



**Universidade de Aveiro** Departamento de Ambiente e Ordenamento  
2014

**BRUNO NEVES  
PAIS**

**ESTIMATIVA DOS BENEFÍCIOS DA MELHORIA DA  
QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO VOUGA**





**BRUNO NEVES  
PAIS**

**ESTIMATIVA DOS BENEFÍCIOS DA MELHORIA DA  
QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO VOUGA**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Peter Cornelis Roebeling, Investigador Auxiliar do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e coorientação do Doutor Nelson José Cabaços Abrantes, estagiário de Pós-Doutoramento do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.



*“O conhecimento é um processo de acumular dados. A sabedoria reside na sua simplificação.”*

Martin H. Fischer



## **O júri**

Presidente

**Professora Doutora Maria Teresa Fidélis da Silva**

Professora Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento – Universidade de Aveiro

**Doutora Cristina Brice Pita**

Estagiária de Pós-Doutoramento, Departamento de Biologia – Universidade de Aveiro

**Doutor Peter Cornelis Roebeling (Orientador)**

Equiparado a Investigador Auxiliar, Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM),  
Departamento de Ambiente e Ordenamento – Universidade de Aveiro





## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar, agradeço ao meu Orientador, Doutor Peter Cornelis Roebeling e ao meu Co-orientador, Doutor Nelson José Cabaços Abrantes pela dedicação, auxílio, orientação, apoio e disponibilidade sempre prestados ao longo da realização deste trabalho. Presto ainda o meu agradecimento ao João Rocha pela ajuda e fornecimento de mapas e resultados do modelo SWAT. Também à Cláudia Santos pela apreciação do trabalho.

De seguida, quero agradecer a todas as câmaras municipais, juntas de freguesia, empresas e associações da bacia do Vouga que se disponibilizaram a responder aos meus apelos de ajuda na busca do número de utilizadores das águas da bacia do Vouga.

Expresso ainda a minha profunda gratidão aos meus pais, Gil Pais e Adelaide Morais, que com muito esforço me proporcionaram esta oportunidade, à minha pequena grande irmã Beatriz Pais por toda a paciência e ajudinha. Aos meus avós e tios pela presença e carinho demonstrados.

Quero agradecer a todos aqueles que estiveram presentes no meu percurso académico, que de certa forma me ajudaram na caminhada até esta meta final, ficando ainda um agradecimento especial para os que mais perto me acompanharam. À Catarina, como sempre, muito obrigado.

A todos, bem hajam.



## palavras-chave

Serviços de ecossistema; melhoria da qualidade da água; valorização dos serviços dos ecossistemas; disponibilidade para pagar; Diretiva Quadro da Água

## resumo

As massas de água prestam serviços importantes para o bem-estar humano. No entanto, estes ecossistemas estão expostos a pressões antropogénicas que colocam em causa os seus serviços e valores.

A Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE) surgiu com o objetivo de alcançar o bom estado das massas de água de superfície dos Estados Membros da União Europeia, tendo-se refletido em Portugal na implementação de Planos de Gestão de Regiões Hidrográficas (PGRH). Contudo, a aplicação destes planos oculta os benefícios associados à melhoria da qualidade da água de superfície. Assim, são poucos os estudos que avaliam os benefícios económico-ambientais da melhoria da qualidade da água superficial, tanto na qualidade química como ecológica.

Neste contexto, o objetivo deste estudo prendeu-se com o estabelecimento de uma relação entre o estado da qualidade da água e os valores associados aos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos na bacia hidrográfica do rio Vouga. Para tal, foi desenvolvida uma abordagem de avaliação económico-ambiental, onde se relacionaram os parâmetros químicos com os biológicos de dados provenientes das amostragens efetuadas em três rios da bacia do Vouga. Com recurso ao modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) obteve-se a qualidade química e, posteriormente, inferiu-se a qualidade ecológica para todas as sub-bacias do Vouga. Com recurso a técnicas de transferência de benefícios foi possível quantificar o benefício da melhoria da qualidade da água e do ecossistema, seguidamente, foram analisados cenários de melhoria segundo o Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica do Vouga até ao cumprimento da meta da DQA.

Os resultados obtidos mostram que o estado atual das águas de superfície é mau do ponto de vista ecológico, embora apresentando qualidade aceitável para atividade piscatória sob o ponto de vista químico. O valor cultural atual do ecossistema aquático da bacia hidrográfica do Vouga é estimado em 15,4 milhões de euros por ano, onde a disponibilidade para pagar por parte dos utilizadores é de 39,4 euros por ano, ao passo que os não-utilizadores apresentam uma disponibilidade para pagar de 13,1 euros por ano. Caso toda a bacia do Vouga atinja o bom estado da água de superfície implicará uma valorização cultural anual de 20,3 milhões de euros, onde a disponibilidade a pagar é de 51,3 euros anuais por utilizador e de 17,1 euros anuais por não-utilizador.

Deste modo, conclui-se que os benefícios económicos derivados da melhoria na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Vouga podem compensar, em parte ou por completo, os custos associados à melhoria na qualidade da água exigida pela Diretiva Quadro da Água.



**keywords**

Ecosystem services; water quality improvement; ecosystem service valuation; willingness-to-pay; EU Water Framework Directive

**abstract**

Water bodies provide important services for human well-being. However, these ecosystems are exposed to anthropogenic pressures that pose pressure on their services and values.

The EU Water Framework Directive (Directive 2000/60 / EC) came up with the objective of achieving good status of surface water bodies of the EU Member States, and is reflected in Portugal in the implementation of Catchment Management Plans (CMPs). However, implementation of these plans hidden benefits associated with the improvement of surface water quality. Thus, there are few studies that assess the environmental economic benefits of improving the quality of surface water in both the chemical quality and ecological.

In this context, the aim of this study was related to the establishment of a relationship between the state of water quality and the values associated with cultural services of aquatic ecosystems in the basin of the River Vouga. This requires an economic-environmental assessment approach has been developed, which related chemical parameters with data from biological sampling done in three rivers Vouga basin. Using the SWAT model (Soil and Water Assessment Tool) gave the chemical quality and subsequently the ecological quality is inferred for all Vouga sub-basins. Using benefit function transfer techniques it was possible to quantify the benefit of improved water quality and ecosystem, thereafter improvement scenarios were analyzed according the Catchment Management Plans to the achievement of environmental objectives of WFD.

The results show that the current state of surface water is bad from an ecological point of view, although having acceptable quality for fishing activity in the chemical point of view. The current cultural value of the aquatic ecosystem of the river basin do Vouga is estimated at 15.4 million euros per year, where the willingness to pay by users is 39.4 euros per year, while non-users have availability to pay 13.1 euros per year. If the entire basin of the Vouga achieve good surface water status will require an annual cultural value of 20.3 million euros, where the willingness to pay is 51.3 euros per year per user and 17.1 euros per year by non-users.

Thus, it is concluded that the derived economic benefits of improved water quality in the basin of the river Vouga can compensate, in part or in full, the costs associated with improvement in water quality required by the EU Water Framework Directive.



## Índice

<b>1. Introdução</b>	<b>1</b>
1.1. Recursos Hídricos .....	1
1.2. Serviços dos ecossistemas .....	3
1.3. Valorização dos ecossistemas .....	6
1.4. Objetivos .....	8
1.5. Metodologia .....	8
1.6. Estrutura da Tese .....	9
<b>2. Bacia Hidrográfica do rio Vouga</b>	<b>11</b>
2.1. Enquadramento Geográfico .....	11
2.2. Geologia .....	11
2.3. Hidrografia .....	12
2.4. Clima .....	13
2.5. Solos .....	14
2.5.1. Tipos de solo .....	14
2.5.2. Ocupação do solo .....	15
2.6. Fauna e Flora .....	17
2.7. Estado das massas de água superficiais .....	18
2.8. Infraestruturas de saneamento básico .....	20
2.9. Caracterização socioeconómica .....	21
2.9.1. Caracterização demográfica .....	21
2.9.2. Atividades económicas .....	23
2.10. Zonas Protegidas .....	24
2.10.1. Sítio Cambarinho .....	24
2.10.2. Sítio Rio Vouga .....	25
2.10.3. Sítio Serras da Freita e Arada .....	25
2.10.4. Sítio Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas .....	25
2.10.5. Sítio Ria de Aveiro .....	26
2.10.6. Pateira de Fermentelos .....	27
2.10.7. Reserva Natural das Dunas de S. Jacinto .....	28
2.11. Plano de Gestão da Região Hidrográfica 4 .....	28
<b>3. Revisão da Literatura</b>	<b>31</b>
3.1. Estudos de Avaliação da Qualidade da água na bacia do rio Vouga .....	31
3.2. Estudos da Avaliação Económica da Qualidade da Água e dos Ecossistemas Aquáticos .....	34
<b>4. Material e Métodos</b>	<b>39</b>
4.1.1. Dados de amostragens de parâmetros Físico-Químicos e Biológicos .....	40
4.1.2. Dados provenientes do modelo SWAT .....	44
4.1.3. Dados Económico-Ambientais .....	44
4.2. Indicadores .....	47
4.2.1. Water Quality Index e a Water Quality Ladder .....	47
4.2.2. Ecosystem Quality Index .....	50
4.3. Análise Químico-Biológica .....	53
4.4. Análise Económico-Ambiental .....	53
<b>5. Resultados e Discussão</b>	<b>55</b>
5.1. Relação entre o <i>Water Quality Index</i> e <i>Ecosystem Quality Index</i> .....	55
5.1.1. Water Quality Index dos dados das amostragens .....	55
5.1.2. Ecosystem Quality Index dos dados de amostragens .....	59
5.1.3. Relação funcional entre WQI e EQI .....	61

5.2. Resultados do SWAT .....	64
5.3. Comparação entre a qualidade ecológica da água segundo o PGBH do Vouga, o SWAT e os resultados de amostragens.....	67
5.4. Relação entre o <i>Water Quality Index</i> e os Valores associados aos Serviços culturais dos Ecossistemas Aquáticos .....	70
5.5. Estimativa dos Benefícios Culturais Económico-Ambientais Aquáticos .....	71
5.5.1. Situação atual .....	72
5.5.2. Cenários de melhoria da qualidade da água .....	74
<b>6. Conclusões</b> .....	<b>79</b>
6.1. Considerações finais .....	79
6.2. Recomendações Políticas .....	80
6.3. Recomendações para trabalhos futuros .....	81
<b>7. Bibliografia</b> .....	<b>83</b>
<b>Anexos</b> .....	<b>93</b>
Anexo A – Dados físico-químicos utilizados.....	93
A.1 – Rio Antuã, amostragem de 14 de novembro 2008 .....	93
A.2 – Rio Antuã, amostragem de 20 de março 2009 .....	93
A.3 – Rio Cértima, amostragem de 23 de janeiro 2008.....	93
A.4 – Rio Cértima, amostragem de 26 de março 2008.....	94
A.5 – Rio Mau, amostragem de maio 2005 .....	94
A.6 – Rio Mau, amostragem de fevereiro 2006.....	94
A.7 – Rio Mau, amostragem de julho 2009 .....	95
A.8 – Rio Mau, amostragem de abril 2010 .....	95
Anexo B – Elementos Biológicos .....	95
B.1 – Rio Antuã, amostragem de 14 de novembro 2008.....	95
B.2 – Rio Antuã, amostragem de 20 de março 2009 .....	96
B.3 – Rio Cértima, amostragem de 23 de Janeiro 2008 .....	97
B.4 – Rio Cértima, amostragem de 26 de março 2008.....	98
B.5 – Rio Mau, amostragem de Março 2005 .....	100
B.6 – Rio Mau, amostragem de fevereiro 2006.....	102
B.7 – Rio Mau, amostragem de 13 de julho 2009 .....	104
B.8 – Rio Mau, amostragem de 13 de abril 2010 .....	106
Anexo C – Gráficos WQI .....	109
C.2 – Curva de Qualidade para Coliformes Fecais (Oram 2012).....	109
C.3 – Curva de Qualidade para o pH (Oram 2012) .....	110
C.4 – Curva de Qualidade para os SST (Oram 2012).....	110
C.5 – Curva de Qualidade para o nitrato (Oram 2012).....	111
C.6 – Curva de Qualidade para o fósforo (Oram 2012) .....	111
C.7 – Curva de Qualidade para a temperatura (Oram 2012).....	112
C.8 – Curva de Qualidade para o BOD <sub>5</sub> (Oram 2012) .....	112
C.9 – Curva de Qualidade para a turbidez (Oram 2012).....	113



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Tipologia dos solos na bacia hidrográfica do Vouga. ....	15
Figura 2.2. Ocupação do solo na bacia hidrográfica do Vouga. ....	16
Figura 2.3. Estrutura do Plano (adaptado de: ARH Centro 2011). ....	29
Figura 4.1. Abordagem estabelecida neste estudo. ....	40
Figura 4.2. Locais de amostragem para os rios cujos dados derivam da literatura. ....	41
Figura 5.1. <i>Water Quality Index</i> para cada local de amostragem, nos meses de novembro de 2008 e março de 2009, para o rio Antuã. Locais de amostragem: 1-Milheirós de Poiães, 2-S. João da Madeira, 3-Ferral, 4-Aguincheira, 5-UI (rio Ínsua), 6-Minhoteira e 7-Estarreja. Adaptado de Fernandes (2009). ....	55
Figura 5.2. WQI para cada local de amostragem, nos meses de janeiro e março de 2008, para o rio Cértima. Locais de amostragem: Ref. 1-Ribeira de Trezói, Ref. 2-Acesso ao Rio Serra, 1-Ribeira do Canedo, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S. João da Azenha, 5-Repolão, 6-Perrães e 7-Pateira de Fermentelos. Adaptado de Silva (2008). ....	57
Figura 5.3. WQI para cada local de amostragem, nos diferentes momentos de amostragem (maio de 2005, fevereiro de 2006, julho de 2009 e abril de 2010) para o rio Mau. Locais de amostragem: 1-Nascente, 2-Silva Escura, 3-Cascatas da Cabreira, 4-Malhada, 5-Braçal e 6-Foz no rio Vouga. Adaptado de Vidal et al. (2013). ....	58
Figura 5.4. EQI para cada local de amostragem, nos meses de novembro de 2008 e março de 2009, para o rio Antuã. Locais de amostragem: 1-Milheirós de Poiães, 2-S. João da Madeira, 3-Ferral, 4-Aguincheira, 5-UI (rio Ínsua), 6-Minhoteira e 7-Estarreja. Adaptado de Fernandes (2009). ....	59
Figura 5.5. EQI para cada local de amostragem, nos meses de janeiro e março de 2008, para o rio Cértima. Locais de amostragem: Ref. 1-Ribeira de Trezói, Ref. 2-Acesso ao Rio Serra, 1-Ribeira do Canedo, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S. João da Azenha, 5-Repolão, 6-Perrães e 7-Pateira de Fermentelos. Adaptado de Silva (2008). ....	60
Figura 5.6. EQI para cada local de amostragem, nos diferentes momentos de amostragem (maio de 2005, fevereiro de 2006, julho de 2009 e abril de 2010) para o rio Mau. Locais de amostragem: 1-Nascente, 2-Silva Escura, 3-Cascatas da Cabreira, 4-Malhada, 5-Braçal e 6-Foz no rio Vouga. Adaptado de Vidal et al. (2013). ....	61

Figura 5.7. Relação obtida entre o EQI e WQI do mês de março, no rio Antuã (fonte: Fernandes (2009)).....	62
Figura 5.8. Relação obtida entre o EQI e WQI do mês de março, no rio Cértima (fonte: Silva (2008)).....	62
Figura 5.9. Relação obtida entre o EQI e WQI do mês de abril, no rio Mau (fonte: Vidal et al. (2013)).....	63
Figura 5.10. Relação obtida entre o EQI e WQI dos dados de amostragens dos rios Antuã, Cértima e Mau. ....	64
Figura 5.11. Numeração atribuída pelo SWAT a cada sub-bacia que compõe a bacia hidrográfica do Vouga (baseado em Roebeling et al. (2014)). ....	65
Figura 5.12. WQI e EQI das principais massas de água que constituem a bacia do Vouga.	67
Figura 5.13. Qualidade ecológica da água na bacia hidrográfica do Vouga, segundo o PGBH (fonte: (ARH Centro 2011a)). ....	68
Figura 5.14. Qualidade química da água na bacia hidrográfica do Vouga, perante a aplicação do modelo SWAT (baseado em Roebeling et al. (2014)). ....	68
Figura 5.15. Qualidade ecológica da água (A) e qualidade química (B) na bacia hidrográfica do Vouga, segundo dados de amostragens realizadas nos rios Antuã (Fernandes 2009), Cértima(Silva 2008) e Mau (Vidal et al. 2013). ....	69
Figura 5.16. Evolução da disponibilidade a pagar (WTP) em euros 2010 em função da alteração na qualidade da água (gráfico A para o WQI, gráfico B para EQI), quer para utilizadores (azul), quer para não-utilizadores (vermelho). ....	71
Figura 5.17. Valorização cultural do ecossistema atual e WTP por utilizador, por massas de água principais. ....	74
Figura 5.18. Valorização cultural do ecossistema aquático em função da qualidade do ecossistema para a bacia hidrográfica do Vouga. ....	76

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1. Estrutura básica segundo CICES e relação com a classificação TEEB (adaptado de: Haines-young et al. 2012) .....	5
Tabela 2.1. Habitantes da Bacia Hidrográfica do Vouga: Concelhos segundo dados dos Censos 2011. ....	22
Tabela 2.2. Comparação do número de habitantes em 2001 com 2011 das diferentes NUTS da bacia do Vouga. ....	23
Tabela 3.1. Sumário dos estudos que estimam a qualidade da água somente a partir de parâmetros físico-químicos, na bacia hidrográfica do rio Vouga. ....	32
Tabela 3.2. Sumário dos estudos que analisam a qualidade da água integrando os parâmetros físico-químicos com os parâmetros biológicos, para a bacia hidrográfica do rio Vouga. ....	33
Tabela 3.3. Sumário dos estudos que avaliaram o valor económica de determinado serviço num dado local. ....	35
Tabela 3.4. Sumário de estudos que avaliam o valor associado a determinada melhoria/controla na qualidade da água no ecossistema aquático. ....	36
Tabela 3.5. Sumário dos estudos que recorrem a meta-análises que contribuem na determinação do valor económico de alguns serviços de ecossistema. ....	37
Tabela 4.1. Fontes dos dados de amostragens utilizados neste estudo. ....	39
Tabela 4.2. Locais de amostragem para o rio Antuã (fonte: Fernandes (2009)). ....	42
Tabela 4.3. Locais de amostragem para o rio Cértima, incluindo dois locais de referência (fonte: Silva (2008)). ....	43
Tabela 4.4. Locais de amostragem para o rio Mau (fonte: Vidal et al. (2013)). ....	44
Tabela 4.5. Proporção de utilizadores e não-utilizadores em diferentes estudos, e respetiva média usada neste trabalho. ....	46
Tabela 4.6. <i>Water Quality Index</i> em termos dos diferentes usos ( <i>Water Quality Ladder</i> ). Baseado em Vaughan (1986). ....	48
Tabela 4.7. Parâmetros usados no cálculo do WQI e respetivos pesos, pesos apresentados por Vaughan (1986) e pesos revistos aplicados no caso estudo. Adaptado de McClelland (1974). ....	49

---

Tabela 4.8. Valores de referência das métricas para os rios que compõem a bacia hidrográfica do Vouga. Adaptado de INAG (2009). .....	52
Tabela 4.9. Mediana dos valores e fronteiras para os diferentes tipos de rios que constituem a bacia hidrográfica do Vouga. Adaptado de INAG (2009). .....	53
Tabela 5.1. WQI para toda a bacia do Vouga, por massa de água principal, entre os anos de 2000 e 2011 (obtida através do modelo SWAT desenvolvido por Roebeling et al. (2014)). .....	66
Tabela 5.2. Número de utilizadores e não-utilizadores utilizados na valorização da bacia hidrográfica do Vouga, derivados de fontes diversas (ver secção 4.1.3). .....	72
Tabela 5.3. Disponibilidade para pagar por ano dos utilizadores e não-utilizadores perante a qualidade atual das massas de água e valor cultural total para cada massa de água. ....	73
Tabela 5.4. Valorização cultural do ecossistema aquático conforme as metas do PGBH do Vouga para os vários anos, em milhões de euros por ano. ....	76

## LISTA DE ABREVIATURAS

AdRA – Águas da Região de Aveiro

AMTSM – Associação de Municípios das Terras de Santa Maria

ARH Centro – Administração da Região Hidrográfica do Centro

ASPT – *Average Score per Taxon*

CAE – Classificação Portuguesa de Atividades Económicas

CBO – Carência Bioquímica de Oxigénio

CICES – *Common International Classification of Ecosystem Services*

CNO – Comitê Nacional de Organização

CQO – Carência Química de Oxigénio

CV – *Contingent Valuation*

DL – Decreto-Lei

DQA – Diretiva-Quadro da Água

EG – Entidades Gestoras

EQI – *Ecosystem Quality Index*

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

EUA – Estados Unidos da América

Exc. – Excelente

INAG – Instituto Nacional da Água

INE – Instituto Nacional de Estatística

INSAAR – Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais

IPTI – Índice Português de Invertebrados

MEA – *Millennium Ecosystem Assessment*

Med – Medíocre

NEEA – *National Estuarine Eutrophication Assessment*

NSF – *National Sanitation Foundation, U.S.*

NUTS – Nomenclatura das Unidades Territoriais para fins Estatísticos

OD<sub>sat</sub> – Percentagem de saturação de oxigénio dissolvido

PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

PGBH – Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica

PGRH – Plano de Gestão de Região Hidrográfica

PNA – Plano Nacional da Água

Raz. – Razoável

RNAP – Rede Nacional de Áreas Protegidas

SIMRIA – Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro

SMAS – Serviços Municipalizados de Água e Saneamento

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SWAT – *Soil and Water Assessment Tool*

TB – Transferência de Benefícios

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity

WQI – *Water Quality Index*

WQL – *Water Quality Laeder*

WTA – *Willingness-to-accept*

WTP – *Willingness-to-pay*

ZPE – Zonas de Proteção Especial

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. RECURSOS HÍDRICOS

A água é um dos recursos mais abundantes no planeta, ocupando cerca de 2/3 da superfície da Terra. Contudo, de um total de cerca de 1,35 biliões de quilómetros cúbicos de água na Terra, apenas 2,5% corresponde a água doce (Prado 2004), e apenas 0,63% da água existente no mundo está disponível para consumo humano (Gleick 1993).

Paralelamente às limitações em termos de quantidade, os recursos hídricos estão muitas vezes comprometidos na sua qualidade, resultante na sua maioria de pressões antrópicas. Entre as fontes de poluição aquáticas, destacam-se dois diferentes tipos: as fontes pontuais e as fontes difusas de poluição. As fontes pontuais são facilmente identificáveis e delimitáveis. Por outro lado, as fontes difusas são difíceis de identificar e delimitar, estando relacionadas com atividades agrícolas e agropecuárias, atividades florestais, transporte e deposição de partículas provenientes da atmosfera. Entre as principais razões para a contaminação dos recursos hídricos estão o crescimento exponencial da população mundial, a industrialização, as atividades agrícolas e as mudanças ambientais e geológicas (Ali 2012). Estima-se que a população mundial aumentará cerca de 8 biliões até 2020, o que irá agravar, ainda mais, a escassez de recursos hídricos com qualidade (Worldometers 2014) e a necessidade de assegurar água de boa qualidade para o bem-estar humano.

Em Portugal, resultante de uma precipitação anual de 78,67 km<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup> (FAO 2010), os recursos de água doce são abundantes, correspondendo 92% a águas superficiais e 8% a águas subterrâneas. Porém, é importante referir que este recurso não se encontra distribuído equitativamente pelo território nacional, sendo a sua disponibilidade superior a norte do país. Assim, no território português a quantidade de água, em geral, não constitui um problema, mas sim a sua qualidade (Henriques 2010). Perante dados sintetizados do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) referentes ao ano de 2012, verifica-se que 8,9% das massas de água superficiais apresentam qualidade excelente, 35,4% apresentam boa qualidade, 34,2% têm qualidade razoável, com qualidade má constam 11,4% das massas de água e 10,1% apresentam qualidade muito má (SNIRH 2013). No entanto, comparando com dados de anos anteriores, tem-se registado uma evolução positiva no sentido da melhoria da qualidade da água.

A poluição dos recursos hídricos resulta de influências próximas de urbanização, indústria, mudanças no uso do solo e alterações nos cursos de água (Malmqvist & Rundle 2002). Assim, a insuficiência de saneamento e de tratamento de efluentes da rede de esgotos, do uso excessivo de produtos químicos na agricultura, o abandono de áreas mineiras cujos resíduos se encontram sem qualquer tipo de tratamento e com carência de fiscalização e aplicação de coimas a indústrias poluentes surgem como principais fontes de poluição aquática (Malmqvist & Rundle 2002). Outras importantes causas prendem-se com a erosão provocada pela agricultura, acidificação da atmosfera, introdução de espécies exóticas e mudanças hidrológicas causadas pela implementação de obras hidráulicas (Carpenter et al. 1998). Nos ecossistemas aquáticos, o enriquecimento em nutrientes provoca problemas

para além de degradar a qualidade da água e a consequente inibição dos usos da água. O excesso de fósforo e azoto são os responsáveis pela eutrofização, que se trata de um processo caracterizado pelo enriquecimento abusivo das águas em elementos nutritivos, o que provoca o crescimento descontrolado de espécies vegetais aquáticas para níveis que colocam em causa os usos da água (APA 2013b). Os nutrientes referidos são provenientes dos fertilizantes usados na agricultura, das águas residuais domésticas e industriais e de águas lixiviantes dos terrenos agrícolas e florestais.

Na Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável, Rio+20, o Comité Nacional de Organização (CNO) no âmbito dos recursos hídricos, pretendeu assegurar que a disponibilidade de água fosse feita em quantidade e qualidade adequadas às necessidades dos países e promovesse boas práticas para o uso racional. O CNO incentivou a conservação dos recursos hídricos, através de divulgação de diretrizes e recomendações dispostas em termos de referências, manuais, documentos informativos e contratuais para participantes, expositores, fornecedores e parceiros (ONU 2012).

Em Portugal têm-se registado esforços na conservação e melhoria da qualidade da água, o que se constata através da atual legislação portuguesa. O Decreto-Lei n.º 172/2009, que procede à criação do Fundo de Proteção dos Recursos Hídricos, tem por missão contribuir para a utilização racional e para a proteção dos recursos hídricos, através da afetação de recursos a projetos e investimentos necessários ao seu melhor uso. O Decreto-Lei n.º 306/2007, estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano e os critérios de repartição da responsabilidade pela gestão de um sistema de abastecimento público de água para consumo humano. O Decreto-Lei n.º 112/2002, trata-se do PNA (Plano Nacional da Água), que é um plano setorial que assenta numa abordagem conjunta e interligada de aspetos técnicos, económicos, ambientais e institucionais e envolve agentes económicos e as populações diretamente interessadas, de modo a estabelecer uma estratégia racional de gestão e utilização dos recursos hídricos nacionais, em articulação com o ordenamento do território e a conservação e proteção do ambiente. Este decreto tem a duração máxima de 10 anos e é um instrumento de planeamento indispensável para o país. O Decreto-Lei n.º 236/98, que estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. Derivada da Diretiva 2000/60/CE [Diretiva-Quadro da Água (DQA)], surge a Lei da Água (Lei n.º 58/2005), que estabelece o enquadramento para a gestão das águas superficiais, designadamente das águas interiores, de transição e costeiras, e das águas subterrâneas, ao passo que, também constitui um quadro de ação comunitária no domínio da política da água.

Em particular, a DQA assume-se como um esforço por parte do Parlamento Europeu que, pretende prevenir a deterioração do estado das massas de água, proteger e recuperar todas as massas de água de modo a alcançar o bom estado, não só químico como também ecológico e reduzir progressivamente a poluição (APA 2013a). Esta diretiva introduz o conceito de gestão integrada das bacias hidrográficas, o que obriga a que países com rios comuns encararem este recurso de forma solidária. Os elevados níveis de poluição obrigaram à introdução de um conceito que permitisse a avaliação global do estado da qualidade da água. Assim, o bom estado da água é definido pelo bom estado ecológico e pelo bom estado químico (ARH Centro 2012c). A classificação do estado ecológico para uma



massa de água rege-se por parâmetros de qualidade físico-química, biológica e hidromorfológicas. A DQA requer que o estado ecológico de uma massa de água seja determinado pelo elemento de qualidade biológica que apresente pior classificação (ARH Centro 2012c). Por outro lado, o estado químico das massas de água de superfície é definido pela presença de substâncias químicas, que em condições naturais estejam presentes em concentrações vestigiais ou mesmo ausentes. A classificação do estado da massa de água, à semelhança do que sucede com a classificação do estado ecológico, também se rege pela pior classificação entre o estado ecológico e o estado químico. A DQA define como meta até 2015, que todas as massas de água quer de superfície quer subterrâneas atinjam o bom estado.

O planeamento dos recursos hídricos é bastante complexo mas é fundamental para possibilitar a gestão adequada e sustentada que integre os usos e necessidades com os princípios de prevenção, proteção, recuperação e valorização (ambiental, social e económica) da água, dentro de uma realidade variável de disponibilidades, cujo equilíbrio é muitas vezes ténue (ARH Centro 2011b). De acordo com a DQA, o planeamento dos recursos hídricos deve basear-se na elaboração de Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH) e de Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH). Assim, estes planos servem para a aplicação de medidas tendo em vista o cumprimento dos objetivos ambientais da DQA. Deste modo, o planeamento das águas visa fundamentar e orientar a proteção e gestão das águas e a compatibilização das suas utilizações com as suas disponibilidades de forma a: garantir o uso sustentável, assegurando a satisfação das necessidades das presentes gerações, não comprometendo as gerações futuras; proporcionar critérios de afetação aos vários tipos de usos, tendo em consideração o valor económico de cada, assim como o ajuste da gestão das águas com o desenvolvimento regional e as políticas setoriais, os direitos individuais e os interesses locais; fixar normas de qualidade ambiental e critérios relativos à avaliação do estado das águas (ARH Centro 2011b).

A gestão eficiente dos recursos hídricos é fundamental para o funcionamento e desenvolvimento de toda a sociedade. Assim, uma política da água adequada pode assegurar que seja tirado o máximo benefício deste recurso, quer para o ambiente, quer para a sociedade (Chenoweth 2012).

## **1.2. SERVIÇOS DOS ECOSISTEMAS**

Os ecossistemas fornecem um vasto leque de serviços, muitos dos quais são essenciais para o bem-estar, para a saúde, para meios de vida e sobrevivência do ser humano (Costanza et al. 1997; MA 2005; TEEB 2013).

O conceito de serviços dos ecossistemas atrai cada vez mais a atenção da sociedade devido à sua dependência dos sistemas de suporte de vida ecológica (de Groot et al. 2002; Gómez-Baggethun et al. 2010). Ao longo do tempo, a definição de serviços de ecossistemas foi evoluindo e há várias definições possíveis para descrever este conceito (Häyhä & Franzese 2014). Assim, segundo Boyd & Banzhaf (2007), os serviços de ecossistemas são componentes de natureza direta ou indireta utilizados e desfrutados de modo a conceder o bem-estar humano.

Os serviços dos ecossistemas são gerados por funções dos ecossistemas que, por sua vez, são sustentados por estruturas e processos biofísicos. As funções dos ecossistemas são, portanto, intermediárias entre os processos e os serviços dos ecossistemas, podendo ser definidas como a capacidade dos ecossistemas em fornecer bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, quer direta quer indiretamente (de Groot et al. 2010; Burkhard et al. 2013). O uso efetivo de um bem ou serviço proporciona benefícios (alimentação, saúde, lazer, entre outros) que, por sua vez, pode ser avaliado a nível económico e monetário.

Os serviços dos ecossistemas foram classificados de diferentes formas. A classificação mais usada é fornecida pelo *Millennium Ecosystem Assessment* (MA 2005), que se baseia em quatro categorias: serviços de fornecimento, serviços de regulação, serviços de suporte e serviços culturais. Os serviços de fornecimento incluem bens extraídos dos ecossistemas, como alimentos e água. Os serviços de regulação estabilizam os processos dos ecossistemas, como a regulação do clima e regulação do caudal. Os serviços de suporte ajudam no fornecimento das outras categorias, como a fotossíntese e o ciclo de nutrientes. Os serviços culturais contribuem para o bem-estar pessoal, como a recreação e religião (Häyhä & Franzese 2014). Uma outra iniciativa, o TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) foi lançado de modo a destacar os benefícios económicos globais da biodiversidade e destacando a valorização dos serviços dos ecossistemas, que para além dos serviços de fornecimento, regulação e culturais, adicionou os serviços de habitat, perfazendo assim, 22 serviços dos ecossistemas para o bem-estar humano, divididos pelas quatro categorias, segundo de Groot et al. (2010) (Haines-young et al. 2012).

Baseado na classificação do MEA, de Groot et al. (2010) realizaram uma classificação alternativa onde os serviços de suporte foram substituídos pelos serviços de habitat que incluem a proteção da variabilidade genética e dos habitats (Häyhä & Franzese 2014). Mais recentemente, surgiu a CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*), que resultou do esforço por parte da Agência Europeia do Ambiente para padronizar os métodos de caracterização dos serviços dos ecossistemas, onde a classificação dos serviços dos ecossistemas assentam em três categorias principais: serviços de fornecimento, serviços de regulação e manutenção, e serviços culturais (Tabela 1.1). Além disso, a classificação CICES tem em consideração os recursos abióticos, tais como os combustíveis fósseis e os minerais (Häyhä & Franzese 2014).

Os serviços de fornecimento, segundo a CICES, incluem todos os *outputs* de materiais energéticos e bióticos do ecossistema, ou seja, são bens-materiais que podem ser negociados ou trocados, assim como consumidos diretamente. Os serviços de regulação e manutenção englobam todos os modos onde os ecossistemas controlam e modificam os parâmetros bióticos ou abióticos do ambiente, são estes serviços que registam os *outputs* dos ecossistemas que não são consumidos, mas que afetam o desempenho das comunidades e das suas atividades. Os serviços culturais incluem todos os *outputs* não-materiais do ecossistema que apresentam cariz simbólico, cultural ou intelectual (Haines-young et al. 2012) (Tabela 1.1).

**Tabela 1.1.** Estrutura básica segundo CICES e relação com a classificação TEEB (adaptado de: Haines-young et al. 2012)

Seção CICES	Divisão CICES	Categorias TEEB			
<b>Fornecimento</b>	Nutrição	Alimento			
	Abastecimento de água	Água			
	Materiais	Matéria-prima	Recursos genéticos	Recursos medicinais	Recursos ornamentais
	Energia				
<b>Regulação e Manutenção</b>	Regulação do ambiente biofísico	Purificação do ar	Capacidade Auto depurativa		
	Regulação do escoamento	Prevenção de eventos extremos	Regulação do caudal	Prevenção da erosão	
	Regulação do ambiente físico-químico	Regulação do clima	Manutenção da fertilidade do solo		
	Regulação do ambiente biótico	Proteção da variabilidade genética	Manutenção do ciclo de vida	Polinização	Controle biológico
<b>Cultural</b>	Simbólico	Informação para o desenvolvimento cognitivo			
	Intelectual e experiência	Informação estética	Inspiração para a cultura, arte e <i>design</i>	Experiência espiritual	Recreação e turismo

Os serviços de ecossistemas são prestados por diferentes biomas, incluindo marinhos, recifes corais, sistemas costeiros, zonas húmidas costeiras, zonas húmidas interiores, água doce, florestas tropicais, florestas temperadas, chaparral e pradaria (TEEB 2013; de Groot et al. 2012). Um bioma é uma extensa área geográfica onde interagem animais e plantas adaptados a um ambiente peculiar. Cada bioma é composto por ecossistemas cujas comunidades adaptam-se a pequenas diferenças do clima e do ambiente dentro do bioma (Schaffner 2010).

A sociedade atual tem vindo a reconhecer a importância que os ecossistemas com boa qualidade têm para o bem-estar humano (Jenkins et al. 2010). Todavia, nem todos têm acesso aos serviços dos ecossistemas e conseqüentemente ao bem-estar que proporcionam. A população mais pobre, por vezes, não têm acesso a serviços alternativos e são vulneráveis a mudanças nos ecossistemas resultando daí a fome, a seca ou as inundações. Para além de viverem em locais sensíveis aos riscos ambientais, também não apresentam poderio financeiro para amortizar esses riscos.

Ao longo dos anos, o bem-estar humano e o desenvolvimento económico têm apresentado ganhos líquidos, muito à custa da degradação de muitos serviços dos ecossistemas (Ausseil et al. 2013). A degradação dos serviços dos ecossistemas deve-se em muito, à excessiva procura dos serviços dos ecossistemas derivada do crescimento económico, das mudanças demográficas e de opções individuais. Em muitas partes do mundo, a degradação dos ecossistemas é agravada pela falta de conhecimento e compreensão sobre o uso racional e sustentável dos serviços dos ecossistemas (MA 2004). Cerca de 60% dos serviços dos ecossistemas globais encontram-se degradados ou mesmo explorados de forma insustentável (MA 2004).

