Avaliação do impacto no Rio Febros da descarga das águas residuais tratadas na ETAR de Febros

Francisca Freitas Alves
Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água
Departamento de Biologia
2023

Orientador
Maria da Natividade Ribeiro Vieira, Professora Associada do Departamento de Biologia da FCUP

U.PORTO
FACULDADE DE CIÊNCIAS
UNIVERSIDADE DO PORTO

Agradecimentos

À Profª Dr.ª Natividade pela sua orientação, pela sua disponibilidade e pelos conselhos durantes estes meus 6 anos enquanto estudante universitária. O seu apoio foi essencial para a realização deste trabalho. Um grande obrigado!

A toda a equipa da ETAR Gaia Litoral, que nos acompanhou ao longo deste ano. Obrigado pela simpatia, pela colaboração, pela disponibilidade e orientação. A todos um grande obrigado.

Ao Carlos Pinheiro, que mais que um colega de laboratório, foi como um mentor para mim. Obrigado pela constante boa disposição e pela ajuda no desenvolvimento deste trabalho. Obrigado pelo incentivo, pela disponibilidade e pela paciência.

Ao meu colega Tiago, por todas as horas passadas em campo, pelas gargalhadas e pelo apoio prestado.

Ao meu namorado, Tiago Dias, por me ter aguentado nos dias maus. Pela motivação e por me fazer acreditar em mim. Obrigado pelo apoio incondicional, companheirismo e por todo o amor demonstrado durantes estes anos.

Um agradecimento especial à minha família, pelos anos de apoio, de incentivo e por torcerem sempre pelo meu sucesso. É graças a vocês que concluo mais uma etapa da minha vida. Espero deixar-vos orgulhosos.

Resumo

A água é um elemento essencial à vida. O crescimento populacional, a urbanização, as práticas agrícolas e industriais associada à crescente carência de água doce, têm levado à redução da qualidade e disponibilidade deste recurso. Desta forma, torna-se essencial gerir, de forma equilibrada, este recurso natural.

O rio Febros pertence à bacia hidrográfica do rio Douro, localizado a norte de Portugal e estende-se por cerca de 15 km e percorre Seixezelo, Pedroso, Olival, Vilar de Andorinho e desagua, finalmente, no Rio Douro, no Cais do Esteiro em Avintes. Assim, o principal objetivo do estudo foi avaliar a qualidade da água do rio Febros, assim como, avaliar o impacto que a descarga de efluentes tratados na ETAR de Febros tem sobre este meio recetor. A avaliação foi realizada durante 4 meses (fevereiro de 2023 a maio de 2023), em quatro locais de amostragem. As amostragens incluíram a recolha de amostras de água para a caraterização físico-química e biológica.

Através da avaliação físico-química da água foi possível determinar, que a jusante da ETAR, existiam níveis elevados de poluição orgânica devido à presença de elevadas concentrações de fósforo total e de azoto amoniacal, ultrapassando os valores limite estabelecidos para a massa de água em questão. O estudo da comunidade de macroinvertebrados revelou que os locais se caracterizam entre moderadamente contaminados e fortemente contaminados, verificando-se uma redução da qualidade de água de “excelente” para “má” de montante para jusante. A diversidade de macroinvertebrados bentónicos foi baixa, e denota-se claramente a elevada presença de indivíduos pertencentes à ordem Diptera, nomeadamente à família Chironomidae. Estes organismos possuem poucos requisitos ambientais sendo capazes de habitar uma vasta gama de habitats e, portanto, demonstraram grande tolerância às alterações que se verificaram nos locais de amostragem.

Os resultados obtidos permitem concluir que, de facto, se verificou uma deterioração da qualidade da água a jusante da ETAR. Desta forma, é importante salientar a necessidade da implementação de medidas capazes de mitigar os efeitos provocados pela descarga de efluentes no rio Febros.

Palavras-Chave: Diretiva Quadro de Água, Estações de Tratamento de Água Residuais, Macroinvertebrados, Qualidade da Água, Rio Febros

Abstract

Fresh water is an essential element for life. Population growth, urbanization, agricultural and industrial practices, combined with the growing demand for fresh water, have led to a reduction in the quality and availability of this resource. It is therefore essential to manage this natural resource in a balanced way.

The Febros River belongs to the Douro River basin, located in the north of Portugal. It stretches for about 15 km and runs through Seixezelo, Pedroso, Olival, Vilar de Andorinho and finally flows into the Douro River at Cais do Esteiro in Avintes. The main goal of the study was to assess the water quality of the Febros River, as well as to evaluate the impact that the discharge of effluents treated at the Febros WWTP has on this receiving environment. Research was performed during 4 months (February 2023 to May 2023), at four sampling sites. Sampling included the collection of water samples for physico-chemical and biological characterization.

Through the physicochemical assessment of the water, it was possible to determine that downstream of the Wastewater Treatment Plant there were high levels of organic pollution due to the presence of high concentrations of total phosphorus and ammoniacal nitrogen, exceeding the limit values established for the body of water in question. The study of the macroinvertebrate community revealed that the sites are characterized between moderately contaminated and heavily contaminated, with a reduction in the ecological status of the water from "excellent" to "poor" from upstream to downstream. The diversity of benthic macroinvertebrates was low, and there was a clear presence of individuals belonging to the order Diptera, particularly the Chironomidae family. These organisms have few environmental requirements and are capable of inhabiting a wide range of habitats and have therefore shown great tolerance to the changes that have taken place at the sampling sites.

The results show that there has indeed been a deterioration in water quality downstream of the WWTP. It is therefore important to highlight the need to implement measures capable of mitigating the effects caused by the discharge of the effluent into the River Febros.

Keywords: WFD, Wastewater treatment plant, Macroinvertebrates, Water Quality, Febros River

Índice

1. Introdução ……..…..1
1.1. Diretiva-Quadro da Água ……..…2
1.2. Monitoramento Biológico da Qualidade da Água …….....5
1.3. Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores da Qualidade da Água ……..……...7
2. Águas Residuais ……..9
2.1. Sistemas de Tratamento da Águas Residuais ……10
2.1.1. Tratamento Preliminar ……....10
2.1.2. Tratamento Primário ……..…….10
2.1.3. Tratamento Secundário …….....10
2.1.4. Tratamento Terciário …….....11
2.1.5. Tratamento da Fase Sólida ……11
2.2. Águas Residuais Urbanas – Legislação Comunitária ……..…12
2.3. Estação de tratamento de água residuais – ETAR de Febros ……..14
2.3.1. Tratamento da Linha Líquida …….....15
2.3.2. Poço de Grosso ……15
2.3.3. Gradagem de finos – Tamisação ……...15
2.3.4. Desarenador / Desengordurador …….....16
2.3.5. Tratamento Biológico …….....16
2.3.6. Decantação Secundária ……..18
2.3.7. Obra de Saída (descarga efluente final) ……...18
2.3.8. Tratamento da Linha Sólida ……...18
2.3.9. Espessador Gravítico ……..18
2.3.10. Desidratação de Lamas ……..19
2.3.11. Armazenamento de Lamas Desidratadas …….…...19
2.4. Objetivos ……...19
3. Caracterização do Rio Febros ……..20
3.1. Caracterização Geográfica ……..…20
3.2. Caracterização Geológica e Geomorfológica ……..….22
3.3. Clima ……..22
3.4. Tipos de solo ……24
3.5. Ocupação e Uso do solo ……..…26
3.6. Flora ……...28
4. Materiais e Métodos ……..…...30
4.1. Seleção e caracterização dos pontos de amostragem ……...30

4.2. Periodicidade de amostragem ……...34
4.3. Parâmetros Físico-químicos ……..35
4.4. Comunidade de Macroinvertebrados Bentónicos ……...36
4.4.1. Método de amostragem ……..36
4.4.2. Tratamento das amostras ……...38
4.4.3. Identificação dos Macroinvertebrados Bentónicos ……38
4.5. Tratamento dos dados ……38
4.5.1. Índice de Diversidade e Equitabilidade ……39
4.5.2. Índice Biótico ……40
4.5.3. Índice Português de Invertebrados do Norte ……41
4.5.4. Qualidade do Habitat ……..……42
5. Resultados e Discussão ……...46
5.1. Qualidade do habitat ……..……46
5.2. Parâmetros Físico-químicos ……..49
5.2.1. Temperatura da água ……..49
5.2.2. pH …….....50
5.2.3. Condutividade ……51
5.2.4. Oxigénio dissolvido (O_2) ……52
5.2.5. Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) ……..54
5.2.6. Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO_5) ……55
5.2.7. Carência Química de Oxigénio (CQO) …….....57
5.2.8. Nitratos ……..58
5.2.9. Nitritos ……59
5.2.10. Azoto Amoniacal……...60
5.2.11. Fósforo Total ……..62
5.2.12. Sólidos Suspensos Totais ……..64
5.3. Parâmetros Biológicos – Comunidades de Macroinvertebrados Bentónicos ……65
5.3.1. Percentagem dos Principais Grupos Taxonómicos ……..65
5.3.2. Percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT) ……67
5.3.3. Número de indivíduos e Número de Unidades Sistemática ……69
5.3.4. Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e índice de Equitabilidade de Pielou ……71
5.3.5. Iberian Biological Monitoring Working Party ……..72
5.3.6. Índice Português de Invertebrados do Norte ……73
6. Conclusão ……..…75

Referências Bibliográficas ……...77

Anexo I ……...88

Anexo II ……..92

Anexo III ……95

Anexo IX ……99

Anexo V ……...102

Índice de Figuras

Figura 1 Conceito de "Bom" Estado Ecológico (Adaptado de INAG (2006)) ……4

Figura 2 Estado das massas de água superficiais registado durante o 1º e 2º ciclo, na avaliação intercalar e valores esperados para o 3º ciclo (APA, 2019) ……..5

Figura 3 Evolução da aplicação da DARU em Portugal (APA,2019) ……13

Figura 4 Fluxograma da ETAR de Febros ……15

Figura 5 Gradagem de sólidos finos (A); Desarenador e desengordurador (B) ……...16

Figura 6 Zona anóxica do tanque de tratamento (A); Zona óxica do tanque de tratamento (B) ……17

Figura 7 Contextualização geográfica do Rio Febros (Adaptado de Silva & Graça, 2006) ……..20

Figura 8 Perfil Longitudinal do Rio Febros (in Gaia,2015) ……...21

Figura 9 Carta de solos (Silva & Graça,2006) ……....26

Figura 10 Ocupação do solo no concelho de Vila Nova de Gaia (COS,2018) ……..27

Figura 11 Localização dos locais de amostragem no rio Febros F1, F2, F3 e F4, de jusante para montante respetivamente ……31

Figura 12 Local de amostragem Cais do Esteiro (F1). Local com margens artificializadas, margem esquerda (A) e margem direita (B) vista do interior do rio (C) ……32

Figura 13 Local de amostragem ETAR de Febros (F2), com margens naturalizadas (A), com distribuição regular da vegetação pelas margens (B) e rodeado de campos agrícolas (C) ……..33

Figura 14 Local de amostragem Charca (F3), existência de uma estrutura sólida (A), margens com algumas alterações, mas cobertas com vegetação (B) e presença de lixo nas margens (C) ……33

Figura 15 Local de amostragem Queimada (F4) baixo grau de conservação da galeria ripícola (A), existência de uma estrutura sólida (B), e margens artificializadas ……34

Figura 16 Figura Variação espaço-temporal do Índice de Avaliação Visual do Habitat – VHA ……46

Figura 17 Variação espácio-temporal do Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) com as cores associadas a cada classe do índice ……...47

Figura 18 Variação espácio-temporal do Índice de que avalia o grau de qualidade do canal (GQC) com as cores associadas a cada classe do índice ……47

Figura 19 Variação espácio-temporal da temperatura da água (ºC) ……....49

Figura 20 Variação espácio-temporal do pH ……50

Figura 21 Variação espácio-temporal da condutividade elétrica (μS/cm) ……51

Figura 22 Variação espácio-temporal da concentração de oxigénio dissolvido (mg O_2/L) ……..53

Figura 23 Variação espácio-temporal dos sólidos dissolvidos totais (mg/L) ……54

Figura 24 Variação espácio-temporal da carência bioquímica de oxigénio (mg O_2/L) ……56

Figura 25 Variação espácio-temporal da carência química de oxigénio (mg O_2/L) ……57

Figura 26 Variação espácio-temporal de nitratos (mg/L) ……58

Figura 27 Variação espácio-temporal de nitritos (mg/L) ……...59

Figura 28 Variação espácio-temporal de azoto amoniacal (mg/L) ……....60

Figura 29 Variação espácio-temporal de fósforo total (mg/L) ……....62

Figura 30 Variação espácio-temporal dos sólidos totais em suspensão (mg/L) …….63

Figura 31 Variação espácio-temporal da percentagem dos principais grupos taxonómicos encontrados nos diferentes locais de amostragem no inverno e na primavera ……...64

Figura 32 Variação espacial da percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera no rio Febros ……66

Figura 33 Variação espacial do número de indivíduos (Log10) (A) e do número de unidades sistemáticas (B) ……69

Figura 34 Variação espacial do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (E) da comunidade de macroinvertebrados bentónicos …….70

Figura 35 Variação espacial do índice biótico IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party), com cores associadas às respetivas classes de qualidade ……....72

Figura 36 Variação espacial do índice multimétrico $IPtI_N$ (Índice Português de Invertebrados do Norte), com cores associadas às respetivas classes de qualidade….73

Índice de Tabelas

Tabela I Breve descrição dos pontos de amostragem e respetivas coordenadas geográficas ……30

Tabela II Parâmetros físico-químicos analisados, metodologia de determinação e respetivas unidades ……35

Tabela III Tipos de habitats mais relevantes para a comunidade de macroinvertebrados bentónicos (habitats orgânicos e inorgânicos) e dimensão e escala empírica para a identificação dos habitats inorgânicos (INAG, 2008). ……37

Tabela IV Classes de qualidade segundo o índice QBR. Adaptado de Munné *et al*. 2003 ……43

Tabela V Pontuação obtida pelo AVH e as respetivas classes de qualidade. Adaptado de Barbour *et al*. (1999) ……44

Tabela VI Classes de Qualidade do Índice de Grau de Qualidade do Canal (GQC) (Oliveira et al. 2007) ……45

Tabela VII Classes de qualidade definidas de acordo com o Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), com as cores a que estão associadas as diferentes classes de qualidade ……...72

Tabela VIII Mediana dos valores de referência e fronteiras para o tipo de rios do Norte de Pequena Dimensão de Portugal Continental (INAG, 2009) ……..73

Lista de Abreviaturas

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

UF - União de Freguesias

INAG - Instituto Nacional da Água

PGRH - Planos de Gestão da Região Hidrográfica

CBO_5 - Carência Bioquímica de Oxigénio

CQO - Carência Química de Oxigénio

COS - Carta de Ocupação e Uso do Solo

DQA - Diretiva Quadro da água

NH_4^+ - azoto amoniacal

NO_2^- - Nitritos

NO_3^- - Nitratos

O_2 - Oxigénio

P - Fósforo

pH - Potencial Hidrogénio

%EPT - Percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

BMWP - Biological Monitoring Working Party

E - Índice de Equitabilidade de Pielou

H' - Índice de diversidade de Shannon-Weaver

IBMWP - Iberian Biological Monitoring Working Party

$IPtI_N$ - Índice Português de Invertebrados do Norte

AR - Águas Residuais

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

1. Introdução

Pelo mundo, as tendências demográficas, económicas e tecnológicas aumentaram a nossa capacidade de modificar, consciente e inconscientemente, o ambiente em que vivemos e que nos sustenta.

Pelas suas características únicas e profundamente necessárias, a água é o elemento e componente chave na origem, continuidade e evolução da vida na Terra (Goncharuk, 2019). Nas últimas décadas, o aumento do crescimento populacional e a alteração drástica do modo de vida do Homem, além de exigirem uma procura progressiva de água doce, têm levado ao aumento das pressões antropogénicas sobre os recursos hídricos, reduzindo a sua qualidade e disponibilidade, comprometendo a sua capacidade de gerar benefícios aos ecossistemas (Cosgrove & Loucks, 2015). Sendo um recurso natural de valor económico, estratégico e social, essencial à existência e bem-estar do Homem e à manutenção dos ecossistemas do planeta, torna-se fundamental a utilização da água de forma sustentável e responsável, para que esta seja manipulada com racionalidade, precaução e moderação (Barros & Amin, 2008).

Ao longo da sua história, o Homem tem utilizado de forma mais intensiva os rios do que qualquer outro tipo de sistemas naturais. Apesar de todas razões existentes para a conservação dos rios, estes ecossistemas estão, hoje em dia, em declínio e de forma bastante acentuada (Lainé *et al*., 2014).

A qualidade da água está a tornar-se uma preocupação global de importância crescente, uma vez que os riscos de degradação se traduzem diretamente em impactos socioeconómicos. A maioria dos problemas relacionados com a qualidade da água são causados pela agricultura intensiva, produção industrial, exploração mineira, escoamento urbano não tratado e água residuais (Moreira *et al*., 2002). Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da alteração do ambiente físico, químico e da dinâmica natural das comunidades biológicas (Dudgeon *et al*., 2006).

Por conseguinte, garantir a qualidade ecológica dos recursos hídricos através da promoção da preservação dos habitats é um elemento crucial de uma abordagem sustentável. Deste ponto de vista, uma política de gestão pró-ativa deve assegurar a compatibilidade das diferentes utilizações e intervir eficazmente de forma a garantir a qualidade da água.

1.1 Diretiva-Quadro de Água (DQA)

A nível europeu têm sido realizados cada vez mais esforços no sentido de uma gestão integrada e sustentável da água. A Diretiva-Quadro de Água (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000) surge como o principal instrumento da Política da União Europeia relativa à água, estabelecendo um quadro de ação comunitária para a proteção das águas superficiais, de transição, costeiras e subterrâneas (APA, 2017). A ampla abrangência desta diretiva, conhecida como "Diretiva-mãe", foi introduzida, com o objetivo de implementar uma nova era para a gestão hídrica europeia, a fim de ser eficaz e sustentável.

A DQA tem como objetivo obrigar os Estados-Membros a implementar as medidas necessárias para prevenir a deterioração do estado de todas as massas de água de superfície e proteger, melhorar e restaurar o estado dos ecossistemas de modo alcançar o "bom estado ecológico" até 2015 (Comissão Europeia, 2000; Raven *et al*., 2002; Ferreira *et al*., 2011). Os Estados-Membros que beneficiam de uma prorrogação para além de 2015 são obrigados a cumprir todos os objetivos ambientais da DQA até o final do terceiro ciclo, que vai de 2022 a 2027.

A Diretiva propõe uma visão integrada dos recursos hídricos a partir da gestão por bacias hidrográficas, apostando na descentralização das políticas, e na uniformização de critérios e objetivos (Pereira *et al*., 2009; Hering *et al*., 2010). Em Portugal, a Lei da Água (Lei nº55/2005), que transpõe para a ordem jurídica nacional a Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000) introduz um modelo institucional de planeamento e gestão por bacias hidrográficas conexas - Regiões Hidrográficas - como indicado pela Diretiva. Este modelo baseia-se em Administrações de Região Hidrográfica (ARH), atualmente extintas e integradas na Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

Neste sistema de planeamento da água, destacam-se os Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH), integrados num Plano de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), concebidos para estabelecer uma abordagem integrada à gestão de bacias (Irvine, 2004). Estes planos incorporam as novas perspetivas ambientais da Diretiva Quadro da Água, mas vão mais além, assegurando o cumprimento da Lei da Água em todos os domínios nela consagrados. De acordo com a Lei da Água os PGRH são instrumentos de planeamento das águas que visam a gestão, proteção e a valorização ambiental, social e económica das águas ao nível da bacia hidrográfica. Os PGRH são desenvolvidos por ciclos de planeamento, sendo revistos e atualizados a cada seis

anos. Atualmente estão em vigor os Planos de Gestão de Região Hidrográfica de Portugal Continental para o período de 2022 a 2027, relativos ao 3.º ciclo de planeamento.

Desta forma, a visão antropocêntrica e utilitária da qualidade da água, medida apenas em termos físico-químicos e microbiológicos, e com uma separação dos aspetos quantitativo e qualitativo, deu lugar a uma visão holística, baseada na manutenção dos processos e funções, assim como na integridade dos ecossistemas fluviais. A DQA veio introduzir uma visão ecológica da qualidade da água, que assenta na avaliação da qualidade da água, através do uso de bioindicadores como ferramenta importante na avaliação do estado ecológico das massas de água (INAG, 2006).

O processo de classificação permite indexar a cada massa de água uma classe de Estado, que representará uma estimativa do grau de alteração da estrutura e função do ecossistema devido às diferentes pressões antropogénicas a que a massa de água se encontra sujeita. Os resultados de classificação permitirão identificar as massas de água em risco de não atingir os objetivos ambientais definidos na Diretiva-Quadro da Água, direcionando, em conjugação com a análise de pressões, as ações de proteção e melhoria das águas superficiais e analisando a sua eficácia (INAG, 2009).

Neste contexto, a Diretiva introduz o conceito de estado ecológico, que passa a assumir um papel fundamental na avaliação do estado das massas de água e nos objetivos ambientais estabelecidos. Segundo o INAG (2009), o “Estado ecológico” traduz a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície, e é expresso com base no desvio relativamente às condições de uma massa de água semelhante, ou seja, do mesmo tipo, em condições consideradas de referência. As condições de referência correspondem à ausência de pressões antropogénicas significativas, ocorrendo apenas pequenas alterações físico-químicas, hidromorfológicas e biológicas (INAG, 2009).

Durante o processo de classificação, a DQA distingue cinco possíveis classes de “estado ecológico” que podem ser atribuídas a um curso de água superficial, desde o “Excelente” ao “Mau” (Figura 1). A cada conjunto de elemento de qualidade monitorizado é atribuído uma dessas classes, sendo que, a classificação final do “estado” do respetivo curso de água é determinada a partir da sua combinação (INAG, 2006; INAG, 2009). Este estado é originado através do menor resultado obtido nos estados ecológicos e químicos e avaliado através da extensão do desvio em relação às condições de referência (Acreman & Fergunson, 2010).

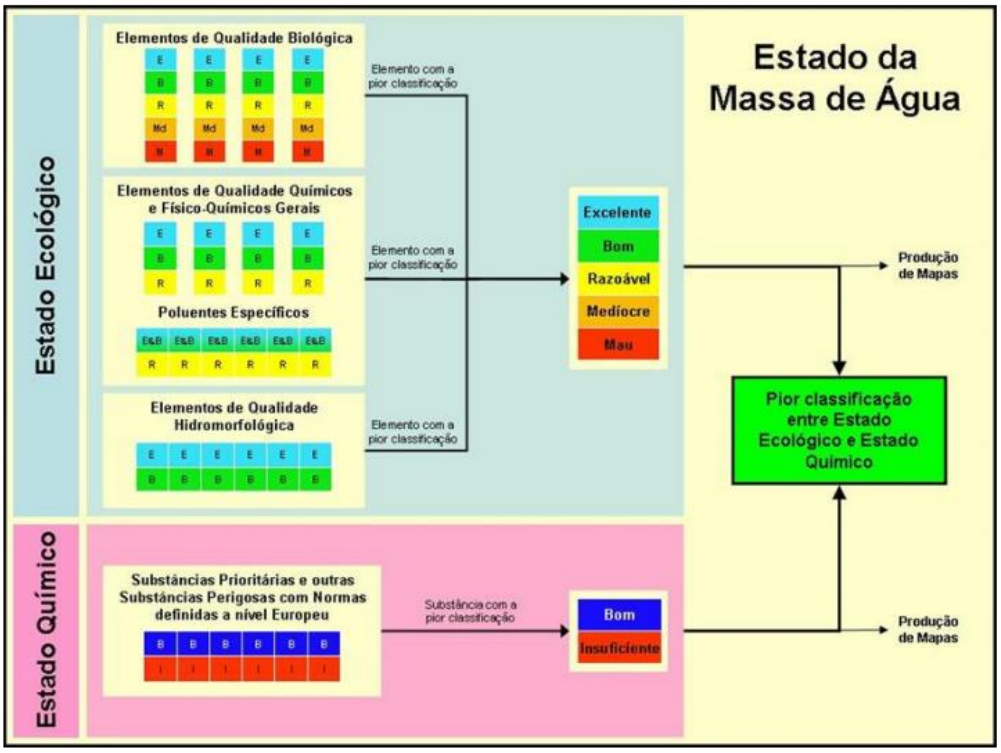


Figura 1 Esquema conceptual I do sistema de classificação no âmbito da DQA/Lei da Água (APA, 2021).

No “bom estado ecológico”, as características das comunidades de organismos aquáticos desviam-se ligeiramente das normalmente associadas às condições de referência, e os valores dos parâmetros físico-químicos e as características hidromorfológicas são compatíveis com os valores especificados para as comunidades bióticas (INAG, 2006).

Apesar de não ser considerada uma ação inovadora, a monitorização constante das diversas massas de água é essencial na implementação e continuidade do sucesso da DQA. Os dados obtidos nessas monitorizações tornam-se relevantes para a melhor avaliação e desenvolvimento das PGRHs, dado que fornecem informações base sobre as mudanças que ocorrem na qualidade da água procedentes das atividades naturais e humanas, tanto a curto como longo prazo (Dworak et al., 2005). É também através desses processos de monitorização que se torna possível definir o “estado ecológico” dos diversos tipos de massa de água (Quevauviller et al., 2008).

No decurso do 2.º ciclo de planeamento, em 2018, foi realizada uma avaliação intercalar com o objetivo de aferir o estado das massas de água, ao longo dos ciclos até à data completados (APA, 2019). Os resultados obtidos mostram que na avaliação intercalar,

e no caso das águas superficiais, apenas 46% das massas de água atingiram o Bom estado.

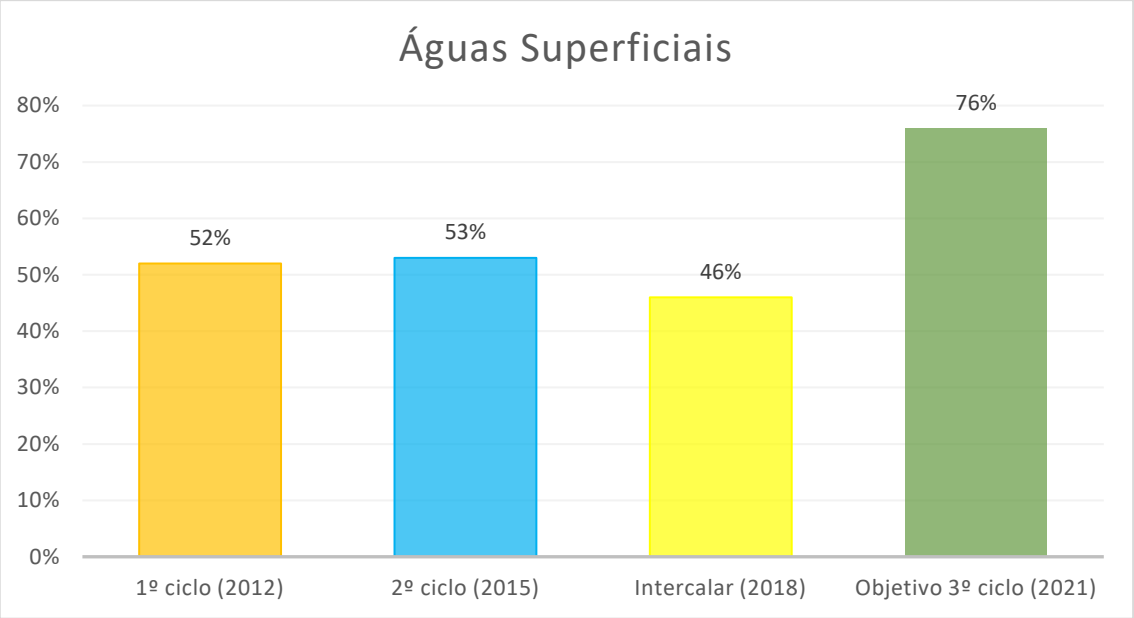


Figura 2 Estado das massas de água superficiais registado durante o 1º e 2º ciclo, na avaliação intercalar e valores esperados para o 3º ciclo (APA, 2019).

A classificação do estado global das massas de água superficiais no 2.º ciclo dos PGRH indica 53% com estado bom ou superior e 47% com estado inferior a bom. Durante o terceiro ciclo espera-se que 76% das massas de água alcancem o Bom estado (Figura 2).

Existe um longo caminho a percorrer entre os valores atuais de classificação e os objetivos pretendidos na Lei da Água e na DQA, e que é comum em todos os países da Europa. É importante continuar a implementar as medidas e a promover uma utilização mais sustentável dos recursos hídricos, se quisermos inverter esta tendência de destruição dos ecossistemas aquáticos.

1.2 Monitorização Biológico da Qualidade da Água

O monitorização biológico da qualidade da água, também conhecido como a biomonitorização, é um método utlizado para avaliar a condição ecológica dos ecossistemas aquáticos com base nos organismos que neles habitam (Rosenberg, 1998).

A biomonitorização fornece informações valiosas sobre a condição geral dos ecossistemas aquáticos e permite detetar as mudanças na qualidade da água ao longo do tempo. Ao focar-se nos organismos diretamente afetados pelas alterações

ambientais, oferece uma visão mais holística para avaliar a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (Baptista, 2008).

O conceito de bioindicador aplicado na avaliação da qualidade da água é definido como um organismo, ou um conjunto de organismos cuja presença, abundância e comportamento fornecem informações sobre o estado e a qualidade de um ecossistema (Markert *et al*., 2003). Os bioindicadores são, portanto, indicadores biológicos da qualidade de um ambiente e de mudanças sofridas por ele ao longo do tempo, sejam elas antropogénicas ou naturais.

Originalmente, a avaliação da qualidade da água baseava-se principalmente na análise de parâmetros físico-químicos, e toda a estratégia de recuperação ambiental era baseada neles (Cortes *et al*., 2002). No entanto, a monitorização dos parâmetros físico-químicos só é capaz de fornecer uma imagem momentânea da qualidade da água, sendo pouco eficiente na deteção de alterações na diversidade de habitats e micro-habitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas (Goulart & Callisto, 2003). Assim, a avaliação da qualidade biológica da água começou a ser desenvolvida à medida que se tornou evidente que basear-se apenas em análises físico-químicas, não era suficiente para fornecer uma compreensão abrangente do nível da qualidade dos ecossistemas aquáticos (Baptista, 2008).

Pode dizer-se que o biota aquático muda a sua estrutura e funcionamento devido à alteração das condições ambientais nos seus habitats naturais. Consequentemente, e teoricamente, todo o biota torna-se a entidade ideal para avaliar e caracterizar as condições ambientais a que foi submetido. Organismos aquáticos como as diatomáceas, macroinvertebrados bentónicos, peixes e plantas aquáticas, tais como as macrófitas, podem servir de bioindicadores para avaliar a integridade ecológica dos ecossistemas de água doce (Springe *et al*., 2006; Hering *et al*., 2006). Numerosos estudos têm consistentemente demonstrado a sua eficácia (Coste *et al*., 2006; Lenat & Barbour, 1994; Buffagni *et al*., 2004)

Embora os métodos biológicos sejam mais vantajosos que os métodos físico-químicos, é importante realçar que ao realizar a avaliação da qualidade da água, é essencial a combinação de ambos os métodos (Alba-Tercedor, 1996). Os métodos biológicos que permitem avaliar a resposta dos organismos à poluição, e os métodos físico-químicos, que por sua vez, permitem a identificação e a quantificação da concentração dos poluentes responsáveis pela situação. Esta abordagem permite uma compreensão mais

completa dos impactes ambientais e auxilia na tomada de decisões sobre a gestão e conservação dos recursos hídricos (Oliveira *et al*., 2006).

1.3 Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores da Qualidade da Água

Segundo Rosenberg e Resh (1993), o termo "bentónico" define os organismos cujo habitat é o fundo dos ecossistemas aquáticos, durante pelo menos parte do seu ciclo de vida, estando estes associados aos mais diversos tipos de substratos, quer orgânicos como inorgânicos. Apesar de o termo "macroinvertebrados" não corresponder a um conceito taxonómico específico, mas a uma delimitação artificial de grupos de organismos invertebrados, são tipicamente definidos como organismos que são suficientemente grandes para serem capturados usando uma rede ou crivo de malha de 250 µm, observáveis a olho nu, uma vez que a maioria possui tamanho superior a 1 mm (Alba-Tercedor, 2006).

Os macroinvertebrados bentónicos são organismos muito utilizados na biomonitorização dos ecossistemas aquáticos por possuírem um papel importante nos vários processos ecológicos nas águas de transição, nos rios e nos lagos. São o grupo de bioindicadores historicamente mais utilizados (Alba-Tercedor, 2006).

