a typical Mediterranean delta ecosystem (Ebro River Delta) and risk assessment for aquatic organisms. *Environmental Pollution*, 274, 115813. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115813>, acedido em abril 2023

Barbieri, M. V., Monllor-Alcaraz, L. S., Postigo, C., & de Alda, M. L. (2020). Improved fully automated method for the determination of medium to highly polar pesticides in surface and groundwater and application in two distinct agriculture-impacted areas. *Science of the Total Environment*, 745, 140650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140650>, acedido em abril 2023

Bello-González, O. C., Alonso-EguíaLis, P., Hernández, C. A. I., & Mercado-Silva, N. (2022). Variability in mentum deformities of Tanytarsus larvae (Diptera, Chironomidae) in a metal rich basin in Northern Mexico. *Water Biology and Security*, 100029. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100029>, acedido em janeiro 2023

Bis, Barbara (2005). Chave para identificação de Macroinvertebrados bentónicos de água doce. EC funded project CONFRESH. Pg. 1-20. https://voluntariadoambientalagua.apambiente.pt/FileControl/Site/Doc/136cards_chave_mib.pdf, acedido em janeiro 2023

Centro de Informação Geoespacial do Exército. Carta Militar de Portugal- Série M888, escala 1/25 000. <https://www.igeoe.pt/index.php?id=86>, acedido em fevereiro 2023

Clarkson, B., Archangelsky, M., Torres, P. L., & Short, A. E. (2018). Family Hydrophilidae. In Thorp and Covich's *Freshwater Invertebrates* (pp. 561-576). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804223-6.00025-1>, acedido em janeiro 2023

Comissão Europeia (2019). Pacto Ecológico Europeu. Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões. Pg. 3-4. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0008.02/DOC_1&format=PDF, acedido em janeiro 2023

COTR- Centro de Competências para o Regadio Nacional. SAGRA- Sistema Agrometeorológico para a Gestão da Rega no Alentejo. <http://www.cotr.pt/servicos/sagra.php>, acedido em fevereiro 2023

Cullen, J. M., Sheppard, A. W., & Raghu, S. (2022). Effectiveness of classical weed biological control agents released in Australia. *Biological Control*, 166, 104835. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2021.104835>, acedido em abril 2023

Cunha, A., Gonçalves, P., Barreira, J., Trigo, A., & Hughes, S. J. (2015). Mobile RHS: a mobile application to support the "River Habitat Survey" methodology. *Procedia Computer Science*, 64, 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.08.467>, acedido em abril 2023

Decreto-Lei n.º 77/2006, de 3 de março, Diário da República n.º 64/2006, Série I-A. <https://files.dre.pt/1s/2006/03/064a00/23312354.pdf>, acedido em outubro 2022

Despacho n.º 1230/2018, de 5 de fevereiro, Diário da República n.º 25/2006, 2ª Série. <https://files.dre.pt/2s/2018/02/025000000/0413204170.pdf>, acedido em março 2023

- Despacho n.º 1897/2021, de 19 de fevereiro, Diário da República n.º 35/2021, 2ª Série, Parte C. <https://www.fundoambiental.pt/legislacao/despacho-n-18972021-aprova-o-orcamento-do-fundo-ambiental-para-o-ano-de-2021-pdf.aspx>, acessado em março 2023
- DGADR (2020). ENEAPAI 2030. Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais. https://www.dgadr.gov.pt/images/docs/amb_ord/ENEAPAI_Aapresentacao_20200929.pdf, acessado em fevereiro 2023
- DGAV (2018). Relatório de Execução do Plano de Ação Nacional para o Usos Sustentável de Produto Fitofarmacêuticos 2013-2018 https://www.dgadr.gov.pt/images/docs/formacao/Relatorio_PANUSPF_2013_2018.pdf, acessado em fevereiro 2023
- Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias L 327. Pg. 1-72. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0009.02/DOC_1&format=PDF, acessado em janeiro 2023
- Diretiva (UE) 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2020. Jornal Oficial das Comunidades Europeias L 435. Pg. 2. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184>, acessado em junho 2023
- DRH/DEQA (2021). Critérios para a Classificação das Massas de Água. Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. Pg. 1-104 https://apambiente.pt/sites/default/files/Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2022-2027/3_Fase/PGRH_3_SistemasClassificacao.pdf, acessado em janeiro 2023
- ECHA- European Chemicals Agency. <https://echa.europa.eu/pt/information-on-chemicals>, acessado em fevereiro 2023
- EDIA, DGADR, DGAV, DRAP Alentejo, INIAV (2020). Olival em Alqueva, Caracterização e Perpectivas. EDIA. https://www.edia.pt/wp-content/uploads/2021/03/olival_digital-1.pdf, acessado em março 2023
- Feld, C. K., Fernandes, M. R., Ferreira, M. T., Hering, D., Ormerod, S. J., Venohr, M., & Gutiérrez-Cánovas, C. (2018). Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems—a conceptual study. *Water research*, 139, 381-394. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.014>, acessado em abril 2023
- Geovisualizador PGRH 3º Ciclo | ARH Alentejo. Estado das Massas de Água | Parâmetros Responsáveis. <https://apambiente.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=fa71e04bdb674589ac5c1b17687be1ef>, acessado em janeiro 2023 (link interno da APA, I.P. não disponível ao público).
- González-Paz, L., Delgado, C., & Pardo, I. (2022). How good is good ecological status? A test across river typologies, diatom indices and biological elements. *Science of The Total Environment*, 815, 152901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152901>, acessado em abril 2023
- Hallenbeck, William H. (1993). *Quantitative Risk Assessment for Environmental and Occupational Health*. Second edition. CRC Press LLC. Pg. 29, 150.
- Hilsenhoff, William L. (2001) in *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (Second Edition). Academic Press <https://www.sciencedirect.com/topics/agricultural-and-biological-sciences/chironomidae>, acessado em janeiro 2023