Por vezes, as consequências da destruição e degradação dos serviços dos ecossistemas podem ser mitigadas com recurso à substituição. Por exemplo, a infertilidade dos solos é colmatada com a adição de fertilizantes. Mas os ecossistemas são sistemas complexos e dinâmicos e, portanto, há limites para as possibilidades de substituição, para o caso do controle da erosão e regulação do clima, as substituições são economicamente inviáveis. Além disso, as possibilidades de substituições variam de acordo com as condições sociais, económicas e culturais (MA 2004).

Entre os serviços dos ecossistemas registam-se *trade-offs*, na medida em que, usufruindo de um serviço do ecossistema pode-se colocar em causa a viabilidade de um outro, o que se deve em grande parte ao uso do solo e às mudanças no ordenamento do território. Por exemplo, a produção agrícola aumentou o fornecimento de alimentos, mas para isso a qualidade da água foi degradada. Então, para melhor gerir estes *trade-offs* são necessárias ferramentas de avaliação dos serviços dos ecossistemas que possam ajudar na tomada de decisão. Assim, a tendência para aumentar os serviços de produção à custa da degradação dos serviços de regulação e culturais só será contrariada se a sociedade se aperceber das implicações negativas para o bem-estar humano (Burkhard et al. 2013; Häyhä & Franzese 2014).

### **1.3. VALORIZAÇÃO DOS ECOSISTEMAS**

Na economia ambiental, vários são os modelos e técnicas desenvolvidas para medir o valor que as pessoas atribuem a cada recurso natural e serviços que esse recurso proporciona (Brouwer 2000).

A partir dos anos 60, houve um crescente interesse na análise e avaliação dos benefícios dados pelos ecossistemas, este interesse levou a uma maior consciencialização de que os benefícios dos ecossistemas naturais foram, em muitas situações, subestimados em tomadas de decisão (Hein et al. 2006). Desde então, a valorização económica dos ecossistemas tem recebido especial atenção, tendo sido elaboradas metodologias de avaliação dos serviços dos ecossistemas (Hein et al. 2006). Embora sem preços de mercado, o incentivo para que sejam tomadas decisões em prol da qualidade dos mesmos é elevado (Jenkins et al. 2010). Os mecanismos de mercado nem sempre asseguram a conservação dos serviços dos ecossistemas ou porque não existe mercado para determinado serviço, caso dos serviços culturais, ou porque existem políticas que não permitem que os benefícios sejam transpostos para fora da zona habitacional dos ecossistemas (MA 2004).

E proceder à estimativa do valor monetário de tais serviços pode ser na prática difícil e caro (Halkos & Matsiori 2014).

A valorização dos ecossistemas em unidades monetárias tornou-se assim, uma ferramenta útil quer pelo fato de permitir o uso racional e eficiente dos recursos (de Groot et al. 2012), quer pelo fato de não se tratarem de recursos inesgotáveis e gratuitos, o que implica que os seus custos de perda e degradação necessitem de contabilização (Wilson et al. 1999). Todavia, apesar do valor que estes serviços têm para a sociedade, existem serviços que não são valorizados economicamente e, conseqüentemente, não são tidos em conta em tomadas de decisão de cariz político (Hein et al. 2006). Segundo Hein et al. (2006) a valorização dos ecossistemas consiste em quatro etapas: definição dos limites do ecossistema a ser valorizado, avaliação dos serviços do ecossistema em termos físicos e biológicos, avaliação dos serviços do ecossistema em termos monetários e, por fim, a agregação e comparação entre os diferentes serviços do ecossistema. Portanto, os valores ambientais são medidos em termos monetários através do conceito *willingness-to-pay* (WTP) ou *willingness-to-accept* (WTA), embora a mais utilizada é a abordagem WTP. A WTP é medida diretamente, através de um valor WTP indicado pelas pessoas, num formato de pesquisa social denominada por valoração contingente (VC), e indiretamente por meio dos custos incorridos para viagens para locais específicos ou mesmo valores pagos para viver em zonas específicas (Brouwer 2000).

Contudo, os valores dos serviços dos ecossistemas dependem das partes interessadas que beneficiam destes serviços. Assim, existem quatro tipos de valores que as partes interessadas atribuem aos serviços dos ecossistemas: valores de uso direto, valores de uso indireto, valores opcionais e valores de não-uso (Hein et al. 2006). O valor de uso direto, tal como o nome indica, surge da utilização humana direta dos serviços dos ecossistemas. No caso do valor de uso indireto surge de externalidades positivas que os ecossistemas fornecem, por exemplo os serviços de regulação apresentam benefícios para a sociedade, embora através da utilização indireta. Os valores opcionais estão relacionados com a incerteza do uso futuro do serviço, e ao que a população pode estar disposta a pagar para um possível uso do recurso no futuro. Estes valores de opção podem ser atribuídos a todos os serviços dos ecossistemas. Os valores de não-uso derivam de atributos inerentes a cada ecossistema, porém, é importante salientar que os valores de não-uso de um determinado ecossistema dependem de razões morais, estéticas e outras perspetivas culturais das partes interessadas envolvidas (Hein et al. 2006).

O bom estado dos serviços dos ecossistemas aquáticos depende em muito da qualidade da água, uma vez que, uma alteração na qualidade da água pode ter efeito direto sobre a prestação de diversos serviços dos ecossistemas e, conseqüentemente afeta os utilizadores. A valorização das alterações na qualidade da água é particularmente desafiante relativamente a outros bens ou serviços do ecossistema (Keeler et al. 2012). A alteração na qualidade da água afeta o bem-estar humano e os benefícios e/ou os custos acumulados para diferentes grupos de utilizadores nas diferentes escalas temporais e espaciais. A qualidade da água é imprescindível para proporcionar atividades como as pescas e as atividades recreativas (Del Saz-Salazar et al. 2009; Halkos & Matsiori 2014). As decisões de como gerir a qualidade da água baseiam-se em benefícios privados, sociais ou ecológicos. Por outro lado, os custos envolvidos na melhoria da qualidade da água colocam

em questão os benefícios que poderiam derivar daí. No entanto, a melhoria da qualidade da água em massas de água superficiais gera uma grande variedade de benefícios económicos e sociais, embora alguns deles não se relacionem com o uso dos recursos hídricos (Halkos & Matsiori 2014).

A qualidade da água é muito valorizada pelo público e as informações sobre os valores da qualidade da água são cada vez mais preponderantes em tomadas de decisão (Keeler et al. 2012). Também a informação acerca do valor monetário de cada serviço do ecossistema permite o uso mais eficiente dos recursos mais limitados, através da identificação de onde a proteção e restauração é economicamente mais importante e proporcionando assim, menores custos (de Groot et al. 2012).

#### **1.4. OBJETIVOS**

O objetivo principal desta tese passou por estimar os benefícios culturais económico-ambientais da melhoria da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Vouga, com recurso a indicadores ecológicos e químicos, em combinação com técnicas de transferência de benefícios.

Os objetivos específicos foram os seguintes:

- Avaliar a qualidade química da água nas sub-bacias do rio Vouga utilizando o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e recorrendo a avaliação de parâmetros de qualidade química da água que permitam determinar o WQI (*Water Quality Index*).
- Avaliar a qualidade ecológica da água nas sub-bacias do rio Vouga, com recurso ao Índice Português de Invertebrados, parâmetro que permite determinar o EQI (*Ecosystem Quality Index*).
- Relacionar a qualidade química e a qualidade ecológica da água nas sub-bacias do rio Vouga, utilizando coeficientes de linearidade e exponenciais que permitem definir a relação entre o WQI e o EQI.
- Estimar o valor dos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos em função da qualidade da água utilizando técnicas de transferência de benefícios.
- Estabelecer a relação entre a qualidade química e ecológica da água e o valor dos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos nas sub-bacias do rio Vouga.
- Estimar os benefícios culturais económico-ambientais aquáticos de cenários de melhoria da qualidade da água na bacia do Vouga.

#### **1.5. METODOLOGIA**

Com vista ao cumprimento dos objetivos traçados, começou-se com a identificação dos índices, quer de qualidade da água quer de qualidade do ecossistema aquático, passíveis

de utilização e posterior relação. Portanto, foram selecionados o *Ecosystem Quality Index* (EQI) e o *Water Quality Index* (WQI) como indicadores a utilizar. Assim, com a aplicação destes dois índices foi possível estabelecer a relação entre o estado químico e estado ecológico do ecossistema aquático com base em dados apresentados na literatura. Posteriormente, com recurso ao modelo SWAT foi determinada a qualidade química da água para toda a bacia do Vouga, assim, com a aplicação da relação estabelecida entre os dados provenientes da literatura, determinou-se a qualidade ecológica da água para toda a bacia do Vouga.

Com base na relação funcional entre os dois índices (WQI e EQI) e nos serviços culturais provenientes do ecossistema, procurou-se estabelecer uma ligação entre estes. Deste modo, foi possível determinar o benefício económico da melhoria da qualidade da água, estimando o valor dos serviços culturais do ecossistema aquático em função da qualidade da água com recurso a técnicas de transferência de benefícios. Este método estatístico consiste na transferência de estimativas existentes de valores económicos de um determinado estudo para estimar os valores económicos de um estudo diferente (Kirchhoff et al. 1997). A transferência de benefícios fornece uma abordagem de baixo custo, atribuindo valores económicos, usando informação de determinado local de estudo e remetendo para um outro local de estudo (Groothuis 2005). Assim, neste trabalho aplicou-se a abordagem de transferência de funções de benefícios, permitindo assim, relacionar o valor económico dos serviços culturais dos ecossistemas com a melhoria da qualidade da água.

Procurou-se estimar a disponibilidade a pagar para a melhoria da qualidade de água e, seguidamente, o aumento no valor cultural dos serviços culturais do ecossistema aquático da bacia hidrográfica do Vouga, desde a situação atual até ao cumprimento das metas propostas na DQA.

## **1.6. ESTRUTURA DA TESE**

Este trabalho encontra-se dividido em seis capítulos. O capítulo 2 integra a caracterização da bacia hidrográfica do rio Vouga, o enquadramento geográfico, a geologia, a hidrografia, o clima na região adjacente à bacia hidrográfica, os tipos de solos e os diferentes usos do solo, a fauna e flora, qualidade das massas de água superficiais, infraestruturas de saneamento básico presentes, caracterização socioeconómica, descrição das zonas protegidas presentes na bacia do Vouga e o modo de intervenção do PGRH4 (Plano de Gestão da Região Hidrográfica 4). No capítulo 3 é apresentada a revisão de literatura, onde são expostos e descritos estudos de monitorização ambiental realizados na bacia hidrográfica do Vouga e estudos realizados no campo da economia ambiental. No capítulo 4 constam os materiais e as metodologias adotadas no desenvolvimento deste trabalho. O capítulo 5 expõe os resultados obtidos neste estudo e a devida discussão dos mesmos. Por fim, no sexto capítulo são apresentadas as considerações finais, recomendações políticas e propostas para trabalhos futuros.





## **2. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VOUGA**

Neste capítulo é caracterizada a área do caso de estudo, mais precisamente a bacia hidrográfica do rio Vouga. Em primeira instância é explicitado o enquadramento geográfico da bacia, segue-se uma descrição acerca da geologia, clima, hidrografia, solos, estado das massas de água superficiais, caracterização socioeconómica da região abrangente, infraestruturas de saneamento básico, são descritas e caracterizadas as zonas mais sensíveis da área de estudo e por fim é descrito o modo como o Plano de Gestão da Região Hidrográfica 4 intervém na bacia do rio Vouga.

### **2.1. ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO**

A bacia do rio Vouga localiza-se na Região Centro de Portugal Continental, entre as bacias hidrográficas do Douro, a norte, e a do Mondego, a sul. Trata-se da segunda maior bacia dos cursos de água que correm exclusivamente em território português.

A bacia goza de uma forma alongada, orientada no sentido Este-Oeste, limitada a norte por uma linha cumeada, na qual se destacam as serras de Montemuro, Lapa, Arada, Leomil e da Freita, que separam esta bacia da bacia hidrográfica do Douro, a sul é limitada por uma outra linha cumeada constituída pelas serras do Caramulo e do Buçaco, que a separam do bacia hidrográfica do Mondego (CODA, 1975; Faria e Machado, 1976; Borrego e Gonçalves, 1996; FBO et al., 1999; Guedes, 2006).

Constitui um complexo hidrográfico de diversos rios de pequena e média dimensão, onde se destacam rios como o Antuã, Cértima, Mau, Águeda, Caima, Boco, Alfusqueiro, entre outros, alastra-se junto à parte litoral num conjunto de canais localizados em planície, que formam uma lagoa aberta que constitui uma zona natural de elevado valor ecológico e paisagístico, a Ria de Aveiro. Administrativamente esta bacia engloba quatro distritos (Aveiro, Viseu, Coimbra e Guarda), num total de trinta concelhos (Guedes 2006). Esta bacia apresenta uma área de 3700 km<sup>2</sup>.

O rio Vouga é o rio mais importante da área de estudo, nasce a cerca de 930 metros de altitude, na serra da Lapa, mais precisamente no chamado Chafariz da Lapa, no distrito de Viseu, percorre 148 km até desaguar na Barra de Aveiro.

### **2.2. GEOLOGIA**

Os principais fatores que condicionam a possibilidade de armazenamento de água e permite que ela circule no meio subterrâneo de uma bacia hidrográfica prendem-se com as características geológicas dos terrenos. Assim a geologia desempenha um papel fundamental na consideração de unidades hidrológicas e na definição de formações aquíferas, aquíferos, aquíferos, etc (Silva e Oliveira, 2005;Henriques, 2010).

A área de estudo encontra-se dividida, sob caráter geomorfológico, em duas zonas distintas, que se separam numa linha que começa no Porto e que vai de S. João da Madeira

a Águeda, e que se estende em direção a Tomar, formando um alinhamento tectónico de grande importância. Esta linha delimita os dois principais elementos da morfologia da Península: a Meseta Ibérica, também denominada por Maciço Hespérico e a Orla Meso-cenozoica Ocidental (Girão, 1992; Guedes, 2006).

No Maciço Hespérico predominam as rochas duras, onde a circulação de água se dá através de fraturas, superfícies de diaclasamento ou de xistosidade, quando a rocha está sã. A Orla Meso-cenozoica Ocidental corresponde a uma bacia sedimentar designada por bacia Lusitana composta por detrítico onde predominam os arenitos e as argilas e margas, sendo as formações carbonatadas acessórias e com grande influência de terrígenos (Henriques 2010).

A oeste desta linha que separa os dois elementos morfológicos, a região é caracterizada por extensas zonas de planície, com aluviões e areias de dunas que constituem a Ria de Aveiro, sucede-lhes depois uma faixa coberta de depósitos de praias antigas, as quais se desenvolvem para o sul de Aveiro, em grandes extensões. Assim, os terrenos pertencentes à Orla Meso-cenozoica ocupam o terço inferior da bacia do Vouga.

Na bacia do Vouga foram considerados no Maciço Hespérico dois grandes grupos: as rochas eruptivas, principalmente granitos e tipos litológicos afins; e as rochas metamórficas e afins, designadamente xistos e grauvaques. Porém os quartzitos são pouco representativos ao nível da bacia (Almeida et al., 1999; Henriques, 2010).

Da nascente do Vouga, Serra da Lapa, até S. Pedro do Sul, a Cordilheira Central apresenta-se como uma superfície planáltica, ao que sofre os efeitos da erosão. As serras do Caramulo e Buçaco compõem o lado sul, ao que o lado norte é formado pelas serras de Leomil, Montemuro e de Arada, que separam o Maciço Hespérico pertencente à bacia do Vouga do da bacia do Douro (Faria e Machado, 1976; FBO et al., 1999; Guedes, 2006).

### **2.3. HIDROGRAFIA**

No rio Vouga podem ser identificados vários troços em tipos de vales distintos. Nasce numa área de planalto, onde as altitudes variam entre os 800 e os 900 metros. Ao longo do percurso existem as seguintes tipologias de relevo: da origem até S. Pedro do Sul, a bacia toma uma forma relativamente alongada e o rio flui numa zona de planalto; daí até Albergaria-a-Velha, a bacia apresenta um relevo mais acentuado, de vales encaixados e de elevada densidade de drenagem; do Carvoeiro até Cacia onde o rio se desenvolve em vales abertos, com menores declives e apresenta leitos de cheia em ambas as margens; por fim um troço que se desenvolve de Cacia até à Barra de Aveiro, que é uma zona lagunar designada por Ria de Aveiro.

Os principais afluentes são, na margem direita, os rios Caima, Mau, Arões, Teixeira, Varoso, Sul e Mel e, na margem esquerda, o rio Águeda (com os seus afluentes Cértima, Alfusqueiro e Agadão), o rio Marnel, e as ribeiras de Ribamá e Brazela. O Cértima desagua no Águeda por meio da Pateira de Fermentelos. Porém, à Ria de Aveiro vão desaguar o Norte, o Antuã através da lagoa do Laranjo, o Sul e o rio Boco, entre outros. À parte destes troços

principais, existem ainda linhas de água tributárias, mas de menor importância (FBO et al., 1999; IDAD, 2002; Guedes, 2006).

No que respeita às principais zonas de risco de inundação como consequência das cheias naturais, a bacia do rio Vouga apresenta as seguintes (ARH Centro 2012c):

- Zonas urbanas existentes nas margens do rio Águeda, entre a cidade de Águeda e a confluência com o rio Cértima;
- Zonas urbanas existentes nas margens do rio Cértima, entre a Mealhada e a confluência com o rio Águeda;
- Zonas urbanas nas margens do rio Serra, entre Vila Nova de Monsarros e a confluência com o rio Cértima;
- Zonas urbanas nas margens do rio Vouga entre a povoação do Carvoeiro e a Ria de Aveiro.

## 2.4. CLIMA

A bacia do Vouga usufrui de características de um clima mediterrânico, onde a estação fria é chuvosa e a estação quente é seca. Relativamente à distribuição sazonal da precipitação, o semestre húmido ocorre entre os meses de outubro e março, ao que o mês mais chuvoso corresponde a dezembro, com precipitações médias mensais por volta de 200 mm. Os meses mais secos são julho e agosto, com precipitações médias mensais na ordem dos 16 mm. A precipitação média anual ponderada em toda a bacia hidrográfica do Vouga é de 1387 mm, registando-se os valores mais elevados na serra do Caramulo e os valores mais baixos na zona do Baixo Vouga Lagunar (Henriques 2010).

As particularidades do clima mediterrânico, em associação com a geologia do terreno, fazem com que o regime de caudal do rio Vouga apresente mínimos muito reduzidos, inferiores a  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , ao passo que na estação húmida ocorrem caudais de cheia superiores a  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Silva et al., 2006; Henriques, 2010).

A temperatura média anual varia entre os  $12^\circ\text{C}$  e os  $15^\circ\text{C}$ , registando-se uma diminuição gradual da zona costeira para o interior. Os valores médios mensais da temperatura diária registam máximos entre julho e agosto e mínimos entre dezembro e janeiro. A amplitude térmica varia entre um valor mínimo no litoral de  $8^\circ\text{C}$  e um máximo no interior de  $14^\circ\text{C}$ .

A evaporação atinge valores que rondam os  $1450 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$  na Serra da Muna, em Viseu, ao que o valor médio anual sobre a bacia é cerca de  $1000 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$ . A evapotranspiração potencial média mensal é mínima entre novembro e janeiro, assinalando valores de 25 mm e 40 mm em S. Pedro do Sul e S. Jacinto, respetivamente. No mês de julho, a evapotranspiração média mensal é máxima, registando 165 mm em S. Jacinto e 200 mm na Serra da Muna (Henriques 2010).

## 2.5. SOLOS

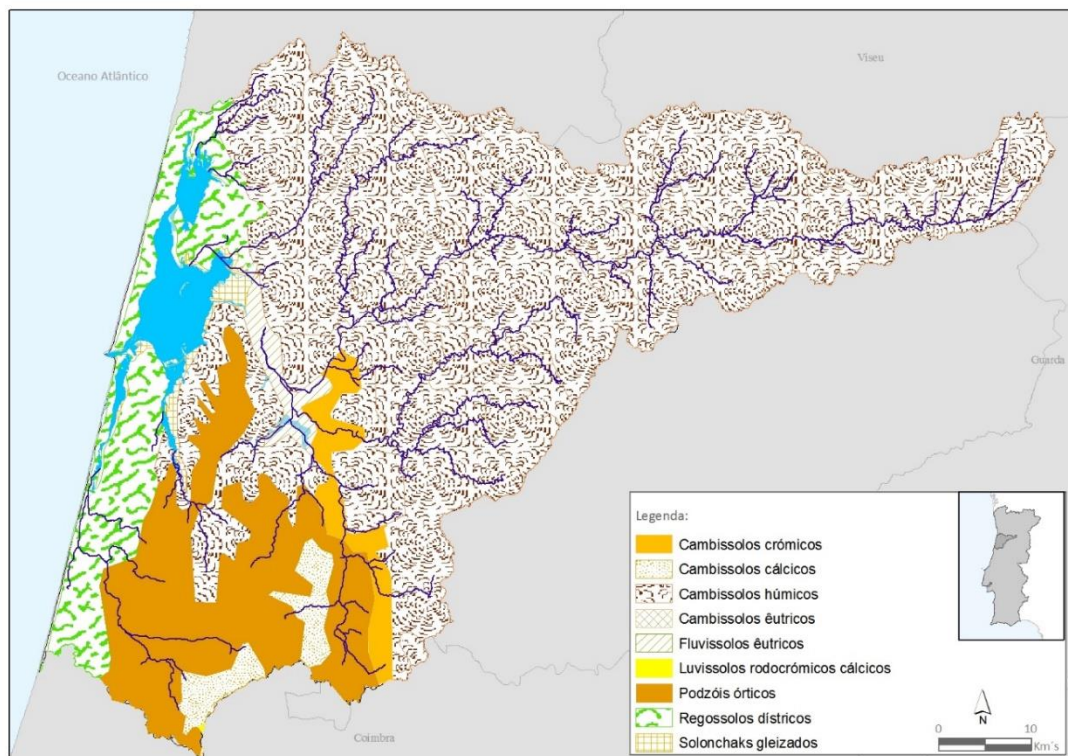
### 2.5.1. TIPOS DE SOLO

Perante a classificação apresentada na Figura 2.1 pode-se concluir que a área referente à bacia do Vouga é composta por seis tipos de solo: os Cambissolos, os Fluvisolos, os Luvisolos, os Podzóis, os Regossolos e os Solonchaks. Os Cambissolos são os mais representados na bacia do Vouga, com destaque para os Cambissolos Húmicos que abrangem uma grande área. Os Cambissolos resultam da alteração de granitos, xistos, quartzitos e de algumas rochas sedimentares, sendo classificados como húmicos (ricos em matéria orgânica), dístricos (ácidos), crómicos (quando ocorrem no grés do Triásico, apresentando cor vermelha), cálcicos (quando ocorrem nas formações carbonatadas do Jurássico e do Cretácico caracterizam-se por serem calcários) e êutricos (rochas sedimentares post-Paleozóicas). Os Cambissolos caracterizam-se por se encontrarem na fase inicial de formação, desenvolvidos sobre uma rocha parental pouco ou moderadamente meteorizada (ARH Centro 2012b; Ribeiro 2012).

Os Podzóis órticos também estão representados na bacia do Vouga, mas em menor escala comparativamente com os Cambissolos, no entanto, englobam grande parte da bacia do rio Cértima. Este tipo de solo desenvolve-se a partir de formações detríticas arenosas, e caracterizam-se por se tratarem de solos espessos, pela abundância em ferro, alumínio e/ou matéria orgânica (Silva 2008; Ribeiro 2012).

Os Regossolos dístricos encontram-se em toda a zona litoral da bacia do Vouga, englobam a zona adjacente à Ria de Aveiro. Os Regossolos são todos os solos que não são acomodados em qualquer outro tipo de solo. Contudo, são solos minerais muito pouco desenvolvidos em materiais inconsolidados, materiais que não são muito superficiais nem muito grosseiros, areias ou materiais de origem fluvial, são assim, suscetíveis a fenómenos erosivos (ARH Centro 2012b).

Com menor expressão ocorrem os Solonchaks gleizados, os Fluvisolos êutricos e de forma vestigial os Luvisolos rodocrómicos cálcicos. Os Solonchaks surgem em zonas perto da Ria de Aveiro, e tratam-se de solos que possuem uma alta concentração de sais solúveis em determinadas épocas do ano, são estritamente limitados a zonas de clima árido e semiárido e a regiões costeiras em todos os tipos de clima (ARH Centro 2012b). Os Fluvisolos êutricos são solos pouco desenvolvidos que apresentam depósitos estratificados de sedimentos fluviais, lacustres ou marinhos recentes. Os Luvisolos são solos que apresentam grande teor de argila no subsolo comparativamente com a superfície do solo, resultado de processos pedogenéticos (ARH Centro 2012b).



**Figura 2.1.** Tipologia dos solos na bacia hidrográfica do Vouga.

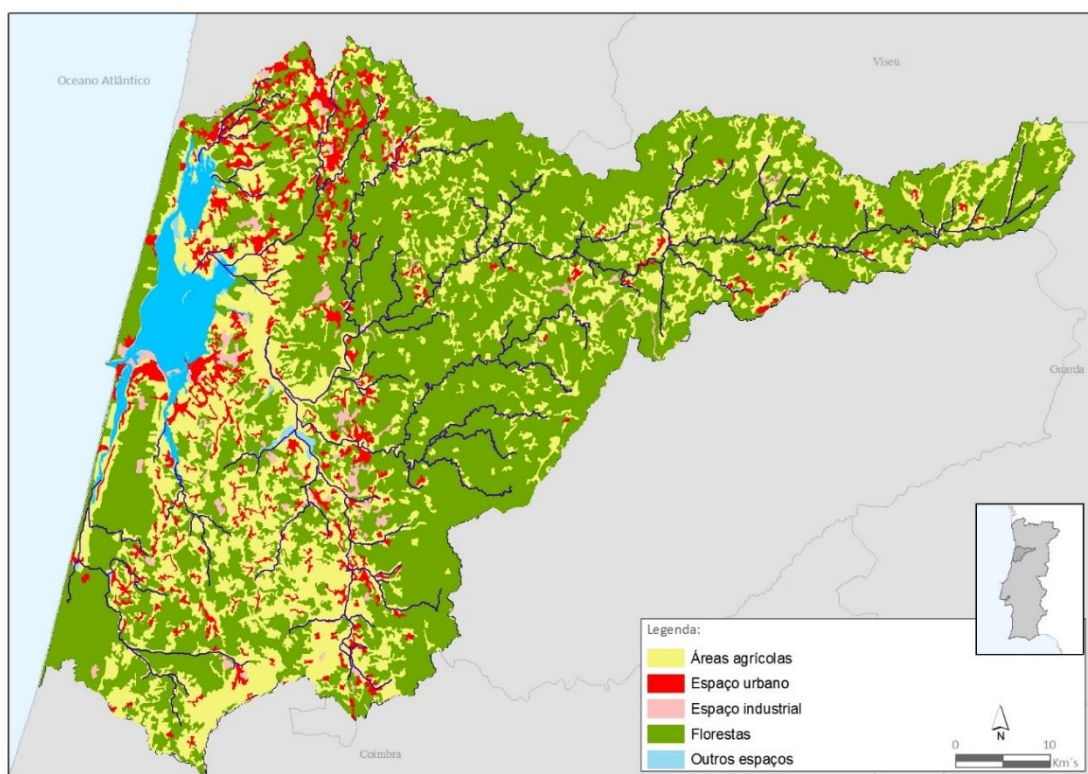
### 2.5.2. OCUPAÇÃO DO SOLO

Para além do tipo de solo, o tipo de utilização e o revestimento vegetal de uma bacia formam um aspeto de grande importância quanto à análise dos fenómenos hidrológicos, principalmente no que toca ao escoamento superficial e à infiltração.

Assim, contam-se cinco tipos de ocupação dos solos que se destacam na bacia do Vouga e respetivas percentagens de ocupação do solo (Figura 2.2), de acordo com o projeto CORINE Land Cover 2006:

- Florestas (58,9%): estas englobam as florestas de resinosas, de folhosas e mistas, vegetação herbácea natural, matos, vegetação esclerofila, florestas abertas, cortes e novas plantações e vegetação esparsa. Esta ocupação normalmente conduz a uma retenção eficiente dos escoamentos e elevado potencial de infiltrações. São áreas não produtoras de poluição nem difusa nem tóxica;
- Áreas agrícolas (29,3%): estes espaços resultam do somatório das seguintes ocupações do solo: culturas temporárias de sequeiro (agricultura do tipo extensivo e de subsistência), culturas temporárias de regadios (agricultura intensiva), arrozais, vinhas, pomares, olivais, pastagens permanentes, sistemas culturais e parcelares complexos, agricultura com espaços naturais e seminaturais e sistemas agroflorestais;

- Espaço urbano (5,7%): este incorpora o tecido urbano contínuo, tecido urbano descontínuo, áreas de construção, espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas. Na região mais interior da bacia denota uma menor e mais dispersa ocupação urbana, ao que a maior concentração é registada em Viseu;
- Espaços Industriais (1,5%): enquadrados com as áreas industriais, comércio e equipamentos gerais, as áreas de extração de inertes, as áreas de deposição de resíduos e as áreas infraestruturadas (incluindo as redes viárias e ferroviárias e espaços associados, as áreas portuárias e aeroportos e aeródromos). A maior expressão territorial deste tipo de espaços localiza-se na faixa mais a litoral, destacando os municípios de S. João da Madeira, Albergaria-a-Velha, Aveiro, Águeda e Oliveira do Bairro;
- Outros espaços (4,6%): engloba as classes de ocupação do solo para as quais não se encontram padrões de comportamento, ou seja, praias, dunas, areais, rocha nua, áreas ardidas, sapais, salinas, aquicultura litoral, cursos de água, planos de água, lagoas costeiras, oceano. As lagoas costeiras localizam-se entre Estarreja, Murtoza, Aveiro, Ílhavo, Vagos e Mira, associando-se uma área de sapais. As dunas e areais encontram-se ao longo da faixa costeira (ARH Centro 2012b).



**Figura 2.2.** Ocupação do solo na bacia hidrográfica do Vouga.

Com recurso à Figura 2.2, observa-se a distribuição das cinco divisões da ocupação do solo pelas cinco zonas da bacia do Vouga, ou seja, Baixo Vouga Norte, Baixo Vouga Sul, Médio Vouga direito, Médio Vouga esquerdo e Cabeceiras. Além disso, verifica-se que as zonas florestais são predominantes em toda a bacia do Vouga, seguindo-se as zonas agrícolas, que aumentam à medida que se vai avançando para litoral, o que também sucede com os espaços urbanos e espaços industriais. Verifica-se que o Baixo Vouga Norte é o que apresenta mais espaços urbanos e industriais, o que se deve ao fato, de englobar as cidades de Aveiro, Albergaria-a-Velha, Murtosa, Oliveira de Azeméis, S. João da Madeira, Ílhavo e Vagos. O Médio Vouga é o que possui mais áreas florestais em relação às outras divisões. Estas zonas são importantes, uma vez que, eliminam o choque direto da chuva com a superfície do solo, modificando também as próprias particularidades do solo, favorece a infiltração e reduz a velocidade do escoamento superficial, o que previne de modo eficiente os fenómenos de erosão e a ocorrência de grandes cheias, ao passo que, também recarrega as reservas hídricas subterrâneas (Henriques 2010).

Nas Cabeceiras predominam as florestas e algumas áreas agrícolas, à semelhança do que sucede com o resto do país, no interior são poucos os espaços urbanos e indústrias, ocorrendo uma deslocação destes espaços para zonas mais litorais.

Os outros espaços correspondem à Ria de Aveiro e à Pateira de Fermentelos.

## 2.6. FAUNA E FLORA

Sob o ponto de vista ecológico, a área de estudo apresenta uma considerável variedade de ecossistemas, o que se deve em muito às interações clima, geologia e morfologia e intervenções humanas.

Na área de estudo, a fauna é muito diversificada embora irregular na sua distribuição e densidade. O grupo das aves é o que apresenta maior número de espécies de todos os grupos da fauna vertebrada, contabilizando 79 espécies, de um total de 120 espécies identificadas. Segue-se o grupo dos mamíferos com 20 espécies, o grupo dos anfíbios com 16 espécies e por fim o grupo dos répteis com 5 espécies. Contudo, também foram identificadas 23 espécies de peixes, exclusivamente em sistemas dulçaquícolas, ao que as espécies dominantes são da família dos ciprinídeos (Henriques 2010). Assim, na área de estudo, pode-se encontrar: a truta, a pardelha, o escalo-do-norte, a carpa, e em maior abundância o barbo e a boga. Porém, é de salientar que a existência de açudes limita as migrações de espécies como o sável, a lampreia e a enguia, sendo estes, a par da savelha, espécies valiosas a nível comercial e conservacionista.

A intervenção humana sobre a paisagem adjacente à bacia é visível, desde as práticas agrícolas, à introdução de espécies, ao pastoreio, a desflorestação e aos incêndios que têm alterado a paisagem natural.

No setor florestal, as espécies dominantes na bacia são o pinheiro bravo e o eucalipto, ocupando 90% da área florestal e situadas principalmente nas zonas montanhosas e sub montanhosas de substrato geológico granítico ou xistento. Esta última espécie continua em expansão em detrimento de outras (Costa et al., 1996; Guedes, 2006). As margens dos

principais cursos de água são compostas por amieiros, freixos, choupos, carvalhos-alvarinho, ulmeiros, salgueiros e sabugueiros. A espécie frutífera dominante é a laranjeira (Faria & Machado, 1976; Guedes, 2006).

Nas zonas marginais da bacia surgem formações como as dunas, sapais, juncais e zonas de turfeiras. A Ria de Aveiro, com os seus fundos cobertos permanentemente ou descobertos esporadicamente, apresenta-se ocupada por vegetação aquática, o moliço, que outrora foi usado no enriquecimento dos solos agrícolas, alberga também uma vasta diversidade de espécies de algas e outros organismos fotossintéticos.

## 2.7. ESTADO DAS MASSAS DE ÁGUA SUPERFICIAIS

Conforme a DQA, uma massa de água de superfície corresponde a uma massa de água distinta e significativa de águas de superfície, como por exemplo um lago, uma albufeira, um ribeiro, rio ou canal, um troço de ribeiro, rio ou canal, águas de transição ou uma faixa de águas costeiras (ARH Centro 2011b).

Então, as massas de água de superfície podem ser agrupadas nas seguintes categorias, conforme a ex-ARH Centro (2011):

- Rio – massa de água interior que corre, na maior parte da sua extensão, à superfície mas podem também escoar no subsolo numa parte do seu curso;
- Lago – massa de água lântica superficial interior;
- Águas de transição – massas de água de superfície próximas da foz dos rios, que apresentam caráter parcialmente salgado, resultado da proximidade de águas costeiras;
- Águas costeiras – as águas de superfície que se encontram entre a terra e uma linha cujos pontos se encontram a uma milha náutica, na direção do mar, em relação à terra;
- Massa de água artificial – massas de água criadas pela atividade humana;
- Massa de água fortemente modificada – massa de água que, por intervenção humana resultando alterações físicas, adquiriu um caráter substancialmente diferente.

Assim, a bacia hidrográfica do Vouga engloba: 63 rios, 1 massa de água de transição, 1 massa de água artificial (Aproveitamento Hidroagrícola de Burgães) e 1 massa de água fortemente modificada (Ria de Aveiro).

O estado das massas de água superficiais está dependente das pressões naturais e incidências antropogénicas adjacentes às mesmas. De acordo com o PGRH4, da ex-ARH Centro (2012), as cargas associadas às principais fontes de poluição tóxicas na bacia do rio



Vouga estão relacionadas com efluentes urbanos, efluentes industriais e efluentes provenientes de explorações pecuárias.

Segundo Henriques (2010), o rio Antuã regista importantes fontes pontuais de poluição localizadas nos municípios de S. João da Madeira e Oliveira de Azeméis, apresentando concentrações de sólidos suspensos totais frequentemente acima dos 10 mg.L<sup>-1</sup>. Em determinados locais apresenta situações de poluição orgânica significativa que promovem a existência de condições críticas no que respeita à concentração de oxigénio dissolvido. As descargas de águas residuais urbanas na bacia do Antuã fazem aumentar as concentrações de nitrato, e conseqüentemente aumenta a probabilidade de fenómenos de eutrofização, devido ao enriquecimento em azoto.

No rio Cértima, Cerqueira et al. (2005) reportam a degradação significativa da qualidade da água em parte do troço localizado a jusante da cidade da Mealhada, onde os valores de CBO<sub>5</sub>, azoto de Kjeldahl e fósforo total registados durante os meses quentes não estão de acordo com os objetivos mínimos que constam na legislação portuguesa. A poluição é causada pelas fontes pontuais de descarga de águas residuais urbanas e não urbanas ao longo do troço do rio, com destaque para o centro urbano da Mealhada, que contribui significativamente para o risco de eutrofização da Pateira de Fermentelos. O parâmetro mais crítico prende-se com a carência bioquímica de oxigénio (Cerqueira & Silva 2005; Ribeiro 2012; Serpa et al. 2014).

Além disso, o setor inferior da sub-bacia do Vouga caracteriza-se por receber elevadas descargas de efluentes urbanos, da indústria transformadora e da agricultura, o que leva a que a classificação para o rio Cértima seja de “mau” e “mediocre” para o rio Antuã. Somente a massa de água Vala Real tem classificação inferior a “bom” devido às descargas de efluentes resultantes da suinicultura (ARH Centro 2012c).

