

Avaliação da Qualidade Ecológica de Sistemas Fluviais Urbanos

Andreia Ferreira Ribeiro

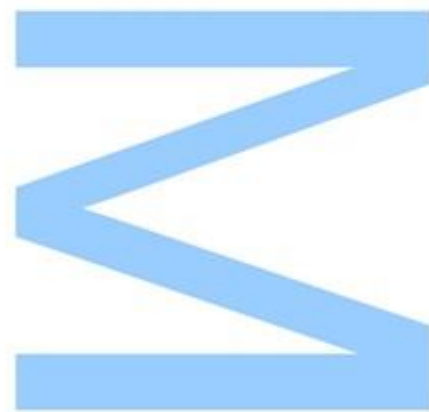
Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água
Departamento de Biologia
2021

Orientador

Maria da Natividade Ribeiro Vieira, Professora Associada com Agregação, FCUP

Coorientador

Carolina Machado Malheiro Rodrigues, Coordenadora Científica,
Laboratório da Paisagem – Associação para a Promoção do
Desenvolvimento Sustentável





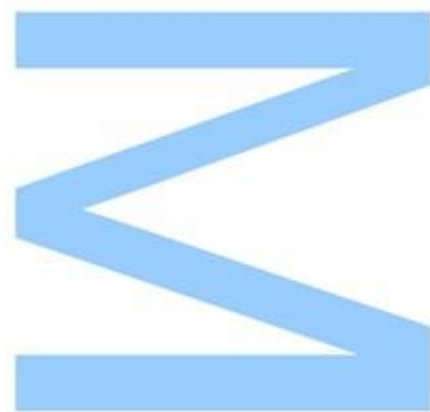
**LABORATÓRIO
DA PAISAGEM**
Guimarães



Todas as correções determinadas
pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



“Try and leave this world a little better than you found it, and when your turn comes to die, you can die happy in feeling that at any rate, you have not wasted your time but have done your best.”

Robert Baden-Powell

Agradecimentos

Não seria possível concluir este trabalho sem que antes expressasse os meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que, quer direta ou indiretamente, colaboraram na sua elaboração.

À Prof. Natividade Vieira, por toda atenção e disponibilidade que sempre demonstrou, por todos os concelhos e sugestões, pelo incentivo, orientação e cooperação ao longo destes dois anos de mestrado. O seu apoio foi fundamental para a execução deste trabalho. E um muito obrigada pela sua sugestão a quem deveria pedir para me coorientar neste trabalho, pois sem ela eu não teria tido a fantástica experiência que foi este ano.

À Dra. Carolina Rodrigues. Não é possível expressar em palavras todo o agradecimento que tenho reservado para si. Muito obrigada por aceitar me orientar durante esta jornada da minha vida. Muito obrigada por todos os conselhos e sugestões. E o meu maior obrigada por todo o apoio, incentivo, disponibilidade, atenção, paciência e, acima de tudo, por sempre acreditar em mim. Sem o seu apoio, tudo teria sido muito mais difícil. Levarei sempre comigo todos os seus ensinamentos, quer sejam sobre o trabalho em laboratório ou pessoais. Desejo-lhe as maiores felicidades do mundo.

Ao Dr. Carlos Ribeiro, por ter aceitado que eu desenvolvesse a minha dissertação no laboratório, pela preocupação demonstrada ao longo deste ano e por sempre procurar me integrar em várias atividades do laboratório. Muito obrigada por esta oportunidade.

Ao melhor grupo de sempre. À Sara Terroso e Rita Queiroz, pela ajuda no desenvolvimento dos mapas. Ao João Cardoso pela ajuda na parte estatística. E à Ana Pinheira, ao Guilherme Braga e à Sara Oliveira por todas dicas. Mas acima de tudo, muito obrigada por todas as gargalhadas que proporcionaram, pelas conversas, pelos incentivos e por sempre me animarem. Muito obrigada por tornarem esta jornada algo inesquecível.

À restante equipa do Laboratório da Paisagem. Susana Falcão, Nuno Silva, Pedro Cunha e Sr. Lobo, muito obrigada pela simpatia e por tudo o resto.

Ao Luís Ribeiro, muito obrigada pela ajuda na identificação dos macroinvertebrados bentónicos.

À Raquel Magalhães, muito obrigada por estares sempre lá, por todo o teu incentivo, toda a tua paciência e por acreditares em mim. Muito obrigada por todas as conversas

que tivemos, por compreenderes e por me teres acompanhado sempre ao longo destes últimos dois anos. Sei que mais do que uma colega, ganhei uma amiga para toda a vida.

À Jéssica Lemos, por ser uma grande amiga desde que me lembro. Muito obrigada por saber que, aconteça o que acontecer, sempre poderei contar contigo. A tua amizade significa muito para mim. Muito obrigada por tudo.

Aos meus avós. Os meus mais sinceros agradecimentos. Muito obrigada por todo o apoio que deram a cada passo meu, mesmo sem às vezes compreender. Muito obrigada pelo vosso amor e por saber que sempre posso contar convosco. Adoro-vos muito.

E, finalmente, o maior agradecimento para os meus pais e irmã.. não tenho palavras para descrever tudo o que sinto por vocês. Muito obrigada por me tornarem uma pessoa melhor, por estarem sempre lá, por sempre me apoiarem. Muito obrigada por todas as oportunidades que me deram, por sempre acreditarem em mim e, sobretudo, pelo vosso amor incondicional. A vós dedico este trabalho. Espero que tenham tanto orgulho em mim como eu tenho de vocês. Amo-vos muito.

Resumo

A água é o elemento-chave para o sustento da vida na Terra. No entanto, o aumento de pressões resultantes do crescimento populacional, urbanização, agricultura e industrialização, assim como o aumento da procura de água doce, têm levado à redução da qualidade e disponibilidade deste recurso. De forma a impedir a sua maior degradação, o principal objetivo ambiental da Diretiva-Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE), em vigor desde outubro de 2000, é garantir todos os Estados-Membro atinjam, pelo menos, o “bom” estado em todas as suas massas de água. A comunidade científica tem ainda chamado à atenção para o aumento da poluição por plástico em meio marinho e em água doce, principalmente durante a pandemia COVID-19, com graves consequências ecológicas.

Os objetivos do presente trabalho consistiram na: i) avaliação do estado ecológico de dois cursos de água urbanos do concelho de Guimarães, nomeadamente o rio Selho e a ribeira de Costa/Couros, através da análise de parâmetros físico-químicos gerais e de parâmetros biológicos (macroinvertebrados bentónicos); ii) realização de uma primeira abordagem à poluição por microplásticos na ribeira de Costa/Couros, através da avaliação da presença e quantificação de microplásticos, tanto no sedimento como em macroinvertebrados (Oligochaeta) no sentido de averiguar a seriedade desta problemática a nível local; iii) proposta de medidas para uma gestão eficaz dos cursos de água para que satisfaçam as necessidades humanas e dos ecossistemas, de forma equitativa e sustentável.

O rio Selho possui a sua nascente em Santa Marinha, no concelho de Fafe, porém grande parte do seu percurso é efetuado no concelho de Guimarães. Com cerca de 21 km, este rio vai desaguar no rio Ave, na freguesia de Serzedelo. Por outro lado, a ribeira de Costa/Couros, com os seus 6,2 km, nasce na Montanha da Penha e desagua no rio Selho, na Veiga de Creixomil, uma zona que pertence às Reservas Ecológica e Agrícola Nacionais. Ambos os cursos de água em estudo pertencem à Bacia Hidrográfica do Ave, inserida por sua vez na Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça.

O estudo em questão teve a duração de 10 meses (agosto de 2020 a junho de 2021) e foi efetuado em quatro locais no rio Selho (S1 – S4) e quatro na ribeira de Costa/Couros (C1 – C4). As amostragens incluíram a recolha de amostras para a caracterização físico-química (sazonalmente) e biológica (anualmente). Para além disso, a recolha de amostras de sedimento e de organismos para a quantificação de microplásticos foi realizada anualmente.

No rio Selho, a análise dos parâmetros físico-químicos demonstrou níveis de poluição orgânica devido à presença de elevadas concentrações de fósforo total (média anual $\geq 0,10$: S1 – S4) e de azoto amoniacal (S3 – verão e outono). Através da análise do parâmetro biológico, o estado ecológico da água variou entre o “excelente” e o “mediocre”, com os locais S1 e S4 a atingirem, no mínimo, o “bom” estado ecológico. A análise da comunidade de macroinvertebrados, para o conjunto dos locais de amostragem, demonstrou uma dominância dos taxa Diptera, Trichoptera e Mollusca. Na ribeira de Costa/Couros, a análise dos parâmetros físico químicos revelou a presença de poluição orgânica na água, principalmente de elevadas concentrações de fósforo total (média anual $\geq 0,10$: C1, C3 e C4) e de azoto amoniacal (C3 e C4 – verão e outono). A análise do parâmetro biológico demonstrou uma redução do estado ecológico da água de “bom” para “mediocre” de montante para jusante, com a comunidade de macroinvertebrados dominada, essencialmente, por organismos dos grupos taxonómicos Diptera, Mollusca e Oligochaeta. De um modo geral, para ambos os cursos de água, os locais com estado ecológico “inferior a bom” foram aqueles que apresentaram maiores níveis de poluição.

A análise da contaminação da ribeira de Costa/Couros por microplásticos demonstraram que a presença de MPs encontra-se bem generalizada, tanto no sedimento como no trato digestivo dos organismos. De um modo geral, a contaminação do sedimento e dos organismos corresponde a MPs primários, provenientes das atividades urbanas.

Com este trabalho salienta-se a necessidade de implementação de medidas para uma gestão sustentável e uma mitigação da poluição, tais como: identificação e eliminação de fontes pontuais de contaminação, utilização de boas práticas agroambientais, recuperação das margens e sensibilização e consciencialização da população para estes problemas.

Palavras-chave: Diretiva-Quadro da Água, Estado ecológico, Macroinvertebrados, Microplásticos, Parâmetros físico-químicos, Ribeira de Costa/Couros, Rio Selho, Qualidade da água

Abstract

Water is a key element to the life-sustainable on Earth. However, pressures due to population growth, urbanization, agriculture and industrialization, as well as the increase of freshwater demand, have led to the decrease of its quality and availability. To prevent a further deterioration of this resource, the principal aim of Water Framework Directive (Directive 2000/60/CE), come into force in October 2000, is to ensure that all Member States reach, at least, a "good" status in all their water bodies. Also, the scientific community has been warning to the increase of plastic pollution in sea and freshwaters, specially during COVID-19 pandemic, with severe ecological consequences.

This study's main goals were to: i) evaluate the ecological status of two urban rivers from Guimarães municipality, in particular Selho river and Costa/Couros river, through the monitoring of physical-chemical and biological (benthic macroinvertebrates) parameters; ii) perform a first approach to the microplastic pollution on Costa/Couros river, through the assess of the presence and quantification of microplastics in sediment and macroinvertebrates (Oligochaeta), to investigate how severe this problematic is locally; iii) suggest solutions to an effective management of water bodies so they can support both humans and ecosystems needs, in an equal and sustainable way.

Selho river has its spring in Santa Marinha, in the Fafe municipality, however most of its course is conducted in Guimarães municipality. Extending for approximately 21 km, Selho rivers flows into Ave river in Serzedelo parish. However, Costa/Couros river, with 6,2 km of extension, springs in Penha Mountain and it flows into Selho river, in Veiga de Creixomil, which belongs to the National Agriculture and Ecological Reserves. Both rivers belong to hydrographic basin of Ave river, which, in turn, belongs to the Hydrographic Region of Cávado, Ave and Leça.

This research was performed for 10 months (August 2020 to June 2021), in four sampling sites for Selho river (S1 – S4) and another four to Costa/Couros river (C1 – C4). The sampling included sample collection to physical-chemical (seasonally) and biological (annually) characterization. Besides, sample collection of sediment and organisms to microplastics' quantification was done annually.

In Selho river, physical-chemical parameters showed organic pollution levels because of the presence of high concentration of total phosphorus (annual mean $\geq 0,10$: S1 – S4) and ammonium (S3 – summer and autumn). Through the analysis of the biological parameter, the ecological status of water varied between "Excellent" and "Poor", with S1 and S4 sites reaching, at least, a "good" ecological status. The analysis of macroinvertebrates community, for all sampling sites, showed a dominance of Diptera,

Trichoptera and Mollusca taxa. In Costa/Couros river, physical-chemical parameters revealed the presence of organic pollution in the water, namely due to high concentrations of total phosphorus (annual mean $\geq 0,10$: C1, C3 and C4) and ammonium (C3 and C4 – summer and autumn). Analysis to the biological parameter showed a decrease of the water ecological status from “good” to “poor” through the course of river, with a macroinvertebrate community dominated mainly by Diptera, Mollusca and Oligochaeta taxonomic groups. Overall, in both rivers, sites with ecological status “Below Good” were the one with greater pollution levels.

The analysis of Costa/Couros microplastic contamination showed that MPs presence is widespread, both in the sediment and in the gut of the organisms. Overall, both sediment and organisms’ contamination are mainly based in primary MPs from all urbanization activities.

With this study enhance the importance of the application of solutions to the sustainable management and pollution mitigation, such as: identifying and eliminating point pollution sources, using good agro-environmental practices, restoring banks and educate and raise population awareness for these issues.

Key words: Costa/Couros River, Ecological Status, Macroinvertebrates, Microplastics, Physical-Chemical Parameters, Selho River, Water Framework Directive, Water Quality

Índice

AGRADECIMENTOS	4
RESUMO.....	6
ABSTRACT.....	8
ÍNDICE	10
ÍNDICE DE FIGURAS.....	13
ÍNDICE DE TABELAS.....	17
LISTA DE ABREVIATURAS	18
1. INTRODUÇÃO.....	20
1.1 ENQUADRAMENTO.....	20
1.2 DIRETIVA-QUADRO DA ÁGUA	26
1.3 ESTADO DA ÁGUAS SUPERFICIAIS	28
1.4 MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA	31
1.5 MICROPLÁSTICOS	32
2. OBJETIVOS	36
3. CARATERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	38
3.1 CONCELHO DE GUIMARÃES.....	38
3.1.1 Enquadramento Geográfico	38
3.1.2 Caraterização Climática.....	39
3.1.3 Caraterização Geológica e Geomorfológica.....	43
3.1.4 Tipo de Solo.....	46
3.1.5 Caraterização Socioeconómica.....	49
3.1.6 Ocupação e Uso do Solo	50
3.1.7 Caraterização Hidrográfica	54
3.1.8 Valores Conservacionistas.....	56
3.1.9 Poluição dos Cursos de Água.....	59
3.2 RIO SELHO	61
3.3 RIBEIRA DE COSTA/COUROS.....	63
4. MATERIAL E MÉTODOS	66
4.1 LOCAIS DE AMOSTRAGEM	66
4.1.1 Locais de Amostragem do Rio Selho	66

4.1.2	<i>Locais de Amostragem da Ribeira de Costa/Couros</i>	69
4.2	PERIODICIDADE DAS AMOSTRAGENS	72
4.3	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	73
4.4	PARÂMETROS BIOLÓGICOS – COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	76
4.4.1	<i>Recolha de Amostras</i>	76
4.4.2	<i>Tratamento das Amostras</i>	78
4.4.3	<i>Análise dos Dados</i>	79
4.4.1.1	Índice Português de Invertebrados do Norte	79
4.4.1.2	Índice de Diversidade e Equitabilidade.....	80
4.4.1.3	Índice Biótico.....	82
4.5	MICROPLÁSTICOS	84
4.5.1	<i>Recolha de Amostras de Sedimento e Biológicas</i>	84
4.5.2	<i>Extração e Quantificação de Microplásticos</i>	87
4.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA	89
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	91
5.1	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	91
5.1.1	<i>Temperatura da Água</i>	91
5.1.2	<i>pH</i>	94
5.1.3	<i>Condutividade</i>	95
5.1.4	<i>Oxigénio Dissolvido</i>	98
5.1.5	<i>Carência Bioquímica de Oxigénio</i>	101
5.1.6	<i>Carência Química de Oxigénio</i>	104
5.1.7	<i>Sólidos Dissolvidos Totais</i>	106
5.1.8	<i>Nitratos</i>	108
5.1.9	<i>Nitritos</i>	111
5.1.10	<i>Azoto Amoniacal</i>	113
5.1.11	<i>Fósforo Total</i>	116
5.2	PARÂMETROS BIOLÓGICOS – COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	119
5.2.1	<i>Percentagem dos Principais Grupos Taxonómicos</i>	119
5.2.2	<i>Percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera</i>	124
5.2.3	<i>Número de indivíduos (Log10) e Número de Unidades Sistemáticas</i>	127
5.2.4	<i>Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e índices de Equitabilidade de Pielou</i>	131
5.2.5	<i>Iberian Biological Monitoring Working Party</i>	134

5.2.6 <i>Índice Português de Invertebrados do Norte</i>	137
5.3 MICROPLÁSTICOS	141
5.4 PROPOSTA DE MEDIDAS DE GESTÃO SUSTENTÁVEL DOS MEIOS HÍDRICOS.....	147
6. CONCLUSÃO.....	151
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	154
ANEXO I.....	176
ANEXO II.....	180

Índice de Figuras

FIGURA 1: ESQUEMA CONCEPTUAL DE “BOM” ESTADO ECOLÓGICO (ADAPTADO DE INAG (2006)).	30
FIGURA 2: A) LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DO CONCELHO DE GUIMARÃES EM PORTUGAL CONTINENTAL (ADAPTADO DE ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS PORTUGUESES (2020)); B) DELIMITAÇÃO DAS 48 FREGUESIAS/UNIÃO DE FREGUESIAS DO CONCELHO DE GUIMARÃES E LOCALIZAÇÃO DA CIDADE DE GUIMARÃES (ADAPTADO DE MUNICÍPIO DE GUIMARÃES (N.D.)).	39
FIGURA 3: VALORES MENSAIS MÉDIOS DA TEMPERATURA DO AR NO CONCELHO DE GUIMARÃES DE ACORDO COM A ESTAÇÃO CLIMATOLÓGICA DE BRAGA – POSTO AGRÁRIO PARA AS NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DE 1961-1990 (ADAPTADO DE PLANO DIRETOR MUNICIPAL DE GUIMARÃES).	41
FIGURA 4: GRÁFICO TERMOPLUVIOMÉTRICO DO CONCELHO DE GUIMARÃES DE ACORDO COM A ESTAÇÃO CLIMATOLÓGICA DE BRAGA – POSTO AGRÁRIO PARA AS NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DE 1961-1990 (FONTE: CÂMARA MUNICIPAL DE GUIMARÃES, 2020).	42
FIGURA 5: VALORES MÉDIOS MENSAIS DE EVAPORAÇÃO DO CONCELHO DE GUIMARÃES DE ACORDO COM A ESTAÇÃO CLIMATOLÓGICA DE BRAGA – POSTO AGRÁRIO PARA AS NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DE 1961-1990 (ADAPTADO DE CÂMARA MUNICIPAL DE GUIMARÃES (2020)).	43
FIGURA 6: MAPA HIPSOMÉTRICO DO CONCELHO DE GUIMARÃES (FONTE: CÂMARA MUNICIPAL DE GUIMARÃES (2020)).	45
FIGURA 7: DISTRIBUIÇÃO DAS DIFERENTES UNIDADES PEDOLÓGICAS NO CONCELHO DE GUIMARÃES (FONTE: CÂMARA MUNICIPAL DE GUIMARÃES (2020)).	48
FIGURA 8: EVOLUÇÃO DA POPULAÇÃO RESIDENTE NO MUNICÍPIO DE GUIMARÃES, NO PERÍODO DE TEMPO DE 2011 A 2020 (FONTE: INE (2021)).	49
FIGURA 9: USO DO SOLO NO CONCELHO DE GUIMARÃES (FONTE: CÂMARA MUNICIPAL DE GUIMARÃES (2020)).	53
FIGURA 10: DELIMITAÇÃO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO CÁVADO, AVE E LEÇA (RH2) (FONTE: APA (2016)).	54
FIGURA 11: MAPA HIDROGRÁFICO DO CONCELHO DE GUIMARÃES (FONTE: CÂMARA MUNICIPAL DE GUIMARÃES (2020)).	55
FIGURA 12: LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DAS REN E RAN NO CONCELHO DE GUIMARÃES (FONTE: CÂMARA MUNICIPAL DE GUIMARÃES (2020)).	57

FIGURA 13: POLUIÇÃO DO RIO SELHO POR (A) DESCARGAS ILEGAIS E (B) LIXO PROPOSITADAMENTE DESCARTADO OU DERIVADO DE ESCOAMENTOS SUPERFICIAIS...	60
FIGURA 14: DEPOSIÇÃO E ACUMULAÇÃO DE SEDIMENTOS, RESULTANDO NA FORMAÇÃO DE CURVATURAS AO LONGO DO RIO	63
FIGURA 15: LOCAL DE AMOSTRAGEM FONTE SANTA (S1). PONTO DE VISTA DO INTERIOR DO RIO (A), ASSIM COMO A PRESENÇA DE VINHAS (B) E CULTURAS DE MILHO (C) NAS MARGENS ESQUERDA E DIREITA, RESPETIVAMENTE.....	67
FIGURA 16: LOCAL DE AMOSTRAGEM PONTE MEDIEVAL (S2), SITUADO EM UMA ZONA URBANA (A), COMO AMBAS AS MARGENS ARTIFICIALIZADAS (B) E A EXISTÊNCIA DE UMA ESTRUTURA SÓLIDA (C).....	67
FIGURA 17: LOCAL DE AMOSTRAGEM VEIGA DE CREIXOMIL (S3), APÓS A CONFLUÊNCIA COM A RIBEIRA DE COSTA/COUROS (A). LOCAL COM CONSTANTE ATIVIDADE AGRÍCOLA (B) E PRESENÇA DE LIXO (C).....	68
FIGURA 18: LOCAL DE AMOSTRAGEM ETAR DE SERZEDELO (S4). LOCAL MAIS A JUSANTE (A), COM MARGENS NATURALIZADAS, MAS POUCO CONSOLIDADAS (B) E RODEADO DE CAMPOS AGRÍCOLAS (C).....	68
FIGURA 19: LOCALIZAÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DO RIO SELHO, S1, S2, S3 E S4, DE MONTANTE PARA JUSANTE, RESPETIVAMENTE.....	69
FIGURA 20: LOCAL DE AMOSTRAGEM PARQUE DA CIDADE (C1). LOCAL COM MARGENS ARTIFICIALIZADAS (A), DISTRIBUIÇÃO REGULAR DA VEGETAÇÃO (B) E FLUXO DE ÁGUA RÁPIDO (C).....	70
FIGURA 21: LOCAL DE AMOSTRAGEM PARQUE DAS HORTAS (C2). LOCAL SITUADO EM ZONA URBANA (A), COM MARGENS ARTIFICIALIZADAS, MAS COBERTAS COM VEGETAÇÃO (B), ASSIM COMO A EXISTÊNCIA DE ESTRUTURA SÓLIDA (C).....	70
FIGURA 22: LOCAL DE AMOSTRAGEM MERCADO MUNICIPAL (C3). LOCAL COM MARGENS ARTIFICIALIZADAS (A) E DISTRIBUIÇÃO REGULAR DA VEGETAÇÃO (B). É UM LOCAL COM CONSTANTE OCORRÊNCIA DE DESCARGAS ILEGAIS (C).....	71
FIGURA 23: LOCAL DE AMOSTRAGEM HORTAS PEDAGÓGICAS (C4). LOCAL COM UMA OBSERVÁVEL TURBIDEZ DA ÁGUA (A), COM DISTRIBUIÇÃO REGULAR DA VEGETAÇÃO DAS MARGENS (B), E DE ELEVADA ATIVIDADE AGRÍCOLA (C).	72
FIGURA 24: LOCALIZAÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DA RIBEIRA DE COSTA/COUROS, C1, C2, C3 E C4, DE MONTANTE PARA JUSANTE, RESPETIVAMENTE.	72
FIGURA 25: DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS (A) <i>IN SITU</i> , COM RECURSO A UMA Sonda MULTIPARAMÉTRICA PORTÁTIL E (B) EM LABORATÓRIO, COM RECURSO A UM FOTÓMETRO MULTIPARAMÉTRICO DE BANCADA.	75

FIGURA 26: RECOLHA DE AMOSTRAS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS, ONDE (A) RECONHECIMENTO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM E RESPECTIVOS HABITATS E (B) RECOLHA DO MATERIAL BIOLÓGICO RECORRENDO A UMA REDE DE MÃO.....	78
FIGURA 27: TRATAMENTO DA AMOSTRA, ONDE (A) O MATERIAL BIOLÓGICO É CRIVADO E LAVADO E (B) DECORRE O PROCESSO DA TRIAGEM	79
FIGURA 28: SAÍDAS DE CAMPO PARA RECOLHA DE AMOSTRA DE SEDIMENTO (A) E DE AMOSTRAS BIOLÓGICAS ATRAVÉS DA RECOLHA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS (B), SEPARAÇÃO DOS ORGANISMOS DE CLASSE OLIGOCHAETA (C) E O SEU ARMAZENAMENTO EM FRASCOS DE VIDRO COM ETANOL 70% (D).	86
FIGURA 29: PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL PARA A EXTRAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE MPS NO SEDIMENTO. PROCEDEU-SE À SECAGEM (A) E CRIVAGEM DO SEDIMENTO. A EXTRAÇÃO DE MPS NOS SEDIMENTOS DE GRANULOMETRIA ENTRE 0,5 A 5 MM EFETUOU-SE ATRAVÉS DO PROCESSO DE TRIAGEM (C), ENQUANTO EM SEDIMENTOS DE GRANULOMETRIA INFERIOR A 0,5 M, A EXTRAÇÃO FOI FEITA COM SOLUÇÃO SALINA, SEGUINDO-SE DA FILTRAÇÃO DO MATERIAL EM SUSPENSÃO (C). OS MPS ENCONTRADOS EM SEDIMENTO DE GRANULOMETRIA ENTRE 0,5 A 5MM (D) E COM GRANULOMETRIA INFERIOR A 0,5 MM, EM CÂMARA ESCURO SOB LUZ UV 470 NM (E).	88
FIGURA 30: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DA TEMPERATURA DA ÁGUA (°C) NO RIO SELHO (A) E RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).....	92
FIGURA 31: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DE PH NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).....	94
FIGURA 32: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (μ S/CM) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	96
FIGURA 33: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO (MG O ₂ /L) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).....	99
FIGURA 34: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DA CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO (MG O ₂ /L) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	102
FIGURA 35: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DA CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO (MG O ₂ /L) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	105
FIGURA 36: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	107
FIGURA 37: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DE NITRATOS (MG/L) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	110
FIGURA 38: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DE NITRITOS (MG/L) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	112
FIGURA 39: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DE AZOTO AMONÍACAL (MG/L) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).....	114

FIGURA 40: VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DE FÓSFORO TOTAL (MG/L) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).....	117
FIGURA 41: VARIAÇÃO ESPACIAL DA PERCENTAGEM DE PRINCIPAIS GRUPOS TAXONÓMICOS ENCONTRADOS NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	120
FIGURA 42: VARIAÇÃO ESPACIAL DA PERCENTAGEM DE EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	125
FIGURA 43: VARIAÇÃO ESPACIAL DO NÚMERO DE UNIDADES SISTEMÁTICAS (A) E DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS (LOG10) (B) NO RIO SELHO.	128
FIGURA 44: VARIAÇÃO ESPACIAL DO NÚMERO DE UNIDADES SISTEMÁTICAS (A) E DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS (LOG10) (B) NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS.	130
FIGURA 45: VARIAÇÃO ESPACIAL DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WEAVER (H') E DO ÍNDICE DE EQUITABILIDADE DE PIELOU NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B).	132
FIGURA 46: VARIAÇÃO ESPACIAL DO ÍNDICE BIÓTICO IBMWP (<i>IBERIAN BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY</i>), COM CORES ASSOCIADAS ÀS RESPETIVAS CLASSES DE QUALIDADE.	135
FIGURA 47: VARIAÇÃO ESPACIAL DO ÍNDICE MULTIMÉTRICO IPT _N (ÍNDICE PORTUGUÊS DE INVERTEBRADOS DO NORTE) NO RIO SELHO (A) E NA RIBEIRA DE COSTA/COUROS (B), COM CORES ASSOCIADAS ÀS RESPETIVAS CLASSES DE QUALIDADE.	138
FIGURA 48: VARIAÇÃO ESPACIAL DO NÚMERO DE MPS EXTRAÍDOS DOS SEDIMENTOS COM GRANULOMETRIA >0,5 MM, NOMEADAMENTE PARA AS DIFERENTES CLASSES DE GRANULOMETRIA (A) E O TOTAL. OS DADOS ENCONTRAM-SE APRESENTADOS COMO MÉDIA ± ERRO PADRÃO DA MÉDIA.	141
FIGURA 49: VARIAÇÃO ESPACIAL DO NÚMERO DE MPS EXTRAÍDOS DOS SEDIMENTOS COM GRANULOMETRIA <0,5 MM. OS DADOS ENCONTRAM-SE APRESENTADOS COMO MÉDIA ± ERRO PADRÃO DA MÉDIA.	143
FIGURA 50: VARIAÇÃO ESPACIAL DO NÚMERO DE MPS EXTRAÍDOS DO TRATO DIGESTIVO DE ORGANISMOS PERTENCENTES À CLASSE OLIGOCHAETA. OS DADOS ENCONTRAM-SE APRESENTADOS COMO MÉDIA ± ERRO PADRÃO DA MÉDIA.	144

Índice de Tabelas

TABELA 1: PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS, METODOLOGIA DE DETERMINAÇÃO E RESPECTIVAS UNIDADES.	75
TABELA 2: 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 (FONTE: INAG (2008)).	76
TABELA 3: CLASSES DE QUALIDADE DEFINIDAS DE ACORDO COM O IBERIAN BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (IBMWP), COM AS CORES ÀS QUAIS ESTÃO ASSOCIADAS AS DIFERENTES CLASSES E RESPECTIVOS SIGNIFICADOS (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).	134
TABELA 4: MEDIANA DOS VALORES DE REFERÊNCIA E FRONTEIRAS PARA O TIPO DE RIOS DO NORTE DE PEQUENA DIMENSÃO DE PORTUGAL CONTINENTAL (INAG, 2009).	137
TABELA 5: PESO MÁXIMO, MÍNIMO E MÉDIO $\pm$ ERRO PADRÃO MÉDIO EM GRAMAS DOS ORGANISMOS DA CLASSE OLIGOCHAETA COLETADOS NOS DIFERENTES LOCAIS DE AMOSTRAGEM, APÓS A REMOÇÃO DOS <i>OUTLIERS</i>	145
TABELA 6: TAMANHO MÁXIMO, MÍNIMO E MÉDIO $\pm$ ERRO PADRÃO MÉDIO EM μ M DE DEZ MPs, ALEATORIAMENTE SELECIONADOS, ENCONTRADOS NO INTERIOR DO TRATO DIGESTIVO DOS ORGANISMOS DA CLASSE OLIGOCHAETA COLETADOS NOS DIFERENTES LOCAIS DE AMOSTRAGEM.	146

Lista de Abreviaturas

%EPT – Percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera
APA – Agência Portuguesa do Ambiente
BMWP – Biological Monitoring Working Party
CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO – Carência Química de Oxigénio
CO₂ – Dióxido de carbono
COS – Carta de Ocupação e Uso do Solo
DQA – Diretiva Quadro da água
E – Índice de Equitabilidade de Pielou
GIG – Grupo de Intercalibração Geográfico
H' – índice de diversidade de Shannon-Weaver
IBMWP – Iberian Biological Monitoring Working Party
INAG – Instituto Nacional da Água
IPTl_N – Índice Português de Invertebrados do Norte
MP - Microplástico
N – Azoto
NH₃ - amoníaco
NH₄⁺ - Ião amónio
NO₂⁻ - Nitritos
NO₃⁻ - Nitratos
O₂ – Oxigénio
P – Fósforo
PDM – Plano Diretor Municipal
PGRH – Planos de Gestão da Região Hidrográfica
pH – Potencial Hidrogénio
P – PO₄ - Fosfatos
RAN – Reserva Agrícola Nacional
REN – Reserva Ecológica Nacional
RH2 – Região Hidrográfica de Cávado, Ave e Leça
RQE – Rácio de Qualidade Ecológica
SDT – Sólidos Dissolvidos Totais
UF – União de Freguesias
UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura.

Introdução

1. Introdução

1.1 Enquadramento

Ao longo dos anos, civilizações emergiam em territórios com proximidade a grandes rios, sendo a água um grande motivo de veneração. As águas do rio Nilo eram o maior privilégio da população (Vasunia, 2001), pois fecundando as suas terras, faziam renascer o Egito. Os povos ao redor do rio Jordão, que fluía por um deserto, celebravam cerimónias de purificação e redenção nas suas águas (Casarin & dos Santos, 2018). O aparecimento de vários episódios de seca em uma época de instabilidade social na civilização Maia são apontados como fatores decisivos no declínio desta sociedade, levando, mais tarde, ao seu colapso (Haug *et al.*, 2003; Douglas *et al.*, 2016). Também na área da filosofia, a água era reconhecida: Tales de Mileto (625-558 a.C.) admitia a sua importância, afirmando que “*água era origem de tudo*” (Marchesan & Comassetto, 2019). Assim sendo, não é vão todo o entusiasmo em torno deste recurso, pois este é, indiscutivelmente, o ingrediente chave para o sustento da vida, regendo a saúde e bem-estar dos seres humanos e dos ecossistemas, bem como o desenvolvimento socio-económico (WWAP, 2012).

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 também levado ao aumento da pressão antropogénica sobre os recursos hídricos, reduzindo a sua qualidade e disponibilidade e comprometendo a sua capacidade de gerar benefícios aos ecossistemas (WWAP, 2015).

No ano de 2019, a população mundial atingiu os 7,7 mil milhões de habitantes, projetando-se uma estimativa de 8,5 mil milhões de indivíduos em 2030 (United Nations, 2019a). Este constante crescimento populacional veio infligir uma alta procura de produtos alimentares (Ilahi *et al.*, 2021), levando ao problema da ocorrência de fome no mundo e da qual 8,9% da população padece, valor este que poderá aumentar devido à pandemia Covid-19 (FAO *et al.*, 2020a). De modo a sustentar este número crescente de indivíduos e erradicar as situações de desnutrição, a área destinada ao setor agrícola tem vindo a aumentar (Wang *et al.*, 2016), ocupando mais de 40% do território europeu e tornando a União Europeia um dos maiores exportadores do mundo, atingindo os 20% de exportação em 2017 (EEA, 2021). Devido à sua importância económica e capacidade no fornecimento de alimento, o setor agrícola acaba por consumir uma grande quantidade de água (Xu *et al.*, 2020), principalmente para irrigação. A água é um recurso indispensável no desenvolvimento das culturas, principalmente durante a época de reprodução (EEA, 2021), e o aumento da prática da irrigação durante a Revolução Verde

de 1950, não só permitiu combater a pouca produtividade em períodos de seca e pouca precipitação, mas também as tornou mais rentáveis, aumentando o seu valor económico e a segurança alimentar (Riddell et al., 2006; EEA, 2012; FAO et al., 2020b). Nos últimos anos, cerca de 33% do uso total da água na Europa é destinado para a agricultura. No entanto, este valor pode atingir os 80% nas zonas áridas e semiáridas do sul, como é o caso de Portugal (EEA, 2012; Markland et al., 2017).

De modo a manter-se a alta produtividade das culturas e aumentar a irrigação, também se torna indispensável conservar a fertilidade do solo, para a qual a aplicação de fertilizantes é a estratégia mais utilizada (Ilahi et al., 2020; Ilahi et al., 2021). Fertilizantes são ricos em nutrientes como fosfatos e nitratos (Savci, 2012), e a sua aplicação em campos agrícolas restitui a quantidade necessária de nutrientes para uma contínua fertilidade do solo (EEA, 2021). De acordo com FAO (2020), o uso de fertilizantes atingiu os 53 milhões de toneladas em 2018, 40% mais alto do que no ano 2000.

Porém, com o aumento da produtividade agrícola, também a suscetibilidade das culturas a várias pestes aumenta (Oerke et al., 1994; Popp et al., 2013), originando uma necessidade de desenvolver químicos para as combater. Pesticidas são substâncias ou misturas de substâncias utilizadas na prevenção, eliminação ou controlo de qualquer espécie indesejada que possa prejudicar ou interferir com a produção, incluindo vetores de doenças (FAO, 2013; Sharma & Singhvi, 2017; EEA, 2021). Pesticidas também podem ser utilizados como reguladores de crescimento, desfoliantes e dessecantes (FAO, 2013): de modo geral as suas funcionalidades variam desde a influência dos processos de vida das plantas, à sua proteção e preservação e dos seus produtos antes e pós colheita, e à eliminação e prevenção do aparecimento de organismos indesejados (EEA, 2021).

Contudo, as utilizações intensivas de irrigações, fertilizantes e pesticidas para se obter produções rentáveis levaram a impactos negativos para o ambiente (Henriques, 2009). A agricultura é considerada uma das principais causas de poluição, degradação e esgotamento dos ambientes aquáticos, sendo o maior contribuidor de nutrientes e pesticidas no recurso e responsável por 70% do consumo de água doce globalmente (Garcia-Garizabal & Abrahao, 2012; FAO, 2013; EEA, 2021; Yu et al., 2021). A captação acentuada de água para irrigação conduz a uma progressiva pressão no regime hidrológico das águas superficiais, essencial na manutenção de ecossistemas: a redução do fluxo de um rio para níveis críticos leva a uma maior concentração dos poluentes na água e à redução da biodiversidade, prejudicando os habitats e ecossistemas aquáticos (EEA, 2012; EEA, 2021). Por outro lado, e apesar de alguma água utilizada na irrigação regressar aos recursos hídricos através de processos de

infiltração, 70% desaparece durante o consumo para o crescimento das plantas ou por evapotranspiração (Molle & Berkoff, 2007; EEA, 2012), levando à escassez de água no local (Van Opstal *et al.*, 2021). Para além disso, uma aplicação excessiva e imprudente de fertilizantes e outros agroquímicos, em proporções superiores àquelas que as culturas conseguem absorver (WWAP, 2017), resulta na mobilização das formas solúveis dos nutrientes para os recursos hídricos, através das irrigações ou águas de chuva, provocando o seu excesso nesses ambientes e a sua contaminação, em um fenómeno conhecido como eutroficação (Khan *et al.*, 2018). Como nutrientes como N e P estimulam o crescimento vegetal, a eutroficação promove o crescimento incontrolável de plantas aquáticas e *blooms* de algas (como cianobactérias). À medida que as plantas e algas morrem e a matéria orgânica é decomposta, os recursos hídricos começam a desenvolver condições de anaerobiose, esgotando o oxigénio dissolvido e, consequentemente, apresentando um distúrbio na biodiversidade aquática e respetiva cadeia alimentar do ecossistema (Khan *et al.*, 2018; EEA, 2021). Com isto, os recursos hídricos, outrora disponíveis para outras atividades económicas, passam a ser restritos e a sua utilização pode afetar, de forma negativa, os restantes ecossistemas e saúde humana (European Commission, 2018; Khan *et al.*, 2018).

A urbanização é um fenómeno que tem apresentado um rápido crescimento nos últimos anos (United Nations, 2018a). Descrita como o processo socio-económico da alteração da distribuição dos povoamentos humanos de zonas rurais para urbanas, desde a mudança na estrutura social e demográfica, ao estilo de vida, cultura e comportamentos do Homem (United Nations, 2019b), o conceito de urbanização remota o tempo dos descobrimentos. Segundo Braudel (1984), inicialmente, a economia mundial centrava-se em cidades rivais, cada uma constituída por três áreas diferentes: um centro diversificado, sendo a concentração de toda a atividade, uma zona intermédia bem desenvolvida e uma vasta periferia. Em todas elas, o padrão era idêntico: quanto maior fosse a distância ao centro, maior seria a dificuldade no acesso a matérias-primas e bens essenciais (Braudel, 1984; Berry, 2008). Como na maioria das vezes surge um desenvolvimento socioeconómico do processo de urbanização (Li & Ma, 2014), este fenómeno tem apresentado um rápido crescimento nas últimas décadas, alcançando, em 2018, 548 cidades com população superior ou igual a 1 milhão de habitantes, para além de mais 48 e 33 cidades com população superior a 5 milhões e 10 milhões, respetivamente (United Nations, 2018b). Na Europa, 74,5% da população reside em zonas urbanas (United Nations, 2019b). Em todos os casos, o crescimento urbanístico é sobretudo derivado de duas componentes: o movimento migratório dos campos para as cidades e próprio crescimento nativo dos indivíduos residentes nas zonas urbanas (Kojima, 1996; Berry, 2008; Bai *et al.*, 2017).

Desde 1500 a 1950, a evolução urbanística ocorreu maioritariamente em países atualmente considerados como desenvolvidos, enquanto nos países em desenvolvimento a taxa de crescimento permaneceu quase nula; por outro lado, o inverso aconteceu a partir de 1950, onde a taxa de crescimento em países em vias de desenvolvimento foi superior às observadas em países desenvolvidos, e o continuará a ser (Jedwab & Vollrath, 2015; United Nations, 2018a). Até 2050, espera-se observar um aumento de 2,5 mil milhões de habitantes nas cidades, sendo que 90% desse crescimento ocorrerá na Ásia e África (United Nations, 2019b).

A Humanidade tem tendência a se estabelecer em regiões perto de linhas de água (Freeman *et al.*, 2019), e a atual e contínua expansão da urbanização, assim como a elevada concentração populacional em um único local, tem, segundo a WWAP (2017), “transformado as nossas sociedades e planeta diante dos nossos olhos” (Bertinelli & Black, 2004; WWAP, 2017), principalmente os recursos hídricos. O aumento drástico do uso da água nas atividades domésticas, desde consumo às limpezas (Margaryan, 2016), acaba por gerar uma grande quantidade de águas residuais domésticas saturadas de substâncias adicionais, orgânicas e inorgânicas (WWAP, 2017; Melati *et al.*, 2020). Conhecidos como os rins do ambiente, os ecossistemas possuem processos de purificação capazes de eliminar os poluentes, caso estes apresentem quantidade e intensidade relativamente baixa (WWAP, 2017; Melati *et al.*, 2020). Porém, a libertação de águas residuais com excesso de poluentes para os recursos hídricos compromete a sua capacidade de purificação, resultando em uma maior degradação da sua qualidade e a grandes impactes a nível ambiental e recreacional (Wijaya & Soedjono, 2018; Yustiani *et al.*, 2018). Também a predominância de contaminação orgânica e a presença de poluentes emergentes, como medicamentos, providenciam um meio adequado à reprodução de organismos patogénicos e desenvolvimento de bactérias e genes resistentes a antibióticos, não só gerando efeitos tóxicos no ambiente, mas também graves riscos para a saúde pública (WWAP, 2017; Chen *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2019; Melati *et al.*, 2020). Assim, o tratamento preliminar das águas residuais tornou-se imperativo, quer para a conservação da boa qualidade da água, quer para o fornecimento como uma nova fonte de água. No entanto, e apesar de nos países desenvolvidos 70% das águas residuais serem tratadas, os países em vias de desenvolvimento apenas possuem uma taxa de tratamento que varia entre os 8% e 38%, o que faz com que, a nível global, somente 20% da água da libertada no ambiente com algum tratamento preliminar (WWAP, 2017). Para além do mais, a prática de descargas ilegais ainda é muito verificada em locais com empresas, principalmente durante as estações de chuva.

A urbanização também trouxe consigo modificações na morfologia da paisagem. A construção de edifícios, estradas e alteração das margens de rios e ribeiras, fez com que a vegetação natural, que outrora cobria o solo, fosse substituída por materiais como cimento, asfalto e tijolo, ampliando a quantidade de superfície impermeável, e consequentemente, reduzindo a taxa de infiltração no solo e provocando um aumento de escoamentos das águas provenientes das chuvas para os cursos de água (Price, 2011; Uttara *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2020; Wei *et al.*, 2020). Durante um escoamento, vários poluentes, naturais e antropogénicos, são reunidos e transportados até uma massa de água, contribuindo ainda mais para a sua degradação (Hu & Huang, 2014; Li *et al.*, 2017; Zhi *et al.*, 2018).

Exibindo um acompanhamento linear com a urbanização (Gollin *et al.*, 2016; Raheem & Ogebe, 2017), a industrialização é um aspeto que apresentou um repentino aumento desde o final do século XIX, finalizando um estilo de vida mais rústico e dando início a um mais moderno (Tilly, 2010; Rajput *et al.*, 2017). Tendo o seu início na Grã-Bretanha e alastrando-se mais tarde pelo resto da Europa (Touré, 2021) e Estados Unidos, a industrialização define-se como o processo da intensificação da atividade industrial com o intuito de aumentar a produção e respetiva exportação (Szreter, 2004; Raheem & Ogebe, 2017) e onde a produção em grande escala de produtos mais acessíveis resultou em uma rápida expansão da economia e gerou um aumento do comércio mundial de 3% para 33% (Kander *et al.*, 2017). Desde a criação de postos de trabalho ao aumento da competição e transferência tecnológica (Oyelaran-Oyeyinka & Lal, 2017; Raheem & Ogebe, 2017), para muitos países a industrialização é sinónimo de crescimento e desenvolvimento, trazendo consigo uma tranquilidade económica: não há como refutar a sua importância no desenvolvimento de um país (Haraguchi *et al.*, 2019; Mahmood *et al.*, 2020). No entanto, a industrialização está a levar os recursos ao limite da sua tolerância, numa situação onde o ambiente pode vir em último face à oportunidade de um impulso na autossuficiência de um país (Patnaik, 2018; Mahmood *et al.*, 2020). A libertação de águas residuais industriais ricas em substâncias para as massas de água torna a indústria uma das principais fontes de contaminação da água (Rajput *et al.*, 2017). Contudo, ao contrário das águas residuais domésticas, as águas derivadas da atividade industrial são ricas em metais pesados e isótopos radiativos, poluentes que, diferente dos orgânicos, não se degradam biologicamente (Emmanuel *et al.*, 2009). Após serem dissolvidos na água, os metais pesados são facilmente absorvidos e acumulados pelos organismos aquáticos, o que, devido à elevada toxicidade destes poluentes, pode levar ao aparecimento de efeitos adversos nas comunidades, desde problemas no crescimento, reprodução e metabolismo dos organismos à morte dos mesmos (Wright & Welbourn, 2002; Salem *et al.*, 2016).

O crescimento exponencial de todas estas atividades antropogénicas gerou a libertação de uma grande quantidade de gases de efeito de estufa para a atmosfera, especialmente CO₂, levando a alterações do clima mais acelerado do que o normal (Nazari-Sharabian *et al.*, 2018). A principal alteração desse fenómeno é o aumento acelerado da temperatura que leva a modificações dos padrões de precipitação, do vapor de água e da evaporação, alterando propriedades atmosféricas e meteorológicas e o ciclo hidrológico (Wang *et al.*, 2016; Nazari-Sharabian *et al.*, 2018). A alteração da queda de neve pela chuva em regiões montanhosas acaba por anteceder os fenómenos de escoamento, tornando os invernos mais quente e verões mais secos (Null & Prudencio, 2016). Tudo isto acaba por intensificar e acelerar as várias formas de poluição na água, reduzindo a sua disponibilidade enquanto a procura por quantidades de água de boa qualidade continua a aumentar, agravando cada vez mais a situação de escassez (Nazari-Sharabian *et al.*, 2018). Um recurso outrora considerado renovável torna-se atualmente indisponível e não-renovável (Yu *et al.*, 2021), sendo por isso imperativo a criação e aplicação de medidas para uma gestão sustentável da água, de modo que esta apresente uma boa qualidade e disponibilidade para as atividades do ecossistema e do Homem (WWAP, 2015).

De acordo com a resolução A/RES/70/1, adotada a 25 de setembro de 2015 pela Assembleia Geral das Nações Unidas (2015): “*Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*”, 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável foram implementados, de modo a atingir, até 2030, o desenvolvimento sustentável nas três dimensões diferentes: económica, social e ambiental. Entre todos os objetivos, o número 6 pretende assegurar uma gestão sustentável da água, comprometendo-se a reduzir a contaminação dos recursos hídricos através da eliminação de descargas de águas residuais não tratadas, utilização eficiente da água em todos os seus usos, a proteção e restauração dos vários ecossistemas aquáticos, mediante aplicação de medidas adequadas. Para além disso, o objetivo 6 acaba por ser suportado por ações designadas a outros objetivos, como por exemplo: mediante a promoção de uma produção agrícola sustentável que ajude a manter os ecossistemas (Objetivo 2); planeamento de uma urbanização sustentável de modo a evitar desastres relacionados com a água (Objetivo 11); alcançando o uso sustentável e eficiente de todos os recursos naturais (Objetivo 13); e assegurando a conservação e restauração de ecossistemas de água doce e os seus serviços (Objetivo 15).

Na Europa, um meio de proteger os recursos hídricos e alcançar esse Objetivo de Desenvolvimento Sustentável é através da aplicação da Diretiva-Quadro da Água.

1.2 Diretiva-Quadro da Água

A Diretiva-Quadro da Água (DQA; 2000/60/CE) do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, transposta para a ordem jurídica nacional através da Lei nº58/2005, de 29 de dezembro (Lei da Água) e do Decreto-Lei nº77/2006, de 30 de março, é o principal instrumento para a gestão integrada dos recursos hídricos da União Europeia. Esta diretiva visa instituir um conjunto de ações com o objetivo de proteger todos os tipos de massa de água (Diretiva 2000/60/CE), tratando-se assim trata-se do mais audacioso fragmento de legislação da Europa e de uma oportunidade única na recuperação dos recursos hídricos, através da reestruturação das práticas de gestão da água (Voulvoulis *et al.*, 2017). Uma vez que a *“água não é um produto comercial como outro qualquer, mas um património que deve ser protegido, defendido e tratado como tal”*, a diretiva surgiu de modo a compelir os Estados Membros a atingirem pelo menos o “bom” estado (ou “bom” potencial) em todas as suas massas de água ou, caso a situação já se verifique, manter esse estado (Diretiva 2000/60/CE).

Cada Estado-Membro encarregou-se de eleger alguma autoridade competente responsável pela implementação e cumprimento da diretiva no respetivo país. Em Portugal, o Instituto Nacional da Água (INAG), atual Agência Portuguesa do Ambiente (APA), foi o organismo do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional selecionado para o cargo. A implementação da diretiva consistiu na identificação de todas as massas de água do território e sua respetiva caracterização, desde a delimitação de regiões hidrográficas ao reconhecimento de todas as fontes de poluição pontuais, difusas, hidrológicas e morfológicas, para assim se procedesse ao desenvolvimento de planos de gestão para cada região hidrográfica (PGRHs) (Diretiva 2000/60/CE; INAG, 2006). Os PGRHs consistem em programas de medidas elaborados para alcançar os objetivos da diretiva, sendo estes elaborados e atualizados em três ciclos de 6 anos. Inicialmente, o final do 1º ciclo, em 2015, foi considerado como a data-limite para a concretização do objetivo do “bom” estado em todas as massas de água. No entanto, a DQA permite que os Estados-Membros que não conseguiram atingir esse objetivo em 2015, o cumpram até ao final do 2º e 3º ciclos, que datam os anos de 2021 e 2027, respetivamente, mediante justificações claras e bem fundamentadas (Diretiva 2000/60/CE; European Commission, 2012; Maia, 2017; Carvalho *et al.*, 2019).

No seu Artigo 14.º, a Diretiva Quadro da Água reforça a necessidade de os Estados-Membro *“incentivarem a participação ativa de todas as partes interessadas na execução da presente diretiva”*, principalmente através da informação, consulta e participação ativa do público na produção, revisão e atualização dos Planos de Gestão de Bacias

Hidrográficas (Diretiva 2000/60/CE; Martínez-Fernández *et al.*, 2020). A participação pública foi introduzida no âmbito de reforçar a qualidade da PGRHs, através de decisões efetuadas de um modo colaborativo e transparente, o que permitiria com que a sua implementação fosse bem-sucedida. A participação de *stakeholders* e partes interessadas, que anteriormente não estariam presentes no planeamento de decisões e procedimentos, além de aumentar a consciencialização para problemas ambientais nas massas de água, também proporcionaria uma oportunidade de estes representarem os seus interesses, levando a uma maior aceitação das medidas aplicadas (Voulvoulis *et al.*, 2017; Rimmert *et al.*, 2020). Assim, uma ação conjunta entre as autoridades, *stakeholders* e cidadãos na criação e execução de medidas é crucial para se atingir uma gestão sustentável dos recursos hídricos (Maia, 2017). Apesar de a diretiva garantir a obrigatoriedade de publicação e disponibilidade de documentos, a ambiguidade da formulação de texto sobre a “participação ativa” pode levar a diferentes interpretações, o que acaba por resultar no pouco contributo do público na sua implementação e execução. Um dos maiores obstáculos é o facto de os *stakeholders* e a população apenas serem convidados a participar no processo após este ter sido totalmente analisado/formalizado. Para além disso, a preferência de uma tomada de decisões mais centralizada e a utilização de uma linguagem muito técnica em documentos e reuniões acaba por dificultar o envolvimento da população com os temas (Maia, 2017; Voulvoulis *et al.*, 2017; Martínez-Fernández *et al.*, 2020). Em Portugal, o processo participativo das PGRHs ficou designado a duas entidades, sendo uma delas o Conselho Nacional da Água, um órgão consultivo liderado pelo Ministério do Ambiente, que tem como finalidade recomendar e orientar para as decisões sobre a política da água. A segunda entidade participativa são os Conselhos de Região Hidrográfica (Martínez-Fernández *et al.*, 2020). Em 2008, a criação destes organismos de gestão descentralizada resultou na promoção da participação das populações na governança da água. Os PGRHs elaborados entre 2009-2012 demonstraram a importância de uma proximidade no terreno na identificação de problemas e soluções integradas. Porém, em 2012, a integração destas entidades à APA, que ficaria entregue de representar o Estado Português como Autoridade Nacional da Água, levou a uma tomada de decisões mais centralizada, resultando na perda de ações e produções de material de divulgação mais regionalizados (Schmidt *et al.*, 2015).