Hipólito, João Reis; Vaz, Álvaro Carmo (2017). Hidrologia e Recursos Hídricos. Instituto Superior Técnico. Pg. 284

IFAP- Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas, I.P. (2023). <https://www.ifap.pt/portal/cnc-2014-continente-definicoes>, acessido em fevereiro 2023

IFAP- Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas, I.P. iSIP- Sistema de Identificação do Parcelar. (2023) <https://www.ifap.pt/isip/ows/>, acessido em janeiro 2023

INAG, I.P. (2008). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem e análise para fitobentos- diatomáceas. Ministério do ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Pg. 1-2.

<https://www.apambiente.pt/dqa/assets/protocolo-de-amostragem-e-an%C3%A1lise-para-as-diatom%C3%A1ceas.pdf>, acessido em janeiro 2023

INAG, I.P. (2008). Manual para a avaliação biológica da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambiente e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Pg. 1.

<https://www.apambiente.pt/dqa/assets/01-protocolo-de-amostragem-e-an%C3%A1lise-para-os-macroinvertebrados-bent%C3%B3nicos.pdf>, acessido em janeiro 2023

INAG, I.P. (2008). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para os macrófitos. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Pg. 1.

<https://www.apambiente.pt/dqa/assets/protocolo-de-amostragem-e-an%C3%A1lise-para-os-macr%C3%B3fitos.pdf>, acessido em abril 2023

iNaturalist contributors, iNaturalist (2022). iNaturalist Research-grade Observations. iNaturalist.org. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/ab3s5x>.

<https://www.gbif.org/occurrence/3860444952>, acessido em janeiro 2023

INE- Instituto Nacional de Estatística. Censos. <https://mapas.ine.pt/download/index2011.phtml>, acessido em outubro 2022

IPAC- Instituto Português de Acreditação (2022).

http://www.ipac.pt/pesquisa/ficha_lae.asp?id=L0169, acessido em janeiro 2023

IPMA- Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I. P., (2023).

<https://www.ipma.pt/pt/oclima/observatorio.secas/pdsi/apresentacao/evolu.historica/>, acessido em fevereiro 2023

Jardim Botânico e Museu Botânico de Berlim (2018). AlgaTerra. Conjunto de dados de ocorrência. <https://doi.org/10.15468/nz7lld>. <https://www.gbif.org/occurrence/233114405>, acessido em janeiro 2023

Jonsson, B. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Oncorhynchus mykiss*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org

https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/o/oncorhynchus-mykiss/onchorhynchus_mykiss.pdf, acessido em abril 2023

Klaassen, Curtis D. (2008). Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. Seventh Edition. McGraw-Hill. Pg. 1159, 1167-1168, 1171.

Kock, A., Glanville, H. C., Law, A. C., Stanton, T., Carter, L. J., & Taylor, J. C. (2023). Emerging challenges of the impacts of pharmaceuticals on aquatic ecosystems: A diatom perspective. *Science of The Total Environment*, 878, 162939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162939>, acessado em abril 2023

Krodkiewska, M. (2007). The distribution of *Potamothena bavaricus* (Oeschmann, 1913)(Oligochaeta) in anthropogenic freshwater habitats of an industrialised area (Upper Silesia, Poland). *Limnologica*, 37(3), 259-263. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.02.001>, acessado em janeiro 2023

Landis, Wayne G.; Yu, Ming-Ho (2003). *Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems*. Third Edition. Lewis Publishers. Pg. 373.

Lee, D. H., & Ahn, K. J. (2017). Three water scavenger beetle species (Coleoptera: Hydrophilidae) new to Korea. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 10(1), 39-43. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2016.12.004>, acessado em janeiro 2023

Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro. *Diário da República I Série-A*. Pg. 1-31. <https://files.dre.pt/1s/2005/12/249a00/72807310.pdf>, acessado em janeiro 2023

Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4): 1050-1064. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>, acessado em janeiro 2023

Machado, M. D., & Soares, E. V. (2021). Exposure of the alga *Pseudokirchneriella subcapitata* to environmentally relevant concentrations of the herbicide metolachlor: Impact on the redox homeostasis. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111264. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111264>, acessado em abril 2023

Manahan, Stanley E.. Ninth Edition (2010). *Environmental Chemistry*. CRC Press. Pg. 9, 198, 660

Manahan, Stanley E.. (2011). *Water Chemistry. Green Science and Technology of Nature's Most Renewable Resource*. CRC Press. Pg. 41, 50-51