Esta comunidade é caracterizada por uma elevada diversidade taxonómica. Alguns grupos taxonómicos são mais comuns em locais degradados e outros são mais predominantes em ambientes com melhores condições. A maioria dos grupos de macroinvertebrados são artrópodes, no entanto os insetos são muitas vezes o grupo dominante, tanto em número absoluto como em diversidade de espécies, o que não surge como uma surpresa, dado que os estados juvenis de muitos insetos terrestres são tipicamente aquáticos (Merritt *et al*., 2008).

Os macroinvertebrados bentónicos apresentam um conjunto de características biológicas e ecológicas favoráveis para serem considerados como bons bioindicadores em estudos da monitorização da qualidade da água. Estudos sobre o potencial uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de ecossistemas fluviais têm sido amplamente relatados na literatura (Cairns & Van der Shalie, 1980; Matthews *et al*. 1982; Ogbeibu & Oribhabor, 2002; Mason & Parr, 2003).

A utilização destes organismos como bioindicadores da qualidade da água apresenta inúmeras vantagens: **1)** possuem padrões de migração limitados, e portanto, são representativos das condições de determinado local (Cook, 1976); **2)** integram os efeitos das variações ambientais a curto prazo (Barbour *et al*., 1999); **3)** são altamente

sensíveis a mudanças do ambiente circundante e respondem rapidamente a estas alterações (Alonso & Camargo, 2005); **4)** a amostragem é relativamente fácil, de baixo custo e tem o mínimo efeito prejudicial sobre a biota residente e o ecossistema (Plafkin *et al*., 1989); **5)** estão presentes na maioria dos habitats aquáticos, incluindo os pequenos riachos (Reynoldson, 1984); **6)** As comunidades de macroinvertebrados bentónicos são compostas por espécies que englobam uma ampla gama de níveis tróficos e tolerâncias à poluição, fornecendo assim informações fortes para interpretar os efeitos cumulativos (Pinto *et al*., 2010).

Os macroinvertebrados não são apenas afetados pela alteração das propriedades químicas da água, mas também por alterações físicas e pela manipulação antropogénica do habitat aquático, pelo que são utlizados para avaliar a qualidade da água assim como do habitat e desta forma, permitir uma avaliação holística dos cursos de água (Armitage *et al*., 1983).

Os fatores de maior significado ecológico capazes de alterar progressivamente os valores dos macroinvertebrados ao longo dos rios podem variar dependendo das características específicas do sistema fluvial e do ambiente circundante. Fatores como a velocidade da corrente (Younes-Baraille *et al*., 2005), a temperatura (Sullivan *et al*., 2004), o tipo de substrato (LeCraw & Mackreth, 2010), e substâncias dissolvidas (Azrina *et al*., 2006) estão diretamente relacionados com a distribuição das comunidades de macroinvertebrados. Adicionalmente, a presença de vegetação tem um impacto significativo na fauna. Não apenas a vegetação que se encontra dentro dos cursos de água, mas também a vegetação ripária, que afeta a estrutura e a função das comunidades de macroinvertebrados (Barton *et al*., 1985). Existem vários estudos que observaram a capacidade de diferentes espécies de macrófitas para suportar as comunidades de macroinvertebrados (Gerrish & Bristow, 1979; Chilton, 1990). Muitas vezes, este tipo de vegetação serve como substrato para os macroinvertebrados bentónicos, fornecendo proteção contra predadores e fonte de alimento.

Uma vez que os macroinvertebrados interagem localmente com o ambiente, a sua distribuição, ocorrência e abundância são altamente dependentes das características ambientais predominantes e, por conseguinte, um reflexo das perturbações ao nível do ecossistema.

2. Águas Residuais

A maior parte das atividades humanas que utilizam água produzem águas residuais. À medida que a procura mundial de água aumenta, a quantidade de águas residuais produzidas e a sua carga poluente estão em constante crescimento. O aumento drástico do uso da água nas atividades domésticas, desde consumo às limpezas, gera uma grande quantidade de águas residuais domésticas saturadas de substâncias adicionais, orgânicas e inorgânicas (WWAP, 2017). A libertação de águas residuais com excesso de poluentes para os recursos hídricos compromete a sua capacidade de purificação, resultando numa maior degradação da sua qualidade e a grandes impactes a nível ambiental e recreacional.

O tratamento de águas residuais urbanas abrange um conjunto de operações e processos técnicos, desde a recolha de águas residuais em redes de drenagem, à sua condução a intercetores e posteriormente a Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) onde são sujeitas a processos de tratamento, até à rejeição da água residual tratada no meio hídrico recetor. As ETAR são consideradas infraestruturas de extrema importância para despoluição de cursos de água para onde, diariamente, são canalizados, através de redes de esgotos, grande carga de diversos efluentes poluentes de forma quase ininterrupta. Assim, são consideradas por muitos como o destino mais adequado à promoção de saúde pública e à preservação dos recursos hídricos.

Segundo as definições presentes no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, as águas residuais podem ser classificadas como:

- Águas residuais domésticas: águas residuais de instalações residenciais e serviços, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas;

- Águas residuais industriais: todas as águas residuais provenientes de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais;

- Águas residuais urbanas: águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais ou com águas pluviais;

As águas residuais resultam de diversas atividades ou ocorrências associadas à vida humana, tendo como origem o uso doméstico, agrícola ou industrial. A origem das águas residuais condiciona fortemente as características físicas, químicas e biológicas do efluente. Por conseguinte, o conhecimento dessas mesmas características é imprescindível para o correto dimensionamento e operacionalidade dos sistemas de

tratamento das águas residuais, bem como a avaliação da sua admissibilidade para rejeição do efluente no meio recetor e/ou na sua possível reutilização (Soares, 2009).

2.1 Sistemas de tratamento de águas residuais

Os sistemas de tratamento existentes para águas residuais urbanas são muito diversificados e as suas caraterísticas vão depender da especificidade do efluente, dos limites legais exigidos, das caraterísticas do meio recetor e ainda dos custos e disponibilidade dos terrenos para implantação.

O tratamento de águas residuais apresenta duas fases de tratamento distintas: uma correspondente ao tratamento da fase líquida, cujo objetivo é o tratamento da água residual de forma a cumprir as condições exigidas na licença de descarga, para posterior rejeição no meio recetor; a outra corresponde ao tratamento da fase sólida, em que é dado o tratamento adequado aos sólidos removidos da água residual durante a fase líquida. Desta forma, o tratamento de águas residuais urbanas divide-se em fases de tratamento.

2.1.1 Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar corresponde ao conjunto de operações físicas destinadas à remoção de materiais grosseiros, areias e gorduras das águas residuais. O objetivo desta etapa é proteger os órgãos e processos de tratamento subsequentes, bem como evitar obstruções dos circuitos hidráulicos e contaminações das águas e lamas, garantindo um bom funcionamento e desempenho em toda a cadeia de tratamento. As operações possíveis de aplicação nesta fase são: a gradagem, a equalização, a desarenação e a remoção de óleos e gorduras.

2.1.2 Tratamento Primário

O tratamento primário visa a remoção dos sólidos facilmente sedimentáveis, através de processos físicos e químicos. Nesta etapa procede-se ao pré-arejamento, equalização do caudal, neutralização da carga do efluente a partir de um tanque de equalização e, seguidamente, procede-se à separação de partículas líquidas ou sólidas através de processos de floculação e sedimentação. Com este tratamento procura-se que a carência bioquímica de oxigénio das AR seja reduzida, no mínimo, em 20% e que o total de partículas sólidas em suspensão seja reduzido, no mínimo, em 50%.

2.1.3 Tratamento Secundário

O tratamento secundário é constituído geralmente por processos biológicos e tem como objetivo a remoção da matéria orgânica biodegradável existente no efluente, na forma coloidal, dissolvida ou suspensa, que não foi retirada através de tratamento primário (Simões *et al*., 2008). O tratamento secundário pode ser dimensionado para remover nutrientes como fósforo e azoto. A água residual é colocada em contacto com um meio "rico" em microrganismos que vão metabolizar essa matéria orgânica, retirando-a da fase líquida e incorporando-a na sua biomassa.

É no denominado reator biológico, que a matéria orgânica da água residual entra em contacto com os microrganismos aeróbios responsáveis pela oxidação dessas partículas orgânicas. Durante este processo formam-se flocos biológicos em suspensão, resultantes da floculação de partículas coloidais orgânicas e inorgânicas e dos microrganismos – lamas ativadas. O processo de lamas ativadas, desenvolvido em Inglaterra por Ardern e Lockett, em 1914, assenta na formação de flocos microbianos, em que o fornecimento constante e adequado de oxigénio, nutrientes e matéria orgânica, permite o desenvolvimento e crescimento das comunidades. Desta forma, baseia-se na manutenção das condições adequadas à atividade biológica, onde a recirculação de lamas decantadas surge como crucial à conservação do teor adequado de biomassa nos reatores biológicos. O processo de Lamas Ativadas é sensível às flutuações de certos parâmetros, pelo que se torna importante ter atenção aos mesmos para uma correta manutenção do desempenho do tratamento. Os processos de tratamento biológico são mais vantajosos do que os processos químicos, por proporcionarem menor custo de operação e menor formação de produtos residuais (lamas).

O material em suspensão é removido por decantação secundária. Os processos biológicos podem ocorrer em ambientes aeróbios (na presença de oxigénio), anaeróbios (sem oxigénio), anóxicos (ausência de oxigénio dissolvido) e na presença de nitritos e/ou nitratos. Esta é a fase de tratamento para a qual existe a maior variedade de sistemas, podendo ser de biomassa fixa, suspensa e sistemas combinados. Os sistemas de tratamento biológico são: Lamas ativadas; Lagoas; Leitos percoladores; Discos biológicos; Biofiltros.

2.1.4 Tratamento Terciário

O tratamento terciário complementa as etapas de tratamento anteriores, quando tal é exigido, quer pela qualidade do meio recetor, quer pelos usos previstos para o mesmo.

Geralmente, o tratamento terciário tem como objetivo a remoção de nutrientes (compostos de azoto e/ou de fósforo), de modo a proteger o meio recetor do risco de eutrofização, ou na remoção de microrganismos patogénicos, a fim de proteger águas balneares.

2.1.5 Tratamento da Fase Sólida

A matéria orgânica presente na fase sólida das águas residuais é a principal origem de odores desagradáveis. É na fase sólida que ocorre o tratamento dos resíduos produzidos durante o tratamento da fase líquida. Os poluentes sólidos presentes nas águas residuais são removidos no tratamento preliminar, sob a forma de gradados, tamisados, areias e gorduras, bem como nos níveis de tratamento subsequentes, na forma de lamas e constituem resíduos que são ainda ambientalmente nocivos, pelo que requerem tratamento e destino final adequado.

2.2 Águas Residuais Urbanas – Legislação Comunitária

O tratamento das Águas Residuais Urbanas em Portugal é regulado pela Diretiva 91/271/CEE vulgarmente designada como Diretiva das Águas Residuais Urbanas (DARU) posteriormente alterada pela Diretiva 98/15/CE e pelo Regulamento (CE) n.º 1882/2003. Estas Diretivas foram transpostas para a legislação portuguesa, respetivamente, pelo Decreto-Lei n.º 152/97, na sua redação atual, e pelo Decreto-Lei n.º 348/98. O principal objetivo desta Diretiva é contribuir, de forma eficaz e eficiente, para a proteção do meio ambiente e da saúde humana dos efeitos adversos da descarga das águas residuais.

As principais obrigações de Portugal no âmbito da DARU são as seguintes (APA, 2021):

- → Garantir que todas as aglomerações com uma carga gerada superior a 2.000 e.p. (equivalente populacional) disponham de sistemas coletores de águas residuais (artigo 3º) e que estas sejam sujeitas a um tratamento secundário (artigo 4.º) antes da descarga no meio recetor;
- → Identificar zonas sensíveis (artigo 5.º) de acordo com os critérios estabelecidos no anexo II da Diretiva, sendo que todas as aglomerações com uma carga ≥10.000 e.p. que descarreguem em zonas sensíveis devem ser sujeitas a um tratamento mais rigoroso do que o secundário. Podem ainda ser identificadas zonas menos sensíveis (artigo 6.º) sendo que nestes casos pode ser aplicado um tratamento menos rigoroso do que o secundário, desde que devidamente justificado. A revisão das zonas sensíveis deve ser efetuada de 4 em 4 anos;

→ Proceder ao controlo das descargas das ETAR urbanas para verificação do cumprimento dos requisitos exigidos pela Diretiva (artigo 15.º). Esta informação deve ser reportada de 2 em 2 anos;

→ Publicar e divulgar, de 2 em 2 anos, um relatório sobre o cumprimento da DARU (artigo 16.º);

→ Proceder à elaboração de um programa de implementação da DARU (artigo 17.º) a reportar de 2 em 2 anos.

Relativamente ao cumprimento dos requisitos impostos pela DARU, os últimos dados referentes a 2018 revelam uma taxa global nacional de cumprimento de 86,5% quanto ao número de aglomerações e de 92% quanto à carga gerada incluindo as regiões autónomas dos Açores e da Madeira. Os dados reportados para 2018 contabilizaram 453 aglomerações ativas com população ≥2000 e.p. às quais correspondem 479 ETAR e uma carga gerada de 12 958 690 e.p.

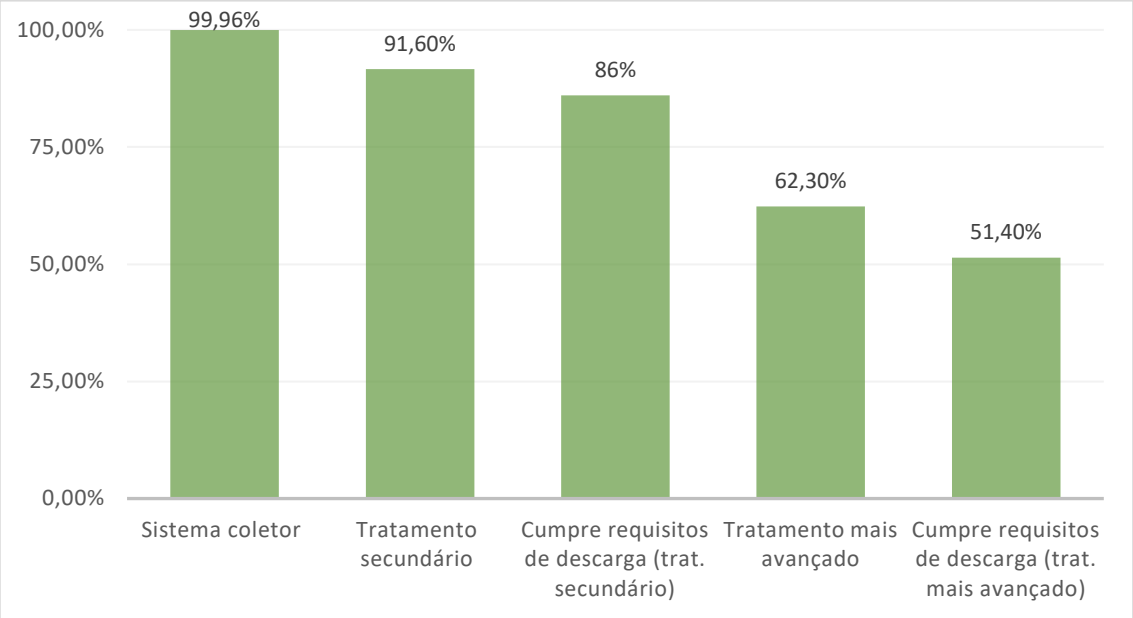


Figura 3 Evolução da aplicação da DARU em Portugal (APA,2019).

O gráfico da Figura 3 apresenta a evolução do cumprimento da Diretiva 91/271/CEE em 2018, em Portugal. Da carga gerada em 2018, verifica-se que 91,6% é submetida a tratamento secundário e 86% cumpriu os requisitos de descarga. De referir que o objetivo da Diretiva para Portugal não é o tratamento secundário para 100% da carga gerada, mas apenas para 91%, dado que as rejeições em zonas menos sensíveis e em águas costeiras para aglomerações <10.000 e.p. não têm essa obrigatoriedade. O tratamento escolhido deve ser aquele que melhor se adequa às condições da massa de água recetora de acordo com os requisitos ambientais estabelecidos.

Quanto ao tratamento mais avançado, em 2018, 62,3% da carga gerada foi submetida a tratamento terciário e 51,4% cumpriu os requisitos de descarga. Apenas as aglomerações >10.000 e.p. que rejeitam em zonas sensíveis têm obrigatoriedade de tratamento mais avançado.

2.3 Estação de Tratamento de Águas Residuais - ETAR de Febros

A Estação de Tratamento de Águas Residuais de Febros localiza-se na freguesia de Oliveira do Douro, junto da margem esquerda do rio Febros e entrou em funcionamento em junho de 2003. Esta ETAR, está dimensionada para servir uma população de 80.000 habitantes equivalentes, suporta um caudal médio de tratamento e um caudal de ponta de 14.000 m^3/d e 0,385m^3/s, respetivamente. Permite o tratamento de águas residuais das freguesias de Avintes, Olival, Seixezelo, Vilar de Andorinho e parte de Oliveira do Douro, estando assim enquadrada num ambiente urbanizado. O processo de tratamento utilizado nesta ETAR baseia-se num sistema de tratamento por lamas ativadas em regime de arejamento prolongado (SIMDOURO S.A., 2017).

Na ETAR de Febros tal como em quase todos os tratamentos de águas residuais, existem dois tipos de tratamentos, que são a linha líquida que tem por objetivo obter o efluente mais limpo possível para ser feita a descarga no meio ambiente de forma a serem cumpridos os limites da legislação em vigor, e a linha sólida cujo objetivo é dar tratamento aos sólidos que são removidos da linha líquida. Em termos práticos, a ETAR de Febros tem um funcionamento bastante simples, quase sem a adição de reagentes químicos, e praticamente o escoamento da água residual é feito por gravidade. Na Figura 4 podemos observar o fluxograma do funcionamento da ETAR.

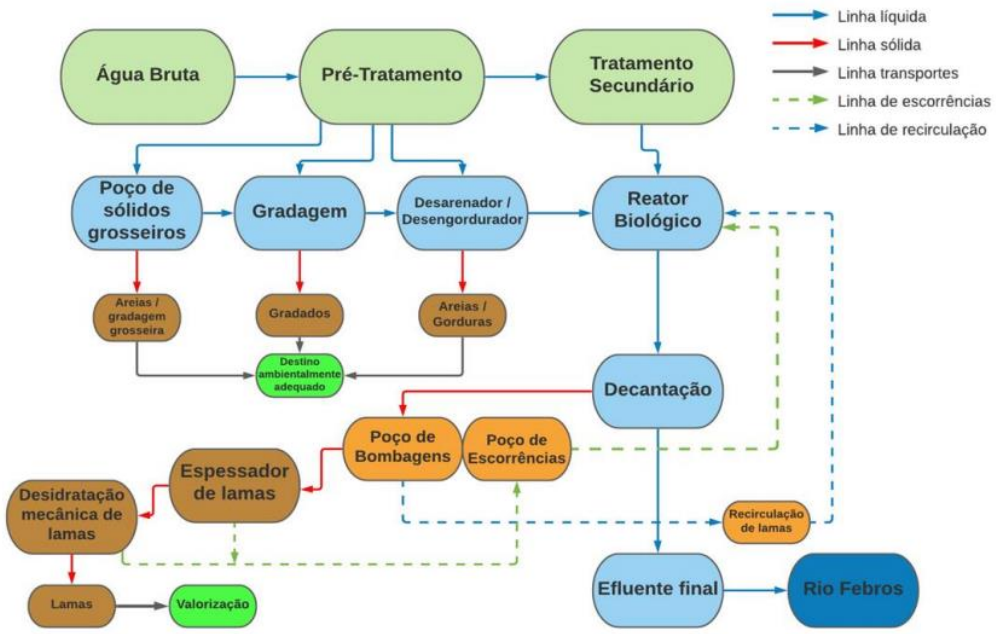


Figura 4 Fluxograma da ETAR de Febros.

2.3.1 Tratamento da Linha Líquida

A chegada do afluente é realizada para um posto de registo anterior ao descarregador geral, que une os dois coletores existentes. Logo após o poço de registo, encontra-se um bypass geral que permite eliminar o efluente com caudal superior ao previsto para o pré-tratamento, tendo uma capacidade máxima de escoamento de 1650,20 m^3/h.

2.3.2 Poço de Grosso

Depois de dar entrada na ETAR, o efluente é encaminhado para um poço de grossos onde, com o auxílio de uma colher bivalve, são removidos os materiais de maior dimensão.

2.3.3 Gradagem de finos – Tamisação

Para a gradagem do sólidos finos, existem dois tamisadores, que combinam um sistema filtrante e um sistema de limpeza automático, de forma a permitir a retirada de materiais flutuantes e em suspensão na corrente líquida. A limpeza automática assegura não apenas uma imagem sempre limpa do tamisador, mas também permite que ele funcione de forma eficiente sem a necessidade de monitorização constante. Os sólidos recolhidos são transportados e descarregados por meio de um parafuso sem-fim num contentor.

2.3.4 Desarenador / Desengordurador

A separação de areias e gorduras é feita em dois canais de desarenamento/desengorduramento com arejamento por meio de difusores. A areia que se deposita no fundo é removida por meio de bombas localizadas nas pontes existentes e direcionada para um classificador de areias. O classificador separa e classifica os sólidos pesados e as areias com base na sua granulometria, a partir da mistura de água bombeada do fundo dos desarenadores. As gorduras são removidas por raspadores contínuos de superfície, instalados na ponte, e são conduzidas por gravidade até um poço, onde são concentradas e posteriormente retiradas para serem depositadas em aterros.

Os resíduos provenientes da gradagem, desarenamento e desengorduramento, são armazenados em contentores e posteriormente são recolhidos por empresas externas que garantem um destino ambientalmente adequado.

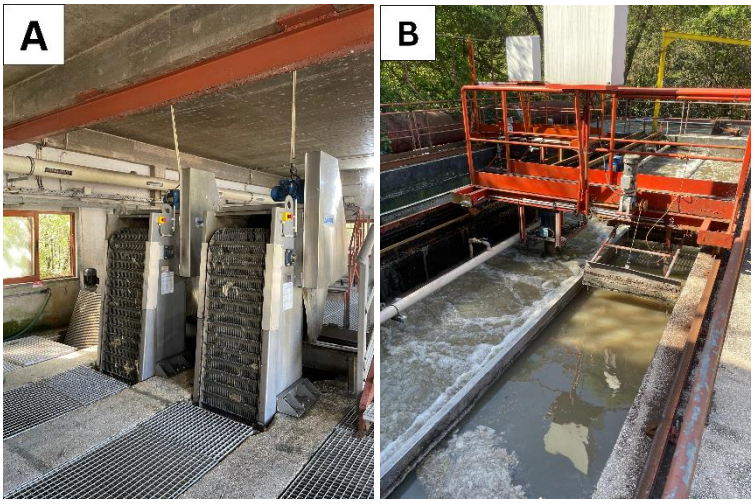


Figura 5 Gradagem de sólidos finos (A); Desarenador e desengordurador (B).

2.3.5 Tratamento Biológico

É nesta etapa que entramos na fase de tratamento secundário. O tratamento secundário é geralmente a fase mais sensível e mais importante de todo o processo uma vez que depende do desenvolvimento das comunidades microbiológicas para a remoção da matéria orgânica e nutrientes existentes no efluente.

A água residual resultante da primeira fase de tratamento é direcionada para um conjunto de valas de oxidação, que operam em paralelo, por meio de descarregadores de distribuição, onde ocorre a mistura com o licor-misto, sujeitando o efluente a zonas

óxicas e anóxicas alternadas, aumentando o rendimento na eliminação de matéria orgânica e nutrientes.

Na ETAR, existem três valas de oxidação do tipo carrocel instaladas, no entanto, somente duas estão em funcionamento, uma vez que se considera suficiente para o tratamento da água residual. A terceira vala é utilizada apenas quando é necessária a manutenção das valas anteriores. É importante frisar que nas valas do tipo carrocel a recirculação do licor-misto é contínua.

Neste tipo de reator biológico, o oxigénio necessário para a realização das reações é obtido a partir do ar atmosférico. A transferência do oxigénio atmosférico para a água residual ocorre por meio de rotores de superfície de eixo horizontal, com placas defletoras para a dispersão do fluído. Além dos rotores, cada vala de oxidação é equipada com dois agitadores de fundo do tipo "banana" que permitem a suspensão dos sólidos no reator e também possibilitam a recirculação interna para a remoção de azoto, independentemente do sistema de entrada de oxigénio.

A saída do licor-misto das valas é realizada através de descarregadores reguláveis manualmente. A regulação de entrada de oxigénio pode ser feita de forma automática, em função dos sinais recebidos pelas sondas de oxigénio controlando o número de rotores em funcionamento. Alternativamente, pode ser realizada manualmente, ajustando a emersão de rotores através de descarregadores reguláveis de saída, sendo que é permitido atuar independentemente em cada reator em função das suas condições especificas. O excesso de biomassa formada no processo de tratamento será removido na decantação secundária.

Figura 6 Zona anóxica do tanque de tratamento (A); Zona óxica do tanque de tratamento (B).

2.3.6 Decantação Secundária

O licor-misto resultante dos reatores biológicos é composto essencialmente por água e matéria em suspensão (lamas ativadas). A separação das duas fases é realizada através do fenómeno físico de sedimentação-decantação. Este processo é feito num decantador circular com fluxo vertical, equipado com raspadores de fundo e raspadores de superfície, que são acionados por uma ponte giratória radial de arrasto periférico. O funcionamento da ponte raspadora é efetuado por meio de um grupo motor redutor e à medida que a ponte vai girando os raspadores de superfície removem sobrenadantes e os raspadores de fundo evitam possíveis obstruções de lama.

Deste processo resultam o efluente tratado e as lamas secundárias. As lamas secundárias são encaminhadas para diferentes locais: linha de lamas e reatores biológicos, ocorrendo assim a recirculação de lamas para que continue a existir manutenção a nível da biomassa nos reatores. No processo de tratamento biológico por lamas ativadas, é necessário manter uma concentração suficiente de lama ativada no reator biológico e para isso, neste tipo de processo, é comum manter uma recirculação de lamas contínua.

2.3.7 Obra de Saída (descarga efluente final)

Este é o último ponto de passagem da água residual antes de ser descarregada no meio recetor (Rio Febros). A obra de saída foi criada com o objetivo de permitir a observação visual da qualidade da água tratada, além de possibilitar a colheita de amostras para controlo de qualidade.

2.3.8 Tratamento da Linha Sólida

Na fase sólida o tratamento das lamas passa por várias etapas que embora não estando diretamente ligadas ao tratamento do efluente, são de extrema importância e o seu bom funcionamento é crucial para que a ETAR apresente um bom desempenho. Estas etapas são fundamentais para diminuir ao máximo o volume total de lamas, procurando diminuir os custos de transporte.

2.3.9 Espessador Gravítico

Na ETAR de Febros é utilizado um espessador gravítico e, com forma circular, de eixo vertical e base cónica com o vértice para baixo. Nesta etapa, as lamas em excesso presentes nos decantadores secundários são bombeadas para o tanque de espessamento gravítico com o objetivo de reduzir o volume das lamas através da redução parcial da humidade presente nas mesmas.

2.3.10 Desidratação de Lamas

A desidratação das lamas espessadas é feita por duas centrifugas, que podem operar de forma automática, onde os parâmetros desejados são programados no início do processo, ou em modo manual, regulando-as em função da qualidade da lama durante o período de funcionamento. Este sistema permite a redução do volume de lama espessada, eliminando o máximo de líquidos presentes na lama.

2.3.11 Armazenamento de Lamas Desidratadas

Por fim, a lama desidratada é impulsionada, através de uma bomba, para uma tremonha metálica, com capacidade de armazenamento de 50 m^3. Posteriormente a lama é recolhida e encaminhada para deposição em aterro. As escorrências geradas pela desidratação da lama retornam à obra de entrada.

2.4 Objetivos

No quadro das temáticas apresentadas anteriormente, o presente trabalho tem os seguintes objetivos:

1. Avaliar a qualidade ecológica do Rio Febros, com base em parâmetros físicos, químicos e biológicos (macroinvertebrados bentónicos);
2. Avaliar uma possível correlação entre os parâmetros físico-químicos e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos;
3. Estabelecer uma relação entre a qualidade da água e as características do ambiente circundante;
4. Avaliar o impacte, na qualidade da água do meio hídrico recetor, das descargas do efluente tratado na ETAR de Febros.

3.Caracterização do Rio Febros

Os atributos paisagísticos associados com as características físicas do habitat, nomeadamente, uso do solo, geologia, relevo, clima e padrões na vegetação parecem ter grande influência nas comunidades de macroinvertebrados (Cortes *et al*., 2011).

3.1 Caracterização Geográfica

O Rio Febros é o derradeiro tributário da margem esquerda do Rio Douro. Encontra-se inserido na Área Metropolitana do Porto e tem cerca de 15 km de extensão. Corre inteiramente dentro do concelho de Vila Nova de Gaia, percorrendo seis das suas freguesias. A sua nascente situa-se em Seixezelo, próximo do limite sul do município de Gaia, e a sua foz localiza-se em Avintes. Percorre as freguesias de Seixezelo, Pedroso, Olival, Vilar de Andorinho e desagua, finalmente, no Rio Douro, mais precisamente no Cais do Esteiro na freguesia de Avintes. A bacia hidrográfica do rio Febros segue uma orientação Norte-Sul, e tem uma área que varia na bibliografia existente, entre 35,4 km^2 (Carvalho, 2008) e 37,2 km^2 (Silva, 2006).

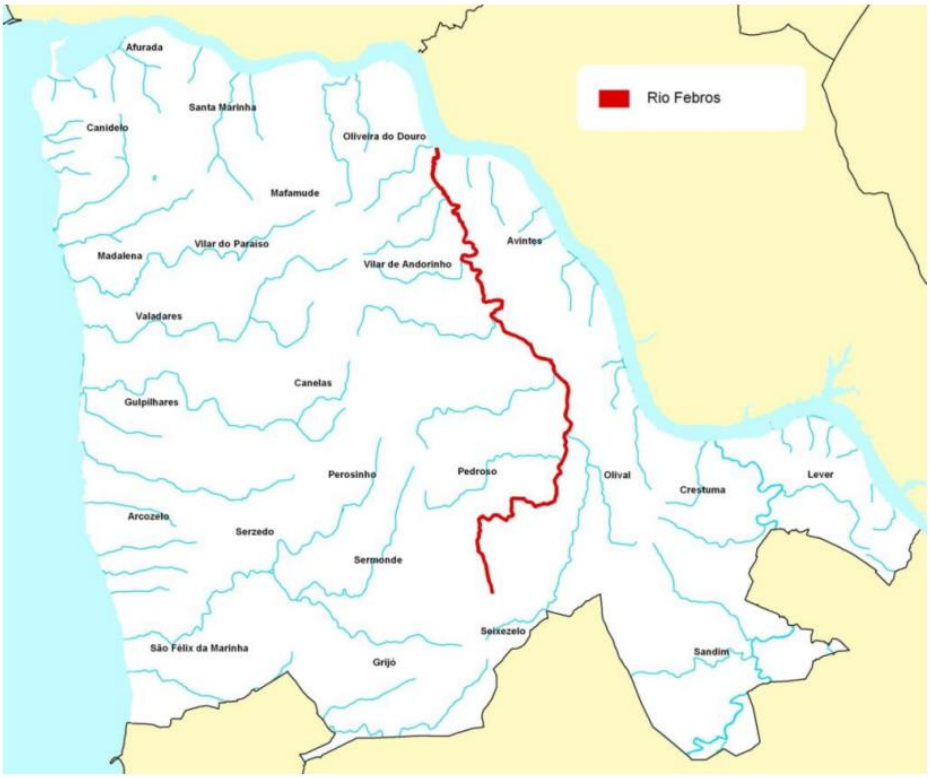


Figura 7 Contextualização geográfica do Rio Febros (Adaptado de Silva & Graça, 2006).

O rio possui uma inclinação suave, sendo o desnível, entre a nascente e a foz, de aproximadamente 200 metros, o que torna a velocidade de escoamento superficial pequena.

Trata-se de uma zona interior, com uma altimetria variável entre os 5 e os 259 metros, sensivelmente, no sentido Norte-Sul. O relevo é suave a muito acidentado, em particular junto à foz e nas encostas dos seus principais afluentes. Devido às suas características morfológicas, climáticas e pedológicas favoráveis, parte significativa da área abrangida por esta unidade de paisagem apresenta elevada aptidão agrícola. Ao longo do percurso, o rio Febros atravessa áreas com alta densidade populacional, significativa atividade industrial e extensas áreas de terrenos agrícolas.