Assim, segundo ex-ARH Centro (2011), na bacia do Vouga, cerca de 30% das massas de águas classificadas como rios apresentam estado inferior a “bom”, o que se deve à presença de cargas orgânicas (CBO<sub>5</sub>), em 2 massas de água; presença de cargas de nutrientes (azoto), em 2 massas de água; e problemas biológicos (fitobentos e invertebrados bentónicos), em 15 massas de água. A massa de transição (parte da ria de Aveiro) apresenta estado “mediocre” devido ao parâmetro biológico fitoplâncton, revelando ainda profundas alterações morfológicas nas margens (ARH Centro 2011a).

Segundo dados da ex-ARH Centro (2012), a bacia do Vouga recebe, proveniente de fontes de poluição difusa, nomeadamente da agricultura, cerca de 738,339 kg N.ano<sup>-1</sup> e 81,543 kg P.ano<sup>-1</sup>. Os campos de golfe também causam poluição difusa, resultado da aplicação de agroquímicos que contaminam as massas de águas, contando com 0,4 ton N.ano<sup>-1</sup> e 0,1 ton P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ano<sup>-1</sup>, provenientes do Campo de Golfe da Curia, e ainda encontram-se em projeto novos campos de golfe que se inserem na bacia hidrográfica do Vouga. Relativamente à poluição difusa proveniente dos resíduos das suiniculturas e boviniculturas que são aplicados no solo, registam-se: 14,163 ton CBO<sub>5</sub>.ano<sup>-1</sup>, 43,526 ton CQO.ano<sup>-1</sup>, 5,222 ton N.ano<sup>-1</sup> e 1,804 ton P.ano<sup>-1</sup> (ARH Centro 2012c).

## 2.8. INFRAESTRUTURAS DE SANEAMENTO BÁSICO

Um dos objetivos do PEASAR II (Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007-2013) consistiu em assegurar que até 2013, 95% da população do país fosse servida por sistemas públicos de abastecimento de água e 90% da população nacional fosse servida por sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais (ARH Centro 2012c).

Cerca de 70% das entidades gestoras dos Serviços de Abastecimento de água e de drenagem e tratamento de águas residuais em Portugal correspondem aos municípios, sendo os restantes serviços municipalizados, empresas públicas ou de capitais públicos, privadas e municipais ou intermunicipais (Henriques 2010). De acordo com os dados disponibilizados pelo INSAAR 2008, pelas EG e pela ARH do Centro, I.P., os principais sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais da área abrangida pela bacia hidrográfica do Vouga em termos de população servida (população equivalente superior a 10.000 habitantes), são geridos pelas seguintes entidades gestoras: SIMRIA – Saneamento Integrado dos Municípios da Ria, S.A., AdRA – Águas da Região de Aveiro, S.A., SMAS Viseu – Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Viseu, AMTSM – Associação de Municípios de Terras de Santa Maria e Câmara Municipal da Mealhada.

O Decreto-Lei n.º 243/2001, de 5 de outubro transpõe para o ordenamento jurídico português a Diretiva n.º 98/83/CE, do Conselho, de 3 de novembro, relativa à qualidade da água para consumo humano. Esta diretiva pressupõe que a água seja gerida por uma única entidade gestora, desde a sua captação até ao consumidor, o que levou à verificação do cumprimento dos valores paramétricos na torneira do consumidor.

Na área da bacia hidrográfica do Vouga estão contabilizadas 21 Estações de Tratamento de Águas (ETA), 55 Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), 61 fossas sépticas coletivas, 393 reservatórios, 238 captações de água para abastecimento público, entre as quais 71 são de origem superficial e 82 estações elevatórias que incluem os sistemas de bombagem associados a captações subterrâneas (Santos 2008; Henriques 2010).

No concelho de S. Pedro do Sul contam-se cerca de 24 sistemas de abastecimento público, 35 captações e uma estação de tratamento de água, a entidade gestora do setor da água está a cargo da Câmara Municipal de S. Pedro do Sul.

No concelho de Vouzela, os Serviços Municipalizados de Água e Saneamento são a entidade responsável do setor da água, contam-se aqui 12 sistemas de abastecimento público, 26 captações. Porém, neste município, a estação de tratamento de águas residuais é compartilhada com o município vizinho, S. Pedro do Sul.

Na área da bacia do rio Cértima, existem 6 Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) e cinco fossas sépticas comunitária, onde são descarregados os efluentes ao longo do Cértima (Ribeiro 2012).

No concelho de Sever do Vouga estão contabilizados cerca de 24 sistemas de abastecimento público, 50 captações e uma estação de tratamento, tal como acontece com os outros municípios aqui referenciados, a Câmara Municipal é a entidade gestora. Nesta

zona as captações tratam-se de furos, galerias, poços e poços com galerias que apresentam baixas produtividades (Henriques 2010).

Na bacia do Vouga existem 6 ETAR's que servem uma população superior a 10.000 hab.eq., sendo elas: a ETAR Norte, a ETAR Sul, a ETAR de Salgueiro, a ETAR da Mealhada, a ETAR Arcos e a ETAR de Osselas (ARH Centro 2012c).

Contudo, no Vouga, o serviço de saneamento apresenta algumas falhas e atrasos relativamente aos objetivos previstos pelo PEAASAR II. A construção de sistemas de saneamento, em alguns casos, constitui um elevado custo *per capita*. Ao que a oferta de saneamento em algumas zonas da bacia do Vouga é muito reduzida, existindo assim uma distribuição desigual dos sistemas de saneamento na área abrangida pela bacia (Henriques 2010).

## **2.9. CARATERIZAÇÃO SOCIOECONÓMICA**

### *2.9.1. CARATERIZAÇÃO DEMOGRÁFICA*

A distribuição demográfica na zona da bacia hidrográfica do Vouga segue padrões idênticos aos do resto do território nacional, isto é, o abandono progressivo das zonas interiores. Logo, a sua ocupação, que antes apresentava maior expressão no distrito de Viseu, com destaque para os concelhos de S. Pedro do Sul, Vouzela e Oliveira de Frades, foi progressivamente deslocada para a zona de Aveiro e Viseu.

Na bacia do Vouga, segundo dados dos Censos 2011, residem 938.265 habitantes, distribuídos por 30 concelhos, dos quais encontram-se integrados em unidades territoriais: Norte e Centro (NUTS II) e Entre Douro e Vouga, Baixo Vouga, Baixo Mondego, Dão Lafões e ainda um concelho do Douro (Sernancelhe), todos NUTS III (INAG, 1999; INE, 2001; Guedes, 2006).

Na atualidade, os núcleos urbanos mais importantes são: Aveiro, Viseu, Ovar, Ílhavo e Águeda (ARH Centro 2013). Perante os números dos Censos 2011, os concelhos mais populosos são: Santa Maria da Feira (139312 habitantes), Viseu (99.274 habitantes), (78.450 habitantes) e Oliveira de Azeméis (68.611 habitantes). Perante estes dados, ressalta o facto de o concelho mais populoso não ser a capital do respetivo distrito, no entanto o núcleo urbano com maior população é uma das capitais de distrito, ou seja, Viseu (Tabela 2.1).

**Tabela 2.1.** Habitantes da Bacia Hidrográfica do Vouga: Concelhos segundos dados dos Censos 2011.

Distrito	Região	Concelho	Habitantes
Aveiro	Baixo Vouga	Águeda	47729
		Albergaria - a - Velha	25252
		Anadia	29150
		Aveiro	78450
		Estarreja	26997
		Ílhavo	38598
		Mealhada	20428
		Murtosa	10585
		Oliveira do Bairro	23028
		Ovar	55398
	Sever do Vouga	12356	
	Vagos	22851	
	Entre Douro e Vouga	Arouca	22359
		Oliveira de Azeméis	68611
		Santa Maria da Feira	139312
S. João da Madeira		21713	
Vale de Cambra		22864	
Viseu	Dão Lafões / Douro*	Castro Daire	15339
		Mortágua	9607
		Oliveira de Frades	10261
		S. Pedro do Sul	16851
		Sátão	12444
		Sernancelhe*	5671
		Tondela	28946
		Vila Nova de Paiva	5176
		Viseu	99274
Vouzela	10564		
Guarda	Dão Lafões	Aguiar da Beira	5473
Coimbra	Baixo Mondego	Cantanhede	36595
		Mira	12465

Dados obtidos a partir do Instituto Nacional de Estatística (<http://www.ine.pt>, 2011).

\*O concelho de Sernancelhe pertence à região do Douro, no entanto faz parte do distrito de Viseu.

As NUTS III da bacia do Vouga evoluíram demograficamente de modo distinto. A região do Baixo Vouga apresenta um acréscimo de população, assumindo-se preponderante para o crescimento da região centro. A NUTS III Entre Douro e Vouga embora seja caracterizado pela dinâmica populacional e economia ativa não apresenta acréscimo da população, comparativamente aos dados dos Censos 2001. Os restantes NUTS III apresentam declínios mais acentuados no número de habitantes, tal como se pode constatar na Tabela 2.2.

**Tabela 2.2.** Comparação do número de habitantes em 2001 com 2011 das diferentes NUTS da bacia do Vouga.

NUTS III	Censos 2001	Censos 2011	Diferença
Baixo Mondego	346309	332326	-13983
Baixo Vouga	385724	390822	5098
Douro	221853	205902	-15951
Dão Lafões	286313	277240	-9073
Entre Douro e Vouga	276812	274859	-1953

Dados obtidos a partir do Instituto Nacional de Estatística (<http://www.ine.pt>, 2011).

Analisando a Tabela 2.2 verifica-se que a zona onde o declínio foi mais acentuado foi no Douro com cerca de 16 mil habitantes a menos, seguindo-se a região do Mondego. Tal como referido anteriormente a região do Baixo Vouga é a única que apresenta crescimento populacional da bacia hidrográfica do Vouga.

### 2.9.2. ATIVIDADES ECONÓMICAS

As atividades económicas desenvolvidas na área da bacia hidrográfica do Vouga incluem três setores: o setor primário, que engloba a agricultura, a pecuária, as atividades extrativas e a exploração florestal; o setor secundário, que inclui a produção industrial e agroindustrial, a indústria transformadora, de construção e equipamentos; e o setor terciário que é referente às atividades de lazer, recreio e turismo.

Segundo os Censos 2011, cerca de 47% da população declarou que exercia uma atividade. No entanto, cerca de 89% da população economicamente ativa estava empregada, 3,0% dos habitantes exerciam atividades no setor primário, 38,5% no setor secundário, e 58,5% no setor terciário, dentro deste setor, 41,5% exerciam cargos relacionados com a natureza e os restantes 58,5% estão relacionados com a atividade económica. Segundo dados de 2008 da Classificação Portuguesa de Atividades Económicas (CAE), destacam-se na bacia do Vouga empresas de comércio por grosso e a retalho, apresentando uma proporção de 26,5%, seguem-se as empresas de construção com 13,1%, outras atividades de serviços com 11,6% e as indústrias transformadoras com 11,1%. Embora a proporção de empresas não apresente um valor significativo referente à pesca e aquicultura na extensão da bacia do Vouga, é de destacar os municípios de Mira, Vagos, Ílhavo e Murtosa ao contemplarem a maior proporção de empresas de pesca e aquicultura.

Perante dados do INE referentes à produtividade por setor, no ano de 2007, o setor terciário foi o que mais rendeu, apontando para os 30,4 milhares de euros, seguindo-se os 24,5 milhares de euros do setor secundário, e por fim o setor primário com 3,2 milhares de euros (ARH Centro 2013), o que tem contribuído para o abandono das atividades do mesmo.

Relativamente ao setor terciário, a bacia do Vouga conta com quatro estâncias termais, sendo elas: as Termas de S. Pedro do Sul, as Termas de Carvalhal, as Termas da Cúria e as Termas de Luso. Juntam-se 14 praias marítimas e cinco praias fluviais (ARH Centro 2013).

## 2.10. ZONAS PROTEGIDAS

Das zonas destinadas à proteção de habitats e de fauna e flora selvagens é possível identificar as seguintes áreas que constam na Lista Nacional de Sítios, ZPE (Zonas de Proteção Especial) e da RNAP (Rede Nacional de Área Protegidas) para a bacia hidrográfica do Vouga (ARH Centro 2012c):

1. Cambarinho;
2. Rio Vouga;
3. Serras da Freita e Arada;
4. Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas;
5. Ria de Aveiro
6. Pateira de Fermentelos
7. Reserva Natural das Dunas de S. Jacinto

### 2.10.1. SÍTIO CAMBARINHO

O Cambarinho localiza-se na vertente Noroeste da Serra do Caramulo, abrange parte da bacia hidrográfica do ribeiro de Cambarinho, afluente do rio Alfusqueiro. Trata-se de uma zona de montanha com elevação entre os 400 metros e os 850 metros, onde os solos são de natureza granítica, com a presença de aglomerados rochosos. A cobertura vegetal apresenta um mosaico heterogéneo com elevada diversidade de espécies, onde predominam as áreas de matos, no entanto também se identificam áreas de pinhal, carvalhal, zonas agrícolas e lameiros.

A classificação desta zona como integrante da Lista Nacional de Sítios da Rede Natura 2000 e que levou à criação de uma Reserva Botânica com 24 hectares deriva da necessidade de preservar um dos arbustos mais belos e raros do mundo, o Loendro.

Os habitats aquáticos do Sítio servem de suporte a diversas espécies faunísticas, pertencentes aos grupos dos anfíbios e répteis.

As principais ameaças dos recursos hídricos prendem-se com a captação de água, que afeta principalmente as linhas de água sazonais. A plantação desordenada de eucalipto e pinheiro-bravo também contribui para a afetação das comunidades vegetais autóctones, e o seu consequente empobrecimento (ARH Centro 2012c).

### *2.10.2. SÍTIO RIO VOUGA*

O rio Vouga é o principal curso de água que alimenta a Ria de Aveiro e a Pateira de Frossos. A parte inicial do troço do rio que corresponde ao Sítio corre num vale encaixado onde nas vertentes abundam matos e manchas de exóticas, ao que apresenta uma galeria ripícola geralmente bem conservada. A jusante dá-se a abertura para a planície aluvial, com uma redução do grau de conservação da vegetação marginal, devido ao efeito da pressão exercida dos campos agrícolas contíguos.

Este rio merece o devido destaque pelos núcleos de floresta sub-higrófila de freixos, carvalhos e ulmeiros, própria de ligeiras depressões, planas e extensas. Trata-se de um rio fundamental no que toca à conservação de espécies piscícolas migradoras, tal como o sável e a savelha, sendo ainda um dos poucos locais que regista a existência da lampreia-de-riacho. Também é importante para a lontra e para a salamandra-lusitânica.

Os principais fatores de ameaça são: a regularização do curso de água através da construção de obras hidráulicas; a florestação intensiva em redor do Sítio; a forte pressão agrícola; a poluição; as captações de água; a presença de espécies invasoras; a extração desordenada de areias.

### *2.10.3. SÍTIO SERRAS DA FREITA E ARADA*

Carateriza-se por ser uma zona de média montanha, com vigorosos relevos e zonas de falhas. Sob influência oceânica apresenta elevados índices de pluviosidade. Engloba os municípios de Arouca, S. Pedro do Sul e Vale de Cambra. O rio Caima tem aqui a sua nascente. O Sítio evolui numa zona de transição entre os territórios biogeográficos atlântico e mediterrâneo, é abrigo de diversas espécies raras em posição finícola. Todavia, esta zona é caraterizada pelo elevado número de habitats, dos quais ressaltam, em termos de zonas húmidas, comunidades turfosas permanentes, típicas de áreas montanhosas com influência atlântica e de charnecas húmidas de urzes e tojais, nas margens dos cursos de água em redor dominam os amieiros.

O Sítio serras da Freita e Arada é relevante para duas espécies faunísticas endémicas da Península Ibérica, a salamandra-lusitânica e o lagarto-de-água, no entanto algumas das linhas de água também assumem um papel importante para a toupeira-de-água.

As principais ameaças à conservação dos recursos hídricos relacionam-se com a implementação de mini-hídricas e a destruição de turfeiras originada por ações e atividades de naturezas diversas.

### *2.10.4. SÍTIO DUNAS DE MIRA, GÂNDARA E GAFANHAS*

Este Sítio é caraterizado por um cordão dunar litoral contínuo, que se inicia em Quiaios e se estende até Vagos. Forma uma planície de substrato arenoso com a presença vegetal de resinosas e matos, com pequenas lagoas recarregadas por linhas secundárias de água doce.

Aqui destacam-se os habitats costeiros, como as dunas móveis embrionárias, as dunas brancas e dunas cinzentas onde predomina a erva-de-curvo. As massas de águas superficiais abrangidas por este Sítio apresentam fauna ribeirinha dominada por amieiros e salgueiros. Em termos de fauna piscícola, o Sítio é relevante para algumas espécies migratórias, mais concretamente, para a lampreia-de-riacho e para a lampreia-marinha. Também se regista a existência de espécies de anfíbios tais como, o sapo-parteiro, a rela, o sapo-corredor, a rã-de-focinho-pontiagudo, a rã-ibérica e o sapo-de-unha-negra.

Sob o ponto de vista hidrológico, as principais ameaças focam-se na eutrofização do sistema lagunar, drenagens agrícolas e captação de água. Por outro lado, os habitats costeiros são vulneráveis à extração de inertes, pisoteio de dunas e proliferação de espécies vegetativas invasoras.

#### 2.10.5. SÍTIO RIA DE AVEIRO

A Ria de Aveiro é uma extensa área húmida, que afigura um vasto leque de habitats, desde sapais, salinas, áreas significativas de caniço e importantes áreas de Bocage. Estende-se, pelo interior, paralelamente ao mar, numa distância de 47km e com uma largura máxima de 11km, no sentido Este-Oeste, de Ovar até Mira. Abarca 11000 hectares, dos quais 6000 estão permanentemente alagados, e desdobra-se em quatro importantes canais ramificados em esteiros (Canal de Ovar, Canal do Espinheiro, Canal de Ílhavo e Canal de Mira) que circundam inúmeras ilhas e ilhotes. Aqui desaguardam os rios Antuã, Boco e Vouga. Tem como única comunicação com o mar um canal que corta o cordão litoral entre a Barra e S. Jacinto, permitindo o acesso ao Porto de Aveiro de embarcações de grande porte (Lacerda 2014).

A formação da Ria de Aveiro resultou do recuo do mar, com a respetiva formação de cordões litorais que, a partir do século XVI, formaram uma laguna que constitui um dos mais importantes e belos acidentes hidrográficos da costa portuguesa.

Rica em peixes e aves, alberga regularmente mais de 20.000 aves aquáticas, num total de cerca de 173 espécies, destacando-se as aves limícolas. Contudo, é de salientar que aqui se situa cerca de 60% da população nidificante em Portugal de garça-vermelha (ARH Centro 2012c).

A Ria de Aveiro assume um papel fundamental na economia aveirense, com destaque para a pesca, o marisqueiro lagunar, a produção de sal com recurso a técnicas milenares, a aquacultura, o comércio marítimo, a prática de desportos náuticos e passeios de recreio, mais propriamente passeios turísticos em barcos moliceiros. A Ria de Aveiro oferece condições excelentes para atividades de recreio, tal como referido anteriormente, ao que as suas praias são lugares privilegiados para a prática de desportos náuticos, desde o *windsurf*, *kitesurf*, vela, remo, canoagem, mergulho submarino, lazer, pesca lúdica e outras atividades recreativas.

As principais pressões nesta zona protegida correspondem a drenagem e conversão de zonas húmidas para a utilização agrícola e a conversão de salinas em aquaculturas (ARH Centro 2012c).



#### 2.10.6. PATEIRA DE FERMENTELOS

A Pateira de Fermentelos corresponde ao assoreamento e espraiamento do rio Cértima no seu troço final, formando a maior lagoa natural da Península Ibérica. É alimentada não só pelo rio Cértima, como também, pela ribeira do Pano, por outras escorrências pontuais, e por águas subterrâneas. Ocupa uma área de cerca de 3km<sup>2</sup> na época seca e 9km<sup>2</sup> na época húmida. As margens estendem-se maioritariamente pelo concelho de Águeda, englobando também o concelho de Aveiro e Oliveira do Bairro (Ribeiro 2012).

A Pateira apresenta características de um sistema semi-lêntico que integra a Zona de Proteção Especial da Ria de Aveiro (PTZP0004), e, como tal, incluída na Rede Natura 2000, protegida pela Diretiva Aves e classificada como “Zona Sensível” de acordo com o Decreto-lei n.º 152/97, de 19 de Julho.

O termo “Pateira” encerra a especificidade da região do Vouga e afluentes designando, por si só, abundância de patos (Laranjeira 2014).

Relativamente à biodiversidade faunística, a Pateira e as zonas em redor destacam-se particularmente pela importante componente ornitológica. Assim, nesta zona surgem espécies com estatutos de proteção a nível nacional e internacional, tais como: o garçote, a garça-vermelha, a águia-sapeira e o milhafre-preto.

As condições biofísicas também são propícias à diversidade de peixes, ao que a Pateira regista ocorrências de espécies como o barbo-do-norte, a boga, o ruivaco, o bordalo, estas com estatuto de proteção comunitário, e também a tainha, a carpa, o escalo-do-norte, o lúcio, a enguia, a pardelha, o achigã, entre outros. Entre as várias espécies de bivalves que se encontram nesta lagoa, existe uma que merece destaque, a Anodonta, cujas dimensões tornam esta espécie emblemática. Este molusco bivalve de água doce, habitualmente designado por mexilhão-do-rio é muito importante para o ecossistema, uma vez que se alimenta através da filtração de um grande volume de água, de onde retira detritos e plâncton, o que o torna um indicador da qualidade da água (Laranjeira 2014).

Na zona húmida que engloba as águas livres e a vegetação alagada das margens e linhas, dominam habitats de caniço, em conjunto com a tabúia e o bunho. Existem ainda comunidades de plantas vasculares com macrófitas flutuantes, enraizadas ou suspensas entre o fundo e a superfície, nomeadamente a erva-pinheirinha, os nenúfares e até os jacintos-de-água. Este último é uma espécie infestante proveniente da bacia do Amazonas (Brasil), o que contribui para a degradação das condições ecológicas, económicas e sociais, sendo considerada por muitos autores como “uma das piores pragas de plantas aquáticas a nível global” (Laranjeira, 2014). Nas zonas marginais adjacentes à Pateira verifica-se a existência de diversas espécies arbóreas e arbustivas tais como: salgueiros, choupos, amieiros, amieiro-negro, freixos, pilriteiros, sabugueiros, entre outras.

A Pateira de Fermentelos, assim como toda a área envolvente são palco de várias atividades e atrações naturais. Possui condições propícias ao lazer, desde parques de merendas, a bicicletas aquáticas, passeios de bateiras, pesca recreativa, até passeios a cavalo.

### 2.10.7. RESERVA NATURAL DAS DUNAS DE S. JACINTO

A Reserva Natural das Dunas de S. Jacinto foi criada com o intuito de preservar a faixa litoral face à importância botânica do seu ecossistema dunar e à existência de condições excelentes para a avifauna aquática (ARH Centro 2012c).

Esta área é constituída por um Cordão Dunar que separa o Oceano Atlântico e a Ria de Aveiro, e que vai desde Ovar até S. Jacinto abrangendo uma área aproximada de 960 hectares, dos quais 210 pertencem à área marítima. Integra um conjunto diversificado de habitats, onde se destacam as dunas móveis embrionárias, as dunas brancas e dunas cinzentas. Para além das dunas fixas e móveis, a Reserva Natural engloba também um areal e uma zona florestal, a Mata de S. Jacinto.

Em relação à flora, as dunas constituem o habitat natural para diversas espécies desde o estorno, o cordeiro-de-praia, a soldanela ou o narciso-de-areias e às quais se juntam espécies introduzidas pelo homem de modo a fixar as dunas como a acácia, o cordeiro bravo e o pinheiro bravo. Em termos de fauna, são de destacar a galinha-de-água, o mergulhão pequeno e a fixação de algumas espécies de garças. Esta Reserva Natural constitui uma área importante para a reprodução de espécies de anfíbios que, utilizam os charcos temporários formados nas depressões húmidas interdunares.

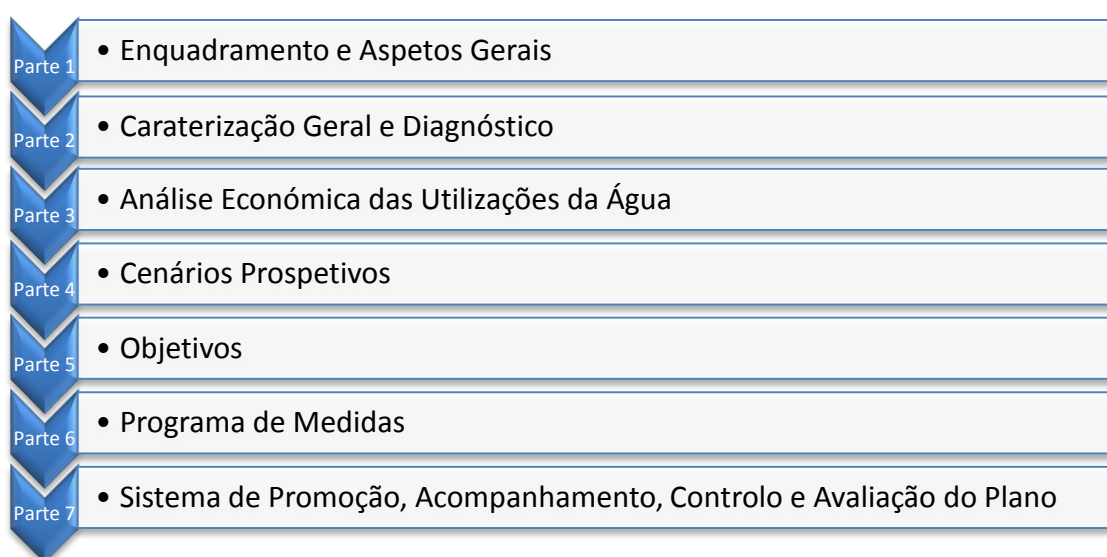
## 2.11. PLANO DE GESTÃO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA 4

O Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, através do Despacho n.º 18313/2009, de 7 de Agosto, determinou a elaboração do plano de gestão das bacias hidrográficas que integram a região hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste (RH4), ficando este a cargo da ARH do Centro.

A elaboração do PGRH do Vouga, Mondego e Lis rege-se por documentos produzidos no âmbito da Estratégia Comum Europeia para a Implementação da DQA e também a estrutura e organização estabelecidas no que toca a planeamento e ao conteúdo técnico. Assim a elaboração deste Plano respeitou as orientações da DQA e da legislação nacional em vigor, e foi tratado e trabalhado como um processo dinâmico e iterativo, como se ilustra de forma sucinta na Figura 2.3.

A elaboração do PGRH4 iniciou-se com a caracterização geral e específica da área, que engloba tópicos desde a caracterização física da área até à análise económica das utilizações de água, ao que posteriormente se identificaram os principais problemas da região. Perante o valor que a água tem atualmente na sociedade, foi elaborada uma componente específica onde são abordadas, numa análise económica, as utilizações da água e o futuro. Seguidamente são elaborados os cenários prospetivos de evolução para a área do PGRH4 que permitirão avaliar de que forma é que as pressões irão evoluir e estimar o cenário base da situação previsto para 2015. Segue-se a definição dos objetivos para a qualidade da água quer para as massas de águas superficiais quer para as subterrâneas e para as categorias naturais, artificiais e fortemente modificadas. Perante os objetivos do Plano e os cenários base foram estipuladas medidas com vista ao cumprimento dos objetivos propostos. Posteriormente, as medidas foram sujeitas a processos de avaliação com vista

a analisar a eficiência das mesmas, ou se existe a necessidade de análises mais discriminatórias sobre a razoabilidade da sua aplicação, ao que estas análises são preponderantes para justificar possíveis propostas de alteração aos objetivos definidos. Assim, as medidas selecionadas foram caracterizadas de modo a assegurar a sua capacidade de implementação, ao que se identificam os responsáveis, as fontes de financiamento e a calendarização das suas aplicações. Após o processo de seleção das medidas foi estabelecido o âmbito de aplicação e monitorização das mesmas, bem como novos períodos de planeamento que permitam a interação sobre instrumentos de planeamento. O sistema de promoção, avaliação e acompanhamento é uma importante componente para a instauração do Plano (ARH Centro 2011b). A par desta metodologia, existe um conjunto de processos complementares nomeadamente no que respeita à participação pública e à avaliação ambiental estratégica.



**Figura 2.3.** Estrutura do Plano (adaptado de: ARH Centro 2011).

Perante as exigências da DQA e da Lei da Água, o planeamento de gestão dos recursos hídricos está estruturado em ciclos de 6 anos. Os primeiros PGRH realizados entraram em vigor em 2009 e estendem-se até 2015, ao que os programas de medidas terão que ser revistos e atualizados antes de expirar o Plano.



### 3. REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo expõe a revisão de literatura preponderante para este estudo. Assim são apresentados estudos de avaliação da qualidade da água na bacia do rio Vouga, que incluem análises físico-químicas e que relacionam estas análises com a análise biológica. Seguidamente são apresentados os estudos no âmbito da economia ambiental, que incluem estudos de valorização dos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos. Por fim, foi elaborado um levantamento de estudos que recorrem a meta-análises para valorizar os serviços culturais dos ecossistemas aquáticos.

#### 3.1. ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO RIO VOUGA

A avaliação da qualidade de determinada massa de água pode ser elaborada de diferentes modos. A análise de parâmetros físico-químicos e comparação com valores limite instaurados na legislação, a análise de parâmetros hidroquímicos, análise do estado trófico, qualificação do estado da qualidade da água com recurso a índices baseados em elementos biológicos, entre outros exemplos.

Com o decorrer dos anos, a necessidade de estudar as massas de água tem sido cada vez maior, e a bacia do Vouga é exemplo disso. Vários são os estudos relativos ao estado das massas de água da bacia hidrográfica do Vouga. Os quais podem incorporar-se em duas vertentes: os estudos que estimam a qualidade da água somente a partir de parâmetros físico-químicos e os estudos que avaliam a qualidade da água através da integração dos parâmetros físico-químicos com os parâmetros biológicos.

A Tabela 3.1 apresenta um sumário dos estudos, efetuados para a bacia do Vouga, que estimam a qualidade da água apenas a partir de parâmetros físico-químicos. Os estudos elaborados por Cerqueira et al. (2005) e Cerqueira et al. (2008) são exemplos de estudos onde são avaliados somente os parâmetros físico-químicos, para as sub-bacias dos rios Cértima e Antuã, respetivamente. Estes dois trabalhos procuram quantificar e analisar a qualidade da água nas duas sub-bacias do Vouga, com base em parâmetros físico-químicos, como a temperatura, oxigénio dissolvido, condutividade elétrica, SST, CBO<sub>5</sub>, azoto (Kjeldahl), fósforo total, nitrato e pH, que são comparados com valores legislados. Tanto o estudo de Santos (2008) como o de Van der Weijden & Pacheco (2006) avaliam a qualidade da água por meio de parâmetros hidroquímicos. Santos (2008) estima a relação entre a qualidade química da água e o caudal do rio, ao passo que, o estudo de Van der Weijden & Pacheco (2006) avalia a contribuição do desgaste natural do leito do rio para a qualidade química da massa de água.

O estudo de Roebeling et al. (2014) visou determinar os custos a longo prazo da adoção de boas práticas agrícolas, para os diferentes usos do solo com recurso ao *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT). Também com base no SWAT, foi estimada a qualidade química da água para posteriormente estimar as funções de custo de redução da poluição das águas de origem difusa para os diferentes usos do solo.

**Tabela 3.1.** Sumário dos estudos que estimam a qualidade da água somente a partir de parâmetros físico-químicos, na bacia hidrográfica do rio Vouga.

Estudo	Objetivos / Parâmetros
<b>Cerqueira et al. (2005)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Análise de parâmetros físico-químicos</li> </ul>
<b>Cerqueira et al. (2008)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identificação de fontes pontuais de poluição</li> <li>• Avaliar a qualidade da água na bacia do Antuã com base na monitorização de variáveis físico-químicas</li> </ul>
<b>Roebeling et al. (2014)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Recurso ao SWAT para estimar a poluição difusa e os usos do solo</li> <li>• SWAT determinou os ciclos de azoto e fósforo</li> </ul>
<b>Santos (2008)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identificação dos parâmetros hidroquímicos e fontes poluentes de modo a avaliar o estado da qualidade da água nas sub-bacias do Médio Vouga</li> <li>• Analisar a relação entre o caudal e a qualidade química</li> </ul>
<b>Van der Weijden &amp; Pacheco (2006)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliação da hidroquímica das nascentes e águas superficiais na bacia do rio Vouga</li> <li>• Quantificar as contribuições do desgaste natural com a química das massas de água</li> </ul>

A Tabela 3.2 apresenta os estudos que descrevem a análise à qualidade da água com base na integração dos parâmetros físico-químicos com os parâmetros biológicos. Embora para sub-bacias diferentes, Silva (2008) para o Cértima, Fernandes (2009) para o Antuã e Henriques (2010) para o Vouga, nestes três trabalhos foi avaliada a qualidade da água com base em amostragens, onde são integrados os parâmetros físico-químicos e biológicos. Lopes et al. (2007) fizeram uma análise à variação sazonal de nutrientes e a sua ligação ao parâmetro biológico clorofila *a* na Ria de Aveiro, com base nessa análise procederam à avaliação do estado da qualidade da água através do índice ecológico *National Estuarine Eutrophication Assessment* (NEEA). No trabalho de Cassidy (2010) para proceder à avaliação da qualidade da água no rio Cértima foram aplicados ensaios ecotoxicológicos para vários organismos, a bactéria *Vibrio fischeri*, a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, a macrófita *Lemna minor* e o cladóceros *Daphnia magna*. Estes ensaios foram complementados com a avaliação de parâmetros físico-químicos. O estudo de Serpa et al. (2014) focou-se no rio Cértima, onde avaliaram a qualidade da água, sendo que a análise dos parâmetros físico-químicos é de acordo com os diferentes usos da água superficial, a qualidade biológica foi determinada com base no Índice Português de Invertebrados do Sul. A par disso, a avaliação da qualidade da água, também contou com ensaios ecotoxicológicos a quatro organismos: à bactéria *Vibrio fischeri*, à alga unicelular *Pseudokirchneriella subcapitata*, à macrófita *Lemna minor* e ao crustáceo *Daphnia magna*. Nos seus estudos, Santos (2010) e Vidal et al. (2013), avaliaram a qualidade da água com base na sensibilidade apresentada por comunidades de macroinvertebrados nas águas do rio Mau, analisaram a variação do estado ecológico ao longo do tempo e perante dados de

parâmetros físico-químicos para o rio Mau, ao que posteriormente compararam o estado da qualidade da água com as metas propostas pela DQA.

**Tabela 3.2.** Sumário dos estudos que analisam a qualidade da água integrando os parâmetros físico-químicos com os parâmetros biológicos, para a bacia hidrográfica do rio Vouga.

<b>Estudo</b>	<b>Objetivos / Parâmetros</b>
<b>Cassidy (2010)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Análise de parâmetros físico-químicos e ecotoxicológicos para avaliar a qualidade da água na bacia do Cértima</li> <li>• Parâmetros físico-químicos: condutividade elétrica, oxigénio dissolvido, temperatura, CBO<sub>5</sub>, SST, SSV e nitratos</li> <li>• Avaliação ecotoxicológica envolveu: uma bactéria, uma alga, um macrófita e um cladóceros</li> </ul>
<b>Fernandes (2009)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliar o estado da qualidade da água no rio Antuã</li> <li>• Foram avaliados parâmetros hidromorfológicos, organoléticos, físico-químicos e biológicos</li> </ul>
<b>Henriques (2010)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliar os resultados dos programas de monitorização da qualidade da água na bacia do Vouga</li> <li>• Avaliação de parâmetros físico-químicos, agregados em: indicadores químicos de poluição, indicadores de qualidade da água, indicadores microbiológicos, fitoplâncton</li> </ul>
<b>Lopes et al. (2007)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Análise à variabilidade sazonal dos nutrientes (azoto, fósforo e sílica) limitantes e a ligação entre estes e a clorofila a</li> <li>• Avaliação do estado de qualidade ambiental com recurso a classificação ecológica</li> <li>• Análise à carga de nutrientes e comparação com estudos anteriores na Ria de Aveiro</li> </ul>
<b>Serpa et al. (2014)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliar a qualidade da água na bacia do Cértima</li> <li>• Estado da qualidade físico-química da água avaliado de acordo com a classificação portuguesa para águas superficiais para vários usos</li> <li>• Estado da qualidade biológica da água avaliado de acordo com o Índice Português de Invertebrado do Sul</li> <li>• Ensaio ecotoxicológicos de uma espécie de bactérias, de uma alga unicelular, um macrófita e um crustáceo</li> </ul>
<b>Silva (2008)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Análise de parâmetros físico-químicos e classificação do estado trófico</li> <li>• Classificação da qualidade da água através de índices biológicos da qualidade da água</li> </ul>
<b>Santos (2010)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliar a sensibilidade da comunidade de macroinvertebrados</li> <li>• Avaliar a variabilidade do estado ecológico ao longo dos anos</li> <li>• Comparar os resultados com a abordagem DQA</li> </ul>
<b>Vidal et al. (2013)</b>	

### 3.2. ESTUDOS DA AVALIAÇÃO ECONÓMICA DA QUALIDADE DA ÁGUA E DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Ao longo dos anos, o ramo da economia ambiental tem registado uma crescente importância na avaliação dos serviços, bens e funções dos ecossistemas. Embora exista um aumento no número de publicações relativas a bens e serviços dos ecossistemas, ainda existe uma indefinição quanto à abordagem sistemática global para a avaliação e valorização das funções de um ecossistema (de Groot et al. 2002; Van Houtven et al. 2014).