Matono, Paula; Silva, Janine da; Bernardo, João M.; Costa, Ana M.; Fragoso, Sónia; Roque, Luísa; Pinheiro, Paulo; Almeida, João; Ilhéu, Maria (2019). *Manual de Boas Práticas. Conservação do Saramugo e de rios temporários*. Universidade de Évora. Pg. 10 http://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/32022/1/Manual%20LIFE%20Saramugo_FINAL.pdf, acessado em janeiro 2023

Molineri, C., Tejerina, E. G., Torrejón, S. E., Pero, E. J., & Hankel, G. E. (2020). Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators*, 108, 105703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>, acessado em janeiro 2023

Monte, Maria Helena Marecos do; Santos, Maria Teresa Loureiro dos; Barreiros, Ana Maria; Albuquerque, António (2016). *Tratamento de Águas Residuais. Operações e Processos de Tratamento Físico e Químico*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Universidade da Beira Interior. Pg. 59, 63-64, 69, 72. <https://www.ersar.pt/pt/site-comunicacao/site-noticias/documents/ct5-trataguasresiduais.pdf>, acessado em janeiro 2023

Nowak, K., & Jakopin, Ž. (2023). In silico profiling of endocrine-disrupting potential of bisphenol analogues and their halogenated transformation products. *Food and Chemical Toxicology*, 113623. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2023.113623>, acessado em junho 2023

Oliveira, Rodrigo (2021). *Avaliação das disponibilidades hídricas atuais e futuras e aplicação do índice de escassez WEI+*. Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.. Pg. 45, 47.

<https://participa.pt/pt/consulta/avaliacao-das-disponibilidades-hidricas-atuais-e-futuras-e-aplicacao-do-indice-de-escassez-wei>, acessado em janeiro 2023

Pal, R., & Choudhury, A. K. (2014). An introduction to phytoplanktons: diversity and ecology (No. 14781). New Delhi: Springer India. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-81-322-1838-8>, acessado em abril 2023

Palma, P., Fialho, S., Lima, A., Catarino, A., Costa, M. J., Barbieri, M. V., ... & de Alda, M. L. (2021). Occurrence and risk assessment of pesticides in a Mediterranean Basin with strong agricultural pressure (Guadiana Basin: Southern of Portugal). *Science of The Total Environment*, 794, 148703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148703>, acessado em fevereiro 2023

Palma, P., Matos, C., Alvarenga, P., Köck-Schulmeyer, M., Simões, I., Barceló, D., & de Alda, M. L. (2018). Ecological and ecotoxicological responses in the assessment of the ecological status of freshwater systems: A case-study of the temporary stream Brejo of Cagarrão (South of Portugal). *Science of the Total Environment*, 634, 394-406. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.281>, acessado em janeiro 2023

Peluso, J., Coll, C. S. P., Cristos, D., Rojas, D. E., & Aronzon, C. M. (2021). Comprehensive assessment of water quality through different approaches: Physicochemical and ecotoxicological parameters. *Science of The Total Environment*, 800, 149510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149510>, acessado em abril 2023

Pérez, JR, Loureiro, S., Menezes, S., Palma, P., Fernandes, RM, Barbosa, IR, & Soares, AM (2010). Avaliação da qualidade da água na albufeira de Alqueva (Portugal) através de bioensaios. *Ciência Ambiental e Pesquisa de Poluição*, 17, 688-702. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-009-0174-9>, acessado em abril 2023

Peszek, Ł., Zgrundo, A., Noga, T., Kochman-Kędziora, N., Poradowska, A., Rybak, M., ... & Lee, J. (2021). The influence of drought on diatom assemblages in a temperate climate zone: A case study from the Carpathian Mountains, Poland. *Ecological Indicators*, 125, 107579. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107579>, acessado em janeiro 2023

Pinto, I., Rodrigues, S., Lage, O. M., & Antunes, S. C. (2021). Assessment of water quality in Agueira reservoir: Ecotoxicological tools in addition to the Water Framework Directive. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111583. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111583>, acessado em abril 2023

Ponader, K. C., Charles, D. F., & Belton, T. J. (2007). Diatom-based TP and TN inference models and indices for monitoring nutrient enrichment of New Jersey streams. *Ecological Indicators*, 7(1), 79-93. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.10.003>, acessado em janeiro 2023

Portaria n.º 702/2009, de 6 de julho. <https://dre.pt/dre/detalhe/portaria/702-2009-492213>, acessado em fevereiro 2023

Potapova, M., & Charles, D. F. (2007). Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological indicators*, 7(1), 48-70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.10.001>, acessado em janeiro 2023

Regulamento de Execução (UE) 2017/244, da Comissão de 10 de fevereiro de 2017. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R0244&from=EN>, acessado em outubro 2022.