Assim, a adoção de políticas mais descentralizadas de modo a aumentar o conhecimento da população e *stakeholders* e a sua permanente participação na criação de medidas a legitimar contra os diversos problemas ambientais pode se mostrar fundamental no alcance bem-sucedido do objetivo da DQA em atingir o “bom” estado ecológico em todas as massas de água (Maia, 2017; Voulvoulis *et al.*, 2017).

1.3 Estado da Águas Superficiais

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 uma melhor avaliação e desenvolvimento das PGRHs, uma vez 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).

Antes da implementação da DQA através da Lei da Água (Lei nº55/2005), os parâmetros físico-químicos eram o principal fator decisivo na avaliação e classificação da qualidade da água, seguindo-se dos parâmetros microbiológicos (Decreto-Lei n.º 74/90; Decreto-Lei n.º 236/98). Uma monitorização de parâmetros físico-químicos através da recolha periódica de amostras de água e da sua posterior análise, para além da deteção imediata de quaisquer alterações nas propriedades físicas e químicas da água, também permitia apurar a concentração da variável em causa e a sua variação ao longo de várias estações (Goulart & Callisto, 2003; Qureshimatva *et al.*, 2015). No entanto, a avaliação da qualidade de água através de análises físico-químicas também apresenta desvantagens, uma vez que estas apenas fornecem dados relativamente ao instante em que a amostra foi retirada. Mesmo com o aumento da frequência das recolhas das amostras, a constante existência de uma descontinuidade espacial e temporal entre as amostragens impede a deteção de possíveis eventos poluidores a curto prazo. Também os dados obtidos podem ser insidiosos, dado que a presença de poluentes nos ecossistemas aquáticos pode ser diluída dependendo da sua concentração inicial e das características da respetiva linha de água (Goulart & Callisto, 2003; Baptista, 2008). Para além disso, a análise de parâmetros físico-químicos não denuncia possíveis alterações que ocorrem nos habitats e respetivas comunidades biológicas, tornando-os fracos indicadores de alterações no comportamento e ciclo de vida dos organismos provocadas pelas várias pressões antropogénicas a que estes estão sujeitos (Rodrigues *et al.*, 2021). Deste modo, a realização de uma avaliação do “estado ecológico” de uma massa de água superficial recorrendo apenas a elementos químicos e físico-químicos gerais torna-se incompleta e pouco eficiente (Baptista, 2008).

Estas limitações que surgiam nos estudos da avaliação da qualidade do “estado ecológico” de águas superficiais só foram ultrapassadas com a avaliação de comunidades biológicas, quando foi introduzida a DQA, onde a avaliação de diferentes

elementos químicos e físico-químicos gerais e poluentes específicos passaram a servir de suporte aos elementos biológicos.

Os organismos que constituem as comunidades biológicas que habitam os ecossistemas aquáticos apresentam adaptações evolutivas quando expostos a diferentes condições ambientais, quer estas sejam desencadeadas por fatores bióticos ou abióticos (Goulart & Callisto, 2003; Baptista, 2008). Face a uma determinada alteração no ecossistema, os organismos da comunidade começam a apresentar diferentes limites de tolerância, acabando por se distinguir em dois tipos: organismos considerados “sensíveis”, quando estes não são capazes de suportar as novas condições ambientais, e em organismos “tolerantes”, quando o contrário se verifica. Se a alteração do meio atingir um nível letal para aqueles considerados “sensíveis”, estes começam a desaparecer, deixando espaço para um aumento dos organismos “tolerantes” (Alba-Tercedor, 1996). Estas modificações na estrutura, composição, riqueza e diversidade das comunidades biológicas acabam por refletir a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos e todas as pressões as que estes estão sujeitos por um período de tempo mais amplo (Baptista, 2008), tornando a monitorização de elementos biológicos uma ferramenta fundamental para uma avaliação do “estado ecológico” de uma massa de água superficial mais completa e unânime.

O “estado ecológico” de uma massa de água superficial é descrito como “*a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície, expresso com base no desvio relativamente às condições de uma massa de água semelhante em condições consideradas de referência*”, sendo o “estado de referência” como o estado de alta resiliência, no presente ou passado, cuja presença de qualquer tipo de pressões antropogénicas significativas seja nula ou quase nula e onde os distúrbios não ultrapassam a capacidade de purificação do ecossistema (Diretiva 2000/60/CE; Baptista, 2008; INAG, 2009). No entanto, a Diretiva 2000/60/CE salienta que o “bom” estado de uma massa de água superficial apenas é alcançado “*quando o seu estado químico e ecológico é considerado, pelo menos, bom*”. Assim, uma correta classificação do “estado ecológico” é feita a partir da avaliação de três conjuntos de elementos de qualidade definidos no Anexo V da Diretiva 2000/60/CE, nomeadamente elementos biológicos, hidromorfológicos e químicos e físico-químicos gerais, sendo indicados para cada um deles, indicadores operacionais específicos (Diretiva 2000/60/CE; Dworak *et al.*, 2005; INAG, 2009).

No caso das águas superficiais naturais, os parâmetros físico-químicos gerais a monitorizar incluem parâmetros para avaliação das condições térmicas, condições de oxigenação, salinidade, estado de acidificação e condições relativas a nutrientes, enquanto os indicadores operacionais para os elementos de qualidade biológico incluem

o estudo das comunidades de macrófitos, peixes, fitobentos e macroinvertebrados bentónicos (Diretiva 2000/60/CE), sendo este último abordado neste estudo.

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”. 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). Assim, um curso de água irá apresentar um “estado ecológico” igual aquele obtido pelo elemento que apresente a pior classificação, segundo o princípio designado por “*one out, all out*” (Figura 1). Em suma, apenas é necessário que um dos elementos monitorizados seja incapaz de atingir o “bom” estado para que a massa de água superficial falhe em alcançar os objetivos da DQA (Maia, 2017; Voulvoulis *et al.*, 2017).

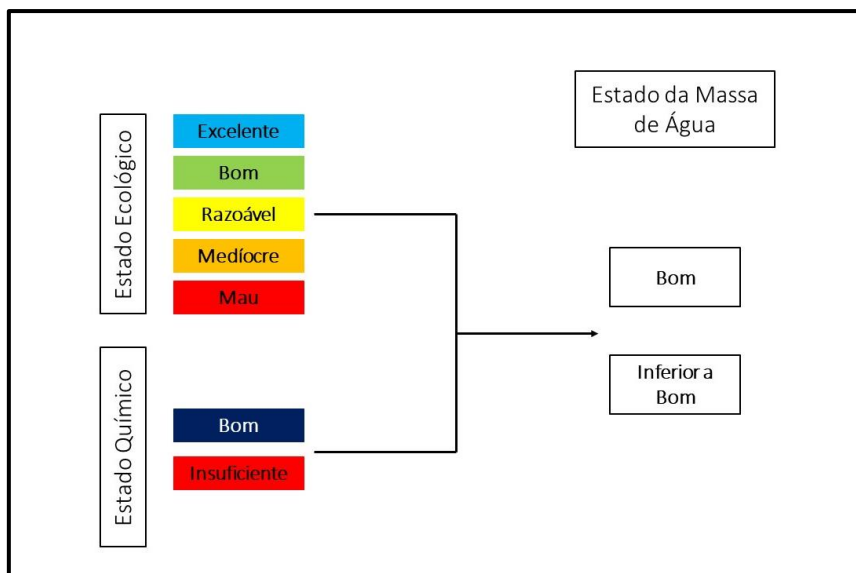


Figura 1: Esquema conceptual de “bom” estado ecológico (adaptado de INAG (2006)).

Também a DQA propôs aos Estados-Membro o estabelecimento de valores entre as fronteiras do estado “Excelente” e o estado “Bom”, assim como entre o “Bom” e o “Razoável”, por meio de um Exercício de Intercalibração (INAG, 2009). Este processo pretendeu garantir uma melhor compreensão do “Bom estado ecológico”, assegurando que estes permanecessem consistentes com as definições estabelecidas pela DQA. A realização do Exercício de Intercalibração iniciou-se com a distribuição dos vários Estados-Membro em diferentes grupos, designados por Grupos de Intercalibração Geográficos (GIG), onde os países que integrassem o mesmo GIG partilhavam entre si tipos de massas de água comuns. No caso dos rios, Portugal integrou o GIG Mediterrâneo, juntamente com Chipre, Espanha, Eslovénia, França, Grécia e Itália (INAG, 2009). Só após esta distribuição é que se procedeu à delimitação de valores que

definiriam as fronteiras entre os diferentes “estados ecológicos”. No caso dos elementos de qualidade biológica, essas fronteiras foram definidas através de índices que traduziam as alterações observadas nas comunidades biológicas quando sujeitas a diferentes graus de pressões. Para além disso, também os parâmetros físico-químicos e hidromorfológicos foram sujeitos a este processo de intercalibração (INAG, 2006). No entanto, e apesar da importância deste processo, no final da 1ª fase do Exercício de Intercalibração, apenas dois indicadores operacionais dos elementos biológicos tinham sido completamente intercalibrados: os Macroinvertebrados Bentónicos e os Fitobentos (INAG, 2009).

1.4 Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores da Qualidade da Água

Os macroinvertebrados bentónicos foram um dos primeiros indicadores operacionais dos elementos biológicos completamente intercalibrados durante o 1º Exercício de Intercalibração (INAG, 2008). Apesar de o termo “macroinvertebrados” não corresponder a um conceito taxonómico específico, mas a uma delimitação artificial de grupos de organismos invertebrados (Alba-Tercedor, 2006), estes são geralmente designados como organismos multicelulares que não possuem nem desenvolvem uma coluna vertebral e que são observáveis a olho nu, uma vez que a maioria possui tamanho superior a 1 mm (Rosenberg & Resh, 1993). Por outro lado, de acordo com Rosenberg & Resh (1993), “bentos” são definidos como organismos cujo habitat é o fundo dos ecossistemas aquáticos, durante pelo menos parte do seu ciclo de vida, estando estes associados a diferentes tipos de substratos, quer orgânicos como inorgânicos. Assim, macroinvertebrados bentónicos são considerados como aqueles organismos que ficam retidos em uma rede ou crivo de malha de 500 µm ou inferior (Stark *et al.*, 2001).

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. Das vantagens associadas às comunidades de macroinvertebrados bentónicos, destacam-se a sua grande ubiquidade, abundância relativa em ecossistemas aquáticos e ampla diversidade de formas e hábitos (Martins *et al.*, 2020). Estas comunidades também possuem grande sensibilidade a diferentes tipos de pressões antropogénicas, como poluição orgânica, poluentes específicos, degradação hidromorfológica, acidificação e degradação em geral. Na presença de uma pressão, as comunidades reagem de modo diferente em

função da duração do seu ciclo de vida e da mobilidade do organismo (INAG, 2008; INAG, 2009). Uma vez que os macroinvertebrados bentónicos possuem baixos padrões de dispersão, estes acabam por oferecer uma avaliação fiável dos impactes existentes na área de estudo. Além disso, o facto de os macroinvertebrados possuírem ciclos que possam variar entre semanas a meses, faz com que estes demonstrem respostas mais rápidas a mudanças no ecossistema relativamente a outros indicadores com ciclos de vida mais longos e permite a deteção de efeitos da poluição por um período mais prolongado (Rodrigues *et al.*, 2019; Martins *et al.*, 2020). A vasta riqueza taxonómica bem estabelecida permite uma identificação fácil até ao nível de família, assim como é fundamental para a deteção dos diferentes níveis de poluição, pois a sensibilidade e/ou tolerância dos diferentes grupos taxonómicos é bem conhecida para ser utilizada na avaliação do estado das massas de água superficiais naturais (Martins *et al.*, 2020). Por último, é de destacar o modo fácil e acessível com que se realiza a colheita de macroinvertebrados bentónicos em rios, assim como os procedimentos laboratoriais que, apesar de demorosos e delicados, são relativamente simples de se efetuar (INAG, 2009).

1.5 Microplásticos

“Plástico” é o termo utilizado para definir uma subcategoria de uma classe maior de materiais designados por polímeros que, na presença de calor, amolecem e podem ser moldados (GESAMP, 2015). Os plásticos são um dos materiais com maior procura na indústria. Atingindo uma produção na Europa de 61,8 milhões de toneladas em 2018, este material integra as maiores massas de resíduos globais (Rodrigues *et al.*, 2018; PlasticsEurope, 2019). Atualmente, o destino da maioria dos plásticos após o seu consumo é a reciclagem e processos de recuperação de energia (75,1%); no entanto, uma porção desses resíduos ainda é descartado em aterros sanitários (24,9%) (PlasticsEurope, 2019). Por causa da existência de medidas de gestão inadequadas e à sua colocação incorreta nos aterros, os plásticos constituem hoje uma preocupação global emergente devido à sua enorme ubiquidade, natureza persistente e potencial para causar danos nos ecossistemas, organismos e saúde humana (Rodrigues *et al.*, 2018). Para além disso, o surgimento da pandemia COVID-19 veio aumentar a utilização de materiais essencialmente constituídos por plásticos de uso único, tais como equipamentos de proteção pessoal (luvas e máscaras), com o intuito de prevenir uma maior transmissão da doença. No entanto, o descarte cuidadoso destes novos materiais ainda é desconhecido e não tem recebido a atenção necessária para impedir uma

poluição adicional de plásticos no ambiente. Podendo ser carregados pelo vento, rios, ribeiros e correntes, estes plásticos têm o potencial de se espalhar e até fragmentar, criando um problema ambiental ainda mais preocupante: os microplásticos (Prata *et al.*, 2020a).

Microplásticos (MPs) são definidos como sendo pequenas partículas de plásticos com tamanho inferior a 5 mm (GESAMP, 2015). Estes MPs podem resultar da fragmentação de plásticos de maiores dimensões, por fotodegradação, degradação química ou biológica, ou abrasão mecânica (MPs secundários); ou são propositadamente fabricados a uma microescala, como para esfoliantes e cosméticos (MPs primários), podendo ainda se decompor em nanoplásticos (Rodrigues *et al.*, 2018; Prata *et al.*, 2019b). Devido ao seu pequeno tamanho, estas partículas podem ser facilmente transportadas para ecossistemas aquáticos, particularmente cursos de água doce, onde acabam por se acumular, tanto na coluna de água como nos sedimentos. De modo geral, estes sistemas de água doce servem como um meio de transporte de MPs entre os ecossistemas terrestres e os marinhos (Rodrigues *et al.*, 2018). Estima-se que, em todo o mundo, mais de 60 mil milhões de microplásticos sejam arrastados diariamente desde os rios até aos oceanos (GESAMP, 2015).

Os microplásticos têm vindo a ser estudados desde o início dos anos 70, quando a sua presença foi encontrada pela primeira vez em águas marinhas (Carpenter *et al.*, 1972). No entanto, e apesar de serem um dos maiores contribuidores da presença de plásticos nos oceanos, a ocorrência de MPs em sistemas de água doce não é tão bem estudada como em sistemas marinhos. Só recentemente é que os estudos de MPs se começaram a focar em ecossistemas de água doce (Rodrigues *et al.*, 2018; Scherer *et al.*, 2020). Estudos realizados demonstraram que a concentração de MPs em sedimentos pode ser superior àquelas encontradas na coluna de água (Hurley *et al.*, 2018; Scherer *et al.*, 2020). A camada sedimentar, assim como a interface sedimento-água, são zonas com uma intensa atividade biológica, fornecendo habitat e fontes de alimento a uma vasta variedade de organismos (Hurley *et al.*, 2018). No entanto, a sua contaminação representa uma ameaça para todo o ecossistema. Devido ao seu pequeno tamanho e diversidade de cor, os MPs apresentam uma maior biodisponibilidade para serem ingeridos pelos organismos presentes na matriz, pois acabam por ser confundidos com o alimento natural destes organismos (Desforges *et al.*, 2015; McGoran *et al.*, 2017). A incapacidade dos organismos em expelir os microplásticos acaba por induzir uma vasta gama de efeitos tóxicos ou outros efeitos adversos, uma vez que a retenção de MPs no sistema digestivo do organismo pode causar obstruções, transferências para outros tecidos e redução da absorção de nutrientes. Tudo isto provocará um mau funcionamento do indivíduo, desde a redução

de reservas de energia ao aumento do stress oxidativo, afetando a sua sobrevivência, crescimento, reprodução e, conseqüentemente, levando à morte. Para além disso, a permanência das partículas de microplásticos no interior do organismo após a sua ingestão resulta na transferência desses MPs para níveis tróficos superiores da cadeia alimentar, podendo mesmo alcançar a espécie humana (Desforbes *et al.*, 2015; Hurley *et al.*, 2017). Desde zooplâncton (Desforbes *et al.*, 2015), a macroinvertebrados bentónicos (Nel *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2021b), a peixes (McGoran *et al.*, 2017), vários são os estudos que demonstram a presença de MPs no interior de vários organismos, salientando a ideia de uma posterior bioacumulação na cadeia alimentar e, conseqüentemente, resultando na diminuição de várias espécies e à desestabilização de todo o ecossistema.

Assim, tanto uma contínua monitorização da contaminação de cursos de água superficiais por MPs como uma consciencialização das populações sobre o assunto, de modo a adotarem novos hábitos, são essenciais para uma mitigação e remediação bem-sucedida deste problema ambiental.

Objetivos

2. Objetivos

Os principais objetivos do presente estudo são:

- Avaliar a qualidade ecológica de dois sistemas fluviais do concelho de Guimarães: o rio Selho e a ribeira de Costa/Couros. Para tal, serão avaliados os parâmetros biológicos de macroinvertebrados bentónicos (anualmente) e químicos e físico-químicos gerais (sazonalmente) em diferentes locais de amostragem distribuídos ao longo do rio e ribeira, seguindo os métodos e índices recomendados pela Diretiva-Quadro da Água;
- Fazer uma primeira abordagem à poluição por microplásticos na ribeira de Costa/Couros através da avaliação da presença e quantificação de microplásticos, tanto em amostras biológicas (Oligochaetas) como de sedimentos recolhidos em diferentes locais de amostragem, a fim de averiguar a gravidade da problemática a nível local;
- Propor medidas para uma gestão eficaz dos cursos de água do concelho de Guimarães, de modo que satisfaçam as necessidades humanas e dos ecossistemas, de forma equitativa e sustentável.

Caraterização da Área de Estudo

3. Caraterização da Área de Estudo

As alterações do uso do solo e dos recursos hídricos, derivadas do aumento da exigência humana por recursos naturais e das atividades antropogénicas, resultam em mudanças drásticas da integridade dos ecossistemas fluviais, alterando vários processos químicos, físicos e biológicos e, consequentemente, modificando as suas comunidades biológicas (Karr, 1991; Nobre *et al.*, 2020). Também de acordo com Cortes *et al.* (2011), para além do uso do solo, outras caraterísticas da paisagem de grande escala, como geologia, relevo, clima (temperatura e precipitação) e padrões na vegetação, são essenciais na moldagem de habitats a nível local, influenciando, assim, as comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Deste modo, uma gestão dos recursos hídricos deve tratar de forma integrada os sistemas aquáticos, no âmbito das respetivas bacias hidrográficas, procurando uma abordagem a grande escala e considerando a estrutura da paisagem para uma maior gama de aplicações na elaboração de medidas para o desenvolvimento do seu aproveitamento, proteção e, caso necessário, recuperação (Ferreira *et al.*, 2009; Cortes *et al.*, 2011).

3.1 Concelho de Guimarães

3.1.1 Enquadramento Geográfico

O local escolhido para a realização deste estudo foi o concelho de Guimarães, localizado na região noroeste de Portugal (Figura 2A). Situado no distrito de Braga, o município de Guimarães é delimitado a norte pelo concelho de Póvoa de Lanhoso, a noroeste pelo concelho de Braga, a oeste por Vila Nova de Famalicão, a sudoeste, sul e sudeste por Santo Tirso, Vizela e Felgueiras, respetivamente, e a este pelo concelho de Fafe (Guimarães Turismo, n.d.). Abrangendo uma área de 240,955 km², o concelho de Guimarães compreende uma densidade populacional de 629,1 habitantes/km² (INE, 2021) distribuída por 48 freguesias/uniões de freguesias (Figura 2B) (Município de Guimarães, n.d.). Insere-se na sub-região do Vale do Ave, uma região caraterizada pela sua atividade industrial ao longo dos séculos (Vareiro *et al.*, 2013).

Adicionalmente, a cidade de Guimarães é uma das cidades mais importantes do território noroeste de Portugal (Remoaldo *et al.*, 2014). Sendo o local de nascimento do primeiro rei de Portugal e o castelo um símbolo da independência do país, o centro histórico de Guimarães é considerada como o berço da nação, apresentando um rico património cultural (Vareiro *et al.*, 2013; Remoaldo *et al.*, 2014). Devido a esse

património único, em dezembro de 2001, a cidade foi reconhecida pela UNESCO como Património Mundial da Humanidade, e no ano de 2012 hospedou a Capital Europeia da Cultura (Remoaldo *et al.*, 2014). Derivado desses eventos, o concelho de Guimarães tem apresentado um recente desenvolvimento do turismo, que juntamente com a indústria, tem caracterizado o distrito (Vareiro *et al.*, 2013).

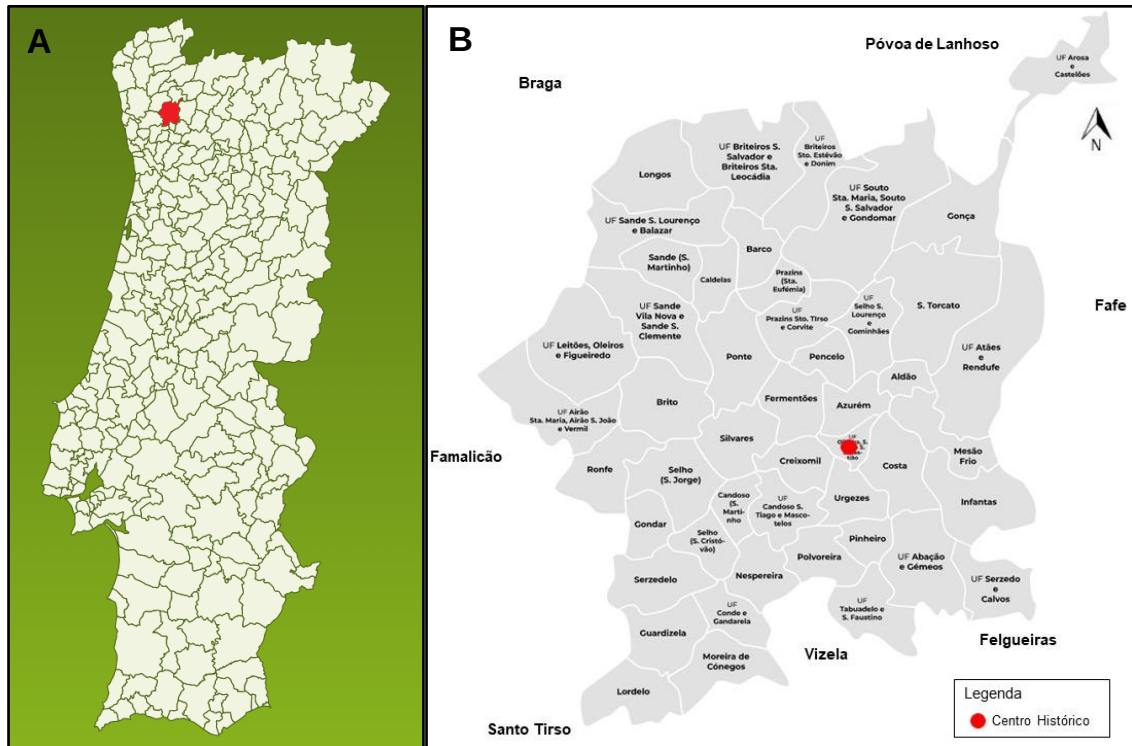


Figura 2: A) Localização geográfica do concelho de Guimarães em Portugal Continental (adaptado de Associação Nacional de Municípios Portugueses (2020)¹); B) Delimitação das 48 freguesias/união de freguesias do concelho de Guimarães e localização da cidade de Guimarães (adaptado de Município de Guimarães (n.d.)²).

3.1.2 Caracterização Climática

Do ponto de vista climático, o concelho de Guimarães integra-se em uma zona onde predomina o clima Atlântico, um clima caracterizado especialmente pelas temperaturas amenas, com verões moderados a quentes e invernos frios e chuvosos (Amorim *et al.*, 2014). É, por essa razão, uma região de amplitudes térmicas pouco acentuadas e com fortes pluviosidades médias.

¹ Associação Nacional de Municípios Portugueses (2020). Mapa de Municípios. <https://www.anmp.pt/municipios/municipios/municipios-de-a-a-v/> (Acedido em agosto de 2021).

² Município de Guimarães (n.d.). Freguesias. <https://www.cm-guimaraes.pt/municipio/freguesias> (Acedido em agosto de 2021).

Um dos pontos mais importantes na caracterização climática de um local é através da normal climatológica. A normal climatológica de um elemento de um certo local é designada como o valor médio obtido em um intervalo de tempo suficiente para se admitir que este representa o valor predominante daquele elemento no local considerado. Uma vez que esses intervalos possuem uma duração de 30 anos, atualmente apenas duas Normais Climatológicas são utilizadas como normais de referências: as normais de 1931-1960 e 1961-1990 (IPMA, 2021). Por essa razão, as características climáticas, como temperatura do ar, precipitação e evaporação, para o local de estudo, foram quantificadas recorrendo aos dados obtidos na Estação climatológica de Braga – Posto Agrário, para a Normal Climatológica de 1961-1990.

De acordo com o Plano Diretor Municipal de Guimarães (PDM) (Câmara Municipal de Guimarães, 2020), cuja última revisão data o ano de 2020, a temperatura média anual do ar no concelho de Guimarães é de 14°C, variando entre um mínimo de 4,3°C registado no mês de janeiro e um máximo de 27,4°C em agosto (Figura 3). Relativamente a valores absolutos, novamente o mês de janeiro destacou-se como o mês com o valor de temperatura mais baixo, atingindo -5,3°C, enquanto a temperatura máxima absoluta foi observada no mês de agosto, com 39,3°C. Assim sendo, é possível observar a temperatura mínima a atingir valores negativos durante 12 dias por ano, principalmente nos meses de janeiro e dezembro; por outro lado, o número de dias cuja temperatura máxima ultrapassa os 25°C é de 85 dias, sendo que estes ocorrem frequentemente durante os meses correspondentes à estação do verão. Em suma, a amplitude térmica anual é pouco acentuada, rondando o 11°C, que resulta em uma tendência diária, onde as manhãs apresentam baixas temperaturas que vão aumentando durante o dia até voltar a diminuir, de forma progressiva, no final da tarde.

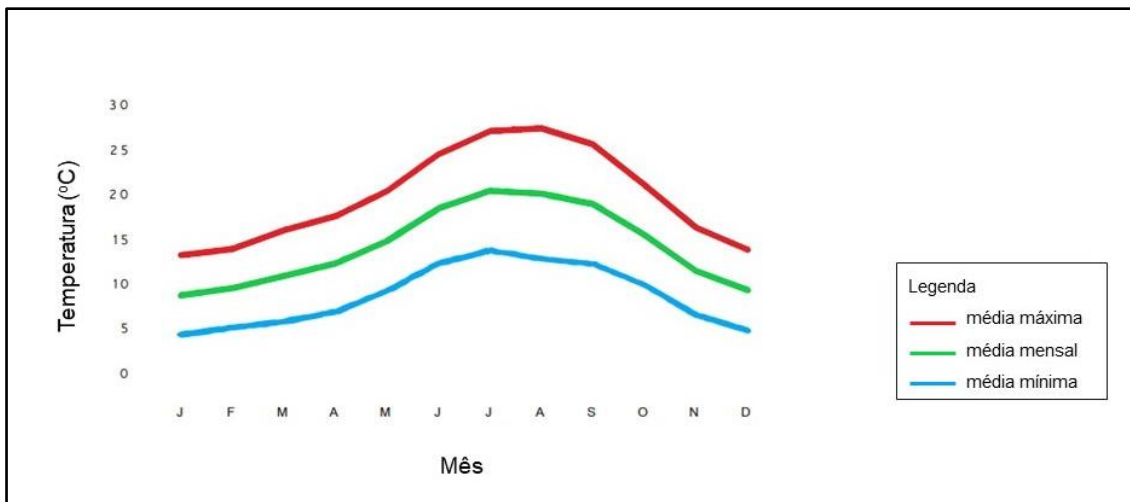


Figura 3: Valores mensais médios da temperatura do ar no concelho de Guimarães de acordo com a Estação climatológica de Braga – Posto Agrário para as Normais Climatológicas de 1961-1990 (adaptado de Plano Diretor Municipal de Guimarães).

Apesar de ser apenas umas das formas de precipitação, a pluviosidade é considerada a mais importante na dinâmica externa de vários processos naturais. É devido à dinâmica geral da atmosfera que se deve a constante irregularidade da distribuição das precipitações ao longo do ano, assim como pelo evidente contraste que existe entre as estações (Município de Guimarães, 2019). A precipitação anual média em Guimarães é da ordem dos 1400 a 2000 mm/ano, com a sua frequência a ultrapassar os 300 dias por ano. Em média, registam-se cerca de 133,9 dias na qual as precipitações com chuva são superiores a 0,1 mm, enquanto em 117,6 dias por ano evidencia-se precipitações inferiores a 1,0 mm. No entanto, durante cerca de 51,7 dias por ano, verifica-se a ocorrência de chuvadas de grande intensidade, registando-se precipitações superiores a 10 mm. Estes índices elevados de precipitação na região derivam, principalmente, da passagem de superfícies frontais conjugadas com o efeito das montanhas. O mês de dezembro destaca-se como o mês que apresenta a maior concentração de precipitação e valor máximo diário registado, com 213,3 e 103,5 mm, respetivamente; em contrapartida, o mês de julho verifica a concentração de precipitação mais baixo, com apenas 20,4 mm. É justamente nos meses de julho e agosto que se verifica o período mais seco do ano, isto é, quando o valor da precipitação é inferior duas vezes ao valor da temperatura (Figura 4) (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

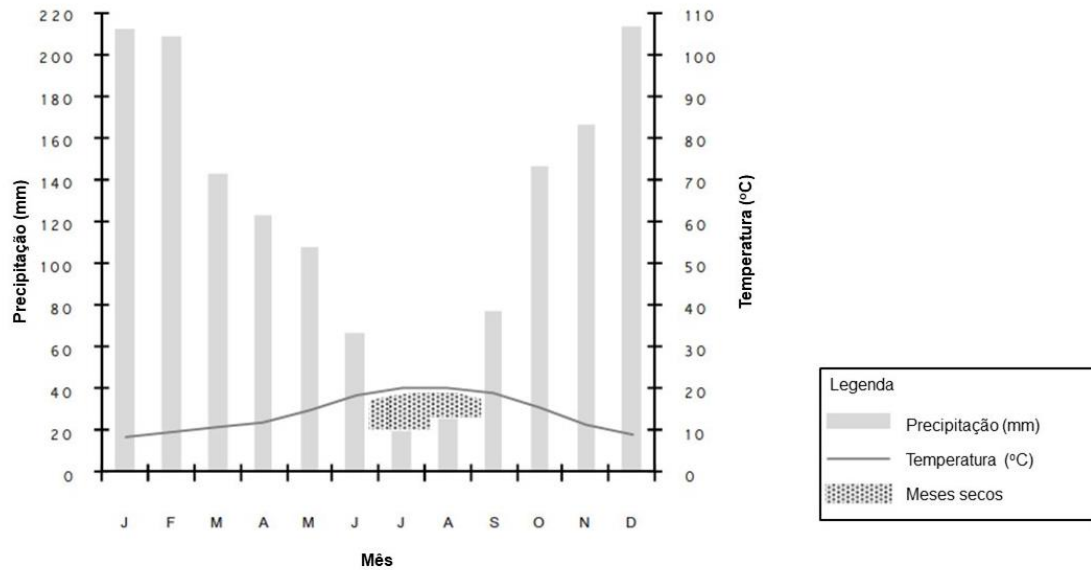


Figura 4: Gráfico termopluviométrico do concelho de Guimarães de acordo com a Estação climatológica de Braga – Posto Agrário para as Normais Climatológicas de 1961-1990 (Fonte: Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

Relativamente à humidade relativa do ar, o clima da região é considerado como húmido, mesmo durante os meses secos. Os valores médios anuais estão compreendidos entre os 71 e 84% de humidade, sendo que esta é sempre superior no início da manhã. No que se refere à evaporação, a média anual é de 846,5 mm, com o mês de julho a corresponder ao valor mais elevado, com 98,7 mm, e o mês de janeiro a apresentar o menor valor de evaporação, com apenas 46,7 mm (Figura 5) (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

Os ventos dominantes no concelho de Guimarães correspondem aos de nordeste (20,6%), seguindo-se do quadrante sudoeste (8,6%), com a velocidade média anual do vento a atingir os 3,5 km/h. É durante os meses de Inverno que se regista as velocidades médias mais elevadas, com 9,1 km/h correspondente ao quadrante sul e 7,1 km/h de sudeste, uma vez que estes ventos predominam nesta estação (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). Em contrapartida, na estação de verão verifica-se a predominância de ventos do norte e noroeste (Município de Guimarães, 2019; Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

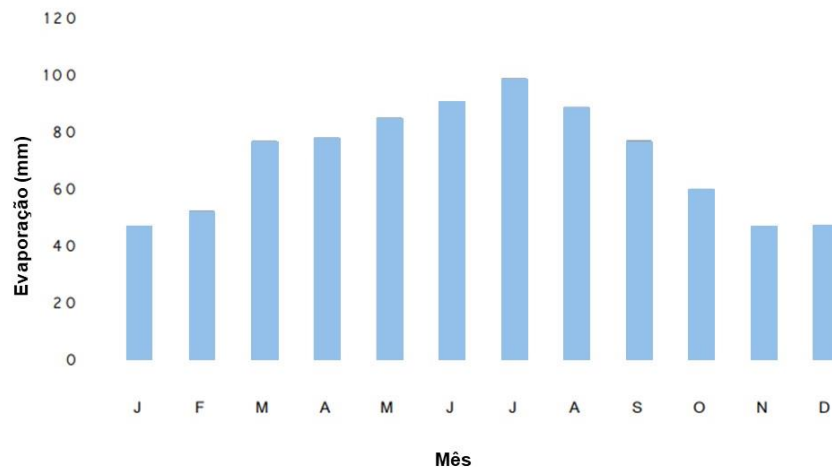


Figura 5: Valores médios mensais de evaporação do concelho de Guimarães de acordo com a Estação climatológica de Braga – Posto Agrário para as Normais Climatológicas de 1961-1990 (adaptado de Câmara Municipal de Guimarães (2020)).

3.1.3 Caraterização Geológica e Geomorfológica

Das quatro grandes unidades estruturais que constituem a Península Ibérica, o concelho de Guimarães integra-se no Maciço Hespérico. Também designado por Maciço Antigo, Maciço Ibérico ou Soco Hercínico, o Maciço Hespérico é a mais velha unidade estrutural geológica da Península, onde predominam rochas graníticas e xistosas, quartzitos e rochas metamórficas diversas (Rebelo, 1992). A estrutura do Maciço Hercínico é o resultado da sobreposição de várias fases tectónicas importantes do Terciário e Quaternário, onde, no fim da orogenia Hercínica, o material se tornou rígido e foi recortado por uma densa rede de fraturas de direções diversas (Monteiro, 2005).

Relativamente à natureza geológica, o concelho de Guimarães é maioritariamente ocupado por rochas graníticas, principalmente por aquele que se denomina por “Granito de Guimarães”, com pequenos afloramentos de xistos nas zonas noroeste e sudeste do concelho. Mais recentemente, depósitos superficiais de cascalheiras fluviais e argilas pouco espessas têm sido encontrados ao longo dos três principais cursos de água: o rio Ave, o Selho e o Vizela (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). A nível morfológico, o concelho é cercado a norte pela serra da Senhora do Monte, a noroeste pelas serras do Outeiro e Penedice, Sameiro e Falperra e a sudeste pela serra da Penha. A sul situa-se

o Vale do Rio Vizela, enquanto de nordeste a sudoeste prolonga-se o Vale do Rio Ave (Município de Guimarães, 2019).

A hipsometria de um certo território expressa o relevo em termos de faixas de altitudes, desde o seu ponto mais baixo até ao seu ponto mais culminante. Assim, uma análise ao mapa hipsométrico permite determinar umas das principais características do relevo da área: a amplitude altimétrica, isto é, a diferença ao nível da altitude entre os pontos mais baixo e elevado (Município de Guimarães, 2019). Com cerca de 536 metros, o concelho de Guimarães apresenta uma forte amplitude altimétrica, com o valor mais baixo de 77 metros no vale do rio Vizela e o mais alto com cerca de 613 metros na serra da Penha (Município de Guimarães, 2019; Câmara Municipal de Guimarães, 2020). Como se pode observar na Figura 6, no concelho de Guimarães, a classe entre os 100 e os 200 metros de altitude é a mais predominante, ocupando cerca de 42,5% da área total do município, seguindo-se das classes de altitudes intermédias (200 a 400 metros), na qual as classes dos 200 – 300 metros e dos 300 - 400 metros representam 27,7% e 17,4% do território, respetivamente. A área superficial cujas altitudes ultrapassam os 400 metros é de cerca de 11,4%, enquanto a classe de altitudes mais baixas, isto é, dos 0 aos 100 metros é muito restrita, encontrando-se apenas em 1% da área do concelho (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

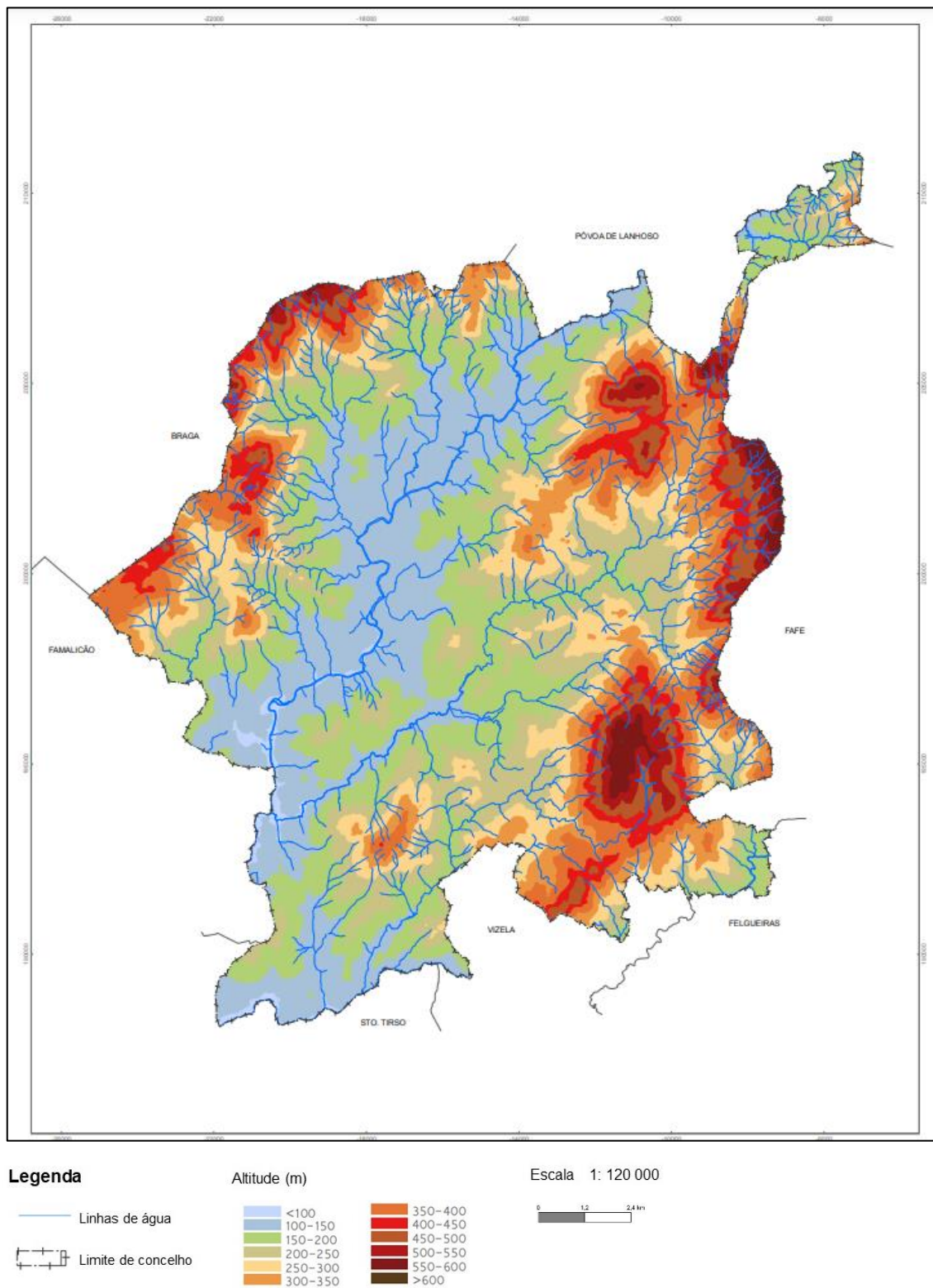


Figura 6: Mapa hipsométrico do concelho de Guimarães (Fonte: Câmara Municipal de Guimarães (2020)).

O conhecimento dos declives introduz outro fator quantitativo relevante para a interpretação do relevo. Referindo-se à inclinação morfológica do terreno, os declives apresentam uma grande influência na dinâmica das vertentes e na sua respetiva

morfologia, uma vez que influenciam os processos de desgaste e de transporte das vertentes. Deste modo, ao estudar os declives, não só se obtém uma melhor compreensão da caracterização geomorfológica da área, como também permite entender quais os declives mais favoráveis para a implementação de certas atividades humanas. Um exemplo é o facto de os declives limitarem a prática agrícola e florestal (Município de Guimarães, 2019). No concelho de Guimarães existe a predominância de vertentes com declive superior a 7%, representado cerca de 78,6% da área do território, com uma grande parte do concelho compreendido entre os 7 e 15%; por outro lado, apenas 21,4% do território possui declives inferior a 7% ou corresponde a áreas planas. Neste âmbito, declives mais elevados estão presentes em terrenos de maior altitude enquanto em áreas com altitudes inferiores a 300 metros prevalecem declives mais suaves a moderados (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

3.1.4 Tipo 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. Deste modo, é o conjunto de diferentes características e processos específicos, próprias de cada área, que proporciona a formação de um certo tipo de solo (Monteiro, 2005).

Assim, de acordo com a classificação proposta pela Direção Regional de Agricultura de Entre o Douro e Minho, é possível distinguir cinco unidades pedológicas no concelho de Guimarães: Antrossolos, Cambissolos, Leptossolos, Fluvisolos e Regossolos (Figura 7) (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

Os Antrossolos são o tipo de solo que, derivada da atividade humana, principalmente pela prática agrícola, ficaram profundamente modificados. A prática de cortes e escavações, adição de materiais orgânicos, regas contínuas, soterramento dos horizontes originais ou perfuração de horizontes superficiais são dos principais fatores que levam às perturbações no perfil original que caracteriza este tipo de solo. Aparecem, sobretudo, assentes em áreas cujo material original é o granito (Monteiro, 2005; Câmara Municipal de Guimarães, 2020). No final, o Antrossolo é a unidade pedológica mais comum no concelho de Guimarães, ocupando 46,4% do território Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

Por outro lado, os Cambissolos (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 vales (Câmara Municipal de Guimarães, 2020)) e 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 (Ricardo & Madeira, 2002) e que surgem normalmente associados a áreas de maior altitude (Monteiro, 2005)) apresentam pouca representatividade no concelho de Guimarães, correspondendo apenas a 0,3 e 0,2% da área total do concelho, respetivamente (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

Os Regossolos são solos de materiais não consolidados e que, em Guimarães, incidem sobre as áreas de granito, podendo, no entanto, ocorrer em áreas de vale mais estreitos. Estes solos ocupam cerca de 18,2% do território do concelho (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). Os restantes 11,5% do concelho são ocupados por Fluvissolos, solos com propriedades flúvicas e formação a partir de depósitos aluvionares (depósito de matérias orgânicas e inorgânicas deixado pelas águas). No concelho, a sua localização recai sobre os três principais cursos de água, e são normalmente aproveitados para utilização agrícola intensiva (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

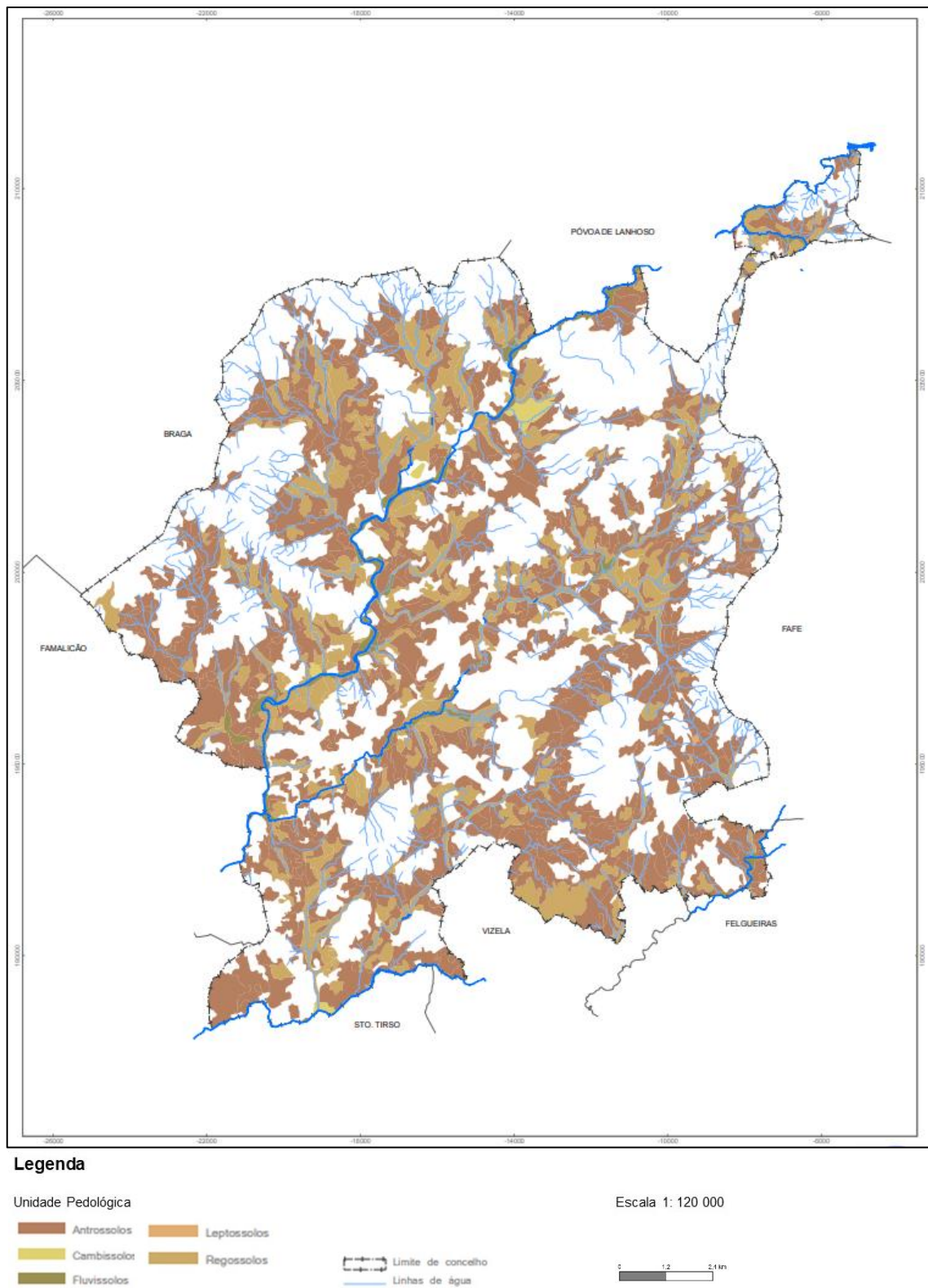


Figura 7: Distribuição das diferentes unidades pedológicas no concelho de Guimarães (Fonte: Câmara Municipal de Guimarães (2020)).

3.1.5 Caraterização Socioeconómica

De acordo com o Recenseamento da População e Habitação, também designado por Censos, realizado em 2001, o concelho de Guimarães observou um crescimento demográfico de 10,8% durante a década de 1991-2001. Este desenvolvimento demográfico manteve-se, ainda que com um crescimento mais ténue, até ao ano de 2004, momento em que se registou o valor mais elevado de população residente, com um total de 160 399 habitantes (Município de Guimarães, 2018). A partir desse momento dá-se início a um período de crescimento negativo, verificando-se, assim, uma inversão na tendência demográfica, ao ponto de, nos Censos 2011 se registar uma população residente de 158 048 habitantes, o que corresponde a um decréscimo de -0,9% (Município de Guimarães, 2018; INE, 2021). Esse decréscimo populacional tem-se verificado até à atualidade (Figura 8): no ano de 2020, o concelho de Guimarães registava uma população residente de 151 621, sendo o número total de habitantes em Portugal de 10 347 892 indivíduos (INE, 2021).



Figura 8: Evolução da população residente no município de Guimarães, no período de tempo de 2011 a 2020 (Fonte: INE (2021)).

Entre as áreas mais densamente povoadas, é de se destacar as freguesias de Azurém, Caldelas, Creixomil, Costa, UF de Oliveira, São Paio e São Sebastião, Ponte, Selho São Jorge, Fermentões e Urgezes. Esta ocorrência merece particular menção por

corresponder às freguesias com características mais urbanas, pois constituem os arredores do Centro Histórico e o núcleo mais central da cidade. Para além disso, a expansão da atividade comercial no Centro Histórico tem uma grande influência no crescimento populacional destas áreas (Município de Guimarães, 2018; Município de Guimarães, 2019). Em contradição, freguesias localizadas mais a Norte, Noroeste e Nordeste do concelho (UF Arosa e Castelões, UF Souto Santa Maria, Souto São Salvador e Gondomar, Gonça, UF Atães e Rendufe, Prazins (Santa Eufémia) e Gondar) apresentam as densidades populacionais mais baixas. Novamente é de destacar esta ocorrência por se tratar de freguesias com uma elevada área territorial, onde a prática agrícola está bem enraizada e com uma taxa de envelhecimento da população superior (Município de Guimarães, 2019). Em suma, é possível observar uma perda da densidade populacional nas freguesias mais periféricas e com características mais rurais, enquanto freguesias consideradas como urbanas registaram acréscimos.

Apesar de, por muitos anos, o setor primário ter sido a atividade principal no concelho de Guimarães, o forte crescimento da indústria a partir da década de 70/80 teve uma grande influência na organização económica da agricultura local. Com o aumento da incidência de emprego a recair sobre a indústria, a agricultura começou a desenvolver características de pluriatividade, fazendo com que esta atividade diminuísse significativamente em todas as unidades territoriais do concelho. Outros aspetos que influenciaram a perda da predominância do setor primário no concelho devem-se ao envelhecimento dos agricultores, à falta de sucessores e à introdução da mecanização em alguns processos da agricultura (Município de Guimarães, 2019). Atualmente, o setor secundário é o maior empregador da população ativa do concelho, tornando, assim, o setor secundário como o setor dominante (Município de Guimarães, 2018). Contudo, a progressiva terciarização da sociedade, com o aumento do grau de instrução da população e aumento da atividade comercial, em conjunto com os problemas no setor têxtil, tem resultado em um aumento significativo do setor terciário, podendo, assim, levar a uma alteração da realidade económica do concelho (Município de Guimarães, 2018; Município de Guimarães, 2019).

3.1.6 Ocupação e Uso do Solo

Representando a ocupação do território de uma certa área através da distribuição espacial de diversas atividades, o uso do solo é um dos maiores influenciadores da quantidade e qualidade de um recurso hídrico. 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 (Tong & Chen, 2002; Cordero-Rivera *et al.*, 2017). A análise da ocupação atual do solo no concelho de Guimarães baseou-se na “Carta de Ocupação e Uso do Solo” (COS).