O valor dos ecossistemas e dos seus serviços podem ser expressos de três maneiras diferentes, valores ecológicos, sócio-culturais e económicos (de Groot et al. 2010). Na literatura surgem dois grandes tipos de valores: valores de uso e valores de não-uso. A soma total dos valores de uso e de não-uso associados a um recurso ou a um aspeto ambiental corresponde ao Valor Económico Total (de Groot et al. 2010).

Os métodos de avaliação económica ambiental dividem-se em quatro tipos básicos de avaliação: a) avaliação de mercado direto, b) avaliação de mercado indireto, c) avaliação contingente, e d) avaliação de grupo (de Groot et al. 2002; Hein et al. 2006).

- a) A avaliação de mercado direto está relacionada com o valor dos serviços do ecossistema que apresentam mercado, na sua maioria aplicado a “bens” produzidos pelo ecossistema, embora também possa ser aplicado a funções recreativas.
- b) A avaliação de mercado indireto restringe-se aos serviços dos ecossistemas que não apresentam mercados definidos, portanto, a valorização desses serviços é por meio indireto.
- c) A avaliação contingente é um modo de avaliar os serviços através da criação de vários cenários hipotéticos, descrevendo alternativas num questionário de cariz social.
- d) A avaliação de grupo deriva de teoria política e social, e é baseada nos princípios de democracia deliberativa e na suposição de que a tomada de decisões políticas deve resultar de um debate público aberto.

Nesta secção são apresentados vários estudos realizados no âmbito da avaliação económica ambiental, mais propriamente do valor atribuído a determinados serviços dos ecossistemas aquáticos. Assim, os trabalhos apresentados podem ser distribuídos do seguinte modo: estudos que avaliam o valor atribuído a determinada atividade num local em estudo, estudos que avaliam o valor associado a determinada melhoria/controla na qualidade da água do ecossistema aquático e estudos que recorrem a meta-análises para determinar o valor económico dos serviços dos ecossistemas.

Na Tabela 3.3 são apresentados os estudos onde foi avaliado economicamente determinado serviço dos ecossistemas aquáticos num determinado local. Portanto, na Tabela 3.3, destacam-se o elevado número de estudos onde se determina o valor económico de todos os serviços dos ecossistemas aquáticos que determinado local



sustenta (Emerton & Kekulandala 2003; Ojeda et al. 2008; Camacho-Valdez et al. 2013; Van Riper & Kyle 2014). No caso do estudo de Van Riper & Kyle (2014) a par dos serviços dos ecossistemas aquáticos também determinaram o valor económico dos serviços dos ecossistemas terrestres. Shrestha et al. (2002) e Shrestha et al. (2007) focaram-se nos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos, embora neste último foi dado destaque ao valor económico associado à pesca recreativa. Os estudos de Mangi et al. (2011) e Simonit & Perrings (2011) determinaram o valor económico dos serviços de regulação dos ecossistemas aquáticos, embora em locais distintos. Todos estes estudos foram realizados em diferentes locais, como bacias de rios, zonas húmidas ou zonas costeiras.

**Tabela 3.3.** Sumário dos estudos que avaliaram o valor económica de determinado serviço num dado local.

<b>Estudo</b>	<b>Foco Geográfico</b>	<b>Valores Considerados</b>
<b>Camacho-Valdez et al. (2013)</b>	México	Valor económico dos serviços dos ecossistemas aquáticos ao longo da costa sul de Sinaloa
<b>Emerton &amp; Kekulandala (2003)</b>	Sri Lanka	Valor económico dos serviços sustidos pelos ecossistemas aquáticos
<b>Mangi et al. (2011)</b>	Reino Unido	Valores económicos associados aos serviços de regulação dos ecossistemas aquáticos nas Ilhas Scilly
<b>Ojeda et al. (2008)</b>	México	Avaliação económica dos serviços do ecossistema aquático no Delta do Rio Yaqui
<b>Simonit &amp; Perrings (2011)</b>	Quénia	Avaliação económica aos serviços de regulação do ecossistema no Lago Victoria
<b>Shrestha et al. (2002)</b>	Brasil	Valor económico da pesca recreativa no Pantanal do Brasil
<b>Shrestha et al. (2007)</b>	EUA	Valor das atividades recreativas na região do rio Apalachicola
<b>Van Riper &amp; Kyle (2014)</b>	EUA	Valor económico dos serviços dos ecossistemas terrestres e aquáticos

Os estudos apresentados na Tabela 3.4 referem-se à avaliação do valor associado a determinada melhoria/controle na qualidade da água no ecossistema aquático. No estudo de Guimarães et al. (2011) procuraram determinar o valor associado à melhoria da qualidade da água na bacia do Guadiana, tanto em Portugal como em Espanha, também outros autores determinaram os benefícios da melhoria da qualidade água, embora em locais distintos (Gupta & Mythili 2009; Hayes et al. 1992; IJ Bateman et al. 2006). Meyerhoff et al. (2013) analisaram e determinaram os benefícios económicos da melhoria da qualidade da água em 5 rios urbanos, nas áreas de Berlin e Brandenburg. Lipton (2003) procurou estimar a melhoria da qualidade da água através da disponibilidade para pagar

por parte de proprietários de barcos que navegam em Chesapeake Bay, nos Estados Unidos da América. Carson & Mitchell (1993) realizaram um estudo de modo a determinar os benefícios do controle da poluição da água a nível nacional, nos Estados Unidos da América, com vista ao cumprimento de metas estabelecidas na lei nacional. Os estudos de Ribeiro (2012) e Roebeling et al. (2013) apresentaram o valor cultural de uma zona húmida incorporada na bacia hidrográfica do Vouga, onde avaliaram a qualidade química da bacia do rio Cértima e integraram essa análise com a qualidade biológica e, a partir daí estimaram os benefícios económico-ambientais aquáticos da melhoria da qualidade da água.

**Tabela 3.4.** Sumário de estudos que avaliam o valor associado a determinada melhoria/controle na qualidade da água no ecossistema aquático.

<b>Estudo</b>	<b>Foco Geográfico</b>	<b>Valores Considerados</b>
<b>Bateman et al. (2006)</b>	Rio Tame, Reino Unido	Valorização da melhoria da qualidade da água
<b>Carson &amp; Mitchell (1993)</b>	EUA	Benefícios da melhoria da qualidade da água para todas as massas de água dos EUA, agregados com o cumprimento de metas da lei nacional
<b>Guimarães et al. (2011)</b>	Rio Guadiana, Portugal e Espanha	Valor associado à melhoria da qualidade da água
<b>Gupta &amp; Mythili (2009)</b>	Lago Powai, Mumbai, Índia	Valorização da melhoria da qualidade da água
<b>Hayes et al. (1992)</b>	Upper Narmgamett Bay, Rhode Island, EUA	Estimativa dos benefícios da melhoria da qualidade da água
<b>Lipton (2003)</b>	Chesapeake Bay, EUA	Estimativa da melhoria da qualidade da água, tendo em conta o contributo dos proprietários de barcos
<b>Meyerhoff et al. (2013)</b>	5 rios das áreas metropolitanas de Berlin e Brandenburg	Valorização da estimativa da melhoria da qualidade da água
<b>Ribeiro (2012)</b> <b>Roebeling et al. (2013)</b>	Pateira de Fermentelos, Portugal	Estimativa dos benefícios económicos da melhoria da qualidade da água

Um modo de avaliar os resultados de determinados fatores específicos em diferentes estudos é recorrendo a uma meta-análise (Brouwer 2000), o que tem provado ser um instrumento útil na síntese de resultados de inúmeros estudos (Woodward & Wui 2001). Este método tem ganho ênfase na economia, pelo modo como engloba inúmeros estudos com valores económicos relativos a bens e serviços ambientais (Brouwer 2000). A meta-análise pode ser apresentada sob dois tipos, a que recorre a dados reais advindos de vários estudos e a que usa resultados de múltiplos estudos (Woodward & Wui 2001).

Na Tabela 3.5 são apresentados os estudos que contribuem para a determinação do valor económico de determinados serviços com recurso a meta-análises. O trabalho de Van Houtven et al. (2007) apresenta a valorização da melhoria da qualidade da água superficial, tendo em conta a componente uso do WTP, onde foi dado destaque à água para usos recreativos. Ao passo que, no estudo de Johnston et al. (2003) foi estudada a componente de não uso WTP para a estimativa da melhoria da qualidade da água, ambos os estudos englobaram a mesma área, Estados Unidos da América. O estudo de Johnston & Thomassin (2010) procedeu à identificação das variáveis que melhor se ajustam ao WTP da melhoria da qualidade da água de superfície para os Estados Unidos da América. Johnston et al. (2006) analisaram a potencial sensibilidade do WTP para os recursos aquáticos. O trabalho de Brander et al. (2013) consistiu na valorização económica dos serviços de regulação de áreas húmidas, nomeadamente controle de cheias, abastecimento de água e autodepuração.

**Tabela 3.5.** Sumário dos estudos que recorrem a meta-análises que contribuem na determinação do valor económico de alguns serviços de ecossistema.

<b>Estudo</b>	<b>Área dos estudos</b>	<b>Valores considerados</b>
<b>Brander et al. (2013)</b>	EUA, Europa e alguns países em desenvolvimento	Valorização económica dos serviços dos ecossistemas das áreas húmidas, nomeadamente, serviços de regulação
<b>Johnston et al. (2003)</b>	EUA	Estimativa da melhoria da qualidade da água e relação com a componente de não uso de WTP
<b>Johnston et al. (2006)</b>	EUA	Análise à sensibilidade do WTP para os recursos aquáticos
<b>Johnston &amp; Thomassin (2010)</b>	EUA e Canadá	Identificação das variáveis do WTP para a melhoria da qualidade da água de superfície
<b>Van Houtven et al. (2007)</b>	EUA	Estimativa da melhoria da qualidade da água, as alterações à qualidade da água têm como referência os usos recreativos e os utilizadores



#### 4. MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo é apresentada a abordagem adotada para este trabalho. Em primeira instância recorreu-se a bases de dados facultadas para o desenvolvimento do estudo, desde dados físico-químicos, biológicos e económicos. Posteriormente são apresentados os indicadores escolhidos para a caracterização da qualidade das massas de água na bacia hidrográfica do Vouga. Por último são descritas as análises químico-biológicas e económico-ambientais efetuadas.

A abordagem adotada para este trabalho (Figura 4.1), regeu-se pelos estudos de Ribeiro (2012) e Roebeling et al. (2013). Assim, o trabalho foi iniciado com a análise dos dados suscetíveis de serem aplicados, e referentes aos parâmetros físico-químicos e biológicos de rios da bacia do Vouga, presentes na literatura. Para avaliar a sua qualidade selecionaram-se dois índices de qualidade: *Water Quality Index* (WQI), como indicador da qualidade da água, e o *Ecosystem Quality Index* (EQI), como indicador do estado do ecossistema. A par disso foram selecionados os serviços dos ecossistemas aquáticos suscetíveis de análise para posterior valorização, que no presente estudo corresponderam aos serviços culturais. Através de dados provenientes de amostragens (Tabela 4.1) foram calculados cada um dos índices, e em seguida foi estabelecida a relação possível entre ambos os índices. Com base em dados do modelo SWAT trabalhados (Roebeling et al. 2014), que permitiram determinar o WQI para toda a bacia, e da relação anteriormente referida dos dados de amostragens, foi extrapolado o EQI para toda a bacia. O próximo passo consistiu em valorizar os serviços culturais dos ecossistemas, por meio da relação estabelecida por Roebeling et al. (2013), que relaciona a qualidade da água e o *willingness-to-pay* (WTP, disponibilidade para pagar), utilizando técnicas de transferência de benefícios. Seguiu-se a análise dos resultados obtidos e da relação entre a qualidade do ecossistema, qualidade da água e valor dos serviços culturais do ecossistema aquático. Perante os resultados obtidos da qualidade da água, foi realizada a comparação com os objetivos ambientais propostos pela Diretiva Quadro da Água, averiguando se estão em conformidade. Por outro lado, foram analisados outros cenários de melhoria da qualidade da água, de acordo com os objetivos ambientais do Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica do Vouga (PGBH) que vão de encontro aos objetivos propostos pela DQA, com o objetivo de conhecer a relação entre o valor dos serviços culturais dos ecossistemas e o estado das massas de água.

**Tabela 4.1.** Fontes dos dados de amostragens utilizados neste estudo.

Dados das amostragens	Fonte
Rio Antuã	Fernandes (2009)
Rio Cértima	Silva (2008)
Rio Mau	Vidal et al. (2013)

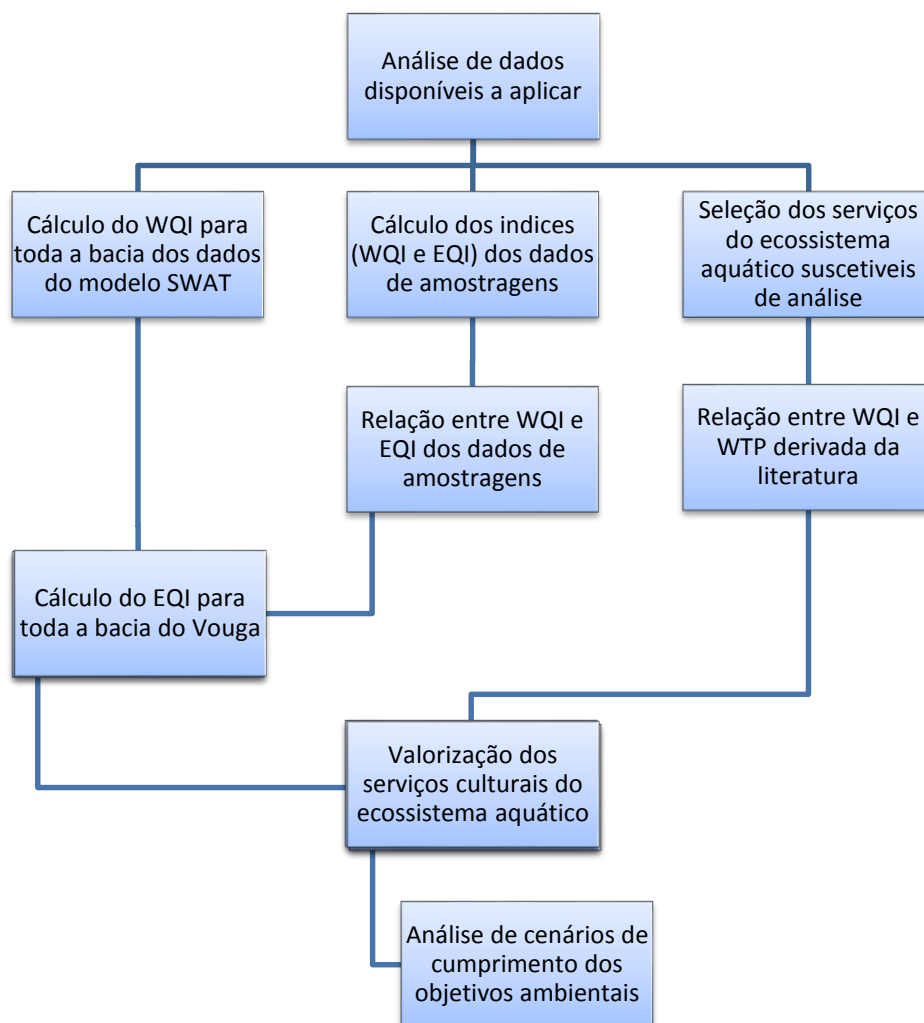
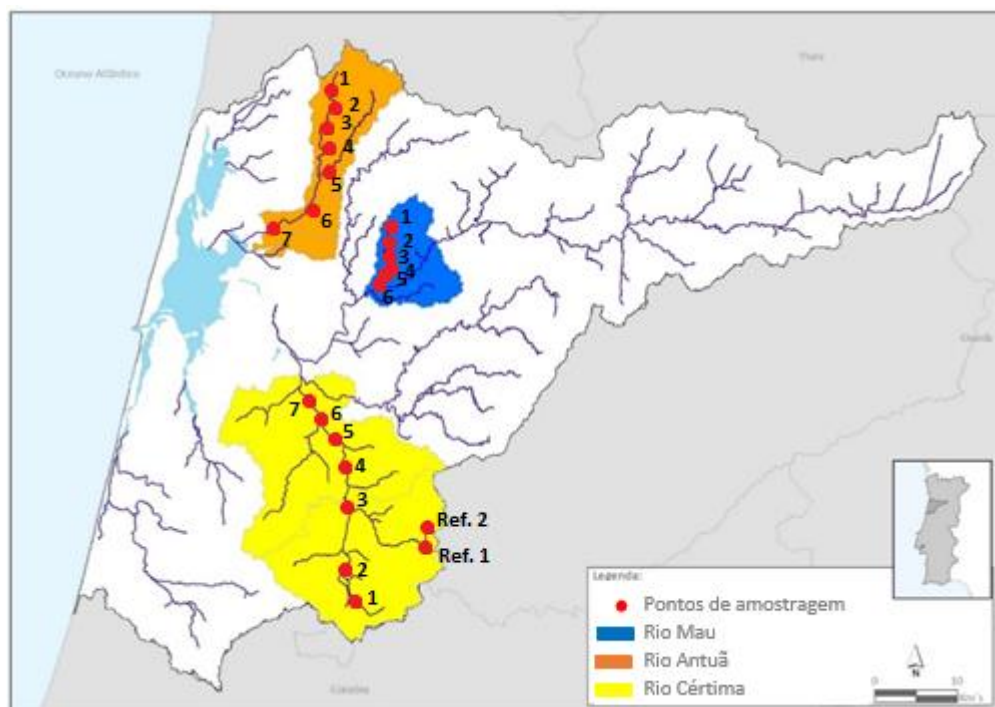


Figura 4.1. Abordagem estabelecida neste estudo.

## 4.1. BASE DE DADOS

### 4.1.1. DADOS DE AMOSTRAGENS DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS

Relativamente ao cálculo dos índices, tanto o WQI como o EQI recorreu-se a dados físico-químicos e biológicos para os rios Antuã, Cértima e Mau, publicados por Fernandes (2009), Silva (2008) e Vidal et al. (2013), respetivamente (Tabela 4.1), cujos locais de amostragem se encontram representados na Figura 4.2. Os dados de amostragens dos parâmetros físico-químicos colhidos por outros estudos encontram-se no Anexo A – Dados físico-químicos utilizados.



**Figura 4.2.** Locais de amostragem para os rios cujos dados derivam da literatura.

#### 4.1.1.1. RIO ANTUÃ

O rio Antuã estende-se ao longo de 38,3km, nasce na localidade de Romariz, Santa Maria da Feira e desagua na Ria de Aveiro, a sudoeste de Estarreja, abrange 149,2km<sup>2</sup> de área.

Este rio que pertence à bacia hidrográfica do Vouga, embora não desague no rio Vouga, abrange os municípios de Albergaria-a-Velha, Arouca, S. João da Madeira, Oliveira de Azeméis e Vale de Cambra. O rio Antuã tem como principais afluentes a ribeira do Pintor, a ribeira do Cercal e o rio Ínsua na margem esquerda e a ribeira da Arrifana na margem direita. No entanto, o rio Antuã apresenta dois braços: o braço N/S, que banha S. João da Madeira, que localmente é designado por rio Ul e o braço NE/SW, que banha o concelho de Oliveira de Azeméis que localmente é chamado de rio Ínsua.

Segundo o estudo de Fernandes (2009), as amostragens realizaram-se nos dias 14 de novembro de 2008 e 20 de março de 2009 com o propósito de compreender diferentes estações do ano, assim como permitir uma análise global do estado da qualidade da água, tendo em conta as variantes sazonais.

As características do posicionamento geográfico de cada local de amostragem encontram-se descritas na Tabela 4.2 e os locais representados na Figura 4.2. Esta monitorização registou os seguintes parâmetros físico-químicos: a condutividade, temperatura, pH, SST, nitrato, azoto amoniacal, fósforo total, percentagem de saturação de oxigénio dissolvido (OD<sub>sat</sub>) e CBO<sub>5</sub> (ver anexo A – Dados físico-químicos utilizados). Os parâmetros biológicos utilizados foram os macroinvertebrados bentónicos (ver anexo B – Elementos biológicos).

**Tabela 4.2.** Locais de amostragem para o rio Antuã (fonte: Fernandes (2009)).

Local de amostragem	Identificação	Descrição
1	Milheirós de Poiares	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Parte do troço inicial</li> <li>• Interferência humana nula</li> <li>• Imediatamente a montante de uma secção do rio com margens artificiais</li> </ul>
2	S. João da Madeira	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interferência de atividades humanas</li> <li>• A jusante da cidade de S. João da Madeira</li> </ul>
3	Ferral	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interferência de atividades humanas</li> <li>• Jusante de um dique natural</li> </ul>
4	Aguincheira	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interferência de atividades humanas</li> <li>• Jusante da ETAR do Salgueiro</li> </ul>
5	Ul (rio Ínsua)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interferência humana pouco representativa</li> <li>• Montante de um pequeno dique artificial</li> <li>• Jusante da cidade de Oliveira de Azeméis</li> </ul>
6	Minhoteira	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jusante da confluência com o rio Ínsua</li> </ul>
7	Estarreja	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interferência de atividades humanas</li> </ul>

#### 4.1.1.2. RIO CÉRTIMA

O rio Cértima nasce na serra do Buçaco, a sudoeste da cidade da Mealhada, através de vários afluentes, a uma altitude de 380 metros. Corre ao longo de 43 km, na direção S/N, atravessando os concelhos da Mealhada, Anadia, Oliveira do Bairro e Águeda. Tem uma área de drenagem de cerca de 538 km<sup>2</sup>. Na parte final do troço, as águas do Cértima convergem na lagoa natural da Pateira de Fermentelos, na localidade de Perrães, freguesia de Fermentelos. O rio Cértima vai desaguar à margem esquerda do rio Águeda, um pouco antes da confluência deste com o rio Vouga, na freguesia de Requeixo, concelho de Aveiro.

O rio Cértima tem como principais afluentes o rio da Serra da Cabria e o rio da Serra, da margem direita e da margem esquerda conta com o rio Levira, rio da Ponte e a ribeira da Lendiosa que se vai juntar à ribeira de Canedo na parte inicial da bacia, contribuindo assim para o engrossamento do Cértima.

Os dados das amostragens do rio Cértima realizadas no estudo de Silva (2008) derivam de 7 locais de amostragem mais dois locais de referência (Figura 4.2). A seleção desses locais teve em conta características distintas que o rio vai apresentando ao longo do troço (Tabela 4.3). Porém, obedeceram ao facto de se encontrarem próximos de possíveis focos de poluição, já os locais de referência foram escolhidos de modo a anular as interferências humanas (Silva 2008).

Silva (2008) realizou duas campanhas de amostragens, uma no dia 23 de janeiro de 2008 e a segunda no dia 26 de março de 2008, onde foram medidos os seguintes parâmetros físico-



químicos: pH, oxigénio dissolvido, CBO<sub>5</sub>, azoto (na forma do catião amónio e amónia) e fósforo (ver anexo A – Dados físico-químicos utilizados). Os parâmetros biológicos utilizados foram os macroinvertebrados bentónicos (ver anexo B – Elementos biológicos).

**Tabela 4.3.** Locais de amostragem para o rio Cértima, incluindo dois locais de referência (fonte: Silva (2008)).

Local de amostragem	Identificação	Descrição
Ref. 1	Ribeira de Trezói	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interferência de atividades humanas nula</li> </ul>
Ref. 2	Parada	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interferência de atividades humanas nula</li> </ul>
1	Ribeira do Canedo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jusante da freguesia da Pampilhosa e a montante da cidade da Mealhada</li> <li>• Jusante de uma pequena área industrial</li> </ul>
2	Lagoa Seca	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jusante do ponto de descarga dos esgotos, parcialmente tratados, da cidade da Mealhada e das águas residuais provenientes de uma quinta de gado bovino</li> <li>• Jusante da afluência do rio Luso</li> </ul>
3	Malaposta	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jusante do rio da Serra</li> <li>• Jusante de uma ETAR</li> </ul>
4	S. João da Azenha	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zona rural, com possíveis consequências derivadas de escorrências agrícolas</li> </ul>
5	Repolão	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jusante de descargas de água residual doméstica e industrial da cidade de Oliveira do Bairro</li> </ul>
6	Perrães	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jusante da afluência do rio Levira</li> <li>• Zona de arrozais</li> </ul>
7	Pateira de Fermentelos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Local turístico</li> </ul>

#### 4.1.1.3. RIO MAU

O rio Mau é um pequeno afluente do rio Vouga, que se situa nas proximidades de Sever do Vouga, tem uma área de afluência de 12,4 km<sup>2</sup> e apresenta cerca de 13 km de comprimento desde a Serra do Salgueiro, até à sua foz em Pessegueiro do Vouga. Trata-se de um rio que é importante uma vez que abastece a população envolvente com água potável e para a irrigação (Nunes, 2007; Vidal et al., 2013).

Os locais de amostragem foram definidos de modo a representar todo o rio (Figura 4.2), foram então selecionados 6 locais, que se encontram descritos na Tabela 4.4.

O estudo de Vidal et al. (2013) definiu dois períodos distintos de amostragens, 2005/2006 e 2009/2010. A amostragem foi programada de modo a registar a variação sazonal: primavera (maio de 2005 e abril de 2010), verão (julho de 2009) e inverno (fevereiro de 2006) (Vidal et al. 2013). Os parâmetros físico-químicos medidos foram os seguintes: pH,

oxigénio dissolvido, temperatura, condutividade, SST, nitratos, nitritos, amónia e fosforo (ver anexo A – Dados físico-químicos utilizados). Contudo, é de salientar que esta monitorização também englobou a análise à concentração de metais. Tal como nos rios Antuã e Cértima, também os macroinvertebrados bentónicos foram os elementos biológicos medidos no rio Mau (ver anexo B – Elementos biológicos).

**Tabela 4.4.** Locais de amostragem para o rio Mau (fonte: Vidal et al. (2013)).

Local de amostragem	Identificação	Descrição
1	Serra do Salgueiro	• Interferência de atividades humanas nula
2	Silva Escura	• Recebe esgotos domésticos e resíduos agrícolas
3	Cascata da Cabreira	• Jusante de uma queda de água
4	Malhada	• Jusante de uma mina desativada de chumbo
5	Braçal	• Jusante de uma mina desativada de zinco
6	Pessegueiro do Vouga	• Montante da foz, junção ao rio Vouga

#### 4.1.2. DADOS PROVENIENTES DO MODELO SWAT

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (Arnold et al. 1998; Neitsch et al. 2011) é um modelo à escala de uma bacia hidrográfica que integra parâmetros relacionados com a qualidade da água, hidrologia, topografia, clima, solo e cobertura vegetal, de modo a determinar os balanços de nutrientes e água quer a nível superficial como subterrâneo (Nunes 2007). Neste estudo, a funcionalidade do SWAT foi somente o fornecimento de parâmetros físico-químico que permitiram determinar a qualidade da água (WQI) para toda a bacia do Vouga. Porém, neste trabalho apenas foi trabalhado o *output* do SWAT para a bacia do Vouga, onde a calibração do modelo foi realizada, anteriormente, no estudo de Roebeling et al. (2014). O *output* forneceu dados mensais dos elementos físico-químicos num intervalo de tempo de 11 anos, mais propriamente de 2000 até 2011. Assim, o modelo considerou 27 sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do Vouga, e do *output* foram utilizados os seguintes parâmetros: área da bacia, caudal do rio, elevação, sólidos suspensos totais, nitratos, fósforo, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio (CBO<sub>5</sub>) e pH.

#### 4.1.3. DADOS ECONÓMICO-AMBIENTAIS

Os dados económico-ambientais incluem dados referentes ao número de utilizadores/visitantes e não-utilizadores da bacia hidrográfica do rio Vouga. Portanto, os dados relativos ao número de utilizadores da bacia hidrográfica do rio Vouga derivam de fontes distintas:

- Na Portaria n.º 267/2010 constam 5 locais indicados para utilização como praia fluvial na bacia hidrográfica do rio Vouga (ARH Centro 2012d). Ao que as Câmaras Municipais forneceram uma estimativa do número de utilizadores anuais das praias.
- No âmbito da Polis Litoral Ria de Aveiro obteve-se o número de licenças de pesca lúdica (apeada e em embarcação) na área de ação do Porto de Aveiro para o ano 2009 (UA 2010). Através da Direção Geral dos Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM) acedeu-se às estatísticas relativas ao número de licenças de pesca lúdica apeada emitidas na zona Centro no ano de 2013 (DGRM 2014), ao que após um cálculo ponderado com base na população residente no interior, determinou-se o possível número de licenças emitidas para as águas interiores da bacia hidrográfica do Vouga.
- Com recurso ao estudo de Ribeiro (2012) determinou-se o número de utilizadores da Pateira de Fermentelos. O estudo englobou 3 fontes distintas: o número de *download's* médio mensal da brochura dos caminhos pedestres em volta da Pateira de Fermentelos; o número de hóspedes anuais da Estalagem Pateira, no ano de 2010; o número de licenças de pesca lúdica (apeada e em embarcação) emitidas para a Pateira de Fermentelos, com base num cálculo ponderado.
- A BioRia forneceu uma estimativa do número anual de visitantes. A contabilização do número de visitantes deu-se no centro de interpretação ambiental em Salreu, que coincide com o início do Percurso de Salreu, que por sua vez, tem ligação ao Percurso do Antuã.
- Com base na quantia recebida pela autarquia, em relação ao imposto por turista que passeie de barco moliceiro, e sabendo a taxa aplicada a cada turista, foi possível determinar o número de utilizadores de barcos moliceiros na Ria de Aveiro durante um ano.
- A empresa Boca do Lobo forneceu o valor total anual de participantes em atividades náuticas na bacia do rio Vouga, nomeadamente em descidas do rio em caiaque.
- Segundo a Academia de Vela do Sporting Clube de Aveiro cerca de 800 desportistas anuais recorrem à academia para o desenvolvimento de atividades náuticas.

- Na bacia do Vouga existem 4 estâncias termais (ARH Centro 2012d), ao que através do Turismo de Portugal, acedeu-se ao número de inscritos em termalismo clássico no ano de 2011 (Turismo de Portugal 2011).

Quanto ao número de não-utilizadores foi estimado com base nas proporções de utilizadores/não-utilizadores apresentadas nos estudos de Nowak et al. (1990), Farber e Griner (2000), Lienhoop e Messner (2008) e Schaafsma et al. (2012) (Tabela 4.5). De modo a encontrar a razão entre os utilizadores e não-utilizadores para a bacia do Vouga, foi calculada a média dos 4 estudos relativos a recursos hídricos que se encontram na Tabela 4.5, dois dos estudos foram realizados nos Estados Unidos da América, os restantes dois estudos foram realizados na Europa, mais precisamente na Alemanha e na Holanda. Assim, com recurso ao número de utilizadores da bacia do Vouga, estimou-se o número de não-utilizadores.

**Tabela 4.5.** Proporção de utilizadores e não-utilizadores em diferentes estudos, e respetiva média usada neste trabalho.

<b>Estudo</b>	<b>Utilizadores</b>	<b>Não-utilizadores</b>	<b>País</b>	<b>Recurso</b>
<b>Nowak et al. (1990)</b>	70%	30%	EUA	Bacia do rio Milwaukee
<b>Farber e Griner (2000)</b>	75,6%	24,4%	EUA	2 bacias hidrográficas na Pennsylvania
<b>Lienhoop e Messner (2008)</b>	57%	43%	Alemanha	Bacia do rio Elbe
<b>Schaafsma et al. (2012)</b>	67%	33%	Holanda	11 lagos
<b>Média</b>	67,4%	32,6%		

Todos os valores de WTP são apresentados em Euros de 2010 (€<sub>2010</sub>), utilizando o índice de preço do consumidor (ICP, (TWB 2012)) para converter valores em Dólares dos EUA de 2010 (US\$ 2010). Seguiu-se a conversão de Dólares dos EUA para Euros, com recurso à taxa de câmbio aplicável em 2010 (OANDA 2014). Para a obtenção do WTP foram aplicadas equações de WTP obtidas por Roebeling et al. (2013), baseadas no trabalho de Van Houtven et al. (2007).

## 4.2. INDICADORES

### 4.2.1. WATER QUALITY INDEX E A WATER QUALITY LADDER

O *Water Quality Index* (WQI) é uma expressão numérica que demonstra a influência de nove compostos químicos, físicos e biológicos na qualidade da água, desenvolvido e avaliado pela *National Sanitation Foundation*, U.S. (NSF) de modo a uniformizar um método de avaliação para a qualidade da água, nos EUA (McClelland, 1974; Jeon et al., 2005; Ribeiro, 2012).

Assim, este índice foi desenvolvido por meio de uma técnica de pesquisa de opinião, onde 142 pessoas com experiência/especialização na área de gestão da qualidade da água foram selecionadas para 3 questionários, onde selecionassem os parâmetros que melhor definem a qualidade da água. Após a ponderação das respostas, foram elaboradas curvas de qualidade (Anexo C – Gráficos WQI) para que cada um dos parâmetros definidos e os respetivos pesos (Tabela 4.7) (McClelland, 1974; Jeon et al., 2005; Ribeiro, 2012).

A qualidade da água pode ser descrita em termos de uso para o qual um determinado corpo de água é adequado, ou em termos das características objetivas da água em si. Assim, exemplos como o crescimento de algas, alterações na transparência da água e a existência de espumas e detritos são de fácil identificação quanto à diferença na qualidade da água (Vaughan 1986). Porém, as características que definem mais rigorosamente os níveis de qualidade da água, desde o oxigénio dissolvido à carência bioquímica de oxigénio, não são de fácil percepção visual (Vaughan 1986; Ribeiro 2012).

Contudo, por vezes a avaliação da qualidade da água por parte do público é isenta de qualquer parâmetro científico de medição da qualidade da água (Binkey & Hanemann, 1978; Vaughan 1986; Ribeiro 2012). De modo a resolver este problema, Vaughan (1986) elaborou a *Water Quality Ladder* (WQL), que posteriormente foi usada em trabalhos, exemplo de Carson & Mitchell (1993) de forma a obter estimativas da disponibilidade a pagar pela alteração de “degraus” da escada (Van Houtven et al. 2007).

O WQL descreve a qualidade da água, em termos de uso, em 5 níveis diferentes, associados à versão modificada do WQI desenvolvido pela NSF (Tabela 4.6):

- 1) Qualidade inaceitável para qualquer uso;
- 2) Qualidade aceitável para navegação;
- 3) Qualidade aceitável para atividade piscatória;
- 4) Qualidade aceitável para atividades balneares;
- 5) Qualidade aceitável para consumo humano.

**Tabela 4.6.** *Water Quality Index* em termos dos diferentes usos (*Water Quality Ladder*). Baseado em Vaughan (1986).

WQI	WQL
0 – 2,5	Qualidade inaceitável para qualquer uso
2,5 – 5	Qualidade aceitável para navegação
5 – 7	Qualidade aceitável para atividade piscatória
7 – 9,5	Qualidade aceitável para atividades balneares
9,5 – 10	Qualidade aceitável para consumo humano

Deste modo, a massa de água que apresenta qualidade aceitável para navegação tem um WQI de pelo menos 2,5; a massa de água onde seja aceitável a prática de atividades piscatórias tem um WQI de pelo menos 5; já a massa de água onde seja aceitável usufruir de atividades balneares tem um WQI de pelo menos 7, ao que a qualidade aceitável para consumo humano terá de apresentar um WQI superior a 9,5 (Tabela 4.6).

No entanto, esta versão modificada do WQI apresentada por Vaughan (1986) apenas engloba 5 dos parâmetros de qualidade da água referenciados por McClelland (1974), que são: CBO<sub>5</sub>, coliformes fecais, oxigénio dissolvido, pH e turbidez. O WQI é calculado da seguinte forma (Equação 1):

$$WQI = \frac{\prod_{i=1}^n q_i^{w_i}}{10} \quad [1]$$

Onde:

- $WQI$  é o índice de qualidade da água multiplicativo, varia entre 0 e 10;
- $q_i$  corresponde à qualidade de cada parâmetro  $i$ , um número de 0 a 100
- $w_i$  é o peso de cada parâmetro  $i$ , varia de 0 a 1;
- $n$  é o número de parâmetros, neste caso  $n = 5$ .

O peso de cada parâmetro ( $w_i$ ) a aplicar na equação anterior, foi revisto, uma vez que no modelo original são usados 9 parâmetros, enquanto que Vaughan (1986) utilizou somente 5. Então para o efeito, foi usada a Equação 2.

$$\widehat{w}_i = w_i \left( \frac{\sum_{i=1}^9 w_i}{\sum_{i=1}^5 w_i} \right) \quad [2]$$

Em que:

- $\widehat{w}_i$  é o peso revisto de cada parâmetro  $i$ ;
- $w_i$  é o peso original de cada parâmetro  $i$ .

**Tabela 4.7.** Parâmetros usados no cálculo do WQI e respetivos pesos, pesos apresentados por Vaughan (1986) e pesos revistos aplicados no caso estudo. Adaptado de McClelland (1974).