Resolução do Conselho de Ministros n.º 167/2006. *Diário da República*, 1ª Série n.º 240, de 15 de dezembro de 2006. <https://files.dre.pt/1s/2006/12/24000/84568465.pdf>, acessado em janeiro 2023

Rodrigues, G., Potes, M., Penha, A. M., Costa, M. J., & Morais, M. M. (2022). The Use of Sentinel-3/OLCI for Monitoring the Water Quality and Optical Water Types in the Largest Portuguese Reservoir. *Remote Sensing*, 14(9), 2172. <https://doi.org/10.3390/rs14092172>, acessado em janeiro 2023

Rodrigues, Manuel; Coutinho, João (2000). Eficiência de utilização do azoto pelas plantas. Instituto Politécnico de Bragança. Pg. 9, 13-14. <https://bibliotecadigital.ipb.pt/bitstream/10198/205/1/47%20-%20Efici%C3%Aancia%20de%20utiliza%C3%A7%C3%A3o%20de%20azoto%20pelas%20plantas.pdf>, acessado em janeiro 2023

Rodrigues, S., Pinto, I., Formigo, N., & Antunes, S. C. (2021). Microalgae growth inhibition-based reservoirs water quality assessment to identify ecotoxicological risks. *Water*, 13(19), 2605. <https://doi.org/10.3390/w13192605>, acessado em abril, 2023

Rodrigues, S., Pinto, I., Martins, F., Formigo, N., & Antunes, S. C. (2022). An ecotoxicological approach can complement the assessment of natural waters from Portuguese reservoirs?. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(34), 52147-52161. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19504-4>, acessado em abril 2023

Sánchez-Bayo, F., Baskaran, S., & Kennedy, I. R. (2002). Ecological relative risk (EcoRR): another approach for risk assessment of pesticides in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1-3), 37-57. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00258-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00258-4)

Sanchez, W., & Porcher, J. M. (2009). Fish biomarkers for environmental monitoring within the Water Framework Directive of the European Union. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 28(2), 150-158. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2008.10.012>, acessado em abril 2023

Santos, J. I., Vidal, T., Gonçalves, F. J., 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107030>, acessado em abril 2023

Sarkis, N., Geffard, O., Souchon, Y., Chandesris, A., Férréol, M., Valette, L., ... & Villeneuve, B. (2020). How to quantify the links between bioavailable contamination in watercourses and pressures of anthropogenic land cover, contamination sources and hydromorphology at multiple scales?. *Science of The Total Environment*, 735, 139492. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139492>, acessado em abril 2023

Sempiterno, C., Fernandes, R., & Bárto, I. (2020). Efeito residual do fósforo numa sequência cultural por valorização agrícola de uma lama de ETAR. *Revista de Ciências Agrárias*, 43(3), 266-275. <https://doi.org/10.19084/rca.20394>, acessado em janeiro 2023

Serviços Geológicos de Portugal (1992). Carta Geológica de Portugal à escala 1: 500 000. <https://www.ineg.pt/product/carta-geologica-de-portugal-na-escala-de-1500-000/>, acessado em janeiro 2023

Sharma, N., Westerhoff, P., & Zeng, C. (2022). Lithium occurrence in drinking water sources of the United States. *Chemosphere*, 305, 135458. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135458>, acessado em junho 2023

SILiAMB- Sistema Integrado de Licenciamento do Ambiente. <https://siliamb.apambiente.pt/pages/public/login.xhtml>, acessado em outubro 2022

SNIRH- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, da Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=2&idItem=3>

Sociedade Portuguesa de Inovação- SPI; Instituto do Ambiente e Desenvolvimento- IDAD; Universidade de Évora (2018). Plano Intermunicipal de Adaptação às Alterações Climáticas do Baixo Alentejo. Comunidade Intermunicipal do Baixo Alentejo- CIMBAL.

https://cms.cimbal.pt/upload_files/client_id_1/website_id_1/varias/PIAACBA_DOCUMENTO_FINAL.pdf, acessado em fevereiro 2023

Stuijzand, S. C., Engels, S., Van Ammelrooy, E., & Jonker, M. (1999). Caddisflies (Trichoptera: Hydropsychidae) used for evaluating water quality of large European rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36(2), 186-192. <https://doi.org/10.1007/s002449900459>, acessado em janeiro 2023

Tkaczyk, A., Bownik, A., Dudka, J., Kowal, K., & Ślaska, B. (2021). *Daphnia magna* model in the toxicity assessment of pharmaceuticals: A review. *Science of The Total Environment*, 763, 143038. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143038>, acessado em janeiro 2023

UK TAG (2007). UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive. Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the purposes of the Water Framework Directive. <https://www.daera-ni.gov.uk/sites/default/files/publications/doe/UKTAG-recommendations-on-surface-water-classification-schemes-for-the-purpose-of-the-WFD.PDF>, acessado em abril 2023

United Nations General Assembly (2019). Resolution 73/284, United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030). Pg. 1-6. <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N19/060/16/PDF/N1906016.pdf?OpenElement>, acessado em janeiro 2023

Urbanič, G., Debeljak, B., Kuhar, U., Germ, M., & Gaberščik, A. (2023). River Macrophyte Index for ecological status assessment of the non-karst and Dinaric karst waters. *Ecological Engineering*, 192, 106975. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106975>, acessado em maio, 2023

Vera-Herrera, L., Araújo, C. V., Cordero-de-Castro, A., Blasco, J., & Picó, Y. (2022). Assessing the colonization by *Daphnia magna* of pesticide-disturbed habitats (chlorpyrifos, terbuthylazine and their mixtures) and the behavioral and neurotoxic effects. *Environmental Pollution*, 311, 119983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119983>, acessado em abril 2023