A Poente do rio Febros, na zona adjacente ao troço terminal do Rio Douro, onde o relevo é menos acidentado, é possível identificar diversas linhas de água que, embora não tenham carácter permanente, constituem importantes linhas de drenagem natural. Apesar da intensa impermeabilização do solo ter levado à canalização de algumas linhas de água, este aspeto torna-se evidente pela topografia e pelo facto, de em alguns locais, ainda se encontrar água.

Quanto á morfologia do rio, é possível identificar três secções distintas com base em características específicas que correspondem a diferentes níveis de altitude.

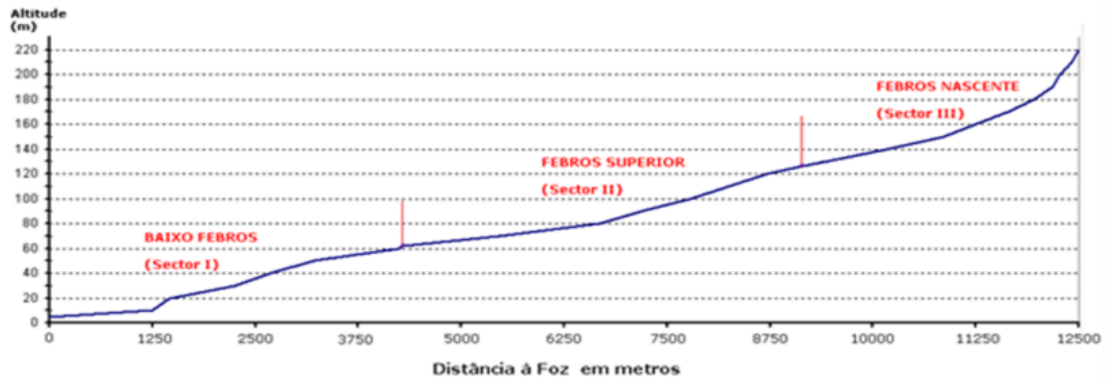


Figura 8 Perfil Longitudinal do Rio Febros (in Gaia,2015).

Setor I (Baixo Febros) – setor mais próximo da foz onde o rio se torna mais encaixado e ladeado por aglomerados populacionais mais concentrados. Após atravessar uma zona de aluvionar de baixo declive, o rio torna-se mais torrencial.

Setor II (Febros Superior) – setor médio onde o rio percorre uma área predominantemente rural caracterizada pelo cultivo agrícola e aglomerados populacionais mais pequenos e dispersos.

Setor III (Febros Nascente) – setor correspondente à nascente do rio que constitui um vale aberto onde o rio Febros apresenta características de pequena linha de água.

3.2 Caracterização Geológica e Geomorfológica

De forma a compreender o funcionamento de um curso de água é importante considerar as características naturais dos terrenos circundantes, uma vez que influenciam significativamente o comportamento e a dinâmica do sistema fluvial (Cortes *et al*., 2011).

A região abrangida pelo concelho de Vila Nova de Gaia é, em grande parte, representada por terrenos metamórficos atribuídos aos períodos Pré-câmbrico e Arcaico. A morfologia atual do concelho teve a sua origem nos últimos tempos do período do Cenozoico, onde intervieram principalmente as ações do Rio Douro e do mar. A geologia do concelho é marcada pela presença de uma região central granítica cercada por formações xistentas, em grande parte ocupadas por depósitos recentes que evidenciam as ações erosivas do mar e do rio ao longo do tempo.

Ao longo do Rio Douro, é possível encontrar importantes depósitos aluvionares compostos essencialmente por areias. São, por isso, excelentes áreas de infiltração e consequentemente de maior importância para o armazenamento de água. Estes depósitos aluvionares, em parte erodidos pelo Rio Douro e seus afluentes, especialmente o rio Febros, que corre quase paralelamente ao Rio Douro, podem ser encontrados na freguesia de Canidelo (próximo à foz do Douro), no Areinho de Oliveira do Douro e Avintes, a jusante do vale do rio Febros e ao longo da maior parte da orla ribeirinha da freguesia de Lever.

3.3 Clima

As alterações climáticas, caracterizadas por um aquecimento global associado a episódios de seca e inundações, induzem modificações regionais que se refletem na qualidade química e microbiológica da água. O aumento da temperatura média das massas de água gera alterações nos ecossistemas criando, por exemplo, condições propícias ao desenvolvimento de florescências de cianobactérias (crescimento massivo de algas), por vezes produtoras de cianotoxinas, o que pode constituir um risco para a saúde pública. Episódios de cheias ou secas afetam a distribuição de poluentes químicos e microbiológicos o que exige também uma atenção especial para este efeito.

De um modo geral, Vila Nova de Gaia apresenta um clima fortemente marcado pela proximidade com o Oceano Atlântico, com um Verão moderado e um Inverno temperado e livre de geadas no litoral, sendo mais frio e sujeito a geadas para o interior.

Através da análise dos dados das Estações Climatológicas mais próximas do concelho, é possível ter uma ideia aproximada das características climáticas da região do rio Febros. A Estação Climatológica mais próxima do rio Febros é a da Serra do Pilar, em funcionamento entre 1941 a 2007. Apesar de existir uma certa diferença topográfica entre a Estação Climatológica, situada num ponto elevado e exposto e o rio Febros numa situação mais baixa, e por isso mais protegida a nível de ventos, consideram-se os seguintes valores como valores de referência para a área:

- As temperaturas médias mensais são sempre positivas e variam entre os 9,3 ºC e os 20,2 ºC;

- As temperaturas extremas variam entre -3,3 ºC e 38,7 ºC; muito raramente as temperaturas mínimas são inferiores a 0 ºC;

- A precipitação média anual total é de 1253,5 mm;

- A precipitação média mensal varia entre 18,3 mm e 194,7 mm;

- A humidade relativa do ar diminui ao longo do dia e varia entre 75 a 88%;

- A insolação total anual é próxima das 2 400 horas;

- A evaporação média anual é de 821,9 mm;

- O nevoeiro e o orvalho são frequentes, no entanto as geadas e saraivadas são raras. A queda de neve é muito rara.

Após uma análise da temperatura ao longo do ano, observa-se que janeiro apresenta as temperaturas médias mais baixas, rondando os 9,3 ºC, enquanto julho regista as temperaturas médias mais altas com um valor de 20,2 ºC. Comparando os valores de temperatura, verifica-se que a amplitude térmica anual é pequena, rondando os 11 ºC.

Apesar de se considerar que o clima é ameno, com temperatura média anual próxima dos 15 ºC, registam-se valores de temperatura extrema bastante diferentes. Estão registados dias com temperaturas mínimas inferiores a 0 ºC, principalmente nos meses de dezembro e janeiro, enquanto que as temperaturas máximas chegam a valores superiores a 30 ºC, essencialmente nos meses de julho e agosto.

Apesar de ser apenas umas das formas de precipitação, a pluviosidade é considerada a mais importante na dinâmica externa de vários processos naturais. Quanto à precipitação, os meses com maior valor de precipitação são novembro e dezembro com valores médios de 158,4 mm e 194,7mm, respetivamente, enquanto que os meses mais secos são julho e agosto com 18,3 mm e 26,7 mm, respetivamente. Em média, registam-se cerca de 146,9 dias na qual as precipitações com chuva são superiores a 0,1 mm e durante 44 dias por ano, verifica-se a ocorrência de chuvadas de grande intensidade, registando-se precipitações superiores a 10 mm.

A variação da humidade relativa num local é principalmente condicionada pelas variações de temperatura e pela natureza das massas de ar mais frequentes nesse local, podendo considerar-se que uma variação da temperatura do ar provoca, em geral, uma variação da humidade relativa do ar em sentido inverso. Relativamente à humidade relativa do ar, os valores médios anuais estão compreendidos entre os 75 e os 88% de humidade, sendo que esta é sempre superior no início da manhã. Quanto à evaporação, a média anual é de 821,9 mm, com o mês de julho a apresentar o valor mais elevado atingindo 96,9 mm. Por outro lado, o mês de novembro regista o menor valor de evaporação, com apenas 45,9 mm.

Relativamente à ocorrência de nevoeiros, verifica-se que o número médio anual de dias em que este fenómeno ocorre ronda os 61 dias, sendo a sua distribuição relativamente frequente ao longo do ano, com valor mínimo nos meses de abril e junho e um valor máximo nos meses de setembro e outubro. A origem destes nevoeiros é diversa e a proximidade da área de estudo ao Oceano Atlântico e, em menor escala, ao Rio Douro, explica a frequência e a distribuição relativamente uniforme deste fenómeno (Caldas, 1999).

A distribuição mensal dos rumos dos ventos evidencia fortes variações ao longo do ano. Durante os meses de maio e agosto, é notável a importância dos quadrantes marítimos. Já de outubro a março é predominante a presença de ventos do quadrante este. Os meses de abril e setembro podem ser considerados como meses de transição, sendo equivalentes a frequência dos ventos de este e de noroeste.

3.4 Tipos de solo

Vários são os fatores que influenciam a formação de um solo. Independente da região, a diferenciação de qualquer solo resulta, sobretudo, devido à degradação das rochas existentes na área, quando sobre elas atuam processos de meteorização. Para além disso, existem outros fatores que ajudam no seu condicionamento, tais como fatores

ambientais (clima, relevo e vegetação) e a ação do Homem. Desta forma, o conjunto de diferentes caraterísticas e processos específicos, próprias de cada área, proporcionam a formação de um certo tipo de solo.

De acordo com a classificação proposta pela Direção Regional de Agricultura de Entre o Douro e Minho, é possível distinguir seis unidades pedológicas no concelho de Vila Nova de Gaia: Antrossolos, Leptossolos, Fluvissolos, Arenossolos, Regossolos e Cambissolos.

Os antrossolos são solos que, derivado da atividade humana, sofreram uma modificação profunda. No concelho de Vila Nova de Gaia, os antrossolos integram-se na unidade-solo antrossolos cumúlicos (cumulic anthrosols). São comuns nos solos encontrados nos terraços, no entanto podem ser encontrados em outras áreas. Os antrossolos cumúlicos representam 22% dos solos de Vila Nova de Gaia, predominantes nas freguesias de Vilar de Andorinho, Avintes, Pedroso, Olival, Crestuma, Lever, Sandim e Seixezelo.

Os leptossolos (solos limitados em profundidade, até 30 cm, por rocha dura e contínua ou que possuem menos de 20% de terra fina até 75 cm a partir da superfície) integram-se na unidade-solo leptossolos dístricos (dystric leptosols). A presença deste tipo de solos no concelho é reduzida, representando apenas 2,2% dos solos de Vila Nova de Gaia, surgindo nas freguesias de Vilar de Andorinho, Pedroso, Olival e Sandim.

Os fluvissolos, solos com propriedades flúvicas e formação a partir de depósitos aluvionares, integram-se na unidade-solo dos fluvissolos dístricos (dystric fluvisols). Estes solos representam apenas 1,2% do território e são encontrados nas áreas adjacentes ao rio Febros e rio Uima, nas freguesias de Avintes, Crestuma, Sandim e Pedroso. De salientar que é na freguesia de Pedroso onde estes solos têm maior presença e expressividade.

Os arenossolos são solos caracterizados por uma textura mais grosseira que franco-arenosa até profundidade de pelo menos 100 cm, a partir da superfície, com exclusão de materiais com propriedades flúvicas ou ândicas. Os arenossolos encontrados em Vila Nova de Gaia integram a unidade solo dos arenossolos háplicos (haplic arenosols) e distribuem-se pelas freguesias litorais. Representam apenas 0,8% do território.

Os regossolos são solos de materiais não consolidados com exclusão de materiais com textura mais grosseira que franco-arenosa ou com propriedades flúvicas. Os regossolos identificados no concelho foram integrados em duas unidades-solo, os regossolos

úmbricos e os regossolos dístricos. Em Vila Nova de Gaia os regossolos representam cerca de 6,5% do total dos solos e ocorrem nas freguesias onde existe granito porfiróide de grão grosseiro a médio (Pedroso, Canelas, Vilar do Paraíso e Valadares) e no vale granítico (granito de grão médio de duas micas) do rio Febros (Vilar de Andorinho).

Os cambissolos são solos pouco desenvolvidos e derivados da alteração de rochas subjacentes de litologia semelhante e que surgem, fundamentalmente, em zonas baixas, como bases de encostas e fundos de vale. Os cambissolos identificados no concelho foram integrados em duas unidades-solo, os cambissolos húmicos e os cambissolos dístricos. Os cambissolos são a classe de solos predominante no concelho de Vila Nova de Gaia, representando aproximadamente 20% do total dos solos encontrados na região.

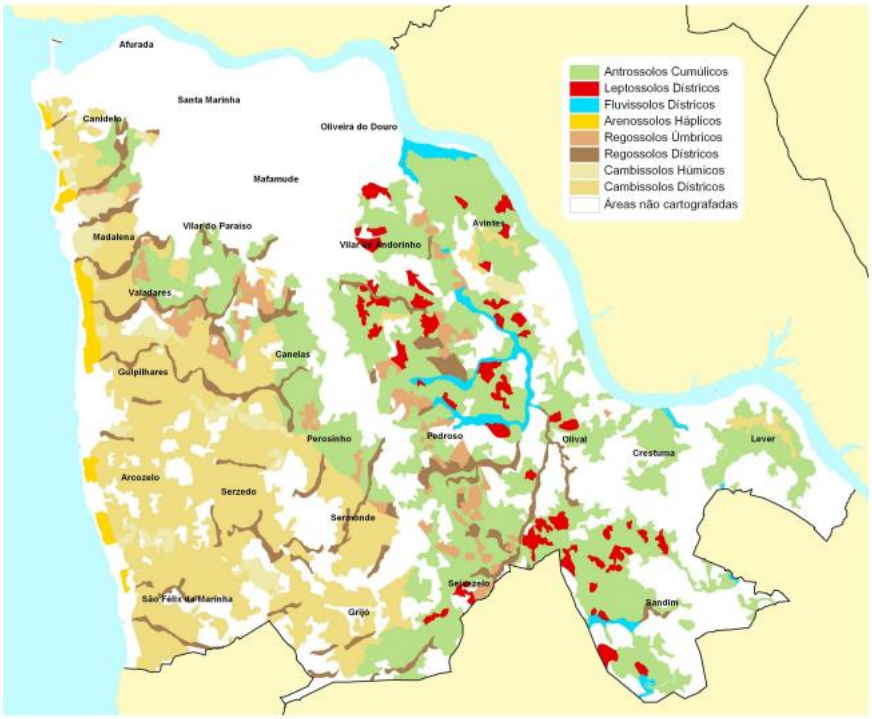


Figura 9 Carta de solos (Silva & Graça,2006).

3.5 Ocupação e Uso do solo

A análise do uso do solo pretende caracterizar os principais usos atuais do solo da bacia hidrográfica em estudo. A compreensão das atividades humanas que ocorrem dentro dos limites da bacia hidrográfica é crucial, uma vez que, dita a forma como a área terrestre circundante é utilizada. A importância da sua análise deve-se ao facto de que todas as alterações no seu uso apresentam vários riscos à estrutura e funcionamento dos ambientes aquáticos (Cordero-Rivera *et al*., 2017).

A análise do uso do solo foi baseada na “Carta de Ocupação e Uso do Solo” (COS). A nomenclatura da COS é constituída por um sistema hierárquico de classes de ocupação do solo com quatro níveis de detalhes, sendo que as classes com nível mais detalhado estão integradas nas classes de menor detalhe. No total, existem 83 classes diferentes para o nível mais detalhado (Nível 4) (Direção-Geral do Território, 2019).

De acordo com a Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018, produzida pela Direção Geral do Território, é percetível que o concelho de Vila Nova de Gaia tem o seu território fortemente artificializado em cerca de 45% da sua área. Segue-se a área florestal com cerca de 34% da ocupação e as áreas agrícolas com 18%. No que respeita às superfícies de água, dentro dos limites administrativos do concelho, esta classe apresenta um peso superior face a Portugal continental, uma vez que o concelho apresenta uma frente de orla marítima com cerca de 15 km e uma orla ribeirinha com cerca de 25 km, da margem sul do rio Douro, desde a sua foz.

A distribuição destas classes dominantes de ocupação do solo não é homogénea pelo concelho, sendo que se verifica uma dominância das áreas artificializadas nas freguesias ou uniões de freguesias (UF) do centro de Gaia e mais próximas do Porto, como UF de Santa Marinha e São Pedro da Afurada, UF de Mafamude e Vilar do Paraíso, Canelas, Oliveira do Douro e Canidelo e ainda, ao longo de toda a Orla marítima. A distribuição do uso agrícola e florestal encontra-se claramente definida pela linha de festo principal do concelho. Assim, nas encostas Atlânticas verifica-se uma dominância do uso agrícola sobre o florestal, com a exceção das freguesias de Canelas e Perosinho, devido à forte expressão que a Serra de Negrelos assume no território destas duas freguesias. Nas encostas para Este da linha de festo há uma dominância do uso florestal sobre o agrícola, condicionado pelas características biofísicas do território, que apresenta um declive muito irregular, com declives acentuados e uma exposição solar menos favorável à realização de atividade agrícola.

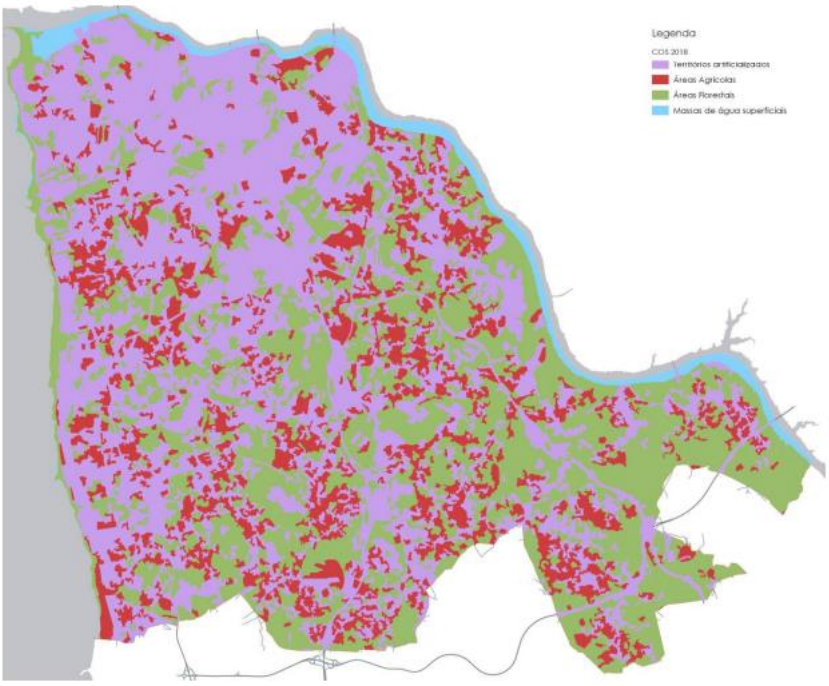


Figura 10 Ocupação do solo no concelho de Vila Nova de Gaia (GAIURB, 2020).

No concelho de Vila Nova de Gaia, as áreas artificializadas têm predominado em toda a paisagem ao longo dos anos (45%). A crescente ocupação do tecido urbano, contínuo ou descontínuo, veio incrementar a pressão no ambiente, em termos de alteração do solo, com um aumento da impermeabilização do território e, consequentemente, a lixiviação de vários contaminantes. Esta alterações provocam a deterioração não só da qualidade dos ambientes aquáticos como das respetivas zonas envolventes. Embora as áreas artificializadas apresentem uma evolução de crescimento positivo, as áreas agrícolas apresentam uma evolução negativa (18%).

Apesar de não ser considerado o setor dominante no concelho de Vila Nova de Gaia, observando a Figura 9, é possível concluir que as áreas florestais continuam a abranger uma área significativa do território do concelho (34%), sendo a segunda maior ocupação do solo.

3.6 Flora

A flora ao longo do Rio Febros é diversificada e apresenta uma variedade de espécies adaptadas às diferentes condições ambientais encontradas nas suas margens. A vegetação da região encontra-se fortemente intervencionada, resultando em formações vegetais que foram alteradas e degradadas.

Apesar de este território estar bastante alterado pelas atividades humanas é possível reconhecer algumas pequenas e localizadas unidades de vegetação natural. Nestas áreas, onde predominam as galerias ripícolas onde as principais espécies arbóreas são o choupo-negro (*Populus nigra*), choupo-branco (*Populus alba*), o ulmeiro (*Ulmus Procera*), os salgueiros (Salix atrocinerea), o freixo (*Fraxinus angustifolia*), sabugueiros (*Sambucus nigra*) e principalmente amieiros (*Alnus glutinosa*) (Silva, 2006). Além destas espécies ripícolas, também é possível encontrar outras espécies arbóreas autóctones como medronheiro (*Arbutus unedo*), o sobreiro (*Quercus uber*), o carvalho-alvarinho (*Quercus rubur*), o loureiro (*Laurus nobilis*), o castanheiro (*Castanea sativa*), o teixo (*Taxus baccata*) e o azevinho (*Ilex aquifolium*).

Para além das espécies de porte arbóreo, também é possível encontrar uma diversidade de espécies de plantas aquáticas e semiaquáticas nas margens e leito do rio Febros. Incluem espécies como as tábua-larga (*Thypha latifolia*), os juncos (*Juncus* sp), o lírio amarelo (*Iris pseudocorus*) e diversas espécies herbáceas e de plantas de porte arbustivo, como os fetos (*Osmunda regalis*) e as silvas.

4. Materiais e Métodos

4.1 Seleção e caracterização dos pontos de amostragem

O processo de amostragem desempenha um papel crucial na compreensão e estudo dos ecossistemas (De Magalhães, 1989). Idealmente, a completa compreensão do funcionamento de um ecossistema aquático, exigiria a realização de um número significativo de amostras, tanto espaciais como temporais.

De forma a encontrar um equilíbrio entre os objetivos pretendidos e as limitações referidas, foram selecionados quatro pontos de amostragem. A Tabela I fornece uma breve descrição dos locais de amostragem selecionados para este estudo e a Figura 10 apresenta a sua localização geográfica.

Tabela I Breve descrição dos pontos de amostragem e respetivas coordenadas geográficas.

Ponto de amostragem	Descrição	Coordenadas
Cais do Esteiro (F1)	O local de amostragem “Cais do Esteiro” (F1), é o local onde desagua o Rio Febros. Está localizado na freguesia de Avintes em Vila Nova de Gaia.	41°07'16.8"N 8°34'08.8"W
ETAR de Febros (F2)	O segundo local de amostragem (F2), cujo acesso foi possível através da R. Mário Mendes da Costa, também localizado na freguesia de Avintes. Situa-se a 350 metros da ETAR de Febros e é o local mais próximo da zona onde é feita a descarga do efluente.	41°07'09.9"N 8°34'12.6"W
Charca (F3)	O local de amostragem Charca (F3) também situado na freguesia de Avintes, encontra-se a montante da zona de descarga do efluente, na R. Charca.	41°07'03.7"N 8°34'09.8"W
Queimada (F4)	O último ponto de amostragem, é o local situado mais a montante, também situado na freguesia de Avintes na Rua de Queimada.	41°06'49.1"N 8°33'57.0"W

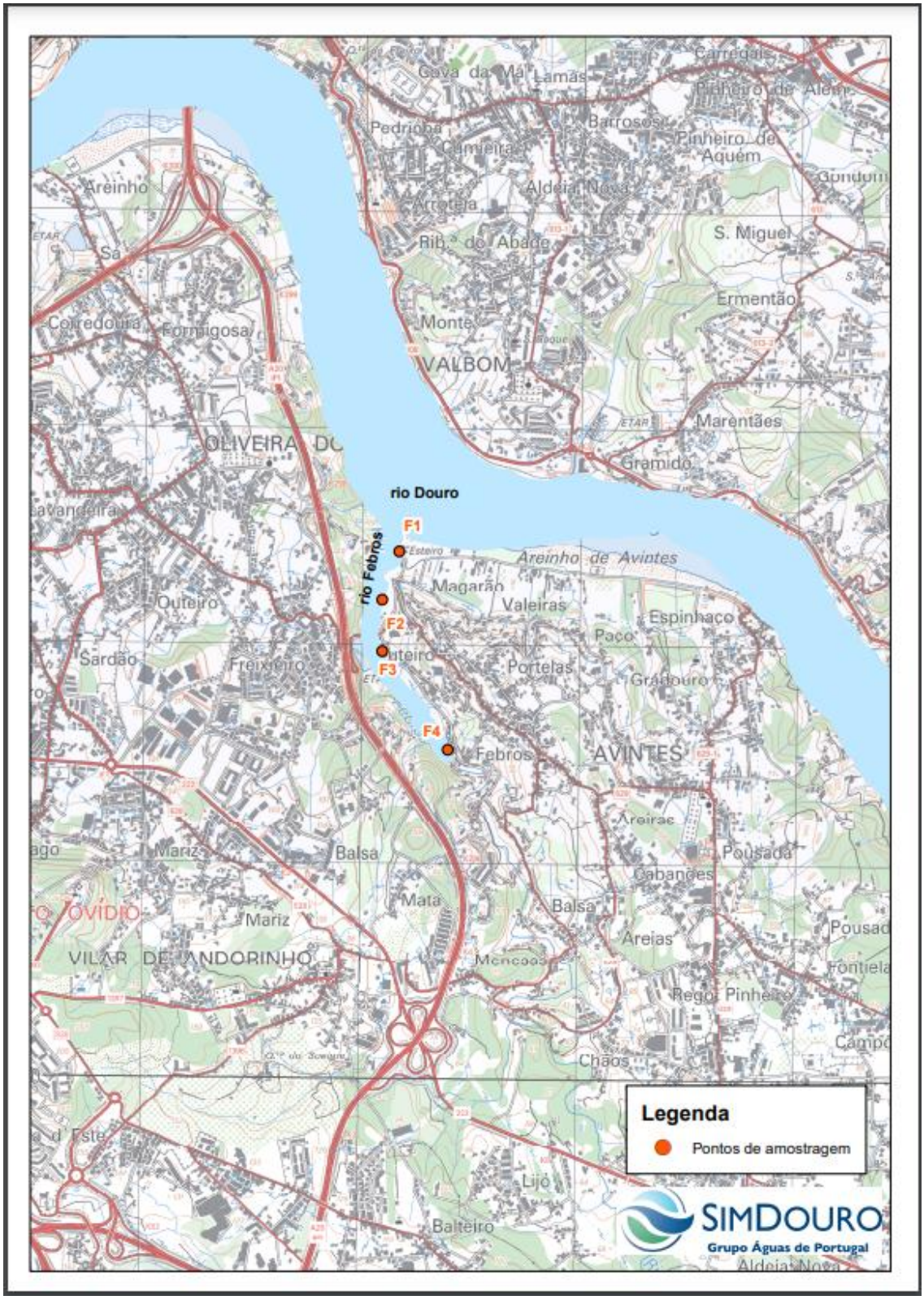


Figura 11 Localização dos locais de amostragem no rio Febros F1, F2, F3 e F4, de jusante para montante respetivamente.

Cais do Esteiro (F1)

O local de amostragem Cais do Esteiro (F1) situa-se na freguesia de Avintes. É o local situado mais a jusante e o local onde o rio Febros desagua no rio Douro. As suas margens são artificializadas, constituídas essencialmente por muros, com diversas modificações nas zonas adjacentes ao curso de água e pouca cobertura vegetal existente. Recentemente, este local sofreu grandes alterações para a criação de passadiços, que permitem a travessia do rio Febros.

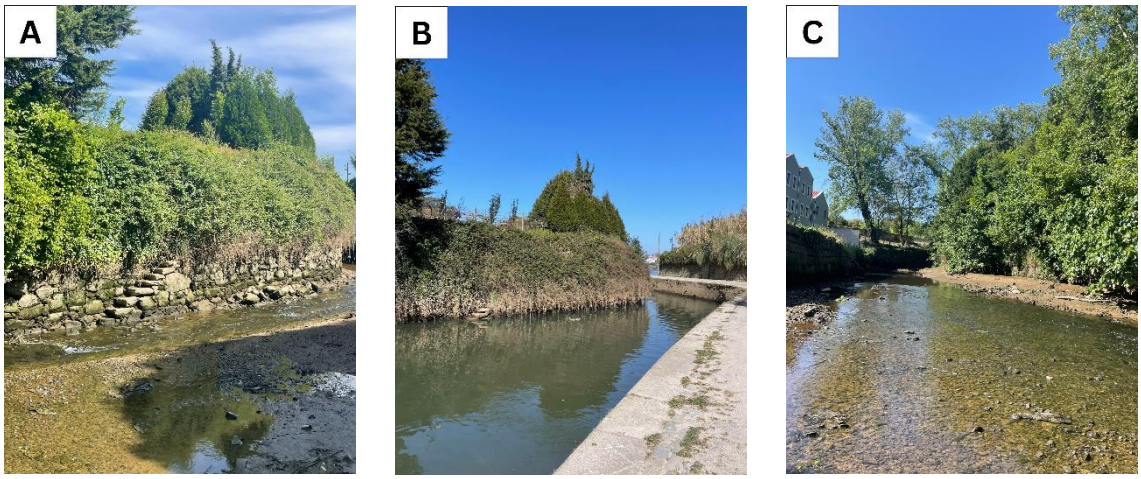


Figura 12 Local de amostragem Cais do Esteiro (F1). Local com margens artificializadas, margem esquerda (A) e margem direita (B) vista do interior do rio (C).

ETAR de Febros (F2)

O segundo local de amostragem é o local mais próximo da ETAR de Febros (F2), na freguesia de Avintes, e surge como o local com as características mais naturalizadas. Situa-se imediatamente a jusante do local onde são feitas as descargas da ETAR. Corresponde a uma zona agrícola e ao contrário dos outros locais de amostragem, as margens não são artificializadas. Este local foi selecionado para avaliar a qualidade da água e verificar a presença de possíveis contaminações com origem na descarga das águas residuais da ETAR.

Figura 13 Local de amostragem ETAR de Febros (F2), com margens naturalizadas (A), com distribuição regular da vegetação pelas margens (B) e rodeado de campos agrícolas (C).

Charca (F3)

O terceiro local de amostragem situa-se na Rua da Charca (F3), na freguesia de Avintes. Corresponde a uma zona florestal. Neste local as margens apresentam algumas alterações e observa-se a existência de uma estrutura sólida dentro do leito do rio. As zonas adjacentes ao curso de água apresentam diversas modificações. Este local foi escolhido por se encontrar a montante do local de descarga da ETAR e desta forma permite a comparação com o local situado após a zona de descarga.

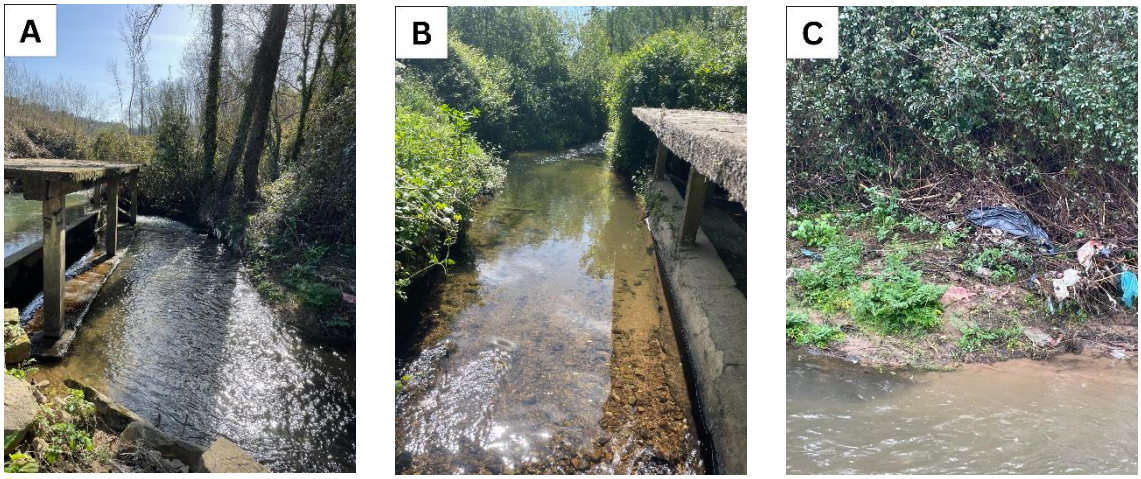


Figura 14 Local de amostragem Charca (F3), existência de uma estrutura sólida (A), margens com algumas alterações, mas cobertas com vegetação (B) e presença de lixo nas margens (C).

Queimada (F4)

Sendo o local mais a montante, o último ponto de amostragem situa-se na Rua da Queimada na freguesia de Avintes. Neste local, as margens apresentam alterações significativas e a existência de pouca cobertura vegetal. Observa-se ainda a existência de uma estrutura sólida dentro do leito do rio.