Parâmetro	Peso Original ( $w$ ) (McClelland, 1974)	Peso Vaughan (1986)	Peso Revisto ( $\widehat{w}_i$ )
Oxigénio Dissolvido (% sat)	0,17	0,274	-
Densidade de Coliformes Fecais (n.º de col./100 mL)	0,16	0,242	-
pH (Sorensen)	0,11	0,194	0,224
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO <sub>5</sub> ) (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	0,11	0,161	0,224
Nitratos (mg N-NO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	0,1	-	0,204
Fosfatos (mg P.L <sup>-1</sup> )	0,1	-	0,204
Temperatura (°C)	0,1	-	-
Turbidez (JTU)	0,08	0,129	-
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	0,07	-	0,143
<b>Total</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

Assim, neste estudo foi adotada a versão modificada do WQI, baseada em Vaughan (1986), onde foram usados os pesos revistos (Tabela 4.7). Para o seu cálculo foram usados os seguintes parâmetros: Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>) (mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>); pH (Sorensen); Nitratos (mg N-NO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>); Fosfatos (mg P.L<sup>-1</sup>) e Sólidos Suspensos Totais (mg.L<sup>-1</sup>). Comparando com os pesos da Tabela 4.7, verifica-se que os pesos revistos não coincidem com os pesos de Vaughan (1986), o que se deve a um conjunto de fatores. Apenas o pH e o CBO<sub>5</sub> são mantidos na análise. No entanto, foram adicionados os nitratos e os fosfatos em detrimento de outros, uma vez que estes são nutrientes que desempenham um papel importante no estado trófico das águas (Jeffries & Mills, 1990; Ribeiro 2012) e também estão incluídos no cálculo original do WQI (McClelland, 1974) (Tabela 4.7), a par disso, são parâmetros que o SWAT fornece. A escolha dos sólidos totais em detrimento do oxigénio dissolvido deve-se ao facto do SWAT não se apresentar calibrado para este parâmetro, demonstrando também, uma grande variação (entre 0 e 100%) e conseqüentemente um erro elevado, assume também segundo Vaughan (1986) um peso elevado (Tabela 4.7), o que condicionaria o valor final do WQI.

No cálculo do  $q_i$  foram utilizadas curvas de qualidade que se encontram no Anexo C – Gráficos WQI, porém, no cálculo deste elemento recorreu-se a uma ferramenta *online* - *Calculating NSF Water Quality Index* (Oram 2012), que permitiu a obtenção de valores mais rigorosos.

#### 4.2.2. ECOSYSTEM QUALITY INDEX

O *Ecosystem Quality Index* (EQI) trata-se da relação entre os valores observados para um determinado parâmetro biológico numa determinada massa de água e o valor desse parâmetro na condição de referência da massa de água em causa. Então, o EQI é expresso em valores numéricos entre 0 e 1, sendo o 0 significado de degradação extrema, ao invés do 1 que é a situação de referência (INAG 2009). Porém, o cálculo é a razão entre o índice obtido e a mediana dos valores desse índice estabelecido para os locais de referência do mesmo tipo (INAG 2009).

O EQI é determinado com recurso à seguinte equação (Equação 3):

$$EQI = \frac{IPtI}{V_{ref.}} \quad [3]$$

Em que:

- *EQI* corresponde ao *Ecosystem Quality Index*, valores entre 0 e 1;
- *IPtI* corresponde ao Índice Português de Invertebrados, pode ser do sul ou do norte, conforme a classificação do rio em questão;
- *V<sub>ref.</sub>* corresponde ao valor de referência para o tipo de rio em estudo.

Neste estudo, os elementos biológicos utilizados foram os macroinvertebrados bentónicos. A avaliação da qualidade biológica das massas de águas é por meio de indicadores representativos, ou seja, índices, estes refletem o desvio das condições da massa de água do mesmo tipo em relação às condições de referência. Segundo o já extinto INAG (2009), os tipos são grupos de massas de água com características geográficas e hidrológicas relativamente homogéneas, consideradas relevantes na determinação das condições ecológicas. Assim, o objetivo da definição dos tipos é permitir que sejam corretamente estabelecidas condições de referência e que sejam comparáveis as classificações de estado ecológico dentro de cada grupo de rios com características semelhantes.

Na bacia hidrográfica do Vouga encontram-se rios com as seguintes classificações:

- Rios Montanhosos do Norte (Tipo M);
- Rios do Norte de Pequena Dimensão (Tipo N 1; <=100);
- Rios do Norte de Média-Grande Dimensão (Tipo N 1; >100);
- Rios do Litoral Centro (Tipo L).

Deste modo, existem rios, que compõem a bacia hidrográfica do Vouga, em que é aplicável o Índice Português de Invertebrados do sul (*IPtI<sub>S</sub>*), e noutros em que é aplicado o Índice



Português de Invertebrados do norte ( $IPtI_N$ ), dentro destes dois índices os valores de referência variam conforme os tipos de rios.

No caso do  $IPtI_S$  o cálculo é efetuado do seguinte modo (Equação 4):

$$IPtI_S = N^{\circ}Taxa \times 0,4 + EPT \times 0,2 + (IASPT - 2) \times 0,2 + \text{Log}(Sel.EPTCD + 1) \times 0,2 \quad [4]$$

Onde:

- $N^{\circ}Taxa$  corresponde ao número total de famílias taxonómicas identificadas;
- $EPT$  é o número de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- $IASPT$  corresponde ao ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor & Pujante 1997) dividido pelo nº de famílias incluídas no cálculo do BMWP Ibérico;
- $\text{Log}(Sel.EPTCD + 1)$  corresponde ao  $\text{Log}_{10}$  de 1 mais a soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Chloroperlidae, Nemouridae, Leuctridae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Psychomyiidae, Sericostomatidae, Elmidae, Dryopidae, Athericidae.

Para o caso do  $IPtI_N$  o cálculo é efetuado através da Equação 5.

$$IPtI_N = N^{\circ}Taxa \times 0,25 + EPT \times 0,15 + Evenness \times 0,1 + (IASPT - 2) \times 0,3 \quad [5] \\ + \text{Log}(Sel.ETD + 1) \times 0,2$$

Em que:

- $N^{\circ}Taxa$  corresponde ao número total de famílias taxonómicas identificadas;
- $EPT$  é o número de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;
- $Evenness$  é também designado por índice de Pielou ou Equitabilidade, é calculado do seguinte modo:

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

em que:

$H$  é a diversidade de Shannon – Wiener

$S$  é o número de taxa presentes

$\ln$  é o logaritmo natural ou neperiano

- *IASPT* corresponde ao ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor & Pujante 2000) dividido pelo nº de famílias incluídas no cálculo do BMWP Ibérico;
- $\text{Log}(\text{Sel.ETD} + 1)$  corresponde ao  $\text{Log}_{10}$  de 1 mais a soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae.

Antecedendo o cálculo do  $IptI_S$  e do  $IptI_N$  procedeu-se à normalização das métricas, através do quociente do valor observado e o valor de referência para cada tipo de rio. Então, os valores de referência das métricas usadas nos rios que formam a bacia hidrográfica do Vouga encontram-se na Tabela 4.8.

**Tabela 4.8.** Valores de referência das métricas para os rios que compõem a bacia hidrográfica do Vouga. Adaptado de INAG (2009).

Tipos de rios	EPT Taxa	Nº Taxa	IASPT-2	Evenness	Log(Sel.ETD+1)	Log(Sel.EPTCD+1)
<b>Rios Montanhosos do Norte</b>	16	29	4,48	0,65	1,86	-
<b>Rios do Norte de Pequena Dimensão</b>	16	30	4,52	0,71	1,95	-
<b>Rios do Norte de Média-Grande Dimensão</b>	13	26	3,97	0,63	1,68	-
<b>Rios do Litoral Centro</b>	8	20	3,6	-	-	2,57

As fronteiras para os diferentes níveis de qualidade ecológica, encontram-se expostos na Tabela 4.9. Os índices adotados, assim como os valores de fronteira entre as classes de qualidade definidos, estão de acordo com as definições normativas da DQA para o elemento biológico invertebrados bentónicos, tendo sido aprovados pela Comissão Europeia no âmbito do Exercício de Intercalibração (INAG 2009).

**Tabela 4.9.** Mediana dos valores e fronteiras para os diferentes tipos de rios que constituem a bacia hidrográfica do Vouga. Adaptado de INAG (2009).

Tipos de rios	Índice adotado	Valor de Referência	Exc./ Bom	Bom/Raz.	Raz./ Med.	Med./ Mau
Rios Montanhosos do Norte	IPt <sub>N</sub>	0,98	0,86	0,60	0,40	0,20
Rios do Norte de Pequena Dimensão	IPt <sub>N</sub>	1,02	0,87	0,65	0,44	0,22
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	IPt <sub>N</sub>	1,00	0,88	0,66	0,44	0,22
Rios do Litoral Centro	IPt <sub>S</sub>	0,98	0,74	0,56	0,37	0,19

### 4.3. ANÁLISE QUÍMICO-BIOLÓGICA

A análise químico-biológica consistiu na obtenção da relação funcional entre o indicador da qualidade da água (WQI) e o indicador da qualidade do ecossistema (EQI), isto é, através dos dados das amostragens, realizadas em estudos anteriores (Tabela 4.1), nos rios Antuã, Cértima e Mau foi encontrada uma função matemática que melhor relacionasse os dois indicadores. Para que essa relação fosse encontrada, foram calculados os indicadores com os dados provenientes da literatura, para cada rio, em seguida, os resultados dos três rios foram agrupados por época do ano e onde através do  $R^2$  foi estudada a melhor relação entre os dois índices. Então, a escolha da relação funcional foi através do ajustamento gráfico aos dados, ou seja, de modo visual, e por meio do valor do  $R^2$ . Esta função permitiu assim, através da relação do WQI e o EQI, o cálculo do EQI para toda a bacia do Vouga, uma vez que o SWAT apenas forneceu o índice de qualidade da água. De modo sucinto, a relação encontrada nos dados provenientes de literatura (amostragens) serviu para o cálculo do EQI para toda a bacia do Vouga e para a determinação do WTP. Com isto, os valores associados aos serviços culturais do ecossistema aquático são referentes a toda a bacia hidrográfica do rio Vouga.

### 4.4. ANÁLISE ECONÓMICO-AMBIENTAL

A abordagem utilizada neste trabalho, à semelhança dos estudos de Ribeiro (2012) e Roebeling et al. (2013), foi o método de transferência de benefícios (TB), que reside na transferência de funções económicas entre locais (Brouwer 2000). Portanto, foram

aplicadas as funções de benefícios apresentadas por Van Houtven et al. (2007) e posteriormente trabalhadas por Roebeling et al. (2013). Van Houtven et al. (2007) procederam a uma meta-análise com base na avaliação à literatura existente relativa aos valores económicos atribuídos à melhoria da qualidade da água superficial. Identificaram e selecionaram 131 estimativas de valores, referidas em 21 publicações produzidas entre os anos 1977 e 2003. Os estudos selecionados não apresentam uma métrica comum quanto à caracterização da qualidade da água. Então, Van Houtven et al. (2007) procuraram construir uma métrica comum para as alterações na qualidade da água, para isso, construíram um índice de qualidade da água de 10 pontos, baseado na WQL desenvolvida por Vaughan (1986) (ver secção 4.2.1) de modo a garantir informação para todo o público.

Assim, para este trabalho, e de modo a estabelecer as funções utilizadas na TB, foi utilizada a relação entre a qualidade da água e o WTP baseada em Van Houtven et al. (2007), com recurso a Bateman et al. (2011), e trabalhada e desenvolvida por Roebeling et al. (2013). Esta relação que determina o WTP para os serviços culturais dos ecossistemas aquáticos depende das alterações na qualidade da água e do rendimento familiar (INC), determinado no estudo de Roebeling et al. (2013). Assim, foram obtidas as seguintes equações (Equações 6 e 7):

$$WTP(WQI, INC) = \beta_1 WQI^{\beta_2} INC^{\beta_3} \quad 6$$

$$WTP(EQI, INC) = \beta_1 \ln\left(\frac{EQI}{\alpha_1}\right)^{\beta_2} \left(\frac{INC^{\beta_3}}{\alpha_2^{\beta_2}}\right) \quad 7$$

onde  $\beta_1$  é o coeficiente linear do benefício da melhoria da qualidade da água, e  $\beta_2$  e  $\beta_3$  são coeficientes do WQI e INC, respetivamente. E onde  $\alpha_1$  e  $\alpha_2$  são coeficientes da relação entre o WQI e o EQI. A WTP é determinada para utilizadores e não-utilizadores. Portanto, o valor total dos serviços culturais do ecossistema aquático é obtido pela multiplicação da WTP dos utilizadores e não-utilizadores pelo número de utilizadores e não-utilizadores. Os valores de WTP são apresentados em Euros de 2010 (€2010).

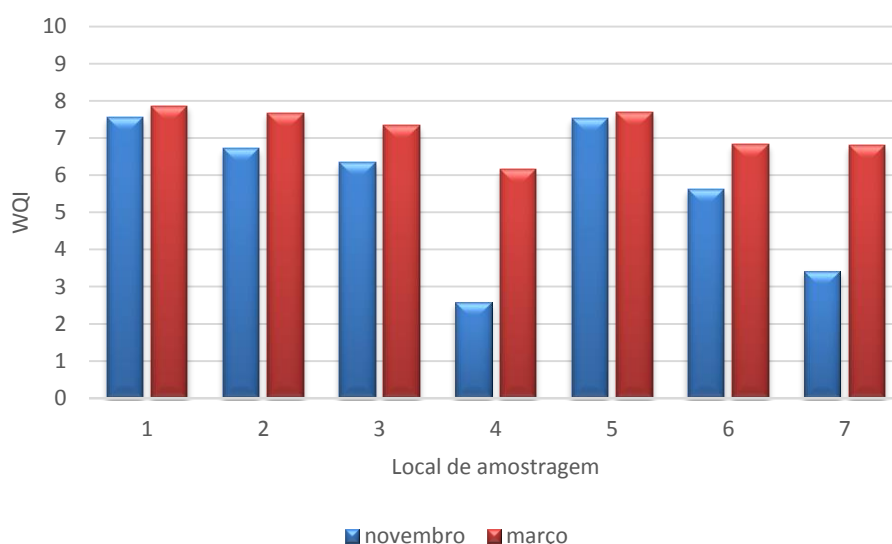
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos com este trabalho e a devida discussão dos mesmos. Em primeiro lugar é apresentada a relação estabelecida entre o WQI e o EQI dos dados das amostragens, onde são discutidos e apresentados os resultados do WQI e EQI. De seguida são apresentados os resultados derivados do modelo SWAT, e posteriormente é feita a comparação entre os resultados do SWAT, das amostragens e segundo o PGBH do Vouga. No sub-capítulo 5.4 são apresentadas as relações entre o estado da qualidade da água e a disponibilidade a pagar, onde são apresentados os valores associados aos serviços culturais do ecossistema aquático. Por fim, são apresentados os valores que os utilizadores e não-utilizadores estão dispostos a pagar pela melhoria da qualidade da água, assumindo vários cenários de melhoria.

### 5.1. RELAÇÃO ENTRE O WATER QUALITY INDEX E ECOSYSTEM QUALITY INDEX

#### 5.1.1. WATER QUALITY INDEX DOS DADOS DAS AMOSTRAGENS

Os valores de WQI oscilam entre 0 (pior qualidade) e 10 (melhor qualidade). Os valores de WQI obtidos para cada um dos locais de amostragem, nos diferentes momentos de amostragem para os rios Antuã, Cértima e Mau podem ser visualizados na Figura 5.1, na Figura 5.2 e na Figura 5.3, respetivamente.



**Figura 5.1.** *Water Quality Index* para cada local de amostragem, nos meses de novembro de 2008 e março de 2009, para o rio Antuã. Locais de amostragem: 1-Milheirós de Poiães, 2-S. João da Madeira, 3-Ferral, 4-Aguincheira, 5-UI (rio Ínsua), 6-Minhoteira e 7-Estarreja. Adaptado de Fernandes (2009).

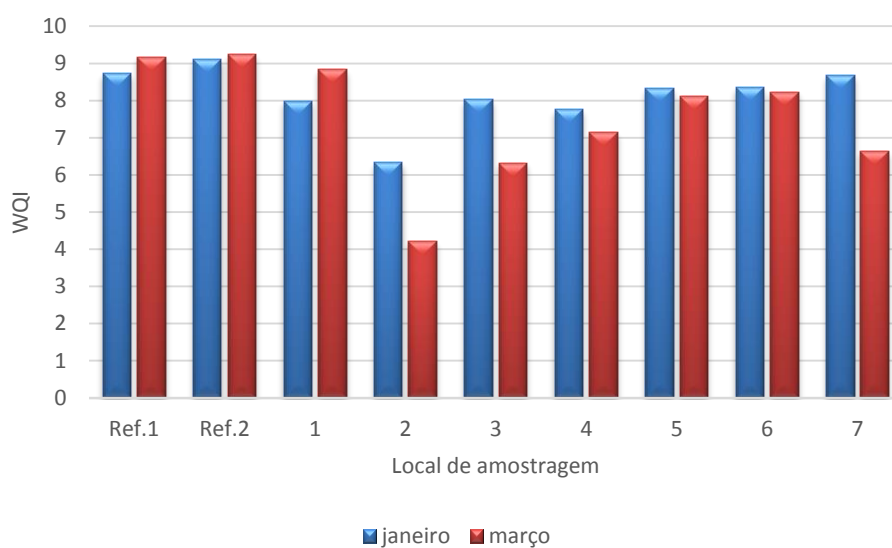
Fernandes (2009) determinou a qualidade da água para o rio Antuã, contudo neste estudo os parâmetros físico-químicos utilizados para a determinação do índice de qualidade da água diferem de Fernandes (2009). Assim, com base na Figura 5.1, verifica-se que os dados

das amostragens referentes ao mês de março não apresentam grandes oscilações, variando o WQI entre 6 e 8, por outro lado, na amostragem do mês de novembro já existem grandes variações, WQI entre 2 e 8. O rio Antuã apresenta um WQI médio (média aritmética dos dois momentos de amostragem em todos os locais) de 6,4, o que segundo Vaughan (1986) apresenta qualidade aceitável para atividades piscatórias.

O local que apresenta WQI mais baixo é o local 4 (Aguincheira), para ambos os momentos de amostragem, registando WQI de 2,6 em novembro e 6,2 em março. O valor 2,6, da amostragem de Novembro, encontra-se pouco acima do limite para águas navegáveis, segundo o WQL. Este local 4 (Aguincheira) localiza-se a jusante da ETAR do Salgueiro, sofrendo também interferência de atividades humanas (Fernandes 2009), o que justifica as altas concentrações de CBO<sub>5</sub>, nitrato e fósforo (Anexo A – Dados físico-químicos utilizados), especialmente na amostragem de novembro. À semelhança do que sucede no estudo de Fernandes (2009), também o local 4 (Aguincheira) foi o que apresentou pior qualidade da água, no entanto a má qualidade deve-se a altas concentrações de outros elementos, nomeadamente, SST, azoto amoniacal, fósforo total e CBO<sub>5</sub>. No estudo de Cerqueira et al. (2008) foram colhidas amostras em 10 locais distintos, ao que o local que apresentou pior qualidade encontra-se a jusante do local 4 (Aguincheira), o que significa que, esta má qualidade do local 4 não se trata de um episódio isolado. Em Cerqueira & Silva (2005) também o local 4 (Aguincheira) foi caracterizado como o que apresenta pior qualidade da água.

Os locais que apresentam melhores WQI são o 1 (Milheirós de Poiares), com os WQI de 7,6 e 7,9, em novembro e março, respetivamente e o 5 (UI, rio Ínsua), com WQI de 7,5 em novembro e 7,7 em março. Estes valores encontram-se acima do limite para águas com qualidade aceitável para práticas balneares (WQL). O local 1 (Milheirós de Poiares) é caracterizado por não apresentar qualquer interferência de atividades humanas, e localiza-se a imediatamente a montante de uma secção do rio com margens artificiais (Fernandes 2009). O local 5 (UI, rio Ínsua) localiza-se a jusante da cidade de Oliveira de Azeméis, antes de um pequeno dique artificial e não apresenta interferência de atividades humanas significativa. Para o caso da boa qualidade do local 1 (Milheirós de Poiares), também em estudos anteriores (Cerqueira & Silva 2005; Cerqueira et al. 2008; Fernandes 2009) foi relatada a boa qualidade do local, porém, para o local 5 (UI, rio Ínsua) os registos de boa qualidade da água para este ponto do troço do rio não são evidentes.

Uma vez que os locais de amostragem são sequenciais ao longo do troço, do local 3 (Ferral) para o local 4 (Aguincheira) existe um decréscimo do WQI, mais acentuado para o mês de novembro, ao passo que do local 4 (Aguincheira) para o local 5 (UI, rio Ínsua) existe um acréscimo dos valores do WQI, significando que nesta parte do troço o rio Antuã apresenta elevada capacidade de autodepuração. No entanto, do local 5 (UI, rio Ínsua) até ao local 7 (Estarreja) o WQI vai decaindo, no mês de novembro de forma mais acentuada.



**Figura 5.2.** WQI para cada local de amostragem, nos meses de janeiro e março de 2008, para o rio Cértima. Locais de amostragem: Ref. 1-Ribeira de Trezói, Ref. 2-Acesso ao Rio Serra, 1-Ribeira do Canedo, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S. João da Azenha, 5-Repolão, 6-Perrães e 7-Pateira de Fermentelos. Adaptado de Silva (2008).

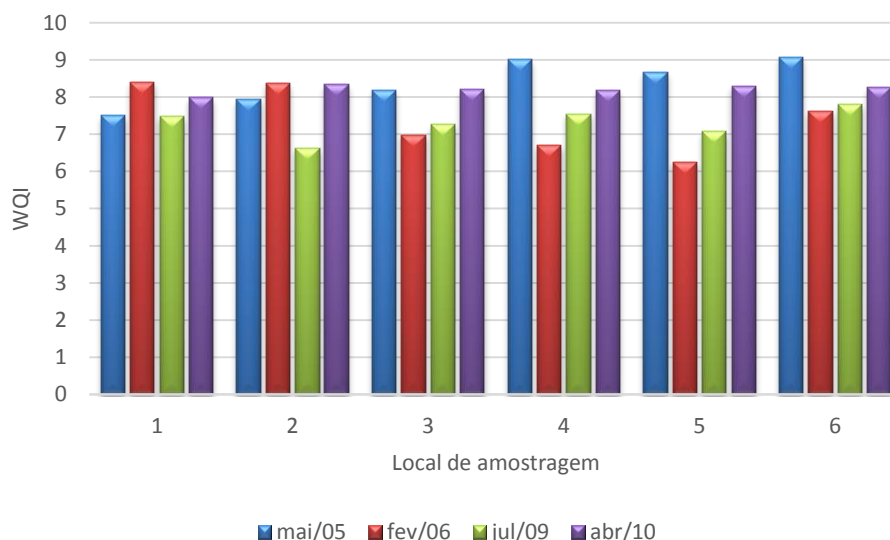
Relativamente aos estudos de Silva (2008) e Ribeiro (2012), a determinação da qualidade química da água, neste estudo, foi com recurso a parâmetros físico-químicos distintos (anexo A – Dados físico-químicos utilizados). No rio Cértima (Figura 5.2), os locais que apresentam WQI mais elevado são os de referência (Ref.1-Ribeira de Trezói e Ref.2-acesso ao rio Serra), em ambos os momentos de amostragem, o local 1 (ribeira do Canedo) no mês de março com WQI de 8,8 e o local 7 (Pateira de Fermentelos) no mês de janeiro com WQI de 8,7. Estes valores de WQI encontram-se perto do limite para as águas com qualidade para todos os usos (WQI=9,5) (Vaughan 1986). Os locais de referência são caracterizados pela ausência de interferência derivada de atividades humanas. O local 1 (ribeira do Canedo) situa-se a jusante de uma pequena área industrial, entre a Mealhada e a Pampilhosa. O local 7 (Pateira de Fermentelos) situa-se na Pateira de Fermentelos. No caso da boa qualidade da água nos locais de referência e do local 1 (ribeira do Canedo), o trabalho de Ribeiro (2012) também demonstrou a boa qualidade da água nos três locais de amostragem, o mesmo sucedeu com o local 7 (Pateira de Fermentelos), que também apresentou boa qualidade química da água (Silva 2008; Ribeiro 2012; Roebeling, Ribeiro, et al. 2013).

Em sentido inverso, o local que apresenta o pior valor de WQI é o 2 (Lagoa Seca) para a amostragem de março, com 4,2 de WQI, Ribeiro (2012) e Serpa et al. (2014) também relataram a má qualidade da água neste ponto do rio. Este ponto de amostragem localiza-se a jusante do ponto de descarga de esgotos, parcialmente tratados, da cidade da Mealhada e das águas residuais provenientes de uma quinta de gado bovino (Silva 2008), o que explica as grandes concentrações de fósforo e  $\text{CBO}_5$  neste local (Anexo A – Dados físico-químicos utilizados).

Tal como foi referido em cima, o local 2 (Lagoa Seca) é o que apresenta pior qualidade química da água, no entanto, e para o caso da amostragem de março, o rio ao longo do

troço apresentou elevada capacidade de autodepuração, voltando a decrescer o WQI, embora ligeiramente, na Pateira de Fermentelos (local 7).

Com recurso à média aritmética, obteve-se o WQI médio para o Cértima de 7,8, valor superior ao limite definido no WQL para águas com qualidade aceitável para atividades balneares (Vaughan 1986), valor este que é próximo do WQI determinado no estudo de Roebeling et al. (2013).



**Figura 5.3.** WQI para cada local de amostragem, nos diferentes momentos de amostragem (maio de 2005, fevereiro de 2006, julho de 2009 e abril de 2010) para o rio Mau. Locais de amostragem: 1-Nascente, 2-Silva Escura, 3-Cascatas da Cabreira, 4-Malhada, 5-Braçal e 6-Foz no rio Vouga. Adaptado de Vidal et al. (2013).

De entre os 3 rios com dados provenientes de amostragens de outros estudos, o rio Mau (Figura 5.3) é o que apresenta melhor qualidade da água (WQI). Os valores de WQI variam entre 6 e 9,5, apresentando uma média (de todos os momentos de amostragem e para todos os locais de amostragem) de 7,8, valor superior ao limite para águas com qualidade aceitável para atividades balneares.

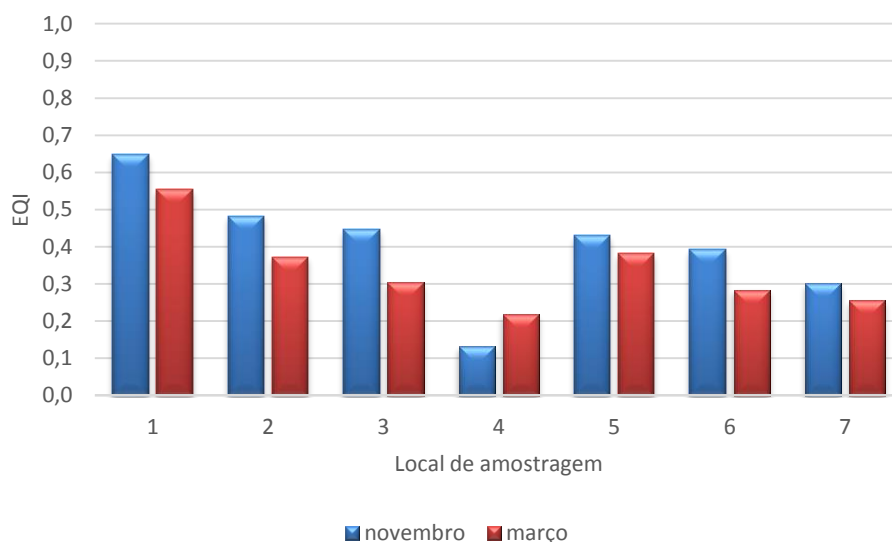
Perante a Figura 5.3 existe certa dificuldade em eleger um local de amostragem que apresente pior WQI. Numa avaliação mais detalhada dos resultados de WQI, verifica-se que o WQI mais reduzido regista-se no local 5 (Braçal), com 6,3, ao passo que, o melhor WQI encontra-se no local 6 (Foz no Vouga), com 9,1. (Anexo A – Dados físico-químicos utilizados). Curiosamente, o local 5 situa-se no Braçal, a jusante de uma mina de zinco desativada, o local 6 é perto do desaguamento do rio Mau no rio Vouga. Dado que, o local 2 (Silva Escura) é zona onde recebe esgotos domésticos e resíduos indústrias e, seria de esperar que aí o WQI fosse mais reduzido, contudo, isso não se verifica, o que leva a concluir que este rio apresenta uma elevada capacidade de autodepuração. Para este rio não existem registos que fundamentem a boa qualidade da água apresentada neste estudo.



### 5.1.2. ECOSYSTEM QUALITY INDEX DOS DADOS DE AMOSTRAGENS

O EQI varia entre 0 (pior qualidade) e 1 (melhor qualidade). A classificação da qualidade do ecossistema foi determinada segundo os valores apresentados na Tabela 4.9, da secção 4.2.2, que divide o estado da qualidade do ecossistema conforme o tipo de rio.

Na Figura 5.4 são apresentados os valores de EQI para o rio Antuã, para cada local de amostragem e em dois momentos, novembro de 2008 e março de 2009 (ver anexo B – Elementos biológicos). O rio Antuã é classificado como um rio tipo N1 – rios do Norte de pequena dimensão.

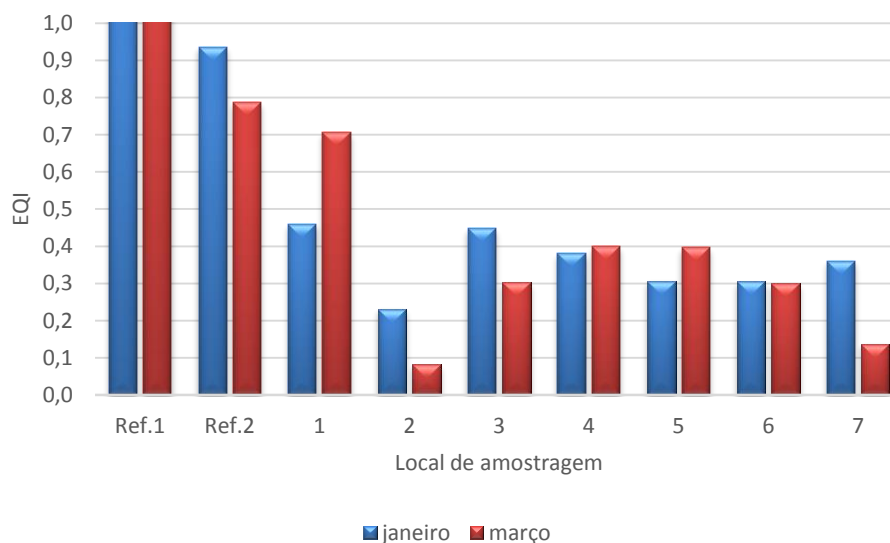


**Figura 5.4.** EQI para cada local de amostragem, nos meses de novembro de 2008 e março de 2009, para o rio Antuã. Locais de amostragem: 1-Milheirós de Poiares, 2-S. João da Madeira, 3-Ferral, 4-Aguincheira, 5-UI (rio Ínsua), 6-Minhoteira e 7-Estarreja. Adaptado de Fernandes (2009).

Com base na Figura 5.4, verifica-se que o EQI mais baixo regista-se no local 4 (Aguincheira), em ambos os momentos de amostragem, com 0,13 e 0,22 em novembro e março, respetivamente, sendo classificado como de má qualidade (EQI <0,22), o que pode dever-se à sua localização, a jusante duma ETAR. O local que apresenta melhor qualidade do ecossistema (EQI) é o local 1 (Milheirós de Poiares), com EQI de 0,65 em novembro e 0,55 em março, tendo qualidade boa e razoável (ver Tabela 4.9), respetivamente. À exceção do local 4 (Aguincheira), em todos os restantes locais, o EQI é superior na amostragem realizada no mês de novembro. Segundo o já extinto INAG (2008), as amostragens devem ser efetuadas na mesma época do ano, de modo a minimizar a influência da variabilidade sazonal, assim, recomenda-se que as colheitas sejam efetuadas durante a primavera. Ao longo do troço do rio Antuã, o EQI, no mês de novembro, vai diminuindo gradualmente, exceto o local 4 (Aguincheira). Em março, o EQI também vai diminuindo gradualmente até ao local 4 (Aguincheira), no local 5 (UI, rio Ínsua) existe um aumento de 0,22 para 0,43, e segue-se um decréscimo gradual até ao local 7 (Estarreja). No estudo de Fernandes (2009), os resultados derivados dos elementos biológicos apontaram para o local 4 (Aguincheira) como o que apresentou qualidade do ecossistema mais baixa e o local 1 (Milheirós de Poiares) como o que tinha melhor qualidade do ecossistema.

Ao recorrer a uma média aritmética para o cálculo do EQI médio para todo o rio Antuã, obtém-se o valor de 0,37, sendo classificado como um rio de qualidade medíocre (ver Tabela 4.9).

A Figura 5.5 apresenta os valores de EQI para o rio Cértima, dos meses de janeiro e março de 2008, para os diferentes locais de amostragem (ver anexo B – Elementos biológicos). O rio Cértima é classificado como um rio do tipo L – rios do Litoral Centro.

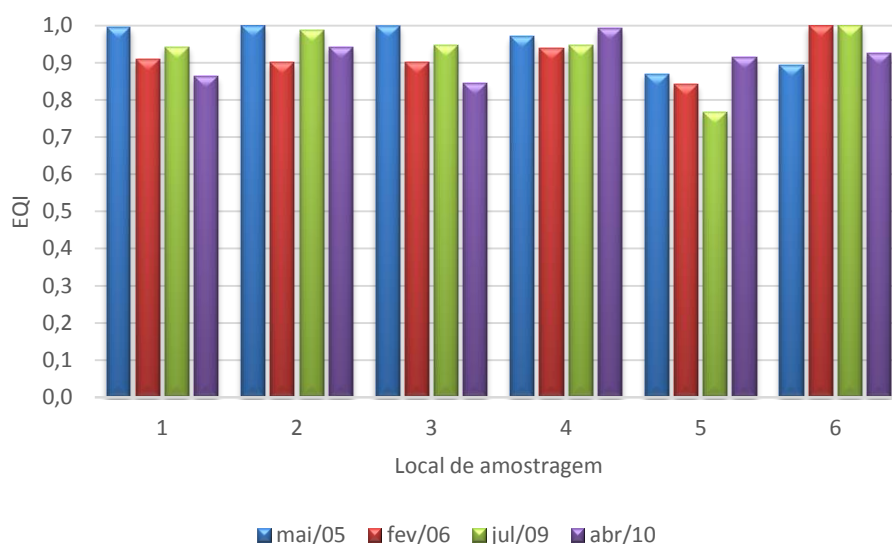


**Figura 5.5.** EQI para cada local de amostragem, nos meses de janeiro e março de 2008, para o rio Cértima. Locais de amostragem: Ref. 1-Ribeira de Trezói, Ref. 2-Acesso ao Rio Serra, 1-Ribeira do Canedo, 2-Lagoa Seca, 3-Malaposta, 4-S. João da Azenha, 5-Repolão, 6-Perrães e 7-Pateira de Fermentelos. Adaptado de Silva (2008).

Em análise à Figura 5.5, os locais de referência (Ref. 1-ribeira de Trezói e Ref. 2-rio Serra) são os que apresentam os valores mais elevados de EQI, tal como seria de esperar, apresentando uma excelente qualidade do ecossistema (ver Tabela 4.9). O local de referência 1 (ribeira de Trezói) apresenta o EQI de 1 para ambos os momentos de amostragem, ao passo que o local de referência 2 (rio Serra) difere os valores nos dois momentos de amostragem, sendo mais elevado no mês de janeiro com 0,94. O EQI mais reduzido regista-se no local 2 (Lagoa Seca), à semelhança com o que acontece com o WQI, 0,23 para o mês de janeiro e 0,08 para o mês de março, assim, este ponto, para o mês de março, apresenta qualidade do ecossistema má. No estudo de Ribeiro (2012) também foi o local 2 (Lagoa Seca) que apresentou pior qualidade do ecossistema e em Serpa et al. (2014) também apresentou má qualidade ecológica. No local 7 (Pateira de Fermentelos), para a amostragem de março, a qualidade do ecossistema é má, apresentando 0,14 como EQI, no entanto, a amostragem de janeiro apresenta qualidade medíocre, 0,36, valores que são idênticos ao estudo de Ribeiro (2012).

O EQI médio do rio Cértima calculou-se por meio de uma média aritmética englobando todos os locais de amostragem e ambos os momentos de amostragens, onde resultou o valor de 0,50, o que classifica o ecossistema com qualidade razoável (ver Tabela 4.9).

O rio Mau é classificado como tipo N1 – rios do Norte de pequena dimensão. Na Figura 5.6 encontram-se os valores de EQI para o rio Mau para as diferentes épocas de amostragem e nos 6 locais de amostragem selecionados (ver anexo B – Elementos biológicos).



**Figura 5.6.** EQI para cada local de amostragem, nos diferentes momentos de amostragem (maio de 2005, fevereiro de 2006, julho de 2009 e abril de 2010) para o rio Mau. Locais de amostragem: 1-Nascente, 2-Silva Escura, 3-Cascatas da Cabreira, 4-Malhada, 5-Braçal e 6-Foz no rio Vouga. Adaptado de Vidal et al. (2013).