Villa, S., Di Nica, V., Pescatore, T., Bellamoli, F., Miari, F., Finizio, A., & Lencioni, V. (2018). Comparison of the behavioural effects of pharmaceuticals and pesticides on *Diamesa zernyi* larvae (Chironomidae). *Environmental Pollution*, 238, 130-139. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.029>, acessado em janeiro 2023

Voulvoulis, N., Arpon, K. D., & Giakoumis, T. (2017). The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, 575, 358-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.228>, acessado em abril 2023

Wang, J., Bao, S., Zhang, K., Heino, J., Jiang, X., Liu, Z., & Tao, J. (2023). Responses of macroinvertebrate functional trait structure to river damming: From within-river to basin-scale patterns. *Environmental Research*, 115255. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115255>, acessado em abril 2023

Working Group 2.7- Monitoring, 2003. Guidance Document No 7 Monitoring under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/CE). European Communities. Pg. 1-36. [https://circabc.europa.eu/sd/a/63f7715f-0f45-4955-b7cb-58ca305e42a8/Guidance%20No%207%20-%20Monitoring%20\(WG%202.7\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/63f7715f-0f45-4955-b7cb-58ca305e42a8/Guidance%20No%207%20-%20Monitoring%20(WG%202.7).pdf), acessado em janeiro 2023

Working Group 2.3– REFCOND, 2003. Guidance document No 10 River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/CE). European Communities. Pg. 12, 18 <https://circabc.europa.eu/sd/a/dce34c8d->

[6e3d-469a-a6f3-b733b829b691/Guidance%20No%2010%20-%20references%20conditions%20inland%20waters%20-%20REFCOND%20\(WG%202.3\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/06480e87-27a6-41e6-b165-0581c2b046ad/Guidance%20No%2010%20-%20references%20conditions%20inland%20waters%20-%20REFCOND%20(WG%202.3).pdf), acedido em janeiro 2023

Working Group 2A, 2005. Guidance Document No 13 Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/CE). European Communities. Pg. 1-25.

[https://circabc.europa.eu/sd/a/06480e87-27a6-41e6-b165-0581c2b046ad/Guidance%20No%2013%20-%20Classification%20of%20Ecological%20Status%20\(WG%20A\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/06480e87-27a6-41e6-b165-0581c2b046ad/Guidance%20No%2013%20-%20Classification%20of%20Ecological%20Status%20(WG%20A).pdf), acedido em janeiro 2023

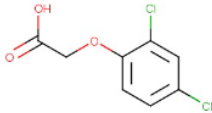

Zhu, Z., Wang, J., Cao, Q., Liu, S., Wei, W., Yang, H., & Zhang, Y. (2022). Long-term BPA exposure leads to bone malformation and abnormal expression of MAPK/Wnt/FoxO signaling pathway genes in zebrafish offspring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 245, 114082.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114082>, acedido em junho 2023

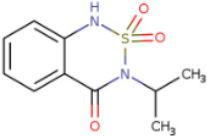

Anexo I- Resultados de Monitorização de Físico-químicos Gerais e Poluentes Específicos

Parâmetro	Data	Resultado	Unidades
pH	2015-03-11 16:50	7,9	Escala de Sorensen
	2016-01-05 11:45	8,0	
	2017-04-18 15:00	7,8	
Temperatura	2015-03-11 16:50	19,6	°C
	2017-04-18 15:00	23,9	
Condutividade	2015-03-11 16:50	780	µS/cm
	2016-01-05 11:45	530	
	2017-04-18 15:00	890	
Oxigénio Dissolvido	2015-03-11 16:50	5,0	mg O ₂ /L
	2017-04-18 15:00	9,7	
Taxa de Saturação em Oxigénio	2015-03-11 16:50	55	% O ₂
	2017-04-18 15:00	111	
CBO ₅	2015-03-11 16:50	8,0	mg O ₂ /L
	2016-01-05 11:45	4,0	
	2017-04-18 15:00	3,0	
Fósforo total	2015-03-11 16:50	0,26	mg P/L
	2016-01-05 11:45	0,33	
	2017-04-18 15:00	0,08	
Fosfato	2015-03-11 16:50	0,27	mg PO ₄ /L
	2016-01-05 11:45	0,43	
	2017-04-18 15:00	0,12	
Azoto total	2015-03-11 16:50	2,4	mg N/L
	2016-01-05 11:45	2,7	
	2017-04-18 15:00	1,2	
Azoto amoniacal	2015-03-11 16:50	0,075	mg NH ₄ /L
	2016-01-05 11:45	0,11	
	2017-04-18 15:00	0,03	
Nitrato	2015-03-11 16:50	6,0	mg NO ₃ /L
	2016-01-05 11:45	7,5	
	2017-04-18 15:00	2,0	
Nitrito	2015-03-11 16:50	0,65	mg NO ₂ /L
	2016-01-05 11:45	0,11	
	2017-04-18 15:00	0,018	
Sólidos Suspensos totais	2015-03-11 16:50	55,0	mg/L
	2016-01-05 11:45	67,0	
	2017-04-18 15:00	8,4	
2,4-D	2016-01-05 11:45	<0,05	µg/L
Bentazona	2016-01-05 11:45	<0,05	µg/L
Dimetoato	2016-01-05 11:45	<0,05	µg/L
	2017-04-11 00:00	<0,05	
	2017-10-25 00:00	<0,05	
Linurão	2016-01-05 11:45	<0,05	µg/L
MCP (Mecoprop)	2016-01-05 11:45	<0,05	µg/L
Terbutilazina	2016-01-05 11:45	0,14	µg/L
	2017-04-11 00:00	<0,05	
	2017-10-25 00:00	0,14	
Desetilterbutilazina	2016-01-05 11:45	<0,05	µg/L
	2017-04-11 00:00	<0,05	
	2017-10-25 00:00	<0,05	