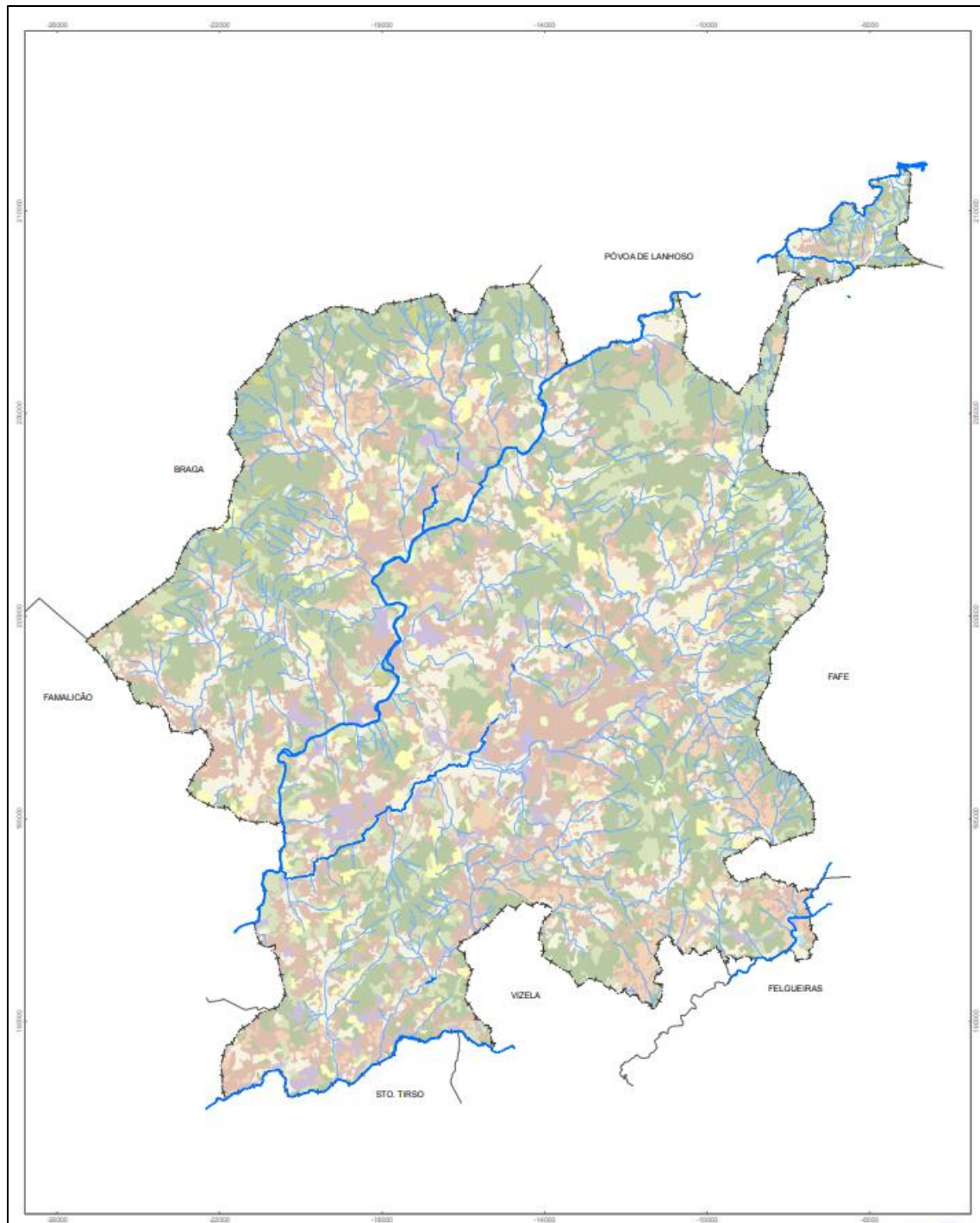
A série COS teve o seu início em 1990, sendo pela última vez atualizada no ano de 2018 para a produção da COS2018. A COS é baseada em uma cartografia de polígonos que representam unidades de uso do solo homogéneas, sendo que estas últimas designam-se como qualquer área de terreno superior ou igual à unidade mínima cartográfica definida (1 ha) com distância entre linhas superior ou igual a 20 m e cuja percentagem de uma determinada classe de ocupação/uso do solo seja superior ou igual a 75% da totalidade da área delimitada. 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).

No concelho de Guimarães, os espaços florestais têm predominado em toda a paisagem desde os tempos ancestrais. Apesar de nos últimos anos os espaços destinados a áreas residenciais terem aumentando e contribuído para uma diminuição das áreas florestais, ainda não foi suficiente para os ultrapassar e os espaços florestais e agroflorestais continuam a dominar, ocupando quase metade do território concelhio (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). Estas florestas são maioritariamente constituídas por povoamentos mistos de pinheiro-bravo e de eucalipto, as principais espécies introduzidas no território (Município de Guimarães, 2019; Câmara Municipal de Guimarães, 2020). A diminuição dos povoamentos florestais nativos está relacionada com a incidência de incêndios florestais e abate, levando à sua substituição por povoamentos de pinheiro-bravo e eucalipto, quer devido à rápida regeneração natural característica destas espécies ou pela sua plantação com o propósito de produção (Município de Guimarães, 2019). A substituição de florestas nativas por espécies exóticas (como algumas espécies de coníferas e eucaliptos) culminam na degradação tanto dos habitats como da biodiversidade (Fierro *et al.*, 2016), pois altera a constituição dos depósitos de matéria orgânica nos solos e linhas de água (Soares *et al.*, 2021). Alterações provocadas por uma grande quantidade de povoamentos de eucaliptos resulta na hidrofobia do solo, tornando-o seco e empobrecido, pois afeta a taxa de infiltração da água no solo, aumenta os escoamentos e promove a sua erosão, resultando, mais tarde, numa diminuição do caudal dos cursos de água (Cordero-Rivera *et al.*, 2017). Para além disso, a coabitação de diferentes espécies exóticas pode levar a impactes muito diferentes daqueles obtidos pela introdução de uma única espécie. As zonas ripárias representam zonas de transição entre os ecossistemas aquáticos e

terrestres. Assim, também substituindo a vegetação ripária nativa, essencial na manutenção da biodiversidade, para exótica alterará de tal modo vários outros fatores, como os regimes de iluminação e temperatura e variáveis físicas e químicas da água, que afetará, de modo negativo, as comunidades presentes nesses ecossistemas (Cordero-Rivera *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2021). Atualmente, já existem vários estudos que demonstram que essas alterações na ocupação do solo afetam as comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Fierro *et al.*, 2016; Cordero-Rivera *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2021). Quanto à vegetação nativa, esta é apenas encontrada em pequenos, mas valiosos, núcleos de folhosas seriamente ameaçados, principalmente à base de carvalhos (*Quercus* spp.) e sobreiros (*Quercus suber*), ao longo de zonas ribeirinhas e linhas de água principais. Também se salienta a presença de manchas de castanheiro (*Castanea sativa*) que, apesar de não ser autóctone, é uma espécie bem adaptada ao clima vimeirense. De modo geral, a floresta do concelho é caracterizada como não heterogénea do ponto de vista da composição, sendo que as maiores manchas contínuas estão basicamente localizadas nos limites norte, oeste e nordeste do concelho (Figura 9) (Município de Guimarães, 2019).

Apesar de não ser considerado o setor dominante no concelho de Guimarães, observando a Figura 9, é possível perceber que as áreas agrícolas continuam a abranger uma área significativa do território concelhio (30%), sendo a segunda maior ocupação do solo (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). As culturas temporárias, isto é, prados temporários e culturas forrageiras associadas à produção bovina (Monteiro, 2005), predominam em 18% os espaços agrícolas do total do concelho, mas existindo também áreas agrícolas heterogéneas e ainda áreas de culturas permanentes (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). De acordo com Monteiro (2005), na Região Entre Douro e Minho, região na qual se insere o concelho de Guimarães na sua totalidade, as vinhas são, das culturas permanentes, as que apresentam maior peso, com uma preferência de vinhas para a produção de vinho branco.

Derivadas do desenvolvimento socioeconómico significativo, as áreas artificializadas apresentam o terceiro maior estabilidade de ocupação, com aproximadamente 19% (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). 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, conseqüentemente, a lixiviação de vários contaminantes. Estas alterações provocam a deterioração não só da qualidade dos ambientes aquáticos como das respetivas zonas envolventes (Wei *et al.*, 2020).



Legenda

Ocupação do solo

- | | |
|---|--|
| Tecido urbano | Florestas |
| Indústria, comércio e transportes | Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea |
| Espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos | Zonas descobertas e com pouca vegetação |
| Áreas de extracção de inertes, áreas de deposição | Águas interiores |
| Culturas permanentes | Linhas de água |
| Culturas temporárias | Limite de concelho |
| Áreas agrícolas heterogéneas | |

Escala 1:120 000

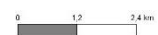


Figura 9: Uso do solo no concelho de Guimarães (Fonte: Câmara Municipal de Guimarães (2020)).

3.1.7 Caracterização Hidrográfica

Situada na zona Norte de Portugal, a Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2), cuja área total é de 3585 km², é um conjunto de três sub-bacias hidrográficas que integram as principais linhas de água afluentes aos rios Cávado, Ave e Leça e ainda as bacias costeiras associadas a pequenas linhas de água que drenam diretamente para o Oceano Atlântico. Na RH2 encontram-se englobados um total de 28 concelhos, onde apenas 9 estão abrangidos na sua totalidade, sendo Guimarães um desses concelhos (Figura 10) (APA, 2016). Por sua vez, o concelho integra-se, novamente, na sua totalidade, na bacia hidrográfica do Ave.

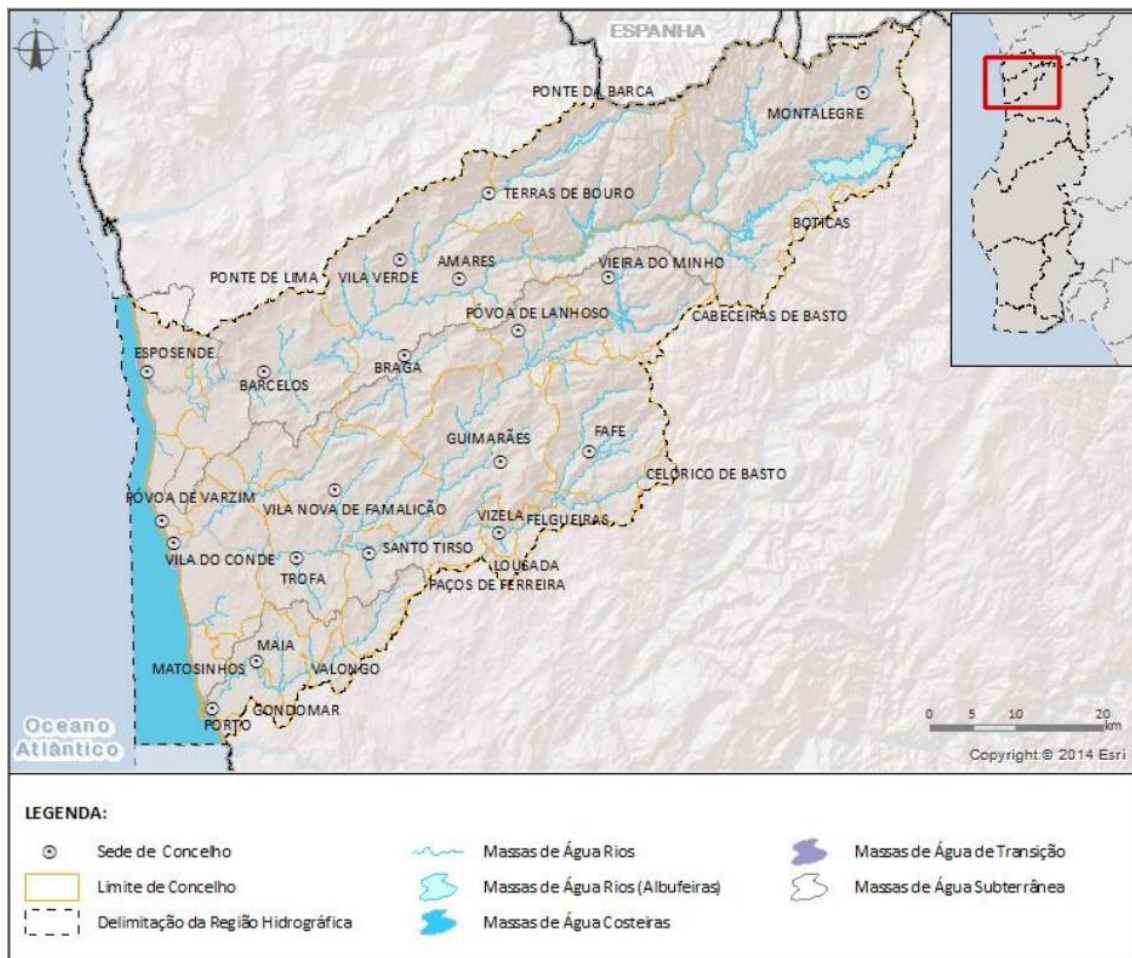
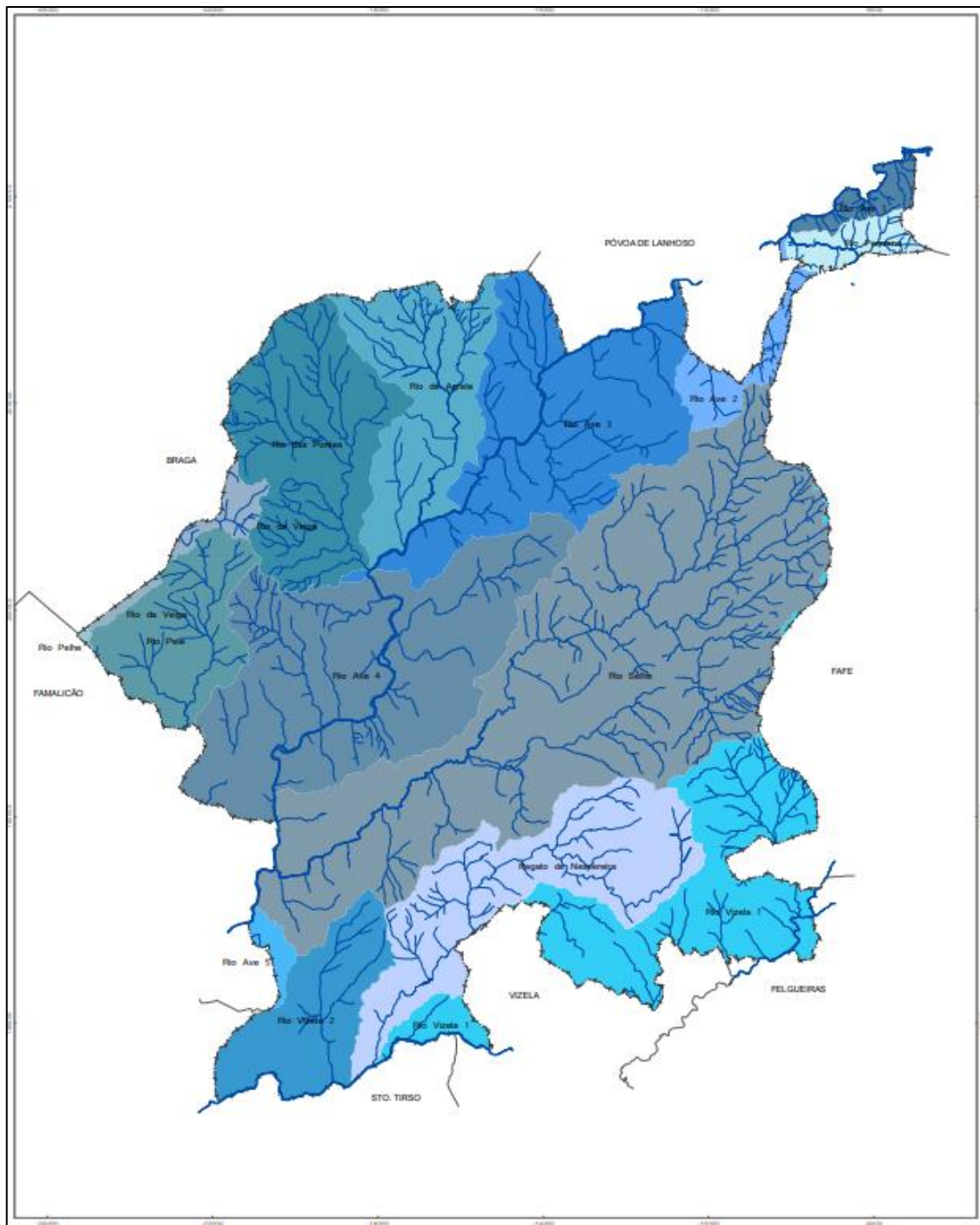


Figura 10: Delimitação da Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2) (Fonte: APA (2016)).

Possuindo uma área total de 1391 km², a bacia hidrográfica do Ave é limitada a norte e a sul pelas bacias hidrográficas do Cávado e Leça, respetivamente, e com as quais partilha a RH2, e a este e sul pela bacia do Douro (Câmara Municipal de Guimarães, 2015; APA, 2016). No total, estima-se que a bacia hidrográfica de rio Ave apresente uma

capacidade de armazenamento de recursos hídricos na ordem dos 100 hm³, em regime regular (Câmara Municipal de Guimarães, 2015).



Legenda

Sub-bacias

-

Escala 1:120 000



Figura 11: Mapa hidrográfico do concelho de Guimarães (Fonte: Câmara Municipal de Guimarães (2020)).

Percorrendo uma distância de 85 km desde a sua nascente à sua foz, e na qual 1/3 da sua extensão é feito no concelho de Guimarães, o rio Ave é considerado como a linha de água mais representativa do concelho (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). São os seus principais afluentes o rio Este, na margem direita, e o rio Vizela, na margem esquerda, drenando uma área de 247 e 340 km², respetivamente (APA, 2016). E apesar de não se integrar na sua totalidade no concelho de Guimarães, o rio Vizela é, juntamente o rio Ave e o rio Selho, considerado como um dos mais importantes do território concelhio, sobretudo entre a elevada densidade de linhas de água existentes (Figura 11) (Câmara Municipal de Guimarães, 2015). No entanto, a maioria dos cursos de água estão associados a declives suaves e a perturbações de escoamento, o que culmina em zonas com drenagem deficiente traduzido por longos períodos de encharcamento e, conseqüentemente, na ocorrência de cheias em determinadas áreas, especialmente durante a estação do Inverno (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

3.1.8 Valores Conservacionistas

Desde 1983, Portugal tem sido regulamentado pela “Reserva Ecológica Nacional” (REN). Designada como a estrutura biofísica que integra todas as áreas que, devido à sua função, sensibilidade e valor ecológico ou pela exposição e suscetibilidade face a diferentes riscos naturais, tornam-se objeto de proteção especial (Decreto-Lei n.º 124/2019), a REN visa contribuir na proteção dos recursos naturais, principalmente a água e o solo, salvaguardando processos essenciais para uma boa gestão do território, e na conservação da natureza e biodiversidade (Decreto-Lei n.º 166/2008). Para além desta legislação, Portugal é ainda regulamentado pela “Reserva Agrícola Nacional”.

Com o surgimento de uma nova ideologia no final do século XX associada à multiplicidade de funções do solo para além do desempenho das funções mais tradicionais, entre eles a regulação do ciclo da água, e o aumento da sensibilidade ambiental das populações, o solo passou a assumir o papel de recurso essencial para a sustentabilidade dos ecossistemas. Porém, devido à sua importância e escassez como recurso finito, a sua preservação tornou-se indispensável (Decreto-Lei n.º 73/2009). O surgimento da “Reserva Agrícola Nacional” (RAN) tem vindo a contribuir para a proteção e conservação dos solos de maior aptidão agrícola, garantindo a sua disponibilização a esta atividade, através do desenvolvimento de práticas agrícolas sustentáveis, e assegurando a qualidade do recurso às próximas gerações. Assim, a RAN é designada como o conjunto das áreas que, de acordo com características agroclimáticas, geomorfológicas e pedológicas, apresentam maior aptidão para a

atividade agrícola (Decreto-Lei n.º 73/2009). No concelho de Guimarães, a REN e RAN são as dimensões espaciais das diversas figuras de proteção e de ordenamento que mais sobressaem (Figura 12).

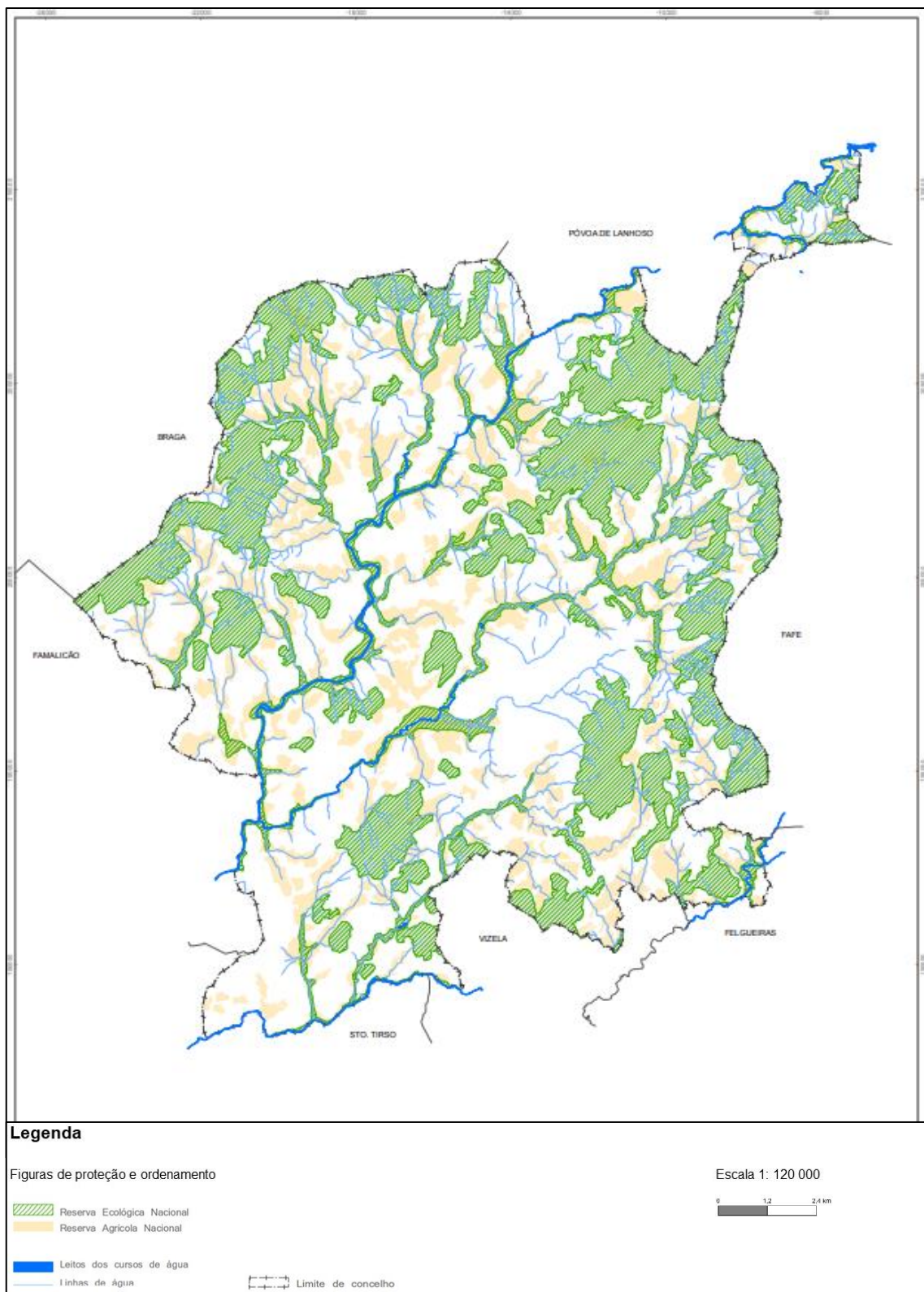


Figura 12: Localização geográfica das REN e RAN no concelho de Guimarães (Fonte: Câmara Municipal de Guimarães (2020)).

A REN delimitada no concelho de Guimarães ocupa aproximadamente 39,5% da área total do território, estando esta percentagem distribuída por seis sistemas da REN diferentes. Devido à elevada densidade de linhas de água existentes no concelho, os leitos dos cursos de água (qualquer terreno coberto por água quando não existe condições de cheias extraordinárias, inundações ou tempestade) correspondem ao sistema da REN mais predominante do território, alcançando um total de 7 380,5 m de extensão.

O processo de infiltração e retenção de água no solo é indispensável para um bom reabastecimento dos reservatórios das águas subterrâneas. Porém, com o aumento da impermeabilização do solo, a infiltração no solo tem vindo a diminuir, impactando negativamente a quantidade de água presente nos lençóis freáticos. Para mais, a infiltração e retenção da água no solo é dependente de características e fatores do território (clima, morfologia, vegetação, entre outros) e da combinação entre eles. Deste modo, a REN salienta a importância de conservação de todas as superfícies que apresentam as condições favoráveis ao processo de infiltração. Em Guimarães, estas áreas correspondem a 18,1% da superfície total. Neste contexto, é de destacar o sistema REN das cabeceiras das linhas de água, áreas cumeadas que, por se situarem na zona montante das bacias hidrográficas, possuem a função de captar as águas pluviais, promovendo a filtração máxima. Normalmente associadas às cabeceiras das linhas de água, o sistema de áreas de risco de erosão (19,8%) também coincide com as áreas de cumeada, onde se pretende diminuir o escoamento superficial das águas das chuvas de modo a prevenir a erosão da área, ao mesmo tempo que se possibilita a infiltração (Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

Quanto às zonas RAN, estas estão delimitadas em 28,99% do território, compreendendo uma área total de, aproximadamente, 6 988,27 hectares. Maioritariamente, estas áreas agrícolas são preenchidas por cultivos com uma alta diversidade de espécies, sendo apenas praticada uma agricultura de autoconsumo. A falta da prática da agricultura intensiva e de monoculturas nestas zonas torna estes lugares ótimos na promoção da diversidade de espécies (Câmara Municipal de Guimarães, 2020). De todas as zonas RAN e REN existentes no concelho de Guimarães, a mais conhecida é a zona da Veiga de Creixomil. Situada na freguesia de Creixomil, tal como o nome indica, esta verdejante e fértil planície é uma das áreas mais preciosas do concelho. Com cerca de 300 hectares, esta área é a combinação ideal entre o refúgio para inúmeras espécies e local perfeito para a prática de atividades agrícolas centenárias (Laboratório da Paisagem, 2021).

Construções implantadas em zonas de RAN e REN eram limitadas a situações na qual a construção serviria de apoio à produção, transformação e exploração de produtos

agrícolas, pecuárias ou silvícolas (no caso da RAN) ou que se destinavam exclusivamente à gestão, transformação de produtos florestas e à deteção e combate aos incêndios florestais (na REN). Assim sendo, durante o período de tempo de 2015 e 2018, verificou-se a implantação nas áreas REN e RAN de 27 e 43 construções, respetivamente (Município de Guimarães, 2018).

3.1.9 Poluição dos Cursos de Água

A poluição das águas é um dos principais problemas que a sociedade enfrenta relativamente à degradação do meio ambiente. A transversalidade dos recursos hídricos a todos setores acaba por os afetar, sobretudo por políticas relacionadas com a energia, agricultura, desenvolvimento urbano, turismo, indústria e finanças públicas. Isto torna a relação entre questões ambientais e as pressões socioeconómicas complexa (APA, 2019). A disputa pela água pode levar a conflitos e abusos entre os diferentes setores, especialmente em locais com uma elevada densidade de atividades (Costa, 2008).

Os problemas de poluição que afetam a qualidade da água dos cursos de água da Região Hidrográfica do Cávado, Ave estão relacionados, sobretudo, a descargas de efluentes de origem urbana, industrial e de pecuária (APA, 2016). De acordo com dados referenciados na APA (2019), na RH2 foram consideradas 99 descargas urbanas, das quais 97 corresponderam a descargas pontuais para os recursos hídricos e apenas 2 foram descargas no solo. Com a predominância de sistemas de tratamento de grau secundário, com cerca de 79% de infraestruturas que servem aglomerados populacionais de média dimensão, esta região torna-se suscetível à poluição por rejeições de efluentes sem tratamento mais exigente (APA, 2016). No caso do rio Ave, as normas de rejeição apenas implicam a remoção de cor e a compatibilização com o caudal do rio. No entanto, o descarte de efluentes residuais referentes à indústria transformadora continua a ser um dos principais problemas nesta região, principalmente na bacia hidrográfica do rio Ave (APA, 2019).

A poluição de origem industrial na bacia hidrográfica do rio Ave mostra ser um problema bastante antigo, uma vez que desde o início do século XX já se verificava um conjunto de fábricas instaladas nas suas margens e nas dos seus afluentes, com edifícios construídos de raiz, uso de mecanização moderna e significativa concentração operária (Costa, 2008; Costa, 2009). O vale do Ave, sobretudo o Médio Ave, tinha assim se transformado em um território industrial de grande densidade empresarial. Por ser um recurso indispensável em diversas fases do processo industrial (produção de energia, lavagens e operações de tinturaria), a água foi um fator determinante na

distribuição espacial das unidades industriais do Vale do Ave, ao ponto de se verificar que a sua localização acompanha o traçado de algumas linhas de água (Costa, 2009). São sobretudo as indústrias ligadas ao têxtil e à fiação, nas suas operações de branqueamento e tingimento, que mais contribuem para a poluição das águas. O descarte de escórias de carvão e resíduos industriais nas margens dos cursos de água foram práticas muito comuns em algumas fábricas e centrais térmicas desta zona e as principais causas pelos impactes nocivos ao ambiente fluvial (Costa, 2008). Mas apesar da ilegalização deste tipo de práticas, o lançamento de águas residuais ilegais para os sistemas aquáticos ainda se continua a verificar (Figura 13A). É no concelho de Guimarães que se encontra a terceira maior área de grande concentração do sector têxtil do Vale do Ave, nomeadamente em Pevidém, sendo este considerado o centro fabril rural mais importante deste género de indústria na região. Até aos anos 60, as freguesias situadas ao longo do rio Selho registaram um desenvolvimento industrial muito ativo na fiação, tecelagem e acabamentos (Costa, 2009).

Por serem consideradas como poluições pontuais, estas acabam por ser mais facilmente controladas e a sua eventual reabilitação é mais exequível. Por outro lado, a poluição difusa constitui um dos problemas mais graves para o ambiente, pois o seu controlo e adoção de medidas de recuperação tornam-se mais difíceis de assegurar.



Figura 13: Poluição do rio Selho por (A) descargas ilegais e (B) lixo propositadamente descartado ou derivado de escoamentos superficiais.

As pressões responsáveis pela poluição difusa na RH2 resultam, essencialmente, do arrastamento de poluentes naturais e antropogénicos por escoamentos superficiais até às massas de água superficiais (Figura 13B) ou por lixiviação até às massas de água subterrânea. Neste contexto, a poluição difusa pode resultar do excesso de aplicação de produtos em explorações agrícolas (fertilizantes e produtos fitofarmacêuticos) e sais resultantes das práticas de rega, substâncias derivadas de escoamentos superficiais de zonas urbanas, sedimentos de áreas em construção e aterros e lixeiras (APA, 2016). A agricultura é uma das principais atividades responsáveis pela presença de cargas de nutrientes (como nitratos e fósforo) nos ambientes hídricos. Também a poluição por excesso de nutriente pode acontecer devido a efluentes de origem de pecuária, principalmente se estes efluentes forem aplicados nos solos agrícolas de forma menos adequada. Também na Região Hidrográfica de Cávado, Ave e Leça foram identificados 5 aterros de exploração, para além de mais 2 já encerrados e selados. Um desses aterros encerrados encontra-se, precisamente, no concelho de Guimarães (APA, 2019).

Com a exceção de alguns troços próximos das nascentes das linhas de água, de um modo geral, os cursos de água, tanto da bacia hidrográfica do Ave como do concelho de Guimarães, apresentam graves perturbações, quer a nível físico-químico como biológico. Estas perturbações traduzem-se na degradação da cortina ripária, na alteração do canal e na fraca qualidade da água, o que, por sua vez, influencia, negativamente, as comunidades aquáticas e contribuem para uma maior degradação de todo o ecossistema envolvente (APA, 2016; Câmara Municipal de Guimarães, 2020). Como tal, estes sistemas hídricos deverão ser objetos de requalificação e recuperação para assim se alcançar os resultados benéficos para ambos o ambiente e a sociedade (APA, 2019; Câmara Municipal de Guimarães, 2020).

3.2 Rio Selho

O rio Selho é, juntamente com os rios Ave e Vizela, um dos cursos de água mais representativos do concelho de Guimarães. Possuindo uma área de 67,652 km² e uma orientação dominante de NE-SW, a bacia hidrográfica do rio Selho é uma sub-bacia situada na margem esquerda do rio Ave, inserindo-se na sua quase totalidade no concelho de Guimarães (Costa, 2013). O rio Selho possui a sua nascente em Santa Marinha, no concelho de Fafe. Com aproximadamente 21 km de extensão, este curso de água tem o seu percurso adjacente à cidade de Guimarães, atravessando áreas destinadas à agricultura e a atividades industriais, até desaguar no rio Ave, na freguesia de Serzedelo (Costa, 2013; Pereira *et al.*, 2016). Com um substrato constituído

predominantemente por areia, cascalho e pedras e um corredor ripário descontínuo, o rio Selho é um rio de ordem 5 (Lima-Fernandes *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2017). Desde a altitude de 580 metros na sua nascente até aos 83 metros na confluência com o rio Ave, o rio Selho apresenta um desnível de 497 metros, resultando em um declive médio baixo de apenas 2,4% no curso principal, notando-se altitudes mais elevadas na margem direita relativamente às da esquerda (Costa, 2013).

O Homem sempre teve uma forte ligação com o rio Selho. Desde muito cedo, a dominância que o Homem teve sobre este curso de água permitiu-lhe tirar o máximo de partido deste recurso, com a construção de um vasto património ao longo do mesmo. Inicialmente, foi-se construindo muros que serviam de suporte às margens, para assim se conseguir alargar as áreas destinadas à agricultura (Ribeiro *et al.*, 2004). Com a variação de diferentes atividades humanas, outras infraestruturas foram surgindo de modo a apoiá-las, tais como pontes, moinhos, diques, fábricas e aproveitamentos hidroelétricos (Costa, 2013). Porém, nos últimos anos, a maioria deste património foi deixado ao abandono e o rio passou a apresentar uma nova utilidade de mero canal para qualquer tipo de detritos, sejam eles domésticos, agrícolas e industriais. Esta interação deu origem a uma clara degradação e poluição do curso de água, principalmente após a sua passagem pelo perímetro urbano. Para além de descargas ilegais (Figura 13A), a ocupação intensiva do solo e a acumulação de lixo e resíduos sólidos (Figura 13B) levaram à má qualidade da água, à alteração da vegetação ripícola nas margens e à perda da diversidade da fauna aquática. Deste modo, torna-se impossibilitada a execução de toda a atividade recreativa e de lazer associada ao rio, como pesca e banhos no verão (Ribeiro *et al.*, 2004).

Outro problema a ter em consideração é a ocorrência de cheias, resultado tanto das características da própria bacia como das alterações efetuadas ao longo das margens (Ribeiro *et al.*, 2004). O rio Selho possui um declive médio baixo de apenas 2,4% no curso principal, o que dificulta o escoamento fluvial e proporciona uma forte suscetibilidade a episódios de cheias, sobretudo no curso intermédio e inferior do rio, zonas onde o escoamento é mais lento e facilita a concentração de água (Costa, 2013). Esta característica associada à existência das diversas estruturas físicas e infraestruturas ao longo do rio anteriormente referidas apresenta ainda uma maior intervenção na dinâmica fluvial, pois funcionam como um obstáculo à drenagem das águas e ao transporte de sedimentos, facilitando a sua deposição. Esta acumulação de sedimentos acaba por formar curvaturas no rio (Figura 14), resultando em uma maior diminuição do declive longitudinal do mesmo e numa maior suscetibilidade a episódios de cheia (Ribeiro *et al.*, 2004; Costa, 2013).



Figura 14: Deposição e acumulação de sedimentos, resultando na formação de curvaturas ao longo do rio.

3.3 Ribeira de Costa/Couros

Possuindo uma área de 11,23 km², a bacia hidrográfica da ribeira de Costa/Couros insere-se na sua totalidade no concelho de Guimarães, abrangendo 9 freguesias do concelho com características predominantemente urbanas (Duarte *et al.*, 2016). Possuindo uma extensão de 6,2 km desde a sua nascente na Serra da Penha até à sua confluência com o rio Selho, a ribeira de Costa/Couros é conhecida não só por atravessar a cidade de Guimarães, mas também o centro histórico (Ramísio *et al.*, 2011; Ramísio, 2012; Lima-Fernandes *et al.*, 2015; Duarte *et al.*, 2016). Com um substrato constituído maioritariamente por areia, a ribeira de Costa/Couros é um sistema hídrico de ordem 4 (Lima-Fernandes *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017). Possui um desnível de cerca de 550 metros, desde os seus 650 metros na nascente aos 100 metros na sua foz, e apresenta uma grande variação de declives, com declives elevados a montante e mais suaves a jusante (Município de Guimarães, 2009). Uma das características deste pequeno sistema hídrico é a sua constituição por secções bastante irregulares, com a existência de variações bruscas da geometria do canal e originando trechos homogéneos muito curtos (Duarte *et al.*, 2016). De um modo geral, a ribeira é dividida em três secções hidromorfológicas diferentes: na zona mais a montante, a ribeira de Costa/Couros desenvolve-se no Parque da Cidade, adquirindo um estado próximo a de um sistema natural. A partir do Parque da Cidade, a ribeira começa a canalizar sob os solos urbanizados, atravessando todo o centro de Guimarães

deste modo. Já na zona mais a jusante, nas áreas agrícolas da Veiga de Creixomil, este curso de água ressurge novamente à superfície, voltando a possuir características semelhantes à de um sistema natural (Ramísio *et al.*, 2011; Ramísio, 2012).

Por muitos anos, a ribeira de Costa/Couros tem sido um elemento fundamental para a vida da população e para o desenvolvimento da atividade industrial, sobretudo a indústria de tratamento de couros e, mais recentemente, a têxtil e a de calçado. Mas nos últimos anos, e assim como em grande parte dos cursos de água do concelho, as pressões antropogénicas exercidas sobre este sistema hídrico acabaram por se refletir na sua qualidade ambiental e paisagística. O aumento do perímetro urbano e industrial e a sua ocupação desordenada, associado à deterioração de edifícios atualmente inutilizáveis, à emissão indevida de descargas de redes públicas de drenagem de águas pluviais e residuais e à falta de uma gestão efetiva dos recursos de água, resultaram em um nível elevado de poluição e contaminação da ribeira de Costa/Couros, assim como em modificações do seu regime hidrodinâmico e ao aumento da ocorrência de cheias e de erosão (Ramísio *et al.*, 2011; Ramísio, 2012; Duarte *et al.*, 2016).

Devido à sua proximidade com a população e possíveis riscos que a sua degradação possa provocar, existe a necessidade não só de mitigar a degradação deste sistema ribeirinho, mas também de controlar os efeitos das cheias que atingem o centro histórico de Guimarães com frequência (Ramísio, 2012). Por essa razão, a ribeira de Costa/Couros tem sido alvo de vários projetos de intervenção para a sua revitalização e/ou mitigação dos episódios de inundações. Um desses exemplos é a construção das três bacias de retenção na Ribeira de Costa/Couros, situadas após o Parque da Cidade e antes da área urbana, no ano de 2015. A construção destas bacias visou criar uma solução para mitigar a ocorrência de cheias no espaço urbano, através do melhoramento e manutenção da função hidráulica da ribeira. Com as bacias de retenção, o caudal e a velocidade das águas sofreram uma grande redução, o que ajudou a atenuar a possibilidade de inundações na zona baixa da cidade, sobretudo na estação do inverno (Município de Guimarães, 2016). Com esta obra, a cidade não só diminuiu a ocorrência de um dos seus maiores problemas como também passou a privilegiar a preservação e valorização dos espaços verdes nela enquadrados, aumentando a utilização pública destas áreas enquanto favorecia a sustentabilidade e biodiversidade do sistema ribeirinho, criando locais de interface entre as componentes urbana e ambiental (Município de Guimarães, 2016).

Materiais e Métodos

4. Material e Métodos

4.1 Locais de Amostragem

O processo de amostragem é um dos passos cruciais para a realização de bom estudo ecológico. Caso este não seja executado com as técnicas adequadas e de modo a fornecer dados que satisfaçam os objetivos do estudo, pode implicar a uma obtenção de resultados com um elevado enviesamento. Para que tal não aconteça, uma amostragem deverá ter em conta diversos pontos, tais como: a escolha dos locais de amostragem, a frequência da amostragem e o tamanho e número de amostras, assim como a seleção dos instrumentos e recipientes utilizados (Hildebrandt *et al.*, 2006). De um modo geral, a amostragem deverá estar sempre de acordo com os objetivos propostos no estudo.

Assim, neste estudo e de acordo com os objetivos propostos, foram selecionados quatro locais de amostragem para o rio Selho e outros quatro para a Ribeira de Costa/Couros.

4.1.1 Locais de Amostragem do Rio Selho

Fonte Santa (S1)

O local de amostragem Fonte Santa (S1) situa-se na freguesia de São Torcato. É o local situado mais a montante e corresponde a uma zona agroflorestal, com vinhas e culturas de milho em ambas as margens. Também as margens são artificializadas, compostas essencialmente por muros. Também durante a primavera e verão observa-se o crescimento de plantas, provocando ensombramento no rio. Coincide com o ponto de coordenadas geográficas 41° 29' 11"N e 8° 15' 16"W.

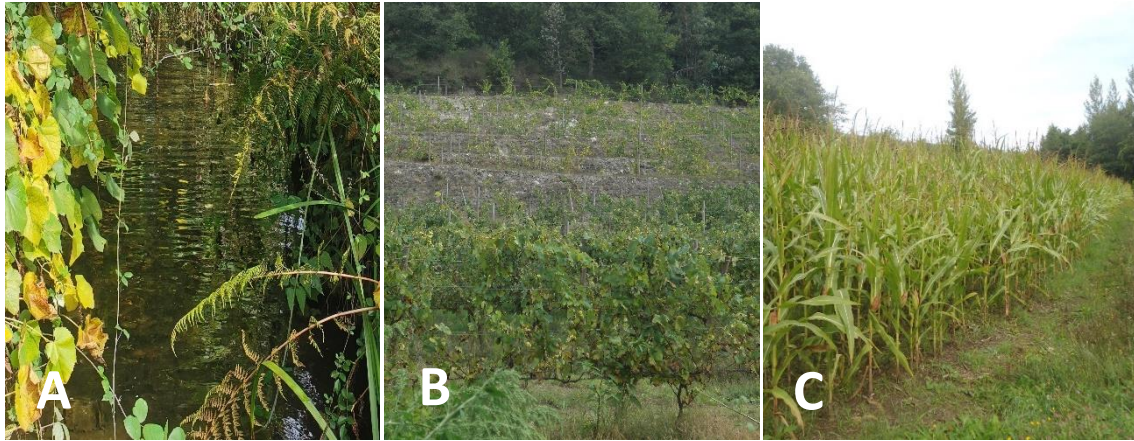


Figura 15: Local de amostragem Fonte Santa (S1). Ponto de vista do interior do rio (A), assim como a presença de vinhas (B) e culturas de milho (C) nas margens esquerda e direita, respetivamente.

Ponte Medieval (S2)

Situado na União de Freguesias de Selho S. Lourenço e Gominhães, o local de amostragem Ponte Medieval (S2), cujas coordenadas geográficas coincidem 41° 27' 52"N e 8° 16' 51"W, corresponde a uma zona urbana. Ambas as margens foram substituídas por muros e observa-se a existência de estrutura sólida dentro do leito do rio.



Figura 16: Local de amostragem Ponte Medieval (S2), situado em uma zona urbana (A), como ambas as margens artificializadas (B) e a existência de uma estrutura sólida (C).

Veiga de Creixomil (S3)

O terceiro ponto de amostragem localiza-se na Veiga de Creixomil (S3), uma zona integrada nas Reserva Agrícola e Reserva Ecológica Nacionais, na freguesia de Creixomil, após a confluência com a ribeira de Costa/Couros. Situa-se em uma área

com uma forte atividade agrícola e apresenta sinais de modificações das zonas adjacentes ao rio. Corresponde ao ponto de coordenadas geográficas 41° 26' 14"N e 8° 19' 21"W.



Figura 17: Local de amostragem Veiga de Creixomil (S3), após a confluência com a ribeira de Costa/Couros (A). Local com constante atividade agrícola (B) e presença de lixo (C).

ETAR de Serzedelo (S4)

Sendo o local mais a jusante, o último ponto de amostragem situa-se perto da ETAR de Serzedelo (S4), na freguesia de Serzedelo, antes da junção do rio Selho com o Rio Ave. Coincidindo com as coordenadas geográficas 41° 24' 38"N e 8° 22' 34"W, corresponde a uma zona agrícola onde, ao contrário dos outros ponto de amostragem mencionados, as margens não são artificializadas. No entanto, estas são pouco consolidadas e com vegetação ripária muito fragmentada.

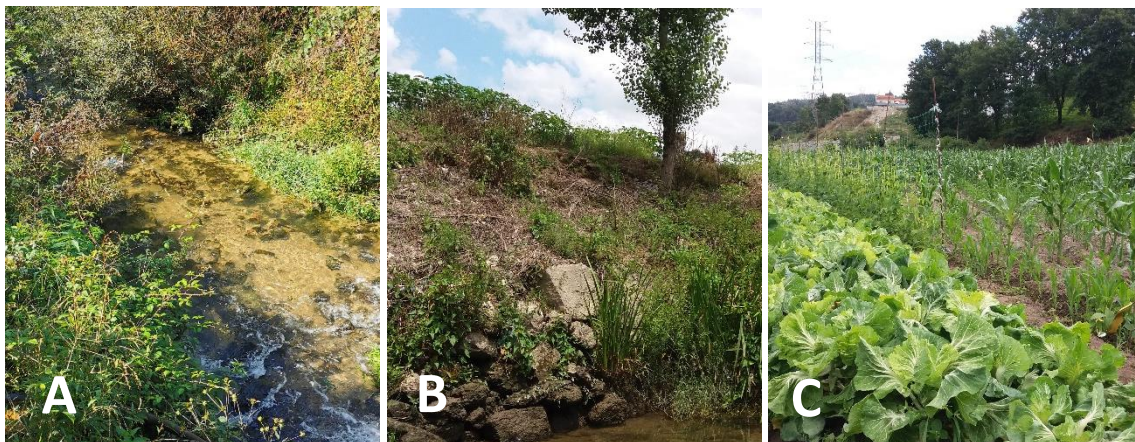


Figura 18: Local de amostragem ETAR de Serzedelo (S4). Local mais a jusante (A), com margens naturalizadas, mas pouco consolidadas (B) e rodeado de campos agrícolas (C).

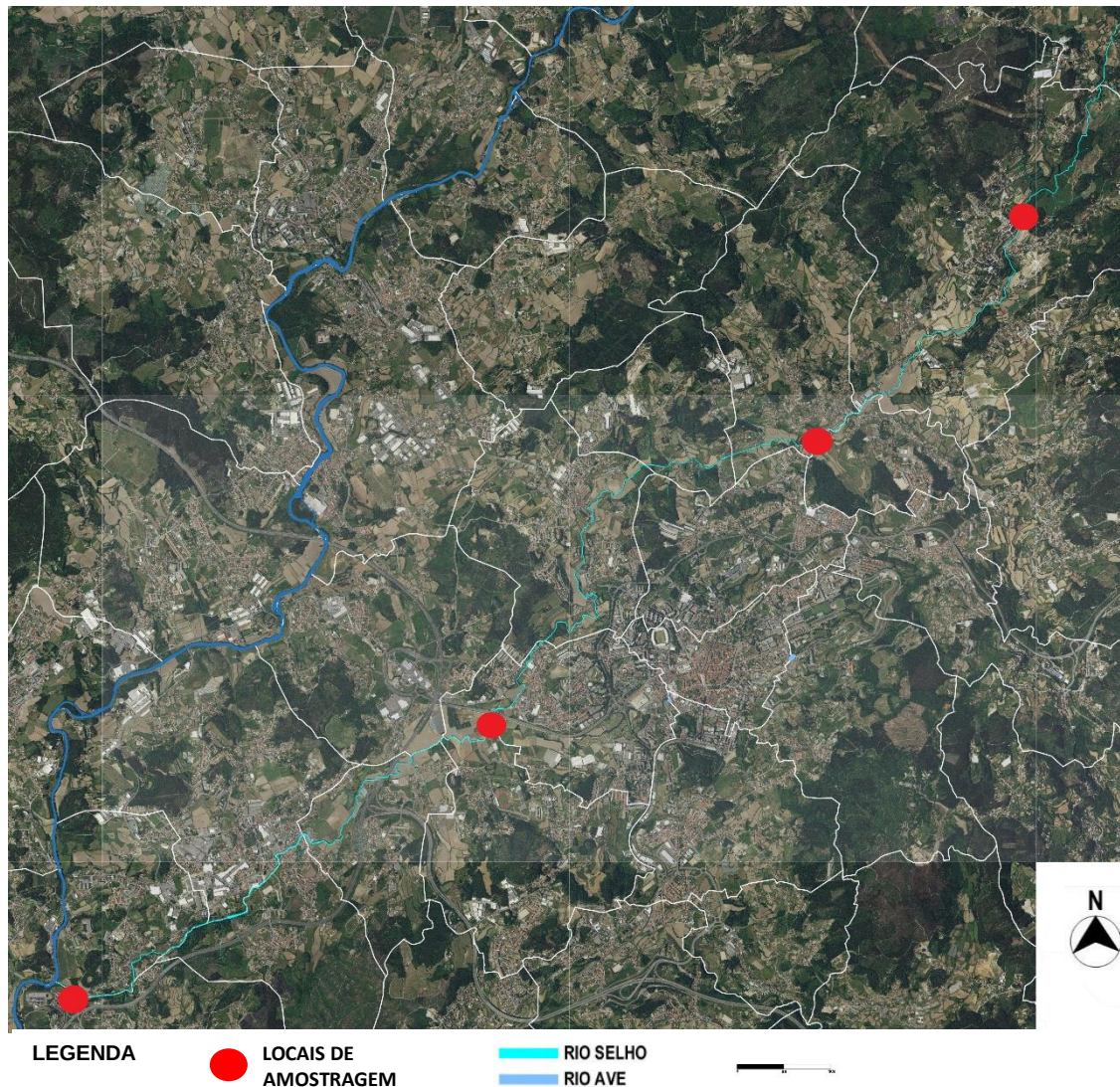


Figura 19: Localização dos locais de amostragem do rio Selho, S1, S2, S3 e S4, de montante para jusante, respetivamente.

4.1.2 Locais de Amostragem da Ribeira de Costa/Couros

Parque da Cidade (C1)

O local de amostragem Parque da Cidade (C1) encontra-se na freguesia de Costa. Sendo o ponto mais a montante, em uma zona considerada como urbana e recreativa, o Parque da Cidade surge como o local com características mais naturalizadas. Ainda assim, as suas margens são artificializadas, constituídas essencialmente por muros, estando a ribeira canalizada na totalidade do setor. Corresponde ao ponto de coordenadas geográficas 41° 26' 50"N e 8° 16' 42"W.



Figura 20: Local de amostragem Parque da Cidade (C1). Local com margens artificializadas (A), distribuição regular da vegetação (B) e fluxo de água rápido (C).

Parque das Hortas (CC2)

O segundo local de amostragem situa-se no Parque das Hortas (C2), na União de Freguesias de Oliveira, São Paio e São Sebastião, nas coordenadas geográficas de 41° 26' 29"N e 8° 17' 14"W. Localiza-se em uma zona urbana e recreativa. Neste local, as margens apresentam alterações significativas, tornando a ribeira totalmente canalizada. Para além disso, observa-se a existência de uma estrutura sólida na zona a montante do curso de água.



Figura 21: Local de amostragem Parque das Hortas (C2). Local situado em zona urbana (A), com margens artificializadas, mas cobertas com vegetação (B), assim como a existência de estrutura sólida (C).

Mercado Municipal (CC3)

O local de amostragem Mercado Municipal (C3) encontra-se em uma zona onde a ribeira ressurge à superfície. Situado na freguesia de Creixomil, o Mercado Municipal é uma zona de alta atividade urbana, com diversas modificações nas zonas adjacentes ao curso de água e cuja pouca cobertura vegetal existente possui uma distribuição regular. Este local corresponde às coordenadas geográficas de 41° 26' 23"N e 8° 17' 59"W.



Figura 22: Local de amostragem Mercado Municipal (C3). Local com margens artificializadas (A) e distribuição regular da vegetação (B). É um local com constante ocorrência de descargas ilegais (C).

Hortas Pedagógicas (CC4)

O quarto e último local de amostragem situa-se nas Hortas Pedagógicas (C4), na freguesia de Creixomil. Considerada uma zona agrícola e recreativa, a Horta Pedagógica é um espaço de domínio público que assume a agricultura peri-urbana e urbana. Ao contrário dos outros três pontos de amostragem, as margens não são artificializadas, apresentando alterações pouco significativas e sendo estáveis. No entanto, a vegetação ripária é fragmentada e possui uma distribuição regular.



Figura 23: Local de amostragem Hortas Pedagógicas (C4). Local com uma observável turbidez da água (A), com distribuição regular da vegetação das margens (B), e de elevada atividade agrícola (C).