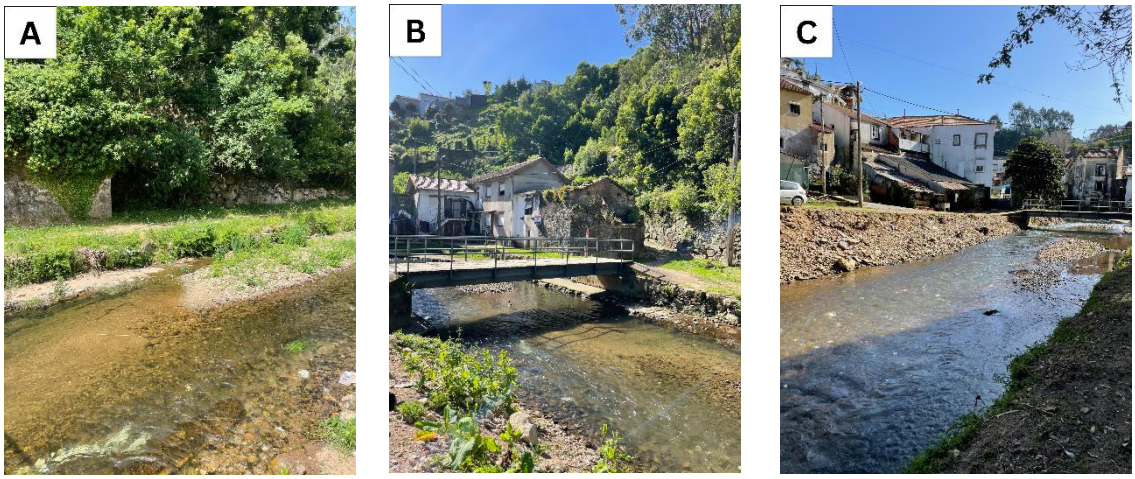


Figura 15 Local de amostragem Queimada (F4) baixo grau de conservação da galeria ripícola (A), existência de uma estrutura sólida (B), e margens artificializadas.

4.2 Periodicidade de amostragem

As amostragens para este estudo decorreram de fevereiro de 2023 a maio de 2023. Conforme estabelecido na Diretiva 2000/60/CE, é essencial determinar a frequência de monitorização necessária de forma a obter dados suficientes para uma avaliação fiável e precisão aceitável. Desta forma, o período e as frequências de amostragem foram definidos com base no tempo que foi disponibilizado para a realização deste estudo e nos objetivos que se pretendiam alcançar.

Durante este período foram realizadas quatro campanhas de amostragem. Com estas quatro campanhas de amostragem, foi possível avaliar a variabilidade temporal dos diversos parâmetros ao longo do Rio Febros e, desta forma, quantificar o seu contributo para a caracterização da qualidade da água do Rio Febros.

A recolha de amostras de água para a determinação de parâmetros químicos e físico-químicos foi realizada uma vez por mês durante os quatro meses de amostragem. Para a recolha de macroinvertebrados bentónicos foram realizadas duas amostragens, uma durante o inverno, e outra durante a primavera. De acordo com o “Manual para a avaliação biológica da qualidade de água em sistemas fluviais segundo a Diretiva

Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados" do INAG (2008), é recomendado realizar as colheitas de macroinvertebrados durante a Primavera, já quando as formas larvais tardias estão presentes, mas ainda não iniciaram a sua maturação final, que ocorre no final do Verão (Rosenberg *et al*., 1997). De acordo com o tempo disposto para a realização deste projeto, e de forma a avaliar as diferenças na composição e estrutura de comunidades de macroinvertebrados em ambas as estações, optou-se por realizar não só uma amostragem na primavera, mas também durante o inverno.

4.3 Parâmetros Físico-químicos

Na seleção dos parâmetros a serem analisados considerou-se a sua relevância para os objetivos do estudo, o custo-benefício da sua determinação e a logística para a sua execução.

Tabela II Parâmetros físico-químicos analisados, metodologia de determinação e respetivas unidades.

	Parâmetros	Metodologia	Unidades
Parâmetros medidos in situ	Condutividade	Sonda Multiparamétrica 3630 IDS SET F	µS/cm
	Oxigénio Dissolvido (O_2)		mg/l O_2
	pH		Escala de Sorensen
	Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)		g/l
	Temperatura da Água		°C
Parâmetros medidos em laboratório	Nitritos	Espectrofotómetro Spectroquant Prove 600 da Merck	mg/l NO_2
	Nitratos		mg/l NO_3
	Azoto amoniacal		mg/l NH_4
	Fósforo Total		mg/l P
	Carência Química de Oxigénio (CQO)		mg/l O_2
	Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO_5)		mg/l O_2
	Sólidos Suspensos Totais	Determinação através da diferença entre o filtro com o resíduo e o filtro (tara).	mg/l

De acordo com a DQA, para os elementos físico-químicos gerais devem ser definidos valores de fronteira que permitam estabelecer três classes de qualidade: Excelente (ou Máximo), Bom e Razoável. Os limiares de qualidade aplicáveis aos diferentes parâmetros são estabelecidos considerando a potencial influência de cada parâmetro sobre a qualidade do ecossistema (APA, 2021).

A determinação da condutividade, pH, concentração de oxigénio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e temperatura da água foi realizada *in situ* com recurso a uma sonda multiparamétrica portátil (Sonda Multiparamétrica 3630 IDS SET F).

Em cada ponto de amostragem, foram recolhidas duas amostras de água em garrafas de 1L devidamente etiquetadas (ponto de amostragem e data de recolha), e transportadas numa caixa térmica para laboratório para posterior análise.

Em laboratório, foram determinados nitratos, nitritos, azoto amoniacal, fósforo total, sólidos suspensos totais (SST), carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) e carência química de oxigénio (CQO), utilizando um espectrofotómetro de bancada (Spectroquant Prove 600, Merck).

Para avaliar a qualidade físico-química da água, a Diretiva 2000/60/CE foi utilizada como referência devido à sua importância na contribuição para a avaliação do estado ecológico dos rios. Os valores de comparação, para os diferentes parâmetros estudados, são valores fixados que permitem estabelecer o "bom" estado ecológico para Rios do Agrupamento Norte (APA, 2021; Anexo I – Figura I e Figura II).

4.4 Comunidade de Macroinvertebrados Bentónicos

4.4.1 Método de amostragem

A recolha de macroinvertebrados bentónicos foi realizada com base na metodologia do Protocolo de amostragem e análise para os Macroinvertebrados Bentónicos adotado em Portugal no âmbito da aplicação da DQA (INAG, 2008). Antes de executar as amostragens, foi realizada uma observação in situ de cada ponto de amostragem para identificar a diversidade de habitats presentes e a sua respetiva representatividade. A recolha de macroinvertebrados foi feita de acordo com essa representatividade. Foram reconhecidos 6 habitats distintos, de acordo com os substratos orgânicos (2 habitats) e inorgânicos (4 habitats) que cobrem o fundo do rio (INAG, 2008).

Na Tabela III, encontram-se especificados estes habitats bem como uma escala empírica para rápida identificação das classes granulométricas dos substratos inorgânicos (INAG, 2008).

Tabela III Tipos de habitats mais relevantes para a comunidade de macroinvertebrados bentónicos (habitats orgânicos e inorgânicos) e dimensão e escala empírica para a identificação dos habitats inorgânicos (INAG, 2008).

	Habitats	Dimensão	Escala Empírica
Habitats Inorgânicos	Blocos	> 256 mm	> Folha A4
	Pedras	64 – 256 mm	Ovo < Pedras < Folha A4
	Cascalho	2 – 64 mm	Grão de café < Cascalho < Ovo
	Areias, siltes e argilas	< 2 mm	-
Habitats Orgânicos	Macrófitas e algas	-	-
	Matéria orgânica particulada grosseira (CPOM)	-	-

Neste estudo, para a recolha dos macroinvertebrados, foi utlizada uma rede de mão. As redes de mão são ferramentas de dragagem portáteis frequentemente utilizadas em água rasas. A escolha deste tipo de amostrador deve-se à sua conveniência e eficiência na obtenção rápida de amostras. A vantagem da utilização das redes de mão reside na sua versatilidade, uma vez que permitem a recolha de amostras de vários tipos de habitats e substratos. Para este estudo, a rede de mão utilizada era formada por uma rede cónica de 75 cm de profundidade e 500 µm de diâmetro de malha, acoplada a uma armação metálica em formato de D (30x20 cm) e suportada por um cabo de madeira,

A amostragem foi efetuada contra a corrente, de jusante a montante, e realizados 6 arrastos por ponto, com 1 metro de comprimento cada. Posicionando a rede de mão verticalmente junto ao fundo, o operador deslocou-se de jusante para montante, arrastando a rede contra a corrente e removendo a camada superficial do substrato, enquanto o sedimento era remexido com os pés. Esta ação permitiu o desalojamento dos organismos que posteriormente foram arrastados pela corrente do rio para o interior da rede (INAG, 2008; De Magalhães, 1989). Na presença de substrato com maior granulometria, procedeu-se à lavagem de pedras para o interior da rede. Quando na presença de macrófitas, a amostragem foi efetuada por varrimento ativo numa área proporcional à sua representatividade no local de amostragem (INAG, 2008).

As amostras recolhidas foram fixadas in situ, com álcool a 97%, armazenadas em recipientes de plástico com tampa e devidamente identificados (local de amostragem e data de recolha) para posterior tratamento das amostras em laboratório.

4.4.2 Tratamento das amostras

Em laboratório, o material foi passado por crivos com grandeza decrescente de diâmetro de malhas (500 µm e 100 µm) e lavado com um jato suave de água corrente. O objetivo deste procedimento é fazer a separação do material grosseiro do material mais fino, e desta forma, facilitar a triagem dos macroinvertebrados (De Magalhães, 1989; INAG, 2008). Posteriormente as amostras foram colocadas em tabuleiros brancos, e com o auxílio de luz artificial e de pinças de pontas finas, procedeu-se ao levantamento dos macroinvertebrados. Os organismos foram separados em grupos de modo a facilitar a sua identificação taxonómica e armazenados em tubos de plástico, devidamente identificados (local de amostragem e data de recolha) com álcool a 70% até à sua identificação morfológica.

4.4.3 Identificação dos Macroinvertebrados Bentónicos

A identificação dos macroinvertebrados por grupo taxonómico for realizada com o auxílio de uma lupa binocular Zeiss (modelo Stemi DV4), com diferentes ampliações. Adicionalmente, e apenas em alguns casos utilizou-se o microscópio ótico Zeiss (modelo Axio Scope.A1) para examinar detalhes, relevantes para a identificação. Para todos indivíduos, o nível de identificação taxonómica utilizado foi o de “Família”. Este nível fornece um maior grau de precisão, requer menos experiência para executar e acelera os resultados de avaliação (Barbour *et al*., 1999). No caso das Oligochaetas o nível de identificação taxonómica utilizado foi a “Classe”. A chave de identificação de Tachet *et al.* (2003) foi utilizada para identificar os organismos.

4.5 Tratamento dos dados

A utilização de índices e métricas é essencial na análise de dados obtidos em estudos das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Estas ferramentas permitem condensar as informações recolhidas, tornando-as mais compreensíveis e fáceis de interpretar (De Magalhães, 1989). A premissa básica subjacente às métricas de avaliação biológica é que qualquer alteração nas condições físicas, químicas ou biológicas de um sistema aquático terá impacto nas comunidades biológicas residentes. Este efeito apresenta manifestações variáveis em função do tipo de stress ecológico, e a resposta das comunidades pode variar entre mais e menos direta. Diferentes tipos de pressões podem provocar respostas variadas por parte das comunidades. Estas respostas foram sumarizadas por Gray (1989) em três categorias, redução na diversidade, mudança na composição de espécies à dominância por espécies oportunistas e redução no tamanho médio de organismos. Desta forma, o objetivo é

aplicar múltiplas métricas para consolidar a informação existente sobre os diferentes aspetos das comunidades aquáticas (Barbour *et al*., 1999).

4.5.1 Índice de Diversidade e Equitabilidade

Devido à sua natureza multifacetada, a biodiversidade pode ser analisada utilizando uma ampla variedade de métricas (Flynn *et al*., 2011; Jiang *et al*., 2020). Os índices de diversidade têm como objetivo avaliar a estrutura de uma comunidade. Baseiam-se na relação entre o número de diferentes espécies existentes (riqueza de espécies) e a abundância relativa dessas espécies (equitabilidade). Índices de diversidade como, a riqueza de espécies, Índice de Diversidade de Shannon-Weaver e Índice de equitabilidade de Pielou demonstraram ser ferramentas valiosas para avaliar a qualidade dos ecossistemas aquáticos (Heino *et al*., 2007). Entre as diferentes métricas utilizadas para medir a biodiversidade, a riqueza de espécies (S) ocupa uma posição de destaque como a medida mais antiga, simples e intuitiva (Whittaker, 1972). Para este estudo foram aplicados o Índice de diversidade de Shannon-Weaver (1948) e o Índice de equitabilidade de Pielou.

a) Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') – H' caracteriza a diversidade de taxa tendo em conta a abundância e a distribuição dos indivíduos. Num sistema altamente diversificado e uniformemente distribuído, existe um maior grau de incerteza na previsão da identidade dos indivíduos. Em contraste, sistemas menos diversificados, dominados por uma ou poucas espécies, é mais fácil prever a identidade de indivíduos desconhecidos. Este índice, de certo modo, permite obter uma ideia da estabilidade da comunidade (De Magalhães, 1989). Esta métrica possui a vantagem de exprimir não só a relação entre o número total de indivíduos e grupos, mas também a importância relativa de cada grupo. Para além disso, é um índice pouco afetado pelo tamanho da amostra (De Magalhães, 1989). Esta métrica foi utilizada como parâmetro para o cálculo do índice multimétrico $IPtI_N$.

   Determina-se através da seguinte equação:

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} \left(\frac{Ni}{N}\right) \ln(Ni/N)$$

Onde:

- → S – Número de espécies (ou de grupos sistemáticos)
- → Ni - Número de indivíduos do grupo taxonómico i;
- → N – Número total de indivíduos.

b) Índice de equitabilidade de Pielou (1966)

Desenvolvido a partir do índice de diversidade de Shannon-Weaver por E. C. Pielou em 1966, o índice de equitabilidade de Pielou (E) representa o modo como os indivíduos são distribuídos entre diferentes espécies dentro de uma comunidade. Quando a equitabilidade é baixa, isto indica que um pequeno número de espécies tem dominância significativa sobre outras, com uma grande proporção de indivíduos pertencentes a essas espécies dominantes. Por outro lado, a alta uniformidade sugere que o número de indivíduos é relativamente igual entre as diferentes espécies, indicando uma distribuição mais equilibrada.

A equitabilidade varia entre 0 e 1, atingindo o valor máximo quando todas as espécies de uma referida amostra são igualmente abundantes (E=1), e o valor mínimo ocorre quando um taxa predomina (E=0) (Washington, 1984).

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

Onde:

→ H' - Índice de diversidade de Shannon-Weaver;
→ S - Número de espécies (ou de outros grupos sistemáticos).

4.5.2 Índice Biótico

Os índices bióticos são uma ferramenta importante na avaliação da qualidade da água. Estes índices baseiam-se no conceito de bioindicadores e nas suas relações ecológicas nos ecossistemas aquáticos. Uma abordagem biótica, combina a abundância relativa de certos grupos taxonómicos e a sua sensibilidade ou tolerância num único índice ou pontuação (Li *et al*., 2010).

a) Iberian Biological Monitoring Working Party (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988)

A experiência e a utilização de métodos biológicos para avaliar a qualidade da água dos rios é extensa e tem uma longa tradição na Península Ibérica (AlbaTercedor & Prat, 1992). O índice Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) surge como uma adaptação e modificação do BMWP original de Hellawell (1978), para a fauna da Península Ibérica (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

O IBMWP é um sistema de avaliação que simplifica a identificação de macroinvertebrados que requer, no máximo, a identificação ao nível taxonómico da família. As pontuações individuais para cada família (de 1 a 10) refletem a sua tolerância à poluição, com base no conhecimento atual da distribuição e abundância. De um modo geral, quanto maior for a sensibilidade de uma família de macroinvertebrados à poluição, maior será a pontuação a ela atribuída. O valor final do índice é obtido a partir da soma das pontuações correspondentes a cada família encontrada no local de estudo (Anexo I – Figura VI). Este índice estabelece cinco classes de qualidade da água às quais estão associadas cores diferentes (Alba-Tercedor, 1996).

A fiabilidades dos resultados obtidos com o IBMWP, aliada à rapidez e à facilidade de utilização, faz deste índice uma ferramenta ideal para a monitorização e gestão da qualidade dos cursos de água peninsulares (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

4.5.3 Índice Português de Invertebrados do Norte

Durante o estudo da comunidade de macroinvertebrados, para além dos índices bióticos, de diversidade e equitabilidade, foram aplicadas medidas de composição (%Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) e um índice multimétrico.

O Índice Português de Invertebrados do Norte ($IPtI_N$) trata-se de um índice multimétrico, que foi desenvolvido no âmbito do 1º Exercício de Intercalibração do Grupo de Intercalibração Geográfica Mediterrânico para os macroinvertebrados bentónicos (INAG, 2009). As métricas que integram este índice, permitem responder às componentes indicadas pela DQA para o elemento biológico em questão, sobretudo em termos de composição, diversidade, abundância e presença/ausência de taxas sensíveis. Simultaneamente, permite descrever gradientes de degradação geral e discriminar classes de qualidade (INAG, 2009).

A seguinte fórmula apresenta todas as métricas que compõe este índice nacional de invertebrados bentónicos, assim como os fatores de ponderação de cada métrica e as fórmulas de cálculo (Anexo I – Figura III):

$IPtI_N$ = Nº *taxa* x 0,25 + EPT x 0,15 + Evenness x 0,1 + + (IASPT – 2) x 0.3 + Log (Sel. ETD+1) x 0,2

Onde:

- **EPT** - Nº de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- **Evenness** - Também designado por índice de Pielou ou Equitabilidade;
- **IASPT** - ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) dividido pelo no de famílias incluídas no cálculo do BMWP Ibérico;
- **Log (Sel. ETD+1)** - Log10 de 1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Hepragenidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae.

O cálculo do $IPtI_N$ envolve duas etapas de normalização, uma aplicada antes das métricas serem multiplicadas pelo fator de ponderação e a outra após o somatório das métricas ponderadas (INAG, 2009). Estas normalizações são efetuadas de modo a garantir a compatibilidade com os sistemas de classificação e expressar o valor final em Rácios de Qualidade Ecológica (RQE). O RQE deve ser expresso num valor entre 0 (situação de degradação extrema) e 1 (situação de referência) (INAG, 2009).

Em anexo são apresentados os valores de referência das métricas que integram o $IPtI_N$ para os tipos de rios de Portugal continental, e ainda, os valores dos limites entre as classes de qualidade para o RQE (Anexo I – Figura IV).

4.5.4 Qualidade do Habitat

A avaliação do valor ecológico dos ecossistemas tem vindo a tornar-se uma ferramenta imprescindível na gestão dos recursos naturais, sendo o seu principal objetivo, a determinação do maior ou menor afastamento do ecossistema do seu estado natural. A condição ou o estado de um rio é influenciado por uma série de fatores interdependentes, dos quais o estado do habitat físico é um componente critico. A natureza do habitat tem uma profunda influência na estrutura e organização das comunidades biológicas (Maddock, 1999).

De forma a avaliar a qualidade do habitat em cada ponto de amostragem foi utilizado o índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) (Munne *et al*., 1998, 2003) para avaliar a qualidade do ripário, bem como os protocolos do Índice de Avaliação Visual do Habitat (AVH) (Barbour *et al*., 1999) e Grau da Qualidade do Canal (GQC) (Cortes *et al*., 1999) para avaliar a condição do habitat fluvial.

Estes índices foram aplicados de forma a quantificar as alterações antropogénicas que afetam os locais de amostragem selecionados para este estudo, e assim relacionar as alterações físicas do habitat com os dados físico-químicos e biológicos.

a) Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR)

O índice QBR permite, de forma simples e eficaz, a avaliação da qualidade ecológica dos habitats ripícolas, ao classificar a composição e estrutura do corredor ripário dos ecossistemas fluviais, permitindo comparar o estado atual ecológico com um estado de referência. Este índice tem sido aplicado com sucesso tanto em rios espanhóis (Barquín *et al*., 2011; Garófano-Gómez *et al*., 2011) como em rios portugueses (Carvalho, 2008; Carvalho *et al*., 2011).

Segundo Munné *et al*. (1998), este método é baseado em quatro componentes do habitat ripícola: grau de cobertura da vegetação ribeirinha, estrutura da cobertura, qualidade da cobertura e grau de naturalidade do canal fluvial (Anexo III). É considerado o tipo morfológico da zona ripícola, dado que define a potencialidade para suportar a vegetação. O QBR é determinado em segmentos de 100m e as margens são consideradas conjuntamente; após completar a análise, o somatório dos quatro componentes resulta no valor final do índice, que varia entre 0 e 100. Existem cinco classes de qualidade do habitat ripícola (Tabela IV), de excelente a mau, que correspondem às classes sugeridas pela DQA (Munné *et al*., 2003; INAG, 2009).

Tabela IV Classes de qualidade segundo o índice QBR. Adaptado de Munné *et al*. (2003).

Valor do QBR	Classe de Qualidade	Significado em termos de qualidades
≥ 95	Excelente	Habitat ripícola em condições naturais
75 – 90	Bom	Alguma perturbação, boa qualidade
55 – 70	Razoável	Perturbação significativa, qualidade razoável
30 – 50	Medíocre	Forte alteração, qualidade medíocre
≤ 25	Mau	Degradação extrema, má qualidade

b) Avaliação Visual do Habitat (AVH)

O Índice de Avaliação Visual do Habitat foi desenvolvido pela Environmental Protection Agency 09 (Barbour *et al*., 1999) e permite avaliar a capacidade de um determinado local para suportar a vida aquática. É um processo rápido e de fácil utilização, que se efetua num segmento de rio com 100m de comprimento (Barbour, 1997). Os parâmetros avaliados são escolhidos consoante o curso de água que se pretender estudar, entre

baixo e alto gradiente. Para este estudo, o curso de água que se pretende avaliar é de baixo gradiente.

O processo para efetuar a avaliação rápida do habitat é feito através do preenchimento de um formulário de dados, no qual dez parâmetros, associados à estrutura do habitat, são analisados: **(1)** Capacidade do substrato para acolher a epifauna; **(2)** Caracterização do substrato das poças; **(3)** Variabilidade das poças; **(4)** Deposição de sedimentos; **(5)** Homogeneidade do fluxo de água no canal; **(6)** Alteração do canal; **(7)** Sinuosidade do canal ; **(8)** Estabilidade das margens; **(9)** Corredor ripário; **(10)** Largura do corredor ripário. A cada um dos dez parâmetros, é atribuída uma pontuação, entre 0 a 20, sendo 20 a pontuação mais alta, ou seja, que representa as condições "ideais" (Anexo II) (Barbour *et al*., 1999). A pontuação final varia entre 0 a 200, correspondendo a cinco classes de qualidade (Tabela V)

Tabela V Pontuação obtida pelo AVH e as respetivas classes de qualidade. Adaptado de Barbour *et al*. (1999).

Valor do AVH	Classe de Qualidade	Significado em termos de qualidade
161 – 200	Excelente	Canal com habitat físico em excelentes condições
121 – 160	Bom	Canal com habitat físico em boas condições
81 – 120	Razoável	Canal com habitat físico moderadamente alterado
41 – 80	Medíocre	Canal com habitat físico com perturbação significativa
0 - 40	Mau	Canal com habitat físico severamente alterado

c) Grau de Qualidade do Canal (GQC)

O índice GQC é uma metodologia aplicável de forma rápida e fácil e que permite a caracterização e avaliação do habitat físico de cursos de água (Ferreira *et al*., 2011). É implementado através de uma análise visual de parâmetros como a presença de estruturas de retenção, largura e profundidade do canal, tipo de substrato, estrutura das margens, alteração artificial das margens, heterogeneidade do canal, estrutura do leito e deposição de finos intersticiais (Anexo IX) (Cortes *et al*., 1999). O valor do índice é obtido pela soma das pontuações obtidas em cada uma das 8 variáveis, variando de ≤ 13 (canal completamente alterado) e ≥ 31 (canal inalterado, estado natural) e cada valor representa uma classe de qualidade (Tabela VI) (Oliveira *et al*., 2007).

Tabela VI Classes de Qualidade do Índice de Grau de Qualidade do Canal (GQC) (Oliveira *et al*., 2007).

Valor do GQC	Classe de Qualidade	Significado em termos de qualidade
≥ 31	Excelente	Canal sem alterações, estado natural
26 – 31	Bom	Canal ligeiramente perturbado
20 – 25	Razoável	Início de uma importante alteração do canal
14 - 19	Medíocre	Grande alteração do canal
8 - 13	Mau	Canal completamente alterado (canalizado, regularizado)

5. Resultados e Discussão

5.1 Qualidade do habitat

De forma a obter uma ideia efetiva da qualidade do habitat físico dos locais de amostragem, foram calculados os índices de Avaliação Visual do Habitat (Barbour *et al*., 1999), Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) (Munne *et al*. 1998, 2003) e Grau de Qualidade do Canal (GQC) (Cortes *et al*., 1999). A avaliação dos índices mencionados foi realizada durante o mês de abril.

O gráfico da Figura 16, traduz os resultados espácio-temporais do Índice de Avaliação Visual do Habitat (AVH). O local de amostragem F2 obteve a pontuação mais elevada para este índice, indicando que é o local de amostragem com as características mais naturais, apresentando um maior potencial para suportar vida aquática. Seguem-se os pontos F3, F4 e F1 por ordem decrescente de pontuação.

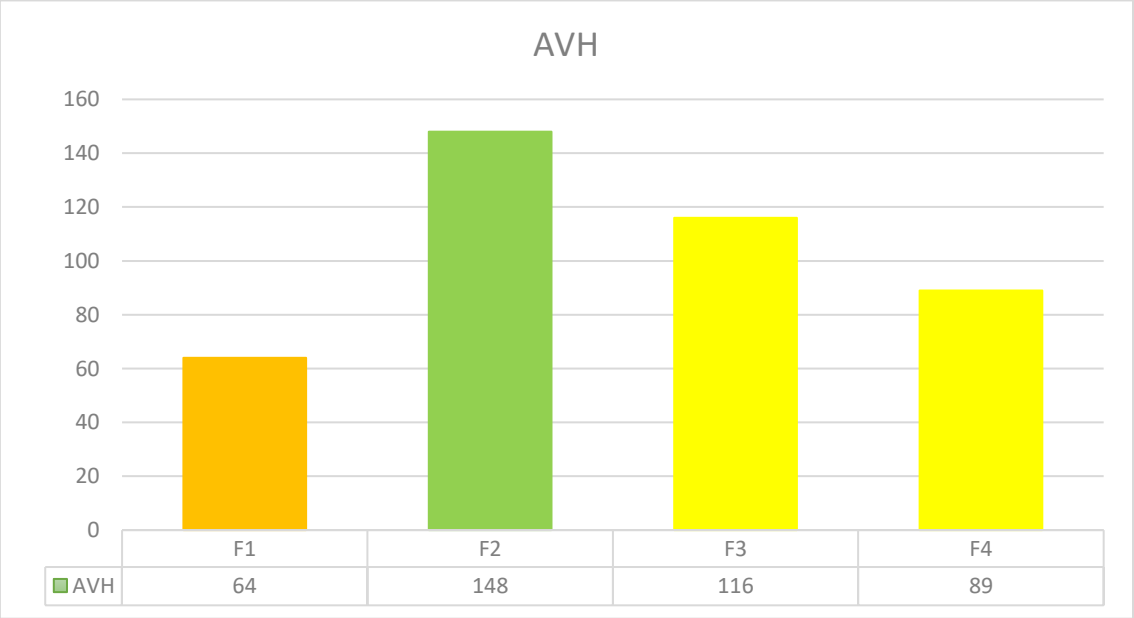


Figura 16 Figura Variação espácio-temporal do Índice de Avaliação Visual do Habitat – VHA.

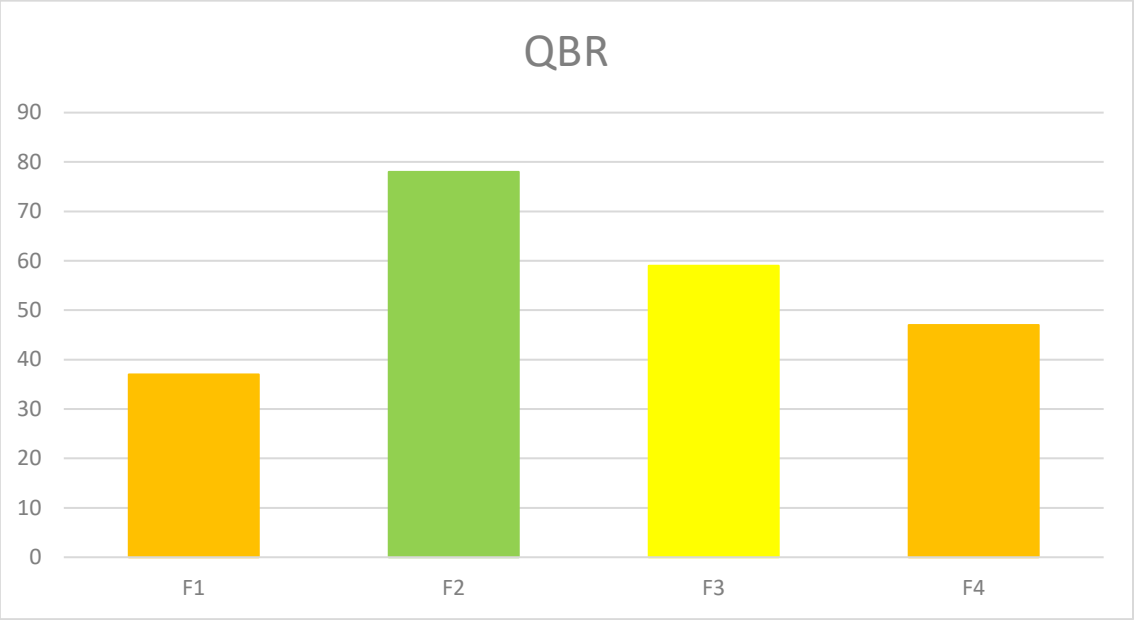


Figura 17 Variação espácio-temporal do Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) com as cores associadas a cada classe do índice.

Relativamente ao Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) o local F2 foi classificado como um local de boa qualidade embora apresentasse ligeiras perturbações. O local F3 foi classificado como tendo uma qualidade razoável. Quanto aos restantes locais de amostragem, registou-se uma forte alteração na qualidade dos ecossistemas ribeirinhos sendo classificados com uma qualidade medíocre (Figura 17).

Figura 18 Variação espácio-temporal do Índice de que avalia o grau de qualidade do canal (GQC) com as cores associadas a cada classe do índice.

De acordo com o índice que avalia o grau de qualidade do canal (GQC), representado no gráfico da Figura 18, é possível verificar que local F2 alcançou uma classificação de canal ligeiramente perturbado. Os locais de amostragem F3 e F4 revelaram alterações significativas no canal. O local F1, obteve a pontuação mais baixa, apresentando um canal com grande alteração, onde ambas as margens são artificializadas.

De um modo geral, os valores obtidos para estes índices estão em concordância. Em ordem decrescente de qualidade, os locais que apresentaram a melhor qualidade foram F2>F3<F4<F1.

A pontuação obtida para os índices de qualidade do habitat pode ser justificada da seguinte forma:

- O local de amostragem F1 é fortemente modificado, onde as margens foram substituídas por um muro de betão. A vegetação ripária da margem direita é praticamente inexistente. A ausência de um corredor ripícola aumenta a incidência de luz no curso de água provocando o aumento da temperatura, estimulando assim, o desenvolvimento de macrófitas aquáticas. O substrato do leito do rio é predominantemente composto por sedimentos finos.
- É no ponto F2 que encontramos o melhor corredor ripário quando comparado com os outros locais de amostragem. Ambas as margens são suportadas por floresta e arbustos o que resulta num ensombramento quase total do curso de água. Este local surge como o local com as características mais naturais quando comparado com os restantes.
- O ponto de amostragem F3 apresenta algumas estruturas artificiais, com implicações no meio natural, mais precisamente uma estrutura de cimento, que divide desigualmente o canal em dois. Ambas as margens apresentam alterações significativas e onde se observa a presença de lixo. Apesar de todas as alterações verificadas, este local apresenta uma boa cobertura vegetal. O substrato é predominantemente constituído por cascalho e areias.
- O local de amostragem F4 é altamente artificializado e onde se observam alterações significativas do curso de água. Verifica-se a presença de estruturas artificiais no leito do rio. A vegetação ripária é praticamente inexistente.