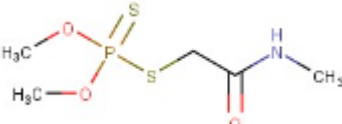

Anexo II- Informação relativa a Poluentes Específicos- Pesticidas

Identificação Química	2,4-D (ácido 2,4-Diclorofenoxiacético sais e ésteres). CAS n.º 94-75-7 2,4-D (ISO); 2,4-dichlorophenoxyacetic acid		
Fórmula molecular	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃ 		
Classificação e rotulagem de perigo	 <p>Perigo! De acordo com a classificação e rotulagem harmonizadas (CLP00) aprovadas pela União Europeia, esta substância é nociva se ingerida, causa lesões oculares graves, é nociva à vida aquática com efeitos duradouros, pode causar uma reação alérgica na pele e pode causar irritação respiratória.</p>		
Código de declaração de perigo	H302- Nocivo se ingerido H318- Causa lesões oculares graves H317- Pode causar uma reação alérgica na pele H335- Pode causar irritação respiratória H412- Prejudicial à vida aquática com efeitos duradouros		
Classe Química	Herbicidas Fenóxi		
Grupo	<i>Herbicides, haulm destructors and moss killers</i>		
Categoria	<i>Herbicides based on phenoxy-phytohormones</i>		
Propriedades	Estado físico	Sólido em pó branco	
	Pureza mínima da substância ativa	960 g kg ⁻¹	
	Massa molecular	221.04	
	Solubilidade - Em água a 20 °C (mg L ⁻¹)	24300 (Alto)	
	Ponto de fusão (°C)	138,7	
	Ponto de ebulição (°C)	273,0	
	Ponto de degradação (°C)	200	
	Coeficiente de partição octanol-água a pH 7, 20 °C	P	1,51 X 10 ⁻⁰¹
		Log P	-0,82 (Baixo)
	Densidade (g mL ⁻¹)	1,57	
	Fator de bioconcentração BCF (l kg ⁻¹)	10 (Baixo potencial)	
	Índice potencial de lixiviação GUS	3.82 (Alta lixiviabilidade)	
	Adsorção e mobilidade do solo- Linear	K _{oc}	39.3 (móvel)
		Degradação do solo (dias) (aeróbica)	DT ₅₀ (típico)


Fonte: Adaptado de ECHA- European Chemicals Agency (2023) e de Lewis *et al.* (2016).

Identificação Química	Bentazona. CAS n.º 25057-89-0		
Fórmula molecular	C ₁₀ H ₁₂ N ₂ O ₃ S 		
Classificação e rotulagem de perigo	 Aviso! De acordo com a classificação e rotulagem harmonizada (CLP00) aprovada pela União Europeia, esta substância é nociva se ingerida e é nociva em contacto com a pele.		
Código de declaração de perigo	H302- Nocivo se ingerido H319- Causa irritação ocular grave H317- Pode causar uma reação alérgica na pele H412- Prejudicial à vida aquática com efeitos duradouros		
Classe Química	Herbicidas <i>THIADIAZINE</i>		
Grupo	<i>Herbicidas, haulm destructors and moss killers</i>		
Categoria	Outros herbicidas		
Propriedades	Estado físico	Cristais de cor branca a amarela, dependendo da pureza	
	Pureza mínima da substância ativa	960 g kg ⁻¹	
	Massa molecular	240,3	
	Solubilidade - Em água a 20 °C (mg L ⁻¹)	7112 (Alto)	
	Ponto de fusão (°C)	139	
	Ponto de ebulição (°C)	Decompõe-se antes de ferver	
	Ponto de degradação (°C)	210	
	Coeficiente de partição octanol-água a pH 7, 20 °C	P	3,47 X 10 ⁻⁰¹
		Log P	-0,46 (Baixo)
	Densidade (g mL ⁻¹)	1.41	
	Fator de bioconcentração BCF (l kg ⁻¹)	21 (Baixo potencial)	
	Índice potencial de lixiviação GUS	1,95 (Estado de transição)	
	Adsorção e mobilidade do solo- Linear	K _{oc}	55.3 (móvel)
Degradação do solo (dias) (aeróbica)		DT ₅₀ (típico)	20 (Não persistente)

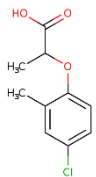

Fonte: Adaptado de ECHA- European Chemicals Agency (2023) e de Lewis *et al.* (2016).