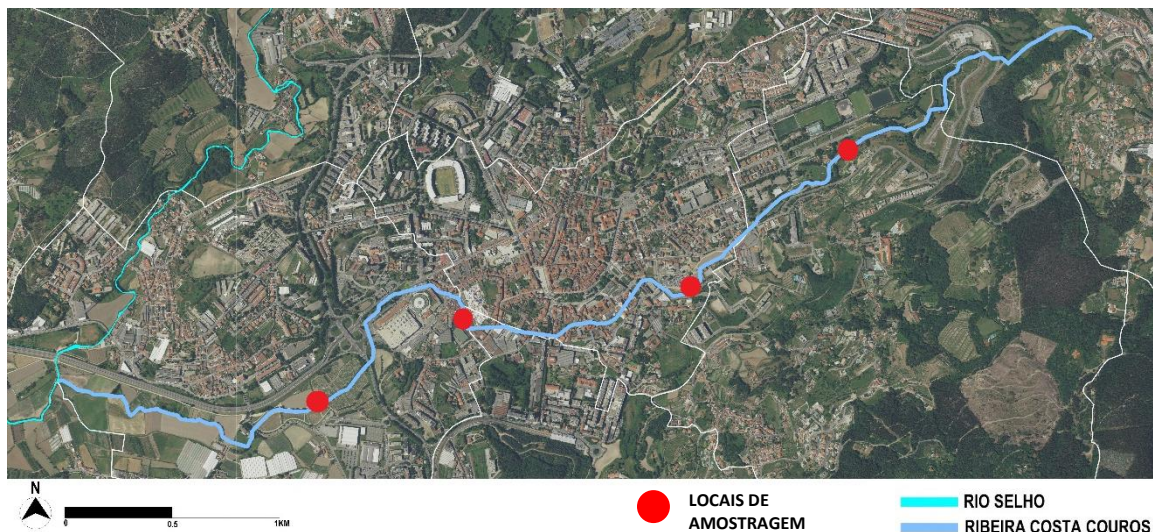


Figura 24: Localização dos locais de amostragem da ribeira de Costa/Couros, C1, C2, C3 e C4, de montante para jusante, respetivamente.

4.2 Periodicidade das Amostragens

As amostragens para este estudo decorreram entre agosto de 2020 e junho de 2021.

De acordo com a Diretiva 2000/60/CE, a frequência de monitorização necessária para cada parâmetro deve ser determinada de modo a fornecer dados suficientes para uma avaliação fiável e precisão aceitável. Para tal, a DQA fornece intervalos que não

devem ser excedidos, a não ser que conhecimentos técnicos e o parecer de peritos o justifiquem. Assim sendo, a monitorização de macroinvertebrados bentónicos deve ser realizada uma vez a cada três anos enquanto os parâmetros químicos e físico-químicos gerais (com a exceção de substâncias prioritárias) deverão ocorrer uma vez a cada três meses (Diretiva 2000/60/CE).

A recolha de amostras de água para a determinação de parâmetros químicos e físico-químicos gerais foi realizada sazonalmente, mais especificamente no final de cada estação do ano. Relativamente aos macroinvertebrados bentónicos, a recolha de amostras foi feita anualmente. Segundo 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), as colheitas de macroinvertebrados devem ser efetuadas durante a primavera. No entanto, em uma análise para verificar as diferenças na composição e estrutura de comunidades de macroinvertebrados em cinco rios mediterrânicos, Munné & Prat (2011) reportaram que as comunidades de macroinvertebrados apresentavam uma variação significativa entre condições hidrológicas, isto é, períodos húmidos e de seca dentro de cada estação diferem mais entre si do que estações como primavera vs. verão. Deste modo, e de acordo com o tempo e objetivos do estudo, a recolha de amostras dos macroinvertebrados procedeu-se durante a estação do verão.

Relativamente à recolha de amostras de sedimentos e de organismos para a quantificação de microplásticos na ribeira de Costa/Couros, esta foi realizada anualmente. Por se tratar de um tema inovador na região, foi necessário abordar a melhor época para o fazer. Em um estudo para quantificar a contaminação por microplásticos em dez rios no noroeste da Inglaterra, Hurley *et al.* (2018) constatou-se que períodos de cheia conseguiam eliminar, eficientemente, quantidades significativas de microplásticos. Assim, o período de amostragem teria de acontecer em uma altura onde não ocorreriam períodos de cheia nem se faria sentir os efeitos das cheias anteriores. Deste modo, a recolha destas amostras ocorreu no verão de 2020.

4.3 Parâmetros Físico-Químicos

A avaliação de parâmetros físico-químicos torna-se essencial em um estudo de avaliação ecológica, pois estes são condicionantes da sobrevivência das comunidades biológicas (Qureshimatva *et al.*, 2015). Para além disso, com a introdução da DQA, os parâmetros físico-químicos passaram a ser abordados como elemento complementar aos biológicos, e não como elemento de qualidade ecológica *senso* DQA (Ferreira *et al.*, 2009). A escolha dos parâmetros físico-químicos a serem analisados atenderam à

sua relevância na avaliação do estado ecológico dos rios e às pressões presentes nos locais de amostragem (Tabela 1).

A determinação *in situ* dos parâmetros pH, concentração de oxigénio dissolvido (O_2), temperatura da água, condutividade e sólidos dissolvidos totais foi efetuada com recurso a uma sonda multiparamétrica portátil (HI9828; *Hanna Instruments*).

Em cada ponto de amostragem, foram recolhidas duas amostras de água ($a \pm 5$ cm abaixo da superfície) em frascos de polietileno de 500 mL, devidamente etiquetados (local de amostragem, data de recolha e operador), e transportadas em uma caixa térmica para o Laboratório da Paisagem de Guimarães para uma posterior análise dos restantes parâmetros.

Em laboratório, foram determinados nitratos, nitritos, azoto amoniacal, fósforo total, carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) e carência química de oxigénio (CQO) (adaptação do método 410.4 da EPA – *Environmental Protection Agency*), determinados em fotómetros multiparamétricos de bancada (HI83200 e HI83214; *Hanna Instruments*).

Para cada parâmetro analisado foram efetuadas três leituras, tendo sido feito uma média dos valores obtidos.

A avaliação da qualidade físico-química da água foi efetuada com referência à Diretiva 2000/60/CE, onde os valores obtidos foram comparados aos limites definidos pela DQA para o “bom” estado ecológico dos rios do Norte de pequena dimensão ($N_1 \leq 100$ km²) (INAG, 2009) (Anexo I; Tabela I). Também os valores foram comparados aos valores-limite globais, através da utilização da tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, normalizada pelo INAG (2004) (Anexo I; Tabela II).

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos analisados, metodologia de determinação e respetivas unidades.

	Parâmetro	Metodologia	Unidades
Parâmetros <i>in situ</i>	pH	Sonda Multiparamétrica Portátil, HI9828 da <i>Hanna Instruments</i>	Escala de Sorensen
	Oxigénio Dissolvido (O ₂)		mg O ₂ /L
	Temperatura da Água		°C
	Condutividade		µS/cm
	Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)		ppm
Parâmetros determinados em laboratório	Nitratos (NO ₃ ⁻)	Fotómetro Multiparamétrico de Bancada, HI83200 da <i>Hanna Instruments</i>	mg/L NO ₃ ⁻
	Nitritos (NO ₂ ⁻)	Fotómetro Multiparamétrico de Bancada, HI83200 da <i>Hanna Instruments</i>	mg/L NO ₂ ⁻
	Azoto Amoniacal (NH ₄ ⁺)		mg/L NH ₄ ⁺
	Fósforo Total (P)		mg/L P
	Carência Química de Oxigénio (CQO)	Fotómetro Multiparamétrico de Bancada, HI83214 da <i>Hanna Instruments</i>	mg/L O ₂
	Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO ₅)	Determinação do oxigénio dissolvido com uma Sonda HI9828 da <i>Hanna Instruments</i> , antes e após 5 dias de incubação a 20°C ao abrigo de luz	mg/L O ₂

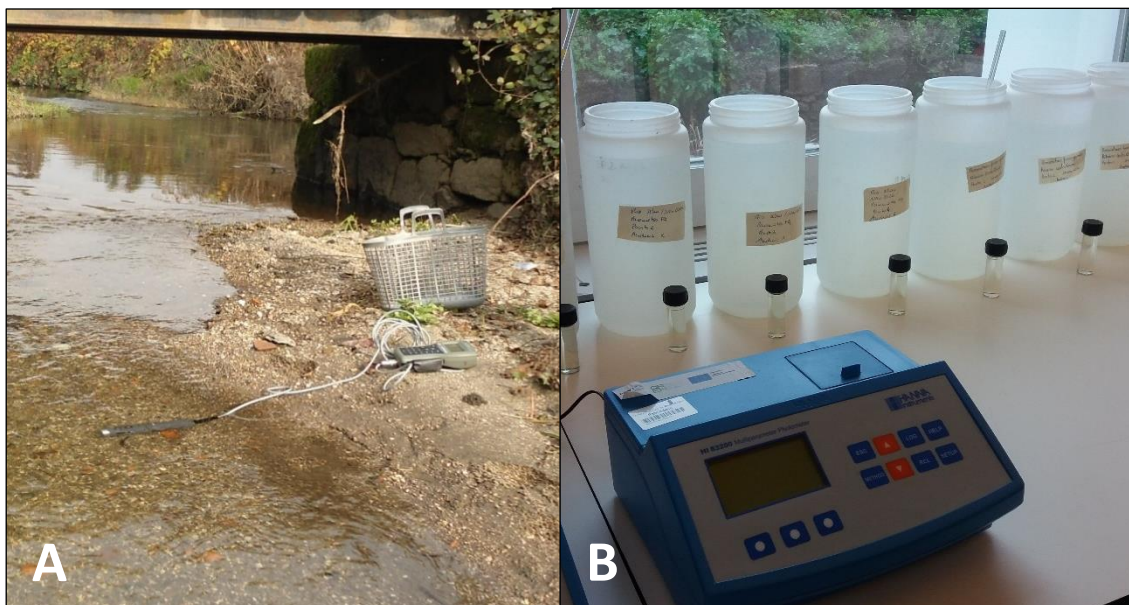


Figura 25: Determinação de parâmetros físico-químicos (A) *in situ*, com recurso a uma sonda multiparamétrica portátil e (B) em laboratório, com recurso a um fotómetro multiparamétrico de bancada.

4.4 Parâmetros Biológicos – Comunidades de Macroinvertebrados Bentónicos

4.4.1 Recolha de Amostras

A recolha de amostras de macroinvertebrados bentónicos foi feita utilizando a metodologia do “*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*” elaborado pelo INAG (2008). Para tal, foi realizado uma observação *in situ* de cada ponto de amostragem de ambos os rios para identificar a diversidade de habitats presentes e a sua respetiva representatividade, tendo a recolha de macroinvertebrados bentónicos sido feita em função dessa representatividade (Figura 26A). No total, foram reconhecidos seis habitats distintos de acordo com os substratos orgânicos e inorgânicos (2 e 4 habitats, respetivamente) que cobrem o fundo do rio (INAG 2008). A Tabela 2 apresenta esses habitats, assim como a dimensão e a escala empírica para uma rápida identificação das classes granulométricas no caso dos substratos inorgânicos.

Tabela 2: 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 (Fonte: INAG (2008)).

	Habitats	Dimensão	Escala Empírica
Habitats Orgânicos	Macrófitas e algas	---	---
	Matéria orgânica particulada grosseira (CPOM)	---	---
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	---

Após a seleção das seções representativas dos locais de estudo, procedeu-se à recolha das amostras recorrendo a uma rede de mão. Constituída por uma rede cónica

acoplada a uma armação metálica e suportada por um cabo de madeira, a rede de mão é uma ferramenta prática e altamente adequada para uma recolha representativa dos diferentes habitats, sendo que o seu formato e tamanho pode variar dependendo dos objetivos do estudo. A importância da existência de uma armação metálica na parte inferior da rede de mão deve-se à sua funcionalidade de raspar o fundo e as margens dos cursos de água (De Magalhães, 1989). Outro ponto importante na escolha da rede de mão é o diâmetro da malha da rede. Apesar de uma rede com malha mais fina reter larvas de menores dimensões, esta também acaba por recolher uma maior quantidade de sedimento mais fino, o que tornará o processamento das amostras bastante demoroso (Stark *et al.*, 2001). No entanto, uma vez que macroinvertebrados são descritos, de um modo geral, como organismos retidos por uma rede ou crivo de malha de 500 μm ou inferior, a utilização de uma rede com malha de 500 μm não só seria suficiente para reter todos os macroinvertebrados essenciais para uma boa amostragem como também evitaria a acumulação de sedimentos mais finos. Neste estudo, a rede de mão utilizada na recolha de amostra de macroinvertebrados bentónicos era constituída por uma armação metálica em formato de D (30x20 cm) e uma rede cónica de 75 cm de profundidade e 500 μm de diâmetro de malha (Figura 26B).

De modo a se proceder à recolha das amostras, com recurso à rede de mão, foram efetuados 6 arrastos com 1 metro de comprimento cada, distribuídos de forma proporcional pelos habitats anteriormente identificados. Posicionando a rede de mão junto ao fundo e em posição vertical, o operador moveu-se de jusante para montante, arrastando a rede de mão contra a corrente e removendo a parte superficial do substrato, enquanto se remexia com os pés o sedimento. Esta ação perturba o sedimento, permitindo, assim, desalojar os seres bentónico que serão arrastados até à rede, ficando nela aprisionados (INAG, 2008; Pereira *et al.*, 2016). Na presença de substrato de maior granulometria, procedeu-se à lavagem de pedras para o interior da rede, enquanto na presença de macrófitas a amostragem foi efetuada por varrimento ativo numa área proporcional à sua representatividade no local de amostragem (INAG, 2008). No final, as amostras biológicas recolhidas foram colocadas em recipientes de plástico com tampa, devidamente etiquetados (local de amostragem, data de recolha e operador), conservadas *in situ* com etanol 90% e transportadas para Laboratório da Paisagem de Guimarães para o seu posterior tratamento.



Figura 26: Recolha de amostras de macroinvertebrados bentónicos, onde (A) reconhecimento dos locais de amostragem e respetivos habitats e (B) recolha do material biológico recorrendo a uma rede de mão.

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, de modo a retirar o material de maiores dimensões e a reduzir o volume a ser triado (Figura 27A) (De Magalhães, 1989; INAG, 2008). Posteriormente, as amostras foram colocadas num tabuleiro de plástico branco e, com o auxílio de pinças de pontas finas e de luz artificial, procedeu-se à separação dos organismos através do processo de triagem (Figura 27B). Todos os indivíduos encontrados foram novamente armazenados em tubos de plástico, devidamente identificados (local de amostragem, data de recolha e operador) com etanol 90% até à sua identificação morfológica.

Na identificação de macroinvertebrados por grupos taxonómicos, recorreu-se a uma lupa binocular (*Leica EZ4 HD*), acoplada a um monitor equipado com o programa *Leica Application Suite*, para a captura de imagens, e às chaves taxonómicas disponíveis no livro “*Invertébrés d’eau douce: Systématique, biologie, écologie*” de Tachet et al. (2003). Para todos os indivíduos, o nível de identificação taxonómica utilizado foi a Classe no caso das Oligochaetas e a Família para os restantes grupos taxonómicos.

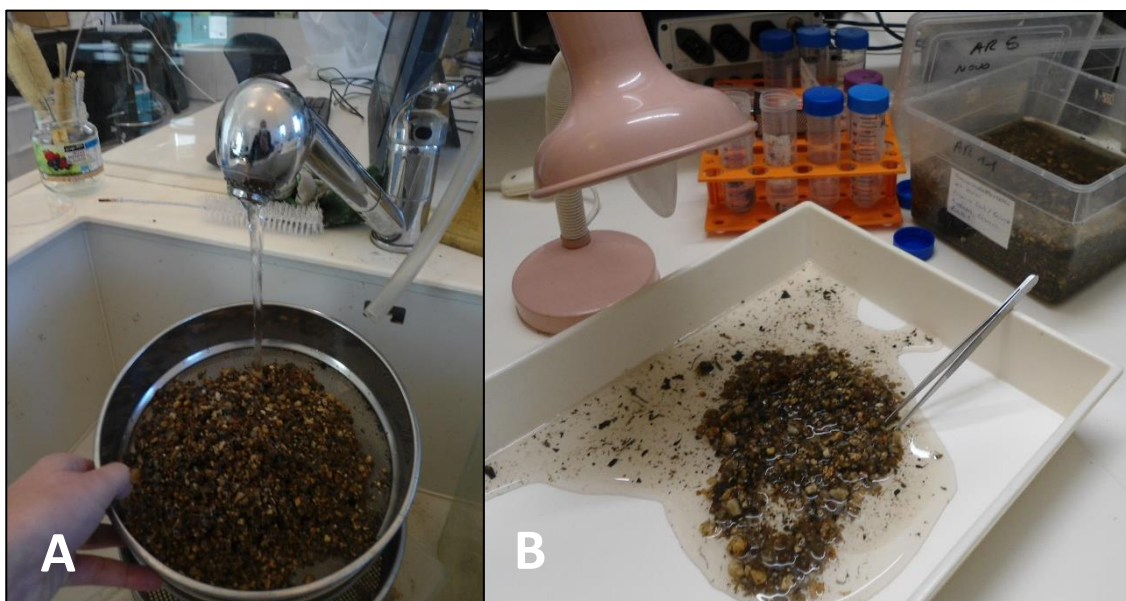


Figura 27: Tratamento da amostra, onde (A) o material biológico é crivado e lavado e (B) decorre o processo da triagem.

4.4.3. Análise dos Dados

Em qualquer estudo baseado na comunidade de macroinvertebrados bentónicos, torna-se fundamental a utilização de índices e métricas para a análise dos dados obtidos, pois permite a sintetização de toda a informação, tornando-a, assim, mais fácil de interpretar (De Magalhães, 1989). Neste estudo, para a determinação do estado ecológico dos dois cursos de água foi utilizado o Índice Português de Invertebrados do Norte (IPTl_N), recorrendo ao programa Microsoft Office Excel para o seu cálculo.

4.4.1.1 Índice Português de Invertebrados do Norte

Tratando-se de um índice multimétrico, o Índice Português de Invertebrados do Norte (IPTl_N) foi desenvolvido no âmbito do 1º Exercício de Intercalibração do GIG Mediterrânico para os macroinvertebrados bentónicos (INAG, 2009). Este índice adotado por Portugal para ser aplicado à maioria dos rios do norte foi desenvolvido de modo a integrar todas as métricas que permitam dar resposta às componentes indicadas pela DQA para este elemento biológico, sobretudo em termos de composição, diversidade, abundância e presença/ausência de *taxa* sensíveis (Ferreira *et al.*, 2008; INAG, 2009). O cálculo de IPTl_N também permite descrever gradientes de degradação geral, não sendo indicado para a detenção do impacto de um único tipo de pressão (Ferreira *et al.*, 2008).

A seguinte fórmula apresenta todas as métricas que compõem este índice nacional, assim como os fatores de ponderação de cada métrica e as fórmulas de cálculo (Anexo I; Tabela III):

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

Onde:

- **EPT** – N° 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 n° de famílias incluídas no cálculo do BMWP Ibérico;
- **Log (Sel. ETD+1)** – Log_{10} de 1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae.

O valor final do índice resulta do somatório das métricas ponderadas, sendo essencial a realização de dois passos de normalização: um aplicado antes das métricas serem multiplicadas pelo fator de ponderação e o outro após o somatório das métricas ponderadas (Ferreira *et al.*, 2008; INAG, 2009). Estas normalizações são efetuadas para que o valor seja expresso em Rácios de Qualidade Ecológica (RQE), de modo a permitir a comparabilidade dos sistemas de classificação (Diretiva 2000/60/CE; INAG, 2009). Estes rácios são calculados através da razão entre o valor do índice obtido e o valor de referência de cada tipo de rio (mediana dos locais de referência) (Anexo I; Tabela IV). No final, os valores numéricos dos RQE serão expressos entre 0 e 1, que representam a situação de degradação extrema e a situação de referência, respetivamente (INAG, 2009).

4.4.1.2 Índice de Diversidade e Equitabilidade

Devido à sua natureza multifacetada, a biodiversidade pode ser estudada através de inúmeras métricas (Santini *et al.*, 2017). Índices de diversidade são métodos estatísticos que permitem avaliar a variedade de um grupo de dados consistindo em diferentes tipos de componentes (Türkmen & Kazanci, 2010), sendo certas

caraterísticas das populações, tais como o número total de indivíduos existentes, a riqueza (número de espécies existentes) e a equitabilidade (a igual distribuição dos indivíduos), que dão base a estes índices (Türkmen & Kazanci, 2010; Santini *et al.*, 2017). Assim, qualquer índice dependendo dessas caraterísticas específicas pode ser utilizado eficazmente para determinar mudanças ocorridas em uma população, uma vez que qualquer mudança em um destes aspetos afetará toda a comunidade (Türkmen & Kazanci, 2010). No entanto, é de salientar que o uso de um único índice em um estudo não é suficiente, pois como nenhuma métrica é capaz de capturar todos os aspetos da biodiversidade, não providencia uma visão completa dos padrões de mudanças ocorridos (Santini *et al.*, 2017).

Neste estudo, dois índices foram utilizados como parâmetros para o cálculo do índice multimétrico IPT_N: o Índice de diversidade de Shannon-Weaver (1948) e o Índice de equitabilidade de Pielou.

Índice de diversidade de Shannon-Weaver (1948)

Tendo como suporte a fórmula matemática que dá a base à teoria da informação, desenvolvida por Claude Shannon em 1948, o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') é aplicado a sistemas biológicos, traduzindo, de um certo modo, a estabilidade de uma comunidade (De Magalhães, 1989; Türkmen & Kazanci, 2010). Esta equação possui a vantagem de exprimir não só a relação entre 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). O índice de diversidade de Shannon-Weaver determina-se a partir da seguinte fórmula:

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

Onde:

- **S** – Número de espécies (ou de outros grupos sistemáticos);
- **N_i** – Número de indivíduos do grupo taxonómico *i*;
- **N** – Número total de indivíduos;
- **ln** – Logaritmo natural ou neperiano.

Índice de equitabilidade de Pielou (1966)

Um dos pontos mais importantes no cálculo da diversidade é a existência de uma igual distribuição dos indivíduos pelos diferentes grupos taxonómicos. Uma vez que a diversidade máxima só pode ser alcançada se todos os grupos forem equiprováveis (De Magalhães, 1989), a equitabilidade torna-se um aspeto essencial no estudo da diversidade (Santini *et al.*, 2017). Desenvolvido a partir do índice de diversidade de Shannon-Weaver por E. C. Pielou em 1966, o índice de equitabilidade de Pielou (E) procura determinar o modo como o número total de indivíduos se distribui em diferentes grupos taxonómicos que formam a comunidade. Este índice permite obter valores compreendidos entre 0 – 1, significando que os indivíduos encontram-se distribuídos de modo igual quanto mais perto de 1 for o valor (Türkmen & Kazanci, 2010). No entanto, é de salientar que, um aumento da equitabilidade não necessariamente indica uma maior biodiversidade (Santini *et al.*, 2010). O cálculo deste índice pode ser calculado a partir da seguinte fórmula:

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

Onde:

- **H'** – Índice de diversidade de Shannon-Weaver;
- **ln** – Logaritmo natural ou neperiano;
- **S** – Número de espécies (ou de outros grupos sistemáticos).

4.4.1.3 Índice Biótico

Índices bióticos são ferramentas estatísticas desenvolvidas para avaliar a qualidade da água de cursos de água baseado nas suas comunidades biológicas, resumizando todos os dados complexos em um único valor (Stark, 1998; Hui & Fikri, 2021). Índices bióticos diferem de outros índices no facto de eles apresentarem uma estimativa numérica da qualidade de um curso de água segundo a tolerância ou sensibilidade de macroinvertebrados bentónicos a um gradiente ambiental (Rosenberg & Resh, 1993). Como, de um modo geral, o princípio principal na avaliação biológica é que em um ambiente saudável predominam comunidades com alta riqueza, enquanto, na existência de degradação, esses ambientes começam a ser caracterizados por comunidades dominadas por espécies tolerantes, os índices bióticos atribuem pontuações aos diferentes *taxa* dependendo da sensibilidade dos organismos à poluição ou a uma perturbação ambiental. No final, o cálculo total das pontuações de todos os *taxa* coletados em um curso de água irá refletir a qualidade do respetivo ambiente (Stark,

1998; Hui & Fikri, 2021). As pontuações de tolerância designadas aos diferentes *taxa* são normalmente com o intuito de detetar um tipo de poluição específica (Stark, 1998). A maioria das vezes, essas pontuações foram designadas para permitir a deteção de poluição orgânica e inorgânica (Rosenberg & Resh, 1993; Stark, 1998; Hui & Fikri, 2021).

A solidez de um índice biótico depende de vários aspetos, nomeadamente, a sua sensibilidade, respostas a certos fatores, variabilidade sazonal e a sua capacidade em ser aplicado a várias regiões (Hui & Fikri, 2021). Índices bióticos são baseados nos *taxa* de macroinvertebrados bentónicos encontrados em uma certa área geográfica (Blakely *et al.*, 2014). Por essa razão, estes índices são regionalmente específicos, o que faz com o seu uso em um local diferente daquele para qual foi originalmente desenvolvido seja inapropriado. Para que tal seja possível, o índice precisa de sofrer adaptações, com a designação dos valores de tolerância apropriados ao local pretendido (Stark, 1998; Blakely *et al.*, 2014). Por essa razão, não é de surpreender a vasta quantidade de índices bióticos desenvolvidos em diferentes locais baseados em princípios semelhantes (Stark, 1998). Um desses exemplos é o *Iberian Biological Monitoring Working Party* (IBMWP), um índice biótico modificado a partir do BMWP original por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) para a fauna da Península Ibérica.

Iberian Biological Monitoring Working Party (1988)

O índice biótico BMWP de Hellawell (1978) é um método simples e de fácil aplicação na avaliação da qualidade da água de cursos de água naturais, pois o seu cálculo apenas requer a identificação dos organismos até ao nível da família (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). No entanto, este índice foi desenvolvido para a fauna da Grã-Bretanha, pelo que a sua aplicação a rios peninsulares não é a ideal. Isto deve-se não só ao facto de que muitas famílias que habitam os rios da Península Ibérica não se encontram incluídas no índice original, como também ao elevado número de espécies cujo comportamento diferencia relativamente à poluição (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996).

O índice biótico *Iberian Biological Monitoring Working Party* (IBMWP) surgiu da adaptação e modificação do BMWP por Alba (1988) para a fauna da Península Ibérica. Seguindo o mesmo princípio do índice original, o IBMWP é um método de pontuações que atribui um valor (entre 1 e 10) a cada família de macroinvertebrados, dependendo da tolerância desta à poluição (Anexo I; Tabela V). 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. Este valor irá corresponder a uma das cinco classes da qualidade da água estabelecidas por este índice, sendo que cada uma dela está associada a uma cor. Se o valor obtido for igual ou superior a 101, a qualidade da água é considerada com classe I, isto é, uma boa qualidade; por outro lado, valores inferiores a 15 representam águas fortemente contaminadas (classe V) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996) (Anexo I; Tabela VI).

Devido à sua fácil utilização, à rapidez da sua obtenção e, sobretudo, à fiabilidade dos resultados que fornece, o IBMWP é uma ferramenta magnífica, ideal para a monitorização e gestão da qualidade da água dos cursos de água peninsulares (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

4.5 Microplásticos

A distribuição dos microplásticos pelos diferentes ecossistemas é fortemente influenciada por fatores meteorológicos, temporais e geográficos (Prata *et al.*, 2019b). Mas apesar da dependência da sua distribuição por estes fatores, os microplásticos já se encontram omnipresentes em todo o ambiente (Rodrigues *et al.*, 2018), uma característica que se agravou durante a pandemia de COVID-19 (Prata *et al.*, 2020a). Toda a preocupação gerada em torno destas partículas de plásticos acabou por levar a uma recente tentativa literária de quantificar a sua presença nos diversos habitats. No entanto, a inexistência de métodos universais validados para este tipo de estudos leva a diferentes abordagens analíticas, comprometendo, assim, a interpretação dos resultados a grande escala (Prata *et al.*, 2019b).

A ubiquidade dos MPs leva à necessidade de cuidados acrescidos durante o decorrer de toda a experiência, de modo a evitar uma maior contaminação e adulteração dos resultados. Assim, durante todo o trabalho experimental, foram adotadas várias medidas: (1) evitar a manipulação de material de plásticos, dando preferência à utilização de equipamento de metal e de vidro; (2) utilização de bata de laboratório 100% algodão, evitando os têxteis sintéticos; (3) desinfecção das bancadas com etanol 70% e (4) lavagem prévia de cada material utilizado com água destilada (Prata *et al.*, 2019b).

4.5.1 Recolha de Amostras de Sedimento e Biológicas

De modo a avaliar a presença e abundância de microplásticos em um sistema fluvial do concelho de Guimarães, amostras de sedimentos e de macroinvertebrados bentónicos foram recolhidas ao longo dos quatro pontos de amostragem selecionados para a Ribeira de Costa/Couros.

As amostras de sedimento foram recolhidas ao longo de um transepto traçado numa zona de deposição, a ± 3 cm da camada superior. No total foram recolhidas 5 réplicas de amostras de sedimento por local de amostragem, com distanciamento entre réplicas de 1 m, e colocadas em frascos de vidro (1L) devidamente etiquetados (local de amostragem, réplica, data da recolha e operador).

Os macroinvertebrados bentónicos que constituíram as amostras biológicas foram recolhidos com recurso a uma rede de mão, de acordo com as recomendações do *“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). Seguidamente, procedeu-se à separação de organismos da classe Oligochaeta (15 réplicas por local de amostragem), que foram armazenados em frascos de vidro, devidamente etiquetados (local de amostragem, data de recolha e operador) e conservados em etanol 70%.



Figura 28: Saídas de campo para recolha de amostra de sedimento (A) e de amostras biológicas através da recolha de macroinvertebrados bentónicos (B), separação dos organismos de classe Oligochaeta (C) e o seu armazenamento em frascos de vidro com etanol 70% (D).

4.5.2 Extração e Quantificação de Microplásticos

A extração e quantificação de MPs em sedimentos e amostras biológicas foram feitas de acordo com os protocolos de Silva *et al.* (2019) e Prata *et al.* (2020b). Uma vez no laboratório, as amostras de sedimentos foram secas em uma estufa DOVF-126-001 (*Ibix instruments*), a $60^{\circ}\text{C} \pm 72\text{h}$ (Figura 29A), passadas por uma sucessão de crivos (com malhas de 5 mm, 1mm e 0,5 mm), obtendo-se, assim, três classes de sedimentos diferentes e pesadas por classe de sedimento.

A extração e quantificação de MPs existentes nos sedimentos de granulometria entre os 0,5 e 5 mm foi feita à vista desarmada ou com o auxílio de uma lupa binocular (Leica EZ4 HD) através do processo de triagem, na qual a amostra foi colocada em um tabuleiro de alumínio e, com recurso a uma pinça, se extraiu os microplásticos encontrados (Figura 29B, D).

Para o caso da classe de sedimentos de granulometria inferior a 0,5 mm, a extração dos MPs realizou-se através da técnica de separação por densidade, uma vez que, ao contrário das restantes classes, estes MPs são invisíveis a olho nu. Assim, o tratamento destas amostras iniciou-se com a mistura do sedimento em uma solução salina supersaturada (NaCl 5M). A elevada diferença de densidade criada pela solução permitiu, de um modo fácil e rápido, a extração dos microplásticos presentes nos sedimentos (Prata *et al.*, 2019b). Após a sua extração, e recorrendo a uma bomba de vácuo, o sobrenadante contendo os microplásticos foi filtrado para um filtro de fibra de vidro da Watman, Grade GF/F: $0,7 \mu\text{m}$; diâmetro 47 mm (Figura 29C). A escolha deste filtro deveu-se essencialmente ao tamanho dos seus poros, uma vez que estes teriam de ser grandes o suficiente para impedir a obstrução do filtro, mas que, ao mesmo tempo, conseguissem reter os microplásticos mais pequenos (Prata *et al.*, 2019b). De seguida, o filtro contendo a amostra foi tratado com $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{FeO}_4\text{S}_7\text{H}_2\text{O}$ com o intuito de remover qualquer matéria orgânica presente, uma vez que este material biológico pode ser confundido com as partículas de plásticos, levando a uma sobrestimação dos resultados (Prata *et al.*, 2019a, b). No final, procedeu-se à coloração dos MPs com corante Vermelho de Nilo ($1 \mu\text{g/mL}$ de etanol).

Relativamente ao tratamento das amostras biológicas, este foi iniciado com a pesagem dos organismos com recurso a uma balança de precisão. Seguidamente, procedeu-se à digestão dos organismos, para assim se expor os microplásticos existentes no seu trato digestivo. No entanto, nem todos os processos de digestão são capazes de remover o material biológico sem danificar os microplásticos (Prata *et al.*, 2019a). Assim, neste estudo, para o processo da digestão recorreu-se à utilização de

KOH 10% a $60^{\circ}\text{C} \pm 48\text{h}$. Após a digestão, procedeu-se à filtração das amostras e a sua coloração com Vermelho de Nilo.

A quantificação dos MPs existentes tanto nos sedimentos de tamanho inferior a 0,5 mm como nas amostras biológicas foi realizada após a secagem dos filtros em placas de petri de vidro à temperatura ambiente. A contagem dos MPs foi feita com recurso a um microscópio ótico (Leica DH750) numa câmara escura e sob luz UV 470 nm (Optimax™ OFK-450A). Através do uso de um filtro laranja, todas as partículas que apresentaram fluorescência vermelha e que possuíam margens bem definidas foram contadas como microplásticos (Figura 29E). No final, a quantificação das partículas foi executada com o auxílio do software ImageJ2.

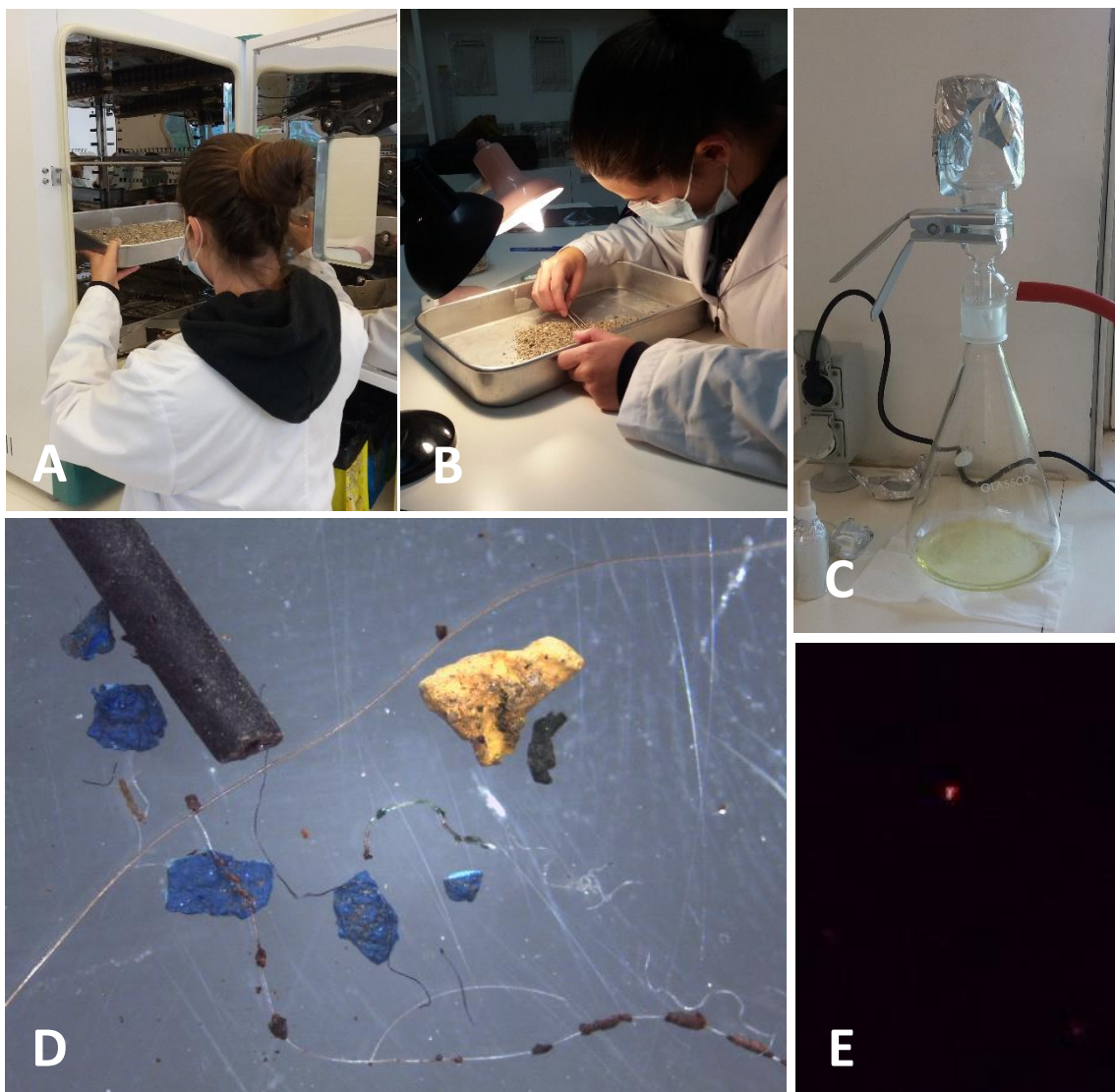


Figura 29: Procedimento experimental para a extração e quantificação de MPs no sedimento. Procedeu-se à secagem (A) e crivagem do sedimento. A extração de MPs nos sedimentos de granulometria entre 0,5 e 5 mm efetuou-se através do processo de triagem (C), enquanto em sedimentos de granulometria inferior a 0,5 m, a extração foi feita com solução salina, seguindo-se da filtração do material em suspensão (C). Os MPs encontrados em sedimento de granulometria entre 0,5 a 5mm (D) e com granulometria inferior a 0,5 mm, em câmara escura sob luz UV 470 nm (E).

4.6 Análise Estatística

De modo a avaliar se os parâmetros físico-químicos dos diferentes locais de amostragem para ambos os cursos de água são significativamente diferentes, comparou-se as médias através de *ordinary one-way ANOVA* e de *Tukey's multiple comparison test*, para $\alpha = 0,05$.

A análise do conjunto de dados referentes à presença de microplásticos no sedimento e nos organismos seguiram os testes de normalidade D'Agostino & Pearson, Shapiro-Wilk, e Kolmogorov-Smirnov, para assim determinar a existência de uma distribuição gaussiana. Quando a distribuição normal era verificada, realizava-se uma *ordinary one-way ANOVA*, seguindo-se de *Tukey's multiple comparison test*. Quando a distribuição normal não era verificada, o conjunto de dados era submetido a *non-parametric Kruskal-Wallis test* e *Dunn's multiple comparison test*. Na análise do peso das Oligochaetas, foram identificados e removidos os *outliers* segundo o *ROUT method* ($Q = 0,1\%$). Em todos os testes foi considerado o nível de significância $\alpha = 0,05$.

Todas as análises estatísticas foram efetuadas utilizando o GraphPad (GraphPad Prism version 9.0.0 (121) para Windows).

Resultados e Discussão

5. Resultados e Discussão

5.1 Parâmetros Físico-Químicos

5.1.1 Temperatura da Água

A temperatura da água em cursos de água naturais é um parâmetro de extrema importância na qualidade da água, pois é um regulador da saúde dos ecossistemas aquáticos, capaz de influenciar o desenrolar de processos biológicos e reações químicas e bioquímicas. De acordo com De Magalhães (1989), um dos exemplos da forte influência da temperatura é na distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, nomeadamente a nível fisiológico, através do controle da taxa metabólica e dos seus ciclos reprodutores.

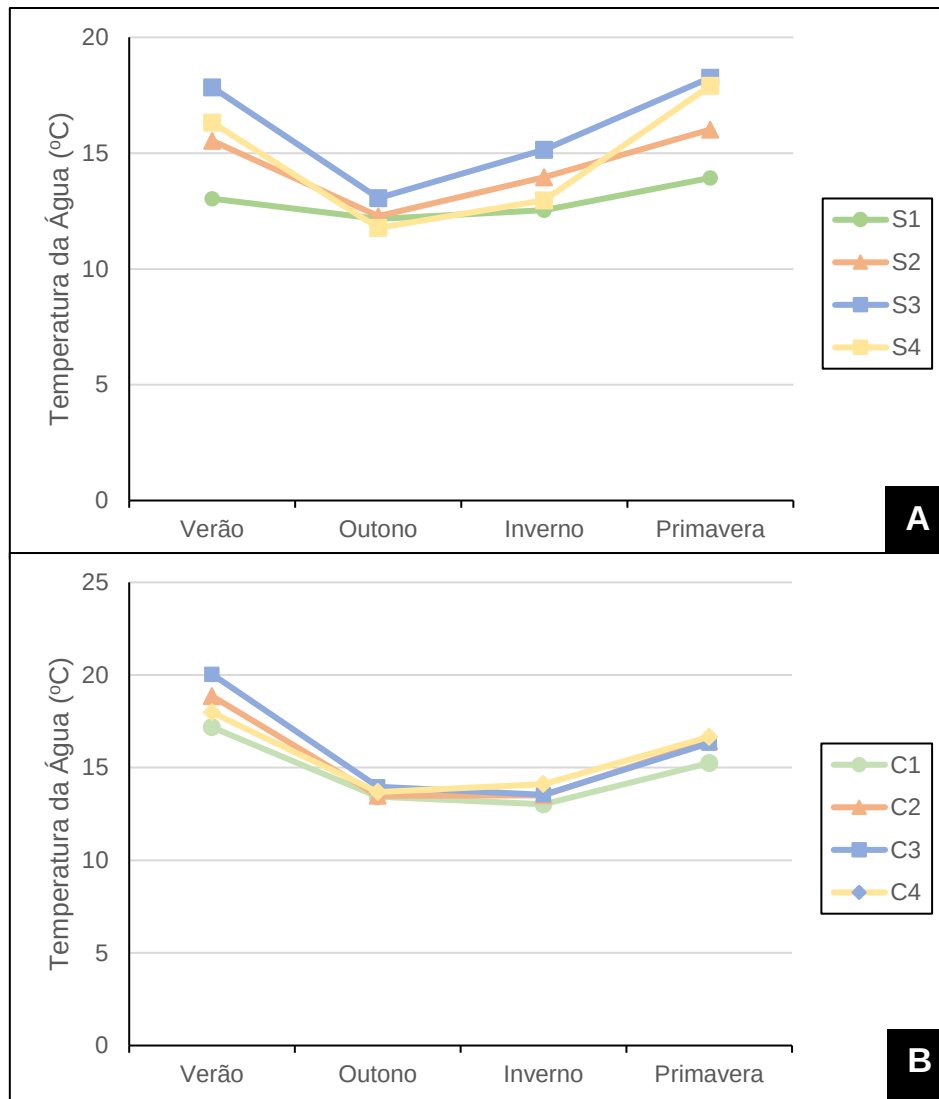


Figura 30: Variação espácio-temporal da temperatura da água (°C) no Rio Selho (A) e Ribeira de Costa/Couros (B).

De acordo com o gráfico da Figura 30, as variações dos valores da temperatura da água registados em ambos os cursos demonstram, de certo modo, a existência de uma clara flutuação sazonal, com os valores mais elevados a serem observados nas estações de maior calor (verão e primavera), enquanto os valores mais baixos foram registados no outono e inverno. Este resultado foi de encontro ao estudo de Evans *et al.* (1998), onde as condições atmosféricas, como a temperatura do ar e ondas de calor, são grandes influenciadores da temperatura da água.

No rio Selho, a temperatura da água variou entre os 11,77 °C (S4) e 18,26 °C (S3), para as estações de outono e primavera, respetivamente. As diferentes temperaturas observadas nos diferentes locais de amostragem provocaram amplitudes térmicas muito variadas ao longo das estações, oscilando entre os 4,8 °C no verão e o 1,29 °C no outono. Relativamente aos locais de amostragem, o ponto S3 foi o que apresentou

os valores mais elevados de temperatura da água em todas as estações, enquanto o ponto S1 apresentou os mais baixos, exceto no outono. O local de amostragem S3 situa-se numa zona agrícola, onde se faz sentir elevadas pressões de origem urbana. Essas pressões provocam uma forte alteração nos rios, levando a um aumento da temperatura da água (Kinouchi, 2007; Kaushal *et al.*, 2010). Perturbações como a diminuição da vegetação ripária (Kalny *et al.*, 2017), libertação de águas residuais provenientes dos setores comercial, industrial e residencial (Kinouchi, 2007) e escorrências provenientes de áreas pavimentadas (Kaushal *et al.*, 2010) podem estar na origem da elevada temperatura da água registada em S3. Por outro lado, no ponto S1 foi o local onde não se observou, de forma explícita, a flutuação sazonal, com as estações mais quentes a apresentarem valores muito similares às estações de outono e inverno. De acordo com Kalny *et al.* (2017), a presença da vegetação ripária tem um impacto extremamente benéfico na prevenção do sobreaquecimento das linhas de água. Deste modo, o crescimento da vegetação durante a primavera e verão, associado às características físicas do canal (canal estreito), acaba por provocar um ensombramento quase total, evitando que a temperatura da água atinja valores elevados. Como seria de esperar no outono e inverno, a diminuição da temperatura e da radiação solar faz com que a presença/falta de vegetação ripária não apresente grande influência na temperatura da água (Kalny *et al.*, 2017).

Relativamente à ribeira de Costa/Couros, a temperatura da água variou entre os 13,02 °C (C1) e 20,04 °C (C3), para as estações de inverno e verão, respetivamente. Ao contrário do observado no rio Selho, as amplitudes térmicas registadas foram muito similares ao longo das estações, para o qual o valor mais alto registado ocorreu no verão (2,86 °C). Segundo Rutherford *et al.* (2004), a taxa de alteração da temperatura da água é inversamente proporcional à profundidade do rio. Assim, comparativamente a cursos de água de maior profundidade, rios poucos profundos tem tendência a aquecer/arrefecer mais rapidamente (Rutherford *et al.*, 2004; Kalny *et al.*, 2017). A ribeira de Costa/Couros é considerada como uma linha de água pouco profunda, mesmo nos meses de maior pluviosidade. Deste modo, a pouca diferença de temperatura registada entre os locais de amostragem, para a mesma estação, pode derivar desta característica.

Quanto aos locais de amostragem, o local mais a montante (C1) apresentou os valores mais baixos de temperatura da água em todas as estações, enquanto os locais mais a jusante se verificou o contrário (C3 – verão e outono; C4 – inverno e primavera). Assim como no local S3, os locais C3 e C4 são os que apresentam maiores perturbações derivadas das atividades humanas, sendo, por esta razão, os locais com os valores da temperatura da água mais elevados.

5.1.2 pH

O termo pH (potencial hidrogénio) é usado como a intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução a uma determinada temperatura, sendo calculado a partir do logaritmo negativo da concentração de iões hidrogénio ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$) (Qureshimatva *et al.*, 2015). O pH é um parâmetro importante na determinação da sobrevivência de várias comunidades bióticas. Assim, os limites toleráveis de pH para a maior parte da flora e fauna situa-se entre valores de 5,5 e 9,0 (De Magalhães, 1989).

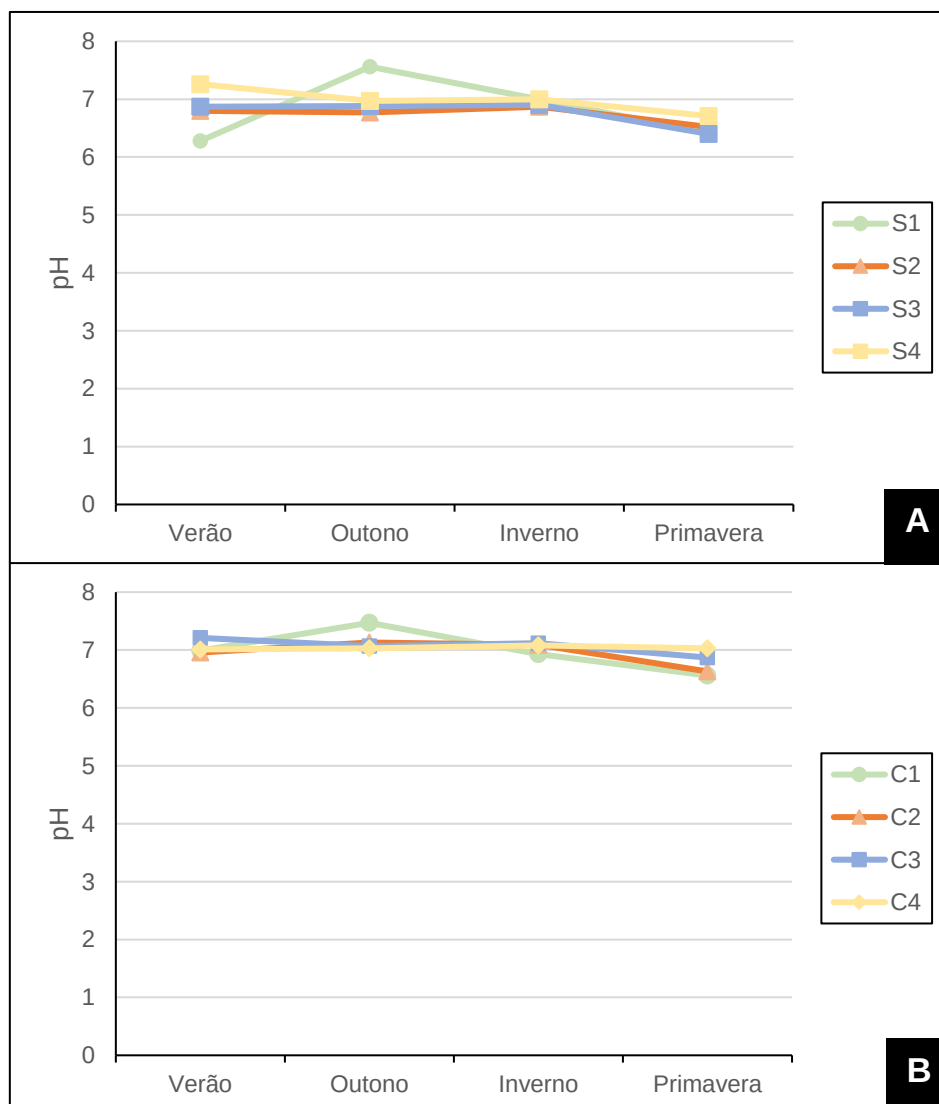


Figura 31: Variação espaço-temporal de pH no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

A partir da análise do gráfico da Figura 31, é possível observar que, para o rio Selho, ambos os valores de pH mais elevado (7,56) e baixo (6,28) ocorreram em S1 na estação de outono e verão, respetivamente. Também para a ribeira de Costa/Couros, os valores máximo (7,47) e mínimo (6,56) foram observados no local C1, no outono e primavera, respetivamente. Segundo Kim *et al.* (2019), o pH é influenciado pela intensidade de chuva, tanto individual como cumulativamente. Assim, um fator importante nas modificações observadas sazonalmente é o início dos episódios de chuva, no outono, que contribuem para o efeito de diluição. Por outro lado, as águas da chuva podem funcionar como uma fonte de poluição não-pontual para os cursos de água, uma vez que aumentam o processo de escorrências e, conseqüentemente, a lixiviação dos poluentes presentes em zonas de atividades antropogénicas (Guerreiro *et al.*, 2020). Assim, a pouca diferença observada nos valores de pH entre estações pode resultar da incapacidade de o efeito diluidor se sobrepor ao efeito oposto causado pelas escorrências superficiais. A única exceção são os locais S1 e C1, do verão para o outono, que por serem ambos os pontos mais a montante e por não apresentarem tantos impactos das atividades antropogénicas, não se verifica esse fenómeno.

A análise estatística permitiu observar que, tendo em conta os valores de pH, apenas foram encontradas diferenças estatisticamente significativas ($F(3,12) = 4,298$; $p = 0,0281$) na ribeira de Costa/Couros entre as estações de outono e primavera.

De acordo com tabela de classificação do INAG (2009), os valores de pH obtidos nos diferentes locais de amostragem e estações nas duas massas de água não ultrapassaram os limites definidos (entre 6 e 9) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte. Também segundo a tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004), todos os locais de amostragem apresentaram valores que permitiram classificá-los como massas de água de excelente qualidade, pertencendo à classe A, uma vez que todos os valores se situaram entre 6,5 e 8,5.

5.1.3 Condutividade

A condutividade elétrica traduz a capacidade de uma certa solução transmitir corrente elétrica, sendo que esta capacidade depende da presença de iões, as suas concentrações total e relativa, a sua valência e respetiva mobilidade (Shinde *et al.*, 2011; Qureshimatva *et al.*, 2015). Medindo a quantidade global de sais dissolvidos em uma solução, a condutividade elétrica representa o grau de mineralização natural da água,

mas que pode, no entanto, ser influenciada pelo aporte de efluentes orgânicos (De Magalhães, 1989).