5.2 Parâmetros Físico-químicos

Os valores dos parâmetros físico-químicos analisados são apresentados no Anexo V, e as suas representações gráficas são discutidas a seguir.

5.2.1 Temperatura da água

A temperatura da água é um parâmetro crítico que influencia todos os processos biológicos e reações químicas e bioquímicas. Segundo De Magalhães (1989) a temperatura da água, para além de ser um parâmetro que está inversamente relacionado com o teor de oxigénio dissolvido, pode influenciar decisivamente a distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentónicos, manifestando-se ao nível fisiológico, através do controlo da taxa metabólica e dos seus ciclos reprodutores.

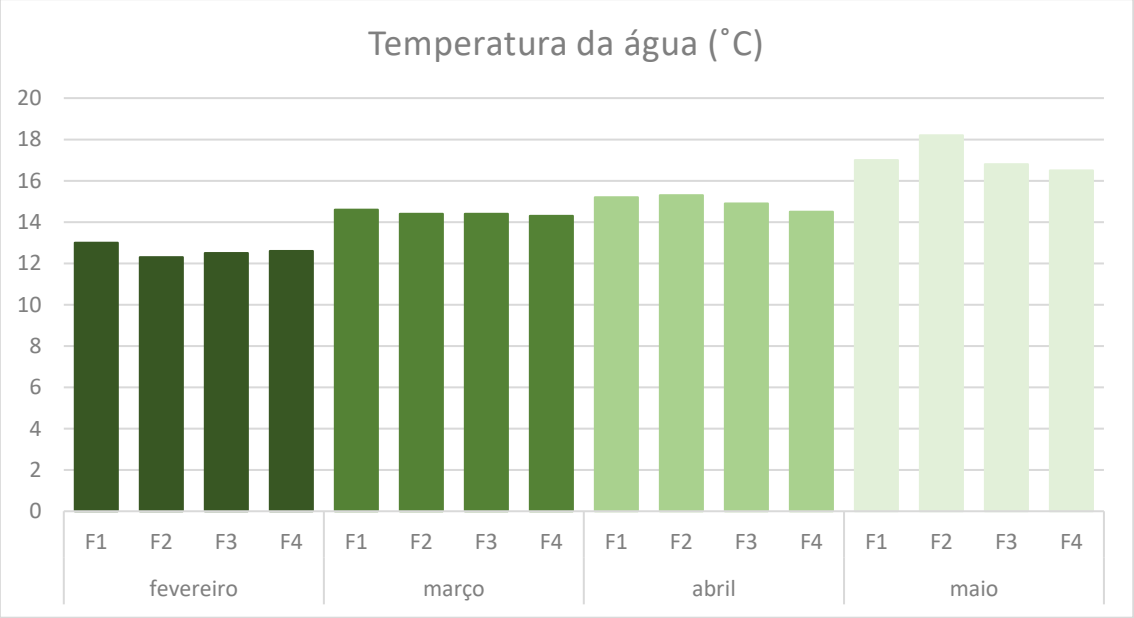


Figura 19 Variação espácio-temporal da temperatura da água (ºC).

De acordo com o gráfico da Figura 19, as oscilações nos valores da temperatura da água observadas revelam a presença de uma flutuação sazonal com valores mais elevados nos meses de maior calor (abril e maio) e os valores mais baixos registados nos meses de fevereiro e março. A temperatura da água variou entre os 12,3 ºC (F2) e 18,2 ºC (F2).

De um modo geral, embora não se verifiquem grandes variações nos valores da temperatura, os locais a montante apresentaram valores mais baixos da temperatura, enquanto nos locais mais a jusante se verificou o contrário. Como os pontos F1 e F2 estão sujeitos a maiores alterações, acabam por registar temperaturas mais elevadas quando comparados com os restantes locais.

5.2.2 pH

O termo pH (potencial hidrogénio) é utilizado para exprimir a intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução a determinada temperatura, constituindo uma medida fundamental para explicar um grande número de equilíbrios físico-químicos (Qureshimatva *et al*., 2015). Nas águas naturais o seu valor depende da origem das águas, da natureza geológica do canal e do revestimento vegetal da bacia (Cortes *et al*., 1997). Os limites toleráveis de pH situam-se entre 5,0 e 9,0 para a maior parte da fauna e flora (De Magalhães, 1989), no entanto segundo Mendes & Oliveira. (2004) em grande parte dos casos, a escala de variações dos valores encontra-se entre 6,5 e 8,5.

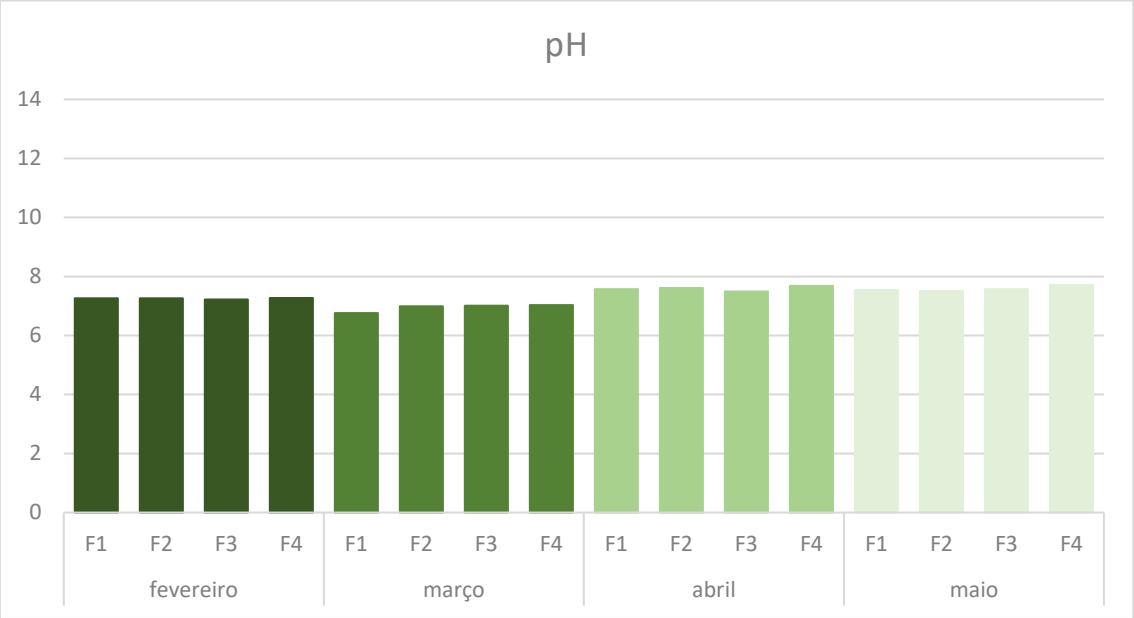


Figura 20 Variação espácio-temporal do pH.

A partir da análise do gráfico da Figura 20, é possível observar que no mês de março o ponto F1 apresentou o valor mais baixo de pH (6,76), e o ponto F4 no mês de maio, apresentou o valor de pH mais elevado (7,71). Os valores mais baixos de pH foram registados nos meses de fevereiro e março, especialmente no mês de março, durante o qual ocorreram valores de precipitação significativos. De acordo com Kim *et al*. (2019), o pH é influenciado pela intensidade da chuva, tanto individualmente como cumulativamente. Desta forma, um fator significativo para os baixos valores observados no mês de março, é o início dos episódios de chuva, que contribuem para o efeito de diluição. De salientar, que não se verificaram alterações significativas entre os valores registados a montante e a jusante.

De acordo com a tabela de classificação das Fronteiras de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em Rios do Agrupamento Norte (APA, 2021) os locais

de amostragem são classificados como massas de água com boa qualidade dado que os valores de pH obtidos se situam entre 6,5 e 8,5. Os valores de pH obtidos nos diferentes locais de amostragem não ultrapassaram os limites definidos (entre 6 e 9) para o estabelecimento do "bom" estado ecológico em rios do agrupamento Norte (APA, 2021).

5.2.3 Condutividade

A condutividade é uma medida que traduz a capacidade de uma solução aquosa para transportar corrente elétrica (APHA, 1992). Assim, a condutividade é uma medida do grau de mineralização natural da água que pode, no entanto, ser influenciada pela contribuição de efluentes orgânicos (De Magalhães, 1989) e depende entre outros fatores, da quantidade de iões dissolvidos na água e da sua temperatura.

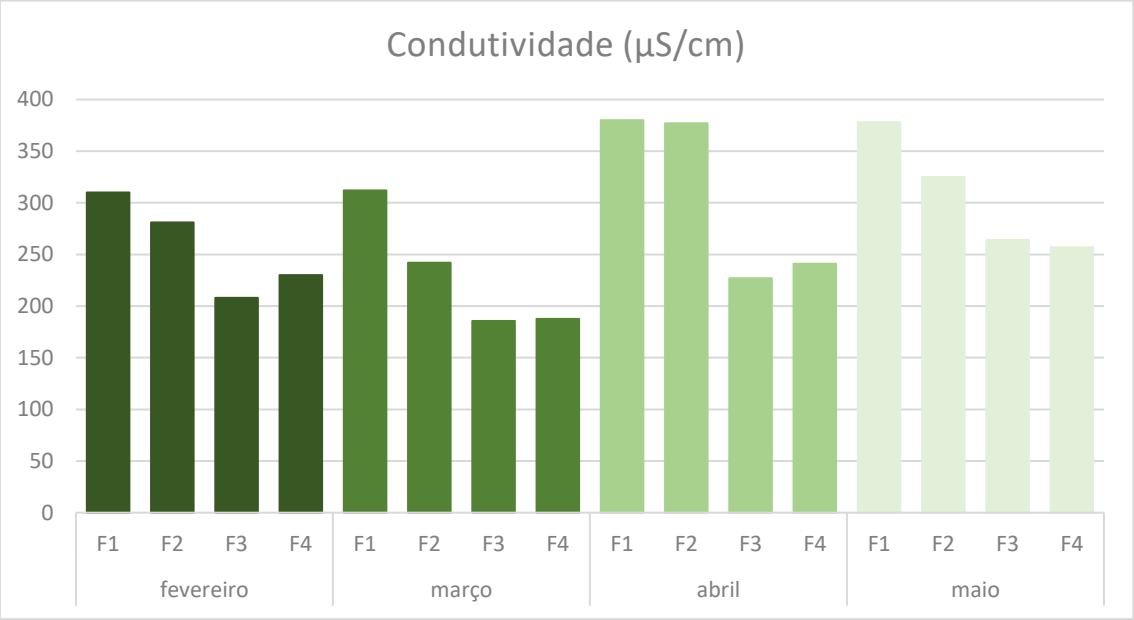


Figura 21 Variação espácio-temporal da condutividade elétrica (µS/cm).

Pela análise do gráfico da Figura 21, é possível observar que os valores mais baixos de condutividade se registaram no ponto F3 (185,6 µS/cm) e F4 (187,6 µS/cm) durante o mês de março. Por outro lado, os valores mais elevados da condutividade da água foram ambos registados no local F1 no mês de abril (380 µS/cm) e no mês de maio (378 µS/cm).

A diminuição da condutividade nos meses de fevereiro e março deveu-se provavelmente à maior quantidade de água na linha de água, que provocou um efeito de diluição capaz de se sobrepor ao efeito oposto causado pela escorrência superficial. A partir do mês de março, com o início da primavera, os valores da condutividade foram aumentando

progressivamente. Este aumento da condutividade está provavelmente relacionado com a diminuição do caudal nesta altura do ano (diminuição do efeito de diluição).

De uma maneira geral, a condutividade cresce progressivamente de montante para jusante (De Magalhães, 1989). Segundo o gráfico apresentado na Figura 21, é possível observar que os valores mais elevados de condutividade se registaram nos locais de amostragem a jusante da ETAR (F1 e F2). Isto poderá ser explicado pela acumulação de sedimentos ricos em sais minerais provenientes da lixiviação dos terrenos agrícolas marginais. As atividades agrícolas intensivas associadas com as atividades urbanas providenciam uma considerável fonte de contaminação, como o uso de fertilizantes e agroquímicos, perturbações do solo e descargas ilegais. No entanto o aumento da condutividade elétrica da água poderá também estar associado às descargas de efluentes, salientando-se que o ponto F2 recebe diretamente os efluentes da ETAR de Febros.

Tendo em consideração a tabela de classificação das Fronteiras de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em Rios do Agrupamento Norte (APA, 2021), os locais de amostragem são classificados como massas de água de boa qualidade, por apresentarem valores inferiores a 250 µS/cm. No entanto, é importante salientar o carácter empírico da comparação, dado que os valores da tabela são apresentados para uma temperatura referência de 20 ºC.

5.2.4 Oxigénio dissolvido

O teor de oxigénio dissolvido é um parâmetro vital para todos os organismos aquáticos, essencial no processo de respiração e estabilização de materiais biodegradáveis pela atividade de bactérias aeróbias (Cortes *et al*.,1999). O seu teor varia de acordo com diversos fatores como a temperatura, oxidação de substâncias inorgânicas redutoras, biodegradação de matéria orgânica, o rearejamento da água e as atividades de respiração e fotossintética (De Magalhães, 1989). A determinação da concentração de oxigénio dissolvido desempenha um papel crucial na avaliação da qualidade da água dado que o oxigénio está diretamente relacionado e exerce influência sobre praticamente todos os processos químicos e biológicos que ocorrem nos cursos de água (Franklin, 2014).

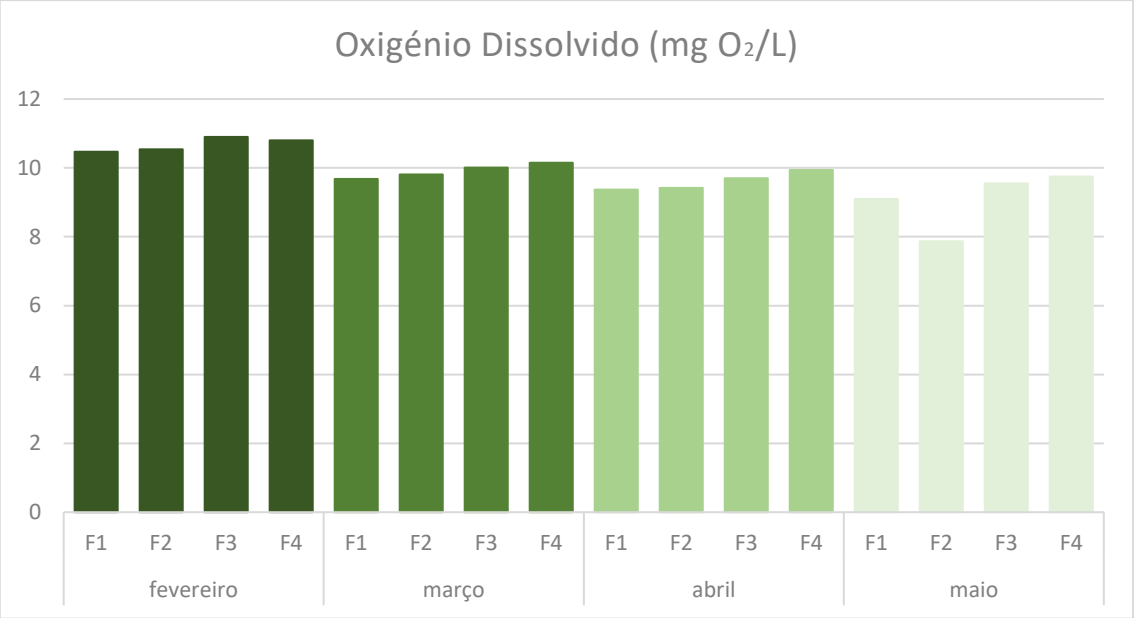


Figura 22 Variação espácio-temporal da concentração de oxigénio dissolvido (mg O_2/L).

Através da análise da Figura 22 é possível verificar que de fevereiro a maio, se verificou um decréscimo nos valores de oxigénio dissolvido em todos os pontos de amostragem. O valor mais elevado foi de 10,9 mg/L no ponto F3, no mês de fevereiro, e o valor mais baixo foi de 7,87 mg/L, no local F2 no mês de maio. De um modo geral, os valores mais elevados de oxigénio dissolvido concentraram-se nos meses de inverno (fevereiro e março) e os valores mais baixos na primavera (abril e maio). Segundo os estudos de De Magalhães (1989) e Giller & Malmqvist., (1998), o oxigénio dissolvido está inversamente correlacionado com a temperatura e diretamente correlacionado com o caudal, dado que a solubilidade do oxigénio diminui com o aumento da temperatura, bem como com a diminuição do caudal, o que permite a redução da turbulência dos cursos de água. Analisando o gráfico da Figura 22, é possível afirmar que os resultados obtidos, para a maioria dos locais de amostragem, estão em concordância com a teoria mencionada. O local F2 que apresentou a concentração mais baixa de oxigénio dissolvido no mês de maio e que coincide com a elevada temperatura da água registada no mesmo local e mês. Desta forma, os valores mais baixos registados na primavera (abril e maio) poderão ser justificados pelo aumento da temperatura, com a consequente diminuição da solubilidade do oxigénio, e pela baixa turbulência, como consequência da redução do caudal. Nos meses de inverno (fevereiro e março) verifica-se precisamente o inverso.

Os valores mais altos registados nos meses de fevereiro e março, poderão também ser atribuídos ao aumento considerável do caudal, que se verificou nos dias de amostragem, acompanhado de uma maior agitação das águas. Isto pode ser explicado, em parte, pela ocorrência de chuvas nos dias anteriores, especialmente nas regiões a

montante, mais uma vez de acordo com os resultados apresentados por Giller & Malmqvist (1998).

Importante de referir que os locais de amostragem F3 e F4, em cada mês de amostragem, registaram sempre valores mais elevados que os locais F1 e F2. Esta diferença de valores poderá ser atribuída à descarga de efluentes por parte da ETAR de Febros, que embora tratados poderão apresentar um nível de tratamento pouco eficiente e desta forma causar um aumento da quantidade de matéria orgânica na água.

De acordo com a tabela de classificação das Fronteiras de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em Rios do Agrupamento Norte (APA, 2021), os valores de oxigénio dissolvido obtidos nos diferentes locais de amostragem estão dentro dos valores limite para o estabelecimento do "bom" estado ecológico (≥ 6 mg/L) em rios do agrupamento Norte.

5.2.5 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

Segundo as conclusões de Cortes *et al*. (1982) a turvação da água é influenciada pela presença de sólidos suspensos e dissolvidos. A turvação é um parâmetro crítico que pode levar a alterações biológicas significativas uma vez que reduz a luminosidade e afeta a produtividade primária (Cortes *et al*., 1992).

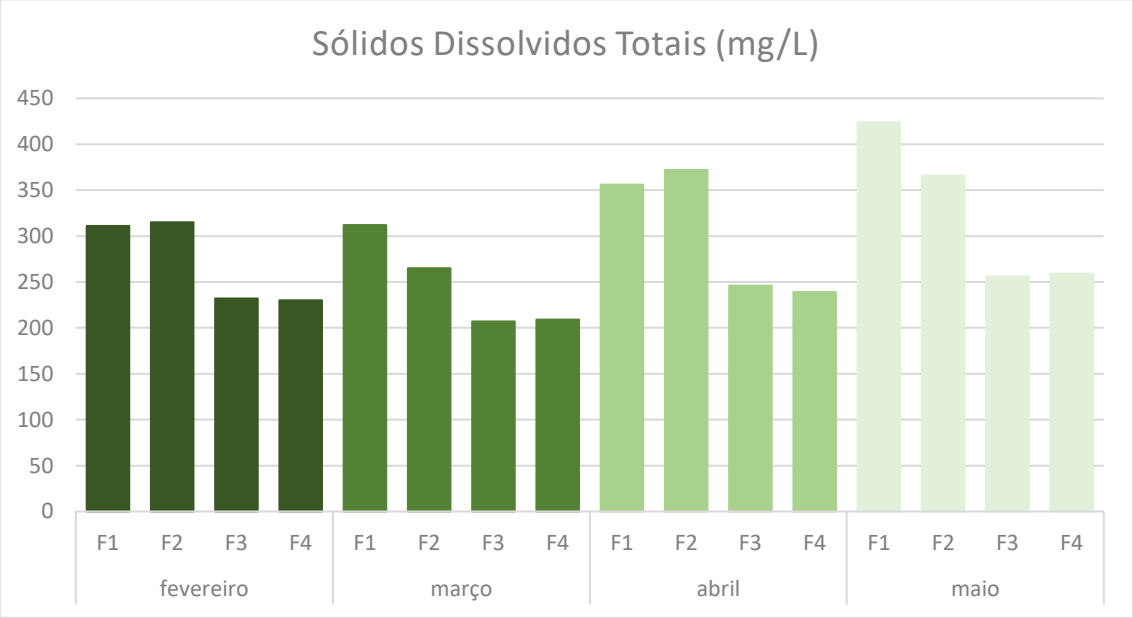


Figura 23 Variação espácio-temporal dos sólidos dissolvidos totais (mg/L).

De acordo com a Figura 23, verifica-se que o valor mais baixo de SDT foi registado no ponto F3 no mês de março (207 mg/L) enquanto que o valor mais elevado foi observado no ponto F1 no mês de maio (424 mg/L).

O padrão de variação temporal dos sólidos dissolvidos totais foi muito semelhante ao da condutividade, visto que o seu teor depende da concentração total de iões no meio, sobretudo sólidos dissolvidos totais. Assim, segundo o gráfico da Figura 23 e o gráfico da Figura 21, de um modo geral, os valores mais elevados de SDT foram registados durante a primavera (abril e maio), e valores mais baixos foram registados no inverno (fevereiro e abril).

Os valores elevados de SDT observados principalmente nos locais F1 e F2, podem estar relacionados com a atividade agrícola que ocorre nos terrenos envolventes a estes locais de amostragem. A irrigação dos campos agrícolas poderá ter provocado a entrada de sais, como resultado da utilização de fertilizantes e agroquímicos. Isto, por sua vez, resultou no aumento da quantidade de sólidos dissolvidos totais na água.

Aqui, novamente, também se verificaram diferenças entre os valores registados a montante e a jusante da ETAR. Esta flutuação entre os valores observados poderá surgir como consequência das descargas de efluentes.

5.2.6 Carência Bioquímica de Oxigénio

A carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) mede a quantidade de oxigénio consumido por bactérias e outros microrganismos durante o processo de biodegradação da matéria orgânica sob condições de aerobiose a 20 ºC durante cinco dias (Wetzel, 1993). Teoricamente, a carência bioquímica de oxigénio é proporcional à quantidade de matéria orgânica biodegradável e à proporção de organismos vivos que realizam a autodepuração da água (Nisbet & Verneaux, 1970).

Altos níveis de matéria orgânica podem levar ao consumo significativo de oxigénio, que se não for compensado, causa a sua depleção e, portanto, num caso extremo, pode até mesmo conduzir a uma situação de anaerobiose. As deposições dos sólidos orgânicos, por sua vez, afetam o substrato e, indiretamente, a fauna bentónica que nele habita. Microrganismos como fungos, bactérias e protozoários prosperam em ambientes anaeróbios e podem, por competição, reduzir a comunidade de macroinvertebrados (De Magalhães, 1989).

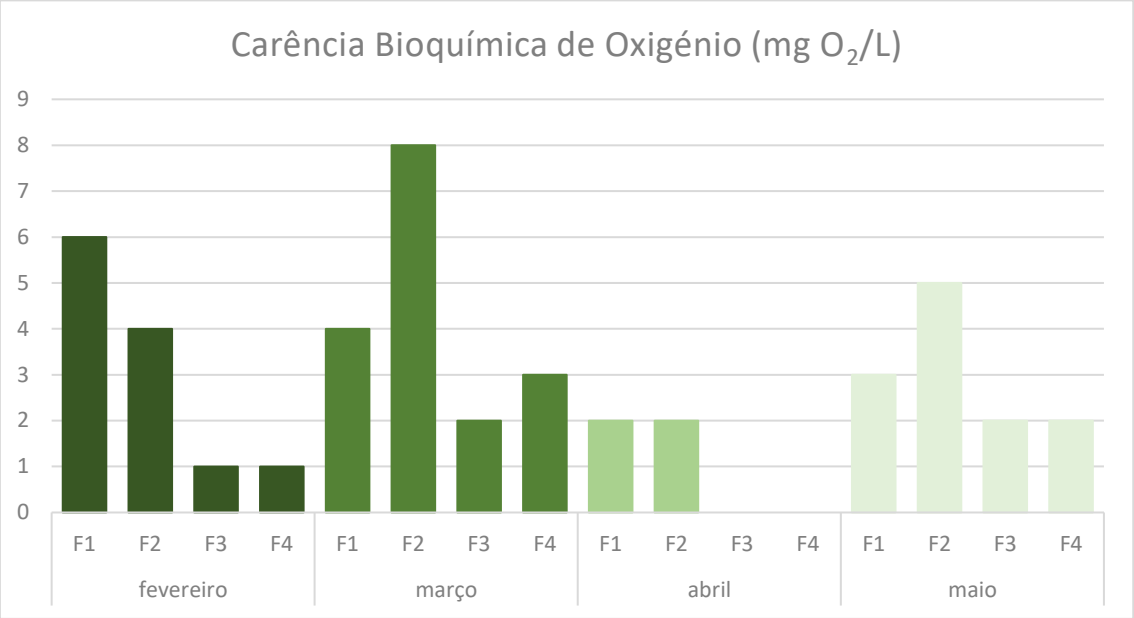


Figura 24 Variação espácio-temporal da carência bioquímica de oxigénio (mg O_2/L).

No rio Febros os teores de CBO_5 oscilaram entres os limites de 0 e 8 mg/L. Pela análise do gráfico da Figura 24, observa-se que o valor mais elevado de CBO_5 corresponde ao pico observado no local F2 no mês de março (8,00 mg/L). Por outro lado, o valor mais baixo foi registado no mês de abril nos locais F3 e F4 (0 mg/l). Era expectável encontrar os valores mais baixos de CBO_5 no ponto F2 uma vez que este foi considerado o local mais naturalizado, quando comparado com os restantes locais de amostragem. No entanto, este pico no teor de CBO_5 poderá ter surgido com aumento do caudal, que levou ao aumento do teor de matéria orgânica como resultado da imersão da vegetação ribeirinha durante longos períodos de tempo.

Os pontos F1 e F2, situados após a zona de descarga da ETAR de Febros, apresentaram sempre valores mais elevados de CBO_5 em comparação com os registados nos pontos F3 e F4. Esta diferença entre os valores registados a montante e a jusante pode dever-se ao aumento da quantidade de matéria orgânica resultante das descargas de efluentes tratados no rio Febros.

Todos os valores de CBO_5 obtidos nos diferentes locais de amostragem não ultrapassaram o limite máximo (≤ 4 mg/L) estabelecido pelo APA (2021) para o “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte, com a exceção do ponto F1 no mês de fevereiro e o ponto F2 no mês de março e no mês de maio.

5.2.7 Carência Química de Oxigénio

A carência química de oxigénio (CQO) é um parâmetro importante para determinar a quantidade de poluição orgânica existente nos cursos de água. Permite quantificar o oxigénio necessário para completar os processos de decomposição química dos materiais orgânicos existentes nas massas de água. Quanto maior for o nível de matéria orgânica oxidável numa dada amostra de água, maior são os valores de CQO, e maior será a taxa de redução do oxigénio dissolvido na água. A redução dos níveis de oxigénio dissolvido pode conduzir ao aparecimento de condições anaeróbias, o que se torna prejudicial para as formas de vida aquática.

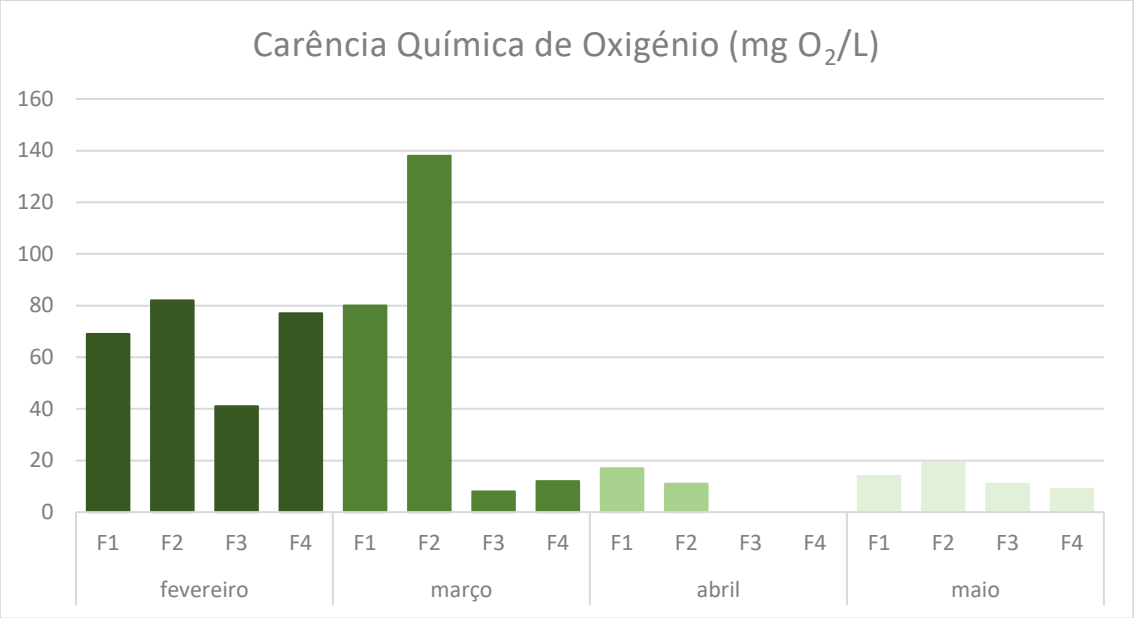


Figura 25 Variação espácio-temporal da carência química de oxigénio (mg O_2/L).

Através da análise do gráfico da Figura 25, é possível observar um decréscimo acentuado dos valores de CQO com a chegada da primavera. O valor mais elevado de CQO registado foi de 138 mg/L, no ponto F2 no mês de março, e o valor mais baixo de 0,00 mg/L nos locais F3 e F4 no mês de abril.

Novamente verifica-se, que de um modo geral, os pontos de amostragem localizados a jusante da ETAR (F1 e F2) apresentam valores mais elevados de CQO em comparação com valores registados a montante (F3 e F4). Mais uma vez, isto poderá surgir como consequência do aumento dos níveis de matéria orgânica, proveniente das descargas de efluentes, principalmente no ponto F2, dado que, este recebe diretamente estes efluentes.

5.2.8 Nitratos

Os nitratos (NO_3^-) representam a forma mais oxidada dos compostos de azoto, normalmente presentes nas águas naturais, que se obtém a partir da decomposição aeróbia da matéria orgânica azotada (Shinde *et al*., 2011). Os nitratos apresentam-se como a forma mais oxidada do azoto e conjuntamente com os compostos ortofosfatos contribuem para o crescimento de algas e macrófitas aquáticas (Cortes *et al*., 1997). Embora não possuam efeitos tóxicos diretos, quando presentes em quantidades elevadas, os nitratos juntamente com os fosfatos, desempenham um papel significativo como nutrientes importantes para o crescimento das algas e por isso são capazes de desencadear o fenómeno da eutrofização (De Magalhães, 1989). O enriquecimento da água com este nutriente pode surgir com a descarga de águas residuais, utilização de fertilizantes e queima de combustíveis fósseis (Qureshimatva *et al*., 2015).