Identificação Química	Dimetoato. CAS n.º 60-51-5 dimethoate (ISO) O,O-dimethyl methylcarbamoylmethyl phosphorodithioate		
Fórmula molecular	C ₅ H ₁₂ NO ₃ PS ₂ 		
Classificação e rotulagem de perigo	 Aviso! De acordo com a classificação e rotulagem harmonizada (CLP00) aprovada pela União Europeia, esta substância é nociva se ingerida e é nociva em contacto com a pele.		
Código de declaração de perigo	H302- Nocivo se ingerido H312- Nocivo em contacto com a pele		
Classe Química	Inseticidas organofosforados		
Grupo	Inseticidas e Acaricidas		
Categoria	Inseticidas à base de organofosforados		
Propriedades	Estado físico	Cristais de cor cinza a branco com leve odor fétido	
	Pureza mínima da substância ativa	970g kg ⁻¹	
	Massa molecular	229,26	
	Solubilidade - Em água a 20 °C (mg L ⁻¹)	25900 (Alto)	
	Ponto de fusão (°C)	50,5	
	Ponto de ebulição (°C)	Decompõe-se antes de ferver	
	Ponto de degradação (°C)	113	
	Coeficiente de partição octanol-água a pH 7, 20 °C	P	5,62 X 10 ⁰⁰
		Log P	0,75 (Baixo)
	Densidade (g mL ⁻¹)	1.31	
	Fator de bioconcentração BCF (l kg ⁻¹)	8 (Baixo potencial)	
	Índice potencial de lixiviação GUS	2.18 (Estado de transição)	
	Adsorção e mobilidade do solo- Linear	K _{oc}	-
Degradação do solo (dias) (aeróbica)		DT ₅₀ (típico) 2.5 (Não persistente)	

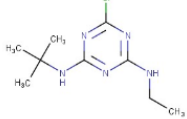

Fonte: Adaptado de ECHA- European Chemicals Agency (2023) e de Lewis *et al.* (2016).

Identificação Química	Linurão. CAS n.º 330-55-2 linuron (ISO) 3-(3,4-dichlorophenyl)-1-methoxy-1-methylurea		
Fórmula molecular	C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O ₂		
Classificação e rotulagem de perigo	 <p>Perigo! De acordo com a classificação e rotulagem harmonizadas (CLP00) aprovadas pela União Europeia, esta substância pode prejudicar o feto e é suspeita de prejudicar a fertilidade, é muito tóxica para a vida aquática, é muito tóxica para a vida aquática com efeitos duradouros, é nocivo se ingerido, é suspeito de causar cancro e pode causar danos aos órgãos por exposição repetida ou prolongada.</p>		
Código de declaração de perigo	H302- Nocivo se ingerido H351- Suspeito de causar cancro H373- Pode causar dano aos órgãos H400- Muito tóxico para a vida aquática H410- Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros H360Df- Pode prejudicar o feto. Suspeito de prejudicar a fertilidade		
Classe Química	Herbicida à base de Ureia		
Grupo	<i>Herbicides, haulm destructors and moss killers</i>		
Categoria	Herbicidas à base de derivados de uréia, de uracil ou de sulfoniluréia		
Propriedades	Estado físico	Sólido cristalino branco	
	Pureza mínima da substância ativa	950 g kg ⁻¹	
	Massa molecular	249.09	
	Solubilidade - Em água a 20 °C (mg L ⁻¹)	63,8 (Moderado)	
	Ponto de fusão (°C)	93	
	Ponto de ebulição (°C)	Decompõe-se antes de ferver	
	Ponto de degradação (°C)	220	
	Coeficiente de partição octanol-água a pH 7, 20 °C	P	1,00 X 10 ⁰³
		Log P	3.0 (Moderado)
	Densidade (g mL ⁻¹)	1.49	
	Fator de bioconcentração BCF (l kg ⁻¹)	49 (Baixo potencial)	
	Índice potencial de lixiviação GUS	2.11 (Estado de transição)	
	Adsorção e mobilidade do solo- Linear	K _{oc}	842,8 (Ligeiramente móvel)
	Degradação do solo (dias) (aeróbica)	DT ₅₀ (típico)	57,6 (Moderadamente persistente)

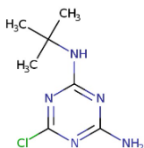

Fonte: Adaptado de ECHA- European Chemicals Agency (2023) e de Lewis *et al.* (2016).