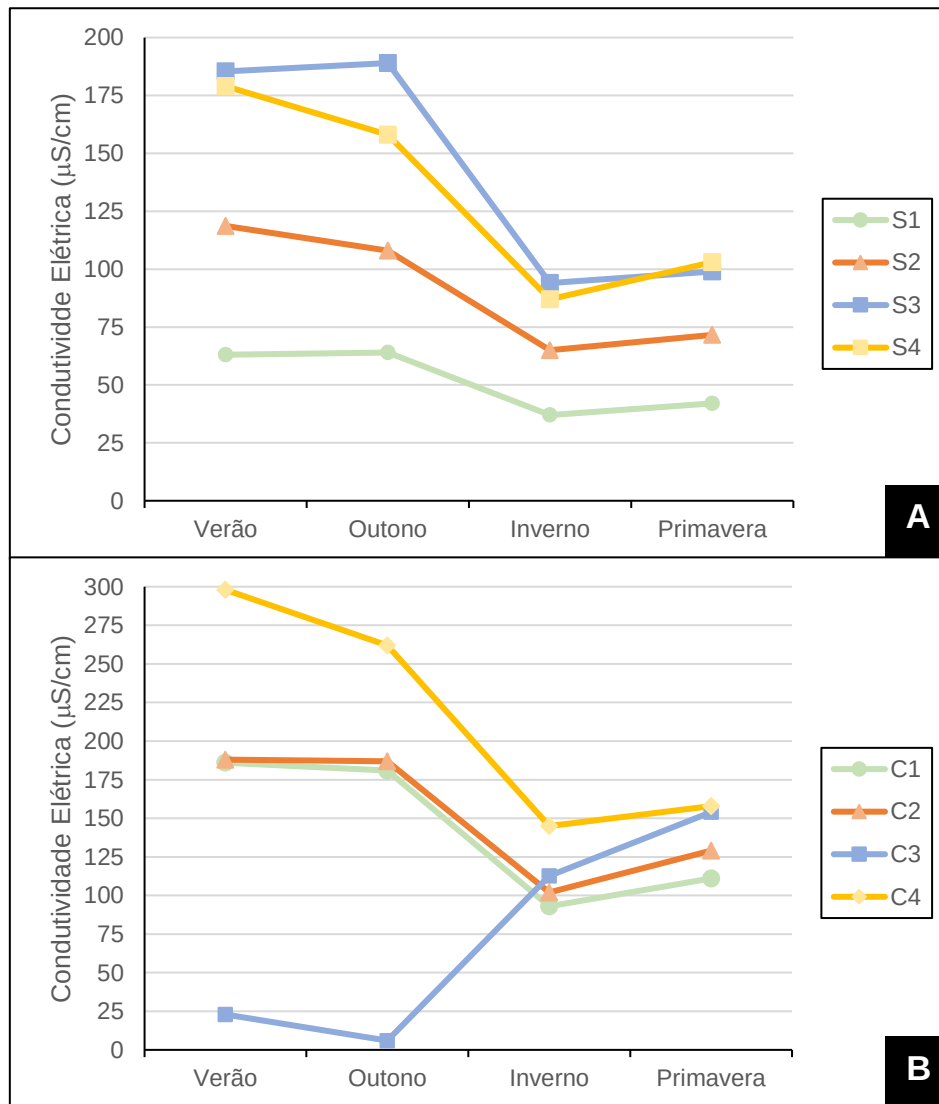


Figura 32: Variação espaço-temporal da condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Pela análise do gráfico da Figura 32, é possível observar que os valores mais baixos de condutividade foram registados, no caso do rio Selho, no local S1 durante o inverno ($37 \mu\text{S/cm}$) e, na ribeira de Costa/Couros, no local C3 durante o outono ($6 \mu\text{S/cm}$). Por outro lado, os valores mais elevados da condutividade da água foram registados no local S3 durante o outono ($189 \mu\text{S/cm}$), para o rio Selho, e em C4 no verão ($298 \mu\text{S/cm}$), para a ribeira de Costa/Couros.

É possível observar uma clara flutuação sazonal, com os valores de condutividade da água a sofrerem, na maioria dos locais (exceto C3), um decréscimo desde o verão até ao inverno e aumentando, novamente, na primavera. Assim, e de um modo geral,

os valores mais elevados de condutividade foram registados no verão, enquanto os mais baixos no inverno. A condutividade elétrica da água é inversamente proporcional ao caudal (De Magalhães, 1989). Deste modo, a descida da condutividade no outono e inverno deveu-se, provavelmente, ao aumento do caudal nestas estações, enquanto, na primavera, a sua redução pode ter causado o aumento dos valores da condutividade.

É sabido que, teoricamente, a condutividade aumenta de montante para jusante (De Magalhães, 1989). Analisando o gráfico da Figura 32, é possível observar que os maiores valores deste parâmetro registaram-se nos locais mais a jusante (S3 e S4; C4 e C3 (exceto verão e outono)). À medida que se vai afastando de montante, o efeito cumulativo das pressões antropogénicas sobre ambos os cursos de água vão aumentando. As atividades agrícolas intensivas associadas com as atividades urbanas providenciam uma considerável fonte de contaminação, provenientes de fertilizantes e agroquímicos, descargas ilegais, perturbações de solo e descartes urbanos. Assim, as lixiviações dos campos marginais aos rios acabam por provocar um aumento significativo da acumulação de sedimentos ricos em sais minerais e de iões nela dissolvidos e, consequentemente, resultando em um aumento da condutividade elétrica da água.

Outro ponto de salientar através da análise da Figura 32 é o registo de baixos valores em C3 nas estações de verão e outono, assim como o aumento brusco nesse local durante o inverno. Os recorrentes episódios de chuva caraterísticos do inverno podem estar na origem desse aumento acentuado, uma vez que podem ter provocado escorrência superficiais nas zonas urbanas impermeáveis adjacentes a C3 e, consequentemente, resultando na lixiviação de iões nelas acumulados durante o verão. Para além disso, o baixo caudal da ribeira, mesmo em período de chuvas, pode resultar em uma diminuição do efeito diluidor, salientando ainda mais esta contaminação. Por outro lado, este acréscimo poderá ser explicado pela existência de descargas ilegais de origem residencial e industrial que ocorram a montante deste local, quando a ribeira se encontra sob os solos urbanos da cidade e antes de ressurgir à superfície.

Através da análise estatística foi possível observar que, tendo em conta os valores de condutividade elétrica da água, apenas foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os locais de amostragem para o rio Selho ($F(3,12) = 4,921$; $p = 0,0187$), principalmente entre os locais S1 vs S3 e S1 vs S4. Relativamente à ribeira de Costa/Couros, as diferenças significativas encontradas são relativas aos locais de amostragem C3 vs C4 ($F(3,12) = 3,613$; $p = 0,0457$).

Comparando os valores de condutividade da água obtidos nos diferentes locais de amostragem e estações com a tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas caraterísticas de qualidade para usos múltiplos, normalizada

pelo INAG (2004), todos os locais de amostragem, em ambos os cursos de água, apresentaram valores inferiores a 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pertencendo, assim, à classe A, e sendo classificados como massas de água de excelente qualidade. No entanto, é de salientar a natureza empírica desta comparação, uma vez que os valores na tabela são apresentados para a temperatura de referência de 20 °C.

5.1.4 Oxigénio Dissolvido

O teor de oxigénio dissolvido é um parâmetro fundamental na manutenção do funcionamento e estrutura dos ecossistemas aquáticos (Franklin, 2014). Essencial no processo da respiração, é um elemento limitante para a maioria dos organismos aquáticos, sendo um dos parâmetros cruciais na avaliação da qualidade da água e da saúde do sistema aquático (Franklin, 2014; Guerreiro *et al.*, 2020). O oxigénio dissolvido nos cursos de água pode ser influenciado por diversos fatores, desde a oxidação de substâncias inorgânicas redutoras, à biodegradação de matéria orgânica, ao rearejamento da água e às atividades de respiração e fotossintética (De Magalhães, 1989). A difusão do oxigénio da atmosfera para a água proporciona uma das principais fontes de inserção de oxigénio nos cursos de água, sendo esta afetada por fatores como temperatura, profundidade e velocidade da água e presença de características morfológicas como rápidos, represas e cascatas. Outra fonte de entrada de oxigénio na água é através da produção por fotossíntese durante o dia (Franklin, 2014). No entanto, as constantes pressões sobre os cursos de água superficiais apresentam uma grave ameaça à sobrevivência da vida aquática. O aumento da poluição orgânica nas linhas de água tem sido um dos maiores problemas à saúde dos sistemas aquáticos, pois a degradação de matéria orgânica pode implicar na depleção do oxigénio dissolvido na água, criando, assim, condições anóxicas (Basant *et al.*, 2010).

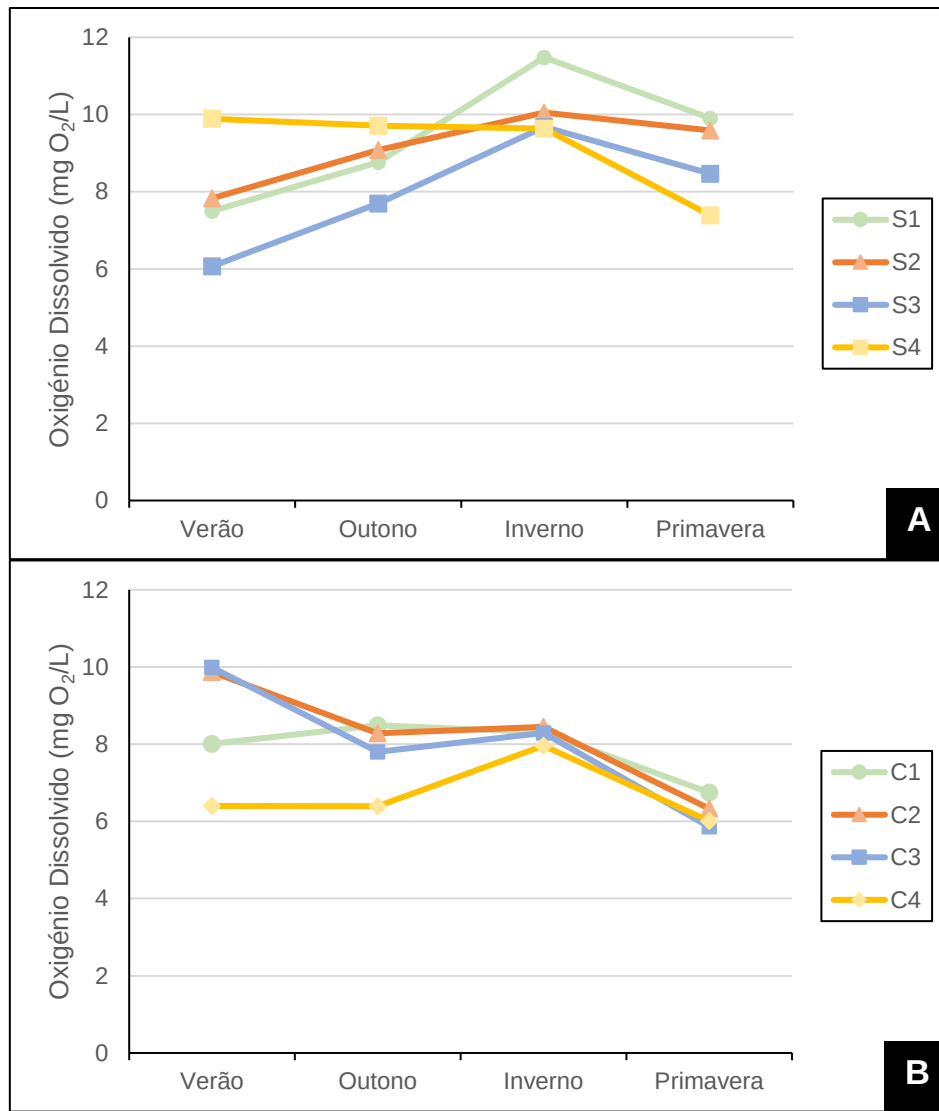


Figura 33: Variação espaço-temporal da concentração de oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2/\text{L}$) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Através da análise do gráfico da Figura 33A, foi possível verificar que, para os locais S1, S2 e S3, os valores de oxigénio dissolvido sofreram um aumento desde o verão até ao inverno, diminuindo na primavera. Por outro lado, S4 foi o local de amostragem onde se observou o decréscimo deste parâmetro desde o verão até à primavera. De acordo com os estudos de De Magalhães (1989) e Morrill *et al.* (2005), o teor de oxigénio dissolvido apresenta uma correlação inversa com a temperatura da água. Este processo natural ocorre uma vez que águas mais quentes tendem a se tornar mais facilmente saturadas com oxigénio, detendo, assim, menos teor de oxigénio dissolvido (Pejman *et al.*, 2009). Para além disso, o baixo teor de oxigénio dissolvido em temperaturas mais elevadas pode derivar do aumento da atividade de organismos, assim como da

diminuição da turbulência da água, que resulta em um menor arejamento da água (Pejman *et al.*, 2009; Guerreiro *et al.*, 2020). Observando o gráfico da Figura 33A, é possível afirmar que os resultados obtidos, para a maioria do conjunto dos locais de amostragem, vão de acordo com esta teoria, uma vez que o teor de oxigénio dissolvido aumentou à medida que as temperaturas da água desciam no outono, assim como voltou a diminuir quando as temperaturas voltaram a aumentar. No entanto, o local S4, ao contrário dos restantes locais de amostragem, apresentou uma diminuição do oxigénio dissolvido desde o verão até à primavera. Assim, o facto de S4 apresentar o valor mais elevado durante o verão pode estar relacionado com a boa insolação do local durante esta estação, assim como a possível intensa atividade fotossintética que esta proporciona (De Magalhães, 1989).

O valor mais elevado registado no rio Selho foi de 11,48 mg/L no local S1 no inverno, o que provavelmente se deveu ao aumento do caudal e da turbulência; já o valor mais baixo foi de 6,07 mg/L em S3 durante o verão, o que coincide com a elevada temperatura da água registada no mesmo local e estação, associada ao baixo caudal e às escorrências provenientes das zonas agrícolas envolventes (Verberk *et al.*, 2020). No rio Selho, as diferenças encontradas não foram estatisticamente significativas, quer entre as estações do ano ($F(3,12) = 2,941$; $p = 0,0762$), quer entre os locais de amostragem ($F(3,12) = 0,8789$; $p = 0,4793$).

Relativamente à ribeira de Costa/Couros, e analisando o gráfico da Figura 33B é possível observar que, à exceção de C1, todos os locais de amostragem apresentaram oscilações no teor de oxigénio dissolvido, com este diminuindo do verão para o outono, aumentando no inverno e, por fim, voltando a diminuir na primavera. Durante o verão, C4 foi o local onde se registou o menor valor deste parâmetro, provavelmente devido às intensas atividades agrícolas envolventes. O teor de oxigénio nesse local só voltou a aumentar com o cessar dessas atividades durante o inverno, e voltando a diminuir quando elas retornaram na primavera. Por outro lado, C2 e C3 apresentaram o teor de oxigénio mais elevado durante o verão. Ao contrário de C1, onde a presença de vegetação fornece ensombramento à ribeira, os locais C2 e C3 estão bastante expostos à radiação solar, o que poderá ter levado ao aumento de organismos fotossintéticos e da atividade fotossintética e, consequentemente, resultando na oxigenação da água. Comparando todas os locais de amostragem e estações, foi o local C3 que apresentou ambos os valores mais elevado e baixo deste parâmetro: 9,99 mg/L no verão e 5,86 mg/L na primavera. Quanto as diferenças encontradas na ribeira de Costa/Couros, estas apenas foram significativas relativamente às estações verão vs primavera ($F(3,12) = 4,263$; $p = 0,0288$).

Em ambos os cursos de água, os valores de oxigénio registados em todos os locais de amostragem encontram-se dentro dos valores limite para o estabelecimento do “bom” estado ecológico (≥ 5 mg/L).

5.1.5 Carência Bioquímica de Oxigénio

A carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) mede a quantidade de oxigénio consumido por bactérias e outros microrganismos durante o processo de biodegradação da matéria orgânica sobre condições de aerobiose (Nas *et al.*, 2008; Franklin, 2014). À medida que a matéria orgânica é degradada e a sua presença na água diminui, também a carência bioquímica de oxigénio é reduzido (Franklin, 2014). No entanto, altos níveis de matéria orgânica podem resultar na depleção do oxigénio dissolvido, podendo, em casos extremos, resultar em uma situação de anaerobiose. Para além disso, os sólidos orgânicos que se depositarem podem afetar o substrato, assim como, de modo indireta, a fauna bentónica. Ao contrário dos macroinvertebrados bentónicos, microrganismos como fungos, bactérias e protozoários são capazes de se desenvolver em meios anaeróbios podendo, por competição, reduzir as comunidades de macroinvertebrados (De Magalhães, 1989).

Com o aumento da quantidade e variedade de compostos orgânicos que ocorrem nas massas de água derivado de descargas ricas em matérias orgânicas, o CBO₅ tornou-se um ótimo indicador do grau de poluição orgânica de águas superficiais e, consequentemente, um dos parâmetros mais utilizados na avaliação da qualidade de um sistema aquático (Nas *et al.*, 2008; Basant *et al.*, 2008; Duarte *et al.*, 2016).

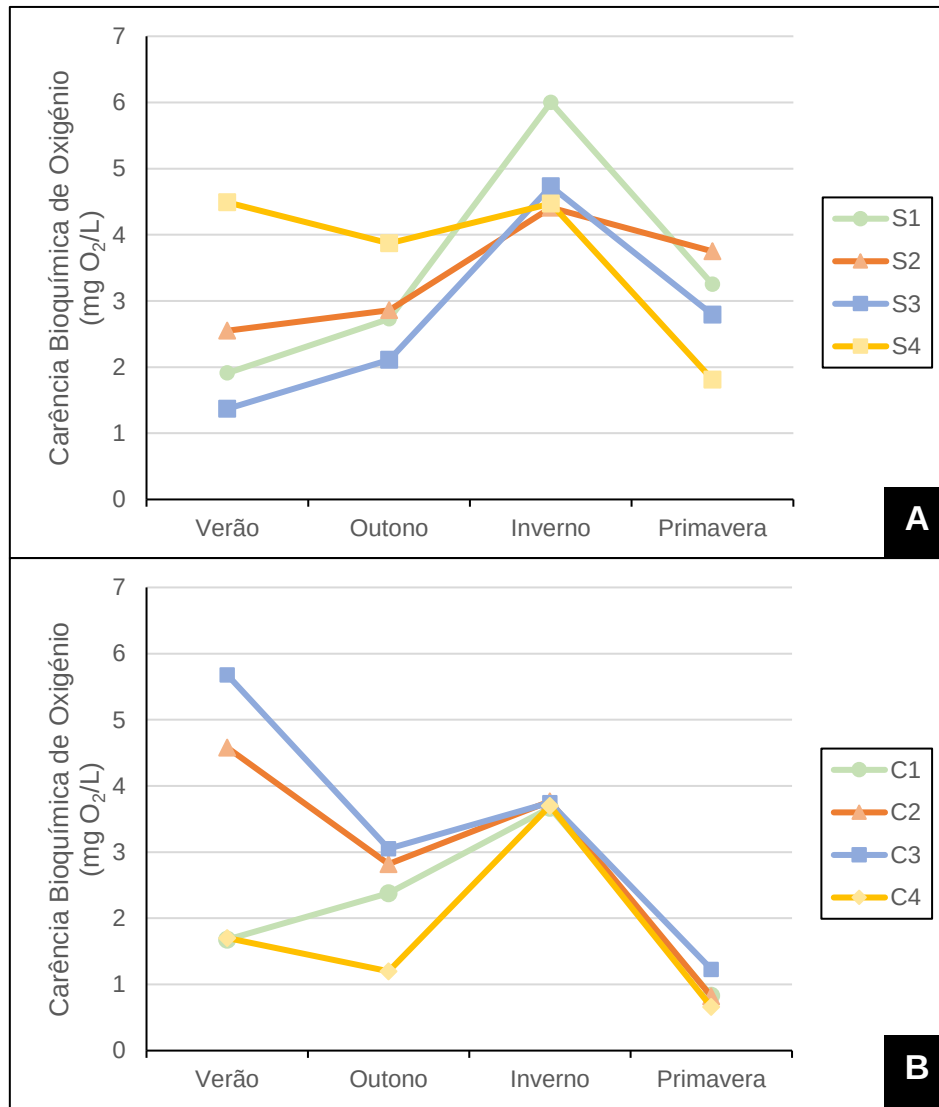


Figura 34: Variação espaço-temporal da carência bioquímica de oxigénio ($\text{mg O}_2/\text{L}$) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Através da análise do gráfico da Figura 34, é possível observar que, em ambos os cursos de água, a variação do CBO_5 segue um padrão muito semelhante com o observado para oxigénio dissolvido (Figura 33). Segundo Nas *et al.* (2008), a concentração de oxigénio dissolvido em um curso de água ao qual foi adicionada matéria orgânica tem tendência a diminuir, visto que a taxa de consumo de oxigénio é superior à taxa de produção. Porém, neste estudo, isto não se observou, uma vez que os maiores valores de CBO_5 correspondem aos maiores valores obtidos para a concentração de oxigénio dissolvido. Isto poderá significar que ambos os cursos de água em estudo são capazes de compensar o O_2 gasto durante o processo de degradação da matéria orgânica.

Tendo em conta o rio Selho, o valor mais baixo de CBO_5 registou-se no local S3 no verão (1,37 mg/L), enquanto o valor mais elevado corresponde ao pico observado no local S1 no inverno (6,00 mg/L). Sendo considerado como o mais naturalizado comparativamente aos restantes locais de amostragem, era de esperar que o local S1 apresentasse os valores mais baixos de CBO_5 . Porém, o pico observado durante o inverno pode ter sido devido a condições muito localizadas de composição de matéria orgânica proveniente da vegetação ribeirinha que durante largos períodos de tempo se encontrava quer emersa quer imersa (De Magalhães, 1989). As diferenças significativas encontradas foram relativamente às estações do ano ($F(3,12) = 5,023$; $p = 0,0175$), sobretudo entre verão vs inverno, outono vs inverno, primavera vs inverno. O aumento significativo dos valores de CBO_5 na estação do inverno pode indicar uma contaminação das águas provocada por causas artificiais, como descargas ilegais.

Quanto à ribeira de Costa/Couros, o valor mais baixo obtido corresponde ao local C4 durante a primavera (0,66 mg/L) e o valor mais elevado corresponde ao local C3 durante o verão (5,68 mg/L). Assim como no rio Selho, foram encontradas diferenças significativas entre as estações do ano ($F(3,12) = 5,364$; $p = 0,0142$), principalmente entre verão vs primavera e inverno vs primavera.

Relativamente à tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004), a qualidade da água nos locais de amostragem do rio Selho variaram entre a classe A e C. S1 (verão) foi o único que não atingiu a boa qualidade da água, encontrando-se dentro dos limites da classe C, isto é, um local de amostragem com qualidade da água razoável. Quanto à classe B, isto é, água com qualidade boa, apenas S1 (primavera), S2 (inverno e primavera), S3 (inverno) e S4 (verão, outono e inverno) é que apresentaram valores dentro dos limites desta classe. Na classe A, ou seja, água de excelente qualidade, encontram-se dentro dos limites os locais S1 e S2 (verão e outono), S3 (verão, outono e primavera) e S4 (primavera). Já na ribeira de Costa/Couros, todos os locais de amostragem atingiram, no mínimo, uma boa qualidade da água, sendo que os valores variaram entre as classes A e B. Na classe A, apresentaram valores dentro do limite desta classe os locais C1 e C4 (verão, outono e primavera), C2 (outono e primavera) e C3 (outono); já os restantes locais apresentaram água de boa qualidade (classe B).

Todos os valores de CBO_5 obtidos nos diferentes locais de amostragem de ambos os rios não ultrapassaram o limiar máximo (≤ 6 mg/L) estabelecido pelo INAG (2009) para o “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte.

5.1.6 Carência Química de Oxigénio

A carência química de oxigénio (CQO) mede a quantidade de oxigénio necessário para completar os processos de decomposição química dos materiais orgânicos existentes nas massas de água (Najafzadeh & Ghaemi, 2019). A utilização de um forte oxidante químico em conjunto com uma solução ácida e calor, faz como que, em algumas horas, ocorra a oxidação do carbono orgânico em CO_2 e H_2O (Boyles, 1997). Assim, o CQO é um método rápido que permite, tal como o CBO_5 , medir a quantidade de poluição orgânica presente num curso de água.

Ao contrário do CQO, o CBO_5 é um processo cujo procedimento possui uma duração total de cinco dias, o que dificulta uma avaliação rápida da qualidade da água. Para além disso, a medição da matéria orgânica através do CBO_5 torna-se ineficaz em amostras que contenham substâncias tóxicas aos microrganismos, uma vez que pode levar ao seu envenenamento e, conseqüentemente, à incapacidade destes organismos em oxidar matéria orgânica (Boyles, 1997). Por estas razões, o CQO é muitas vezes utilizado como uma alternativa ao CBO_5 (Pisarevsky *et al.*, 2005). No entanto, torna-se inevitável as maiores concentrações de CQO relativamente às de CBO_5 (Najafzadeh & Ghaemi, 2019).

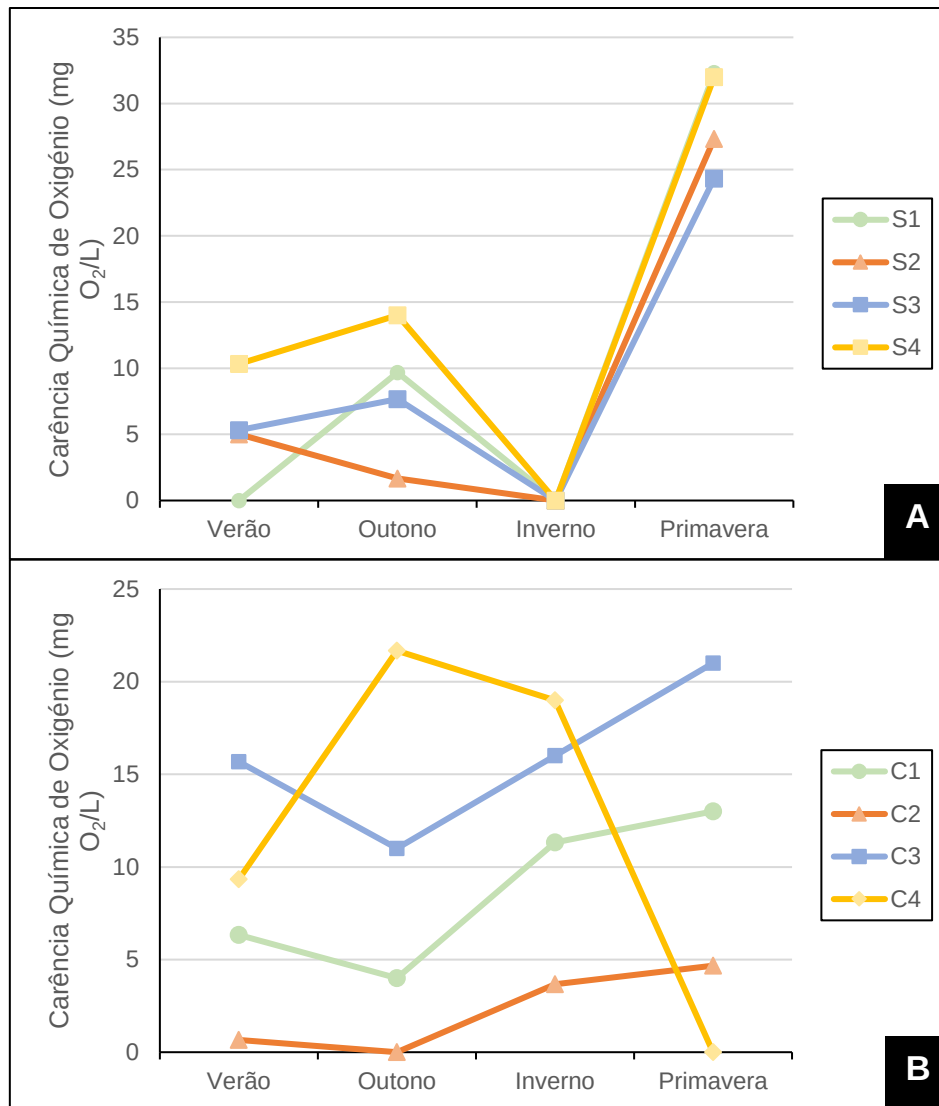


Figura 35: Variação espaço-temporal da carência química de oxigénio (mg O₂/L) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Através da análise do gráfico da Figura 35, é possível observar que, para o rio Selho, e com a exceção do local S2, os locais de amostragem apresentaram flutuações sazonais muito semelhantes, com uma subida dos valores de CQO entre o verão e o outono, uma descida no inverno e, novamente, um aumento na primavera. O valor de CQO mais elevado registado foi de 32,33 mg/L no local S1 durante a primavera, e o valor mais baixo registado foi de 0,00 mg/L em todos os locais durante o inverno e em S1 no verão. O elevado aumento observado em todos os locais amostrados durante a primavera pode estar relacionado com o aumento de matéria orgânica na primavera proveniente de causas naturais (aumento da vegetação) como de origem antropogénica (descargas de origem doméstica e industrial e lixiviações de campos agrícolas).

As diferenças encontradas no rio Selho apenas foram estatisticamente significativas entre estações ($F(3,12) = 43,97$; $p < 0,0001$), sobretudo entre verão vs primavera, outono vs primavera, inverno vs primavera e outono vs inverno.

Na ribeira de Costa/Couros, é possível observar que o valor de CQO mais elevado observado foi de 21,67 mg/L no local C4 no outono, enquanto o valor mais baixo registado foi de 0,00 mg/L nos locais C2 e C4, no outono e primavera, respetivamente. À exceção do local C4, os restantes locais de amostragem da ribeira de Costa/Couros apresentaram flutuações sazonais muito similares, com o CQO a diminuir desde o verão até ao outono e aumentando a partir do outono. De um modo geral, os valores mais baixos registaram-se na estação do outono, enquanto a primavera apresentou os valores mais elevados. Por outro lado, C4 apresentou uma flutuação inversa dos restantes locais amostrados da ribeira, registando o valor mais elevado no outono e o mais baixo na primavera.

Relativamente às diferenças encontradas na ribeira de Costa/Couros, estas apenas foram estatisticamente significativas entre os locais de amostragem ($F(3,12) = 4,006$; $p = 0,0345$), nomeadamente entre C2 vs C3.

De acordo com a tabela normalizada pelo INAG (2004) para a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, os valores de CQO nos locais de amostragem do rio Selho encontram-se, maioritariamente, dentro dos valores limite para ser considerado como curso de excelente qualidade da água (Classe A). Apenas S4 (verão e outono) apresentaram água de boa qualidade (Classe B), enquanto todos os locais de amostragem na primavera enquadravam-se em uma qualidade razoável da água (Classe C). Quanto ao CQO encontrado na ribeira de Costa/Couros, os locais C3 (primavera) e C4 (outono) apresentaram uma qualidade razoável da água (Classe C), enquanto os restantes locais variavam entre uma excelente e uma boa qualidade da água (Classe A e Classe B, respetivamente).

5.1.7 Sólidos Dissolvidos Totais

Sólidos dissolvidos totais (SDT) refere-se à medida da quantidade de sais inorgânicos, matéria orgânica e outros materiais dissolvidos na água (Weber-Scannell & Duffy, 2007). É um parâmetro importante na avaliação da qualidade da água, uma vez que descreve os constituintes químicos presentes na água (Shinde *et al.*, 2011; Qureshimatva *et al.*, 2015). A concentração e composição dos sólidos dissolvidos totais em águas naturais depende de vários fatores naturais, como a geologia do local, a

precipitação atmosférica e o balanço hídrico (evaporação/precipitação). No entanto, fatores antropogénicos como descargas de efluentes industriais ou introdução de sais podem resultar na modificação das concentrações de SDT na água (Weber-Scannell & Duffy, 2007).

A presença de SDT na água pode provocar efeitos adversos nas diversas comunidades aquáticas, pois pode causar toxicidade a partir do aumento de alterações de salinidade na composição iónica da água e o aumento da toxicidade de iões individuais (Weber-Scannell & Duffy, 2007).

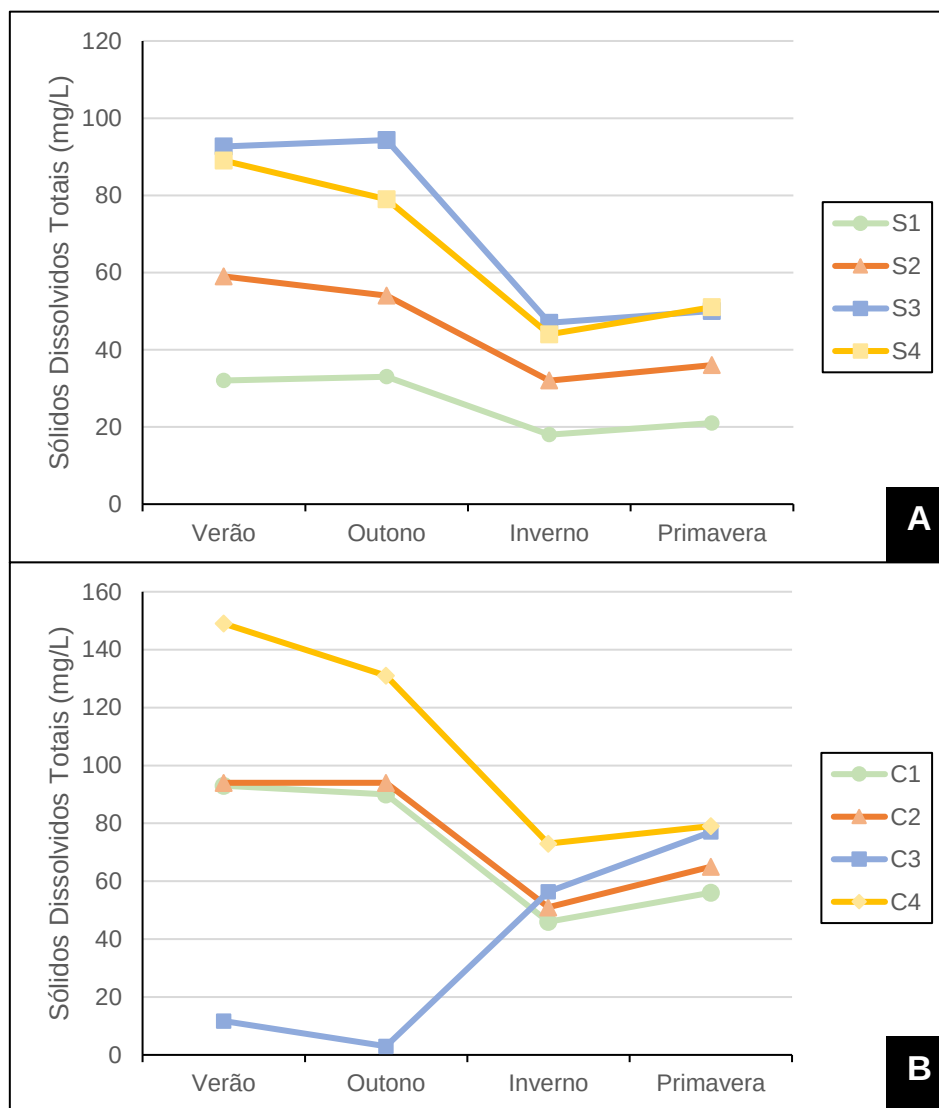


Figura 36: Variação espaço-temporal dos sólidos dissolvidos totais no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

No rio Selho, os valores mais baixos e elevados de SDT foram registados no local S1 durante o inverno (18 mg/L) e no local S3 durante o outono (94,33 mg/L),

respetivamente. Por outro lado, na ribeira de Costa/Couros, o valor mais baixo de SDT registado foi no local C3 durante o inverno (3 mg/L) enquanto o mais elevado se observou em C4 no verão (149 mg/L).

Observando ambas as Figuras 32 e 36, é possível observar a similaridade entre as flutuações temporais da condutividade elétrica e dos sólidos dissolvidos totais. A condutividade elétrica da água está muito dependente da concentração total de iões (Shinde *et al.*, 2011; Qureshimatva *et al.*, 2015), sobretudo sólidos dissolvidos totais. Assim, segundo o gráfico da Figura 36 e tal como o gráfico da Figura 32, é possível observar uma clara flutuação sazonal, com os valores de sólidos totais dissolvidos, de um modo geral e na maioria dos locais (exceto C3), a decrescerem desde o verão até ao inverno e aumentando, novamente, na primavera. Assim, e de um modo geral, os valores mais elevados de SDT foram registados no verão, enquanto os mais baixos no inverno.

Os elevados valores de SDT encontrados nas estações do verão e outono, principalmente em S3, S4 e C4, podem estar relacionados com a atividade agrícola que ocorre nos terrenos envolventes a estes locais de amostragem. A irrigação destes campos agrícolas poderá ter provocado a introdução de sais provenientes de fertilizantes e agroquímicos, aumentando, assim, a quantidade de sólidos dissolvidos totais na água. No inverno, a redução da atividade agrícola associada ao maior caudal e precipitação desta estação, pode ter provocado um efeito de diluição.

Por outro lado, e assim como ocorreu para a condutividade elétrica, as lixiviações das zonas impermeáveis urbanas provocadas pelas chuvas durante o inverno, assim como a descarga de efluentes provenientes das zonas urbanas, podem ter provocado o aumento de SDT em C3 para esta estação.

Relativamente às diferenças encontradas, estas só foram estatisticamente significativas entre os locais de amostragem referentes à ribeira de Costa/Couros ($F(3,12) = 3,639$; $p = 0,0448$), nomeadamente entre os locais C3 vs C4. Esta diferença pode indicar que a maior parte da contaminação da água por sólidos totais dissolvidos provém da zona agrícola e não urbana.

5.1.8 Nitratos

Os nitratos (NO_3^-) representam a forma mais oxidada dos componentes de azoto, que se obtém a partir da decomposição aeróbia da matéria orgânica azotada (De Magalhães, 1989; Shinde *et al.*, 2011). Em águas naturais não poluídas, a concentração de nitratos é ínfima (Shinde *et al.*, 2011). No entanto, em zonas com influência

antropogénica, as fontes de nitratos na água incluem descargas de águas residuais, queima de combustíveis fósseis e fertilização de terrenos agrícolas, jardins e relvados assim como drenagem de água desses terrenos (De Magalhães, 1989; Qureshimatva *et al.*, 2015; Guerreiro *et al.*, 2020). Este último caso é, entre as várias fontes de introdução deste nutriente na água, o maior contribuidor da poluição aquática, sobretudo se a fertilização for à base de fertilizantes azotados. O NO_3^- é a forma mais solúvel e móvel do azoto, sendo, por esta razão, facilmente lixiviada para as massas de águas superficiais através de irrigações ou águas de chuva (Khan *et al.*, 2018). Embora não possua efeitos tóxicos diretos, o enriquecimento dos cursos de água com este nutriente desencadeia o fenómeno da eutroficação, isto é, o crescimento acentuado de plantas aquáticas e *blooms* de algas, uma vez que este nutriente é um dos mais importantes para o desenvolvimento das algas (De Magalhães, 1989; Qureshimatva *et al.*, 2015; Khan *et al.*, 2018). Este absurdo crescimento acaba por provocar a depleção do oxigénio dissolvido na água, impactando, de modo negativo, toda a vida aquática (Khan *et al.*, 2018).

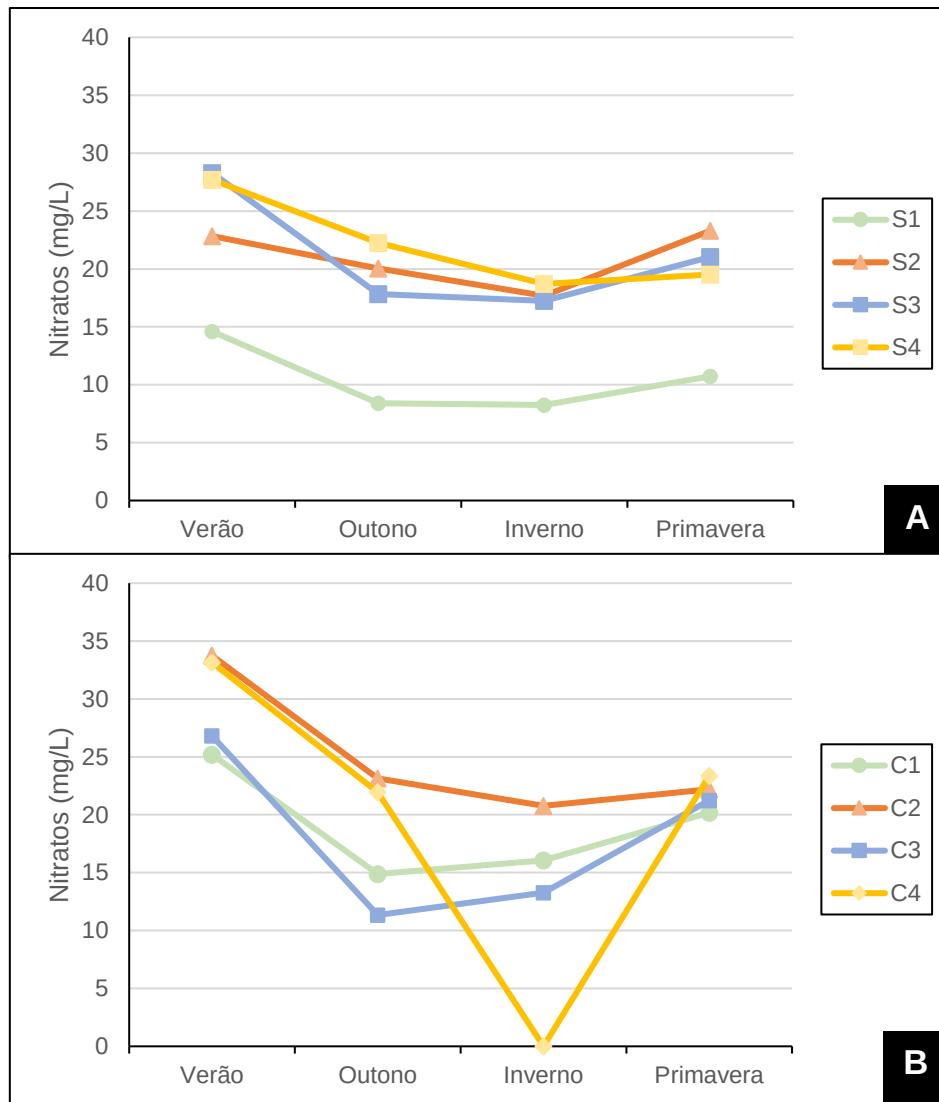


Figura 37: Variação espaço-temporal de nitratos (mg/L) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

De acordo com a análise do gráfico da Figura 37, é possível observar que, para o rio Selho e no conjunto dos locais de amostragem, ocorreu uma diminuição da concentração de nitratos desde o verão até ao inverno e voltando a aumentar na primavera. Assim, a concentração de NO_3^- neste curso de água, variou entre os valores de 8,25 mg/L e 28,29 mg/L em S1 no inverno e S3 no verão, respetivamente. Na ribeira de Costa/Couros, verificou-se uma diminuição de NO_3^- do verão até ao outono para os locais C1 e C3, assim como do verão até ao inverno para os locais C2 e C4. A concentração de nitratos na ribeira variou entre os 0 mg/L em C4 no inverno e os 33,74 mg/L em C2 no verão.

De um modo geral, a concentração de nitratos é superior durante a estação do verão, provavelmente devido às atividades agrícolas que ocorrem nos campos

marginais aos locais de amostragem, assim como o aumento do teor de NO_3^- na primavera como consequência do início das práticas agrícolas nessa estação. Para além disso, o baixo caudal associado a estas duas estações poderá ter salientado estes resultados, sobretudo devido ao fraco efeito de diluição. Segundo Khan *et al.* (2018), os iões NO_3^- tornam-se facilmente adicionados às partículas de solo. Assim, o aumento da sedimentação por causa do baixo caudal poderá ter resultado no aumento do teor de nitratos na água (De Magalhães, 1989).

No outono e inverno, a concentração de nitratos na água pode ser uma consequência da decomposição da matéria orgânica azotada ainda presente no meio.

As diferenças significativas encontradas no rio Selho foram entre os diferentes locais de amostragem ($F(3,12) = 8,242$; $p = 0,0030$), especialmente entre S1 vs S2, S1 vs S3 e S1 vs S4. Estas diferenças significativas encontradas no local S1 podem salientar a falta de pressões antropogénicas comparativamente ao restantes locais amostrados. Na ribeira de Costa/Couros, as diferenças significativas encontradas foram referentes às estações do verão vs inverno ($F(3,12) = 6,354$; $p = 0,0080$). Estas diferenças parecem salientar que grande parte da contaminação de NO_3^- provém das atividades agrícolas que ocorrem durante o verão, mas não no inverno.

De acordo com a tabela normalizada pelo INAG (2004) para a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, os valores da concentração de nitratos nos locais de amostragem do rio Selho pertencem a um curso de água de boa qualidade (Classe B), com a exceção de S3 e S4 no verão, que se enquadram em um curso de água de qualidade razoável (Classe C). Quanto à concentração de nitratos encontrada na ribeira de Costa/Couros, os valores obtidos variaram entre a classe B e a classe C, com todos os locais de amostragem durante o outono, inverno e primavera compreendidos na gama de valores correspondente a um curso de água de boa qualidade (classe B), enquanto que durante o verão correspondiam a um curso de água de qualidade razoável (Classe C).

Tanto os valores obtidos nos locais amostrados do rio Selho como da ribeira de Costa/Couros encontram-se dentro do valor limite (média anual $\leq 25 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte (INAG, 2009).

5.1.9 Nitritos

Tendo a sua origem a partir da oxidação incompleta do amoníaco ou na redução de nitratos, os nitritos (NO_2^-) podem traduzir um desequilíbrio químico (De Magalhães,

1989). Geralmente, em locais onde não existem pressões antropogénicas, a acumulação de nitritos, tanto em ecossistemas terrestres como aquáticos, é ínfima. No entanto, na presença de pressões de origem industrial, urbana e agrícola, as concentrações de NO_2^- começam a aumentar, quer por descargas ilegais, quer por lixiviação de solos agrícolas (Corriveau *et al.*, 2010). 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 (Corriveau *et al.*, 2010).

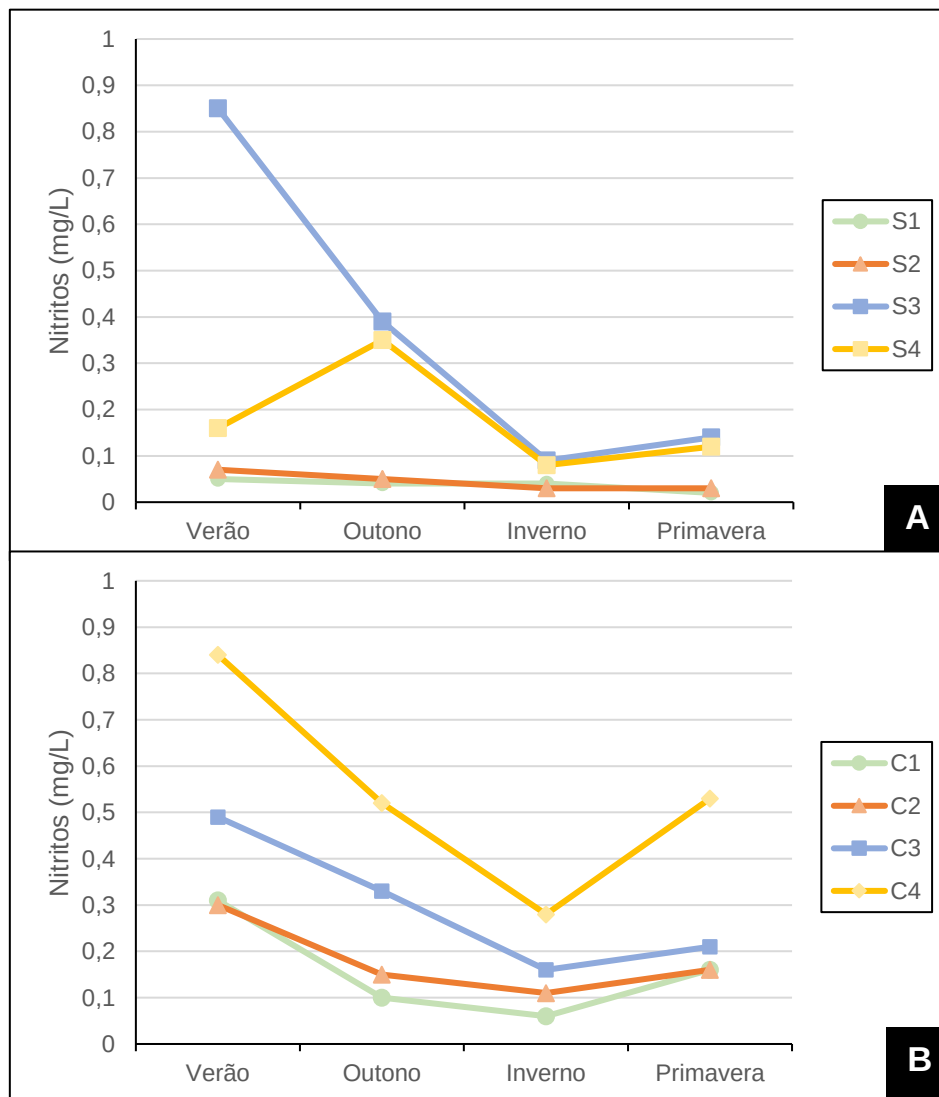


Figura 38: Variação espaço-temporal de nitritos (mg/L) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

A partir da análise do gráfico da Figura 38, é possível observar que, com exceção de S1 e S2, todos os restantes locais de amostragem do rio Selho e da ribeira de Costa/Couros apresentaram uma concentração de NO_2^- mais baixa no inverno, como era de esperar devido ao aumento da ocorrência de pluviosidade nessa estação e, consequentemente, ao aumento do efeito diluidor (Corriveau *et al.*, 2010). Por outro lado, verificou-se uma maior concentração de nitritos na água durante verão, com exceção de S4, que ocorreu no outono. Assim como o NO_3^- , os nitritos proveem da oxidação do azoto muitas vezes colocado em solos agrícolas através de fertilizantes. Deste modo, um composto tão solúvel na água como o NO_2^- , é facilmente lixiviado por entre este tipo de solos, o que poderá levar a uma acumulação deste nutriente nos cursos de água superficiais.

Segundo Corriveau *et al.* (2010), o teor de NO_2^- tem uma correlação negativa com a o teor de oxigénio dissolvido na água, uma vez que a oxidação do NO_2^- para NO_3^- necessita de oxigénio (Khan *et al.*, 2018). Observando o gráfico da Figura 33, é possível verificar que, de um modo geral, essa correlação acontece, uma vez que a maior concentração de NO_2^- ocorre quando o teor de oxigénio dissolvido é menor, assim como também se verifica o contrário.

Quanto a este parâmetro, apenas foram encontradas diferenças significativas na ribeira de Costa/Couros entre os locais de amostragem ($F(3,12) = 5,348$; $p = 0,0143$), nomeadamente entre C1 vs C4 e C2 vs C4.

5.1.10 Azoto Amoniacal

O azoto amoniacal é uma substância que surge, de um modo geral, após um processo incompleto da degradação da matéria orgânica (De Magalhães, 1989). Podendo aparecer tanto em forma de ião amónio (NH_4^+) como de amoníaco (NH_3), a presença de azoto amoniacal nas linhas de água é indicadora de uma poluição recente, uma vez que é o primeiro estágio da decomposição da matéria orgânica (De Oliveira *et al.*, 2009; Deng *et al.*, 2021). O seu aparecimento nos cursos de água pode derivar de escorrências de azoto presente nos solos e, tal como o NO_3^- , a sua presença poderá causar a eutroficação dos locais (Deng *et al.*, 2021). Para além disso, em locais com valores de pH mais elevados, ocorre a formação de NH_3 que, ao contrário do ião amónio, é altamente tóxico para as diversas comunidades aquáticas (De Magalhães, 1989).

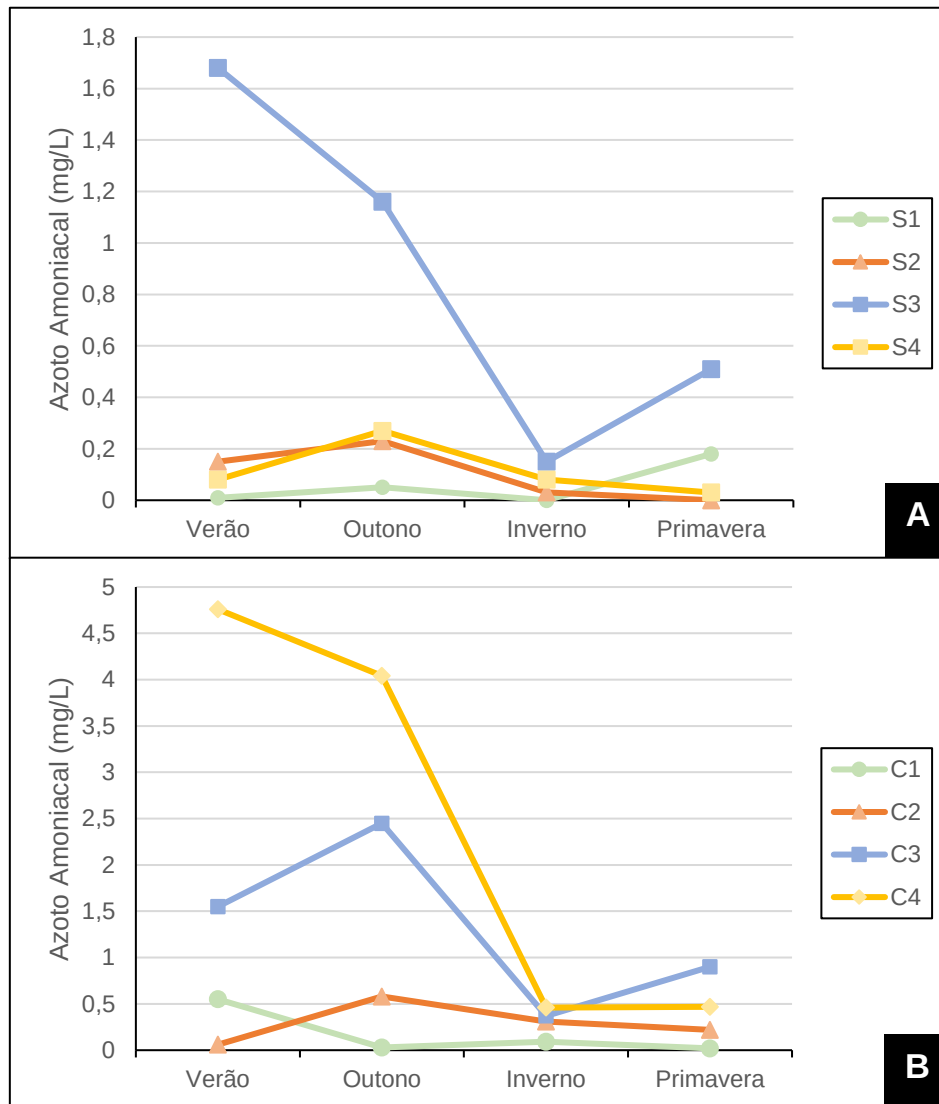


Figura 39: Variação espaço-temporal de azoto amoniaco (mg/L) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

De acordo com a análise do gráfico da Figura 39, é possível observar que, para o rio Selho, o valor mais elevado de azoto amoniaco foi registado no local S3 durante o verão (1,68 mg/L) enquanto o valor mais baixo (0,00 mg/L) verificou-se nos locais S1 e S2 durante o inverno e primavera, respetivamente. Relativamente ao rio Selho, é de salientar o local de amostragem S3, local este que apresentou os valores mais elevados da concentração de azoto amoniaco em todas as estações assim como a maior variação sazonal, com uma brusca diminuição desde o verão até ao inverno e voltando a aumentar na primavera. Por se tratar de um local envolvendo zonas agrícolas ativas, a elevada concentração de azoto amoniaco pode estar relacionada com a fertilização dos solos marginais que ocorre durante o verão, tal como aconteceu com a concentração de nitritos. Para além disso, e assim como para a concentração de NO_3^-

e NO_2^- , o baixo caudal do rio durante a estação do verão poderá ter diminuído o efeito diluidor. Segundo Guerreiro *et al.* (2020), NH_4^+ é um dos parâmetros que mais contribui para a variação da qualidade da água durante a estação seca, acompanhada com a fertilização agrícola.