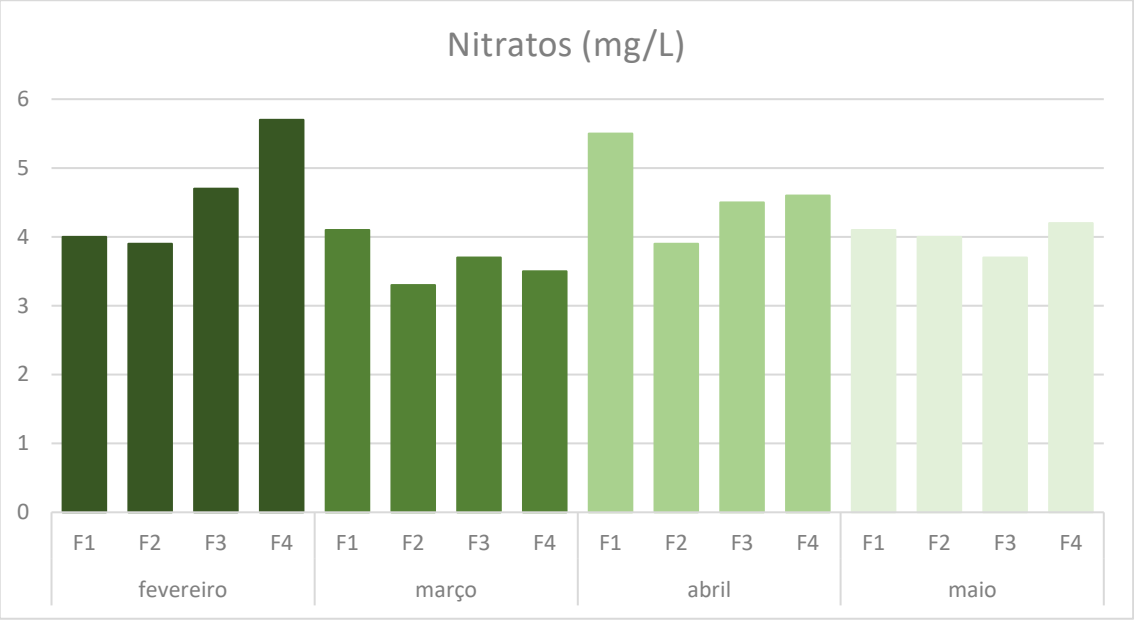


Figura 26 Variação espácio-temporal de nitratos (mg/l NO_3).

Através da análise da Figura 26, é possível verificar que, a concentração de nitratos neste curso de água oscilou entre 5,7 mg/L (F4) e 3,3 mg/L (F2). De um modo geral, os valores mais elevados registaram-se na primavera (abril e maio) e os valores mais baixos no inverno (fevereiro e março). Ainda que subtil, o aumento da concentração de nitratos na primavera poderá ter surgido como consequência do início das práticas agrícolas nesta estação. Para além disso, o baixo caudal associado a esta estação poderá ter salientado estes resultados, sobretudo devido ao fraco efeito de diluição.

Os valores obtidos nos locais amostrados encontram-se dentro do valor limite (≤ 10 mg NO_3/L) para o estabelecimento do "bom" estado ecológico em rios do agrupamento Norte (APA, 2021).

5.2.9 Nitritos

Os nitritos são iões intermediários que têm origem na oxidação incompleta do amoníaco (nitrificação incompleta) ou a partir da reação de redução dos nitratos (desnitrificação incompleta) (Cortes *et al*., 1997). Ao contrário do NO_3^- , o NO_2^- é tóxico para organismos aquáticos, como peixes e invertebrados, até em baixas concentrações. Dependendo das condições ambientais e do organismo aquático, a presença de nitritos em ecossistemas aquáticos pode provocar vários efeitos negativos nas comunidades, desde a redução do crescimento do organismo até à sua morte (Cortes *et al*., 1997).

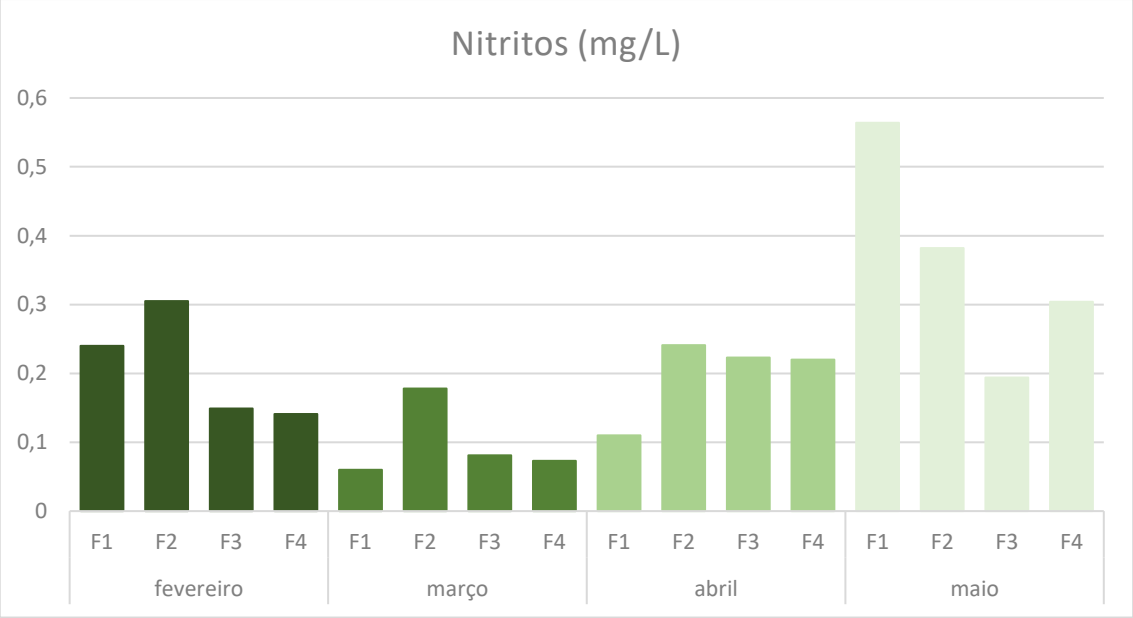


Figura 27 Variação espácio-temporal de nitritos (mg/l NO_2).

A partir da análise do gráfico da Figura 27, é possível verificar que as concentrações mais altas de NO_2^- se registaram na primavera, nos meses de abril e maio, com a exceção do ponto F3. Durante o inverno, a concentração de NO_2^- foi mais baixa, como seria de esperar, devido ao aumento de ocorrência de chuvas durante esta estação, o que, por sua vez resultou no aumento do efeito diluidor.

De notar que a concentração de nitritos seguiu um padrão espácio-temporal inverso ao teor de oxigénio dissolvido na água. Observando o gráfico da Figura 22, verifica-se, que de um modo geral, uma maior da concentração de NO_2^- ocorre quando o teor de oxigénio dissolvido na água é menor e vice-versa. Desta forma, o aumento de nitritos na primavera deve-se à diminuição do teor de oxigénio nesta mesma estação.

Os valores obtidos nos locais amostrados encontram-se dentro do valor limite (≤ 0,20 mg NO_2/L) para o estabelecimento do "bom" estado ecológico em rios do agrupamento Norte.

5.2.10 Azoto Amoniacal

De um modo geral, a presença de azoto amoniacal nos cursos de água, traduz um processo de degradação incompleta da matéria orgânica (De Magalhães, 1989), podendo aparecer tanto em forma de ião amónio (NH_4^+) como de amoníaco (NH_3). Só existe em águas ricas em matéria orgânica em decomposição quando o teor de oxigénio é insuficiente para assegurar a sua transformação (Nisbet & Verneaux, 1970). A deteção deste composto é crucial, devido à sua alta toxicidade para os organismos aquáticos, mesmo quando encontrado em quantidades reduzidas (Cortes *et al*., 1997).

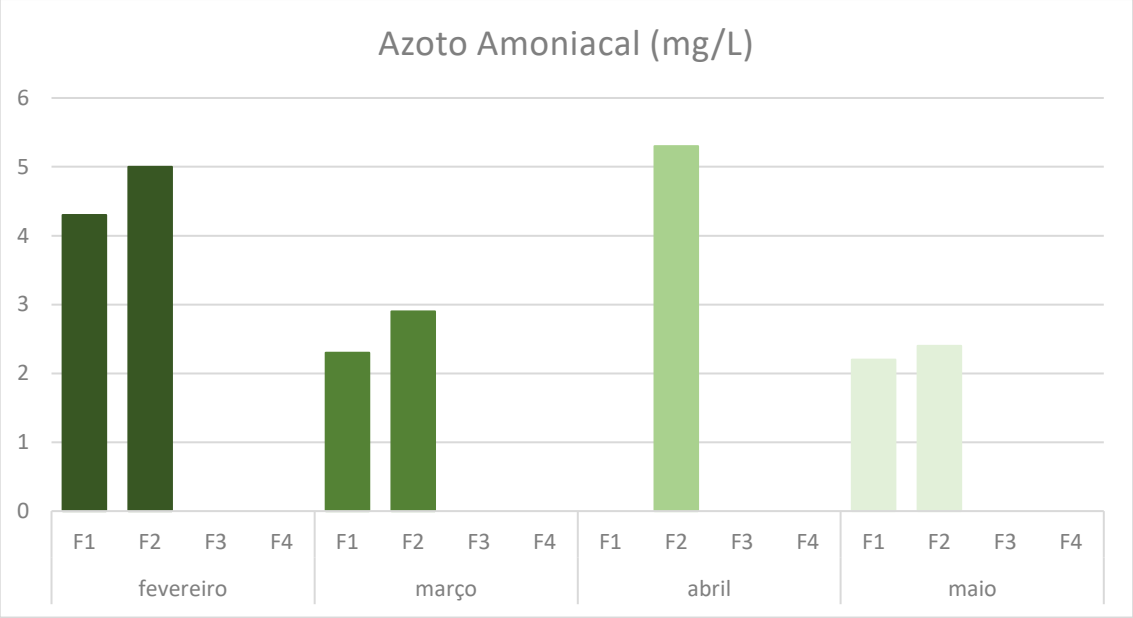


Figura 28 Variação espácio-temporal de azoto amoniacal (mg/l NH_4).

De acordo com a análise do gráfico da Figura 28, é possível verificar que os valores observados no local F2 se destacaram comparativamente com os restantes pontos de amostragem, apresentando o valor mais elevado em todos os meses de amostragem. A presença significativa de azoto amoniacal no ponto F2, poderá estar associada à fertilização dos solos marginais, por se tratar de um local envolvendo zonas agrícolas ativas. Rodrigues, C. M. M. (2010), descreve uma possível relação entre o aumento da concentração de azoto amoniacal com a diminuição do caudal e, consequentemente, a diminuição da concentração de oxigénio dissolvido. A diminuição do caudal, aliada à diminuição da concentração do oxigénio dissolvido poderão explicar o pico de azoto amoniacal observado no local F2 no mês de abril.

Novamente verifica-se uma diferença entre os valores registados nos pontos F1 e F2 e nos pontos F3 e F4. Esta diferença poderá ser resultante de uma diminuição do caudal, ou poderá estar relacionada com as descargas da ETAR, uma vez que aliado ao baixo caudal, o efluente não terá sofrido o efeito de diluição que anulasse a concentração de azoto amoniacal. Estes valores, podem eventualmente refletir um efluente que não foi tratado eficazmente ou retratar problemas do funcionamento da ETAR.

De acordo com o valor limite (≤ 0,4 mg NH_4/L) para o estabelecimento do "bom" estado ecológico em rios do agrupamento Norte (APA, 2021), o rio Febros falhou em atingir o "bom" estado no local F1 durante os meses de fevereiro, março e maio e no local F2 em todos os meses de amostragem.

5.2.11 Fósforo Total

O fósforo é um elemento fundamental para a atividade biológica e para os seres vivos devido à sua participação nas reações metabólicas e, sendo este o menos abundante na natureza, é o primeiro elemento a desempenhar um papel limitante na produtividade primária (Wetzel, 1993). Pode ter uma origem natural, por lixiviação ou decomposição de matéria orgânica, ou artificial, caso resulte de descargas domésticas e industriais e da utilização de fertilizantes (De Magalhães, 1989). A sua determinação permite-nos avaliar o grau de poluição urbana (Nisbet & Verneaux, 1970). Quando em níveis elevados, e tal como os nitratos, a presença de fósforo na água promove o efeito da eutrofização, desencadeando o crescimento excessivo de algas e posterior decomposição, tornando a água imprópria para certos fins (De Magalhães, 1989).

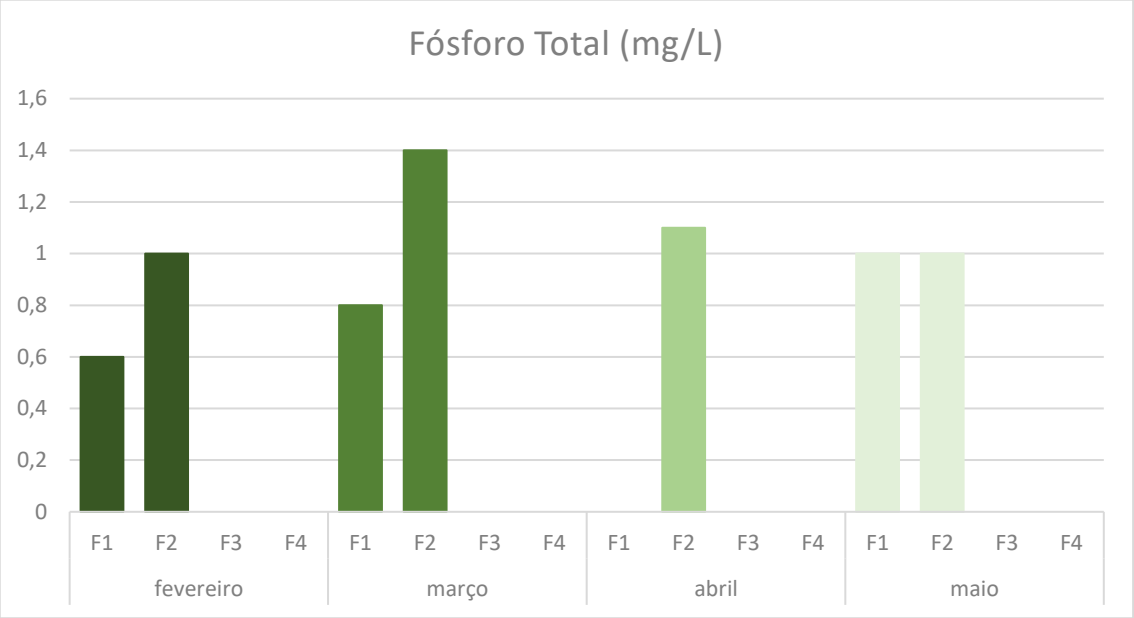


Figura 29 Variação espácio-temporal de fósforo total (mg/l P).

Através da análise do gráfico da Figura 29, podemos observar uma clara distinção entre os valores obtidos nos pontos a montante e a jusante da ETAR. Os pontos F3 e F4, em todos os meses de amostragem, registaram valores abaixo de 0,5 mg/L. Para os locais de amostragem F1 e F2, de um modo geral, verifica-se que houve um decréscimo progressivo da concentração de fósforo total durante os meses de amostragem. O valor da concentração de fósforo total mais elevado foi observado no ponto F2 (1,4 mg/L) no mês de março. Este valor poderá ter resultado da mobilização de partículas de solo às quais estão associadas fósforo inutilizado por lixiviação da água de precipitação. Isto poderá ter ocorrido uma vez que o mês de março apresentou grande precipitação.

Ao comparar os resultados obtidos nos pontos de amostragem com o valor limite (≤ 0,10 mg/l P) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte (APA, 2021), o local F1 meses de fevereiro, março e maio e o local F2 durante todos os meses de amostragem não foram capazes de atingir o “bom” estado ecológico.

5.2.12 Sólidos Suspensos Totais

Os Sólidos Suspensos Totais (SST) são considerados um dos poluentes que mais contribui para a deterioração da qualidade da água, contribuindo para um aumento nos custos de tratamento da água e para a estética geral da água (Bilotta & Brazier, 2008). Os sólidos suspensos em quantidades elevadas em lagos, reservatórios, rios e riachos podem ter efeitos nocivos no sistema ecológico. A monitorização de sólidos suspensos totais a jusante da descarga de estações de tratamento de águas residuais, instalações

industriais ou irrigação extensiva de culturas é crucial para manter a saúde global dos cursos recetores da água.

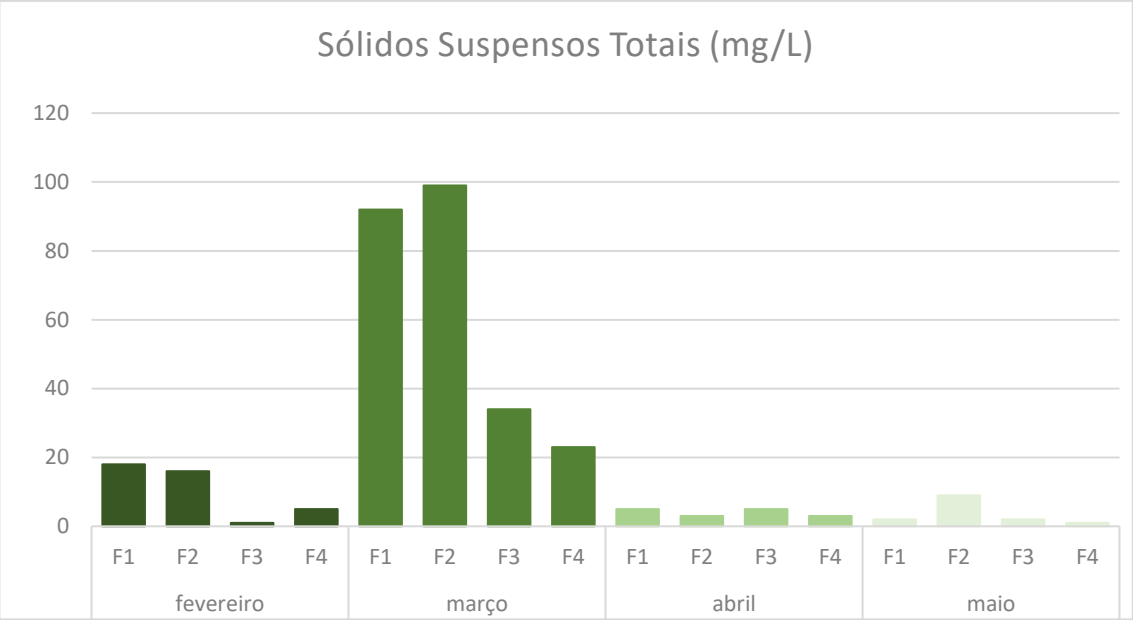


Figura 30 Variação espácio-temporal dos sólidos totais em suspensão (mg/L).

Através da análise do gráfico da Figura 30, verifica-se que de um modo geral, as variações da concentração de sólidos suspensos totais obtiveram uma distribuição sazonal, com os meses de fevereiro e março a apresentarem valores mais elevados, e os meses de abril e maio com valores mais baixos. De facto, observa-se um pico de valores no mês de março, principalmente nos pontos de amostragem F1 e F2. A elevada precipitação registada durante este mês terá possivelmente contribuído para este pico na concentração de sólidos suspensos totais. O valor mais elevado foi registado no local F2 (99 mg/L) no mês de março, enquanto que o valor mais baixo foi registado no local F3 (1 mg/L) no mês de fevereiro e no local F4 (1 mg/L) no mês de maio.

De acordo com o valor limite (≤ 25 mg/L) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte (APA, 2021), o rio Febros falhou em atingir o “bom” estado no mês de março nos pontos F1, F2 e F3.

5.3 Parâmetros Biológicos – Comunidades de Macroinvertebrados Bentónicos

5.3.1 Percentagem dos Principais Grupos Taxonómicos

As amostragens de macroinvertebrados bentónicos permitiram a recolha e a identificação de um total de 2295 indivíduos, pertencentes a 8 grupos taxonómicos. A Figura 30 representa a variação espácio-temporal da percentagem dos principais grupos taxonómicos encontrados nos diferentes locais de amostragem no inverno e na primavera.

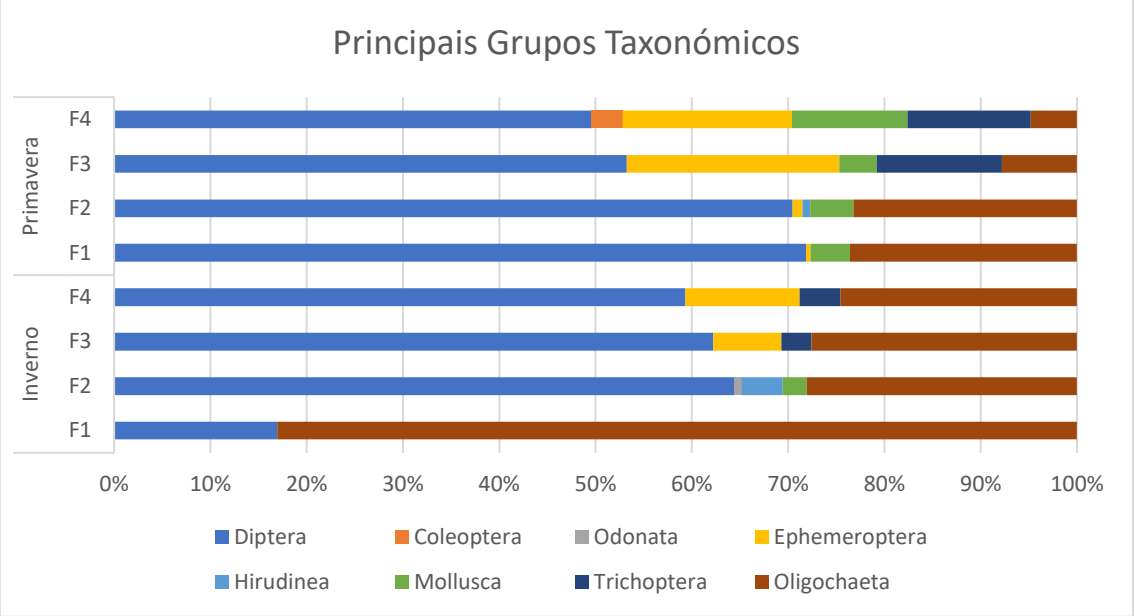


Figura 31 Variação espácio-temporal da percentagem dos principais grupos taxonómicos encontrados nos diferentes locais de amostragem no inverno e na primavera.

Através da análise do gráfico da figura 31, é possível observar a dominância de alguns grupos. É importante salientar, que a pouca diversidade encontrada no local F1, durante o inverno, não está na totalidade, relacionada com a qualidade da água neste local, mas sim com o surgimento de problemas durante o processo de amostragem. Verifica-se que o grupo taxonómico Diptera esteve presente em todos os locais de amostragem e dominou em todos os pontos de amostragem em ambas as estações, com a exceção do local F1 durante o inverno.

Com maior abundância surgem os organismos da família Chironomidae (59,4%). Os Chironomidae constituem um dos elementos da fauna de macroinvertebrados de maior abundância e riqueza nos ecossistemas aquáticos, quer degradados quer pristinos (Ferreira et al., 2009). Os organismos da família Chironomidae costumam ser omnívoros oportunistas, ingerindo, assim, uma grande variedade de alimentos, desde detritos a outros invertebrados. Desta forma, representam um papel importante na manutenção de redes tróficas aquáticas, essenciais na reciclagem de nutrientes, podendo alterar a velocidade do processo de eutrofização, e representando um vínculo entre produtores e consumidores secundários (Bouchard, 2004). Os Chironomidae ocupam uma posição importante na cadeia alimentar aquática e são conhecidos como uma importante fonte de alimento para os peixes e outros vertebrados e invertebrados (Cranston, 1995). Alguns Chironomidae possuem uma coloração vermelha, que surge da presença de hemoglobina na região posterior do corpo, o que lhes permite o armazenamento de oxigénio e o aumento da sua capacidade de sobrevivência a condições desfavoráveis de oxigénio (Bouchard, 2004). Esta característica confere às larvas da maioria das

espécies uma grande resistência a condições de anóxia quase total (Hilsenhoff, 2001). Desta forma a maioria dos organismos da família Chironomidae são considerados tolerantes a diferentes condições ambientais, o que lhes permite sobreviver em locais com baixos níveis de oxigénio e elevada poluição orgânica e inorgânica (Sansoni, 1988). Em rios poluídos devido à presença de matéria orgânica e metais pesados, a riqueza e a diversidade de espécies da comunidade de macroinvertebrados diminuem fortemente, devido ao impacto direto e indireto provocado pelos contaminantes. Quando isto acontece, os organismos pertencentes à família Chironomidae possuem geralmente o estatuto dominante em detrimento de outros grupos mais sensíveis, como Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (Whitehurst & Lindsey, 1990).

Ainda dentro da ordem Diptera, a família Simuliidae foi a segunda mais abundante, frequentemente membros dominantes e importantes detritívoros de ecossistemas lóticos (Cummins, 1987). No entanto, as famílias Simullidae e Chironomidae apresentam requisitos ambientais diversificados (De Magalhães, 1989). Simuliidae, por serem organismos filtradores e dependentes de oxigénio dissolvido são, geralmente, mais sensíveis e podem ser afetados por concentrações mais baixas de poluição orgânica. Os organismos da família Simuliidae prosperam em ambientes aquáticos que variam de águas muito limpas a águas moderadamente poluídas, e geralmente não são encontrados em cursos de água fortemente alterados. Isto, associado à diminuição da concentração de oxigénio dissolvido, poderá explicar a razão pela qual não foram identificados organismos da família Simuliidae nos locais a jusante da ETAR mas sim nos locais mais a montante.

Também se verificou uma elevada presença de organismos pertencentes à classe Oligochaeta (27,02%) em todos os pontos de amostragem. Oligochaetas aquáticos detêm uma alimentação limnívora, onde a sua dieta se baseia na ingestão de sedimentos para extrair nutrientes da matéria orgânica que estes contêm (De Magalhães, 1989). Devido à sua capacidade de aumentar em número com o aumento da matéria orgânica, os Oligochaetas prosperam, em relação a outros macroinvertebrados menos tolerantes a esta condição (Schenková & Helešic, 2006). A relação entre a poluição orgânica e a elevada abundância destes organismos é há muito reconhecida. Milbrink (1980) e Lauritsen *et al.* (1985) chegaram à conclusão que a presença de Oligochaetas está, primeiramente relacionada com a poluição orgânica. Assim a maior presença desta classe nos locais F1 e F2 em relação aos restantes locais de amostragem, poderá indicar um aumento da poluição orgânica nestes locais.

Também se verificou a presença do filo Mollusca (3,6%), sobretudo a presença de organismos pertencentes à família Physidae. Como Gasteropoda Pulmonata, estes invertebrados possuem uma respiração pulmonar, possuindo uma cavidade paleal densamente vascularizada, que funciona como um pulmão e que lhes permite absorver oxigénio tanto da água como do ar. Como não dependem diretamente do oxigénio dissolvido para a respiração, são geralmente mais tolerantes a ambientes poluídos. Isto explicará a maior abundância destes organismos registada nos pontos F1 e F2.

5.3.2 Percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT)

A % EPT é o método que envolve a agregação do número de taxa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera e o que a sua abundância representa em comparação à fauna total encontrada nos locais de amostragem. Os organismos destas ordens de insetos são considerados como os mais sensíveis a qualquer presença de poluição na água, sendo assim ótimos indicadores dos impactes das perturbações antropogénicas sobre a qualidade ambiental dos cursos de água (Callisto et al., 2001).

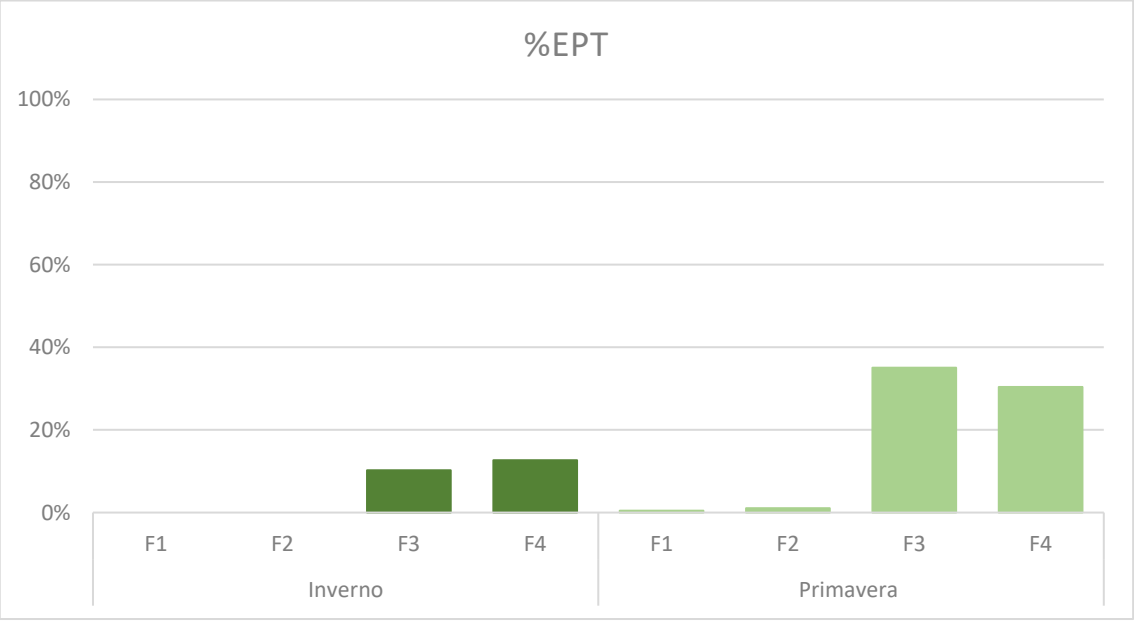


Figura 32 Variação espacial da percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera no rio Febros.

Pela análise do gráfico da Figura 32, é possível que observar que a %EPT apresentou valores relativamente baixos em todos os locais de amostragem em ambas as estações. As ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, são particularmente sensíveis à poluição, e, por conseguinte, podem ser utilizadas para identificar regiões afetadas (Herman & Nejadahshemi, 2015).

No inverno, o valor mais elevado de %EPT foi registado no ponto F4 (12,67%) e os restantes locais variaram entre 10,24% (F3) e 0% (F1 e F2). Na primavera, o local F3 apresentou o valor mais elevado de %EPT (35,06%) quando comparado com os restantes locais (30,40% no ponto F3 e 0,46% e 1,06% nos pontos F1 e F2 respetivamente).

Em todos os locais de amostragem registou-se um aumento sazonal da percentagem de EPT, que poderá estar diretamente relacionado com a diminuição do caudal do rio, oferecendo mais refúgios para os indivíduos pertencentes a estas ordens.

No presente estudo, a %EPT dependeu principalmente dos organismos pertencentes à ordem Ephemeroptera. Baetidae e Caenidae são duas das famílias da ordem Ephemeroptera mais tolerantes á poluição orgânica. A família Baetidae foi quem representou, de um modo geral, a ordem Ephemeroptera no rio Febros. A família Baetidae é classificada como tendo uma tolerância moderada a várias pressões ambientais, nomeadamente sedimentação e poluição orgânica (Menetrey *et al*., 2008). Estes organismos são nadadores e podem deslocar-se facilmente para as zonas marginais (Rodrigues *et al*., 2019).

Os organismos da ordem Trichoptera são componentes importantes e benéficos para a dinâmica trófica e fluxo de energia nos lagos, rios e riachos que habitam (Resh & Rosenberg, 1984). Representam a maior ordem de insetos, amplamente associados a rios de águas limpas e bem oxigenadas. São organismos muito sensíveis a alterações na estrutura física e química dos ambientes aquáticos que associado à distribuição limitada e pouca habilidade de dispersão destes organismos, salienta a sua vulnerabilidade a mudanças ambientais e climáticas, o que os torna importantes na monotorização biológica (Spies *et al*., 2006). A ordem Trichoptera foi maioritariamente representada por indivíduos da família Hydropsychidae. Os organismos pertencentes à família Hydropsychidae, no estado larvar, possuem respiração branquial obtendo o oxigénio diretamente do meio aquático. Desta forma, estes organismos requerem água corrente com gamas de velocidade desde a intermédia até muito forte e bem oxigenadas (De Magalhães, 1989).

Verificou-se que a %EPT diminuiu de montante para jusante, o que poderá ser um indicativo do aumento da poluição e do aumento das pressões antropogénicas.

De referir que em nenhum dos locais de amostragem, tanto no inverno como na primavera, se verificou a presença de organismos pertencentes à ordem Plecoptera. As larvas de Plecoptera são uma parte importante do ecossistema aquático. Fornecem

alimento a peixes e invertebrados predadores e são, frequentemente predadores de topo na cadeia trófica dos invertebrados. Por não dependerem diretamente da matéria orgânica para se alimentar, estes organismos apenas ocorrem em águas com um elevado teor de oxigénio (Hilsenhoff, 2001). Os organismos da ordem Plecoptera têm, em geral, tolerâncias ambientais muito reduzidas (Fochetti & Tierno de Figueroa, 2006), pelo que qualquer alteração pode levar à sua extinção local ou global. Entre os macroinvertebrados de água doce, os organismos da ordem Plecoptera são os mais intolerantes às alterações ambientais quando utilizados como bioindicadores (Rosenberg & Resh, 1993).

5.3.3 Número de indivíduos e Número de Unidades Sistemáticas

A Figura 33, representa a variação espácio-temporal do número de indivíduos (Log10) e do número de unidades sistemáticas (US).