Identificação Química	MCPP (Mecoprope). CAS n.º 7085-19-0 mecoprop (ISO) 2-(4-chloro-2-methylphenoxy)propanoic acid		
Fórmula molecular	C ₁₀ H ₁₁ ClO ₃ 		
Classificação e rotulagem de perigo	 <p>Perigo! De acordo com a classificação e rotulagem harmonizada (CLP00) aprovada pela União Europeia, esta substância é muito tóxica para a vida aquática, é muito tóxica para a vida aquática com efeitos duradouros, é nociva se ingerida, causa lesões oculares graves e provoca irritação cutânea.</p>		
Código de declaração de perigo	H302- Nocivo se ingerido H311- Tóxico em contato com a pele H315- Causa irritação na pele H318- Causa lesões oculares graves H400- Muito tóxico para a vida aquática H410- Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros		
Classe Química	Herbicidas Fenóxi		
Grupo	<i>Herbicides, haulm destructors and moss killers</i>		
Categoria	<i>Herbicides based on phenoxy-phytohormones</i>		
Propriedades	Estado físico	Sólido cristalino branco a castanho claro	
	Pureza mínima da substância ativa	930 g kg ⁻¹	
	Massa molecular	214,65	
	Solubilidade - Em água a 20 °C (mg L ⁻¹)	250000 (Alto)	
	Ponto de fusão (°C)	94	
	Ponto de ebulição (°C)	-	
	Ponto de degradação (°C)	-	
	Coeficiente de partição octanol-água a pH 7, 20 °C	P	6,46 X 10 ⁻⁰¹
		Log P	-0,19 (Baixo)
	Densidade (g mL ⁻¹)	1.37	
	Fator de bioconcentração BCF (l kg ⁻¹)	3	
	Índice potencial de lixiviação GUS	2.29 (Estado de transição)	
	Adsorção e mobilidade do solo- Linear	K _{oc}	47 (Móvel)
Degradação do solo (dias) (aeróbica)		DT ₅₀ (típico)	8.2 (Não persistente)

Fonte: Adaptado de ECHA- European Chemicals Agency (2023) e de Lewis *et al.* (2016).

Identificação Química	Terbutilazina. CAS n.º 5915-41-3 terbuthylazine (ISO) N-tert-butyl-6-chloro-N'-ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine		
Fórmula molecular	C ₉ H ₁₆ ClN ₅ 		
Classificação e rotulagem de perigo	 <p>Aviso! De acordo com a classificação e rotulagem harmonizada (ATP10) aprovada pela União Europeia, esta substância é muito tóxica para a vida aquática, é muito tóxica para a vida aquática com efeitos duradouros, é nociva se ingerida e pode causar danos aos órgãos por exposição prolongada ou repetida exposição.</p>		
Código de declaração de perigo	H302- Nocivo se ingerido H373- Pode causar dano aos órgãos H400- Muito tóxico para a vida aquática H410- Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros		
Classe Química	Herbicida da classe das Triazinas		
Grupo	<i>Herbicides, haulm destructors and moss killers</i>		
Categoria	Herbicida baseado em Trazinas		
Propriedades	Estado físico	Pó cristalino branco	
	Pureza mínima da substância ativa	930 g kg ⁻¹ , normalmente 960-980 g kg ⁻¹	
	Massa molecular	229,71	
	Solubilidade - Em água a 20 °C (mg L ⁻¹)	6.6 (Baixo)	
	Ponto de fusão (°C)	175	
	Ponto de ebulição (°C)	Decompõe-se antes de ferver	
	Ponto de degradação (°C)	224	
	Coeficiente de partição octanol-água a pH 7, 20 °C	P	2,51 X 10 ⁰³
		Log P	3.4 (Alto)
	Densidade (g mL ⁻¹)	1.19	
	Fator de bioconcentração BCF (l kg ⁻¹)	34	
	Índice potencial de lixiviação GUS	2.19 (Estado de transição)	
	Adsorção e mobilidade do solo- Linear	K _{oc}	-
	Degradação do solo (dias) (aeróbica)	DT ₅₀ (típico)	72,0 (Moderadamente persistente)

Fonte: Adaptado de ECHA- European Chemicals Agency (2023) e de Lewis *et al.* (2016).

Identificação Química	Desetilterbutilazina (metabolito). CAS n.º 30125-63-4 N-tert-Butyl-6-chloro-[1,3,5]triazine-2,4-diamine			
Fórmula molecular	C ₇ H ₁₂ ClN ₅ 			
Classificação e rotulagem de perigo	 Aviso! De acordo com a classificação fornecida pelas empresas à ECHA nas notificações CLP, esta substância pode causar uma reação alérgica na pele.			
Código de declaração de perigo	H317- Pode causar uma reação alérgica na pele			
Classe Química	-			
Grupo	-			
Categoria	-			
Propriedades	Estado físico	-		
	Pureza mínima da substância ativa	-		
	Massa molecular	201.68		
	Solubilidade - Em água a 20 °C (mg L ⁻¹)	327.1 (Moderado)		
	Ponto de fusão (°C)	-		
	Ponto de ebulição (°C)	-		
	Ponto de degradação (°C)	-		
	Coeficiente de partição octanol-água a pH 7, 20 °C	P	2,00 X 10 ⁰²	
		Log P	2.3 (Baixo)	
	Densidade (g mL ⁻¹)	-		
Fator de bioconcentração BCF (l kg ⁻¹)	-			
Índice potencial de lixiviação GUS	3.07 (Alta lixiviabilidade)			
Adsorção e mobilidade do solo- Linear	K _{oc}	-		
	Degradação do solo (dias) (aeróbica)	DT ₅₀ (típico)	54,0 (Moderadamente persistente)	

Fonte: Adaptado de ECHA- European Chemicals Agency (2023) e de Lewis *et al.* (2016).