Na ribeira de Costa/Couros, a concentração de azoto amoniacal mais elevada foi registada no local de amostragem C4 durante o verão (4,76 mg/L), enquanto a baixa foi observada na primavera no local C2 (0,02 mg/L). Em todas as estações, à exceção da primavera, o local C4 foi o que apresentou os valores mais elevados de azoto amoniacal comparativamente aos restantes locais amostrados, chegando-se a observar uma brusca diminuição da concentração desde o verão até ao inverno e uma pouca variação entre o inverno e a primavera. Tal como S3, o local C4 é uma zona de grande atividade agrícola, pelo que o elevado valor observado na estação do verão pode estar novamente relacionado com a utilização de fertilizantes azotados na fertilização destes solos. Para além disso, é de salientar a semelhança observada entre os padrões de variação da concentração de azoto amoniacal de C4 e S3. Uma vez que o local S3 se situa após a confluência da ribeira de Costa/Couros com o rio Selho, esta similaridade pode aferir a influência que a ribeira de Costa/Couros possui sobre a qualidade da água no local S3.

Outro ponto a realçar observando o gráfico da Figura 39B, é a ampla variação sazonal registada em C3, o que pode estar relacionado com descargas de efluentes de origem doméstica e/ou industrial não tratados que ocorreram a montante do local, sobretudo quando a ribeira se encontra sob os solos urbanos.

Para a concentração de azoto amoniacal, as diferenças encontradas só foram estatisticamente significativas entre os locais de amostragem do rio Selho ($F(3,12) = 4,994$; $p = 0,0178$), sobretudo entre S1 vs S3, S2 vs S3 e S3 vs S4. As diferenças encontradas veem realçar o impacto da agricultura praticada ao redor de S3 sobre a qualidade da água neste local.

De acordo com a tabela normalizada pelo INAG (2004) para a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, os valores da concentração de azoto amoniacal nos locais de amostragem do rio Selho variam entre Classe A e Classe C. Com exceção do local S3 no verão que apresentou água de qualidade razoável, os restantes locais de amostragem pertencem a um curso de água de boa qualidade (Classe B) ou de excelente qualidade (Classe A). Quanto à concentração de azoto amoniacal encontrada na ribeira de Costa/Couros, o local de amostragem C3 no verão e outono apresentou uma qualidade da água razoável (Classe C) e o local C4, também no verão e outono, apresentou uma qualidade da água muito má (Classe E). Nos restantes locais de

amostragem e estações, o curso de água variou entre uma qualidade excelente da água (Classe A) e uma boa qualidade (Classe B).

De acordo com o valor limite ($\leq 1 \text{ mg NH}_4/\text{L}$) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte (INAG, 2009), o rio Selho falhou em atingir o “bom” estado no local de amostragem S3 durante o verão e o outono. Quanto a ribeira de Costa/Couros, os locais C3 e C4, ambos durante as estações de verão e outono, apresentaram valores superiores ao valor limite estabelecido para o “bom” estado ecológico.

5.1.11 Fósforo Total

O fósforo (P) é um elemento essencial para a atividade biológica, fundamental nas reações metabólicas de plantas e animais, e estando relacionado com a produtividade primária (De Magalhães, 1989; Shinde *et al.*, 2011). Em águas naturais, a concentração de fósforo varia entre 0,005 e 0,020 mg/L, e a sua presença pode ter origem natural, isto é, ser proveniente de rochas fosfatadas e do solo, lixiviações ou decomposição de matéria orgânica, e origem artificial, caso provenha de descargas domésticas e industriais e de fertilizantes (De Magalhães, 1989; Shinde *et al.*, 2011; Guerreiro *et al.*, 2020).

O fósforo é um nutriente que, grande parte das vezes, não se encontra utilizável e, quando o está, o seu uso é feito de um modo ineficiente por parte das plantas. Para além disso, este nutriente só é utilizado pelas plantas quando se encontra sobre a forma de fosfatos ($\text{P} - \text{PO}_4$). Deste modo, verifica-se uma maior acumulação do que remoção deste nutriente no solo, principalmente em locais agrícolas com aplicação de fertilizantes fosfatados (Khan *et al.*, 2018). O facto de o fósforo ser um nutriente facilmente adsorvido pelas partículas de solo faz com que qualquer perturbação do solo por parte de construções ou lixiviações provoque a mobilização deste nutriente para as massas de água superficiais (Khan *et al.*, 2018; Guerreiro *et al.*, 2020). Quando em níveis elevados, e tal como os NO_3^- , a presença de fósforo na água promove o efeito de eutroficação, com o desenvolvimento excessivo de algas que, com a sua morte e posterior decomposição, levam à depleção dos níveis de oxigénio dissolvido na água (De Magalhães, 1989; Khan *et al.*, 2018; Guerreiro *et al.*, 2020). No que diz respeito à vida aquática, o fósforo em si não apresenta toxicidade, embora possa existir em consequência de picos algais (De Magalhães, 1989).

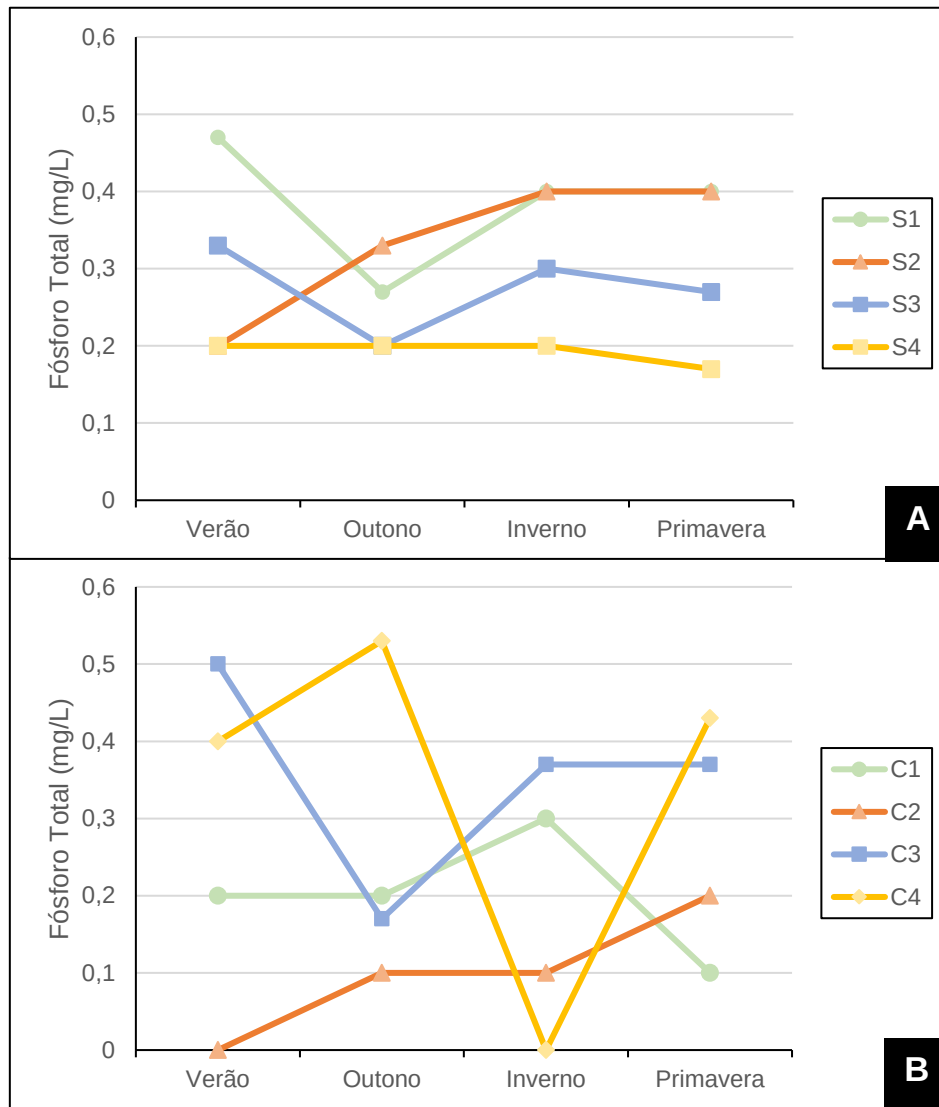


Figura 40: Variação espaço-temporal de fósforo total (mg/L) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Analisando o gráfico da Figura 40, é possível observar que, de um modo geral, as variações da concentração de fósforo total na água não foram muito homogêneas, sobretudo na ribeira de Costa/Couros. Deste modo, é possível admitir que a grande maioria dos níveis mais elevados observados sejam devido a causas artificiais (De Magalhães, 1989).

No rio Selho, o valor da concentração de fósforo total mais elevado observado foi em S1 no verão (0,47 mg/L), enquanto o valor mais baixo registado foi em S4 na primavera (0,17 mg/L). Os locais de amostragem S1 e S3 demonstraram uma flutuação sazonal muito semelhante, com o nível de fósforo total mais elevado a ocorrer no verão, possivelmente derivado da fertilização dos campos agrícolas envolventes. Durante o inverno, o aumento observando nestes dois locais poderá ter sido provocado pela

mobilização de partículas de solo às quais estão associadas fósforo inutilizado (Khan *et al.*, 2018) por lixiviação da água de precipitação. O local de amostragem S2 foi o único local amostrado a se registar um contínuo aumento da presença de fósforo total. Esta subida deveu-se, provavelmente, resultante de descargas de origem doméstica.

Na ribeira de Costa/Couros, o nível de fósforo total mais elevado observado foi em C4 no outono (0,53 mg/L), enquanto valor mais baixo registado foi em C2 e C4 (0,00 mg/L) no verão e inverno, respetivamente. C3 e C4 foram os locais de amostragem que apresentaram as maiores flutuações sazonais, maioritariamente inversas entre si. Tal como no rio Selho, estas variações podem estar relacionadas com a libertação de descargas de origem doméstica e industrial, assim como da lixiviação dos solos agrícolas. Para além disso, é de salientar a brusca variação observada em C4 desde o outono até à primavera, com uma brusca diminuição da presença de fósforo na água no inverno e um aumento repentino na primavera. Esta peculiar flutuação sazonal coincide com a observada para os nitratos, relativamente ao mesmo local e estações.

As diferenças encontradas apenas foram estatisticamente significativas entre os locais de amostragem do rio Selho ($F(3,12) = 5,673$; $p = 0,0118$), sobretudo entre S1 vs S4.

De acordo com a tabela normalizada pelo INAG (2004) para a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos, os valores da concentração de fósforo total nos locais de amostragem do rio Selho variam entre Classe A e Classe D. O local S1 no verão foi o único a apresentar uma má qualidade da água (Classe D), enquanto os locais S1 (outono, inverno e primavera), S2 (outono, inverno e primavera) e S3 (verão, inverno e primavera) surgiram como cursos de água com qualidade razoável (Classe C). Os restantes locais de amostragem para as restantes estações apresentaram valores que se enquadravam na gama para serem considerados como cursos de excelente qualidade da água (Classe A). Na ribeira de Costa/Couros, os valores registados variaram entre a Classe A e Classe E, com C4 (outono) a apresentar uma qualidade da água muito má (Classe E), C3 (verão) e C4 (primavera) com qualidade da água razoável (Classe D) e C1 (inverno), C3 (inverno e primavera) e C4 (verão) com uma qualidade razoável da água (Classe C). Os restantes locais de amostragem para as restantes estações apresentaram valores dentro da gama limite para serem considerados como cursos de excelente qualidade da água (Classe A).

Comparado os resultados obtidos nos locais amostrados em ambos os cursos de água com o valor limite (média anual $\leq 0,10$ mg P/L) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Norte (INAG, 2009), apenas o local C2 conseguiu atingir o “bom” estado ecológico.

5.2 Parâmetros Biológicos – Comunidades de Macroinvertebrados Bentónicos

5.2.1 Percentagem dos Principais Grupos Taxonómicos

As amostragens de macroinvertebrados bentónicos permitiram a recolha, triagem, e identificação de um total de 2254 indivíduos da comunidade nos dois cursos de água, pertencentes a 13 principais grupos taxonómicos.

Na Figura 41 encontra-se representada a variação espacial da percentagem de principais grupos taxonómicos encontrados no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

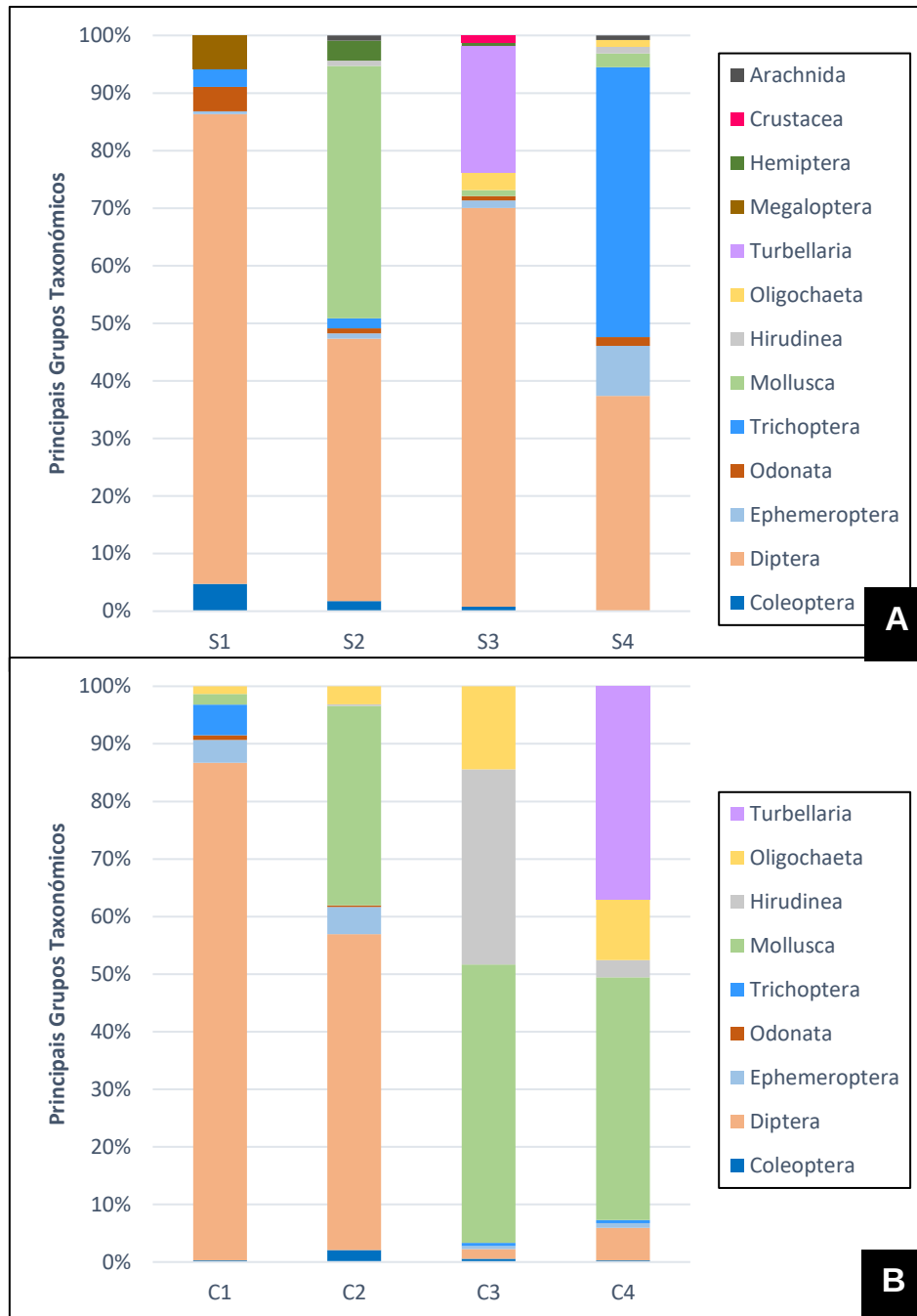


Figura 41: Variação espacial da percentagem de principais grupos taxonómicos encontrados no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Através da análise do gráfico da Figura 41A, verificou-se que, para o rio Selho, as ordens Diptera, Ephemeroptera e Odonata estiveram presentes em todos os locais de amostragem, sendo que a ordem Diptera dominou em todos os pontos de amostragem, com exceção de S4. Neste último ponto, a ordem Trichoptera, foi a mais dominante, com cerca de 46,86%, especialmente com indivíduos da família *Hydropsychidae*. No estado larvar, os organismos da família *Hydropsychidae* possuem respiração branquial, isto é, obtêm o oxigénio diretamente do meio aquático, por difusão através de

traqueobrânquias. Assim, estes indivíduos requerem água corrente com gamas de velocidade desde a intermédia até muito forte (De Magalhães, 1989) e bem oxigenadas, podendo ocupar uma grande diversidade de habitats, desde leitos de cascalho a detritos lenhosos (Maguire *et al.*, 2020). Para além disso, as larvas de *Hydropsychidae* são coletores filtradores, pelo que o seu modo de alimentação faz com que estes indivíduos prefiram cursos de água com matéria orgânica suspensa (Guilpart *et al.*, 2012), podendo, assim, ser reconhecidos como indicadores de poluição orgânica (Rodrigues *et al.*, 2019).

No local S1, os organismos da ordem Diptera foram os mais abundantes (81,58%). No entanto, a quase totalidade desta parcela era constituída por organismos das famílias *Athericidae* e *Chironomidae*, que representaram 45,46% e 44,52%, respetivamente, do total de organismos encontrados dentro da ordem Diptera. Também para os locais S2 e S3, a ordem Diptera foi a mais dominante (45,61% e 69,25%, respetivamente), porém, e ao contrário de S1, com uma maior abundância de organismos da família *Chironomidae*.

Os *Chironomidae* constituem um dos elementos da fauna de macroinvertebrados de maior abundância e riqueza nos ecossistemas aquáticos, quer degradados quer prístinos (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 eutroficação, e representando um vínculo entre produtores e consumidores secundários (Henriques-Oliveira *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2008). Estes organismos possuem uma respiração branquial e cutânea, podendo fazer a difusão de oxigénio quer através da superfície do corpo quer por traqueobrânquias. No entanto, é de salientar uma peculiaridade em relação a alguns *Chironomidae*, isto é, a presença de hemoglobina na região posterior do corpo. *Chironomidae* são, de entre os insetos aquáticos, um dos poucos a possuir hemoglobina, sendo esta uma das mais óbvias adaptações da família à sua sobrevivência em condições desfavoráveis de oxigénio (Panis *et al.*, 1996). Esta característica surge de modo a servir o papel fisiológico de captação, armazenamento e transporte de oxigénio, o que confere à larva uma grande resistência a condições de anóxia quase total (Panis *et al.*, 1996; Al-Shami *et al.*, 2010). Deste modo, e devido ao seu modo de alimentação e respiração, a maioria dos organismos da família *Chironomidae* acabam por ser considerados como tolerantes a diferentes condições ambientais, podendo sobreviver em locais com baixo teor de oxigénio e elevada poluição orgânica e inorgânica (Al-Shami *et al.*, 2010).

No local de amostragem S2, para além da ordem Diptera, observou-se também uma dominância quase equitativa do filo Mollusca (43,86%), sobretudo com a presença de organismos da família *Physidae*. Como Gasteropoda Pulmonata, estes organismos possuem uma respiração pulmonar, possuindo uma cavidade paleal densamente vascularizada, que funciona como um pulmão. Na família *Physidae*, a presença de brânquias secundárias em conjunto com o “pulmão”, faz com que estes organismos consigam absorver oxigénio tanto da água como do ar. Para além disso, os indivíduos desta família utilizam a proteína hemocianina como um pigmento respiratório (Koopman *et al.*, 2016). Assim, esta família acaba por ser considerada como tolerante à poluição orgânica (Rodrigues *et al.*, 2019), pois não dependem diretamente do oxigénio dissolvido na água.

De um modo geral e para o conjunto dos locais de amostragem, tendo em conta o total de organismos recolhidos, o rio Selho demonstrou uma dominância da ordem Diptera (58,46%), seguindo-se da ordem Trichoptera (12,94%) e do filo Mollusca (11,81%).

Pela análise do gráfico da Figura 41B, na ribeira de Costa/Couros, observou-se a presença, em todos os locais de amostragem, de organismos pertencentes às ordens Coleoptera, Diptera e Ephemeroptera, ao filo Mollusca e à classe Oligochaeta.

No local C1, os organismos da ordem Diptera foram os mais abundantes (86,44%). No entanto, a quase totalidade desta parcela era constituída por organismos das famílias *Chironomidae* e *Simuliidae*, que representaram 86,77% e 8,31%, respetivamente, do total de organismos encontrados dentro da ordem Diptera. Tal como os *Chironomidae*, os representantes da família Simuliidae são coletores filtradores e possuem uma respiração branquial e cutânea, apesar de não apresentarem hemoglobina. No entanto, as famílias *Simuliidae* e *Chironomidae* apresentam requisitos ambientais diversificados (De Magalhães, 1989), que torna os indivíduos pertencentes ao *taxon Simuliidae* mais sensíveis a níveis de poluição em relação aos de *taxon Chironomidae*. Por serem organismos filtradores e dependentes do oxigénio dissolvido, os *Simuliidae* são, geralmente, afetados pela poluição da água, mesmo que algumas espécies tirem vantagem de ligeiros aumentos na concentração de matéria orgânica para se alimentar (Ciadamidaro *et al.*, 2016; Cuadrado *et al.*, 2019). Para além disso, a sua composição é diretamente influenciada por diversas pressões antropogénicas nos ecossistemas aquáticos, como a perda de vegetação ripária (Feld *et al.*, 2002), modificações hidromorfológicas (Lautenschläger & Kiel, 2005) e degradação da água por efeitos físico-químicos (Kachvoryan *et al.*, 2007). Assim, os organismos da família *Simuliidae* conseguem-se desenvolver desde água pristinas a moderadamente poluídas

(Cuadrado *et al.*, 2019), estando ausentes em cursos de água fortemente alterados (Ciadamidaro *et al.*, 2016).

Tal como o local C1, a ordem Diptera dominou o local de amostragem C2, representando cerca de 54,86% dos organismos encontrados, seguindo-se do filo Mollusca, com 34,65%, sendo este último constituído essencialmente por organismos das famílias *Bithyniidae* e *Hydrobiidae* (Gasteropoda Prosobranchia). Ao contrário dos Gasteropoda Pulmonata, a respiração dos Gasteropoda Prosobranchia é branquial, sendo que os organismos apenas obtêm oxigénio do meio aquático (Koopman *et al.*, 2016). Mas apesar da sua dependência do teor de oxigénio dissolvido, algumas espécies de *Hydrobiidae* apresentam bastante tolerância à poluição por nitritos e nitratos (Alonso & Camargo, 2003), o que poderá explicar a sua presença neste local, uma vez que o ponto C2 foi o que apresentou os valores mais elevados de teor de oxigénio dissolvido (Figura 33B) e de nitratos (Figura 37B).

Nos locais de amostragem C3 e C4, verificou-se uma dominância do filo Mollusca, representando 48,33% e 42,20%, respetivamente. No entanto, nestes dois locais, também se observou uma elevada presença de organismos pertencentes à classe Oligochaeta, com cerca de 14,44% e 10,48%, percentagens muito superiores relativamente aos restantes locais de amostragem, quer da ribeira de Costa/Couros, quer do rio Selho. Várias famílias da classe Oligochaeta são reconhecidas por desenvolver densas colónias em águas organicamente poluídas, sendo conhecidos como macroinvertebrados com elevada tolerância à poluição (Brinkhurst & Gelder, 2001). Oligochaetas aquáticas possuem uma alimentação limnívora, isto é, a sua alimentação baseia-se na ingestão de sedimento, para assim extrair os nutrientes da matéria orgânica nele contida (De Magalhães, 1989; Brinkhurst & Gelder, 2001). Por esta razão é que é possível associar um elevado número de Oligochaeta a uma maior deposição de matéria orgânica particulada, pois esta é essencial para a sobrevivência destes organismos (Bouckaert & Davis, 2001). Para além disso, segundo De Magalhães (1989), apenas Oligochaeta demonstrou preferência por substratos de menor granulometria (areia), podendo isto estar relacionado com o facto de estes organismos necessitarem de ingerir o sedimento de modo a se poder alimentar. Assim, a maior presença desta classe nos locais C3 e C4 em relação aos restantes locais de amostragem pode estar relacionada com o aumento de sedimentos finos a jusante da ribeira comparativamente a montante. Também Castro *et al.* (2020) verificou a boa adaptação de algumas espécies a ambientes ricos em nutrientes, salientando ainda mais a tolerância desta classe à poluição, o que favorece a presença destes organismos nos locais onde se verificou, de um modo geral, elevadas concentrações de nitratos (C4;

Figura 37B), nitritos (C3 e C4; Figura 38B), azoto amoniacal (C3 e C4; Figura 39B) e fósforo total (C3 e C4; Figura 40B).

De um modo geral e para o conjunto dos locais de amostragem, tendo em conta o total de organismos recolhidos, a ribeira de Costa/Couros demonstrou uma dominância da ordem Diptera (37,15%), seguindo-se do filo Mollusca (31,76%).

5.2.2 Percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

A % EPT consiste na agregação do número dos *taxa* Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera e no quanto a sua abundância é representada em comparação à fauna total encontrada nos locais de amostragem estações. 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 de cursos de água (Hamid & Rawi, 2017). Na Figura 42 encontra-se registado a variação espacial da percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, quer do rio Selho (A) como da ribeira de Costa/Couros (B).

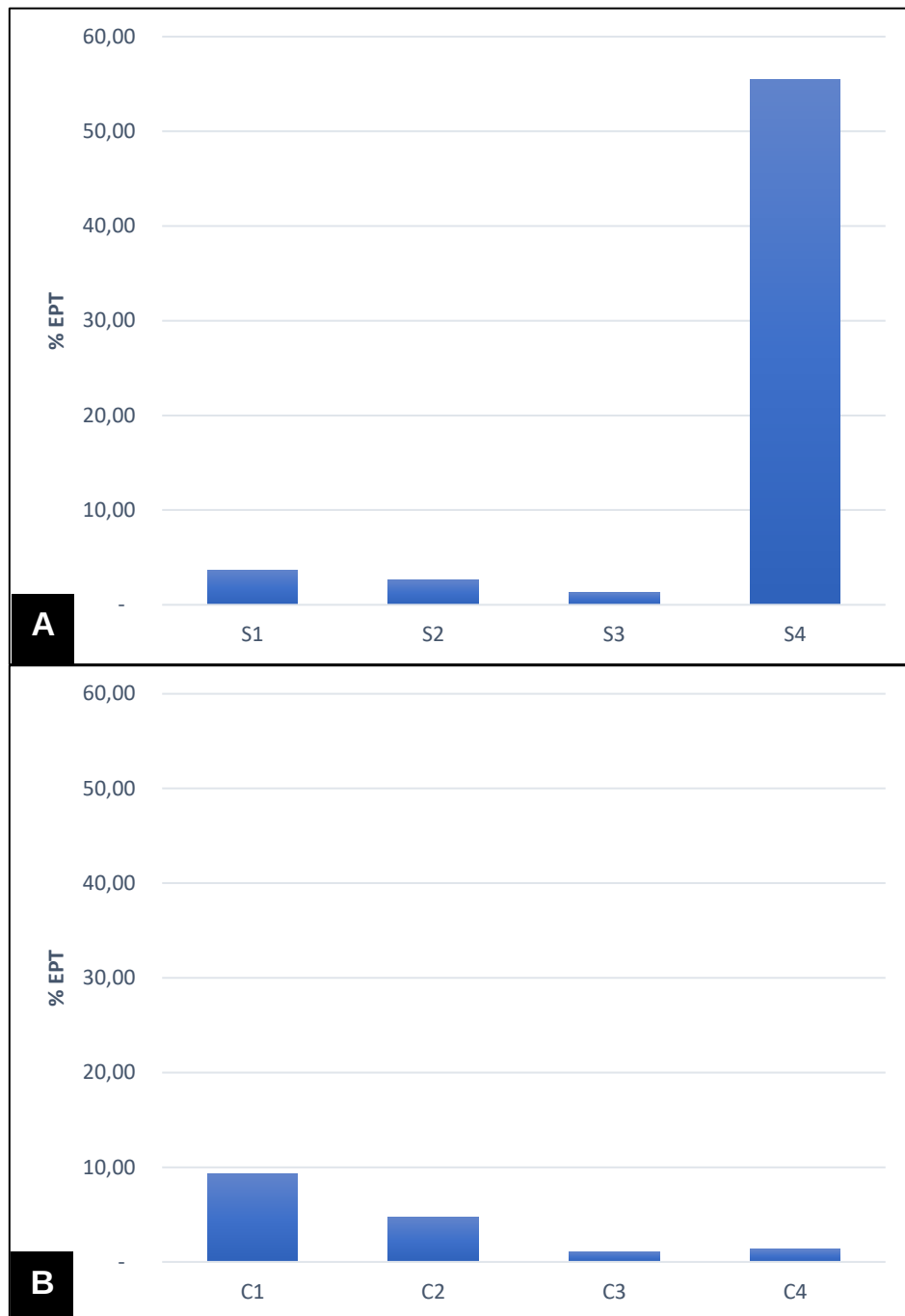


Figura 42: Variação espacial da percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Pela análise do gráfico da Figura 42, é possível observar que, com exceção do local de amostragem S4, para ambos os cursos de água em estudo, os valores de %EPT foram muito baixos (%EPT < 10%).

No rio Selho, foi no local S3 que se verificou o valor mais baixo de %EPT (1,29%), enquanto o local S4 se registou o mais alto (55,51%). O elevado valor registado no último ponto deveu-se à elevada abundância de organismos da ordem Trichoptera

presentes no local, como se pode observar pela Figura 41A. Os organismos da ordem Trichoptera são muito sensíveis a alterações na estrutura física e química dos ambientes aquáticos. Este facto associado à distribuição limitada e pouca habilidade de dispersão destes organismos, salienta ainda mais a sua vulnerabilidade a mudanças ambientais e climáticas, o que os torna bons indicadores da integridade do habitat (Pereira *et al.*, 2012). A ordem Trichoptera foi maioritariamente representada por indivíduos da família *Hydropsychidae*. Apesar de estar associada a uma ordem sensível à poluição, esta família é considerada como moderadamente tolerante (Rodrigues *et al.*, 2019), uma vez que, como referido anteriormente, faz uso da matéria orgânica presente no meio para se alimentar (Guilpart *et al.*, 2012). Assim, a elevada concentração de matéria orgânica observada no local S4, principalmente no verão e outono (Figura 34A), associada às boas condições de oxigenação do local (Figura 33A), contribuíram para o desenvolvimento de indivíduos desta família. Para além disso, a elevada presença de organismos de *Hydropsychidae* em um local agrícola foi consistente com o estudo de Dahal *et al.* (2007), onde se verificou um aumento da densidade de *Hydropsychidae* em áreas influenciadas por atividades agrícolas (Deborde *et al.*, 2016).

Relativamente ao total de organismos coletados no rio Selho e para o conjunto dos locais de amostragem, a ordem Trichoptera foi, de um modo geral, a que mais influenciou a %EPT, seguindo-se da ordem Ephemeroptera. A família *Baetidae* foi quem representou, de um modo geral, a ordem Ephemeroptera no rio Selho. Tal como a família *Hydropsychidae*, a família *Baetidae* é considerada como moderadamente tolerante a vários stresses ambientais, como poluição por matéria orgânica e nutrientes. Por outro lado, estes organismos são nadadores, pelo que podem se mover mais facilmente para zonas mais marginais em relação a outros organismos (Rodrigues *et al.*, 2019).

De um modo geral, no rio Selho, a %EPT diminuiu de montante para jusante (com exceção de S4), acompanhando o aumento de pressões antropogénicas sobre este curso de água.

Na ribeira de Costa/Couros, o local C3 apresentou o valor mais baixo de %EPT (1,11%), enquanto no local C1 se registou o mais alto (9,31%). Ao contrário do rio Selho, a influência dos valores de %EPT obtidos não recaiu apenas em uma ordem. Enquanto nos locais C2 e C4 observou-se uma dominância da ordem Ephemeroptera (4,72% e 0,81%, respetivamente) relativamente a Plecoptera e Trichoptera, no local C1 foi a ordem Trichoptera que dominou e mais influenciou a %EPT (5,32%) (Figura 41A). Já no local C3, ambas as ordens Ephemeroptera e Trichoptera influenciaram de modo equitativo. No entanto, também para este curso de água, observou-se novamente a família *Hydropsychidae* a representar a ordem Trichoptera, enquanto a ordem

Ephemeroptera, em todos os locais de amostragem, era totalmente constituída por organismos da família *Baetidae*.

De um modo geral, para a ribeira de Costa/Couros, a %EPT foi superior a montante, em C1, no local considerado como mais naturalizante, e diminuindo à medida que a ribeira atravessa a cidade e sobre ela recai todas as pressões antropogénicas.

Em nenhum dos locais de amostragem, tanto do rio Selho como da ribeira de Costa/Couros, se verificou a presença de indivíduos pertencentes à ordem Plecoptera. As larvas de Plecoptera são uma parte importante do ecossistema aquático, pois servem de 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). Assim, a ordem Plecoptera é considerada como a mais intolerante à poluição comparativamente às restantes ordens de insetos aquáticos (Deborde *et al.*, 2016).

5.2.3 Número de indivíduos (Log10) e Número de Unidades Sistemáticas

Na Figura 43, encontra-se representada a variação espacial do número de indivíduos (Log10) e de unidades sistemáticas referente ao rio Selho.

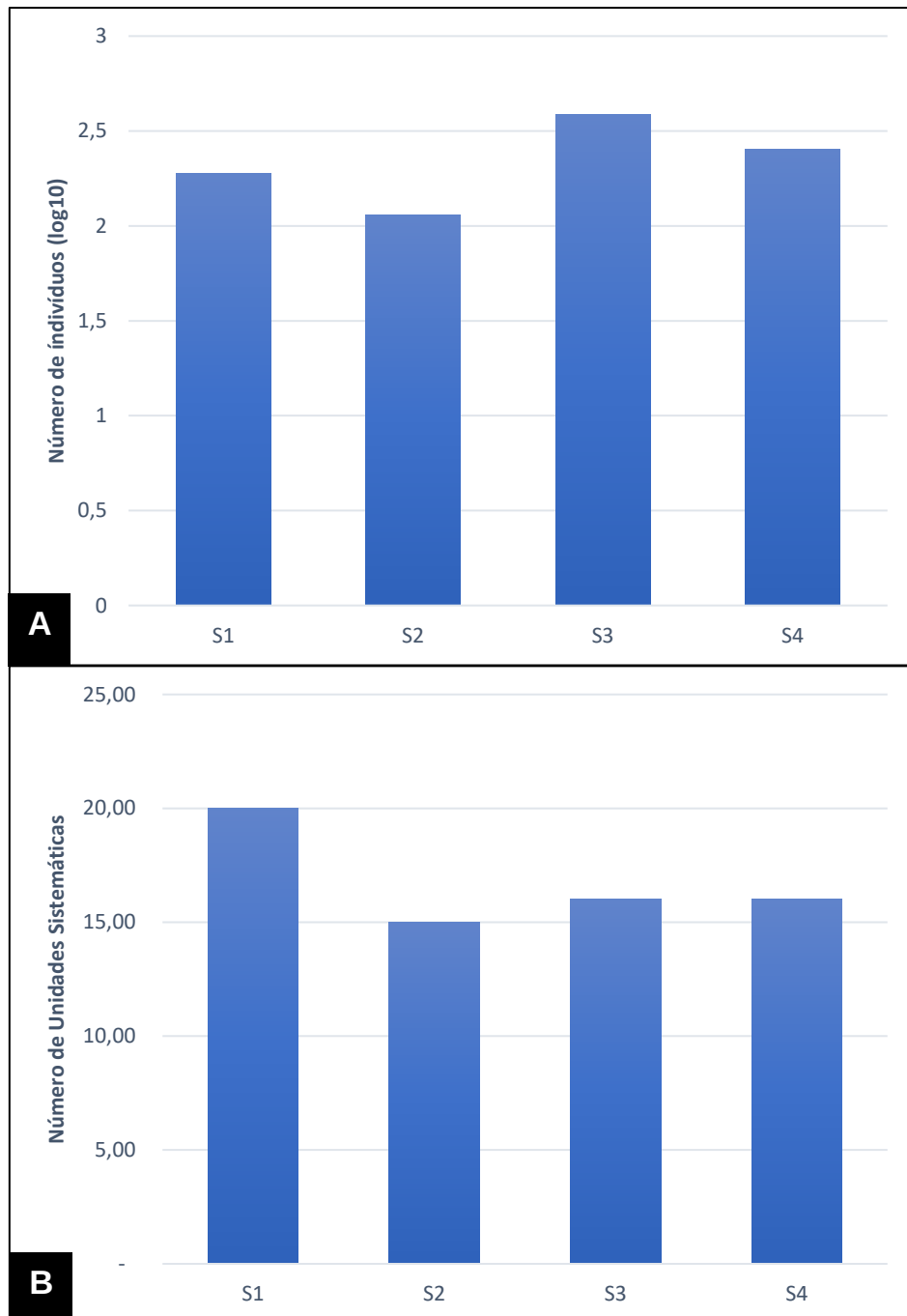


Figura 43: Variação espacial do número de unidades sistemáticas (A) e do número de indivíduos (Log10) (B) no rio Selho.

Pela análise do gráfico da Figura 43A, verifica-se que o local S3 apresentou o maior número de organismos da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. No entanto, este valor não foi acompanhado no número de unidades sistemáticas, uma vez que este local apenas apresentou 16 unidades sistemáticas. Por outro lado, o local de amostragem S2 apresentou o valor mais baixo de número de indivíduos e de unidades

sistemáticas. Quanto a valor de unidades sistemática mais elevado, este foi observado no local S1 (20). Pela variação espacial, é possível observar que o número de unidades sistemáticas diminuiu do local S1 para S2, que se deveu, essencialmente, ao desaparecimento de algumas famílias da ordem Coleoptera, Odonata e Megaloptera. No entanto, voltou a observar-se um aumento das unidades sistemáticas do local S2 para S3, derivado do aparecimento de unidades sistemáticas tolerantes à poluição, como é o caso da classe Oligochaeta. Do local S3 para S4, o número de unidades sistemáticas manteve-se igual, apenas notando-se uma diferença no número de indivíduos, este superior em S3 do que em S4, derivado do elevado número de indivíduos da família *Chironomidae* encontrados. A elevada poluição observada em S3, nomeadamente elevados valores de nitratos (verão), azoto amoniacal (verão e outono) e de fósforo total (em todas as estações), poderá ter provocado o desenvolvimento desta família, levando à sua dominância nesse local (Figura 41A).

Na Figura 44, encontra-se representada a variação espacial do número de indivíduos (Log10) e de unidades sistemáticas referente à ribeira de Costa/Couros.

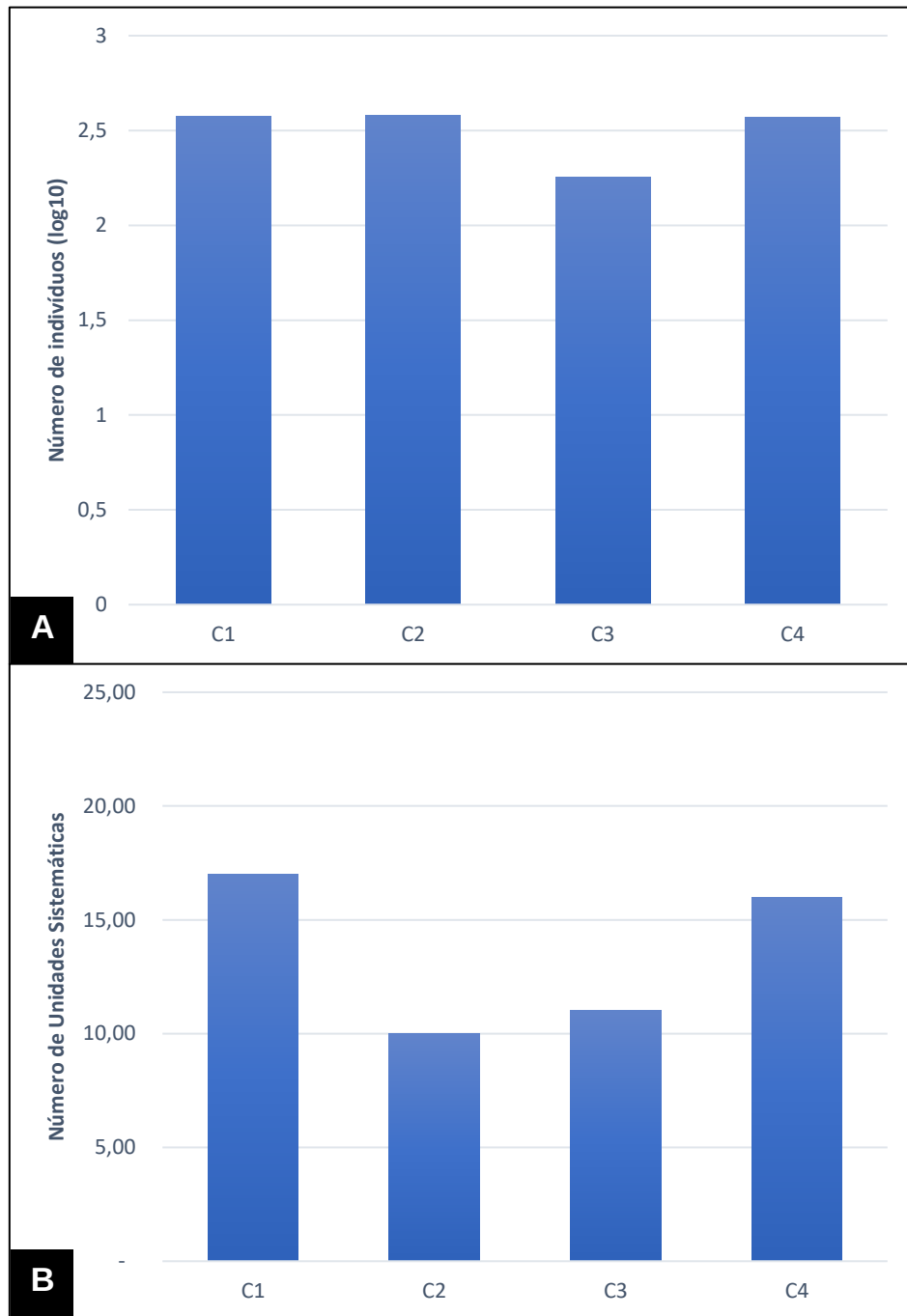


Figura 44: Variação espacial do número de unidades sistemáticas (A) e do número de indivíduos (Log10) (B) na ribeira de Costa/Couros.

Pela análise do gráfico da Figura 44A, verifica-se que o local C2 apresentou o maior número de organismos da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. No entanto, este valor não acompanha o número de unidades sistemáticas, uma vez que este local apresentou o valor mais baixo, com apenas 10 unidades sistemáticas. Por outro lado, o local de amostragem C3 apresentou o valor mais baixo do número de indivíduos e o

segundo mais baixo de unidades sistemáticas. O local C1 foi o local da ribeira onde se verificou o valor mais elevado de unidades sistemáticas (17).

Com exceção do local C3, o número de indivíduos manteve-se mais ou menos constante ao longo da ribeira. Por outro lado, o número de unidades sistemáticas demonstrou uma variação espacial, diminuindo de C1 para C2, e voltando a aumentar progressivamente até C4 (Figura 44B). A diminuição das unidades sistemáticas de C1 para C2 derivou, essencialmente do aumento das pressões antropogénicas observadas neste último ponto, verificando-se o desaparecimento de todas as famílias de Trichoptera observadas em C1, assim como de famílias sensíveis ou moderadamente tolerantes da ordem Diptera, como *Athericidae* e *Simuliidae*. O aumento observado a partir de C3 resultou do aparecimento de famílias consideradas como tolerantes à poluição, como da classe Hirudinea, assim como de Gasteropoda Pulmonata.

5.2.4 Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e índices de Equitabilidade de Pielou

No cálculo do índice de diversidade de Shannon-Weaver, os resultados podem variar entre 0 e 5, sendo que, de um modo geral, os valores de diversidade costumam se situar entre o 1,5 e 3. Quando os valores obtidos são superiores a 3, a estrutura do habitat é estável, enquanto valores inferiores a 1 representam poluição e degradação do habitat (Türkmen & Kazanci, 2010). No índice de equitabilidade de Pielou, os organismos encontram-se uniformemente distribuídos quanto mais perto de 1 for o resultado (Türkmen & Kazanci, 2010).

Na Figura 45 está representada a variação espacial do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (E) da comunidade de macroinvertebrados bentónicos.

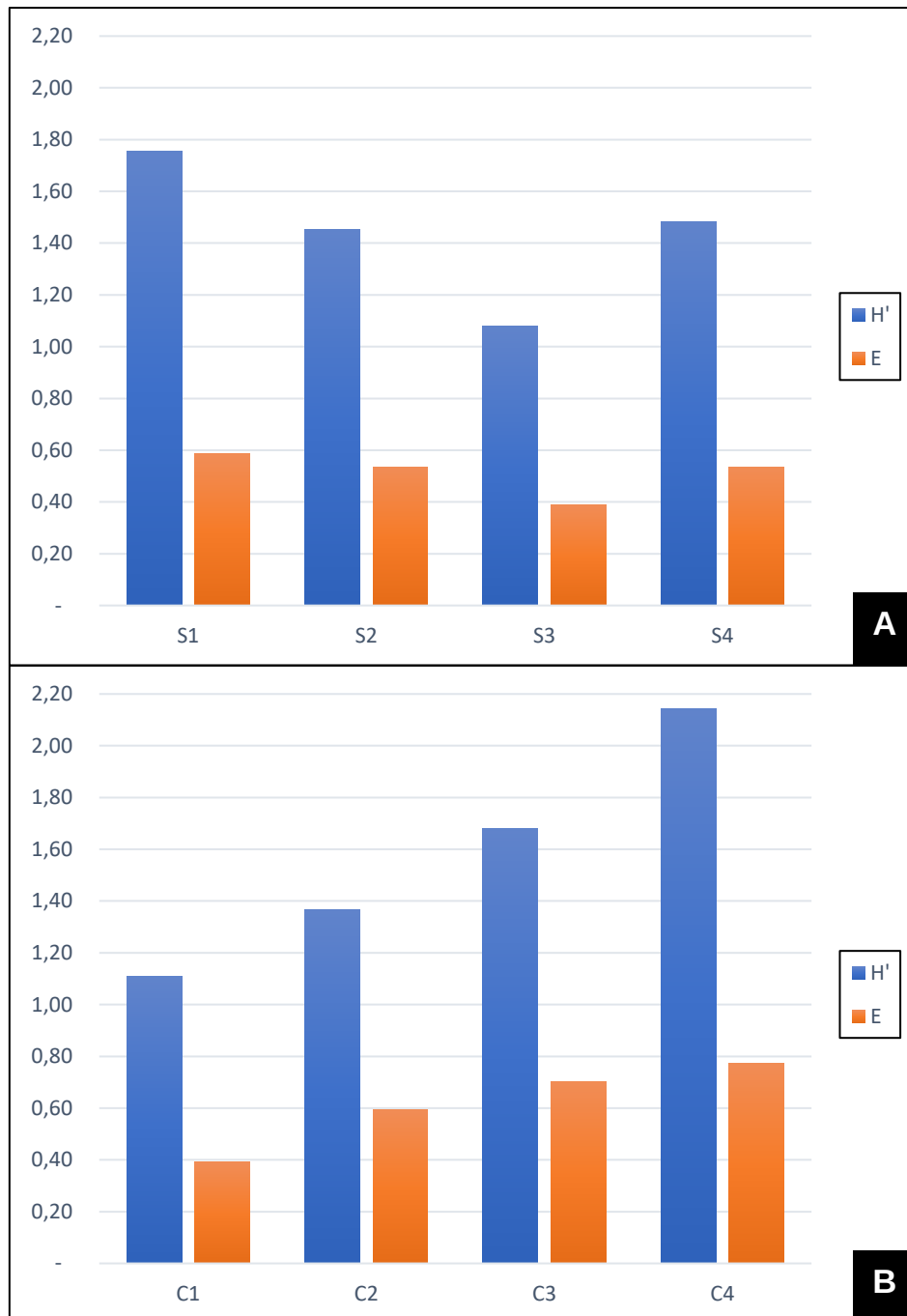


Figura 45: Variação espacial do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (E) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B).

Pela análise do gráfico da Figura 45A, os valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver da comunidade de macroinvertebrados bentónicos obtidos nos diferentes locais de amostragem do rio Selho foram superiores a 1, oscilando entre 1,08 (no local S3) e 1,75 (no local S1). A variação espacial demonstrou uma descida dos valores de H' até ao local S3 e um aumento no ponto S4. Segundo Ravera (2001), de

uma forma geral, os meios mais estáveis são aqueles que apresentam uma maior diversidade, o que corrobora com o aumento de poluição devido aos impactes antropogénicos a jusante observada pela análise dos parâmetros físico-químicos. O baixo valor observado no local S3 sugere uma instabilidade na comunidade que impede o desenvolvimento dos diferentes grupos taxonómicos. A presença elevada de poluição neste local (menor teor de oxigénio e elevados valores de nutrientes), principalmente no verão, pode ter resultado em uma perturbação do equilíbrio ecológico, resultando no elevado desenvolvimento de alguns grupos, ao passo que outros diminuíram, diminuindo também o índice de diversidade (De Magalhães, 1989).

A variação espacial de H' observada foi acompanhada por uma variação similar dos valores de equitabilidade, onde se verifica uma diminuição do local S1 até S3 e um aumento a partir daí. No entanto, a distribuição dos macroinvertebrados pelos diferentes grupos taxonómicos existentes não foi uniforme uma vez que se verificaram valores baixos no índice de equitabilidade de Pielou, variando entre 0,39 (no local S3) e 0,59 (no local S1). O baixo valor de equitabilidade observado em S3, acompanhado pelo baixo valor de diversidade, veio salientar a elevada dominância dos grupos taxonómicos Diptera e Turbellaria (Figura 41A), apesar dos elevados números de indivíduos e de unidades sistemáticas registados neste local (Figura 43).

A análise do gráfico da Figura 45B, permitiu observar que, para ribeira de Costa/Couros, os valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver da comunidade de macroinvertebrados bentónicos obtidos nos diferentes locais de amostragem foram, tal como no rio Selho, superiores a 1, variando entre 1,11 (no local C1) e 2,14 (no local C4). Uma vez que uma baixa diversidade é frequentemente associada a habitats danificados (Ravera, 2001), era de se esperar uma diminuição da diversidade na ribeira de montante para jusante. Porém, observou-se precisamente o contrário, na qual o valor de H' aumentou de montante para jusante. A relativa baixa diversidade atribuída ao local C1, ponto mais naturalizado, deveu-se, provavelmente, não como consequência da degradação do ambiente, mas da seleção natural de algumas espécies por fatores ambientais, como a baixa temperatura ou a escassez de partículas orgânicas (Ravera, 2001). Por outro lado, o aumento da diversidade observada nos restantes locais de amostragem pode ter resultado da diminuição do número de unidades sistemáticas observado (Figura 44B), sendo que os indivíduos estavam distribuídos, maioritariamente, em grupos taxonómicos considerados como tolerantes ou moderadamente tolerantes (Figura 41B).

Tal como ocorreu para o rio Selho, os valores do índice de equitabilidade de Pielou da ribeira de Costa/Couros, seguiram uma variação similar aos valores obtidos para o índice de diversidade, com o local C1 a registar o valor mais baixo (0,39) e o C4 o mais

alto (0,77). Apesar de ser o local da ribeira de Costa/Couros a apresentar mais unidades sistemáticas, a pouca homogeneidade da distribuição dos organismos em C1 explica a quase total dominância da ordem Diptera (86,44%) neste local (Figura 41B).