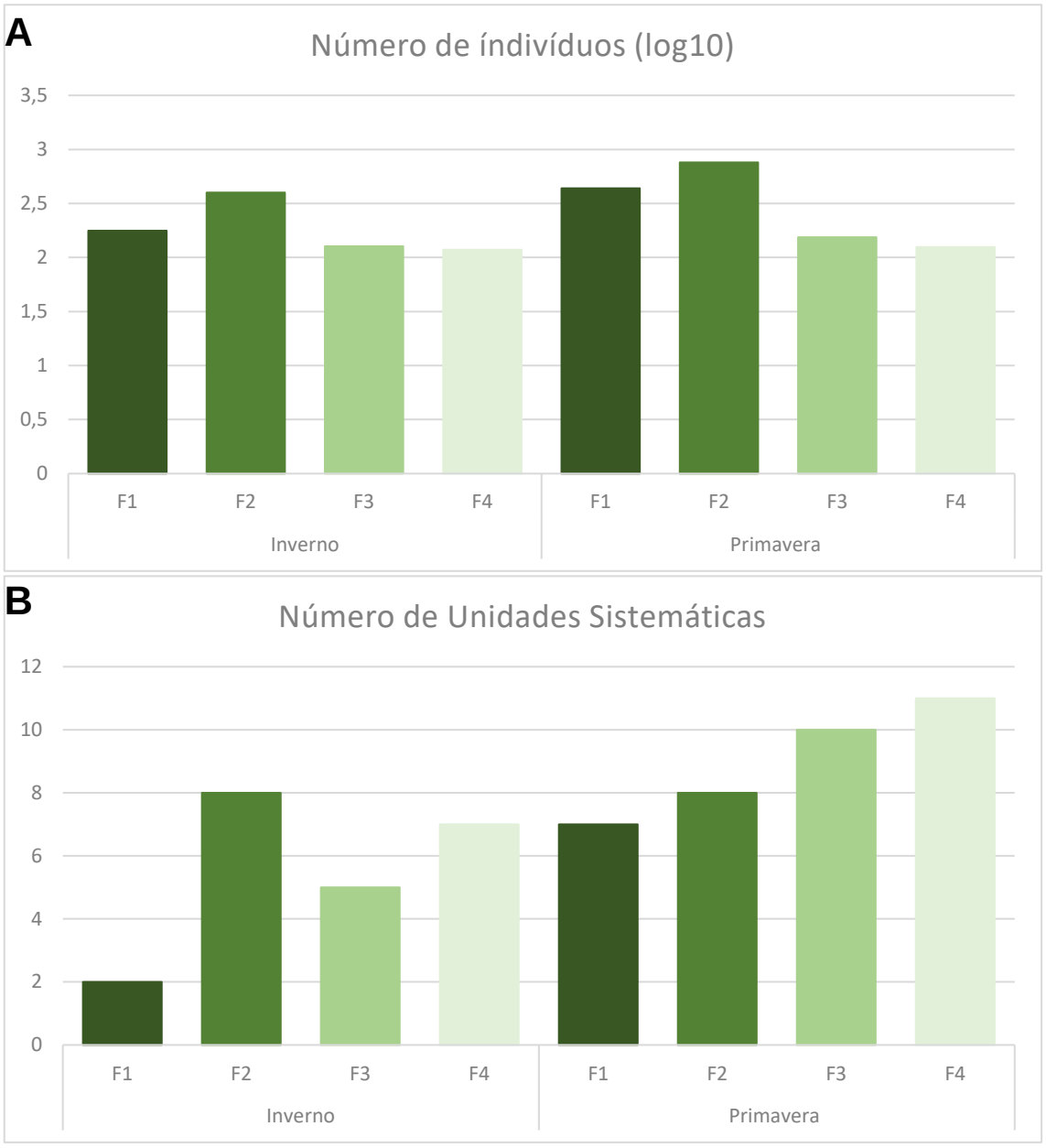


Figura 33 Variação espacial do número de indivíduos (Log10) (A) e do número de unidades sistemáticas (B).

Pela análise da Figura 33A, verifica-se que o local F2 apresentou o maior número de organismos da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. Nos diferentes locais de amostragem o aumento do número de indivíduos foi acompanhado por um aumento do número de unidades sistemáticas (Figura 33B), com a exceção do local F2 que apresentou o mesmo número de unidades sistemáticas para ambas as estações.

Observa-se que o local F3 apresentou o maior número de organismos da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, no entanto o ponto F4 foi o que registou o maior número de unidades sistemáticas.

Verifica-se que o local F2 apresentou o maior número de organismos da comunidade de macroinvertebrados bentónicos que se deveu essencialmente ao elevado número de indivíduos da família Chironomidae encontrados. A poluição registada no ponto F2 nomeadamente, elevados valores de azoto amoniacal e fósforo total, poderá ter provocado o desenvolvimento desta família, levando à sua dominância neste local (Figura 31).

O local F1 apresentou o menor número de unidades sistemáticas no inverno e na primavera, essencialmente devido ao aumento das pressões antropogénicas observadas neste local, verificando-se o desaparecimento de famílias sensíveis ou moderadamente tolerantes da ordem Diptera, como Simuliidae. De um modo geral, registou-se ainda, uma diminuição do número de unidades sistemáticas de montante para jusante (Figura 33B). Na primavera, o aumento observado a partir do local F3 resultou do aparecimento de famílias consideradas como tolerantes à poluição, como indivíduos da família Hydropsychidae.

5.3.4 Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e índice de Equitabilidade de Pielou

A gráfico da Figura 34 ilustra a variação espácio-temporal do Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e do Índice de Equitabilidade de Pielou (E), da comunidade de macroinvertebrados bentónicos.

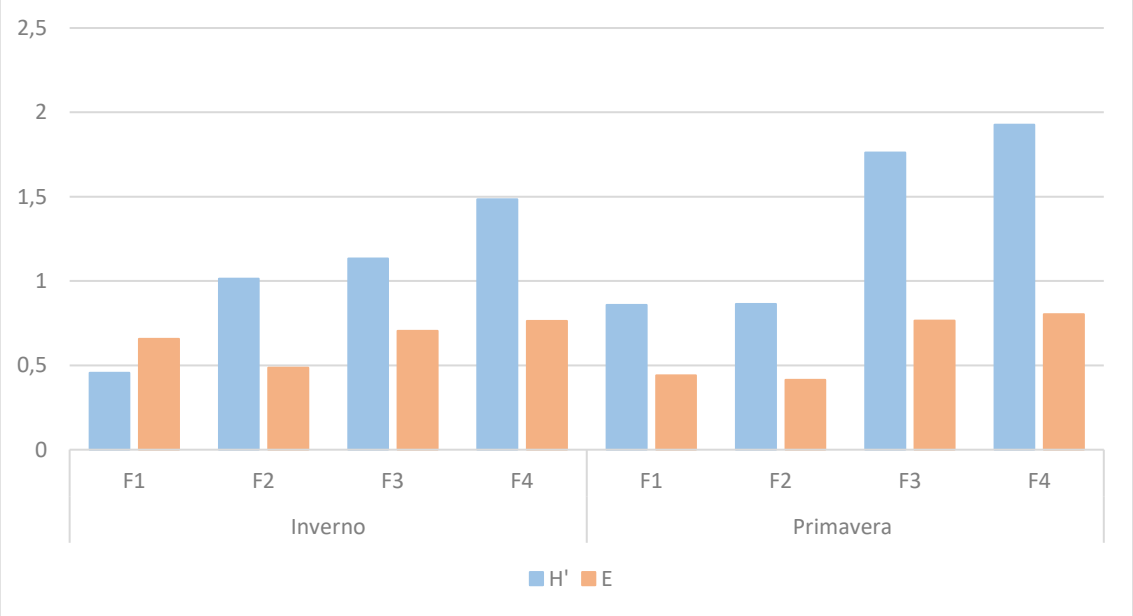


Figura 34 Variação espacial do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (E) da comunidade de macroinvertebrados bentónicos.

Pela análise da Figura 34, os valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver da comunidade de macroinvertebrados bentónicos obtidos nos diferentes locais de amostragem variaram entre 0,46 (local F1 no inverno) e 1,93 (local F4 na primavera). Em geral, de acordo com Alba-Tercedor & Sánchez Ortega (1988), os ecossistemas aquáticos mais estáveis são aqueles que são mais diversificados. Os resultados obtidos nos locais F1 e F2, em ambas as estações, sugerem uma instabilidade na comunidade, o que impede o desenvolvimento dos diferentes grupos taxonómicos. O menor teor de oxigénio e os elevados níveis de nutrientes presentes nestes locais, poderão ter provocado uma perturbação do equilíbrio ecológico, levando ao aumento significativo do desenvolvimento de alguns grupos, ao mesmo tempo que reduzem a presença de outros, resultando numa diminuição do índice de diversidade (De Magalhães, 1989).

De um modo geral, os valores do índice de equitabilidade de Pielou seguiram uma variação similar aos valores obtidos para o índice de diversidade, oscilando entre 0,42 (local F2 na primavera) e 0,80 (local F4 na primavera). Valores elevados de diversidade aliados a valores elevados de equitabilidade traduzem um “bom” estado ecológico.

As variações sazonais entre o índice de diversidade e o índice de equitabilidade revelam um aumento do inverno para a primavera, o que poderá estar associado aos ciclos de vida dos organismos e à redução do caudal da água (Wetzel, 1993).

5.3.5 Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)

É importante realçar que ao avaliar a qualidade da água através da composição e estrutura das comunidades de organismos, obtém-se a “qualidade biológica” que indica se as características do meio apresentam ou não uma boa qualidade biológica para o desenvolvimento das comunidades de organismos que lhes são próprias (Alba-Tercedor, 1996).

Na Tabela VII, apresentam-se as classes de qualidade definidas de acordo com o IBMWP, com as cores a que estão associadas as diferentes classes de qualidade.

Tabela VII Classes de qualidade definidas de acordo com o Iberian Biological Monitoruing Working Party (IBMWP), com as cores a que estão associadas as diferentes classes de qualidade (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

IBMWP	Classe	Significado
>100	I	Água limpa ou não contaminada
61-100	II	Água ligeiramente contaminada
36-60	III	Água moderadamente contaminada
16-35	IV	Água contaminada
<16	V	Água fortemente contaminada

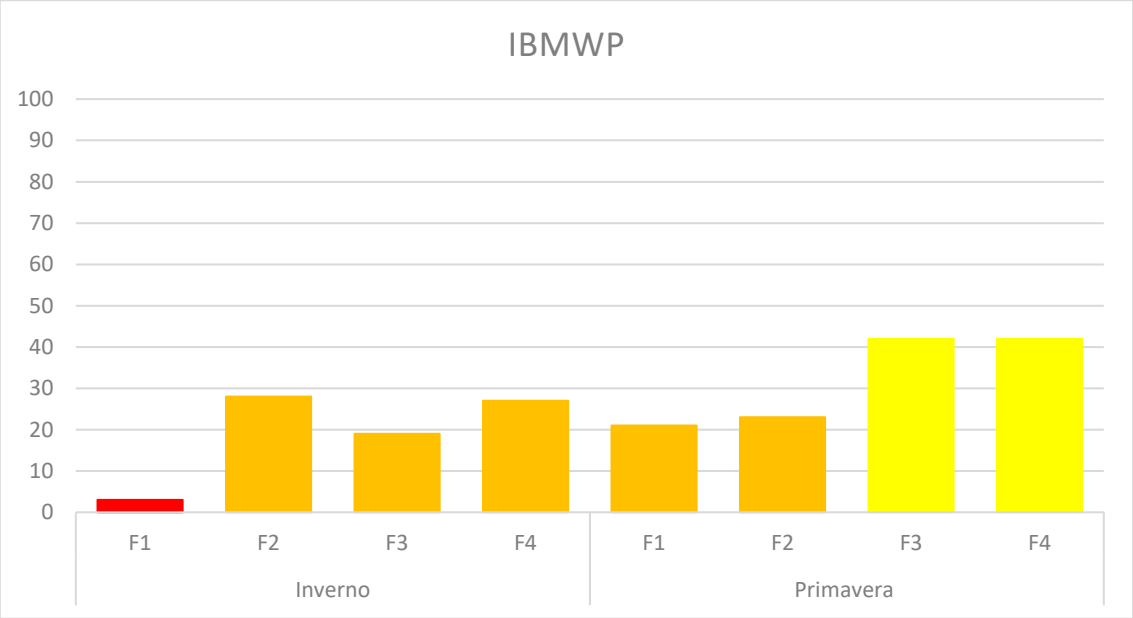


Figura 35 Variação espacial do índice biótico IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party), com cores associadas às respetivas classes de qualidade.

Os resultados obtidos com o índice biótico IBMWP (Figura 35) indicaram que a qualidade biológica da água varia de "fortemente contaminada" a "moderadamente contaminada". O valor mais baixo obtido do índice IBMWP ocorreu no local F1 (inverno), correspondendo a uma classificação de água fortemente contaminada (Classe V). Esta classificação surgiu como resultado de problemas durante o processo de amostragem. Na primavera, as pressões antropogénicas registadas no local F1 associadas à poluição observada neste local não permitiram uma classificação mais alta. Os pontos F3 e F4, durante o inverno, foram classificados como água "contaminada" (Classe IV). Na primavera, estes locais registaram os valores mais altos do índice IBMWP, e obtiveram uma classificação de água "moderadamente contaminada" (Classe III). Uma vez que, o índice IBMWP atribui uma determinada pontuação a cada família encontrada, os valores atribuídos aos locais F3 e F4 pode dever- se a facto de nestes pontos se observar a

presença de famílias às quais são atribuídas valores mais altos. No local F2, em ambas as estações, a água foi classificada como "contaminada" (Classe IV). Neste local, com a exceção da família Gomphidae, todos os organismos encontrados pertenciam a taxa considerados como tolerantes à poluição, com pontuações de IBMWP que variavam apenas, entre o 1 e o 4. A dominância da família Chironomidae e da classe Oligochaeta associada à poluição encontrada neste local não permitiram que atingisse uma qualidade biológica superior à Classe IV.

5.3.6 Índice Português de Invertebrados do Norte

A Tabela VIII, apresenta os valores de referência e fronteiras entre as diferentes classes de qualidade em RQE, para os Rios do Norte de Pequena Dimensão (INAG, 2009). Na Figura 35, é representada a variação espacial do índice Português de Invertebrados do Norte ($IPtI_N$).

Tabela VIII Mediana dos valores de referência e fronteiras para o tipo de rios do Norte de Pequena Dimensão de Portugal Continental (INAG, 2009).

Tipos de Rios	Índice	Valor de Referência	Exc./Bom (RQE)	Bom/Raz. (RQE)	Raz./Med. (RQE)	Med./Mau (RQE)
Rios do Norte de Pequena Dimensão	$IPtI_N$	1.02	0.87	0.65	0.44	0.22

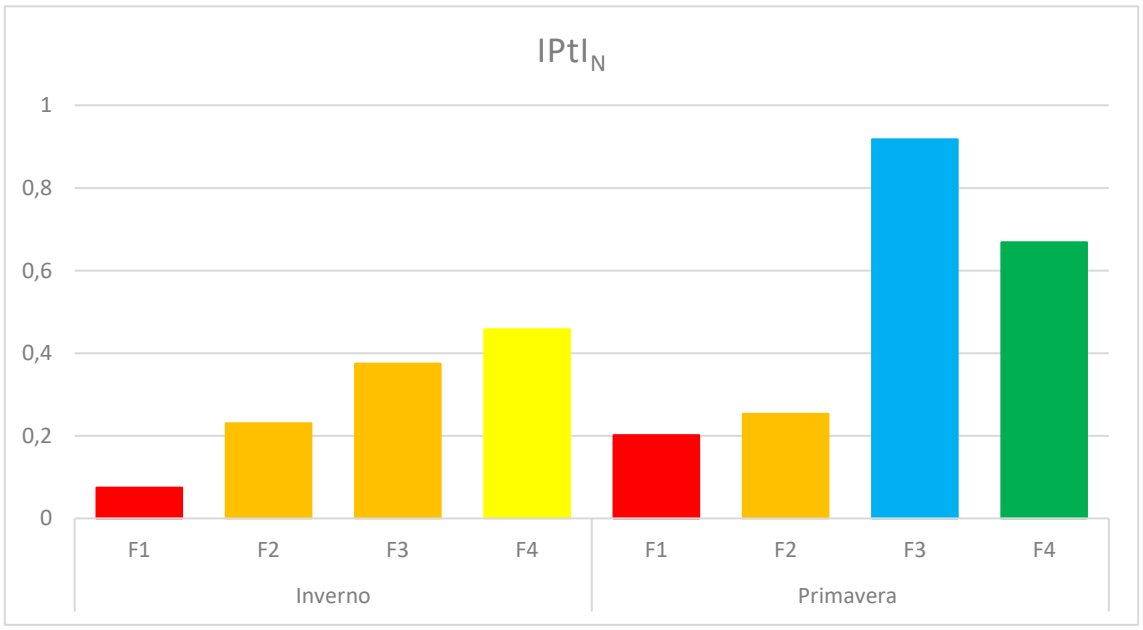


Figura 36 Variação espacial do índice multimétrico $IPtI_N$ (Índice Português de Invertebrados do Norte), com cores associadas às respetivas classes de qualidade.

Pela análise do gráfico da Figura 36, a avaliação do rio Febros variou entre “mau” e o “excelente” estado ecológico. Verifica-se uma variação sazonal dos resultados apresentados, e também a degradação do estado ecológico de montante para jusante. O local F1, em ambas as estações, apresentou um estado ecológico mau. O aumento das alterações antropogénicas registadas neste local, assim como a presença de níveis elevados de azoto amoniacal e fósforo total, não permitiram que este local reunisse as condições necessárias para o desenvolvimento de uma comunidade de macroinvertebrados bentónicos estável. O local F2 atingiu apenas o estado ecológico “medíocre” em ambas as estações. A prática da agricultura nos terrenos adjacentes, associada às descargas de efluentes que este local recebe, apenas permitiram o desenvolvimento de uma comunidade maioritariamente dominante por *taxa* tolerantes. Foi nos locais F1 e F2, que se observaram os piores valores dos parâmetros físico-químicos, com os valores de fósforo total e azoto amoniacal a exceder os valores definidos para o estabelecimento do “bom” estado ecológico. No inverno, os pontos F3 e F4 obtiveram uma qualidade de água “medíocre” e “razoável”, respetivamente. Na primavera, o local F3 conseguiu atingir o “excelente” estado ecológico. Este resultado surgiu, essencialmente, da abundância de famílias pertencentes a ordens consideradas como sensíveis, como a família Ephemerellidae e a família Hydropsychidae. Embora seja um local que apresenta algum nível de alteração, a presença de vegetação pode ter ajudado no desenvolvimento desta comunidade. O local F4, nesta estação, atingiu o “bom” estado ecológico. Ainda que possua algum nível de alteração, através da análise físico-química, apresentou sempre valores dentro dos limites do estabelecimento de um “bom” estado ecológico. Desta forma, este local permitiu o desenvolvimento de uma boa comunidade de macroinvertebrados bentónicos.

De um modo geral os valores obtidos para o índice multimétrico $IPtI_N$ não seguiram um padrão de variação semelhante aos resultados obtidos para o índice biótico IBMWP. É possível observar uma semelhança entre a variação observada para o $IPtI_N$ e a %EPT (Figura 32) o que nos permite concluir que número de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera influenciaram fortemente os resultados obtidos para o índice multimétrico $IPtI_N$.

6. Conclusão

A elaboração deste trabalho permitiu obter algumas conclusões relacionadas com a qualidade ecológica do rio Febros e o impacto que a descarga de águas residuais têm sobre meio recetor.

Numa perspetiva global, os locais de amostragem do rio Febros apresentaram alterações significativas, tanto no uso do solo como na composição da vegetação que cobre as margens, com uma baixa conetividade entre os elementos bióticos e abióticos. A avaliação do habitat fluvial, pelos índices AVH e QBR, revelaram fortes alterações nos locais F1 e F4, e o índice GQC revelou fortes alterações no canal do local F1 e perturbações significativas do canal para os locais F3 e F4.

Relativamente à qualidade físico-química da água do rio Febros, podemos concluir que as descargas de efluentes provenientes da ETAR de Febros têm um impacto significativo na qualidade da água do rio Febros. Verificaram-se indícios de poluição a jusante da ETAR, devido à elevada concentração de fósforo total e azoto amoniacal, potenciando fenómenos de eutrofização no meio hídrico e a consequente perda da qualidade da água.

O estudo da comunidade de macroinvertebrados bentónicos indicou que a qualidade da água do rio Febros se encontra entre moderadamente contaminada e fortemente contaminada (IBMWP), com a diminuição da qualidade da água à medida que nos deslocámos para jusante. O locais F1 e F2 são os locais mais alterados, tanto através da análise dos parâmetros físico-químicos, como pela avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. O $IPtI_N$ revelou que apenas os locais a montante da ETAR (F3 e F4) conseguiram atingir o “bom” estado ecológico. A análise da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos revelou que a água do rio Febros foi dominada por organismos pertencentes à família Chironomidae (Diptera) e à classe Oligochaeta, que têm poucos requisitos ambientais e, portanto, demonstraram tolerância à poluição e alterações do meio.

Com base nos resultados obtidos, realça-se a importância da implementação de medidas que permitam um controlo mais rigoroso da descarga dos efluentes tratados. É essencial que as ETAR implementem tecnologias avançadas de tratamento que estejam em conformidade com os requisitos estabelecidos pelas leis ambientais locais e nacionais. Provavelmente um tratamento terciário na ETAR seria aconselhável para remoção de sólidos em suspensão, nutrientes em excesso e outros compostos tóxicos específicos. É essencial monitorizar regularmente a qualidade da água do meio hídrico

recetor e ajustar os processos conforme necessário. Além disso, a realização da manutenção regular dos equipamentos e a formação apropriada dos operadores são elementos-chave para assegurar o desempenho eficaz e eficiente destas instalações.

Para futuras investigações, identificam-se algumas linhas de orientação que poderão contribuir para o melhoramento da metodologia proposta no presente trabalho. Sugere-se a realização de um estudo mais aprofundado, com um maior número de réplicas, para uma melhor compreensão da variabilidade espacial e temporal, tanto para o parâmetros físico-químicos como para os parâmetros biológicos.

Referências Bibliográficas

Acreman, M. C., & Ferguson, A. J. D. (2010). Environmental flows and the European Water Framework Directive. Freshwater Biology, 55(1): 32–48.

Agência Portuguesa do Ambiente (2019) Classificação das massas de água: avaliação intercalar 2014 – 2017 - https://apambiente.pt (Acedido em junho de 2023).

Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2021) Critérios para a Classificação das Massas de Água.

Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2017). Diretiva-Quadro da Água. https://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=818&sub3ref=1246 (Acedido em abril de 2023).

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). Limnetica, 4(1), 51-56.

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio Del Agua en Andalucia (SIAGA). Almeria, Vol. II: 203- 213. ISBN.: 84-7840-262-4.

Alba-Tercedor, J. (2006). Aquatic macroinvertebrates. U: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G.(ur.) Biological monitoring of rivers: applications and perspectives.

Alba-Tercedor, J., & Prat, N. (1992). Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators. *River water quality: ecological assessment and control.*, 733-738.

ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. Ecosistemas, 14: 1-12.

APHA, (1992). Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, *17*(3), 333-347.

Azrina, M. Z., Yap, C. K., Ismail, A. R., Ismail, A., & Tan, S. G. (2006). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and environmental safety*, *64*(3), 337-347.

Baptista, D. F. (2008). Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. Oecologia Brasiliensis, 12(3), 425-441.

Barbour, M. T. (1997). The re-invention of biological assessment in the U.S. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 3, 933-940.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J.B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd Edition. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA/ 841-B-99-002.

Barquin, J., Fernandez, D., Alvarez-Cabria, M., & Penas, F. (2011). Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. Limnetica, 30(2), 329-346.

Barros, F. G. N., & Amin, M. M. (2008). Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. *Revista brasileira de gestão e desenvolvimento regional*, *4*(1).

Barton DR, Taylor WD, Biette RM (1985). Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in Southern Ontario streams. N. Am. J. Fish. Manage. 5:364-378.

Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water research*, *42*(12), 2849-2861.

Bouchard, R. W., Ferrington, L. C., & Karius, M. L. (2004). Guide to aquatic invertebrates of the Upper Midwest.

Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M. and Kemp, J.L., 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Appennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. Hydrobiologia, 516: 313-329.

Cairns Jr, J., & van der Schalie, W. H. (1980). Biological monitoring Part I—Early warning systems. *Water Research*, *14*(9), 1179-1196.

CALLISTO, M., MORETTI, M., & GOULART, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, *6*(1), 71-82.

Carvalho, L. (2008). Metodologias para a avaliação integrada dos impactos cumulativos em sistemas fluviais de pequenas bacias sujeitas a elevadas pressões antropogénicas. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar. Doutoramento em Ciências do Meio Aquático. Porto, Portugal. 198 pp.

Carvalho, L., Cortes, R., & Bordalo, A. A. (2011). Evaluation of the ecological status of an impaired watershed by using a multi-index approach. Environmental Monitoring and Assessment, 174(1-4), 493-508. doi:10.1007/s10661-010-1473- 9.

Chilton EW (1990). Macroinvertebrate communities associated with three aquatic macrophytes in Lake Onalaska, Wisconsin. J. Freshwater Ecol. 5:455-466.

Comissão Europeia. (2000). Diretiva 2000/60/CE, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L 327: 1-72, Bruxelas.

Cook, S. E. (1976). Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution (1970)*, *11*(4), 269-288.

Cordero–Rivera, A., Álvarez, A. M. & Álvarez, M. (2017). Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams. Animal Biodiversity and Conservation, 40(1): 87-97.

Cortes, R. M. V., Carvalho, L. H. M., & Carvalho, M. J. P. M. (1992). Caracterização físico-química das águas dulciaquícolas – Implicações biológicas. Vila Real. 131 pp.

Cortes, R. M. V., Pinto, P., Ferreira, M. T., & Moreira, I. (2002). Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais. In: Moreira, I., Ferreira, M. T., Cortes, R. M. V., Pinto, P. & Almeida, P.R. (eds.), Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

Cortes, R. M. V., Teixeira, A., Crespi, A., Oliveira, S., Varejão, E., & Pereira, A. (1999). Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Lima. 1ª Fase. Análise e Diagnóstico da Situação de Referência (Componente Ambiental) – Anexo 9. Ministério do Ambiente., 277 pp.

Cortes, R. M., Carvalho, L. H., & Carvalho, M. J. (1997). Caracterização Físico-Química das Águas Dulciaquícolas. Implicações Biológicas. 2a Edição ed. Vila Real.

Cortes, R., Varandas, S., Teixeira, A., Hughes, S., Magalhães, M., Barquín, J., ÁlvarezCabria, M. & Fernández, D. (2011). Effects of landscape metrics and land use variables on macroinvertebrate communities and habitat characteristics. Limnetica, 30(2): 347- 362.

Cosgrove, W. J., & Loucks, D. P. (2015). Water management: Current and future challenges and research directions. *Water Resources Research*, *51*(6), 4823-4839.

Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J., & Delmas, F. (2009). Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological indicators*, *9*(4), 621-650.

Cranston, P. S. (1995). Biogeography. In *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges* (pp. 62-84). Dordrecht: Springer Netherlands.

Cummins, K. W., 1987. The functional role of blackflies in stream ecosystems. In Kim, K. C. & R. W. Merritt (eds), Black Flies: Ecology, population management and annotated world list. The Pennsylvania State University. University Park: 1–10.

De Magalhães, A. P. F. P. (1989). As comunidades de macroinvertebrados num sistema hidroeléctrico do Norte de Portugal. Avaliação de impacte ambiental e qualidade da água. Dissertação de doutoramento apresentado à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, *81*(2), 163-182.

Dworak, T., Gonzalez, C., Laaser, C. & Interwies, E. (2005). The need for new monitoring tools to implement the WFD. Environmental Science & Policy, 8: 301-306.

Ferreira, J., Pádua, J., Hughes, S., Cortes, R., Varandas, S., Holmes, N., and Raven, P.J. (2011). Adapting and adopting River Habitat Survey: problems and solutions for fluvial hydromorphological assessment in Portugal. Limnetica 30 (2), 263-272.

Flynn, D. F., Mirotchnick, N., Jain, M., Palmer, M. I., & Naeem, S. (2011). Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships. *Ecology*, *92*(8), 1573-1581.

Fochetti, R., & de Figueroa, J. M. T. (2006). Notes on diversity and conservation of the European fauna of Plecoptera (Insecta). *Journal of Natural History*, *40*(41-43), 2361-2369.

Franklin, P. A. (2014). Dissolved oxygen criteria for freshwater fish in New Zealand: a revised approach. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 48(1): 112-126.

Gaia, C. M. (2015). Proposta de criação da Paisagem Protegida Local do Vale do Febros. Vila Nova de Gaia: Câmara Municipal de Gaia.

GAIURB (2020). Relatório de Avaliação da Execução do Plano Diretor Municipal. Vila Nova de Gaia.

Garofano-Gomez, V., Martinez-Capel, F., Peredo-Parada, M., Marin, E. J. O., Mas, R. M., Costa, R. M. S., & Pinar-Arenas, J. L. (2011). Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river: The Serpis River (Spain). Limnetica, 30(2), 307-328.

Gerrish, N., & Bristow, J. M. (1979). Macroinvertebrate associations with aquatic macrophytes and artificial substrates. *Journal of Great Lakes Research*, *5*(1), 69-72.

Giller, P. S., & Malmqvist, M. (1998). The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press, Oxford, England. 296 pp.

Goncharuk, V. V., & Goncharuk, D. K. (2019). Water is everywhere. It holds everything, even a key to understanding the Universe. DI Mendeleev's law is the prototype of the Universe constitution. *Journal of Water Chemistry and Technology*, *41*, 341-346.

Goulart, M. D., & Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, *2*(1), 156-164.

Gray, J. S. (1989). Effects of environmental-stress on species rich assemblages. Biological Journal of the Linnean Society, 37(1-2), 19-32.

Heino, J., MYKRÄ, H., HÄMÄLÄINEN, H., Aroviita, J., & Muotka, T. (2007). Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, *52*(9), 1846-1861.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D. Solheim, A. L., and Wouter van, B. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of The Total Environment 408, 4007-4019.

Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., & Verdonschot, P. F. M. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: A comparative metric-based analysis of organism response to stress. Freshwater Biology, 51(9): 1757–1785.

Herman, M. R., & Nejadhashemi, A. P. (2015). A review of macroinvertebrate-and fish-based stream health indices. *Ecohydrology & Hydrobiology*, *15*(2), 53-67.

Hilsenhoff, W. L. (2001). Diversity and Classification of Insects and Collembola. In: Thorp, J. P. & Covich, A. P. (2nd eds). Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press.

INAG, I. P. (2004). Classificação dos Cursos de Água Superficiais (apambiente.pt). (Acedido em agosto de 2023).

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

INAG, I.P. (2006) - Implementação da Directiva Quadro da Água: 2000-2005, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. (2009). Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais - Rios e Albufeiras. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. pp 71.

Irvine, K. (2004). Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *14*(2), 107-112.

Jiang, X., Pan, B., Sun, Z., Cao, L., & Lu, Y. (2020). Application of taxonomic distinctness indices of fish assemblages for assessing effects of river-lake disconnection and eutrophication in floodplain lakes. *Ecological Indicators*, *110*, 105955.

Kim, J. J., Atique, U., & An, K. G. (2019). Long-term ecological health assessment of a restored urban stream based on chemical water quality, physical habitat conditions and biological integrity. *Water*, *11*(1), 114.

Lainé, M., S. Morin & J. Tison-Rose- Bery. (2014). A Multicompartment Approach - Diatoms, Macrophytes, Benthic Macroinver- tebrates and Fish-To Assess the Impact of Toxic Industrial Releases on a Small French River. PLoS ONE , 9(7): e102358.

Lauritsen, D. D., Mozley, S. C., & White, D. S. (1985). Distribution of oligochaetes in Lake Michigan and comments on their use as indices of pollution. *Journal of Great Lakes Research*, *11*(1), 67-76.

LeCRAW, R. O. B. I. N., & Mackereth, R. (2010). Sources of small-scale variation in the invertebrate communities of headwater streams. *Freshwater Biology*, *55*(6), 1219-1233.

Lenat, D.R. and Barbour, M.T., 1994. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: Loeb, S.L., Spacie, A. (Eds.), Biological Monitoring of Aquatic Systems. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 187-215.

Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, *2*, 1510-1524.

Maddock, I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshwater Biology 41 (2), 373–391.

Markert B, Breure T, Zechmeister H (Eds.), 2003. Bioindicators and biomonitors - principles, concepts and applications. Amsterdam: Elsevier.