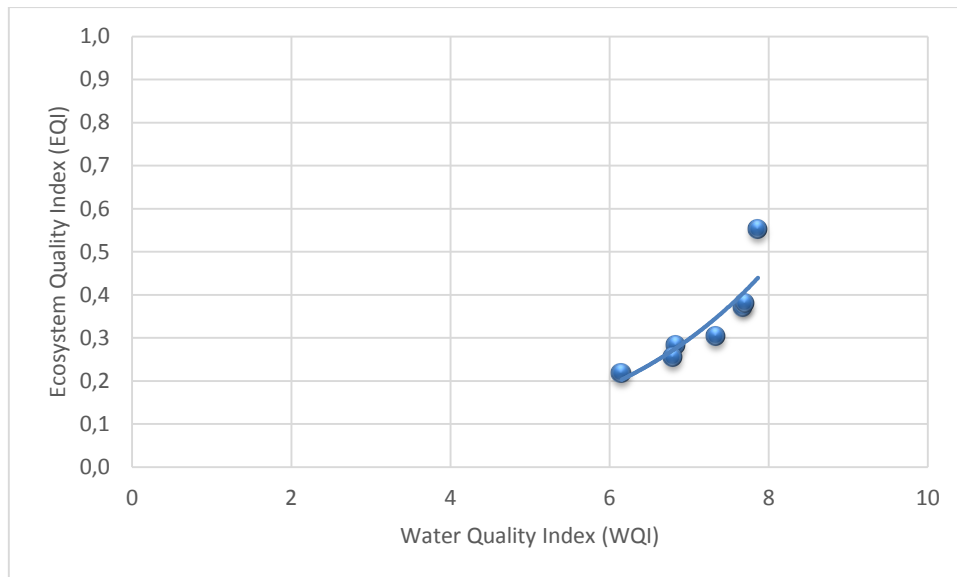
Na Figura 5.6 verifica-se que a qualidade do ecossistema para o rio Mau é excelente, não registando valores de EQI abaixo de 0,74 (ver Tabela 4.9). À exceção do local 5 (Braçal), todos os outros registam valores de EQI de 1, embora em épocas de amostragem distintas. Também é o local 5 que apresenta o valor de EQI mais reduzido, 0,77, registado na amostragem de julho de 2009.

Como seria de esperar, através da média aritmética conclui-se que o rio Mau apresenta uma qualidade do ecossistema excelente, com o EQI de 0,93. A boa qualidade do ecossistema é fundamentada pelo estudo de Vidal et al. (2013) e pelo estudo de Nunes (2007) que demonstraram a boa qualidade do ecossistema especialmente na primavera.

### 5.1.3. RELAÇÃO FUNCIONAL ENTRE WQI E EQI

De modo a encontrar a melhor relação entre o WQI e EQI, foram realizadas tentativas de relação entre os 3 rios dos quais se tinham dados de amostragens. Como os dados são referentes a diferentes épocas, procurou-se salvaguardar que a melhor relação compreendesse dados de períodos próximos. Então para o caso dos rios Antuã e Cértima as amostragens do mês de março foram as que apresentaram melhor relação entre a qualidade da água e a qualidade do ecossistema, Figura 5.7 e Figura 5.8, respetivamente. Para o rio Mau, a amostragem do mês de abril foi a que apresentou melhor relação, Figura 5.9. Assim, foi obtida uma relação para toda a bacia do Vouga (Figura 5.10) salvaguardando alguns critério, uma vez que, segundo o ex-INAG (2008), a época recomendada para as

colheitas para determinação da qualidade biológica (EQI) é na primavera, não aconselhando os meses chuvosos de modo a evitar enxurradas nem os meses quentes de forma a evitar regimes de temporalidade acentuada.

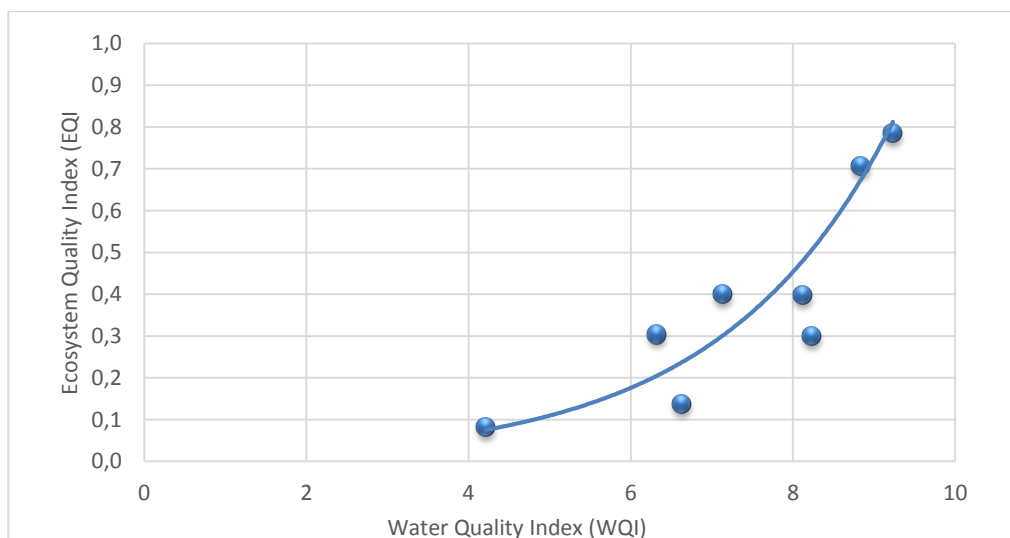


**Figura 5.7.** Relação obtida entre o EQI e WQI do mês de março, no rio Antuã (fonte: Fernandes (2009)).

A Equação 8 representa a relação entre o WQI e o EQI para o rio Antuã (Figura 5.7), derivada de dados provenientes de amostragens, apresentando uma relação boa ( $R^2=0,84$ ). Esta relação apenas é referente ao mês de março.

$$EQI = 0,0126e^{0,4512WQI} \quad [8]$$

$$R^2 = 0,8391$$



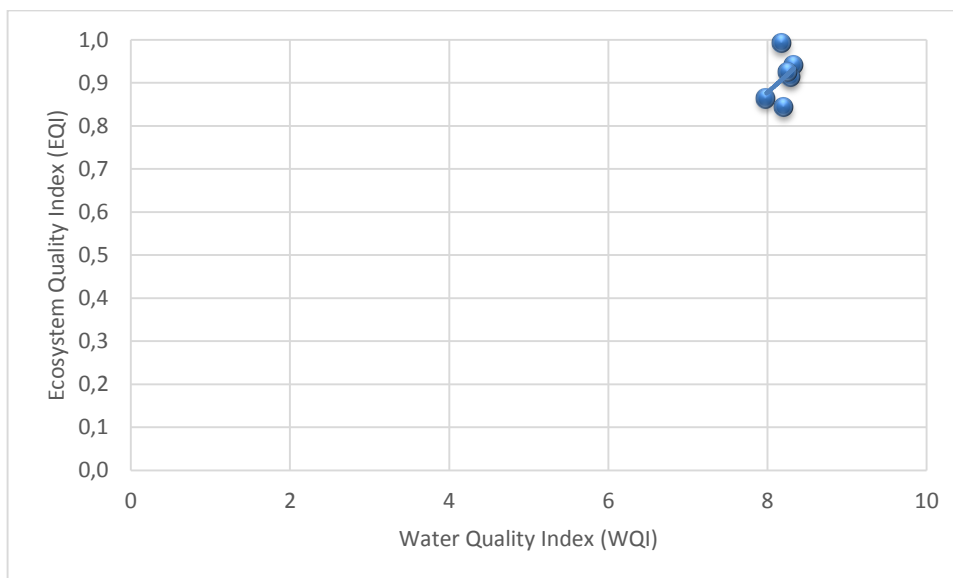
**Figura 5.8.** Relação obtida entre o EQI e WQI do mês de março, no rio Cértima (fonte: Silva (2008)).

A Figura 5.8 apresenta como relação a Equação 9, apresentando uma boa relação de ( $R^2=0,82$ ), em Ribeiro (2012) e Roebeling et al. (2013) para o mesmo rio, Cértima, a relação foi

inferior, dado que foi considerado outro mês de amostragem e neste estudo apenas foi considerado o mês de março de modo a diminuir a influência da variabilidade sazonal.

$$EQI = 0,0103e^{0,4734WQI} \quad [9]$$

$$R^2 = 0,8152$$



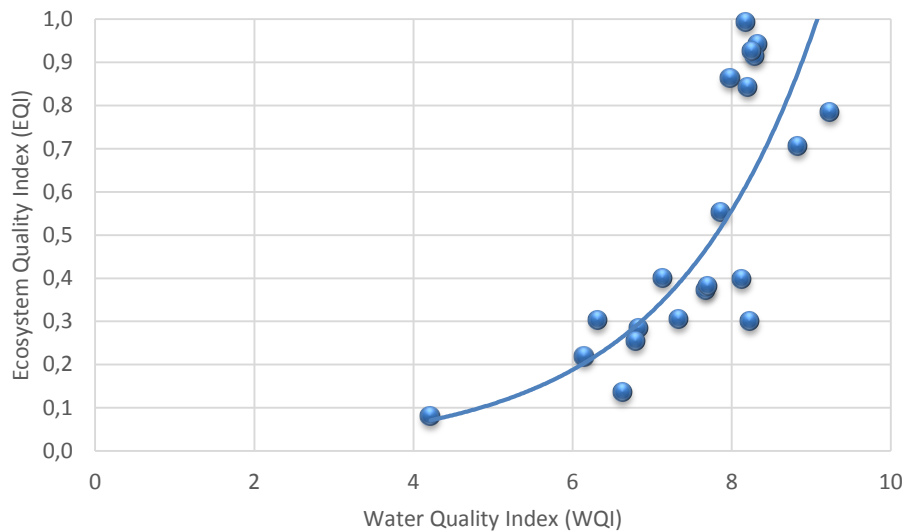
**Figura 5.9.** Relação obtida entre o EQI e WQI do mês de abril, no rio Mau (fonte: Vidal et al. (2013)).

A Figura 5.9 apresenta a relação entre o EQI e o WQI para o rio Mau (Equação 10), no mês de Abril, a relação é má ( $R^2=0,15$ ), uma vez que o rio apresenta uma boa qualidade da água, não existindo tendências de variação ao longo do troço do rio.

$$EQI = 0,1999e^{0,1849WQI} \quad [10]$$

$$R^2 = 0,1520$$

Assim, através das figuras acima, obteve-se a Figura 5.10, onde é apresentada graficamente a melhor relação possível para o WQI e EQI, da qual, os dados são provenientes do mês de março dos rios Antuã e Cértima e o mês de abril de 2010 do rio Mau.



**Figura 5.10.** Relação obtida entre o EQI e WQI dos dados de amostragens dos rios Antuã, Cértima e Mau.

Da Figura 5.10 obteve-se a relação entre o WQI e o EQI, que se encontra expressa na seguinte equação:

$$EQI = 0,00718e^{0,5440WQI} \quad [11]$$

$$R^2 = 0,7610$$

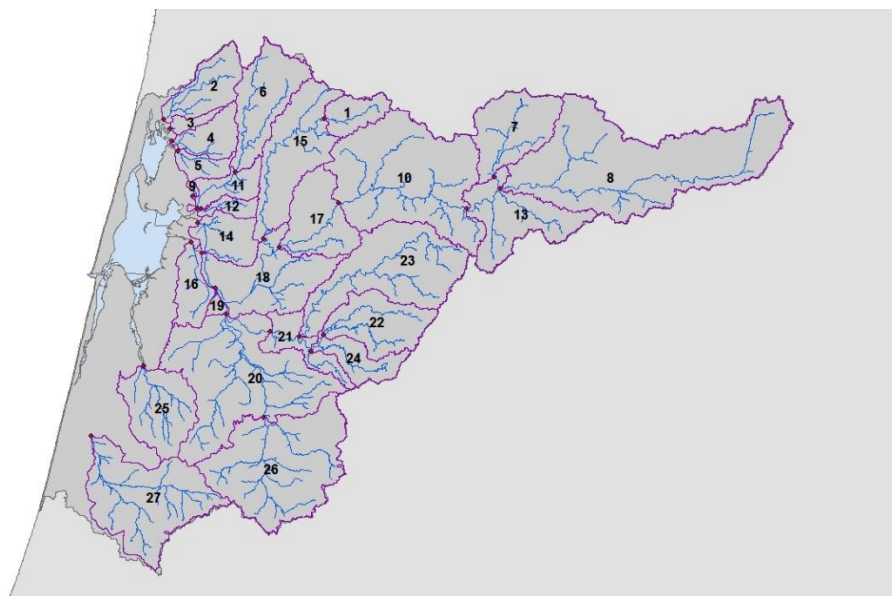
em que:

- EQI corresponde ao valor da qualidade do ecossistema para determinado local;
- WQI corresponde à qualidade química da água para o mesmo local.

A relação encontrada entre os índices de qualidade dos três rios é boa ( $R^2=0,76$ ), o que significa que, à medida que o WQI vai aumentando, o valor de EQI também vai aumentando, para a mesma massa de água. Portanto, com recurso à Equação 11 inferira-se o EQI para toda a bacia do Vouga, uma vez que o WQI é determinado através de parâmetros fornecidos pelo modelo SWAT.

## 5.2. RESULTADOS DO SWAT

De modo a determinar a qualidade da água para toda a bacia hidrográfica do rio Vouga, recorreu-se ao modelo SWAT, que forneceu dados referentes à área de estudo que permitiram determinar o WQI (baseado em Roebeling et al. (2014)). Para determinar o WQI assumiram-se pesos para cada parâmetro que se encontram na Tabela 4.7 (secção 4.2.1). A Figura 5.11 trata-se da numeração atribuída pelo modelo SWAT para cada sub-bacia do rio Vouga.



**Figura 5.11.** Numeração atribuída pelo SWAT a cada sub-bacia que compõe a bacia hidrográfica do Vouga (baseado em Roebeling et al. (2014)).

Analisando a Figura 5.11 verifica-se que nem todas as sub-bacias convergem para o rio Vouga, alguns rios desaguam na Ria de Aveiro, como são os casos do rio Antuã e Boco. Assim, cada sub-bacia foi agrupada em massas de água principais que constituem a bacia hidrográfica do Vouga, para isso foram consideradas as seguintes massas de água principais: o rio Águeda, o rio Antuã, o rio Caima, o rio Cértima, o rio Vouga e a Ria de Aveiro (Tabela 5.1).

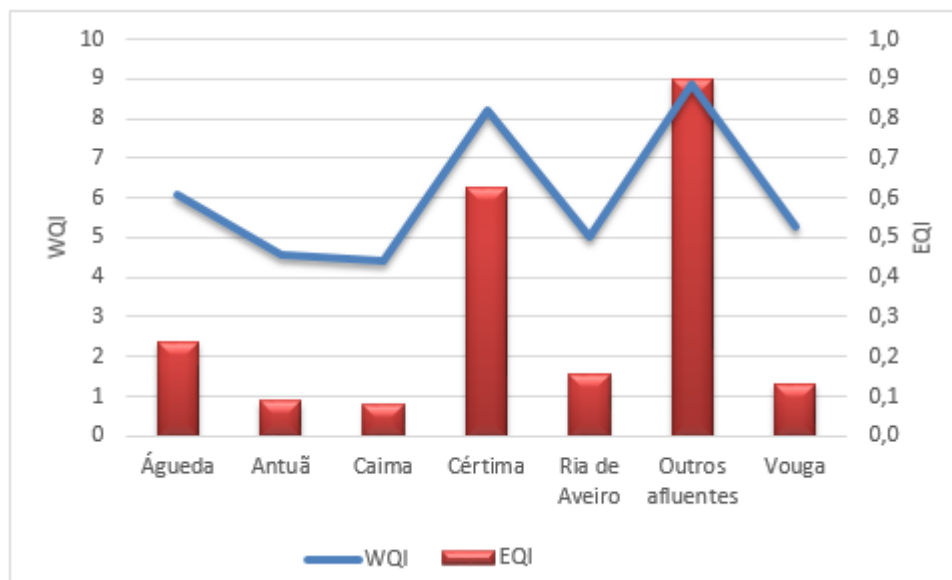
Com base nos resultados obtidos da Tabela 5.1, verificou-se que a massa de água que apresentou melhor qualidade da massa de água foi o rio Cértima (8,19), ao invés do rio Caima que apresentou a classificação mais baixa (4,40). Curiosamente, as sub-bacias 27 e 25 foram as que apresentaram melhor qualidade química da água, com WQI de 8,82 e 8,95, respetivamente (Tabela 5.1). Por outro lado, seria de esperar que as sub-bacias com os números 8, 7 e 13 apresentassem um WQI mais elevado, uma vez que correspondem ao troço inicial do rio Vouga, o que não se verifica, devido ao facto, de apresentarem altas concentração de SST e carência bioquímica de oxigénio (parâmetros fornecidos pelo modelo SWAT).

O WQI de toda a bacia hidrográfica do rio Vouga foi obtido através da média ponderada de todas as massas de água principais que a constituem, tendo a classificação de 6,1, qualidade aceitável para a atividade piscatória (Vaughan 1986). Com base nos dados da Tabela 5.1, foi determinada a qualidade da água por massa de água principal, com recurso a médias ponderadas. Para a determinação da qualidade do ecossistema utilizou-se a Equação 11 por sub-bacia, que posteriormente, através da média ponderada determinou-se a qualidade ecológica por massa de água principal (Figura 5.12).

**Tabela 5.1.** WQI para toda a bacia do Vouga, por massa de água principal, entre os anos de 2000 e 2011 (obtida através do modelo SWAT desenvolvido por Roebeling et al. (2014)).

Rio	Bacia	WQI											Média	
		00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10		11
Águeda	19	7,95	8,39	7,71	7,50	7,72	7,99	7,56	8,27	7,66	7,64	8,10	8,67	7,93
	21	7,44	5,62	6,50	6,85	7,15	7,21	6,54	7,15	6,87	6,97	5,75	3,89	6,50
	22	5,25	6,75	3,81	5,09	4,33	5,38	4,42	6,79	4,41	4,75	5,48	6,46	5,24
	23	5,07	4,83	5,15	4,67	4,71	5,30	3,81	5,55	3,83	3,79	6,01	5,14	4,82
	24	5,95	7,22	4,25	5,89	4,97	5,86	5,03	7,24	5,32	5,39	6,67	7,97	5,98
Antuã	6	4,86	4,56	3,53	2,79	3,53	3,81	2,65	3,83	3,37	3,49	3,70	4,06	3,68
	9	4,30	5,41	3,68	3,45	3,99	2,88	5,06	5,87	5,13	5,16	5,62	5,20	4,65
	11	6,13	6,71	3,97	3,63	3,69	3,43	5,05	6,08	5,86	5,71	6,75	6,88	5,32
	12	4,05	6,02	3,19	3,95	3,27	4,38	4,94	6,26	4,10	4,58	5,68	3,91	4,53
Caima	1	5,37	3,95	4,87	4,51	5,47	4,68	4,59	5,30	4,34	4,93	5,90	4,11	4,84
	15	5,48	4,64	3,63	3,12	3,69	4,36	2,64	4,48	3,76	3,57	3,81	4,36	3,96
Cértima	20	7,82	8,31	7,64	7,43	7,66	7,85	7,48	8,20	7,51	7,53	7,94	8,60	7,83
	26	8,86	8,70	8,27	8,46	8,83	9,09	8,56	8,66	8,27	8,42	7,45	8,96	8,54
Ria de Aveiro	2	4,45	4,91	3,65	2,97	2,98	4,07	2,63	3,97	3,45	3,57	3,41	4,26	3,69
	3	5,11	5,17	4,48	4,28	4,16	4,59	3,11	5,48	5,01	4,47	5,00	5,25	4,68
	4	4,87	5,06	3,72	3,25	3,14	4,16	2,63	4,45	3,57	3,60	3,55	4,42	3,87
	5	5,22	5,66	4,20	4,75	5,01	4,81	5,44	6,03	5,04	5,51	6,47	4,96	5,26
	16	7,64	8,18	7,33	7,30	7,55	7,84	7,24	7,78	7,57	7,42	7,80	7,79	7,62
Outros Afluentes	25	8,82	9,21	9,12	8,71	8,69	9,02	8,16	8,67	8,89	8,89	8,76	8,86	8,82
	27	8,77	9,06	9,01	8,88	8,82	8,84	8,66	9,03	9,11	8,94	8,84	9,42	8,95
Vouga	7	4,68	6,06	4,76	3,85	4,28	5,58	4,85	4,34	4,89	3,75	6,45	6,75	5,02
	8	4,90	6,01	6,00	5,73	4,44	5,52	5,14	5,38	4,82	5,02	4,55	4,03	5,13
	10	5,19	4,89	3,98	5,16	6,04	6,93	5,63	5,13	4,41	3,87	5,73	5,13	5,17
	13	5,86	6,44	5,48	5,07	6,09	6,07	4,80	4,93	5,93	5,52	5,53	5,79	5,63
	14	3,84	4,32	3,17	3,56	3,10	3,25	4,48	5,93	4,08	4,58	5,74	4,23	4,19
	17	7,28	6,52	5,91	4,16	5,99	5,28	3,62	5,65	5,45	4,13	6,16	6,69	5,57
	18	7,23	7,09	4,84	5,13	5,14	5,20	5,73	6,91	6,56	6,36	7,55	6,64	6,20
<b>Média</b>													<b>6,06</b>	





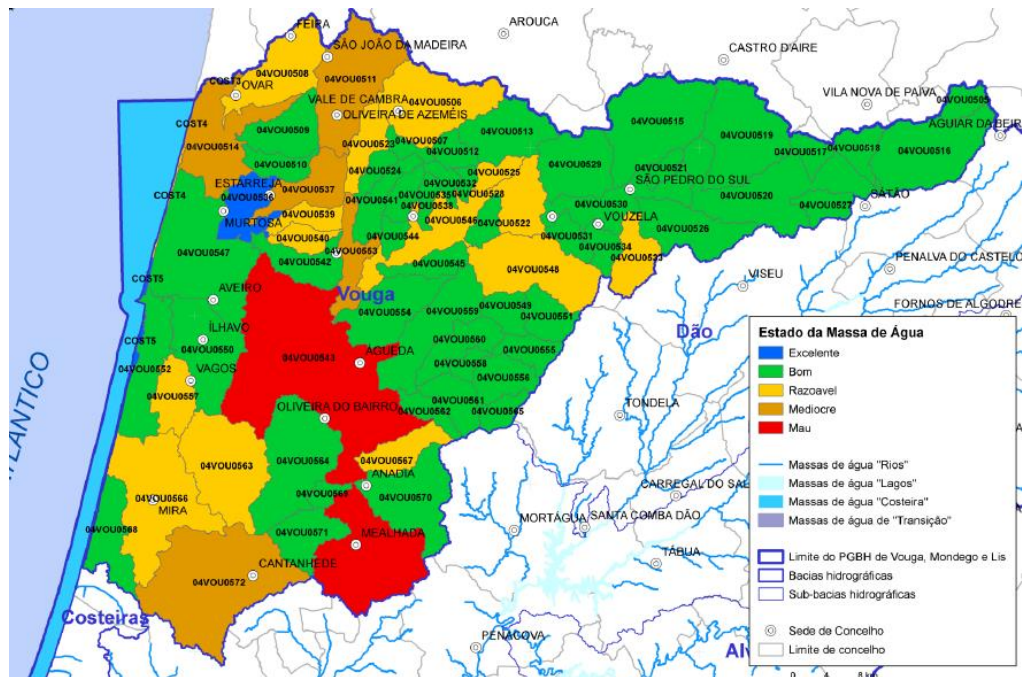
**Figura 5.12.** WQI e EQI das principais massas de água que constituem a bacia do Vouga.

Na Figura 5.12 encontram-se as médias de WQI e EQI das principais massas de águas consideradas para este estudo, constituintes da bacia hidrográfica do Vouga. A média do WQI deriva das médias por sub-bacia apresentadas na Tabela 5.1, ao passo que, a média do EQI, advém da aplicação da Equação 11. Analisando a figura, verifica-se que apenas o rio Cértima e os “Outros afluentes” apresentaram bom estado ecológico da água (EQI=6,6 para o rio Cértima e EQI=0,56 para os “Outros afluentes”), encontrando-se acima dos valores estipulados na Tabela 4.9 (secção 4.2.2). Relativamente ao estado químico, o rio Antuã, o Caima, a Ria de Aveiro e o rio Vouga são as massas de água que não apresentaram bom estado químico da água (WQI=5,5). Portanto, o bom estado ecológico da água não implica o bom estado químico da mesma, tal como concluiu Munné et al. (2012), numa análise a massas de água espanholas, onde determinou que 80% registaram bom estado químico, ao passo que apenas 60% apresentaram bom estado ecológico. Assim, apenas o rio Cértima e os “Outros afluentes” é que se encontram em conformidade com os objetivos ambientais da DQA.

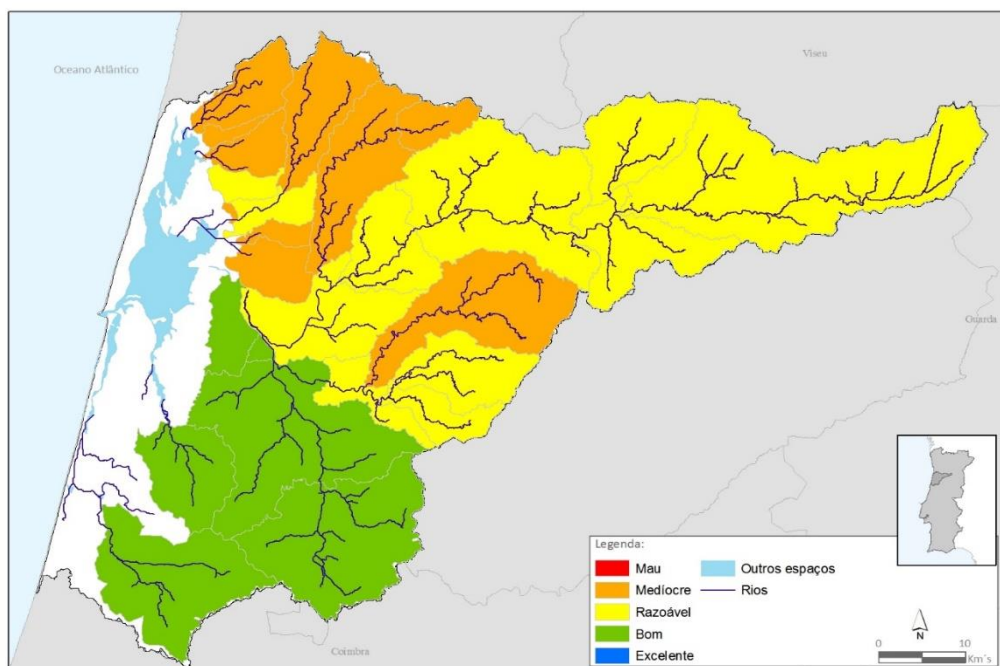
### 5.3. COMPARAÇÃO ENTRE A QUALIDADE ECOLÓGICA DA ÁGUA SEGUNDO O PGBH DO VOUGA, O SWAT E OS RESULTADOS DE AMOSTRAGENS

Nas figuras que se seguem encontra-se a qualidade da água representada ao longo da bacia hidrográfica do Vouga, segundo 3 tipos de avaliação. A Figura 5.13 demonstra a qualidade ecológica da água da bacia hidrográfica do rio Vouga conforme a avaliação do PGBH Vouga (ARH Centro 2012a). A Figura 5.14 ilustra a qualidade química da água segundo os dados oriundos do SWAT, onde foram avaliados 5 parâmetros físico-químicos, e a partir da Equação 11 foi determinada a qualidade ecológica da água (Roebeling et al. 2014). A Figura 5.15 demonstra a qualidade química (B) da água para a bacia do Vouga conforme os resultados provenientes de dados de amostragens aos rios Antuã (Fernandes 2009),

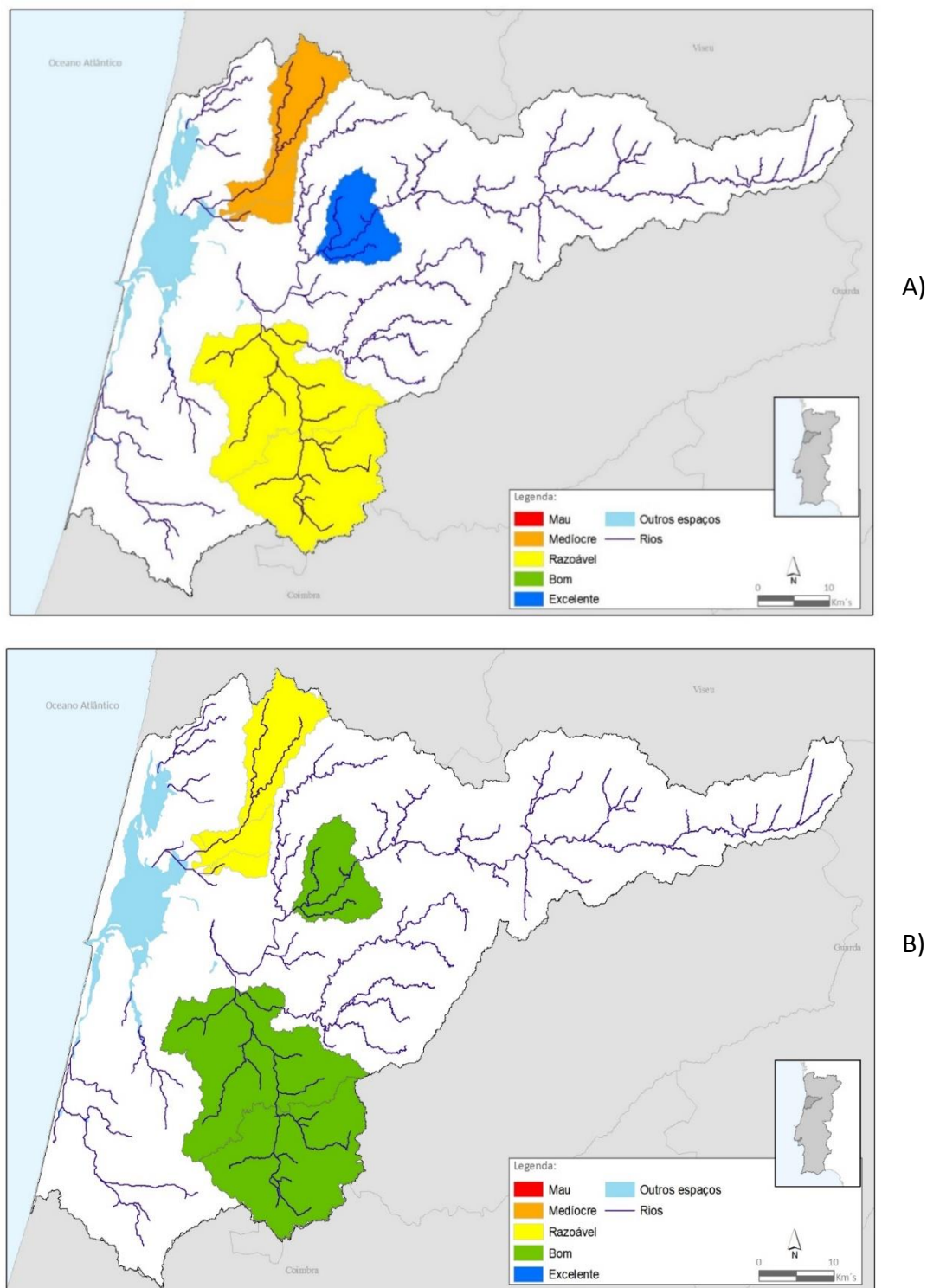
Cértima (Silva 2008) e Mau (Vidal et al. 2013), onde se determinou a qualidade ecológica através dos macroinvertebrados bentónicos, Figura 5.15 (A).



**Figura 5.13.** Qualidade ecológica da água na bacia hidrográfica do Vouga, segundo o PGBH (fonte: (ARH Centro 2011a)).



**Figura 5.14.** Qualidade química da água na bacia hidrográfica do Vouga, perante a aplicação do modelo SWAT (baseado em Roebeling et al. (2014)).



**Figura 5.15.** Qualidade ecológica da água (A) e qualidade química (B) na bacia hidrográfica do Vouga, segundo dados de amostragens realizadas nos rios Antuã (Fernandes 2009), Cértima (Silva 2008) e Mau (Vidal et al. 2013).

Com a análise dos dados do PGBH do Vouga (Figura 5.13) verificou-se que a qualidade da água na nascente do Vouga teve a classificação “bom”, tal não se verificou na Figura 5.14, apresentando qualidade razoável da água. Entre a Figura 5.13 e a Figura 5.14 existiu

concordância, nas sub-bacias 6 e 11, que correspondem ao rio Antuã, apresentando em ambas qualidade medíocre da água, ao passo que, segundo os dados de amostragens (Figura 5.15) apresenta qualidade química razoável e qualidade ecológica medíocre da água, estando esta última de acordo com a classificação do PGBH. Também existiu concordância entre as três figuras num dos afluentes do rio Cértima na margem esquerda, registando boa qualidade da água, relativamente à qualidade química dos dados de amostragens, do SWAT e do PGBH.

Na bacia do Cértima existiu discrepância entre a classificação segundo o PGBH (Figura 5.13) e as restantes duas, assim, segundo o PGBH, a qualidade da água apresenta a classificação de “mau”, embora alguns dos seus afluentes apresentem classificações diferentes. Os dados provenientes do SWAT (Figura 5.14) retrataram uma bacia do Cértima com boa qualidade de água, embora exista um aspeto que importa focar, em algumas alturas do ano não foi medido o  $CBO_5$ , o que condiciona assim a avaliação final. Os dados provenientes de amostragens (Figura 5.15) também demonstram uma bacia do Cértima com boa qualidade química da água, contudo, relativamente à qualidade ecológica, apresentou qualidade razoável da água.

O rio Mau, também não apresentou unanimidade entre as três figuras. Segundo o PGBH (Figura 5.13) e os dados da amostragem química (Figura 5.15), este afluente do rio Vouga apresenta boa qualidade da água, por outro lado, segundo dados do modelo SWAT (Figura 5.14) este rio apresenta qualidade razoável da água. No entanto, a qualidade ecológica (Figura 5.14) foi excelente.

Relativamente ao rio Vouga, segundo o PGBH, na fase inicial apresentou boa qualidade, tal como foi relatado em cima porém, até à foz tem alguns efluentes, nas sub-bacias 10, 17 e 18, com qualidade razoável da água, por outro lado, segundo a Figura 5.14 todo o troço do rio Vouga apresenta qualidade razoável da água.

Esta incoerência entre as três figuras deve-se ao facto de apresentarem diferentes parâmetros de análise. No caso do PGBH (Figura 5.13), embora também seja conforme o estado ecológico, foi considerado outro elemento biológico para além dos macroinvertebrados bentónicos, os fitobentos, no entanto, na avaliação da Figura 5.15 apenas incluíram os macroinvertebrados bentónicos. Relativamente aos parâmetros físico-químicos, a Figura 5.14 e Figura 5.15 não consideraram os mesmos elementos físico-químicos.

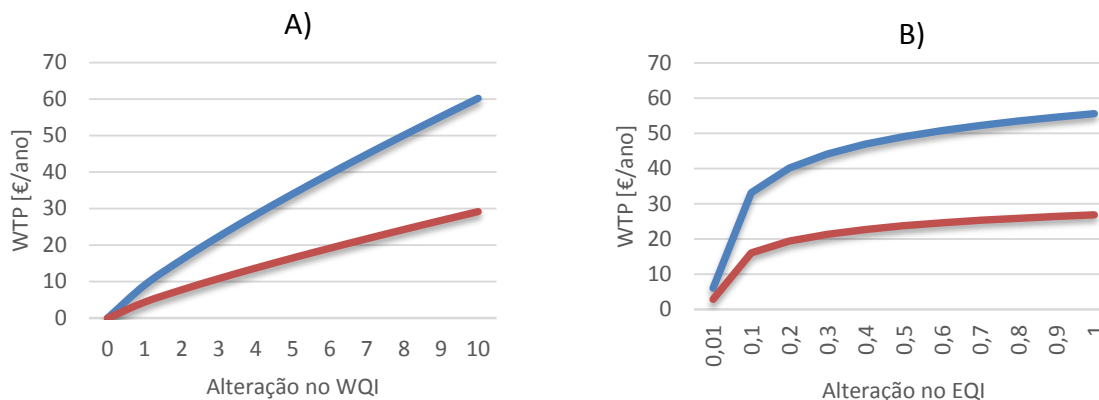
No caso dos dados provenientes do modelo SWAT, apenas foi comparada a qualidade química, uma vez que o SWAT não está preparado para fornecer dados biológicos. Portanto, o recurso à Equação 11 não seria viável.

#### **5.4. RELAÇÃO ENTRE O *WATER QUALITY INDEX* E OS VALORES ASSOCIADOS AOS SERVIÇOS CULTURAIS DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS**

Para a relação entre a qualidade da água e os valores associados aos serviços culturais do ecossistema aquático recorreu-se às Equações 6 e 7 (ver secção 4.4). Então, a partir da relação entre o WQI e EQI (Equação 11) obteve-se as seguintes variáveis:  $\alpha_1=0,0072$ ;

$\alpha_2=0,54$ ;  $R^2=0,76$ . A variável *INC* corresponde ao rendimento familiar e aufero o valor de 10,96k€ (ver secção 4.1.3). E, com base em Van Houtven et al. (2007), o estudo de Roebeling et al. (2013) confinou as seguintes variáveis:  $\beta_{1_{utilizadores}}=1,06$ ;  $\beta_{1_{n\grave{a}o-utilizadores}}=0,35$ ;  $\beta_2=0,82$ ;  $\beta_3=0,90$ ;  $R^2=0,59$ .