5.2.5 Iberian Biological Monitoring Working Party

Um dos pontos a salientar é que a “qualidade biológica” obtida durante a avaliação da qualidade da água através da composição e estrutura das comunidades apenas reflete se as características do meio apresentam ou não uma boa qualidade para o desenvolvimento das comunidades de organismos que lhes são próprias (Alba-Tercedor, 1996).

Na Tabela 3 estão representadas as diferentes classes definidas de acordo com o IBMWP, com os respetivos significados e cores associados às diferentes classes. Na Figura 46 está representada a variação espacial do índice biótico IBMWP para o rio Selho (A) e ribeira de Costa/Couros (B), com as cores às quais estão associadas as respetivas classes.

Tabela 3: Classes de qualidade definidas de acordo com o Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), com as cores às quais estão associadas as diferentes classes e respetivos significados (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Classe	Valor	Significado
I	> 100	Água limpa ou não contaminada
II	61 – 100	Água ligeiramente contaminada
III	36 – 60	Água moderadamente contaminada
IV	16 – 35	Água contaminada
V	≤ 15	Água fortemente contaminada

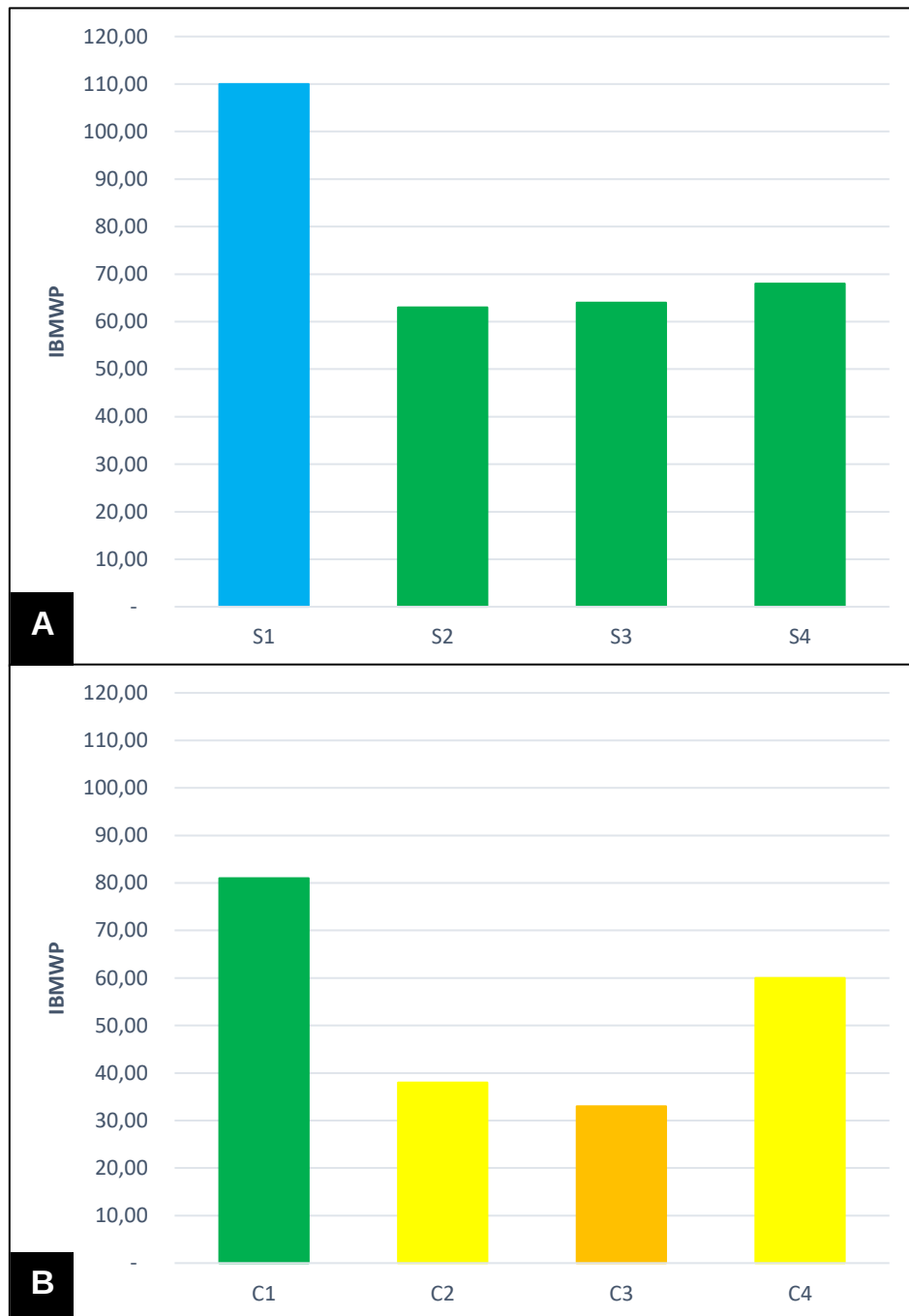


Figura 46: Variação espacial do índice biótico IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*), com cores associadas às respetivas classes de qualidade.

Os resultados obtidos do índice IBMWP (Figura 46A) no rio Selho demonstraram que os locais de amostragem se encontravam com uma qualidade biológica da água de ligeiramente contaminada a não contaminada. O valor mais alto obtido do índice IBMWP ocorreu no local S1, correspondendo a uma classificação de água não contaminada (Classe I), enquanto nos restantes locais de amostragem, a água foi classificada como

ligeiramente contaminada (Classe II). Como o índice IBMWP atribui uma determinada pontuação a cada família encontrada, o elevado valor atribuído ao local S1 pode dever-se a facto de neste ponto se observar a presença de famílias às quais são atribuídas valores mais altos. Como se pode observar pela análise da Figura 41A, no local S1 observou-se uma dominância da ordem Diptera. No entanto, 45,46% dos organismos encontrados dessa ordem pertenciam à família *Athericidae*, uma família que, segundo o índice IBMWP, possui uma pontuação de 10 (pontuação máxima). Entretanto, o local S1 também apresentou o maior número de famílias referentes à ordem Odonata em comparação com os restantes locais de amostragem, sendo que todas estas possuíam pontuações também elevadas (8). A diminuição da classificação observada do ponto S1 para S2, S3 e S4 provavelmente ocorreu derivado da diminuição das unidades sistemáticas (Figura 43B), com o número de famílias de elevadas pontuações a desaparecer e a surgir no seu lugar outras cujo valor lhes atribuído é baixo (como *Physidae* e *Oligochaeta*), consequência do aumento das pressões antropogénicas e da poluição observada na água. Observando o gráfico da Figura 42A, era de se esperar que devido ao elevado valor de %EPT registado no local S4, este ponto apresentasse a melhor qualidade biológica da água, uma vez que os organismos pertencentes a estas três ordens são considerados como sensíveis a qualquer presença de poluição (Hamid & Rawi, 2017). No entanto, grande parte destes organismos pertencem à família *Hydropsychidae*, uma família considerada como moderadamente tolerante e à qual o índice IBMWP apenas atribui uma pontuação de 5, o que poderá ter resultado na diminuição da classificação da água para ligeiramente contaminada.

Na ribeira de Costa/Couros, os resultados obtidos no índice IBMWP (Figura 46B) demonstraram uma flutuação da qualidade biológica da água entre ligeiramente contaminada (Classe II) e contaminada (Classe IV) para os diferentes locais de amostragem. O valor mais alto obtido do índice IBMWP ocorreu no local C1, correspondendo a uma classificação de água ligeiramente contaminada (Classe II). Esta elevada qualidade biológica registada no local C1 em relação aos restantes pontos de amostragem deveu-se, de um modo geral, não à falta de poluição neste local, mas à sua reduzida concentração na água, como o caso de nitritos e azoto amoniacal (Figuras 38B e 39B, respetivamente), o que permitiu o desenvolvimento de uma comunidade de macroinvertebrados envolvendo *taxa* considerados como sensíveis ou moderadamente tolerantes à poluição. A redução da qualidade biológica para moderadamente contaminada observada em C2 resultou, possivelmente, do baixo número de unidades sistemáticas registado neste último local (Figura 44B), com o desaparecimento de famílias como *Athericidae* e *Simuliidae* e o surgimento da subclasse Hirudinea. O local C3 foi, de entre todos da ribeira de Costa/Couros, o que se observou a pior qualidade

biológica da água, sendo esta considerada como contaminada (Classe IV). O baixo valor de %EPT observado, assim como o baixo número de indivíduos e de unidades sistemáticas, ajudaram na obtenção deste resultado. Neste local, com exceção da família *Philopotamidae*, na qual apenas se registou um indivíduo, todos os organismos encontrados pertenciam a taxa considerados como tolerantes à poluição, com pontuações de IBMWP que variavam entre o 1 e o 4, apenas. A grande dominância do filo Mollusca, da classe Oligochaeta e da subclasse Hirudinea (Figura 41B), que resultaram da elevada concentração de poluição encontrada neste local (CQO e CBO₅, nitritos, azoto amoniacal, fósforo total, entre outros), não permitiu que este local atingisse uma qualidade biológica superior à classe IV. No local de amostragem C4, fatores hidromorfológicos como o aumento da vegetação e a ausência de margens artificiais promoveram o reaparecimento de famílias consideradas como moderadamente tolerantes, como *Simuliidae* e *Hydropsychidae*, contribuindo para um aumento da qualidade biológica da água neste local para moderadamente contaminada comparativamente a C3. Para além disso, é de salientar que o ponto C4 apresentou o valor de índice de IBMWP máximo para ser considerado como um local de qualidade biológica moderadamente contaminada, estando, assim, muito próximo de ser considerado como ligeiramente contaminada.

5.2.6 Índice Português de Invertebrados do Norte

Na tabela 4, encontram-se representados os valores de referência e fronteiras entre as diferentes classes de qualidade ecológica em RQE para os tipos de rio do Norte de Pequena Dimensão (INAG, 2009). Também na Figura 47, está representada a variação espacial do índice Português de Invertebrados do Norte (IPt_N).

Tabela 4: Mediana dos valores de referência e fronteiras para o tipo de rios do Norte de Pequena Dimensão de Portugal Continental (INAG, 2009).

TIPOS DE RIO	VALOR DE REFERÊNCIA	EXC./BOM (RQE)	BOM/RAZ. (RQE)	RAZ./MED. (RQE)	MED./MAU (RQE)
RIOS DO NORTE DE PEQUENA DIMENSÃO	1.02	0.87	0.65	0.44	0.22

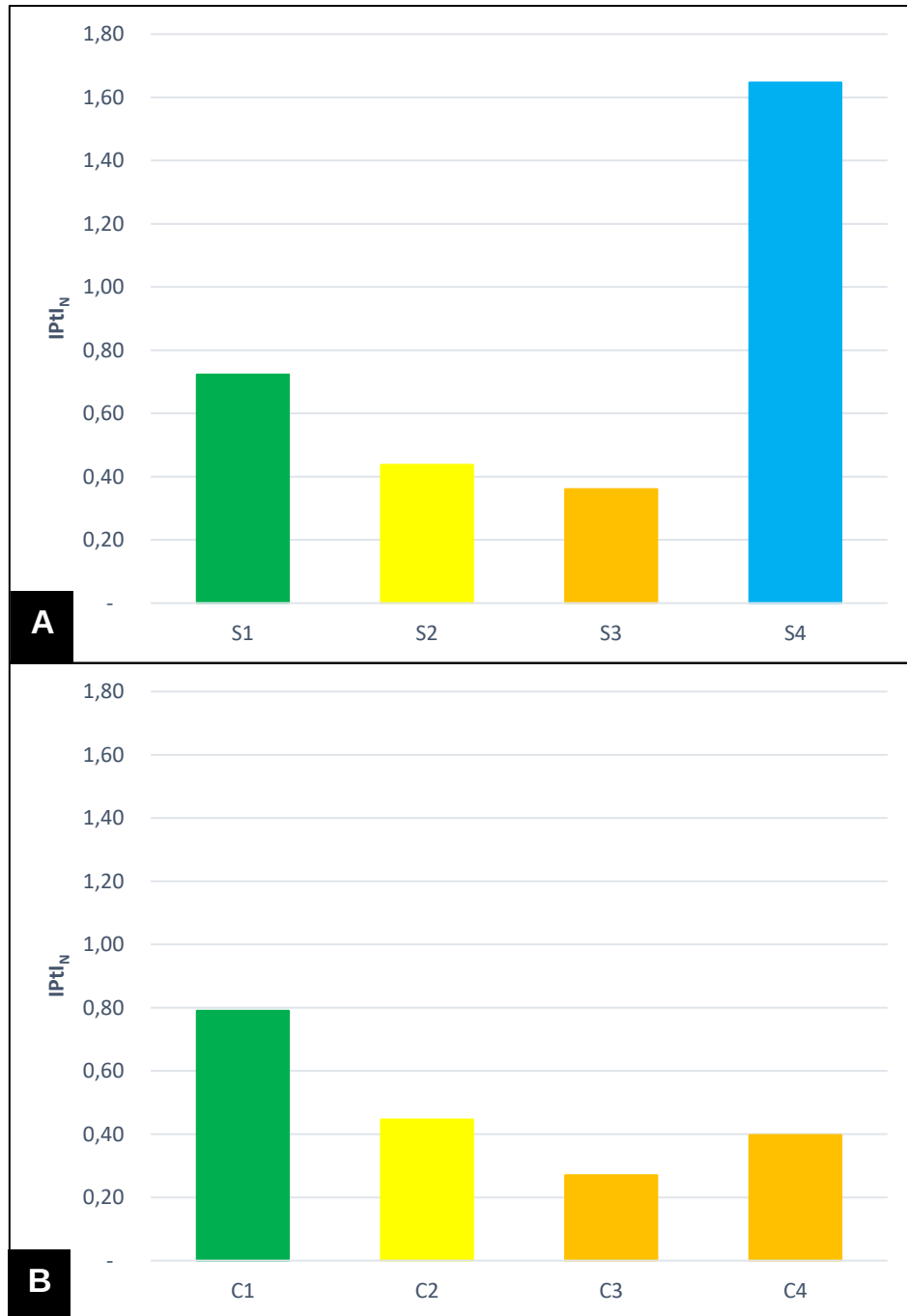


Figura 47: Variação espacial do índice multimétrico IPTI_N (Índice Português de Invertebrados do Norte) no rio Selho (A) e na ribeira de Costa/Couros (B), com cores associadas às respetivas classes de qualidade.

Segundo a análise do gráfico da Figura 47A, para os locais de amostragem em estudo, o rio Selho variou entre a avaliação “medíocre” e o “excelente” estado ecológico. De um modo geral, observou-se uma degradação do estado ecológico de montante para jusante, com exceção de S4 que atingiu o “excelente” estado ecológico. Por outro lado, o ponto S1 foi o outro local a conseguir alcançar o “bom” estado, enquanto S2 e S3

apresentaram um estado ecológico “razoável” e “mediocre”, respetivamente. Como era de se esperar, o local de amostragem S1 conseguiu alcançar o “bom” estado ecológico. A pouca atividade antropogénica associada a este local comparativamente aos restantes locais, juntamente com os resultados obtidos nos parâmetros físico-químicos que, segundo o INAG (2009), apresentaram valores dentro dos limites para ser considerados com “bom” estado (exceto P total), permitiram que S1 conseguisse reunir as condições necessárias para o desenvolvimento de uma comunidade de macroinvertebrados bentónicos estável. Por outro lado, o aumento da urbanização, industrialização e prática da agricultura observados em S2 e S3 resultaram em alterações do curso de água, condicionando as comunidades de macroinvertebrados, com a diminuição de *taxa* sensíveis a alterações antropogénicas e aumento dos mais tolerantes, e fazendo com que estes dois locais falhassem em atingir o “bom” estado ecológico, com o local S3 a apresentar um estado pior que S2. Tal como S1, local S2 apenas não conseguiu atingir o “bom” nos parâmetros físico-químicos para o fósforo total, indicando assim que a redução do estado ecológico observado de S1 para S2 deveu-se mais a fatores hidromorfológicos do que propriamente a presença de poluição na água. Para além disso, o valor obtido a partir do índice IPTl_N para este local é o valor que define a fronteira entre os estados ecológicos “razoável” e “mediocre”. Assim, este local este muito próximo de ser considerado com o estado ecológico “mediocre”. No local S3 foi, de entre os pontos de amostragem em estudo para o rio Selho, o que apresentou os piores resultados nos parâmetros físico-químicos, com o fósforo total e o azoto amoniacal a ultrapassarem os limites definidos pelo INAG (2009) para o “bom” estado da água. Já no local S4, observou-se uma melhoria do estado ecológico. Apesar de se localizar em uma zona agrícola, este local conseguiu adquirir fatores para o desenvolvimento de uma boa comunidade de macroinvertebrados bentónicos. O “excelente” estado ecológico observado resultou essencialmente do elevado número de famílias pertencentes a ordens consideradas como sensíveis, mais precisamente à família *Hydropsychidae* que, como já foi referido anteriormente, é bem capaz de se desenvolver em cursos de água cujas margens marginais estão disponíveis para a prática da agricultura (Dahal *et al.*, 2007), chegando até mesmo a tirar vantagem dos nutrientes e matéria orgânica (até certos níveis) provenientes desta atividade. Para além disso, a presença de margens naturais com vegetação, mesmo que fragmentada, pode ter ajudado no desenvolvimento deste tipo de comunidade.

Comparando a variação dos gráficos das Figuras 47A e 46A, é possível verificar que não existe uma similaridade entre os resultados obtidos para o índice multimétrico IPTl_N e o índice biótico IBMWP. Com referido anteriormente, o IPTl_N foi um índice desenvolvido de modo a integrar várias métricas (Ferreira *et al.*, 2008; INAG, 2009), sendo o IBMWP

uma delas. Por outro lado, é possível observar uma semelhança entre a variação observada para o IPTl_N e a %EPT (Figura 42A) e índice de equitabilidade de Pielou (Figura 45A). Assim, é possível verificar que o índice IBMWP não foi uma das métricas que mais influenciou no resultado obtido do IPTl_N e que este foi mais fortemente influenciado pela distribuição e diversidade dos organismos, assim como pelo maior número de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera do que do índice IBMWP.

Segundo a análise do gráfico da Figura 47B, para os locais de amostragem em estudo, a ribeira de Costa/Couros variou entre o “medíocre” e o “bom” estado ecológico. De um modo geral, observou-se uma degradação do estado ecológico de montante para jusante, com C1 a ser o único local a atingir o “bom” estado ecológico enquanto os piores estados ecológicos foram observados nos dois locais mais a jusante. Como era de se esperar, o local de amostragem C1 conseguiu alcançar o “bom” estado ecológico, provavelmente devido ao seu caráter naturalizado em comparação com os restantes locais de amostragem em estudo para a ribeira de Costa/Couros, que impediu uma elevada presença de poluição na água (apenas o parâmetro físico-químico do fósforo total ultrapassou os valores definidos pela DQA para o “bom” estado ecológico). A redução da qualidade ecológica verificou-se a partir do local C2, onde a ribeira entra na parte urbana da cidade. Apesar de a análise físico-química demonstrar que todos os parâmetros estiveram dentro dos limites para o estabelecimento do “bom” estado ecológico, o índice IPTl_N classificou o estado ecológico deste local como “razoável”. Relativamente aos locais C3 e C4, estes foram os que apresentaram os piores valores de parâmetros físico-químicos, com o fósforo total e o azoto amoniacal a ultrapassar os valores definidos para o estabelecimento do “bom” estado ecológico. Os reduzidos caudais registados, quando associados com a descarga de efluentes urbanos e/ou industriais que a ribeira recebe, não permite o efeito de diluição suficiente para a estabilização da redução destes poluentes na água, o que levará ao desenvolvimento de uma comunidade maioritariamente dominante por *taxa* tolerantes. Este curso de água efetua o seu percurso através de canalizações artificiais a céu aberto e por vários troços no subsolo da cidade antes de alcançar o local de amostragem C3, o que faz com que o resultado obtido do IPTl_N , seja o mais baixo observado. Por outro lado, a falta de margens artificiais no local C4 e a vegetação existente não foram suficientes para que este local conseguisse alcançar o “bom” estado ecológico.

Ao contrário do que se observou para o rio Selho, as variações observadas nos resultados obtidos pelo IPTl_N da ribeira de Costa/Couros são semelhantes aos observados pelo índice IBMWP (Figura 46B), afirmando, assim, que o índice biótico possuiu uma forte influência na determinação dos resultados do índice multimétrico.

5.3 Microplásticos

No gráfico da Figura 48 encontra-se representada a média e respetivo erro padrão da média do número de MPs extraídos dos sedimentos de granulometria $>0,5$ mm, nomeadamente para as diferentes classes 5-1 mm e 1-0,5 mm (Figura 48A), assim como o seu total (Figura 48B).

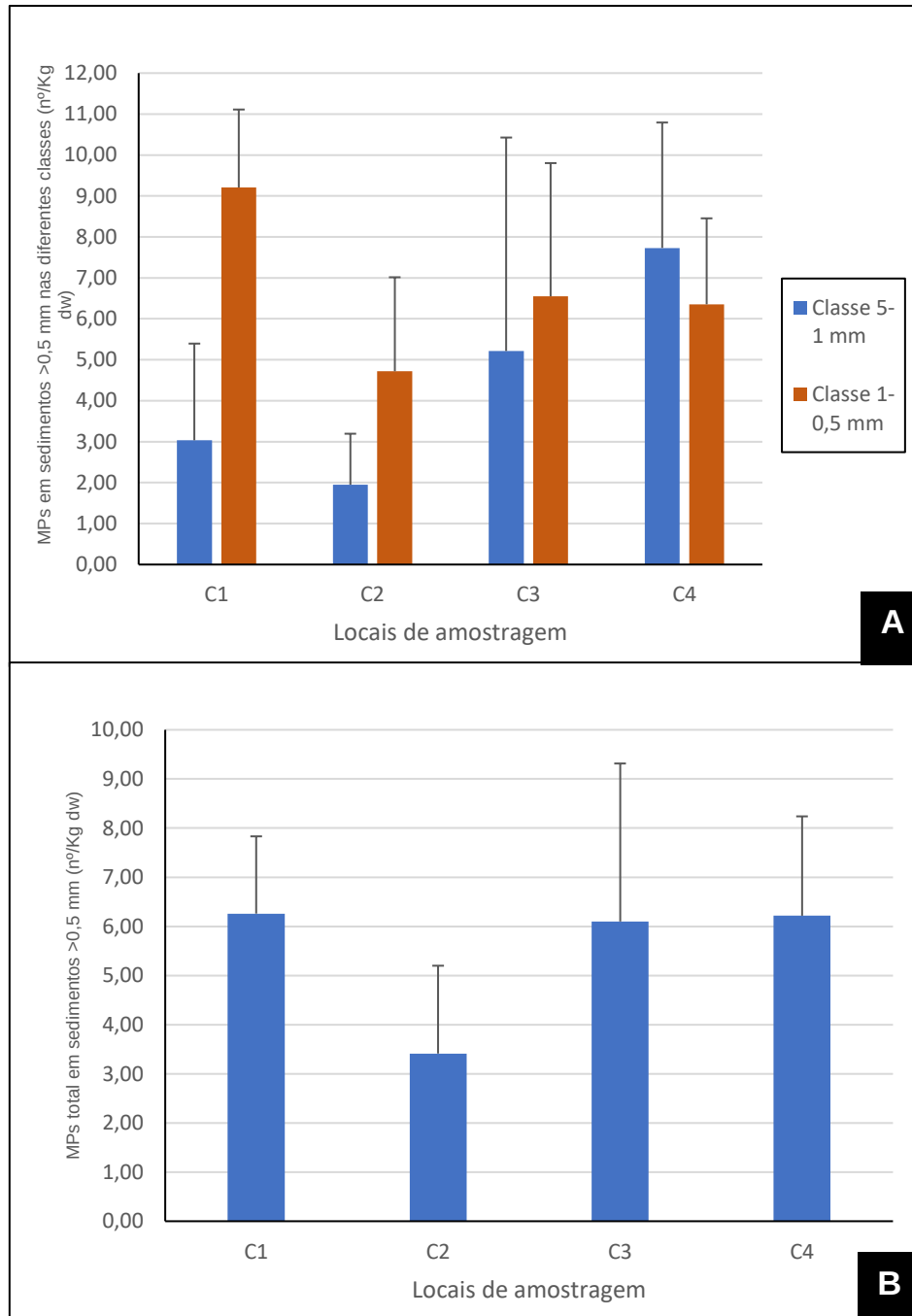


Figura 48: Variação espacial do número de MPs extraídos dos sedimentos com granulometria $>0,5$ mm, nomeadamente para as diferentes classes de granulometria (A) e o total (B). Os dados encontram-se apresentados como média $\pm$ erro padrão da média.

Através da análise do gráfico da Figura 48A, é possível observar que, para ambas as classes de granulometria correspondentes ao sedimento $>0,5$ mm, o menor número de MPs extraídos ocorreu no local de amostragem C2 (média de 1,95 e 4,72 MPs por kg de peso seco, respetivamente). Por outro lado, o maior número de MPs extraídos observado variou para as diferentes classes, com o local C4 a registar o maior valor para a classe 5-1 mm (média igual a 7,73 MPs), enquanto o da classe 1-0,5 mm foi registado no local C1 (média de 9,21 MPs). De um modo geral, o valor de MPs extraídos indica uma diminuição do local C1 para C2 e um aumento nos dois últimos locais mais a jusante. Relativamente à análise do gráfico da Figura 48B, é possível observar que, para a soma dos MPs encontrados nas duas classes de granulometria anteriormente analisadas, os valores mantiveram-se mais ou menos constantes ao longo da ribeira de Costa/Couros, com uma média de cerca de 6 MPs totais extraídos por kg de peso seco. A única exceção observada foi no local C2, onde o valor foi o mais baixo, com uma média de 3,41 MPs por kg de peso seco. Esta redução observada do local C1 para C2 provavelmente deveu-se à presença de bacias de retenção situadas desde o Parque da Cidade (local de amostragem C1) até à área urbana (local de amostragem C2), levando à retenção dos MPs provenientes do local C1 (Scherer *et al.*, 2020). O aumento verificado nos dois locais mais a jusante (C3 e C4) poderia ter resultado da passagem da ribeira pela área urbana, acumulando assim estes resíduos plásticos (Rodrigues *et al.*, 2018). No entanto, não foram encontradas diferenças significativas entre os diferentes locais de amostragem para a quantidade de MPs presentes nos sedimentos de granulometria $>0,5$ mm ($F(3,16) = 0,9467$; $p = 0,4414$).

Na Figura 49 encontra-se representada a média e respetivo erro padrão da média do número de MPs extraídos dos sedimentos de granulometria $<0,5$ mm.

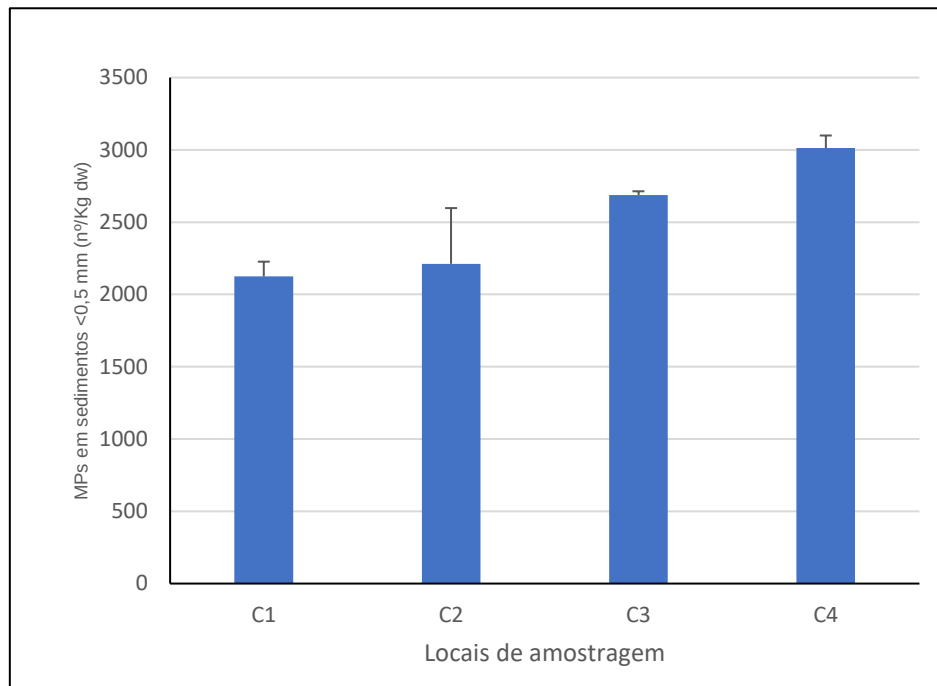


Figura 49: Variação espacial do número de MPs extraídos dos sedimentos com granulometria <0,5 mm. Os dados encontram-se apresentados como média $\pm$ erro padrão da média.

Na análise do gráfico da Figura 49, é possível observar que, para a classe de granulometria correspondentes ao sedimento <0,5 mm, o menor número de MPs encontrados registou-se no local de amostragem C1 (média de 2124 MPs por kg de peso seco), enquanto o valor mais alto registado ocorreu no local C4 (média de 3012 MPs por kg de peso seco). A entrada de partículas de microplásticos nos sistemas de água doce podem ocorrer devido a descargas de efluentes de tratamento de esgoto, tal como de escorrências provenientes de zonas agrícolas, urbanas, industriais e recreacionais (Anderson *et al.*, 2016; Nel *et al.*, 2018). Assim, o aumento do número de MPs extraídos dos sedimentos observado desde montante para jusante derivou do aumento das atividades antropogénicas. Para além disso, estudos realizados por Mani *et al.* (2015) e Nel *et al.* (2018) demonstraram níveis elevados de microplásticos em locais próximos a áreas recreativas e com uma alta densidade populacional. Deste modo, o facto de a ribeira apresentar elevados níveis de poluição por MPs nos seus sedimentos pode ter derivado de o seu percurso se situar na cidade principal do concelho de Guimarães, nomeadamente atravessando o centro histórico. Para além disso, e contrariando o que era de se esperar, os elevados valores registados no local C1, ocorreram possivelmente ao facto de este local de amostragem se situar no Parque da Cidade, que apesar de ser considerado como o local mais naturalizado, é uma zona recreativa. De um modo geral, não foram encontradas diferenças significativas entre o

número de MPs encontrados no sedimento de granulometria $<0,5$ mm para os diferentes locais de amostragem ($F(3,16) = 0,3851$; $p = 0,7652$). No entanto, quando comparando a quantidade de MPs encontrados entre as diferentes granulometrias de sedimento ($>0,5$ mm vs $<0,5$ mm) em cada local de amostragem, observou-se a existência significativa de mais microplásticos em sedimentos $<0,5$ mm do que nos sedimentos $>0,5$ mm. Estes resultados podem indicar que a contaminação da ribeira por microplásticos ocorre maioritariamente devido a MPs de origem primária. Os microplásticos primários têm vindo a ser adicionados a uma variedade de produtos de higiene pessoal, como pasta de dentes, champôs, cosméticos, cremes de barbear, entre outros. No final, todas estas formas de plástico são drenadas através das pias e de duchas e acabam por ir parar às águas residuais municipais e, conseqüentemente, aos sistemas de água doce (Driedger *et al.*, 2015; Anderson *et al.*, 2016). Assim, descargas de origem doméstica podem ser o maior contribuidor da contaminação da ribeira de Costa/Couros por microplásticos.

Em geral, os resultados demonstraram que a contaminação por MPs já se encontra bem generalizada pelos sedimentos da ribeira de Costa/Couros.

Na Figura 50 encontra-se representada a média e respetivo erro padrão da média do número de MPs extraídos do trato digestivo de organismos da classe Oligochaeta. Na tabela 5 estão representados os valores máximo, mínimo e médio $\pm$ erro padrão médio das Oligochaetas coletadas nos diferentes locais de amostragem.

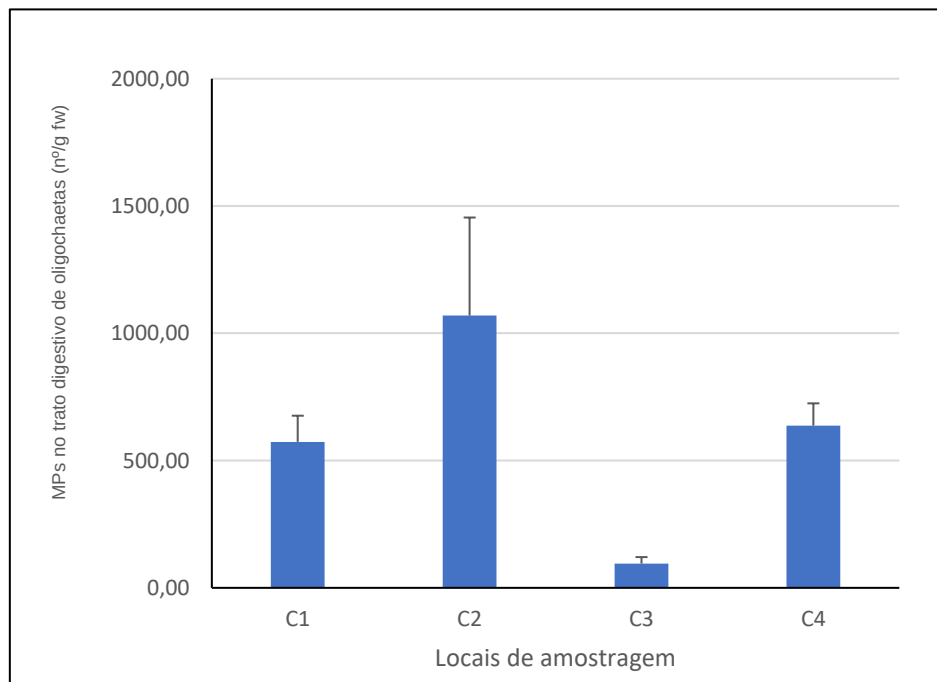


Figura 50: Variação espacial do número de MPs extraídos do trato digestivo de organismos pertencentes à classe Oligochaeta. Os dados encontram-se apresentados como média $\pm$ erro padrão da média.

Tabela 5: Peso máximo, mínimo e médio $\pm$ erro padrão médio em gramas dos organismos da classe Oligochaeta coletados nos diferentes locais de amostragem, após a remoção dos *outliers*.

	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>
<i>Máximo (g)</i>	0,134	0,520	0,744	0,019
<i>Mínimo (g)</i>	0,076	0,007	0,158	0,008
<i>Média (g)</i>	0,111	0,081	0,464	0,010
$\pm SEM$	$\pm 0,005$	$\pm 0,046$	$\pm 0,045$	$\pm 0,001$

Segundo a análise do gráfico da Figura 50, é possível observar que o local de amostragem C3 registou a menor quantidade de MPs extraídos do trato digestivo de organismos Oligochaeta (média de 95,25 MPs por g), enquanto o valor mais alto foi registado no local C2 (média de 1069,38 MPs por g), demonstrando assim que, tal como no sedimento, a contaminação por MPs já se encontra bem distribuída pelos organismos da comunidade destes locais. Em geral, registou-se um aumento do número de microplásticos encontrados no trato digestivo destes organismos do local C1 para C2, seguindo-se de uma brusca diminuição em C3 e, novamente, um aumento em C4. Também foram encontradas diferenças significativas entre os locais de amostragem para o número de MPs existentes no trato digestivo dos organismos ($H = 23,23$; $p < 0,0001$), nomeadamente no local C3.

Conhecidas como “comedores de substrato” (De Magalhães, 1989), Oligochaetas necessitam de ingerir sedimento para se poder alimentar (Brinkhurst & Gelder, 2001). A alimentação limnívora destes organismos torna-os uns dos mais suscetíveis à ingestão dos microplásticos que afundam e se acumulam nos sedimentos. Uma vez ingeridos, os MPs possuem um período de permanência nos órgãos intestinais do organismo bastante longo. Este prolongado período das partículas no interior dos organismos pode ser provocado quer pela agregação das partículas uma vez no interior do trato digestivo, ou devido à obstrução do intestino por partículas de tamanho semelhante ao seu tamanho-limite de capacidade de ingestão (Silva *et al.*, 2021b). Segundo o estudo de Hurley *et al.* (2017), organismos do género *Tubifex* têm tendência a reter microplásticos no interior do trato digestivo devido ao menor tamanho destes organismos. Assim, a presença de um elevado número de MPs no interior dos órgãos digestivos dos organismos em todos os locais de amostragem, exceto em C3, pode estar associado ao baixo peso dos organismos (Tabela 5), uma vez que diferenças

significativas foram encontradas para o peso das Oligochaetas ($F(3,16) = 36,88$; $p < 0,0001$), com o local C3 a apresentar os maiores pesos comparativamente aos restantes locais de amostragem. A retenção de partículas de plástico no trato digestivo dos organismos pode induzir em uma falsa sensação de saciedade e resultar em uma inflamação com repercussões no comportamento dos organismos e no seu estado fisiológico (Gall & Thompson, 2015; Silva *et al.*, 2021b). Para além disso, microplásticos provocam a redução da absorção de nutrientes provenientes de outras partículas (Hurley *et al.*, 2017), levando a uma malnutrição e distúrbios digestivos.

Na tabela 6 encontram-se representados os valores máximo, mínimo e médio $\pm$ erro padrão médio dos tamanhos de dez MPs selecionados aleatoriamente encontrados no interior do trato digestivo das Oligochaetas coletadas nos diferentes locais de amostragem.

Tabela 6: Tamanho máximo, mínimo e médio $\pm$ erro padrão médio em μm de dez MPs, aleatoriamente selecionados, encontrados no interior do trato digestivo dos organismos da classe Oligochaeta coletados nos diferentes locais de amostragem.

	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>
<i>Máximo (μm)</i>	70	70	90	40
<i>Mínimo (μm)</i>	20	30	40	20
<i>Média (μm)</i>	44	47	53	31
<i>$\pm$ SEM</i>	$\pm 5,62$	$\pm 3,96$	± 4.96	± 3.15

Através da análise da Tabela 6, é possível verificar que as Oligochaetas foram capazes de ingerir partículas cujo tamanhos variaram entre os 20 e 90 μm , com o local C3 a apresentar a maior média de tamanhos (53 μm), enquanto a menor média foi observada em C4 (31 μm). Comparado o tamanho médio dos microplásticos ingeridos com o peso médio dos organismos para o mesmo local de amostragem, é possível observar que, de um modo geral, organismos mais pesados foram capazes de ingerir microplásticos maiores (local C3), enquanto os organismos com menor peso ingeriram as partículas de menor tamanho (local C4). Também o tamanho das partículas

encontradas no interior do trato digestivo dos organismos estudados apresentavam diferenças significativas, principalmente entre os locais C3 e C4 ($F(3,36) = 4,224$; $p = 0,0117$) que, tal como já foi verificado, correspondiam aos locais com o maior e menor tamanho dos MPs, respetivamente.

A redução ou ausência de ingestão após a retenção de MPs nos órgãos digestivos por estes organismos está dependente do número de partículas ingeridas em atingir a capacidade volumétrica máxima do trato digestivo (Silva *et al.*, 2021b). Assim, os elevados valores observados no gráfico da Figura 50 no interior das Oligochaetas pode ter resultado do pequeno tamanho destas partículas, o que possibilitou uma maior acumulação destas no interior do organismo antes que este atingisse a sua capacidade volumétrica máxima. De acordo com estudos de Silva *et al.* (2019, 2021a, b), realizados em organismos *Chironomus riparus*, a presença de mais de 500 partículas, com tamanhos entre os 20 e 60 μm , no interior do trato digestivo destes organismos desencadeou um respostas imunitária e anti-inflamatória resultando em uma condição de stress oxidativo nas larvas e a uma debilitação do desenvolvimento e reprodução. A ingestão de microplásticos pelas Oligochaetas estudadas poderá ter provocado uma condição semelhante à observado nos organismos *Chironomus spp.*, principalmente nos locais de amostragem C2 e C4, impedindo o desenvolvimento destes organismos.

Também comparando o tamanho médio das partículas de MPs extraídas dos tratos digestivos das Oligochaetas com a dominância da presença de MPs com tamanho $<0,5$ mm (Figura 49), é possível concluir que estes organismos aquáticos ingeriram (de modo involuntário) microplásticos que se encontravam dentro da gama de tamanhos responsáveis pela maior contaminação em todos os locais de amostragem.

5.4 Proposta de Medidas de Gestão Sustentável dos Meios Hídricos

Devido ao aumento da utilização de recursos de água, das alterações do uso dos solos e da rápida expansão da urbanização, os sistemas fluviais urbanos têm tendência a reduzir a sua qualidade físico-química e biológica. Assim, devido à severidade dos níveis de poluição existentes nestes cursos de água torna-se essencial a proposta e elaboração de medidas que visam melhorar estas massas de água superficiais, de modo que cumpram os seus serviços para o Homem e ecossistemas, de modo equitativo.

Tal como na grande maioria dos locais de amostragem em estudo, o aumento da pressão urbana contribuiu para uma contínua artificialização e linearização dos cursos

de água, com degradação das margens e uma perda da conectividade ribeirinha, resultando na degradação da qualidade da água e dos ecossistemas naturais (Fernandes, 2013; Palanisamy & Chui, 2015), como se pode observar pelos resultados anteriormente discutidos neste estudo. Assim, uma das medidas propostas é a recuperação do número máximo de ecótonos ripários possíveis ao longo do rio Selho e da ribeira de Costa/Couros, com a substituição das margens artificiais por umas naturalizadas e a plantação de uma vegetação ripária contínua de espécies arbustivas e arbóreas nativas. A reabilitação destas zonas não só proporcionariam locais de interação recreacional, visualmente mais apelativos e apreciáveis pela população (Fernandes, 2013), como também serviriam como uma zona tampão, reduzindo e melhorando a qualidade das escorrências provenientes das áreas urbanas para o meio aquático, fazendo com que estes ecossistemas perturbados voltassem a possuir a sua funcionalidade de um sistema de controlo da quantidade e qualidade da água (Groffman & Crawford, 2003; Palanisamy & Chui, 2015).

Para além da urbanização, a agricultura foi outro fator que mais contribuiu na degradação dos meios aquáticos, nomeadamente através do fornecimento de nutrientes como fósforo total, NO_3^- e NH_4^+ . A cooperação entre a investigação científica e os produtores locais pode resultar no desenvolvimento de propostas para a utilização de boas práticas agroambientais neste setor. O processo de aplicação de fertilizantes nos solos deve ter em consideração não só os requisitos das culturas em plantação, mas também o estado dos nutrientes no solo e o tempo de fertilização (Schoumans *et al.*, 2014). Assim, uma análise ao solo antes da aplicação de fertilizantes pode provar ser uma medida essencial na redução da poluição por nutrientes, pois permitiria uma descrição dos constituintes do solo e, conseqüentemente, uma gestão melhorada dos tipos de fertilizantes a ser aplicados, com as razões de N:P mais adequadas. Outro grande contribuidor da presença de nutrientes na água é através da lixiviação destes nutrientes com o aumento da erosão do solo (Schoumans *et al.*, 2014). Uma vez que nutrientes como fósforo (P) e nitratos (NO_3^-) são facilmente agregadas às partículas do solo (Khan *et al.*, 2018), a erosão deste pode levar a uma elevada lixiviação destas partículas para os meios aquáticos aquando episódios de chuva. Assim, a adição de material vegetal ao solo com um sistema de raízes bem desenvolvido após o término da época das culturas poderá promover uma maior retenção destas partículas que seriam removidas por erosão (Schoumans *et al.*, 2014). Para além disso, a instalação de valas de drenagem para os efluentes agrícolas, acompanhado pela implementação de uma floresta de proteção entre a planície de inundação e os campos agrícolas também poderão ser entendidas como importantes medidas de proteção e aprimoramento da gestão da água (Fernandes, 2013).

Outra fonte de poluição e degradação dos ecossistemas aquáticos observada está relacionada com a libertação indiscriminada de efluentes de origem industrial e urbana aparentemente não tratados. Por esta razão, a identificação e eliminação de todas estas fontes pontuais poderia contribuir em larga escala na recuperação significativa da qualidade destes cursos de água.

Para a redução dos microplásticos observados no sedimento e organismos da ribeira de Costa/Couros, fatores políticos, económicos e sociais são os que mais desempenham um papel importante na implementação de medidas eficientes para o controlo do problema do plástico. Uma conceção ecológica de produtos de plásticos, assim como o uso alternativo de materiais biodegradáveis intencionalmente adicionados a produtos domésticos e de higiene pessoal podem ser medidas indicadas para a redução da contaminação dos meios hídricos por plástico (Calero *et al.*, 2021). Para além disso, a promoção de educação e campanhas de sensibilização sobre o tema podem resultar em alterações de comportamento a longo prazo, com um incentivo ao desempenho de um papel mais interventivo por parte da sociedade de modo a esta se envolver em ações de limpeza e na adoção de atitudes mais sustentáveis como redução do consumo de produtos prejudiciais, redução da produção de resíduos e o aumento das taxas de reciclagem (Prata *et al.*, 2019c). O conjunto destas propostas, se aplicadas no futuro, poderão resultar em uma gestão e utilização eficiente dos recursos hídricos, preservando a biodiversidade e sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos.

Conclusão

6. Conclusão

A elaboração deste estudo permitiu obter algumas conclusões no que diz respeito à qualidade ecológica do rio Selho e da ribeira de Costa/Couros, ambos sistemas fluviais urbanos pertencentes ao concelho de Guimarães, através da definição e interpretação de diversos conceitos e índices de qualidade associados, assim como em relação à contaminação de microplásticos na ribeira de Costa/Couros.

Numa perspetiva global, os locais de amostragem do rio Selho (S1 – S4) e da ribeira de Costa/Couros (C1 – C4) apresentaram elevadas pressões antropogénicas sobre os cursos de água, assim como alterações tanto no uso do solo como na composição das margens, com uma baixa conectividade entre os elementos bióticos e abióticos, mesmo nos locais considerados como mais naturalizados.

A análise da qualidade da água por parâmetros físico-químicos, segundo os valores limite definidos pela DQA para o estabelecimento do “bom” estado ecológico, demonstrou que, apesar dos bons níveis de oxigenação dos cursos de água em estudo, estes apresentaram níveis de poluição orgânica, denunciados pelas elevadas concentrações de fósforo total (com uma média anual $\geq 0,10$: S1 – S4; C1, C3 e C4) e de azoto amoniacal (S3 – verão e outono; C3 e C4 – verão e outono), derivados de pressões agrícolas, industriais e urbanas, resultando na eutrofização do meio aquático e na perda da qualidade da água.

O estudo da comunidade de macroinvertebrados indicou que, de acordo com o índice biótico e o índice multimétrico desenvolvido para os invertebrados do Norte, o rio Selho se encontra com a qualidade da água entre não contaminada e ligeiramente contaminada, com apenas os locais de amostragem S1 e S4 a atingirem, no mínimo, o “bom” estado ecológico. Esta observação surge principalmente por influência dos valores obtidos com os índices de diversidade de Shannon-Weaver e de equitabilidade de Pielou e da percentagem das famílias Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. A análise da estrutura da comunidade revelou que, numa perspetiva global do conjunto dos locais de amostragem, se verificou uma dominância das ordens Diptera e Trichoptera e do filo Mollusca. Para a ribeira de Costa/Couros, a análise da comunidade de macroinvertebrados demonstrou um declínio da qualidade da água de montante para jusante, com a qualidade da água segundo o índice IBMWP a flutuar entre ligeiramente contaminada e contaminada. Já o IPT_N revelou que apenas o local mais a montante (C1) foi capaz de atingir o “bom” estado ecológico. Tal facto resulta não tanto da distribuição e homogeneidade dos organismos pelos diferentes grupos, mas do índice IBMWP, com os locais mais a jusante a apresentarem taxa com pontuações baixa. No conjunto dos

locais de amostragem, a dominância de grupos taxonómicos como Diptera, Mollusca e Oligochaeta demonstraram a moderada tolerância e tolerância dos organismos à poluição e alterações do meio.

De um modo geral, grande parte dos locais de ambos os cursos de água com qualidade ecológica inferior a “bom” foram aqueles que apresentaram as maiores alterações dos locais assim como níveis de poluição orgânica.

A avaliação da contaminação por microplásticos da ribeira de Costa/Couros revelou que a presença de MPs é bem generalizada, tanto no sedimento como no trato digestivo dos organismos recolhidos em todos os locais de amostragem. No sedimento, grande parte da contaminação resulta de MPs primários, provenientes, essencialmente, da elevada urbanização que envolve este curso de água. No interior do trato digestivo dos organismos também se verificou uma elevada presença de MPs, estando esta maioritariamente associada ao baixo peso dos organismos. Também foi possível verificar que, de um modo geral, os MPs encontrados no interior dos organismos correspondiam à gama de tamanhos responsáveis pela maior contaminação no sedimento em todos os locais de amostragem. De um modo geral, os locais com maior quantidade de MPs foram aqueles que apresentavam maior pressão antropogénica.

A partir dos resultados obtidos, realça-se a necessidade de implementação de medidas para uma gestão sustentável destes cursos de água, assim como uma mitigação da presença de poluição nestes. A identificação e eliminação de potenciais fontes pontuais de contaminação, utilização de boas práticas agroambientais e recuperação das margens ao longos de ambos os rios podem ser essenciais para uma melhoria do estado ecológico destes sistemas fluviais. Para além disso, a sensibilização e consciencialização da população para estas problemáticas parece ter um papel importante para uma gestão sustentável deste recurso natural.

Em modo de finalização, sugere-se um posterior estudo mais aprofundado, com recurso a um maior número de réplicas, para uma melhor observação da variabilidade espacial e temporal, quer para os parâmetros físico-químicos quer para os parâmetros biológicos, de forma a se obter uma maior representatividade e uma análise estatística adequada no tratamento dos resultados. Também poderá ter interesse a avaliação de outro indicador do elemento biológico, como por exemplo as comunidades de Fitobentos. Para além disso, sugere-se ainda a expansão do estudo da contaminação de microplásticos a outros sistemas fluviais do concelho de Guimarães, como por exemplo o rio Selho.

The background image shows a river with brownish water. On the left bank, there is a dense growth of tall, green reeds. Behind the reeds is a low, curved stone wall made of irregular stones. In the background, there are more trees and foliage. The text 'Referências Bibliográficas' is overlaid in the center of the image.

Referências Bibliográficas

7. Referências Bibliográficas

- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos. In: *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)*, Almería, **2**: 203-213.
- Alba-Tercedor, J. (2006). Aquatic Macroinvertebrates. Pp. 71-88. In: Ziglio, G., Siligardi, M., & Flaim, G. (eds) *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. John Wiley & Sons.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, **4**: 51-56.
- Alonso, A. & Camargo, J. A. (2003). Short-Term Toxicity of Ammonia, Nitrite, and Nitrate to the Aquatic Snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **70**: 1006-1012.
- Al-Shami, S. A., Rawi, C. S. M., HassanAhmad, A. & Nor, S. A. M. (2010). Distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera) in polluted rivers of the Juru River Basin, Penang, Malaysia. *Journal of Environmental Sciences*, **22(11)**: 1718-1727.
- Amorim, F., Carvalho, S. B., Honrado, J. & Rebelo, H. (2014). Designing Optimized Multi-Species Monitoring Networks to Detect Range Shifts Driven by Climate Change: A Case Study with Bats in the North of Portugal. *PloS One*, **9(1)**: e87291.
- Anderson, J. C., Park, B. J. & Palace, V. P. (2016). Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution*, **218**: 269-280.
- APA, Agência Portuguesa do Ambiente (2016). Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2): Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico. 193 pp.
- APA, Agência Portuguesa do Ambiente (2019). Plano de Gestão da Região Hidrográfica Cávado, Ave e Leça (RH2): Questões significativas da gestão da água (QSiGA) - 3.º Ciclo de planeamento (2022-2027).
- Assembleia Geral da Nações Unidas (2015). Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015 - Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. A/RES/70/1. *United Nations, Washington*.

- Bai, X., McPhearson, T., Cleugh, H., Nagendra, H., Tong, X., Zhu, T. & Zhu, Y.-G. (2017). Linking Urbanization and the Environment: Conceptual and Empirical Advances. *Annual Review of Environment and Resources*, **42**: 215-240.
- Baptista, D. F. (2008). Uso de Macroinvertebrados em Procedimentos de Biomonitoramento em Ecossistemas Aquáticos. *Oecologia Australis*. **12(3)**: 425-441.
- Basant, N., Gupta, S., Malik, A. & Singh, K. P. (2010). Linear and nonlinear modeling for simultaneous prediction of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand of the surface water - A case study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, **104**: 172-180.
- Berry, B. J. (2008) Urbanization. Pp. 25-48. In: Marzluff, J. M. et al. (eds) *Urban Ecology*. Springer, Boston, MA.
- Bertinelli, L. & Black, D. (2004). Urbanization and growth. *Journal of Urban Economics*, **56**: 80-96.
- Blakely, T. J., Eikaas, H. S. & Harding, J. S. (2014). The Singscore: a macroinvertebrate biotic index for assessing the health of Singapore's streams and canals. *Raffles Bulletin of Zoology*, **62**: 540-548.
- Bouckaert, F. W. & Davis, J. (1998). Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around stream boulders. *Freshwater Biology*, **40**: 77-86.
- Boyles, W. (1997). Chemical Oxygen Demand. *Technical Information Series*, Booklet No. 9.
- Braudel, F. (1984) Civilization and Capitalism: 15th–18th Century. Vol. III: *The Perspective of the World*. New York: Harper & Row.
- Brinkhurst, R. O. & Gelder, S. R. (2001). Annelida: Oligochaeta, Including Branchiobdellidae. In: Thorp, J. P. & Covich, A. P. (2nd eds). *Ecology and Classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press.
- Calero, M., Godoy, V., Quesada, L. & Martín-Lara, M. Á. (2021). Green strategies for microplastics reduction. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, **28**: 100442.
- Câmara Municipal de Guimarães (2015). Plano de Ação – Despoluição do Rio Ave. https://cm-guimaraes/cmguimaraes/uploads/document/file/6183/1_Relat_rio_do_plano.pdf

Câmara Municipal de Guimarães (2020). Plano Diretor Municipal de Guimarães. *Departamento de Urbanismo e de Promoção do Desenvolvimento, Divisão de Urbanismo*.

Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P. & Peck, B. B. (1972). Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, **178**(4062): 749-750.

Casarin, F. & dos Santos, M. (2018). *Água: O Ouro Azul. Usos e Abusos dos Recursos Hídricos*. Rio de Janeiro: Garamond.

Carvalho, L., Mackay, E. B., Cardoso, A. C., Baattrup-Pedersen, A., Birk, S., Blackstock, K. L., Borics, G., Borja, A., Feld, C. K., Ferreira, M. T., Globevnik, L., Grizzetti, B., Hendry, S., Hering, D., Kelly, M., Langaas, S., Meissner, K., Panagopoulos, Y., Penning, E., Rouillard, J., Sabater, S., Schmedtje, U., Spears, B. M., Venohr, M., van de Bund, W. & Solheim, A. L. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, **658**: 1228-1238.

Castro, G. B., Pinheiro, F. R., Felipe, M. C., Bernegossi, A. C., Girolli, D., Gorni, G. R. & Corbi, J. J. (2020). Update on the use of *Pristina longiseta* Ehrenberg, 1828 (Oligochaeta: Naididae) as a toxicity test organism. *Environmental Science and Pollution Research*, **27**: 38360-38369.

Chen, D., Liu, S., Zhang, M., Li, S. & Wang, J. (2018). Comparison of the occurrence of antibiotic residues in two rural ponds: implication for ecopharmacovigilance. *Environmental Monitoring and Assessment*, **190**: 1-11.

Ciadamidaro, S., Mancini, L. & Rivosecchi, L. (2016). Black flies (Diptera, Simuliidae) as ecological indicators of stream ecosystem health in an urbanizing area (Rome, Italy). *Annali dell'Istituto Superiore di Sanita*, **52**(2): 269-276.

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.

Corriveau, J., van Bochove, E., Savard, M. M., Cluis, D. & Paradis, D. (2010). Occurrence of High In-Stream Nitrite Levels in a Temperate Region Agricultural Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, **206**: 335-347.

Cortes, R., Varandas, S., Teixeira, A., Hughes, S., Magalhães, M., Barquín, J., Álvarez-Cabria, M. & Fernández, D. (2011). Effects of landscape metrics and land use variables

on macroinvertebrate communities and habitat characteristics. *Limnetica*, **30(2)**: 347-362.

Costa, F. D. S. (2008). Hidro-conflitos na bacia hidrográfica do rio Ave: uma análise a partir das transgressões cometidas no período 1902-1973. In: Atas do XI Colóquio Ibérico de Geografia, Alcalá de Henares, Universidade de Alcalá de Henares, 12 pp.

Costa, F. D. S. (2009). A indústria têxtil na bacia hidrográfica do rio Ave: uma perspectiva segundo as fábricas de fiação e tecidos, numa relação historicamente sustentada pelo domínio público hídrico. Associação Portuguesa de História Económica e Social (APHES). 16 pp.

Costa, F. D. S. (2013). PRIOS - Projecto de Reabilitação do Rio Selho: um exemplo de intervenção na zona urbana de Guimarães. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Galicia, pp. 495-506.

Cuadrado, L. A., Moncada, L. I., Pinilla, G. A., Larrañaga, A., Sotelo, A. I. & Adler, P. H. (2019). Black Fly (Diptera: Simuliidae) Assemblages of High Andean Rivers Respond to Environmental and Pollution Gradients. *Environmental Entomology*, **48(4)**: 815-825.

Dahal, B. M., Sitaula, B. K., Sharma, S. & Bajracharya, R. M. (2007). Effects of agricultural intensification on the quality of rivers in rural watersheds of Nepal. *Journal of Food Agriculture and Environment*, **5(1)**: 341-347.

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, 346 pp.

De Oliveira, T. M. N., Boaventura, R., Pinto, F. T., Lopes, H. & Gomes, F. V. (2009). Monitorização da Qualidade da Água durante uma Empreitada de Dragagem do porto de Leixões (Portugal). In: Mas-Pla, J. & Zuppi, G. M. (eds). *Gestión Ambiental Integrada de Áreas Costeras*.

Deborde, D. D. D., Hernandez, M. B. M. & Magbanua, F. S. (2016). Benthic Macroinvertebrate Community as an Indicator of Stream Health: The Effects of Land Use on Stream Benthic Macroinvertebrates. *Science Diliman*, **28(2)**: 5-26.

Decreto-Lei n.º 73/2009 de 31 de Março de 2009. Diário da República, 1.ª série, N.º 63: 1988-2000. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.

Decreto-Lei n.º 74/90 de 7 de Março de 1990. Diário da República, I Série, N.º 55: 981-1025. Ministério do Planeamento e da Administração do Território.

Decreto-Lei n.º 124/2019 de 28 de agosto de 2019. Diário da República, 1.ª série, N.º 164: 60-118. Presidência do Conselho de Ministros.

Decreto-Lei n.º 166/2008 de 22 de Agosto de 2008. Diário da República, 1.ª série, N.º 162: 5865-5884. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto de 1998. Diário da República, I Série-A, N.º 176: 3676-3722. Ministério do Ambiente.

Deng, Z., van Linden, N., Guillen, E., Spanjers, H. & van Lier, J. B. (2021). Recovery and applications of ammoniacal nitrogen from nitrogen-loaded residual streams: A review. *Journal of Environmental Management*, **295**: 13096.

Desforges, J.-P. W., Galbraith, M. & Ross, P. S. (2015). Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **69**: 320-330.

Diretiva 2000/60/CE, 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L **327**: 1-72.

Direção-Geral do Território (2019). Especificações técnicas da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2018. *Relatório Técnico*. Direção-Geral do Território.

Douglas, P. M. J., Demarest, A. A., Brenner, M. & Canuto, M. A. (2016). Impacts of Climate Change on the Collapse of Lowland Maya Civilization. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, **44**: 613-645.

Driedger, A. G. J., Dürr, H. H., Mitchell, K. & Van Cappellen, P. (2015). Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: A review. *Journal of Great Lakes Research*, **41**: 9-19.

Duarte, A. A. L. S., Ferreira, C. V., Ramísio, P. J. P. & Rodrigues, D. S. (2016). Modelação e avaliação da qualidade da água em sistemas hídricos urbanos. O caso da ribeira de Couros, em Guimarães (Portugal). *7º Congresso Luso Brasileiro para o Planeamento Urbano, Regional, Integrado e Sustentável (PLURIS 2016)*. 12 pp.

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.

EEA, European Environment Agency (2012). *Report No 1/2012: Towards eficiente use of water resources in Europe*.

EEA, European Environment Agency (2021). *Report No 17/2020: Water and Agriculture: towards sustainable solutions*.

Emmanuel, E., Lacour, J., Balthazard-Accou, K. & Joseph, O. (2009). Ecological hazard assessment of the effects of heavy metals and nutrients contained in urban effluents on the bay ecosystems of port-au-prince (Haiti). *Aqua-LAC*, **1(1)**: 18-28.

European Commission (2012). Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/CE) River Basin Management Plans. Brussels, 14.11.2012 COM(2012) 670 final.

European Commission (2018). Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2012-2015. Brussels, 4.5.2018 COM(2018) 257 final.

Evans, E. C., McGregor, G. R. & Petts, G. E. (1998). River energy budgets with special reference to river bed processes. *Hydrological Processes*, **12**: 575-595.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2013). FAO Statistical Yearbook 2013: World Food and Agriculture. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, Rome, 307 pp.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2020). FAO Statistical Yearbook 2020: World Food and Agriculture. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, Rome, 366 pp.

FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO (2020a). The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, Rome, 320 pp.

FAO, WorldFish & IWMI (2020b). Increasing the benefits and sustainability of irrigation through the integration of fisheries - A guide for water planners, managers and engineers. Colombo. 92 pp.

Feld, C. K., Kiel, E. & Lautenschläger, M. (2002). The indication of morphological degradation of streams and rivers using Simuliidae. *Limnologica*, **32**: 273-288.

Fernandes, D. T. (2013). An Integrated Approach of Landscape Design in the Rehabilitation of an Urban River Corridor: River Tinto. *Proceedings of the Fábos Conference on Landscape and Greenway Planning*, **4(1)**: 679-686.

Ferreira, J., Bernardo, J. M. & Alves, M. H. (2008). Exercício de Intercalibração em rios no âmbito da Directiva Quadro da Água. In: *9º Congresso da Água, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos*. 16 pp.

Ferreira, M. T., Morais, M., Cortes, R. V., Sampaio, E. C., Oliveira, S. V., Pinheiro, P. J., Hughes, S. J., Segurado, P., Albuquerque, A. C., Pedro, A., Nunes, S., Novais, M. H., Lopes, L. T., Rivaes, R. S., Abreu, C. & Verdaguer, R. (2009). Qualidade Ecológica e Gestão Integrada de Albufeiras. *Relatório Final (Contracto 2003/067/INAG)*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

Fierro, P., Quilodrán, L., Bertrán, C., Arismendi, I., Tapia, J., Peña-Cortés, F., Hauenstein, E., Arriagada, R., Fernández, E. & Vargas-Chacoff, L. (2016). Rainbow Trout diets and macroinvertebrates assemblages responses from watersheds dominated by native and exotic plantations. *Ecological Indicators*, **60**: 655-667.

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.

Freeman, L. A., Corbett, D. R., Fitzgerald, A. M., Lemley, D. A., Quigg, A. & Steppe, C. N. (2019). Impacts of Urbanization and Development on Estuarine Ecosystems and Water Quality. *Estuaries and Coasts*, **42**: 1821-1838.

Gall, S. C. & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, **92**: 170-179

Garcia-Garizabal, I. & Abrahao, R. (2012)) (eds.). Irrigation: Water Management, Pollution and Alternative Strategies. InTech, Croatia.

GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90: 96 p.

Gollin, D., Jedwab, R. & Vollrath, D. (2016). Urbanization with and without industrialization. *Journal of Economic Growth*, **21**: 35-70.

- Goulart, M. D. C. & Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, **2(1)**: 156-164.
- Groffman, P. M. & Crawford, M. K. (2003). Denitrification Potential in Urban Riparian Zones. *Journal of Environmental Quality*, **32**: 1144-1149.
- Guerreiro, M. S., Abreu, I. M., Monteiro, Á., Jesus, T. & Fonseca, A. (2020). Considerations on the monitoring of water quality in urban streams: a case study in Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, **192**: 347.
- Guilpart, A., Roussel, J.-M., Aubin, J., Caquet, T., Marle, M. & Le Bris, H. (2012). The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. *Ecological Indicators*, **23**: 356-365.
- Guimarães Turismo (n.d.). Concelho de Guimarães. [Caracterização do concelho :: Guimarães Turismo \(guimaraesturismo.com\)](http://GuimaraesTurismo.guimaraesturismo.com) (Acedido em agosto de 2021)
- Hamid, S. A. & Rawi, C. S. M. (2017). Application of Aquatic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in Water Quality Assessment of Malaysian Headwater. *Tropical Life Sciences Research*, **28(2)**: 143-162.
- Haraguchi, N., Martorano, B. & Sanfilippo, M. (2019). What factors drive successful industrialization? Evidence and implications for developing countries. *Structural Change and Economic Dynamics*, **49**: 266-276.
- Haug, G. H., Günther, D., Peterson, L. C., Sigman, D. M., Hughen, K. A. & Aeschlimann, B. (2003). Climate and the Collapse of Maya Civilization. *Science*, **299**: 1731-1735.
- Henriques, F. S. (2009). A Revolução Verde e a Biologia Molecular. *Revista de Ciências Agrárias*, **32(2)**: 245-254.
- Henriques-Oliveira, A. L., Nessimian, J. L. & Dorvillé, L. F. M. (2003). Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **63(2)**: 269-281.
- Hildebrandt, A., Lacorte, S. & Barceló, D. (2006). Sampling of water, soil and sediment to trace organic pollutants at a river-basin scale. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **386**: 1075-1088.
- 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.

- Hu, H. & Huang, G. (2014). Monitoring of Non-Point Source Pollutions from an Agriculture Watershed in South China. *Water*, **6**: 3828-3840.
- Hui, W. A. B. & Fikri, A. H. (2021). Comparative Analyses of Biotic Indices Based on Benthic Macroinvertebrates for Stream Water Quality Assessment at Tropical Streams. *Serangga*, **26(2)**: 47-67.
- Hurley, R. R., Woodward, J. C. & Rothwell, J. J. (2017). Ingestion of Microplastics by Freshwater Tubifex Worms. *Environmental Science & Technology*, **51**: 12844-12851.
- Hurley, R., Woodward, J. & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, **11**: 251-257.
- Ilahi, H., Wahid, F., Rafiullah, Adnan, M., Ahmad, J., Azeem, M., Amin, I. & Amin, H. (2020). Evaluation of Bacterial and Fertility Status of Rawalpindi Cultivated Soil with Special Emphasis on Fluoride Content. *International Journal of Agricultural and Environmental Research*, **6(3)**:177-183.
- Ilahi, H., Hidayat, K., Adnan, M., Rehman, F. U., Tahir, R., Saeed, M. S., Shah, S. W. A. & Toor, M. D. (2021). Accentuating the Impact of Inorganic and Organic Fertilizers on Agriculture Crop Production: A Review. *Indian Journal of Pure and Applied Biosciences*, **9(1)**: 36-45.
- INAG, I. P. (2004). [Classificação dos Cursos de Água Superficiais \(apambiente.pt\)](http://apambiente.pt). (Acedido em setembro de 2021).
- 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, IP.
- 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. (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, IP.

INE, Instituto Nacional de Estatística (2021). https://portal-rpe01.ine.pt/xportal/xmain?xpgid=ine_main&xpid=INE (Acedido em agosto de 2021)

IPMA, Instituto Português do Mar e da Atmosfera (2021). Normais Climatológicas. <https://www.ipma.pt/pt/enciclopedia/clima/index.html?page=normais.xml> (Acedido em agosto de 2021).

Jedwab, R. & Vollrath, D. (2015). *Urbanization without growth* in historical perspective. *Explorations in Economic History*, **58**: 1-21.

Kachvoryan, E. A., Oganessian, V. S., Petrova, N. A. & Zelentsov, N. I. (2007). The Fauna of Chironomids and Blackflies (Diptera: Chironomidae, Simuliidae) and Hydrochemical Characteristics of the Hrazdan River (Armenia). *Entomological Review*, **87(1)**: 73-81.

Kalny, G., Laaha, G., Melcher, A., Trimmel, H., Weihs, P. & Rauch, H. P. (2017). The influence of riparian vegetation shading on water temperature during low flow conditions in a medium sized river. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, **5(418)**: 14 pp.

Kander, A., Warde, P., Henriques, S. T., Nielsen, H., Kulionis, V. & Hagen, S. (2017). International Trade and Energy Intensity During European Industrialization, 1870–1935. *Ecological Economics*, **139**: 33-44.

Karr, J. R. (1991). Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, **1(1)**: 66-84.

Kaushal, S. S., Likens, G. E., Jaworski, N. A., Pace, M. L., Sides, A. M., Seekell, D., Belt, K. T., Secor, D. H. & Wingate, R. L. (2010). Rising stream and river temperatures in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **8(9)**: 461-466.

Khan, M. N., Mobin, M., Abbas, Z. K. & Alamri, S. A. (2018). Fertilizers and Their Contaminants in Soils, Surface and Groundwater. In: DellaSala, D. A. & Goldstein, M. I. (eds). *The Encyclopedia of the Anthropocene*, **5**: 225-240. Oxford: Elsevier.

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**: 114.

Kinouchi, T. (2007). Impact of long-term water and energy consumption in Tokyo on wastewater effluent: implications for the thermal degradation of urban streams. *Hydrological Processes*, **21**: 1207-1216.

- Kojima, R. (1996). Introduction: population migration and urbanization in developing countries. *The Developing Economies*, **34(4)**: 349-369.
- Koopman, K. R., Collas, F. P. L., van der Velde, G. & Verberk, W. C. E. P. (2016). Oxygen can limit heat tolerance in freshwater gastropods: differences between gill and lung breathers. *Hydrobiologia*, **763**: 301-312.
- Laboratório da Paisagem (2021). Rota da Sustentabilidade. <https://www.labpaisagem.pt/rota-da-sustentabilidade> (Acedido em agosto de 2021)
- Lautenschläger, M. & Kiel, E. (2005). Assessing morphological degradation in running waters using Blackfly communities (Diptera, Simuliidae): Can habitat quality be predicted from land use?. *Limnologia*, **35(4)**: 262-273.
- Li, C., Zheng, X., Zhao, F., Wang, X., Cai, Y. & Zhang, N. (2017). Effects of Urban Non-Point Source Pollution from Baoding City on Baiyangdian Lake, China. *Water*, **9**: 249.
- Li, C., Sun, G., Caldwell, P. V., Cohen, E., Fang, Y., Zhang, Y., Oudin, L., Sanchez, G. M. & Meentemeyer, R. K. (2020). Impacts of Urbanization on Watershed Water Balances Across the Conterminous United States. *Water Resources Research*, **56**: e2019WR026574.
- Li, S. & Ma, Y. (2014). Urbanization, Economic Development and Environmental Change. *Sustainability*, **6(8)**: 5143-5161.
- Lima-Fernandes, E., Fernandes, I., Pereira, A., Geraldés, P., Cássio, F. & Pascoal, C. (2015). Eutrophication modulates plant-litter diversity effects on litter decomposition in streams. *Freshwater Science*, **34(1)**: 31-41.
- Maguire, Z., Tumolo, B. B. & Albertson, L. K. (2020). Retreat but no surrender: net-spinning caddisfly (Hydropsychidae) silk has enduring effects on stream channel hydraulics. *Hydrobiologia*, **847**: 1539-1551.
- Mahmood, H., Alkhateeb, T. T. Y. & Furqan, M. (2020). Industrialization, urbanization and CO₂ emissions in Saudi Arabia: Asymmetry analysis. *Energy Reports*, **6**: 1553-1560.
- Maia, R. (2017). The WFD Implementation in the European Member States. *Water Resources Management*, **31**: 3043-3060.
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U. & Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*, **5**: 17988.

Marchesan, J. & Comassetto, V. (2019). Água e Desenvolvimento Regional: O Caso da Mesorregião Oeste de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos*, **5(1)**: 19-38.

Margaryan, L. (2016). Impact of domestic wastewater on surface water quality of selected residential settlements in Armenia. *European Water*, **53**: 5-12.

Markland, S. M., Ingram, D., Kniel, K. E. & Sharma, M. (2017). Water for Agriculture: the Convergence of Sustainability and Safety. *Microbiology Spectrum*, **5(3)**: PFS-0014-2016.

Martínez-Fernández, J., Neto, S., Hernández-Mora, N., del Moral, L. & La Roca, F. (2020). The Role of the Water Framework Directive in the Controversial Transition of Water Policy Paradigms in Spain and Portugal. *Water Alternatives*, **13(3)**: 556-581.

Martins, F. S., Formigo, N. & Antunes, S. C. (2020). Can be the environmental and biotic factors responsible for macroinvertebrate communities' alterations in Portuguese alpine ponds?. *Limnologia*, **83**: 125782.

McGoran, A. R., Clark, P. F. & Morritt, D. (2017). Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames. *Environmental Pollution*, **220**: 744-751.

Melati, I., Maghfiroh, M. & Jasalesmana, T. (2020). Public perception and contribution of domestic waste to water pollution of Lake Matano, South Sulawesi-Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **535**: 012065.

Molle, F. & Berkoff, J. (2007). Water Pricing in Irrigation: Mapping the Debate in the Light of Experience. In: Molle, F. & Berkoff, J. (eds). *Irrigation Water Pricing: The Gap Between Theory and Practice*. CAB International, Wallingford, United Kingdom.

Monteiro, A. (2005). Atlas Agroclimatológico do Entre Douro e Minho: Relatório Final do Projecto POCTI/GEO/14260/1998.

Morrill, J. C., Bales, R. C., ASCE, M. & Conklin, M. H. (2005). Estimating Stream Temperature from Air Temperature: Implications for Future Water Quality. *Journal of Environmental Engineering*, **131(1)**: 139-146.

Município de Guimarães (n.d.) Dados demográficos. [Dados demográficos | Câmara Municipal de Guimarães \(cm-guimaraes.pt\)](https://dadosdemograficos.cm-guimaraes.pt)

Município de Guimarães (2009). Caracterização Biofísica e Paisagística. [Caracterização Biofísica e Paisagística | Câmara Municipal de Guimarães \(cm-guimaraes.pt\)](#) (Acedido em agosto de 2021).

Município de Guimarães (2016). Bacias de retenção em Guimarães são exemplo nacional na prevenção de cheias em meio urbano. [Bacias de retenção em Guimarães são exemplo nacional na prevenção de cheias em meio urbano | Câmara Municipal de Guimarães \(cm-guimaraes.pt\)](#) (Acedido em agosto de 2021)

Município de Guimarães (2018). Relatório de Avaliação do Planeamento Municipal.

Município de Guimarães (2019). Plano Municipal da Defesa da Floresta contra Incêndios 2019-2028: Diagnóstico (Informação de Base) - Caderno I.

Munné, A. & Prat, N. (2011). Effects of Mediterranean climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, **11**: 651-662.

Najafzadeh, M. & Ghaemi, A. (2019). Prediction of the five-day biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand in natural streams using machine learning methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, **191**: 380.

Nas, S. S., Bayram, A., Nas, E. & Bulut, V. N. (2008). Effects of Some Water Quality Parameters on the Dissolved Oxygen Balance of Streams. *Polish Journal of Environmental Studies*, **17(4)**: 531-538.

Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S. & Karakouzian, M. (2018). Climate change and Eutrophication: A Short Review. *Engineering, Technology and Applied Science Research*, **8(6)**: 3668-3672.

Nel, H. A., Dalu, T. & Wasserman, R. J. (2018). Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *Science of the Total Environment*, **612**: 950-956.

Nobre, R. L. G., Caliman, A., Cabral, C. R., Araújo, F. D. C., Guérin, J., Dantas, F. D. C. C., Quesado, L. B., Venticinque, E. M., Guariento, R. D., Amado, A. M., Kelly, P., Vanni, M. J. & Carneiro, L. S. (2020). Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. *Science of the Total Environment*, **716**: 137044.

- Null, S. E. & Prudencio, L. (2016). Climate change effects on water allocations with season dependent water rights. *Science of the Total Environment*, **571**: 943-954.
- Oerke, E.-C., Dehne, H.-W., Schönbeck, F. & Weber, A. (1994). *Crop production and crop protection: Estimated losses in major food and cash crops*. Elsevier.
- Oyelaran-Oyeyinka, B. & Lal, K. (2017). Structural Transformation and Economic Development: Cross regional analysis of industrialization and urbanization. Taylor & Francis Group.
- Palanisamy, B. & Chui, T. F. M. (2015). Rehabilitation of concrete canals in urban catchments using low impact development techniques. *Journal of Hydrology*, **523**: 309-319.
- Panis, L. I., Goddeeris, B. & Verheyen, R. (1996). On the relationship between vertical microdistribution and adaptations to oxygen stress in littoral Chironomidae (Diptera). *Hydrobiologia*, **318**: 61-67.
- Patnaik, R. (2018). Impact of Industrialization on Environment and Sustainable Solutions – Reflections from a South Indian Region. In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **120**: 012016.
- Pejman, A. H., Bidhendi, G. R. N., Karbassi, A. R., Mehrdadi, N. & Bidhendi, M. E. (2009). Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *International Journal of Environmental Science & Technology*, **6(3)**: 467-476.
- Pereira, L. R., Cabette, H. S. R. & Juen, L. (2012). Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **48(3)**: 295-302.
- Pereira, A., Geraldés, P., Lima-Fernandes, E., Fernandes, I., Cássio, F. & Pascoal, C. (2016). Structural and functional measures of leaf-associated invertebrates and fungi as predictors of stream eutrophication. *Ecological Indicators*, **69**: 648-656.
- Pereira, A., Trabulo, J., Fernandes, I., Pascoal, C., Cássio, F. & Duarte, S. (2017). Spring stimulates leaf decomposition in moderately eutrophic streams. *Aquatic Sciences*, **79**: 197-207.
- Pisarevsky, A. M., Polozova, I. P., Hockridge & P. M. (2005). Chemical oxygen demand. *Russian Journal of Applied Chemistry*, **78(1)**: 101-107.

PlasticsEurope (2019). Plastics – The Facts 2019: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. pp. 1-42

Popp, J., Pető, K. & Nagy, J. (2013). Pesticide productivity and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **33**: 243-255.

Prata, J. C., da Costa, J. P., Girão, A. V., Lopes, I., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. (2019a). Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. *Science of the Total Environment*, **686**: 131-139.

Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. (2019b). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*, **110**: 150-159.

Prata, J. C., Silva, A. L. P., Da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Walker, T. R., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. (2019c). Solutions and Integrated Strategies for the Control and Mitigation of Plastic and Microplastic Pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16**: 2411.

Prata, J. C., Silva, A. L. P., Walker, T. R., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. (2020a). COVID-19 Pandemic Repercussions on the Use and Management of Plastics. *Environmental Science & Technology*, **54**: 7760-7765.

Prata, J. C., Alves, J. R., da Costa, J. P., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. (2020b). Major factors influencing the quantification of Nile Red stained microplastics and improved automatic quantification (MP-VAT 2.0). *Science of the Total Environment*, **719**: 137498.

Price, K. (2011). Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. *Progress in Physical Geography*, **35(4)**: 465-492.

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.

- Raheem, I. D. & Ogebe, J. O. (2017). CO₂ emissions, urbanization and industrialization: Evidence from a direct and indirect heterogeneous panel analysis. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, **28(6)**: 851-867.
- Rajput, R. S., Pandey, S. & Bhadauria, S. (2017). Status of water pollution in relation to industrialization in Rajasthan. *Reviews on Environmental Health*, **32(3)**.
- Ramísio, P. J. (2012). An urban watershed regeneration project: The Costa/Couros river case study. In: Rauch, S. & Morrison, G. (eds). *Urban Environment*. Springer, Dordrecht. pp. 363-372
- Ramísio, P. J., Duarte, A. A. L. S. & Vieira, J. M. P. (2011). Integrated flood management in urban environment: A case study. 14th IWRA World Water Congress, Porto de Galinhas, Brazil, 25-29 September. 13 pp.
- Ravera, O. (2001). A comparison between diversity, similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small stream: the Ravella river (Como Province, Northern Italy). *Aquatic Ecology*, **35**: 97-107.
- Rebelo, F. (1992). O Relevo de Portugal - Uma Introdução. *Inforgéo – Revista da Associação Portuguesa de Geólogos*, **4**: 17-35.
- Remoaldo, P. C., Ribeiro, J. C., Vareiro, L. & Santos, J. F. (2014). Tourists' perceptions of world heritage destinations: The case of Guimarães (Portugal). *Tourism and Hospitality Research*, **14(4)**: 206-218
- Ribeiro, A. C. C., Correia, A. J. M. & Costa, F. D. S. (2004). O rio Selho: contributo para uma proposta de requalificação ambiental. In: Congresso Nacional da Geografia Portuguesa – Territórios e Protagonistas. 10 pp.
- Ricardo, R. P. & Madeira, M. (2002) Distribuição climo-topossequencial dos solos da ilha da Madeira. *Revista de Ciências Agrárias*, **25(1-2)**: 57-67
- Riddell, P. J., Westlake, M., & Burke, J. (2006). Demand for products of irrigated agriculture in sub-Saharan Africa. FAO Water Reports 31. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Rimmert, M., Baudoin, L., Cotta, B., Kochskämper, E. & Newig, J. (2020). Participation in River Basin Planning Under the Water Framework Directive - Has it Benefitted Good Water Status?. *Water Alternatives*, **13(3)**: 484-512.

- 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.
- Rodrigues, M. O., Abrantes, N., Gonçalves, F. J. M., Nogueira, H., Marques, J. C. & Gonçalves, A. M. M. (2018). Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). *Science of the Total Environment*, **633**: 1549-1559.
- Rodrigues, S., Pinto, I., Martins, F., Formigo, N. & Antunes, S. C. (2021). Can biochemical endpoints improve the sensitivity of the biomonitoring strategy using bioassays with standard species, for water quality evaluation?. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **215**: 112151.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, NY. 488 pp.
- Rutherford, J. C., Marsh, N. A., Davies, P. M. & Bunn, S. E. (2004). Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool?. *Marine and Freshwater Research*, **55**: 737-748.
- Salem, T. M., Ahmed, S. S., Hamed, M. A & Abd ElAziz, G. H. (2016). Risk assessment of hazardous impacts on urbanization and industrialization activities based upon toxic substances. *Global Journal of Environmental Science and Management*, **2(2)**: 163-176.
- Santini, L., Belmaker, J., Costello, M. J., Pereira, H. M., Rossberg, A. G., Schipper, A. M., Ceaușu, S., Dorbelas, M., Hilbers, J. P., Hortal, J., Huijbregts, M. A. J., Navarro, L. M., Schiffers, K. H., Visconti, P. & Rondinini, C. (2017). Assessing the suitability of diversity metrics to detect biodiversity change. *Biological Conservation*, **213**: 341-350
- Savci, S. (2012). Investigation of Effect of Chemical Fertilizers on Environment. *APCBEE Procedia*, **1**: 287-292.
- Scherer, C., Weber, A., Stock, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., Arendt, N., Foeldi, C., Dierkes, G., Wagner, M., Brennholt, N. & Reifferscheid, G. (2020). Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of the Total Environment*, **738**: 139866.

Schmidt, L., Neto, S., Ferreira, J. G., Chainho, P. & Cortes, R. M. V. (2015). Políticas da Água em Portugal: Impasse e Regressão. *Boletín especial del Día Mundial del Agua*. Zaragoza: Fundación Nueva Cultura del Agua.

Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M. E., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., Rubæk, G. H., Ulén, B. & Dorioz, J.-M. (2014). Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review. *Science of the Total Environment*, **468-469**: 1255-1266.

Sharma, N. & Singhvi, R. (2017). Effects of Chemical Fertilizers and Pesticides on Human Health and Environment: A Review. *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology*, **10(6)**: 675-679.

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, C. J. M., Silva, A. L. P., Gravato, C. & Pestana, J. L. T. (2019). Ingestion of small-sized and irregularly shaped polyethylene microplastics affect *Chironomus riparius* life-history traits. *Science of the Total Environment*, **672**: 862-868.

Silva, C. J. M., Beleza, S., Campos, D., Soares, A. M. V. M., Silva, A. L. P., Pestana, J. L. T. & Gravato, C. (2021a). Immune response triggered by the ingestion of polyethylene microplastics in the dipteran larvae *Chironomus riparius*. *Journal of Hazardous Materials* **414**: 125401.

Silva, C. J. M., Silva, A. L. P., Campos, D., Machado, A. L., Pestana, J. L. T. & Gravato, C. (2021b). Oxidative damage and decreased aerobic energy production due to ingestion of polyethylene microplastics by *Chironomus riparius* (Diptera) larvae. *Journal of Hazardous Materials*, **402**: 123775.

Silva, F. L., Ruiz, S. S., Bochini, G. L. & Moreira, D. C. (2008). Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **3(2)**: 135-141.

Soares, D. M., Borges, L. R., da Silva, M. F. F. & Luche, L. D. (2021). Effect of substrates of native and exotic plant species on the initial period of colonization of benthic macroinvertebrates in the Cerrado biome. *Community Ecology*, **22**: 127-134.

Stark, J. D. (1998). SQMCI: A biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **32**(1): 55-66.

Stark, J. D., Boothroyd, I. K. G, Harding, J. S., Maxted, J. R. & Scarsbrook, M. R. (2001). Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. *New Zealand Macroinvertebrate Working Group Report No. 1*. Prepared for the Ministry for the Environment. Sustainable Management Fund Project No. 5103: 57p.

Szreter, S. (2004). Industrialization and health. *British Medical Bulletin*, **69**: 75-86.

Tachet, P., Richoux, P., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. (2003). Invertébrés d'eau douce: Systématique, biologie, écologie. *CNRS Editions, Paris*. 487 pp.

Tilly, R. H. (2010). Industrialization as an Historical Process. In: European History Online (EGO). *Institute of European History (IEG)*.

Tong, S. T. Y. & Chen, W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, **66**: 377-393.

Touré, N. (2021). Culture, institutions and the industrialization process. *Journal of Economic Behavior and Organization*, **186**: 481-503.

Türkmen, G. & Kazanci, N. (2010). Applications of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Review of Hydrobiology*, **3**(2): 111-125.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2018a). Population Facts: The speed of urbanization around the world. No. 2018/1. *United Nations*, New York.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2018b). The World's Cities in 2018 – Data Booklet (ST/ESA/SER.A/417) *United Nations*, New York.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019a). World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423). *United Nations*, New York.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019b). World Urbanization Prospects 2018: Highlights (ST/ESA/SER.A/423). *United Nations*, New York.

- Uttara, S., Bhuvandas, N. & Aggarwal, V. (2012). Impacts of Urbanization on Environment. *International Journal of Research in Engineering and Applied Sciences*, **2(2)**: 1637-1645.
- Van Opstal, J., Droogers, P., Kaune, A., Steduto, P. & Perry, C. (2021). Guidance on realizing real water savings with crop water productivity interventions. *Wageningen, FAO and FutureWater*.
- Vareiro, L. M. D. C., Remoaldo, P. C. & Ribeiro, J. A. C. (2013). Residents' perceptions of tourism impacts in Guimarães (Portugal): a cluster analysis. *Current Issues in Tourism*, **16(6)**: 535-551.
- Vasunia, P. (2001). The Gift of the Nile: Hellenizing Egypt from Aeschylus to Alexander. *Classics and Contemporary Thought*; 8. Berkeley: University of California Press.
- Verberk, W. C., Buchwalter, D. B. & Kefford, B. J. (2020). Energetics as a lens to understanding aquatic insect's responses to changing temperature, dissolved oxygen and salinity regimes. *Current Opinion in Insect Science*, **41**: 46-53.
- Voulvoulis, N., Arpon, K. D. & Giakoumis, T. (2017). The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, **575**: 358-366.
- Wang, X.-j., Zhang, J.-y., Shahid, S., Guan, E.-h., Wu, Y.-x., Gao, J. & He, R.-m. (2016). Adaptation to climate change impacts on water demand. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **21**: 81-99.
- Weber-Scannell, P. K. & Duffy, L. K. (2007). Effects of Total Dissolved Solids on Aquatic Organism: A Review of Literature and Recommendation for Salmonid Species. *American Journal of Environmental Sciences*. **3(1)**: 1-6.
- Wei, Y., Yuanxi, L., Yu, L., Mingxiang, X., Liping, Z. & Qiuliang, D. (2020). Impacts of rainfall intensity and urbanization on water environment of urban lakes. *Ecohydrology & Hydrobiology*, **20**: 513-524.
- Wijaya, I. M. W. & Soedjono, E. S. (2018). Domestic Wastewater in Indonesia: Challenge in the Future Related to Nitrogen Content. *International Journal of GEOMATE*, **15(47)**: 32-41.
- Wright, D. A. & Welbourn, P. (2002). Environmental toxicology. Vol. 11. Cambridge University Press.

WWAP, World Water Assessment Programme (2012). *The United Nations World Water Development Report 4: Water for a Sustainable World*. Paris, UNESCO.

WWAP, World Water Assessment Programme (2015). *The United Nations World Water Development Report 2015: Managing Water under Uncertainty and Risk*. Paris, UNESCO.

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

Xu, Z., Chen, X., Liu, J., Zhang, Y., Chau, S., Bhattarai, N., Wang, Y., Li, Y., Connor, T. & Li, Y. (2020). Impacts of irrigated agriculture on food–energy–water–CO₂ nexus across metacoupled systems. *Nature Communications*, **11**: 1-12.

Yu, X., Hu, X., Li, S., Zhang, M. & Wang, J. (2019). Attitudes and Practice Regarding Disposal for Unwanted Medications Among Young Adults and Elderly People in China from an Ecopharmacovigilance Perspective. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16(8)**: 1463.

Yu, W., Uhlenbrook, S., von Gnechten, R. & van der Bliek, J. (2021). Can water productivity improvements save us from global water scarcity? *White paper*. Rome, Italy: FAO. 41p.

Yustiani, Y. M., Nurkanti, M., Suliasih, N. & Novantri, A. (2018). Influencing Parameter of Self Purification Process in the Urban Area of Cikapundung River, Indonesia. *International Journal of GEOMATE*, **14(43)**: 50-54.

Zhi, X., Chen, L. & Shen, Z. (2018). Impacts of urbanization on regional nonpoint source pollution: case study for Beijing, China. *Environmental Science and Pollution Research*, **25**: 9849-9860.

Anexos

Anexo I

Tabela I: Limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do “bom” Estado Ecológico em Rios (INAG, 2009).

Parâmetros	Limite para o Bom Estado	
	Agrupamento Norte Tipos: M, N1 ≤ 100 km ² , N1 ≥ 100 km ² , N2, N3, N4	Agrupamento Sul Tipos: L, S1 ≤ 100 km ² , S1 ≥ 100 km ² , S2, S3, S4
Oxigénio Dissolvido (1)	≥5 mg O ₂ /L	≥5 mg O ₂ /L
Taxa de Saturação em Oxigénio (1)	entre 60% e 120%	entre 60% e 120%
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅) (1)	≤6 mg O ₂ /L	≤6 mg O ₂ /L
pH (1)	Entre 6 e 9*	Entre 6 e 9*
Azoto Amoniacal (1)	≤1 mg NH ₄ /L	≤1 mg NH ₄ /L
Nitratos (2)	≤25 mg NO ₃ /L	≤25 mg NO ₃ /L
Fósforo Total (2)	≤0,10 mg P/L	≤0,13 mg P/L

(1) – 80% das amostras se a frequência for mensal ou superior

(2) - Média Anual

* - Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente

Tabela II: Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004).

PARÂMETRO:	UNIDADES:	MÉTODO DE CÁLCULO		A		B		C		D		E
				Excelente		Boa		Razoável		Má		Muito má
		PERCENTIL	FREQUÊNCIA	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	-
Arsénio	mg/l As	85	3	-	0.01	-	0.05	-	-	-	0.1	>0.1
Azoto Kjeldahl	mg/l N	85	4	-	0.5	-	1	-	2	-	3	>3
Azoto amoniacal	mg/l NH4	85	8	-	0.5	-	1.5	-	2.5	-	4	>4
Carência bioquímica de oxigénio	mg/l O2	85	8	-	3	-	5	-	8	-	20	>20
Carência química de oxigénio	mg/l O2	85	8	-	10	-	20	-	40	-	80	>80
Chumbo	mg/l Pb	85	3	-	0.05	-	-	-	0.1	-	0.1	>0.1
Cianetos	mg/l CN	85	3	-	0.05	-	-	-	0.08	-	0.08	>0.08
Cobre	mg/l Cu	85	3	-	0.05	-	0.2	-	0.5	-	1	>1
Coliformes fecais	/100 ml	85	8	-	20	-	2000	-	20000	-	>20000	
Coliformes totais	/100 ml	85	8	-	50	-	5000	-	50000	-	>50000	
Condutividade	µS/cm, 20°C	85	8	-	750	-	1000	-	1500	-	3000	>3000
Crómio	mg/l Cr	85	3	-	0.05	-	-	-	0.08	-	0.08	>0.08
Cádmio	mg/l Cd	85	3	-	0.001	-	0.005	-	0.005	-	>0.005	
Estreptococos fecais	/100 ml	85	4	-	20	-	2000	-	20000	-	>20000	
Fenóis	mg/l C6H5OH	85	4	-	0.001	-	0.005	-	0.01	-	0.1	>0.1
Ferro	mg/l Fe	85	3	-	0.5	-	1	-	1.5	-	2	>2
Fosfatos P2O5	mg/l P2O5	85	8	-	0.4	-	0.54	-	0.94	-	1	>1
Fósforo P	mg/l P	85	8	-	0.2	-	0.25	-	0.4	-	0.5	>0.5
Manganês	mg/l Mn	85	3	-	0.1	-	0.25	-	0.5	-	1	>1
Mercurio	mg/l Hg	85	3	-	0.0005	-	-	-	0.001	-	0.001	>0.001
Nitratos	mg/l NO3	85	8	-	5	-	25	-	50	-	80	>80
Oxidabilidade	mg/l	85	8	-	3	-	5	-	10	-	25	>25
Oxigénio dissolvido (sat)	% saturação de O2	85	8	90	-	70	-	50	-	30	-	<30
Selénio	mg/l Se	85	3	-	0.01	-	-	-	0.05	-	0.05	>0.05
Substâncias tensoactivas	mg/l, sulfato de lauril e sódio	85	4	-	0.2	-	-	-	0.5	-	0.5	>0.5
Sólidos suspensos totais	mg/l	75	8	-	25	-	30	-	40	-	80	>80
Zinco	mg/l Zn	85	3	-	0.3	-	1	-	3	-	5	>5
pH	Escala Sorensen	85	8	6.5	8.5	5.5	9	5	10	4.5	11	>11

- O pH, sendo um parâmetro muito dependente de características geomorfológicas, pode apresentar valores fora deste intervalo, sem contudo significar alterações de qualidade devidas à poluição.
- Alteração de frequência ao Azoto Kjeldahl desde 2006.
- Nas classificações referentes ao Norte em 2007 não foi respeitada a frequência mínima de amostragem.

Tabela 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

Tabela 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).

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

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

Famílias	Score
SIPHONURIDAE, HEPTAGENIIDAE, LEPTOPHLEBIIDAE, POTAMANTHIDAE, EPHEMERIDAE TAENIOPTERYGIDAE, LEUCTRIDAE, CAPNIIDAE, PERLODIDAE, PERLIDAE, CHLOROPERLIDAE PHRYGANEIDAE, MOLANNIDAE, BERAIDAE, ODONTOCERIDAE, LEPTOCERIDAE, GOERIDAE, LEPIDOSTOMATIDAE, BRACHYCENTRIDAE, SERICOSTOMATIDAE, THREMMATIDAE ATHERICIDAE, BLEPHARICERIDAE APHELOCHEIRIDAE	10
LESTIDAE, CALOPTERYGIDAE, GOMPHIDAE, CORDULEGASTERIDAE, AESHNIDAE, CORDULIIDAE, LIBELLULIDAE PSYCHOMYIIDAE, PHILOPOTAMIDAE, GLOSSOSOMATIDAE ASTACIDAE	8
EPHEMERELLIDAE, PROSOPISTOMATIDAE NEMOURIDAE	7
RHYACOPHILIDAE, POLYCENTROPIDAE, LIMNephilidae, ECNOMIDAE NERITIDAE, VIVIPARIDAE, ANCYLIDAE, THIARIDAE, UNIONIDAE HYDROPTILIDAE	6
GAMMARIDAE, ATYIDAE, COROPHIIDAE PLATYCNEMIDAE, COENAGRIONIDAE OLIGONEURIDAE, POLYMITARCIDAE	5
DRYOPIDAE, ELMIDAE, HELOPHORIDAE, HYDROCHIDAE, HYDRAENIDAE, CLAMBIDAE HYDROPSYCHIDAE, HELYCOPSICHIDAE TIPULIIDAE, SIMULIIDAE PLANARIIDAE, DUGESIIDAE, DENDROCOELIDAE	4
BAETIDAE, CAENIDAE HALIPLIDAE, CURCULIONIDAE, CHRYSOMELIDAE TABANIDAE, STRATIOMYIDAE, EMPIDIDAE, DOLICHOPODIDAE, DIXIDAE, CERATOPOGONIDAE, ANTHOMYIDAE, LIMONIDAE, PSYCHODIDAE, SCIOMYZIDAE, RHAGIONIDAE SIALIDAE, PYRALIDAE PISCICOLIDAE HYDRACARINA	3
MESOVELIIDAE, VELIIDAE, HYDROMETRIDAE, GERRIDAE, NEPIDAE, NAUCORIDAE, PLEIDAE, NOTONECTIDAE, CORIXIDAE HELODIDAE, HYDROPHILIDAE, HYGROBIIDAE, DYTISCIDAE, GYRINIDAE VALVATIDAE, HYDROBIIDAE, LYMNAEIDAE, PHYSIDAE, PLANORBIDAE, BITHYNIIDAE, BYTHINELLIDAE, SPHAERIDAE GLOSSIPHONIDAE, HIRUDIDAE, ERPOBDELLIDAE ASELLIDAE, Ostracoda	2
CHIRONOMIDAE, CULICIDAE, THAUMALEIDAE, EPHYDRIDAE, CHAOBORIDAE Oligochaeta (todas as famílias) SYRPHIDAE	1

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

Clase	Valor (BMWP')	Significado	Color
I	> 150 101-120	Aguas muy limpias 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

Anexo II

Tabela I: Valores encontrados para os vários parâmetros físico-químicos determinados nos locais de amostragem do rio Selho (S1-S4), ao longo do tempo de estudo.

Data		Verão/20				Outono/20				Inverno/21				Primavera/21			
Local de Amostragem		S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
Parâmetro Físico-Químico	Oxigénio Dissolvido (mg/L)	7,50	7,83	6,07	9,89	8,72	9,08	7,70	9,71	11,48	10,05	9,68	9,64	9,90	9,59	8,47	7,39
	pH	6,28	6,80	6,87	7,26	7,56	6,77	6,88	6,97	7,00	6,87	6,90	7,00	6,41	6,52	6,40	6,71
	Temperatura da Água (°C)	13,04	15,54	17,84	16,32	12,26	12,28	13,06	11,77	12,54	13,96	15,15	12,97	13,93	16,02	18,26	17,91
	Condutividade (µS/cm)	63,00	118,67	185,33	179,00	64,00	108,00	189,00	158,00	37,00	65,00	94,00	87,00	42,00	71,67	99,00	103,00
	Sólidos Dissolvidos Totais (ppm)	32,00	59,00	92,67	89,00	33,00	54,00	94,33	79,00	18,00	32,00	47,00	44,00	21,00	36,00	50,00	51,00
	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/L)	14,59	22,84	28,29	27,70	8,40	20,04	17,83	22,25	8,25	17,68	17,24	18,71	10,73	23,30	21,03	19,53
	Nitritos (NO ₂ ⁻) (mg/L)	0,05	0,07	0,85	0,16	0,04	0,05	0,39	0,35	0,04	0,03	0,09	0,08	0,02	0,03	0,14	0,12
	Azoto Amoniacal (NH ₄ ⁺) (mg/L)	0,01	0,15	1,68	0,08	0,05	0,23	1,16	0,27	0,00	0,03	0,15	0,08	0,18	0,00	0,51	0,03
	Fósforo Total (mg/L)	0,47	0,20	0,33	0,20	0,27	0,33	0,20	0,20	0,40	0,40	0,30	0,20	0,40	0,40	0,27	0,17
	Carência Química de Oxigénio (mg/L)	0,00	5,00	5,33	10,33	9,67	1,67	7,67	14,00	0,00	0,00	0,0	0,00	32,33	27,33	24,33	32,00
	Carência Bioquímica de Oxigénio (mg/L)	1,91	2,55	1,37	4,49	2,73	2,86	2,11	3,87	6,00	4,41	4,73	4,47	3,25	3,75	2,79	1,81

Tabela II: Valores encontrados para os vários parâmetros físico-químicos determinados nos locais de amostragem da ribeira de Costa/Couros (C1-C4), ao longo do tempo de estudo.

Data		Verão/20				Outono/20				Inverno/21				Primavera/21			
Local de Amostragem		C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Parâmetro Físico-Químico	Oxigénio Dissolvido (mg/L)	8,01	9,87	9,99	6,40	8,49	8,28	7,80	6,39	8,31	8,45	8,29	7,96	6,75	6,33	5,86	6,01
	pH	6,99	6,96	7,21	7,01	7,47	7,13	7,07	7,03	6,93	7,09	7,12	7,08	6,56	6,63	6,87	7,03
	Temperatura da Água (°C)	17,18	18,86	20,04	17,98	13,44	13,48	13,96	13,68	13,02	13,51	13,53	14,11	15,25	16,42	16,32	16,66
	Condutividade (µS/cm)	186,00	188,00	23,00	298,00	181,00	187,0	6,00	262,00	93,00	102,00	112,67	145,00	111,00	129,00	154,00	158,00
	Sólidos Dissolvidos Totais (ppm)	93,00	94,00	11,67	149,00	90,00	94,00	3,00	131,00	46,00	51,00	56,33	73,00	56,00	65,00	77,00	79,00
	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/L)	25,19	33,74	26,81	33,15	14,88	23,13	11,34	21,95	16,06	20,77	13,26	0,00	20,17	22,2	21,23	23,37
	Nitritos (NO ₂ ⁻) (mg/L)	0,31	0,30	0,49	0,84	0,10	0,15	0,33	0,52	0,06	0,11	0,16	0,28	0,16	0,16	0,21	0,53
	Azoto Amoniacal (NH ₄ ⁺) (mg/L)	0,55	0,06	1,55	4,76	0,03	0,58	2,45	4,04	0,09	0,31	0,37	0,46	0,02	0,22	0,90	0,47
	Fósforo Total (mg/L)	0,20	0,00	0,50	0,40	0,20	0,10	0,17	0,53	0,30	0,10	0,37	0,00	0,10	0,20	0,37	0,43
	Carência Química de Oxigénio (mg/L)	6,33	0,67	15,67	9,33	4,00	0,00	11,00	21,67	11,33	3,67	16,00	19,00	13,00	4,67	21,00	0,00
	Carência Bioquímica de Oxigénio (mg/L)	1,68	4,58	5,68	1,70	2,38	2,82	3,05	1,20	3,67	3,77	3,75	3,70	0,83	0,82	1,23	0,66

Tabela III: Lista do número de macroinvertebrados bentónicos identificados em cada local de amostragem do rio Selho.

Grupo Principal Taxonómico	Taxa	Nº indivíduos por local de amostragem			
		S1	S2	S3	S4
Arachnida	Araneae		1		1
	Trombidiforme				1
Coleoptera	Cassidinae		1		
	Dryopidae	1		1	
	Dytiscidae	1			
	Elmidae	3			
	Gyrinidae	2			
	Halplidae	1	1	2	
	Psephenidae	1			
Crustacea	Atyidae			5	
Diptera	Athericidae	70	4		
	Chironomidae	69	46	267	95
	Dixidae	1			
	Scatophagidae	7	1		
	Simuliidae			1	
	Tabanidae	8	1		
Ephemeroptera	Baetidae	1		4	21
	Caenidae		1	1	1
Hemiptera	Gerridae		4	2	
Hirudinea	Glossiphoniidae		1		3
Megaloptera	Sialidae	11			
Mollusca	Bithyniidae			1	2
	Corbiculidae				1
	Hydrobiidae		2		2
	Physidae		48	3	1
Odonata	Aeshnidae	1	1		
	Calopterygidae	5		2	2
	Cordulegasteridae	1			
	Gomphidae	1		1	2
Oligochaeta	Oligochaeta			12	3
Trichoptera	Hydropsychidae	2	1		107
	Hydroptilidae		1		
	Leptoceridae	1			
	Philopotamidae				6
	Psychomyiidae	3			6
Turbellaria	Dendrocoelidae			4	
	Dugesiidae			77	
	Planariidae			4	

Tabela IV: Lista do número de macroinvertebrados bentónicos identificados em cada local de amostragem da ribeira de Costa/Couros.

Grupo Principal Taxonómico	Taxa	Nº indivíduos por local de amostragem			
		C1	C2	C3	C4
Coleoptera	<i>Dryopidae</i>		3		
	<i>Haliplidae</i>		5		1
	<i>Hydraenidae</i>	1			
	<i>Staphylinidae</i>			1	
Diptera	<i>Anthomyiidae</i>	1			
	<i>Athericidae</i>	8			
	<i>Ceratopogonidae</i>	1			2
	<i>Chironomidae</i>	282	205	3	10
	<i>Psychodidae</i>	1			
	<i>Scatophagidae</i>	1			
	<i>Simuliidae</i>	27			6
	<i>Tipulidae</i>	4	4		3
Ephemeroptera	<i>Baetidae</i>	15	18	1	3
Hirudinea	<i>Erpobdellidae</i>			56	
	<i>Glossiphoniidae</i>		1	5	11
Mollusca	<i>Bithyniidae</i>	4	65	12	
	<i>Hydrobiidae</i>	3	67	58	73
	<i>Physidae</i>			3	41
	<i>Planorbidae</i>				40
	<i>Sphaeriidae</i>			14	3
Odonata	<i>Cordulegasteridae</i>	3			
	<i>Gomphidae</i>		1		
Oligochaeta	<i>Oligochaeta</i>	5	12	26	39
Trichoptera	<i>Ecnomidae</i>	2			
	<i>Hydropsychidae</i>	17			2
	<i>Philopotamidae</i>			1	
	<i>Rhyacophilidae</i>	1			
Turbellaria	<i>Dendrocoelidae</i>				2
	<i>Dugesidae</i>				60
	<i>Planariidae</i>				76