Mason, C.F. and Parr, B.L., 2003. Long-term trends in water quality and their impact on macroinvertebrate assemblages in eutrophic lowland rivers. Water Research, 37: 2969-2979.

Matthews, R., Buikema, A.L., Cairns Jr., J., and Rodgers Jr., J.H., 1982. Review paper: Biological monitoring. Part IIA-Receiving system functional methods, relationships and indices. Water Research, 16: 129-139.

Mendes, B. & Oliveira, J. F. S., 2004. Qualidade da água para consumo humano. Ed Lidel. Lisboa, 626 pp.

Menetrey, N., Oertli, B., Sartori, M., Wagner, A., & Lachavanne, J. B. (2010). Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds?. *Pond Conservation in Europe*, 125-135.

Merritt , R.W. , K.W. Cummins , and M.B. Berg. 2008. An Introduction to the Aquatic Insects of North America . 4th (Edition) Kendall Hunt Publishing . Dubuque, Iowa, U.S. A . 1158 pp.

Milbrink, G. (1980). Oligochaete communities in pollution biology: the European: situation with special reference to lakes in Scandinavia. In *Aquatic oligochaete biology* (pp. 433-455). Boston, MA: Springer US.

Moreira, I.; Ferreira, M. T.; Cortes, R.; Pinto, P.; Almeida, P. R., 2002: Recomendações para a conservação e valorização dos ecossistemas dulçaquícolas. In: Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos, Ecologia, Gestão e Conservação. Eds: Moreira, I.; Ferreira, M. T.; Cortes, R.; Pinto, P.; Almeida, P. R., Lisboa: Instituto da Água, Direcção de Serviços do Planeamento, pp. 14.3-14.15.

Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., and Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13, 147- 163.

Munné, A., Solá, C., and Prat, N. (1998). Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. Tecnología del Agua 175, 20-37.

Nisbet, M. & Verneaux, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes – discussion et proposition de classes en tant que bases d' interprétation des analyses chimiques. Annales de Limnologie, 6(2): 161-190.

Ogbeibu, A.E. and Oribhabor, B.J., 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. Water Research, 36: 2427-2436.

Oliveira, J. M., Santos, J. M., Teixeira, A., Ferreira, M. T., Pinheiro, P. J., Geraldes, A. M., & Bochechas, J. (2007). Projecto AQUARIPORT: programa nacional de monitorização de recursos piscícolas e de avaliação da qualidade ecológica de rios.

Oliveira, S. V., & Cortes, R. M. V. (2006). Environmental indicators of ecological integrity and their development for running waters in northern Portugal. Limnetica, 25(1), 479-498.

Pereira, H. M., Domingos, T., Vicente, L., & Proença, V. (2009). Ecossistemas e bem-estar humano: avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment. *Escolar Editora*, *734*.

Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, *13*, 131-144.

Pinto, A. L., Varandas, S., Coimbra, A. M., Carrola, J., & Fontaínhas-Fernandes, A. (2010). Mullet and gudgeon liver histopathology and macroinvertebrate indexes and metrics upstream and downstream from a wastewater treatment plant (Febros River—Portugal). *Environmental monitoring and assessment*, *169*, 569-585.

Plafkin, J. L. (1989). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water.

Quevauviller, P., Borchers, U., Thompson, K. C. & Simonart, T. (2008). The Water Framework Directive: Ecological and Chemical Status Monitoring (eds.). Vol. 22. John Wiley & Sons.

Qureshimatva, U. M., Maurya, R. R., Gamit, S. B., Patel, R. D. & Solanki, H. A. (2015). Determination of physico-chemical parameters and water quality index (Wqi) of Chandlodia Lake, Ahmedabad, Gujarat, India. Journal of Environmental & Analytical Toxicology, 5(4): 1-6.

Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Charrier, P., Dawson, F.H., Naura, M., and Boon, P.J. (2002). Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 12, 405-424.

Resh, V.H. & Rosenberg, D.M. (1984) The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, New York, 625 pp.

Reynoldson, T.E. (1984). The utility of benthic invertebrates in water quality monitoring. Water Quality Bulletin, 10(1), 21-28.

Rodrigues, C. M. M. (2010). Avaliação da qualidade ecológica do rio ferreira nos concelhos de Valongo e Gondomar. Dissertação de Mestrado apresentado à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 195 pp.

Rodrigues, C., Alves, P., Bio, A., Vieira, C., Guimarães, L., Pinheiro, C. & Vieira, N. (2019). Assessing the ecological status of small Mediterranean rivers using benthic macroinvertebrates and macrophytes as indicators. Environmental Monitoring and Assessment, 191: 596.

Rosenberg D.M. and Resh V.H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. (eds.), Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, Chapman & Hall, London, 1–9.

Rosenberg, D. M. (1998). A national aquatic ecosystem health program for Canada: We should go against the flow. *Bull. Entomol. Soc. Can*, *30*(4), 144-152.

Rosenberg, D. M., Davies, I. J., Cobb, D. G., & Wiens, A. P. (1997). Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in fresh waters. *Department of Fisheries and Oceans, Freshwater Institute*, *501*.

Schenková, J., & Helešic, J. (2006). Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rokytná River, Czech Republic-a small highland stream. In *Aquatic Oligochaete Biology IX: Selected Papers from the 9th Symposium on Aquatic Oligochaeta, 6–10 October 2003, Wageningen, The Netherlands* (pp. 117-126). Springer Netherlands.

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal, 27(3), 379-423.

Shinde, S. E., Pathan, T. S., Raut, K. S. & Sonawane, D. L. (2011). Studies on the Physico-chemical Parameters and Correlation Coefficient of Harsool-savangi Dam, District Aurangabad, India. Middle East Journal of Scientific Research, 8(3): 544-554.

Silva, S. J. P. G. 2006. “Implementação de Trilho de Interpretação Da Natureza e Da Paisagem Do Rio Febros.”

Silva, V. and P. Graça, 2006. Plano Director Municipal de Gaia. Câmara Municipal de Vila Nova de Gaia.

SIMDOURO. (2017). ETAR Febros - https://www.simdouro.pt/dados.php?ref=etarfebros (Acedido em março de 2023)

Simões, C., Rosmaninho, I., & Henriques, A. G. (2008). Guia para a avaliação de impacte ambiental de estações de tratamento de águas residuais. *Agência Portuguesa do Ambiente. Instituto regulador de Águas e Resíduos. Lisboa*.

Spies, M. R., Froehlich, C. G., & Kotzian, C. B. (2006). Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, *96*, 389-398.

Springe, G., Sandin, L., Briede, A., & Skuja, A. (2006). Biological quality metrics: Their variability and appropriate scale for assessing streams. Hydrobiologia, 566(1): 153–172.

Stazione sperimentale agraria forestale (Trento, Italia). Servizio protezione ambiente, Sansoni, G., & Ghetti, P. F. (1988). *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. APR & B.

Sullivan SMP, Watzin MC, Hession WC (2004). Understanding stream geomorphic state in relation to ecological integrity: evidence using habitat assessments and macroinvertebrates. Environ. Manage. 34(5):669-683.

Tachet, H., Richoux, P., Bournard, M., & Usseglio-Polatera, P. (2003). Invertébrés d'eau douce – Systematique, biologie, écologie. CNRS Editions, 487 pp.

Wetzel, R. G. (1993) - Limnologia. Lisboa: Fundação Callouste Gulbenkian. ISBN: 972, 2a Ed, Lisboa, 919 pp.

Whitehurst, I. T., & Lindsey, B. I. (1990). The impact of organic enrichment on the benthic macroinvertebrate communities of a lowland river. *Water Research*, *24*(5), 625-630.

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, *21*(2-3), 213-251.

WWAP, World Water Assessment Programme (2017). The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater – The Untapped Resource. Paris, UNESCO.

Younes-Baraille Y, Garcia XF, Gagneur J (2005). Impact of longitudinal and seasonal changes of water quality on the benthic macroinvertebrate assemblages of the Andorran streams. C. R. Biologies 328:963-976.

Anexo I

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidades	Agrupamento Norte		Agrupamento Sul	
			Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável
Condições relativas a nutrientes	Fósforo total	mg/l P	0,050	0,100	0,070	0,130
	Fosfato	mg/l PO_4	0,10	0,20	0,20	0,40
	Azoto total	mg/l N	1,30	4,50	1,40	4,50
	Azoto amoniacal	mg/l NH_4	0,20	0,40	0,30	0,50
	Nitrato	mg/l NO_3	5,0	10,0	5,0	10,0
	Nitrito	mg/l NO_2	0,01	0,20	0,03	0,20

Figura I Fronteiras de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em rios (APA,2021).

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidades	Agrupamento Norte		Agrupamento Sul	
			Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO_5)	mg/l O_2	3,0	4,0	3,0	5,0
	Oxigénio dissolvido	mg/l O_2	8,0 - 12,0	6,0	8,0 - 12,0	5,0
	Oxigénio dissolvido	% sat	80 - 115	70 - 125	70 - 115	60 - 125
	Sólidos suspensos totais	mg/l	12,5	25,0	12,5	25,0
Estado de acidificação	pH	escala de Sorensen	6,5-8,5	6,0 - 9,0	6,5-8,5	6,0 - 9,0
Condições térmicas	Temperatura	°C	--	6,5 - 25,5	--	10,0 - 27,0
Salinidade	Condutividade a 20°C	µS/cm	--	250	--	1000

Figura II *Fronteiras* de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em rios (APA, 2021)

Tipos de Rios	Índice adoptado	Valor de Referência	Exc./Bom (RQE)	Bom/Raz. (RQE)	Raz./Med. (RQE)	Med./Mau (RQE)
Rios Montanhosos do Norte	$IPtI_N$	0.98	0.86	0.60	0.40	0.20
Rios do Norte de Pequena Dimensão	$IPtI_N$	1.02	0.87	0.65	0.44	0.22
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	$IPtI_N$	1.00	0.88	0.66	0.44	0.22
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	$IPtI_N$	1.01	0.83	0.61	0.41	0.20
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	$IPtI_N$	1.01	0.85	0.59	0.40	0.20
Rios de Transição Norte-Sul	$IPtI_N$	1.00	0.86	0.64	0.42	0.21
Rios do Litoral Centro	$IPtI_S$	0.98	0.74	0.56	0.37	0.19
Rios do Sul de Pequena Dimensão	$IPtI_S$	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	$IPtI_S$	0.98	0.97	0.72	0.48	0.24
Rios Montanhosos do Sul	$IPtI_N$	0.99	0.82	0.56	0.38	0.19
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	$IPtI_S$	1.05	0.88	0.66	0.44	0.22
Calcários do Algarve	$IPtI_S$	0.99	0.95	0.70	0.47	0.23

Figura III Valores de referência das métricas do Índice Português de Invertebrados do Norte ($IPtI_N$), para os diferentes tipos de rios de Portugal (INAG, 2009).

Tipos de Rios	EPT Taxa	Nb *Taxa*	IASPT-2	Evenness	Log (Sel ETD+1)	Log (Sel EPTCD+1)
Rios Montanhosos do Norte	16.00	29.00	4.48	0.65	1.86	-
Rios do Norte de Pequena Dimensão	16.00	30.00	4.52	0.71	1.95	-
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	13.00	26.00	3.97	0.63	1.68	-
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	14.00	31.50	3.80	0.64	1.48	-
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	18.00	39.00	4.17	0.61	2.00	-
Rios de Transição Norte-Sul	12.00	30.50	3.67	0.64	1.73	-
Rios do Litoral Centro	8.00	20.00	3.60	-	-	2.57
Rios do Sul de Pequena Dimensão	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	9.00	21.00	3.37	-	-	2.57
Rios Montanhosos do Sul	10.50	26.00	3.73	0.56	1.32	-
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	10.00	22.00	3.48	-	-	2.45
Calcários do Algarve	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48

Figura IV Mediana dos valores de referência e fronteiras entre as classes de qualidade em RQE, para os diferentes tipos de rios de Portugal Continental (INAG, 2009).

ÍNDICE BIÓTICO IBMWP	PONTUAÇÃO
EP: Siphlonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae	10
PL: Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae	10
TR: Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae	10
TR: Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10
DI: Athericidae, Blephariceridae	10
HE: Aphelocheiridae	10
OD: Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae	8
OD: Corduliidae, Libellulidae	8
TR: Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
CR: Astacidae	8
EP: Ephemerellidae, Prosopistomatidae	7
PL: Nemouridae	7
TR: Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
MO: Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae, Unionidae	6
TR: Hydroptilidae	6
CR: Gammaridae, Atyidae, Corophiidae	6
OD: Platycnemidae, Coenagrionidae	6
EP: Oligoneuriidae, Polymitarcidae	5
CO: Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae	5
TR: Hydropsychidae	5
DI: Tipulidae, Simuliidae	5
PT: Planariidae, Dugesiidae, Dendrocoelidae	5
EP: Baetidae, Caenidae	4
CO: Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae	4
DI: Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae	4
DI: Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limonidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae	4
NE: Sialidae	4
AN: Piscicolidae	4
AC: Hydracarina	4
HE: Mesoveliidae, Veliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae	3
HE: Notonectidae, Corixidae	3
CO: Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae	3
MO: Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	3
MO: Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae	3
HE: Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	3
CR: Asellidae, Ostracoda	3
DI: Chironomidae, Culicidae, Thaumaleidae, Ephydridae	2
AN: Oligochaeta (todas as classes)	1
DI: Syrphidae	1

Figura V Cálculo do Índice Biótico IBMWP ((Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Clase	*Valor (BMWP')*	*Significado*	*Color*
	> 150	Aguas muy limpias	
I	101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	Azul
II	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Figura VI Classes de qualidade da água definidas para os rios mediterrânicos de acordo com o índice biótico IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Anexo II

Avaliação Visual do Habitat (AVH) (Adaptado de Barbour *et al*., 1999)

	Parâmetro do habitat	CATEGORIAS			
		Ótimo	**Sub-ótimo**	**Marginal**	**Pobre**
Parâmetros a avaliar	1. Capacidade do substrato para acolher a epifauna	Mais de 70% de habitat favorável á colonização pela epifauna e à utilização pelos peixes; mistura de ramos, troncos submersos, blocos ou outros habitats estáveis e com potencial máximo de colonização (ex. troncos já com um certo tempo de deposição)	40-70% de mistura de habitats estáveis; boas condições para a total colonização; habitat adequado para a manutenção das populações; presença de substrato adicional recentemente depositado no canal e ainda não completamente apto para a colonização.	20-40% de mistura de habitats estáveis; disponibilidade de habitat inferior ao desejável; substrato frequentemente removido ou perturbado.	Menos de 20% de habitats estáveis; evidente falta de habitats; substrato inexistente ou instável.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	2. Caracterização do substrato das poças	Mistura de diferentes tipos de substratos, com cascalho e areia como materiais dominantes; raízes e vegetação submersa comuns.	Mistura de areia, lama ou argila; a lama pode ser o tipo de material dominante; presença de algumas raízes e vegetação dominante.	Substrato constituído quase exclusivamente por lama, argila ou areia; poucas ou nenhumas raízes; ausência de vegetação submersa.	Substrato constituído por argila compacta ou rocha; ausência de raízes ou vegetação submersa.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	3. Variabilidade das poças	Presentes poças do tipo: - grandes e baixas - grandes e profundas - pequenas e baixas - pequenas e profundas	A maioria das poças são do tipo grandes e profundas; muito poucas são de baixa profundidade.	Dominância das poças de fraca profundidade relativamente às de muita profundidade.	A maioria das poças é de baixa profundidade; ou poças inexistentes.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	4. Deposição de sedimentos	Pouco ou nenhum aumento da superfície de ilhas e menos de 5% de substrato afetado pela deposição de sedimentos.	Algum aumento de formação de barreiras, constituídas, essencialmente, por cascalho, areia ou sedimentos finos; 5-30% do substrato afetado; pequena	Deposição moderada de cascalho, areia ou sedimentos finos em faixas novas ou antigas; 30-50% do substrato afetado; deposição de	Pesados depósitos de materiais finos aumentam a formação de barreiras; mais de 50% do substrato em mudanças

		deposição de sedimentos nas poças.	sedimento, nas obstruções e constrições do canal; deposição moderada de sedimento nas poças.	frequentes; quase ausência de poças devido à deposição de sedimentos.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Homogeneidade do fluxo de água no canal	A água corre pelos dois lados do canal, podendo apenas uma pequena parte do leito do rio não estar coberta por água.	A água corre por mais de 75% do canal; ou menos de 25% d canal não está coberto por água.	A água corre por 25-75% do canal, e /ou o substrato encontra-se exposto nas zonas de rápidos.	Muito pouca água no leito do rio e a maior parte confinada a poças.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
6. Alteração do canal	Canalização débil ou ausente; rio com um padrão normal.	Presente alguma canalização, usualmente em áreas de pontes; podem existir evidências de canalização antiga (dragagens, com idade superior a 20 anos), mas não existir canalização recente.	A canalização do rio pode ser extensiva; taludes ou escoras podem estar presentes em ambas as margens; 40-80% do rio corre canalizado ou com interrupções.	Margens limitadas por cimento ou muros; mais de 80% do rio corre canalizado ou com interrupções; os habitats aquáticos estão fortemente alterados ou inteiramente removidos.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
7. Sinuosidade do canal	As curvas do rio aumentam 3 a 4 vezes o comprimento do rio, relativamente a um percurso linear. (Nota: a ramificação dos rios é considerada normal nas zonas costeiras e em outras zonas muito planas, tornando difícil a avaliação deste parâmetro nestas áreas)	As curvas aumentam o comprimento do rio 2 a 3 vezes relativamente a um percurso linear.	As curvas aumentam o comprimento do rio 1 a 2 vezes relativamente a um percurso linear.	O rio segue uma trajetória linear; geralmente em linhas de água canalizadas em longas distâncias.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
8. Estabilidade das margens	Margens estáveis; pouca ou nenhuma evidência de erosão ou de derrocada das margens; fraco potencial para problemas futuros; menos de 5% das margens com problemas.	Margens moderadamente estáveis; pouca frequência de pequenas áreas erosionais; 5-30% das margens são áreas de erosão.	Margens moderadamente instáveis; 30-60% das margens em risco de erosão; grande potencial de erosão durante um aumento de caudal.	Margens instáveis; muitas zonas erodidas; áreas “feridas” frequentes; 60-100% das margens têm marcas de erosão.

Pontuação	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
9. Corredor ripário	Mais de 90% da superfície da margem e da zona ripária coberta por vegetação autóctone, incluindo árvores, vegetação herbácea; nudez do solo mínima ou não evidente; praticamente todas as plantas com um crescimento natural.	70-90% da superfície das margens coberta por vegetação autóctone, mas com um dos tipos de plantas mal representado; rutura evidente da vegetação rasteira, mas que não afeta o seu potencial de crescimento.	50-70% da superfície das margens coberta por vegetação; grandes manchas sem vegetação; apenas metade do terreno apresenta potencial de crescimento.	Menos de 50% dos terrenos marginais se encontram com cobertura vegetal; grandes espaços sem vegetação; pouca ou nenhuma capacidade de crescimento de cobertura vegetal.
Pontuação	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
10. Largura do corredor ripário	Largura do corredor ripário maior que 18m; as atividades humanas (parqueamento de automóveis, campismo, campos agrícolas, pastagens) não têm impacto na área.	70-90% da superfície das margens coberta por vegetação autóctone, mas com um dos tipos de plantas mal representado; rutura evidente da vegetação rasteira, mas que não afeta o seu potencial de crescimento.	50-70% da superfície das margens coberta por vegetação; grandes manchas sem vegetação; apenas metade do terreno apresenta potencial de crescimento.	Menos de 50% dos terrenos marginais se encontram com cobertura vegetal; grandes espaços sem vegetação; pouca ou nenhuma capacidade de crescimento de cobertura vegetal.
Pontuação	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

Anexo III

Índice QBR (Qualidade do Bosque Ribeirinho) (Adaptado de Munné et al., 2003).

1 - Grau de cobertura da zona ribeirinha (Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	> 80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha (as plantas anuais não se contabilizam)
10	50-80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
5	10-50% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
0	< 10% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
+10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é total
+5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é superior a 50%
-5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é entre 25 e 50%
-10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é inferior a 25%

2 - Estrutura da cobertura (contabiliza-se toda a zona ribeirinha) (Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	Cobertura de árvores superior a 75%
10	Cobertura de árvores entre 50 e 75% ou cobertura de árvores entre 25 e 50% e no resto da cobertura os arbustos superam os 25%
5	Cobertura de árvores inferior a 50% e o resto da cobertura com arbustos entre 10 e 25%
0	< 10% de cobertura de árvores ou de arbustos
+10	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é superior a 50%
+5	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é entre 25 e 50%
+5	Se existe uma boa conexão entre a zona de arbustos e árvores com um sub-bosque
-5	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é > 50%
-5	Se as árvores e arbustos se distribuem em manchas, sem uma continuidade
-10	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é < 50%

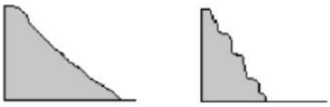
3 - Qualidade da cobertura vegetal (depende do tipo morfológico da zona ribeirinha*) (Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
25	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	> 1	> 2	> 3
10	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	1	2	3
5	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	-	1	1- 2
0	Sem árvores autóctones			
+10	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio, uniforme e ocupando> 75% da zona ribeirinha (em toda a sua largura)			
+5	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio (entre 50 – 75% da zona ribeirinha)			
+5	Se existe uma disposição em galeria de diferentes comunidades			
+5	Se o número de espécies diferentes de arbustos é:	> 2	> 3	>4
-5	Se existem estruturas construídas pelo homem			
-5	Se existe alguma espécie de árvore introduzida ** isolada			
-10	Se existem espécies de árvores introduzidas formando comunidades			
-10	Se existem lixos			

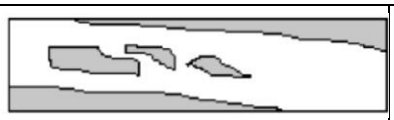
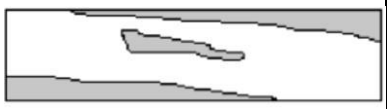
4 - Grau de naturalidade do canal fluvial (Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	O canal do rio não está modificado
10	Modificações nos terraços adjacentes ao leito do rio com redução do canal
5	Sinais de alteração e estruturas rígidas intermitentes que modificam o canal do rio
0	Rio canalizado na totalidade do troço
-10	Se existe alguma estrutura sólida dentro do leito do rio
-10	Se existe alguma represa ou outra infraestrutura transversal no leito do rio (ex.: açude)

Pontuação final (soma das pontuações anteriores):

		Pontuação	
Tipo de desnível da zona ripária		Esquerda	Direita
Vertical côncavo (declive> 75º), com uma altura não superável pelas máximas cheias.		6	6
Igual, mas com um pequeno talude ou margem inundável periodicamente (cheias normais).		5	5
Declive entre 45 e 75˚. O declive conta-se como o ângulo entre a horizontal e a reta entre a zona de inundação e o último ponto da zona de ribeira.		3	3
Declive entre 20 e 45˚.		2	2
Declive <20˚, zona ribeirinha uniforme ou plana.		1	1

Existência de uma ilha ou ilhas no meio do leito do rio

Largura do conjunto superior a 5m		-2
Largura do conjunto entre 1 e 5m		-1

Potencialidade para suportar uma massa vegetal ribeirinha. Percentagem de substrato duro com incapacidade para enraizar uma massa vegetal permanente.

> 80%	Não se pode medir
60 – 80%	+6
30 – 60%	+4
20 – 30%	+2
Pontuação total	

Tipo geomorfológico segundo a pontuação

> 8	Tipo 1	Zonas ribeirinhas fechadas, normalmente de cabeceira, com baixa potencialidade para suportar um extenso bosque de ribeira
5 – 8	Tipo 2	Zonas ribeirinhas com uma potencialidade intermédia para suportar uma zona vegetada, setores médios dos rios
< 5	Tipo 3	Zonas ribeirinhas extensas, setores baixos dos rios, com elevada potencialidade para possuir um bosque extenso

** Espécies frequentes e consideradas alóctones
- Populus deltoides - Populus nigra ssp. italica - Ailanthus altissima - Robinia pseudo-acacia - Populus x canadensis - Salix babylonica - Celtis australis - Platanus x hispanica

RIPARIAN HABITAT QUALITY LEVEL	QBR	COLOUR
Riparian habitat in natural condition	≥ 95	Blue
Some disturbance, good quality	75-90	Green
Disturbance important, fair quality	55-70	Yellow
Strong alteration, bad quality	30-50	Orange
Extreme degradation, very bad quality	≤ 25	Red

Figura I Classes de qualidade de acordo com o Índice de QBR (Adaptado de Munné *et al*., 2003).

Anexo IX

Grau de Qualidade do Canal (GQC) – (Adaptado de Oliveira *et al*., 2007)

GRAU DE QUALIDADE DO CANAL	**Código:**
(realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 20 metros)	

1-Presença de estruturas de retenção

Ausência de estruturas	4
Açude rústico semi-desagregado	3
Açude rústico bem consolidado	2
Açude ou barragem de betão	1

2-Estrutura do canal

W/D < 7, não ocorre inundação das margens	4
W/D = 8-15, inundação das margens rara	3
W/D = 15-25, inundação frequente das margens	2
W/D < 25, inundação muito frequente das margens	1

W – Média de largura do leito molhado obtida nos transectos.

D – Média da profundidade máxima obtida nos transectos.

3-Sedimentos e estabilidade do canal

Ausência de alargamento do canal ou de acumulações de materiais transportados; canal único	4
Algumas acumulações de materiais transportados; canal único	3
Línguas de cascalho, areia e limo; o leito de cheia apresenta canais independentes	2
Canal dividido em múltiplas línguas de areia e limo (ou rio canalizado)	1

4-Estrutura das margens

Margens estáveis com vegetação ripária contínua e estruturalmente complexa (árvores e arbustos); sem sinais de erosão	4
Margens estáveis, mas com vegetação ripária fragmentada; alguns regos desprovidos de vegetação	3
Margens pouco consolidadas e mantidas por uma vegetação esparsa de herbáceas e arbustos	2
Margens com vegetação muito escassa e uniforme, rebaixadas pela erosão ao longo do troço	1

5-Alteração artificial das margens

Ausência quase completa de alteração artificial das margens	4
Uma das margens apresenta alterações moderadas (e.g., enrocamentos <30% do comprimento do troço)	3
Ambas as margens apresentam alterações moderadas (e.g., enrocamentos> 30% do comprimento do troço), ou uma delas está alterada significativamente (e.g., linearização da margem)	2
Como no caso anterior, mas a estrutura da margem é de betão armado ou ciclópico	1

6-Heterogeneidade do canal

Canal curvilíneo e sequência lótica/lêntica muito marcada	4
Canal retilíneo com reduzida sequência lótica/lêntica	3
Velocidade praticamente constante ao longo de todo o troço	2
Zona lêntica artificial ou rio canalizado	1

7-Estrutura do leito

Tipo 1	Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha; baixa potencialidade de suportar um extenso bosque ribeirinho
Tipo 2	Troços com desníveis médios das margens; potencialidade intermédia para suportar um bosque ribeirinho; “zonas médias do rio”
Tipo 3	Troços com desníveis das margens muito pouco acentuados; potencialidade elevada para suportar um bosque ribeirinho; zonas baixas de alguns rios

TIPO 1 (troço em que predomina a erosão)

> 50% do material é constituído por granulometria > 25 cm (blocos)	8
> 50% do material é constituído por granulometria > 6,5 cm (pedra)	6
> 50% do material é constituído por granulometria > 2,0 cm (saibro)	3
Predomina a areia e limo (<50%)	1

TIPO 2 (troço em que predomina o transporte)

> 50% do material é constituído por blocos e pedras (> 6,5 cm)	8
50% do material é constituído por pedra ou superior (>6,5 cm)	6
> 25% do material é de dimensões superiores a cascalho (> 1,5 cm)	3
O material grosseiro (> 1,5 cm) é inferior a 10%	1

TIPO 3 (troço em que predomina a sedimentação)

> 50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grosseira (0,5 cm)	8
30-50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grosseira (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina	6
< 30% do material é constituído por dimensões superiores a areia grosseira (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina	3
O leito é exclusivamente de limo e areia fina (< 0,125 cm)	1

8 - Deposição de finos intersticiais

A % de finos é <5%	4
A % de finos é de 5 - 25%	3
A % de finos é de 25 - 50%	2
A % de finos é> 50%	1

Anexo V

Tabela I Valores dos parâmetros físico-químicos medidos in situ em todos os locais de amostragem ao longo do tempo de estudo. Cond – Condutividade; OD – Oxigénio Dissolvido; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; Temp – Temperatura da água.

Data	Local de amostragem	Cond (µS/cm)	OD (mg/L)	pH	SDT (mg/L)	Temp. (˚C)
fevereiro	F1	310	10,47	7,26	311	13
	F2	281	10,54	7,26	315	12,3
	F3	208	10,9	7,22	232	12,5
	F4	230	10,8	7,27	230	12,6
março	F1	312	9,68	6,76	312	14,6
	F2	242	9,81	6,99	265	14,4
	F3	185,6	10,01	7,01	207	14,4
	F4	187,6	10,15	7,03	209	14,3
abril	F1	380	9,37	7,57	356	15,2
	F2	377	9,42	7,61	372	15,3
	F3	227	9,7	7,49	246	14,9
	F4	241	9,94	7,68	239	14,5
maio	F1	378	9,1	7,54	424	17
	F2	325	7,87	7,51	366	18,2
	F3	264	9,55	7,57	256	16,8
	F4	257	9,75	7,71	259	16,5

Tabela II Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos em laboratório em todos os locais de amostragem durante o tempo de estudo. CBO_5 - Carência Bioquímica de Oxigénio; CQO - Carência Química de Oxigénio; SST – Sólidos Suspensos Totais.

Data	Local de amostragem	CBO_5 (mg/L)	CQO (mg/L)	NO_2^- (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	P (mg/L)	SST (mg/L)
fevereiro	F1	6	69	0,24	4	4,3	0,6	18
	F2	4	82	0,305	3,9	5	1	16
	F3	1	41	0,149	4,7	<0,5	<0,5	1
	F4	1	77	0,141	5,7	<0,5	<0,5	5
março	F1	4	80	0,06	4,1	2,3	0,8	92
	F2	8	138	0,178	3,3	2,9	1,4	99
	F3	2	8	0,081	3,7	<0,5	<0,5	34
	F4	3	12	0,073	3,5	<0,5	<0,5	23
abril	F1	2	17	0,11	5,5	<0,5	<0,5	5
	F2	2	11	0,241	3,9	5,3	1,1	3
	F3	0	<0,5	0,223	4,5	<0,5	<0,5	5
	F4	0	<0,5	0,22	4,6	<0,5	<0,5	3
maio	F1	3	14	0,564	4,1	2,2	1	2
	F2	5	19	0,382	4	2,4	1	9
	F3	2	11	0,194	3,7	<0,5	<0,5	2
	F4	2	9	0,304	4,2	<0,5	<0,5	1

Tabela III Lista de macroinvertebrados bentónicos identificados em cada local de amostragem no inverno.

Local de amostragem	Grupo Taxonómico	Nº de indivíduos
F1	Chironomidae	30
	Oligochaeta	147
F2	Ceratopogonidae	3
	Chironomidae	250
	Erpobdellidae	17
	Gomphidae	3
	Oligochaeta	112
	Physidae	6
	Psychodidae	4
	Sphaeridae	4
F3	Baetidae	9
	Chironomidae	72
	Oligochaeta	35
	Rhyacophilidae	4
	Simuliidae	7
F4	Baetidae	14
	Ceratopogonidae	6
	Chironomidae	55
	Empididae	3
	Oligochaeta	29
	Rhyacophilidae	5
	Simuliidae	6

Tabela IX Lista de macroinvertebrados bentónicos identificados em cada local de amostragem na primavera.

Local de amostragem	Grupo Taxonómico	Nº de indivíduos
F1	Baetidae	2
	Ceratopogonidae	2
	Chironomidae	306
	Hydrobiidae	11
	Oligochaeta	103
	Physidae	7
	Psychodidae	6

F2	Baetidae	5
	Bithyniidae	12
	Caenidae	3
	Chironomidae	534
	Erpobdellidae	6
	Hydrobiidae	5
	Oligochaeta	176
	Physidae	17
F3	Baetidae	21
	Caenidae	6
	Chironomidae	72
	Empididae	4
	Ephemerellidae	7
	Hydropsychidae	17
	Oligochaeta	12
	Physidae	6
	Rhyacophilidae	3
	Simuliidae	6
F4	Baetidae	15
	Caenidae	7
	Chironomidae	52
	Dytiscidae	4
	Hydrobiidae	7
	Hydropsychidae	14
	Oligochaeta	6
	Physidae	8
	Rhyacophilidae	2
	Simuliidae	8
	Tipulidae	2