A Figura 5.16 apresenta a disponibilidade para pagar em função da alteração da qualidade da água, por utilizador por ano e por não-utilizador por ano, dos serviços culturais do ecossistema aquático.



**Figura 5.16.** Evolução da disponibilidade a pagar (WTP) em euros 2010 em função da alteração na qualidade da água (gráfico A para o WQI, gráfico B para EQI), quer para utilizadores (azul), quer para não-utilizadores (vermelho).

Como se pode verificar na figura acima, a disponibilidade a pagar pela alteração da qualidade da água difere de acordo com o índice em questão. Quando se trata da alteração do WQI, esta varia quase de modo linear, isto é, aumenta quando também aumenta a disponibilidade a pagar, existindo assim, maior disponibilidade a pagar quanto maior for a alteração no WQI. Por outro lado, na alteração do EQI verifica-se um crescimento mais acentuado numa fase inicial, seguido de uma fase de estabilização do crescimento, significando assim que, após a massa de água atingir determinada qualidade, a disponibilidade a pagar não aumenta de forma significativa.

Segundo a análise de Ribeiro (2012), referente ao estudo de Van Houtven et al. (2007), uma das limitações da aplicação deste modelo passa pelo facto da variação da WTP não se explicar através da meta-regressão. Isto é, a meta-regressão não determina como a WTP varia com a proporção ou quantidade de água melhorada ou com a distância entre as populações/utilizadores e o recurso em questão.

## 5.5. ESTIMATIVA DOS BENEFÍCIOS CULTURAIS ECONÓMICO-AMBIENTAIS AQUÁTICOS

A valorização cultural do ecossistema aquático consistiu na disponibilidade a pagar por parte dos utilizadores e não-utilizadores pela existência dos serviços dos ecossistemas. Então, o valor cultural do ecossistema aquático reside na diferença entre a inexistência de serviços e na sua existência portanto, a valorização do estado atual do ecossistema baseia-

se na qualidade atual da massa de água em estudo. Para isso, foi necessário estimar o número de utilizadores e não-utilizadores culturais da bacia hidrográfica do Vouga. Uma vez que, a valorização cultural do ecossistema aquático trata-se assim, do somatório da disponibilidade a pagar de cada utilizador e não-utilizador. Os valores referentes ao número de utilizadores e não-utilizadores são apresentados na Tabela 5.2 (ver secção 4.1.3).

**Tabela 5.2.** Número de utilizadores e não-utilizadores utilizados na valorização da bacia hidrográfica do Vouga, derivados de fontes diversas (ver secção 4.1.3).

Rios	Serviço Cultural	Utilizadores	Não-Utilizadores
<b>Águeda</b>	Praia fluvial de S. João do Monte	15000	8810
<b>Antuã</b>	Percursos BioRia	23000	13508
<b>Caima</b>	Praia fluvial de Burgães	18000	10571
<b>Cértima</b>	Pateira de Fermentelos	23988	14088
	Termas do Luso	584	343
	Termas da Cúria	1579	927
<b>Ria de Aveiro</b>	Atividades Náuticas	800	470
	Passeios de Moliceiros	157000	92206
	Licenças de Pesca lúdica/ano	15535	9124
	Licenças de Pesca lúdica em água doce/ano	2548	1496
<b>Vouga</b>	Termas de S. Pedro do Sul	16351	9603
	Termas de Carvalhal	2267	1331
	Licenças de Pesca lúdica de águas interiores/ano	884	519
	Descidas do rio/ano (Empresa Boca Lobo)	1100	646
	Academia de Vela do Sporting Clube de Aveiro	270	159
	Praia fluvial Quinta do Barco	19700	11570
<b>Outros afluentes</b>	Praia fluvial do Vau	15000	8810
	Praia fluvial de Olhos de Fervença	25000	12092

### 5.5.1. SITUAÇÃO ATUAL

Em análise aos dois índices de qualidade (ver Figura 5.12), constatou-se que o EQI é índice limitante, tal como foi referido anteriormente, uma vez que apresentou valores inferiores aos requeridos na DQA (INAG 2008a). Portanto, para a determinação do WTP foi usada a Equação 7, onde o WTP é determinado em função dos rendimentos familiares e do EQI (Roebeling et al. 2013).

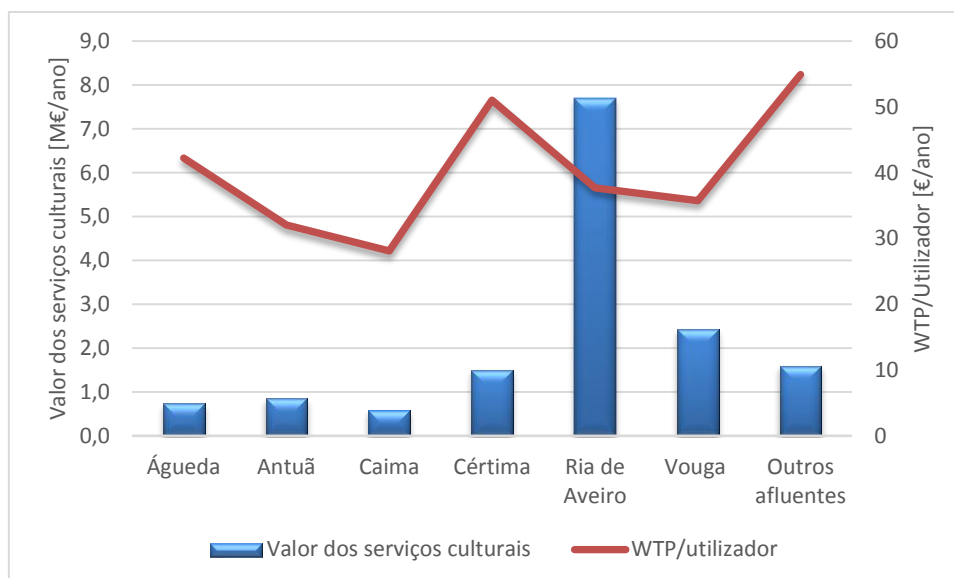
Na Tabela 5.3 encontram-se o WTP perante a situação atual de qualidade para utilizadores e não-utilizadores, para as diferentes massas de água e o respetivo valor dos serviços culturais. A Ria de Aveiro, ou seja, os afluentes que nela desaguam, são os mais valorizados, auferindo 7,70 milhões de euros por ano, derivados do WTP dos utilizadores de 37,7 euros

anuais e 12,6 euros anuais dos não-utilizadores. Roebeling et al. (2013) valorizaram a Pateira de Fermentelos em 1,54 milhões de euros por ano, valor superior ao determinado neste estudo, 1,37 milhões de euros por ano.

**Tabela 5.3.** Disponibilidade para pagar por ano dos utilizadores e não-utilizadores perante a qualidade atual das massas de água e valor cultural total para cada massa de água.

Rio	Serviço Cultural	WTP /Utilizadores [€/ano]	WTP/ não-Utilizador [€/ano]	Valor cultural [M€/ano]						
Águeda	Praia fluvial S. João do Monte	42,2	14,1	0,74						
Antuã	Percurso BioRia	32,0	10,7	0,86						
Caima	Praia Burgães	28,1	9,4	0,59						
Cértima	Pateira de Fermentelos	49,2	16,4	1,37						
	Termas do Luso	52,9	17,6	0,13						
	Termas da Cúria									
Ria de Aveiro	Atividades Náuticas	37,7	12,6	7,70						
	Passeios de Moliceiros									
	Pesca lúdica - mar									
Vouga	Pesca lúdica - água doce	34,7	11,6	0,75						
	Termas de S. Pedro do Sul									
	Termas de Carvalhal	35,0	11,7	0,04						
	Pescadores de massas interiores									
	Praia fluvial do Vau				37,5	12,5	0,65			
	Canoagem							29,4	9,8	0,01
	Descida do rio									
Praia fluvial Quinta do Barco	40,6	13,5	0,93							
Outros afluentes	Praia fluvial de Olhos de Ferverça	55,0	18,3	1,59						
<b>Total</b>	<b>Bacia Hidrográfica do rio Vouga</b>	<b>39,4</b>	<b>13,1</b>	<b>15,4</b>						

A bacia do Vouga, perante o cenário atual de qualidade da água, valoriza culturalmente o ecossistema aquático em 15,4 milhões de euros anuais, repartidos pelos WTP de 39,4 euros anuais por utilizador e 13,1 euros anuais por não-utilizador. A valorização dos serviços culturais do ecossistema aquático por massa de água principal da bacia do Vouga encontra-se representada na Figura 5.17, que consistiu na soma dos valores culturais relativos a cada massa de água principal.



**Figura 5.17.** Valorização cultural do ecossistema atual e WTP por utilizador, por massas de água principais.

Tal como foi descrito acima, a Ria de Aveiro é a massa de água mais valorizada da bacia hidrográfica do Vouga, até porque é a que apresenta mais utilizadores (ver Tabela 5.2), contudo através da Figura 5.17, verifica-se que o WTP por utilizador para a Ria de Aveiro não foi o mais elevado, cerca de 37,7 euros por ano. Por outro lado, o rio Caima, o Águeda e o Antuã foram as massas de água com o valor dos serviços culturais mais reduzido (dentro das principais massas de água), apresentando 590 mil euros por ano, 740 mil euros por ano e 860 mil euros por ano, respetivamente. Porém, o rio Águeda apresentou um WTP/utilizador de 42,2 euros por ano, sendo dos mais elevados da bacia do Vouga. Os “Outros afluentes” que se referem a massas de água que não se associam às principais massas de água, apesar de apresentarem benefício cultural na praia fluvial de Olhos de Fervença, em Cantanhede, auferem o WTP/utilizador mais elevado da bacia do Vouga, 55 euros por ano, o que se justifica pelo bom estado da água (Figura 5.12).

Tal como seria de esperar, as massas de água que apresentaram melhor qualidade da água são as que registam maior WTP por utilizador, como é o caso dos “Outros afluentes”. No entanto, não foram as que apresentaram o valor cultural mais elevado, o que se justifica com o número de utilizadores de cada massa de água (Tabela 5.2). Assim, o valor elevado da Ria de Aveiro é justificado pela forte urbanização adjacente e pela procura de locais que esta massa de água oferece, mesmo não apresentando boa qualidade da água.

### 5.5.2. CENÁRIOS DE MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA

De modo a avaliar os benefícios culturais económico-ambientais foram analisados vários cenários de melhoria da qualidade da água. Os cenários analisados foram de encontro aos objetivos ambientais do PGBH do Vouga, que por sua vez, procuram assegurar o cumprimento dos objetivos ambientais da DQA. Assim, e de acordo com a ex-ARH Centro (2011a), analisaram-se três cenários: objetivos ambientais para 2015, para 2021 e para 2027. Ao que somente em 2027 é que será atingido o bom estado de todas as massas de



água da bacia hidrográfica do Vouga (ARH Centro 2011a). Então para o cenário de 2015 o objetivo passa por melhorar a qualidade da água das massas de água que apresentassem má qualidade. O cenário de 2021 coloca todas as massas de água com qualidade de água razoável. E por fim, o cenário de 2027, tal como foi referido anteriormente, atinge o objetivo estipulado na DQA, ou seja, todas as massas de água atingirem o bom estado.

A análise foi realizada tendo em conta o índice limitante, o EQI, ao que recorreu-se à Equação 7, à semelhança do que sucedeu com a valorização cultural do ecossistema atual. Então, para a análise dos vários cenários, foram utilizados os valores de EQI presentes na Tabela 4.9 para cada estado pretendido e por tipologia de rio.

Através da Tabela 5.4, as duas massas de água que assumem maior importância na bacia hidrográfica do Vouga, Ria de Aveiro e rio Vouga, são as que apresentam mais benefícios culturais na melhoria da qualidade da água, como seria de esperar, tendo em conta o número de utilizadores (Tabela 5.2) e a atual qualidade da água, nas sub-bacias integrantes (Tabela 5.1). Assim, para o caso da Ria de Aveiro, o bom estado da água (Cenário de PGBH 2027) implicaria uma valorização cultural do recurso em 10,5 milhões de euros anuais, aumentando em 2,76 milhões de euros anuais relativamente ao cenário atual. Para que o rio Vouga e os respetivos afluentes atinjam o bom estado da água, os utilizadores e não-utilizadores, para o caso dos serviços culturais, valorizariam este recurso em mais 900 mil euros anuais.

Os “Outros afluentes” não apresentam benefícios culturais de melhoria na qualidade da água, uma vez que, estas massas de água já possuem boa qualidade da água. No caso do rio Cértima, apenas apresenta benefícios culturais na melhoria da qualidade da água no cenário do PGBH 2027, ao que se valorizaria em 1,53 milhões de euros anuais. Em Roebeling et al. (2013), a melhoria da qualidade da água para a Pateira de Fermentelos, na bacia do Cértima, valorizava culturalmente este recurso em mais 480 mil euros por ano, perfazendo um total de 2,02 milhões de euros anuais.

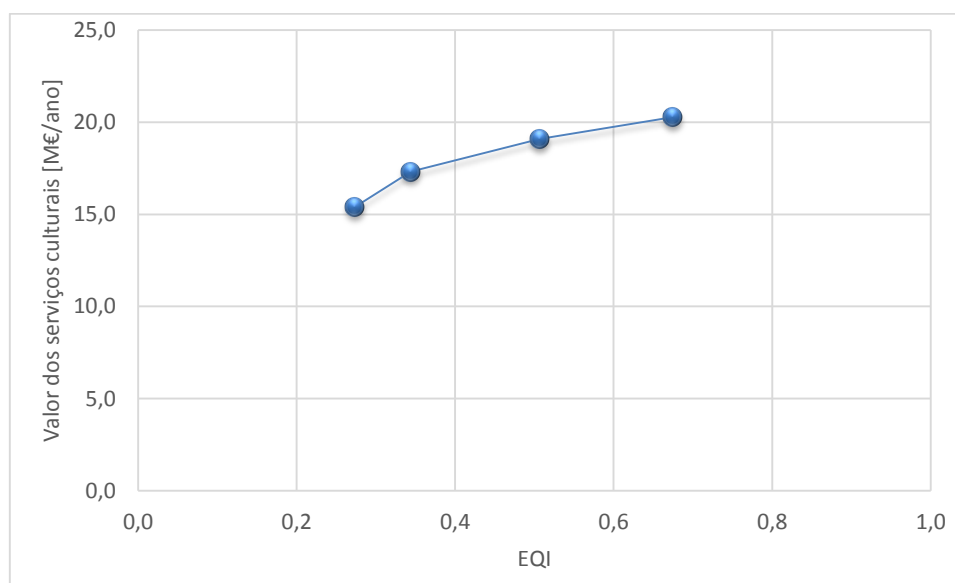
Então, o benefício total da melhoria da qualidade da água em toda a bacia do Vouga é de 4,9 milhões de euros por ano (Tabela 5.4), apresentando assim, o bom estado em todas as massas de água.

O benefício marginal de melhoria da qualidade da água do cenário atual para o cenário do PGBH 2015 é o mais elevado, sendo que o benefício marginal mais reduzido regista-se do cenário PGBH 2021 para o cenário PGBH 2027 (Tabela 5.4), o que se deve ao facto de que após a água atinja determinada qualidade, o WTP tanto por parte dos utilizadores como não-utilizadores estabilize. Então, as massas de água que possuem mais utilizadores e não-utilizadores e menos qualidade da água apresentam mais benefício marginal na melhoria da qualidade da água, tal como seria de esperar. Contudo, este tipo de análise é dependente do serviço do ecossistema em questão.

**Tabela 5.4.** Valorização cultural do ecossistema aquático conforme as metas do PGBH do Vouga para os vários anos, em milhões de euros por ano.

	Situação atual	PGBH 2015		PGBH 2021		PGBH 2027	
	Valor dos serviços culturais [M€/ano]	Valor dos serviços culturais [M€/ano]	Valor adicional [M€/ano]	Valor dos serviços culturais [M€/ano]	Valor adicional [M€/ano]	Valor dos serviços culturais [M€/ano]	Valor adicional [M€/ano]
<b>Águeda</b>	0,74	0,74	0,00	0,83	0,10	0,90	0,07
<b>Antuã</b>	0,86	1,10	0,24	1,28	0,18	1,38	0,10
<b>Caima</b>	0,59	0,86	0,27	1,00	0,14	1,08	0,08
<b>Cértima</b>	1,50	1,50	0,00	1,50	0,00	1,53	0,03
<b>Ria de Aveiro</b>	7,70	8,87	1,17	9,79	0,92	10,46	0,67
<b>Vouga</b>	2,43	2,65	0,23	3,09	0,43	3,33	0,24
<b>Outros afluentes</b>	1,59	1,59	0,00	1,59	0,00	1,59	0,00
<b>Bacia do Vouga</b>	15,41	17,32	1,91	19,09	1,77	20,28	1,19

Não há registo de estudos que avaliem os benefícios culturais económico-ambientais para o rio Vouga, existindo somente de Ribeiro (2012) e Roebeling et al. (2013) para a Pateira de Fermentelos, na bacia do Cértima.



**Figura 5.18.** Valorização cultural do ecossistema aquático em função da qualidade do ecossistema para a bacia hidrográfica do Vouga.

$$\text{Valor dos serviços culturais} \left[ \frac{M\text{€}}{\text{ano}} \right] = 5,249 \ln(EQI) + 22,53 \quad [12]$$
$$R^2 = 0,9778$$

A Figura 5.18 apresenta a variação do valor dos serviços culturais em função da alteração do EQI, ao que o aumento do EQI traduz-se no aumento do valor cultural. Assim, a Equação 12 expressa a muito boa relação entre os valores culturais e a alteração do EQI ( $R^2=0,98$ ). O valor estimado para o bom estado de todas as massas de água na bacia hidrográfica do Vouga é de 20,3 milhões de euros por ano, onde o WTP por utilizador seria 51 euros anuais e cerca de 17 euros anuais por não-utilizador. Portanto o benefício marginal da melhoria da qualidade da água apresenta-se cada vez menor à medida que a água atinge níveis de qualidade superiores. Braden & Johnston (2004) também relatam esta conclusão, que o benefício marginal de um serviço ou bem, geralmente diminui à medida que apresenta a qualidade desejada. Assim, os benefícios retirados de qualquer serviço dos ecossistemas depende das partes interessadas (Fisher et al. 2009).

Roebeling et al. (2013) avaliou o bom estado da Pateira de Fermentelos em 4.047 euros anuais por hectare. De Groot et al. (2012) estimou a valorização cultural dos ecossistemas aquáticos de 2.673 €/ha/ano para as zonas húmidas interiores e de 1.378 €/ha/ano para os rios e lagos. Considerando que a bacia do Vouga, onde existem benefícios culturais de melhoria da qualidade da água, apresenta uma área de 73 km<sup>2</sup> (área determinada com metodologia idêntica ao estudo de Roebeling et al. (2013)), então o valor cultural dos ecossistemas aquáticos na bacia do Vouga é de cerca de 2.780 euros/ha/ano para o bom estado da qualidade da água e de 2.110 euros/ha/ano perante a situação atual de qualidade da água.

Para a bacia do rio Guadiana, Guimarães et al. (2011) obteve uma média do valor cultural de cerca de 8,2 milhões de euros, onde os utilizadores apresentam uma disponibilidade a pagar pela melhoria da qualidade da água na bacia de 52,8 €, valor este que é próximo da bacia do Vouga.



## 6. CONCLUSÕES

### 6.1. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve como objetivo estimar os benefícios culturais económico-ambientais da melhoria da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Vouga. O desenvolvimento do trabalho regeu-se em cinco objetivos específicos: a) avaliar a qualidade química da água nas sub-bacias do rio Vouga utilizando o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT); b) avaliar a qualidade ecológica da água nas sub-bacias do rio Vouga com recurso ao Índice Português de Invertebrados; c) relacionar a qualidade química e a qualidade ecológica da água nas sub-bacias do rio Vouga; d) estimar o valor dos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos em função da qualidade da água, utilizando técnicas de transferência de benefícios; e) estabelecer a relação entre a qualidade química e ecológica da água e o valor dos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos nas sub-bacias do rio Vouga; f) estimar benefícios culturais económico-ambientais aquáticos de cenários de melhoria da qualidade da água na bacia do Vouga.

Com base nos dados disponíveis na literatura, foram identificados e aplicados os indicadores passíveis de utilização, sendo que foi utilizado o WQI como indicador da qualidade da água e o EQI como indicador da qualidade do ecossistema. Neste estudo foram avaliados os serviços culturais do ecossistema aquático, utilizando o método de transferência de benefícios (TB).

Foi então estabelecida uma relação funcional entre os indicadores da qualidade da água e da qualidade do ecossistema aquático com base nos dados disponíveis na literatura, onde constavam dados de amostragens dos rios Antuã, Cértima e Mau (ver secção 5.1.3). Recorrendo ao modelo SWAT e com base na relação estabelecida foi possível determinar a qualidade da água e a qualidade do ecossistema aquático para toda a bacia hidrográfica do Vouga. A valorização dos serviços culturais do ecossistema aquático, ou seja, a disponibilidade a pagar (WTP), foi com recurso a técnicas de transferência de benefícios. Este trabalho foi mais além dos trabalhos desenvolvidos por Ribeiro (2012) e Roebeling et al. (2013), na medida em que, determina a disponibilidade para pagar para toda a bacia do Vouga, com o auxílio do modelo SWAT desenvolvido em Roebeling et al. (2014) e também são analisados diferentes cenários de melhoria na qualidade da água.

Os dados das amostragens atribuem, ao rio Antuã o WQI de 6,4 e o EQI de 0,37, ao rio Cértima o WQI de 7,8 e o EQI de 0,50 e para o rio Mau o WQI de 7,8 e o EQI de 0,93. Os dados resultantes do modelo SWAT atribuem o WQI de 4,54, 8,19 e 5,57 para os rios Antuã, Cértima e Mau, respetivamente. Ao que a bacia do Vouga apresentou um WQI de 6,1.

Contudo, estes dados foram analisados por massa de água principal, sendo que o rio Caima a par do rio Antuã foram as que apresentaram pior qualidade da água e consequentemente do ecossistema. Por outro lado, o rio Cértima e os “Outros afluentes” foram os que apresentaram melhor qualidade da água e do ecossistema, estão conforme os objetivos ambientais propostos pela DQA.

Com base no trabalho de Roebeling et al. (2013) para formulação de uma metodologia de determinação da disponibilidade a pagar pelos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos, estabeleceu-se o valor atual dos serviços culturais do ecossistema na bacia do Vouga de 15,4 milhões de euros por ano, sendo a Ria de Aveiro a massa de água mais valiosa culturalmente, valorizada em 7,70 milhões de euros por ano, embora não tivesse o maior WTP por utilizador. Para que sejam cumpridos os objetivos propostos pela DQA, a ex-ARH Centro (2011a) por intermédio do PGBH do Vouga estipulou objetivos específicos para que em 2027 toda a bacia hidrográfica do Vouga apresentasse bom estado da água. Assim, foram assumidos os cenários de 2015, de 2021 e de 2027. Para que fossem cumpridas as metas de 2015 cada utilizador apresentaria o WTP de 41 euros por ano e os não-utilizadores de 13,6 euros por ano, valorizando assim os serviços culturais da bacia do Vouga em 16,8 milhões de euros anuais. De forma a cumprir com os objetivos ambientais de 2021, a bacia do Vouga teria o valor de 19 milhões de euros por ano, mais 3,59 milhões de euros que a situação atual. E por fim, para cumprir com os objetivos ambientais para 2027 e assim cumprindo com um dos objetivos ambientais da DQA (bom estado da água), cada utilizador apresentaria o WTP de 51 euros por ano, ao passo que, os não-utilizadores apresentariam o WTP de 17,1 euros anuais, perfazendo assim um total de 20,3 milhões de euros anuais.

No entanto existem algumas lacunas neste estudo. Em primeiro lugar, este estudo centra-se apenas nos serviços culturais dos ecossistemas aquáticos, o que representam apenas entre 10 a 15% do valor dos serviços dos ecossistemas, para rios e lagos o valor é entre 5 a 50% (Costanza et al. 1997; de Groot et al. 2012; Roebeling, Ribeiro, et al. 2013).

Em segundo lugar, neste trabalho não são tidos em conta todos os parâmetros indicadores de qualidade do ecossistema propostos para análise segunda a Diretiva Quadro da Água. Também os parâmetros físico-químicos usados na determinação do WQI não incluíam todos os indicados pela bibliografia, ao que Vaughan (1986) no cálculo original utilizou dados referentes aos parâmetros turbidez e coliformes fecais.

Por último, não existindo um método eficiente, para a determinação da razão entre o número de utilizadores e não-utilizadores recorreu-se à média de razões de estudos recentes. Porém, a metodologia mais eficiente passaria pela elaboração de inquéritos à população, uma vez que, ao recorrer a outros estudos não inclui a variante social e de sensibilidade ambiental da população adjacente à zona de estudo. Uma outra metodologia passaria pela determinação da distância dos utilizadores e não-utilizadores ao recurso em questão (Hanley et al. 2003; Ian J. Bateman et al. 2006; Jørgensen et al. 2013).

## **6.2. RECOMENDAÇÕES POLÍTICAS**

A melhoria da qualidade da água e do ecossistema acarreta custos monetários. Assim, neste estudo, demonstrou-se que para além dos custos associados, também apresenta benefícios, neste caso culturais. Portanto, os custos associados à melhoria da qualidade da água podem ser mitigados pelos benefícios económicos derivados da melhoria na qualidade da água e do ecossistema. Além disso, a aplicação de medidas de modo a promover a melhoria da qualidade da água assim como a sensibilização da população para

os benefícios da melhoria podem ser favoráveis para o cumprimento de objetivos ambientais estipulados pela Diretiva Quadro da Água.

Este estudo pode ser vantajoso em tomadas de decisão, ou seja, analisando a sensibilidade ambiental da população poderão ser estudadas medidas de modo a tirar o máximo benefício dos recursos, de forma sustentável.

### **6.3. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

De modo a melhorar trabalhos futuros neste âmbito, devem ser tidos em conta os seguintes aspetos. Relativamente ao índice de qualidade do ecossistema deve ser efetuada a análise biológica aos macroinvertebrados bentónicos, fitobentos e fauna piscícola. Deve-se proceder ao estudo dos elementos físico-químicos e hidromorfológico de modo a apoiar os elementos biológicos que integram a classificação segundo a Diretiva Quadro da Água. Para o índice de qualidade da água devem-se considerar os parâmetros físico-químicos segundo Vaughan (1986), assim os resultados finais são coerentes com a metodologia adotada.

No que respeita aos serviços dos ecossistemas, aconselha-se que sejam analisados outros serviços do ecossistema aquático de modo a obter um valor total dos serviços para determinada massa de água, desde os serviços de fornecimento aos de regulação. O apuramento do número de utilizadores e não-utilizadores deve ser feito de uma forma mais eficiente, embora para isso sejam necessários inquéritos individuais ou disponibilidade de números por parte das autarquias.

Relativamente ao valor do ecossistema, seria aconselhável o uso de outras metodologias de análise económico-ambiental, tais como o método de custo de viagem (TCM, *travel cost method*) e o método de avaliação contingente (CVM, *contingent valuation method*), entre outros, à semelhança de estudos efetuados como Carson & Mitchell (1993), Lipton (2003), Gupta & Mythili (2009) e Guimarães et al. (2011).





## 7. BIBLIOGRAFIA

- Alba-Tercedor, J.; Pujante, A.M., 1997. *Runnig-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach*, Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK.
- Ali, I., 2012. Water Treatment by Adsorption Columns: Evaluation at Ground Level. *Separation & Purification Reviews*, pp.175–205.
- APA, 2013a. *O PGRH e os novos horizontes de ampliação dos regadios existentes e criação de novos regadios*, Coruche.
- APA, 2013b. *Relatório do Estado do Ambiente 2013*, Portugal.
- ARH Centro, 2012a. Água de Superfície. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga , Mondego e Lis Integradas na Região Hidrográfica 4*, Parte 2.
- ARH Centro, 2012b. Caracterização do Uso do Solo e Ordenamento do Território. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga , Mondego e Lis Integrados na Região Hidrográfica 4*, Parte 2.
- ARH Centro, 2012c. Massas de Água que Abrangem Zonas Protegidas. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga , Mondego e Lis Integradas na Região Hidrográfica 4*, Parte 2.
- ARH Centro, 2011a. OBJECTIVOS AMBIENTAIS E ESTRATÉGICOS – Bacia Hidrográfica do Rio Vouga. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga , Mondego e Lis*, WT1.
- ARH Centro, 2013. Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Voiga, Mondego e Lis Integrados na Região Hidrográfica 4. *Caracterização Geral e Diagnóstico - Caracterização socioeconómica*.
- ARH Centro, 2011b. Relatório Síntese. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga , Mondego e Lis Integrados na Região Hidrográfica 4*.
- ARH Centro, 2012d. Usos e Necessidades de Água. *Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga , Mondego e Lis Integradas na Região Hidrográfica 4*, Parte 2.
- Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Muttiah, R.S.; Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), pp.73–89.
- Ausseil, A.-G.E.; Dymond J.R.; Kirschbaum, M.U.F.; Andrew, R.M.; Parfitt, R.L., 2013. Assessment of multiple ecosystem services in New Zealand at the catchment scale. *Environmental Modelling & Software*, 43, pp.37–48.

- Bateman, I.J.; Cole, M.A.; Georgiou, S.; Hadley, D.J., 2006. Comparing contingent valuation and contingent ranking: a case study considering the benefits of urban river water quality improvements. *Journal of environmental management*, 79(3), pp.221–31. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16183194>.
- Bateman, I.J.; Brouwer, R.; Ferrini, S.; Schaafsma, M.; Barton, D.N.; Dubgaard, A.; Hasler, B.; Hime, S.; Liekens, I.; Navrud, S.; De Nocker, L.; Ščeponavičiūtė, R.; Semėnienė, D., 2011. Making benefit transfers work: deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe. *Environmental and Resource Economics*, 50(3), pp.365–387.
- Bateman, I.J.; Day, B.H.; Georgiou, S.; Lake, I., 2006. The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*, 60(2), pp.450–460.
- Boyd, J.; Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), pp.616–626.
- Braden, J.B.; Johnston, D.M., 2004. Downstream Economic Benefits from Storm-Water Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, (December), pp.498–506.
- Brander, L.; Brouwer, R.; Wagtendonk, A., 2013. Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 56, pp.89–96.
- Brouwer, R., 2000. Environmental value transfer : state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 32(1), pp.137–152.
- Burkhard, B.; Crossman, N.; Nedkov, S.; Petz, K.; Alkemade, R., 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosystem Services*, 4, pp.1–3.
- Camacho-Valdez, V.; Ruiz-Luna, A; Ghermandi, A.; Nunes, P.A.L.D., 2013. Valuation of ecosystem services provided by coastal wetlands in northwest Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 78, pp.1–11.
- Carpenter, S.; Chair; Caraco, N.F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Sharpley, A.N.; Smith, V.H., 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Issues in Ecology*, (3).
- Carson, R.T.; Mitchell, R.C., 1993. The Value of Clean Water ' The Public ' s Willingness to Pay for and Swimmable Quality Water. *Water resources research*, 29(7), pp.2445–2454.

- Cassidy, J.S., 2010. *Avaliação da qualidade da água do rio Cértima através de ensaios ecotoxicológicos*. Universidade de Aveiro.
- Cerqueira, M.A.; Silva, J.F.; Magalhães, F.P.; Soares, F.M.; Pato, J.J., 2008. Assessment of water pollution in the Antuã River basin (Northwestern Portugal). *Environmental monitoring and assessment*, 142(1-3), pp.325–35.
- Cerqueira, M.A.; Vieira, F.N.; Ferreira, R.V.; Silva, J.F., 2005. The water quality of the Cértima River basin (Central Portugal). *Environmental monitoring and assessment*, 111(1-3), pp.297–306.
- Cerqueira, M.A.; Silva, J.F., 2005. Monitorização da Qualidade da Água do Rio Antuã. *Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos*, pp.1–8.
- Chenoweth, J., 2012. Key issues and trends in the water policy literature. *Water Policy*, 14(6), p.1047.
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), pp.253–260
- Del Saz-Salazar, S.; Hernández-Sancho, F.; Sala-Garrido, R., 2009. The social benefits of restoring water quality in the context of the Water Framework Directive: A comparison of willingness to pay and willingness to accept. *The Science of the total environment*, 407(16), pp.4574–83.
- DGRM, 2014. Pesca Lúdica - Dados Estatísticos. *Pesca Lúdica - Dados Estatísticos*.
- Emerton, L.; Kekulandala, L.D.C.B., 2003. *Assessment of the Economic Value of Muthurajawela Wetland*, Sri Lanka.
- FAO, 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Aquastat - Fao's Information System on Water and Agriculture*.
- Farber, S.; Griner, B., 2000. Valuing watershed quality improvements using conjoint analysis. *Ecological Economics*, 34, pp.63–76.
- Fernandes, D.F., 2009. *Avaliação e monitorização integrada do estado de qualidade da água do rio Antuã*. Universidade de Aveiro.
- Fisher, B.; Turner, R.K.; Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), pp.643–653.
- Gleick, P.H., 1993. Water in Crisis. In G. F. White, ed. *A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Oxford: Oxford University Press, pp. 13–24.

- Gómez-Baggethun, E.; de Groot, R.; Lomas, P.L.; Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), pp.1209–1218
- De Groot, R.; Brander, L.; van der Ploeg, S.; Costanza, R.; Bernard, F.; Braat, L.; Christe, M.; Crossman, N.; Ghermandi, A.; Hein, L.; Hussain, S.; Kumar, P.; McVittie, A.; Portela, R.; Rodriguez, L.C.; Ten Brink, P.; Van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), pp.50–61.
- De Groot, R.S.; Alkemade, R.; Braat, L.; Hein, L.; Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), pp.260–272.
- De Groot, R.S.; Wilson, M. A.; Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), pp.393–408.
- Groothuis, P.A., 2005. Benefit Transfer : A Comparison of Approaches. *Growth and Change*, 36(4), pp.551–564.
- Guedes, M.R.M., 2006. *Contribuição para a avaliação , previsão e prevenção do regime de cheias na Bacia do Vouga*. Universidade de Aveiro.
- Guimarães, M.H.; Sousa, C.; Garcia, T.; Dentinho, T.; Boski, T., 2011. The value of improved water quality in Guadiana estuary—a transborder application of contingent valuation methodology. *Letters in Spatial and Resource Sciences*, 4(1), pp.31–48.
- Gupta, V.; Mythili, G., 2009. Willingness to Pay for Water Quality Improvement : A Study of Powai Lake in India. *Asian Journal of Water*, 8(1), pp.15–21.
- Haines-young, R.; Maguire, C.; Petersen; J-E.; Weber, J-L., 2012. *Common International Classification of Ecosystem Services ( CICES V4 ) : Consultation Briefing Note European Environment Agency*.
- Halkos, G.; Matsiori, S., 2014. Exploring social attitude and willingness to pay for water resources conservation. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*, 49, pp.54–62.
- Hanley, N.; Schläpfer, F.; Spurgeon, J., 2003. Aggregating the benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values. *Journal of Environmental Management*, 68(3), pp.297–304.
- Hayes, K.M.; Tyrrell, T.J.; Anderson, G., 1992. Estimating the Benefits of Water Quality Improvements in the Upper Narragansett Bay. *Marine Resources Economics*, 7(2730), pp.75–85.

- Häyhä, T.; Franzese, P.P., 2014. Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling*, 289, pp.124–132.
- Hein, L.; Van Koppen, K.; De Groot, R.S.; Van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2), pp.209–228.
- Henriques, V.L. da S., 2010. *Monitorização da qualidade da água na bacia hidrográfica do Vouga*. Universidade de Aveiro.
- INAG, 2008a. Caracterização abiótica. *Tipologias de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água*.
- INAG, 2008b. Protocolo de amostragem e análise para os Macroinvertebrados Bentónicos. *Manual para a Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais Segundo a Diretiva Quadro da Água*.
- INAG, 2009. Rios e Albufeiras. *Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais*.
- Jenkins, W.A.; Murray, B.C.; Kramer, R.A.; Faulkner, S.P., 2010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, 69(5), pp.1051–1061.
- Johnston, R.J.; Besedin, E.Y.; Iovanna, R.; Miller, C.J.; Wardwell, R.F.; Ranson, M.H., 2006. Systematic Variation in Willingness to Pay for Aquatic Resource Improvements and Implications for Benefit Transfer : A Meta-Analysis. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 53(2005), pp.221–248.
- Johnston, R.J.; Besedin, E.Y.; Wardwell, R.F., 2003. Modeling relationships between use and nonuse values for surface water quality: A meta-analysis. *Water Resources Research*, 39(12), p.n/a–n/a.
- Johnston, R.J.; Thomassin, P.J., 2010. Willingness to Pay for Water Quality Improvements in the United States and Canada : Considering Possibilities for International Meta-Analysis and Benefit Transfer. *Agricultural and Resource Economics Review*, 39(February), pp.114–131.
- Jørgensen, S.L.; Olsen, S.B.; Ladenburg, J.; Martinsen, L.; Svenningsen, S.R.; Hasler, B., 2013. Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements—Testing the effect of multiple substitutes and distance decay. *Ecological Economics*, 92, pp.58–66.
- Keeler, B.L.; Polasky, S.; Brauman, K.A.; Johnson, K.A.; Finlay, J.C.; O'Neill, A.; Kovacs, K.; Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(45), pp.18619–24.

- Kirchhoff, S.; Colby, B.G.; LaFrance, J.T., 1997. Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, pp.75–93.
- Lacerda, M., 2014. Aveiro. Available at: <http://www.av.it.pt/aveirocidade/pt/ria/ria.htm> [Accessed April 23, 2014].
- Laranjeira, C., 2014. Pateira de Fermentelos: Paisagem a proteger. *Águeda: Câmara Municipal*.
- Lienhoop, N.; Messner, F., 2008. The Economic Value of Allocating Water to Post-Mining Lakes in East Germany. *Water Resources Management*, 23(5), pp.965–980.
- Lipton, D., 2003. *The Value of Improved Water Quality To Chesapeake Bay Boaters*, University of Maryland, College Park.
- Lopes, C.B.; Pereira, M.E.; Vale, C.; Lillibø, I.; Pardal, M.A.; Duarte, A.C., 2007. Assessment of spatial environmental quality status in Ria de Aveiro ( Portugal ). *Scientia Marina*, 71 (2)(June), pp.293–304.
- MA, 2005. *Ecosystems and human well-being*, Washington, D.C.
- MA, 2004. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. *Choice Reviews Online*, 41(08), pp.41–4645–41–4645.
- Malmqvist, B.; Rundle, S., 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, (02), pp.134–153.
- Mangi, S.C.; Davis, C.E.; Payne, L.A.; Austen, M.C.; Simmonds, D.; Beaumont, N.J.; Smyth, T., 2011. Valuing the regulatory services provided by marine ecosystems. *Environmetrics*, 22(5), pp.686–698.
- Meyerhoff, J.; Boeri, M.; Hartje, V., 2013. *The value of achieving water quality improvements in the rivers of the metropolitan region of Berlin and Brandenburg*,
- Munné, A.; Tirapu, L.; Solà, C.; Olivella, L.; Vilanova, L.; Ginebreda A.; Prat, N., 2012. Comparing chemical and ecological status in Catalan rivers: analysis of river quality status following the Water Framework Directive. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 19, pp.243–265.
- Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Williams, J.R., 2011. Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. *Texas Water Resources Institute Technical Rep. 365*, (Texas A&M Univ. System, College Station, Temple).
- Nowak, P.J. Petchenik, J.; Carman, D.; Nelson, E.B., 1990. Water Quality in the City of West Bend, the Citizen’s Perspective.

- Nunes, J.P.C., 2007. *Vulnerability of Mediterranean Watersheds to climate change: the desertification context*. Universidade Nova de Lisboa.
- Nunes, M.L., 2007. *Diagnóstico da qualidade ambiental das bacias do rio Mau e Caima . Estudo da dinâmica dos processos naturais e antrópicos e definição de zonas vulneráveis*. Universidade de Aveiro.
- OANDA, 2014. Histórico Taxas de Câmbio. *OANDA Corporation*. Available at: <http://www.oanda.com/lang/pt/currency/historical-rates/> [Accessed October 29, 2014].
- Ojeda, M.I.; Mayer, A.S.; Solomon, B.D., 2008. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecological Economics*, 65(1), pp.155–166.
- ONU, 2012. Rio +20. [Accessed December 19, 2013].
- Oram, B., 2012. Monitoring the Quality of Surfacewaters. [Accessed January 19, 2013]
- Prado, N., 2004. Água. *Instituto Carbono Brasil*. Available at: <http://www.institutocarbonobrasil.org.br/agua/p=2> [Accessed February 17, 2014].
- Ribeiro, S.M., 2012. *Estimativa dos benefícios da melhoria na qualidade da água no Cértima*. Universidade de Aveiro.
- Van Riper, C.J.; Kyle, G.T., 2014. Capturing multiple values of ecosystem services shaped by environmental worldviews: a spatial analysis. *Journal of environmental management*, 145, pp.374–84.
- Roebeling, P.; Ribeiro, S.; Abrantes, N.; Almeida, P., 2013. Estimating the (cultural) environmental-economic benefits/values of surface water status improvements in freshwater ecosystems: the Pateira de Fermentelos in Portugal. *Transboundary water management across borders and interfaces: present and future challenges*, pp.1–5.
- Roebeling, P.; Alves, H.; Rocha, J.; Brito, A.; Almeida, P.; Mamede, J., 2013. Gains from trans-boundary water quality management in linked catchment and coastal socio-ecological systems: a case study for the Minho region. *Transboundary water management across borders and interfaces: present and future challenges*, (br), pp.1–5.
- Roebeling, P.C.; Rocha, J.; Nunes, J.P.; Fidélis, T.; Alves, H.; Fonseca, S., 2014. Using the Soil and Water Assessment Tool to Estimate Dissolved Inorganic Nitrogen Water Pollution Abatement Cost Functions in Central Portugal. *Journal of Environment Quality*, 43(1), p.168.
- Santos, J.I.M., 2010. *Avaliação da qualidade ecológica do Rio Mau*. Universidade de Aveiro.

- Santos, J.M.F., 2008. *Estudo da relação entre o caudal e indicadores de qualidade da água no Médio Vouga*. Universidade de Aveiro.
- Schaafsma, M.; Brouwer, R.; Rose, J., 2012. Directional heterogeneity in WTP models for environmental valuation. *Ecological Economics*, 79, pp.21–31.
- Schaffner, B., 2010. Blue Planet Biomes. Available at: [http://www.blueplanetbiomes.org/world\\_biomes.htm](http://www.blueplanetbiomes.org/world_biomes.htm) [Accessed December 17, 2013].
- Serpa, D.; Keizer, J.J.; Cassidy, J.; Cuco, A.; Silva, V.; Gonçalves, F.; Cerqueira, M.; Abrantes, N., 2014. Assessment of river water quality using an integrated physicochemical, biological and ecotoxicological approach. *Environmental science. Processes & impacts*, 16(6), pp.1434–44.
- Shrestha, R.K.; Seidl, A.F.; Moraes, A.S., 2002. Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal : a travel cost analysis using count data models. *Ecological Economics*, 42, pp.289–299.
- Shrestha, R.K.; Stein, T. V.; Clark, J., 2007. Valuing nature-based recreation in public natural areas of the Apalachicola River region, Florida. *Journal of environmental management*, 85(4), pp.977–85.
- Silva, M.H.M.P., 2008. *Avaliação e monitorização integrada do estado da qualidade da água do rio Cértima*. Universidade de Aveiro.
- Simonit, S.; Perrings, C., 2011. Sustainability and the value of the “regulating” services: Wetlands and water quality in Lake Victoria. *Ecological Economics*, 70(6), pp.1189–1199.
- SNIRH, 2013. Qualidade da água superficial. *Anuário da qualidade da água superficial*. Available at: <http://snirh.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.5&idSubtem=ANUARIO> [Accessed September 19, 2014].
- TEEB, 2013. The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands.
- Turismo de Portugal, 2011. A oferta e a procura. *Termas em Portugal*.
- TWB, 2012. The World Bank - Working for a World Free of Poverty. Available at: <http://www.worldbank.org/> [Accessed October 29, 2014].
- UA, 2010. Estudo de Caracterização para o Reordenamento e Valorização dos Núcleos Piscatórios Lagunares. *Polis Litoral Ria de Aveiro*, II.
- Vaughan, W.J., 1986. *The Use of Contingent Valuation Data for Benefit/Cost Analysis in Water Pollution Control*, Washington D.C., E.U.A.



- Van Houtven, G.; Mansfield, C.; Phaneuf, D.J.; Von Haefen, R.; Milstead, B.; Kenney, M.A.; Reckhow, K.H., 2014. Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality. *Ecological Economics*, 99, pp.40–52.
- Van Houtven, G.; Powers, J.; Pattanayak, S.K., 2007. Valuing water quality improvements in the United States using meta-analysis: Is the glass half-full or half-empty for national policy analysis? *Resource and Energy Economics*, 29(3), pp.206–228.
- Vidal, T.; Santos, J.I.; Marques, C.R.; Pereira, J.L.; Claro, T.; Pereira, R.; Castro, B.B.; Soares, A.; Gonçalves, F., 2013. *Resilience of the macroinvertebrate community of a small mountain river (Mau River, Portugal) subject to multiple stresses*.
- Van der Weijden, C.H.; Pacheco, F. a. L., 2006. Hydrogeochemistry in the Vouga River basin (central Portugal): Pollution and chemical weathering. *Applied Geochemistry*, 21(4), pp.580–613.
- Wilson, M.A.; Carpenter, S.R., 1999. Economic Valuation of Freshwater Ecosystem Services in the United States : Economics valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. *Ecological Applications*, 9(3), pp.772–783.
- Woodward, R.T.; Wui, Y., 2001. The economic value of wetland services : a meta-analysis. *Ecological Economics*, 37, pp.257–270.
- Worldometers, 2014. Worldometers - real time world statistics. *World Population Milestones*. Available at: <http://www.worldometers.info/world-population/#pastfuture> [Accessed September 19, 2014].



## ANEXOS

### ANEXO A – DADOS FÍSICO-QUÍMICOS UTILIZADOS

#### A.1 – RIO ANTUÃ, AMOSTRAGEM DE 14 DE NOVEMBRO 2008

<b>Locais de amostragem</b>	1	2	3	4	5	6	7
<b>Parâmetros</b>							
pH	6,48	6,58	6,80	6,86	7,48	7,13	7,36
CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	0,00	6,00	7,00	70,00	2,00	8,00	28,00
SST (mg/L)	2,11	7,33	1,08	235,15	2,17	4,61	4,71
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	13,43	11,85	15,56	12,03	14,89	24,05	24,37
P (mg P/L)	0,08	0,10	0,27	1,42	0,16	0,53	0,74

#### A.2 – RIO ANTUÃ, AMOSTRAGEM DE 20 DE MARÇO 2009

<b>Locais de amostragem</b>	1	2	3	4	5	6	7
<b>Parâmetros</b>							
pH	6,91	7,02	6,91	7,10	7,16	7,26	7,17
CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	0,00	1,00	2,00	8,00	1,00	5,00	5,00
SST (mg/L)	0,44	3,53	3,80	14,53	1,42	7,47	11,80
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	13,69	14,83	16,55	17,20	15,26	15,27	17,95
P (mg P/L)	0,02	0,05	0,10	0,35	0,06	0,29	0,23

#### A.3 – RIO CÉRTIMA, AMOSTRAGEM DE 23 DE JANEIRO 2008

<b>Locais de amostragem</b>	Ref. 1	Ref.2	1	2	3	4	5	6	7
<b>Parâmetros</b>									
pH	6,70	7,30	7,60	7,70	7,80	7,70	7,60	7,50	7,30
CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	0,60	0,60	5,20	9,00	3,00	4,40	2,50	2,00	1,90
SST (mg/L)	2,30	0,10	2,90	14,70	4,50	6,30	17,90	15,00	9,30
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	1,50	1,20	2,70	2,30	2,70	3,20	3,50	4,10	2,50
P (mg P/L)	0,05	0,05	0,05	0,80	0,30	0,30	0,20	0,20	0,10

## A.4 – RIO CÉRTIMA, AMOSTRAGEM DE 26 DE MARÇO 2008

<b>Locais de amostragem</b>	<i>Ref. 1</i>	<i>Ref.2</i>	1	2	3	4	5	6	7
<b>Parâmetros</b>									
pH	7,20	7,30	7,80	7,50	8,20	7,70	7,50	7,70	8,50
CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	0,80	0,80	1,50	22,20	7,60	5,90	2,70	1,40	11,30
SST (mg/L)	0,10	0,20	2,00	13,30	3,50	7,50	7,10	3,90	58,90
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	0,20	0,10	0,90	0,03	0,70	2,40	3,20	3,90	0,50
P (mg P/L)	0,05	0,05	0,10	2,50	0,90	0,50	0,30	0,30	0,20

## A.5 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE MAIO 2005

<b>Locais de amostragem</b>	1	2	3	4	5	6
<b>Parâmetros</b>						
pH	5,65	5,91	5,99	6,68	6,85	6,74
OD (%sat)	72,53	76,93	82,25	97,81	76,01	97,21
SST (mg/L)	1,34	2,28	2,60	1,38	0,48	1,24
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,09
P (mg P/L)	0,12	0,12	0,11	0,15	0,09	0,12

## A.6 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE FEVEREIRO 2006

<b>Locais de amostragem</b>	1	2	3	4	5	6
<b>Parâmetros</b>						
pH	8,65	7,40	7,83	7,57	7,85	7,61
OD (%sat)	121,35	132,50	185,86	188,89	141,07	123,56
SST (mg/L)	54,95	41,24	5,97	6,13	9,89	4,37
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	0,30	1,20	1,60	1,30	1,40	1,40
P (mg P/L)	0,14	0,37	0,40	0,65	1,06	0,94

A.7 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE JULHO 2009

<b>Locais de amostragem</b>	1	2	3	4	5	6
<b>Parâmetros</b>						
pH	6,05	6,30	6,57	6,56	6,67	6,79
OD (%sat)	62,47	50,57	60,38	65,95	56,06	67,96
SST (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	0,00	2,95	4,82	5,09	4,74	4,97
P (mg P/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

A.8 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE ABRIL 2010

<b>Locais de amostragem</b>	1	2	3	4	5	6
<b>Parâmetros</b>						
pH	6,62	6,79	6,99	6,94	6,97	7,20
OD (%sat)	114,70	118,46	120,45	118,18	120,96	119,96
SST (mg/L)	80,71	16,40	16,57	14,57	17,57	10,70
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	10,23	6,25	8,86	9,52	7,13	8,86
P (mg P/L)	0,09	0,03	0,00	0,00	0,05	0,08

**ANEXO B – ELEMENTOS BIOLÓGICOS**

B.1 – RIO ANTUÃ, AMOSTRAGEM DE 14 DE NOVEMBRO 2008

<b>Locais de amostragem</b>		1	2	3	4	5	6	7
<b>Indivíduos identificados</b>		<b>Número de indivíduos</b>						
HIRUDINEA	Oligochaeta		8	14	309	134	183	46
	Glossiphoniidae				1		1	
GASTROPODA	Bythinellidae						1	
	Bythyniidae				2			18
ISOPODA	Asellidae				9			
AMPHIPODA	Gammaridae						6	
DECAPODA	Atyidae				9			
PLECOPTERA	Capniidae	2						
EPHEMEROPTERA	Caenidae					2		
	Potamanthidae	1		160		4	289	3

	Ephemerellidae		1					
	Polymitarcyidae		23				8	
	Heptageniidae		1	3			1	
	Oligoneuriidae	1				2		
TRICHOPTERA	Leptoceridae			3		1		
	Ecnomidae	4					1	
	Hydropsychidae	1	10	1			49	2
	Helicopsychidae	3		3				
	Polycentropodidae	1						
	Rhyacophilidae	1						
COLEOPTERA	Gyrinidae	3						
	Chrysomelidae	1						
ODONATA	Aeshnidae	1						
	Calopterygidae	2	5					2
DIPTERA	Chironomidae		7	101	294	2	52	2
	Athericidae	1	1			3		
	Limoniidae			1				
	Simuliidae		16	13			6	
	Anthomyidae			2			1	
	Blephariceridae		2					
	Ptychopteridae				19			
<b>Não identificados</b>			6		39		12	

*B.2 – RIO ANTUÃ, AMOSTRAGEM DE 20 DE MARÇO 2009*

Locais de amostragem		1	2	3	4	5	6	7
Indivíduos identificados		Número de indivíduos						
ANNELIDA	Oligochaeta	16	83	43	221	39	64	6
GASTROPODA	Bythyniidae	1						
ISOPODA	Asellidae					1		1
DECAPODA	Atyidae						1	
EPHEMEROPTERA	Potamanthidae		14	157	5	18	16	19
	Polymitarcyidae	1						
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	2	10			1		
	Ecnomidae	4						
	Sericostomatidae	5						
COLEOPTERA	Hydraenidae				1			
	Dytiscidae					4		
ODONATA	Aeshnidae			3		1		

	Calopterygidae	1						
	Cordulegastridae	3						
HETEROPTERA	Veliidae					1		
DIPTERA	Chironomidae	7	861	152	46	54	26	84
	Athericidae	4	1			1		
	Empididae		2					
	Simuliidae		76	2				3
	Tabanidae	1						
	Sciomyzidae	2						
<b>Não identificados</b>			13	5	5	1	18	13

## B.3 – RIO CÉRTIMA, AMOSTRAGEM DE 23 DE JANEIRO 2008

Locais de amostragem		Ref.1	Ref.2	1	2	3	4	5	6	7
<b>Indivíduos identificados</b>		<b>Número de indivíduos</b>								
HIRUDINEA	Erpobdellidae					2				
	Hirudidae					1				
	Glossiphonidae		1			27				
OLIGOCHAETA					2					
GASTROPODA	Bythinellidae		2	30						
	Lymnaeidae	2	12	13			2			
	Bythyniidae			58		1	7			
	Physidae			138		8	46	1	1	
	Hydrobiidae			157		1				
BIVALVIA	Corbiculidae							2		
	Sphaeriidae	2		1				3		
ISOPODA	Asellidae					185	5	3		
DECAPODA	Astacidae			8		1	13		32	13
	Atyidae							5	17	
PLECOPTERA	Perlodidae	2								
	Leuctridae									
	Chloroperlidae	3								
EPHEMEROPTERA	Caenidae	16	60	6			38	5	1	
	Siphonuridae		1							
	Baetidae	7	3			6	54	63	83	
	Ephemerellidae	3	6			1				
	Heptageniidae		3							
	Leptophlebiidae		3							
TRICHOPTERA	Leptoceridae	1	9							

	Calamoceratidae	12	23						
	Hydropsychidae	2							
	Psychomyiidae	2							
	Brachycentridae	1							
	Hydroptilidae	1							
COLEOPTERA	Elmidae	15	11						
	Dytiscidae	1		3		2	1		1
	Dryopidae			1					
ODONATA	Gomphidae	1							
	Aeshnidae	2	2						
	Caenogrionidae	1					1	3	1
	Cordulegastridae		1						
MEGALOPTERA	Sialidae		1						
DIPTERA	Chironomidae	57	61	144	4	980	242	112	29
	Athericidae	33	34		2				
	Ceratopogonidae	2		1		15	2	2	
	Empididae								
	Simuliidae	4	1	6		2	5	118	6
	Dixidae	1	1						
	Tipulidae								
	Psychodidae			1					
	Sciomyzidae			1					
COLLEMBOLA	Isotomidae			19		1			2
	Poduridae			4					

*B.4 – RIO CÉRTIMA, AMOSTRAGEM DE 26 DE MARÇO 2008*

Locais de amostragem		Ref.1	Ref.2	1	2	3	4	5	6	7
<b>Indivíduos identificados</b>		<b>Número de indivíduos</b>								
HIRUDINEA	Erpobdellidae									
	Hirudidae									
	Glossiphoniidae					22				
GASTROPODA	Ancylidae	1								
	Lymnaeidae	11	34	5	1					
	Bythyniidae			300						
	Physidae			44	3	4	5	17		
	Hydrobiidae			156						
BIVALVIA	Corbiculidae							4	2	
	Sphaeriidae	1	27	1				2		
ISOPODA	Asellidae					164	24	52	11	
DECAPODA	Astacidae			3			1	3		2



	Atyidae								2	3
PLECOPTERA	Perlodidae									
	Leuctridae	1								
	Chloroperlidae									
EPHEMEROPTERA	Caenidae	140	62	11			19	9	6	
	Baetidae	3		234		5	1	255	12	
	Ephemerellidae	137	4	1						
	Polymitarcyidae	2								
	Heptageniidae	1								
	Leptophlebiidae	29	9	9						
TRICHOPTERA	Leptoceridae	2	2							
	Calamoceratidae	6	33							
	Ecnomidae	1								
	Hydropsychidae			1						
	Psychomyiidae	2								
	Polycentropodidae	6								
	Brachycentridae	4								
COLEOPTERA	Elmidae	5	6							
	Dytiscidae	1		29		1	3			
	Ptilodactylidae			2						
	Haliplidae	2	2							
ODONATA	Gomphidae		1							
	Aeshnidae	4	2							
	Calopterygidae	1					1			
	Caenagrionidae	1		1				4	3	
	Cordulegastridae	2								
MEGALOPTERA	Sialidae		1							
DIPTERA	Chironomidae	244	29	411	51	679	112	55	74	2
	Athericidae	11	44							
	Ceratopogonidae	1	4			2	1	3	19	
	Empididae						1	6	1	
	Simuliidae	1		892		10		132		
	Dixidae									1
	Tipulidae	10		8		1				
	Psychodidae					1				
	Sciomyzidae			1						
COLLEMBOLA	Isotomidae				2					42
	Poduridae			7			4	3	5	
HEMIPTERA	Mesovellidae			18						
	Naucoridae						1	10		
	Notonectidae		1							

## B.5 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE MARÇO 2005

Locais de amostragem		1	2	3	4	5	6
Indivíduos identificados		Número de indivíduos					
HIRUDINEA	Oligochaeta		16	20	8	6	12
	Erpobdellidae	1	2	2			
	Glossiphoniidae			1	1		1
TRICLADIDA	Dugesidae		6		2		22
	Planariidae		28		18		36
	Não identificados				2		2
BIVALVIA	Sphaeriidae		5				
GASTROPODA	Hydrobiidae		47	92			
	Physidae		9				
	Planorbidae						7
	Lymnaeidae						
ACARI	Hydracarina	3	3	7	69	12	44
ISOPODA	Asellidae	1					
PLECOPTERA	Chloroperlidae	22			1		
	Leuctridae	106	173	82	57	46	8
	Nemouridae	17	4		5	56	2
	Perlidae		1				
	Perlodidae						
	Taeniopterygidae						
	Não identificados						
EPHEMEROPTERA	Caenidae		3	2			1
	Leptophlebiidae	32	16	1	8	38	3
	Ephemerellidae	45	171	46	12	144	43
	Ameletidae						
	Heptageniidae	10	44	1	7	35	30
	Ephemeridae		66	42	5		
	Não identificados	24	101	25	4	43	2
	Baetidae	11	20	14	17	26	12
TRICHOPTERA	Leptoceridae						
	Ecnomidae						
	Hydropsychidae	11	18	13	2	6	18
	Helicopsychidae						
	Polycentropodidae		5	4	1	6	4
	Rhyacophilidae	3	19	10		4	4
	Beraeidae	4	1				
	Brachycentridae		4		3		
	Hydroptilidae	1					
	Calamoceratidae		4				
	Glossosomatidae	9	13	12	163	285	74

	Goeridae		1				
	Lepidostomatidae			1			
	Limnephilidae	30		2			
	Odontoceridae						
	Philopotamidae	13	6	1	1		1
	Phryganeidae						
	Psychomyiidae	2	4	3			
	Sericostomatidae	1	9	12	28	2	4
	Thremmatidae		39	3	3	1	3
	Não identificados	1	8	3	1	1	4
MEGALOPTERA	Sialidae	1					
HETEROPTERA	Aphelocheiridae						
	Gerridae						
	Mesoveliidae						
	Nepidae						
	Notonectidae						
COLEOPTERA	Gyrinidae		2		2	3	2
	Dryopidae						
	Dytiscidae	1					
	Elmidae	42	152	132	240	296	604
	Haliplidae						
	Helodidae	40	1			5	
	Helophoridae	1					
	Hydraenidae	3		1	10	3	31
	Hydrophilidae						1
	Scirtidae						
	Não identificados						1
ODONATA	Aeshnidae	2			9	29	2
	Calopterygidae	2	7	2			
	Cordulegasteridae	6	7	5	6		1
	Gomphidae			1	2	27	8
	Lestidae						
	Libellulidae						
	Platycnemididae						
	Não identificados		1	1	3		
DIPTERA	Chironomidae	211	198	250	56	187	461
	Athericidae	4	17	27	69	35	6
	Limoniidae	3		1		1	
	Simuliidae	6	35	3	29	696	46
	Anthomyidae						
	Blephariceridae	1					
	Ceratopogonidae	4	3	9	7	9	34
	Dixidae		1	1			

	Dolichopodidae		5				
	Empididae		6	2	10	21	13
	Pediciidae						
	Psychodidae	1					
	Tabanidae					1	
	Tipulidae			1			
	Não identificados	13	11	7	2	1	87

*B.6 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE FEVEREIRO 2006*

Locais de amostragem		1	2	3	4	5	6
Indivíduos identificados		Número de indivíduos					
HIRUDINEA	Oligochaeta	46	146	122	458	22	471
	Erpobdellidae						
	Glossiphoniidae		4				
TRICLADIDA	Dugesidae	2				2	
	Planariidae	74					1
	Não identificados						
BIVALVIA	Sphaeriidae		1	2			
GASTROPODA	Hydrobiidae		356	8	1		
	Physidae		40	1			
	Planorbidae						1
	Lymnaeidae		7				
ACARI	Hydracarina	4	7				4
ISOPODA	Asellidae						
PLECOPTERA	Chloroperlidae	9					
	Leuctridae	10		7	18	5	1
	Nemouridae	87	6		1	13	44
	Perlidae						
	Perlodidae	3					
	Taeniopterygidae						
EPHEMEROPTERA	Caenidae		4	1	2	1	12
	Leptophlebiidae	29	1085	37	52	70	95
	Ephemerellidae	55	106	36	7	19	76
	Ameletidae						
	Heptageniidae	4		6	1		20
	Ephemeridae		11	16	48	1	7
	Não identificados					1	
	Baetidae	37	123	79	32	37	231
TRICHOPTERA	Leptoceridae						1

	Ecnomidae						
	Hydropsychidae	10	19	13	4	7	19
	Helicopsychidae		60				
	Polycentropodidae		2		3	3	3
	Rhyacophilidae	2	7	5			
	Beraeidae						
	Brachycentridae						
	Hydroptilidae	14					
	Calamoceratidae		3	1	2		12
	Glossosomatidae	71	2	135	73	151	28
	Goeridae						3
	Lepidostomatidae			4			
	Limnephilidae	13	4	1			
	Odontoceridae						
	Philopotamidae	27	3				34
	Phryganeidae						
	Psychomyiidae	25	3		2	1	8
	Sericostomatidae	9	31	7	44	11	17
	Thremmatidae		3	2	1		
	Não identificados	6	1				
MEGALOPTERA	Sialidae						
	Aphelocheiridae						
	Gerridae						
HETEROPTERA	Mesoveliidae						
	Nepidae						
	Notonectidae						
	Gyrinidae		1	2	2	1	4
	Dryopidae		4	1			
	Dytiscidae						
	Elmidae	29	40	27	129	44	483
	Haliplidae						
	Helodidae						
	Helophoridae						
	Hydraenidae			2	1	2	16
	Hydrophilidae						
	Scirtidae	65			1	2	1
	Não identificados						
	Aeshnidae				2	4	3
	Calopterygidae	3	9				1
	Cordulegasteridae	7	10	3	11	3	6
	Gomphidae		2		7	34	15
	Lestidae						
	Libellulidae						
ODONATA							

	Platycnemididae						
	Não identificados						
DIPTERA	Chironomidae	113	308	165	114	131	141
	Athericidae		4	2	50	10	16
	Limoniidae	3	1		2	3	
	Simuliidae	7	544	22	10	42	86
	Anthomyidae						
	Blephariceridae			3			3
	Ceratopogonidae	2	3	1	7	3	3
	Dixidae						
	Dolichopodidae		1	2		2	2
	Empididae	3		1	4	8	2
	Pediciidae						
	Psychodidae			1	2		
	Tabanidae						
	Tipulidae			1			
Não identificados	4	2	7	4	1	16	

*B.7 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE 13 DE JULHO 2009*

Locais de amostragem		1	2	3	4	5	6
Indivíduos identificados		Número de indivíduos					
HIRUDINEA	Oligochaeta		4,67				
	Erpobdellidae						
	Glossiphoniidae						
TRICLADIDA	Dugesidae						
	Planariidae						
	Não identificados						
BIVALVIA	Sphaeriidae		4,67				
GASTROPODA	Hydrobiidae	4,67	84	196			5
	Physidae						1
	Planorbidae						4
	Lymnaeidae						
ACARI	Hydracarina	65,33	88,67	18,67	20	12,73	238
ISOPODA	Asellidae						
PLECOPTERA	Chloroperlidae	9,33					
	Leuctridae						
	Nemouridae	93,33	4,67				3
	Perlidae						
	Perlodidae	466,67	60,67	84	79	7,64	26
	Taeniopterygidae						
	Não identificados						

EPHEMEROPTERA	Caenidae			4,67			
	Leptophlebiidae	126	723,33	247,3	183	17,82	53
	Ephemerellidae	18,67	93,33	23,33	27	5,09	57
	Ameletidae						
	Heptageniidae		18,66	14	1		5
	Ephemeridae			14	12		2
	Não identificados	14					1
	Baetidae	32,67	1675,34	406	66	73,82	493
TRICHOPTERA	Leptoceridae			14			4
	Ecnomidae		4,67				3
	Hydropsychidae	177,33	28	9,33	1	50,91	103
	Helicopsychidae						
	Polycentropodidae	18,67	56	4,67	12	12,73	11
	Rhyacophilidae	51,33	70	18,67	36	7,64	93
	Beraeidae	18,67		32,67	2		11
	Brachycentridae						1
	Hydroptilidae	32,67	9,33	4,67			8
	Calamoceratidae						
	Glossosomatidae	9,33	18,67		10	2,54	3
	Goeridae		23,33	14			3
	Lepidostomatidae			14			
	Limnephilidae	14					
	Odontoceridae						
	Philopotamidae	4,67	4,67				2
	Phryganeidae	4,67	23,33	4,67	372		12
Psychomyiidae	60,67	60,67		5	2,54	19	
Sericostomatidae	42	224	294	98	231,64	234	
Thremmatidae		14	14			2	
Não identificados		4,67			2,54	6	
MEGALOPTERA	Sialidae				9	12,73	26
HETEROPTERA	Aphelocheiridae						
	Gerridae		4,67		3		4
	Mesoveliidae						
	Nepidae	4,67					
	Notonectidae						
COLEOPTERA	Gyrinidae						
	Dryopidae						
	Dytiscidae	4,67				2,54	
	Elmidae	18,67	121,33	32,67	45	28	460
	Haliplidae					2,54	2
	Helodidae						
	Helophoridae	9,33					
Hydraenidae	359,33					4	

	Hydrophilidae	9,33					
	Scirtidae						
	Não identificados						1
ODONATA	Aeshnidae		4,67		11	2,54	14
	Calopterygidae	14			6		1
	Cordulegasteridae	9,3		4,67	6	10,18	3
	Gomphidae			4,67	17	2,54	12
	Lestidae				1		
	Libellulidae						
	Platycnemididae						
	Não identificados						
DIPTERA	Chironomidae	2669,33	779,34	7410,66	711	1349,1	1617
	Athericidae	4,67	14	51,33	51	17,83	41
	Limoniidae	4,67				76,36	
	Simuliidae	28	340,67	14	14	7,64	27
	Anthomyidae						
	Blephariceridae						
	Ceratopogonidae		37,33	46,67	5	10,18	21
	Dixidae			4,67			
	Dolichopodidae						
	Empididae	4,67	9,33		1		5
	Pediciidae						
	Psychodidae	9,33					
	Tabanidae		4,67				
	Tipulidae						
	Não identificados	46,67	154	210	54		162

*B.8 – RIO MAU, AMOSTRAGEM DE 13 DE ABRIL 2010*

Locais de amostragem		1	2	3	4	5	6
Indivíduos identificados		Número de indivíduos					
HIRUDINEA	Oligochaeta						29
	Erpobdellidae			1			
	Glossiphoniidae						
NEMATODA						3	1
TRICLADIDA	Dugesidae						
	Planariidae						
	Não identificados						
BIVALVIA	Sphaeriidae						
GASTROPODA	Hydrobiidae		48	167	4		1
	Physidae						

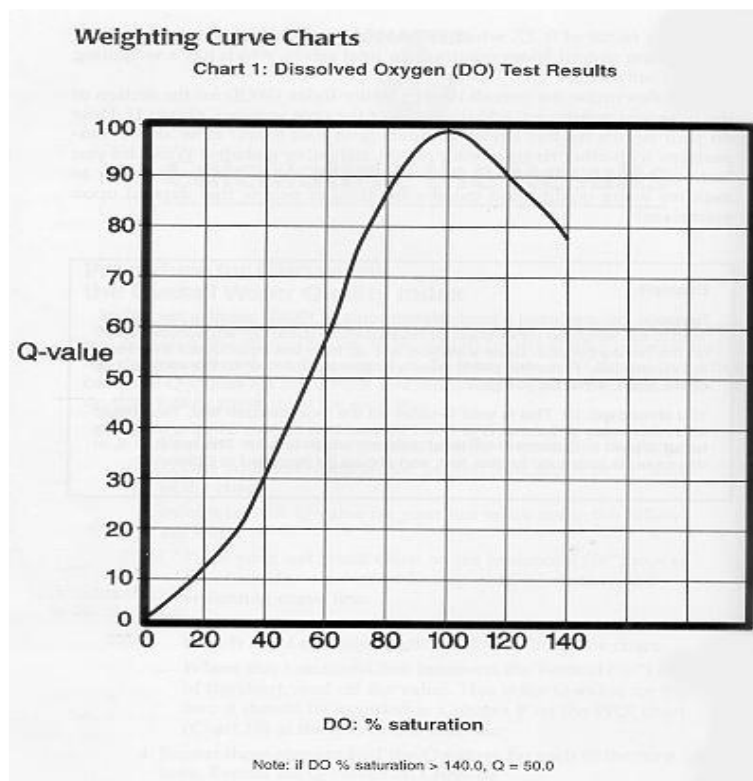


	Planorbidae		3	1			
	Lymnaeidae						
ACARI	Hydracarina		27	6	32	67	33
ISOPODA	Asellidae	3					
PLECOPTERA	Chloroperlidae						
	Leuctridae						
	Nemouridae	140	7		17	45	4
	Perlidae				2		
	Perlodidae	80	40	16	33	54	1
	Taeniopterygidae						
	Não identificados	2					
EPHEMEROPTERA	Caenidae					2	2
	Leptophlebiidae	34	113	45	61	62	91
	Ephemerellidae	75	88	68	61	25	97
	Ameletidae						
	Heptageniidae	16	36	4	6	10	14
	Ephemeridae		21	18	3	1	4
	Não identificados						
	Baetidae	106	132	116	102	131	42
TRICHOPTERA	Leptoceridae				1	3	2
	Ecnomidae						
	Hydropsychidae	8	45	27	10	28	12
	Helicopsychidae			2			
	Polycentropodidae				1		
	Rhyacophilidae	6	4		2	6	
	Beraeidae	17			14	3	11
	Brachycentridae						
	Hydroptilidae	5					
	Calamoceratidae						
	Glossosomatidae	133	264	222	206	268	1
	Goeridae		3				
	Lepidostomatidae						
	Limnephilidae	2		10	5		
	Odontoceridae						
	Philopotamidae						
	Phryganeidae	4					
	Psychomyiidae	19	10		6	3	4
Sericostomatidae	11	16	12	26	14	29	
Thremmatidae		4				1	
Não identificados		1			1	3	
MEGALOPTERA	Sialidae						
HETEROPTERA	Aphelocheiridae						
	Gerridae			9			2

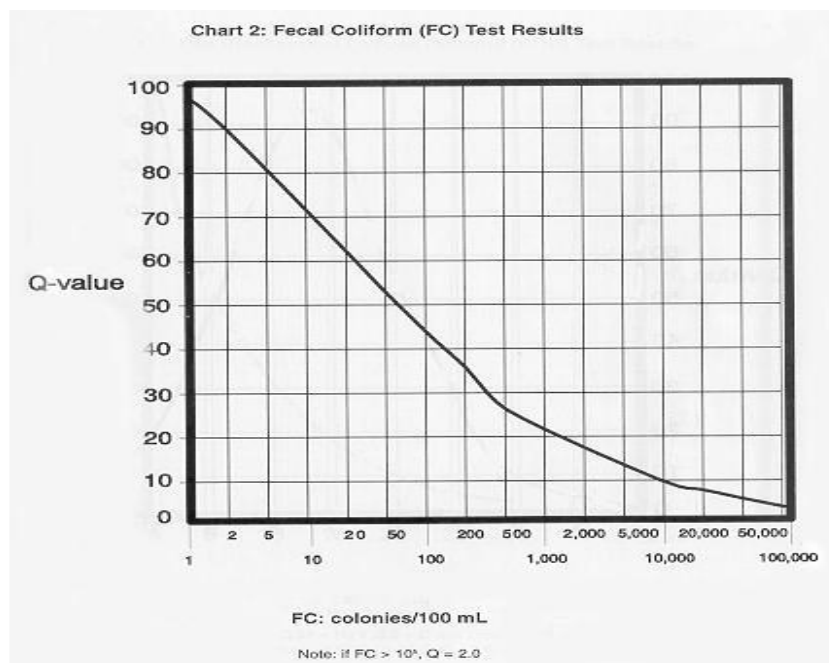
	Mesoveliidae						
	Nepidae						
	Notonectidae						
COLEOPTERA	Gyrinidae		1	1	6	5	4
	Dryopidae						
	Dytiscidae				1	3	
	Elmidae	14	67	38	44	79	40
	Haliplidae						
	Helodidae	1					
	Helophoridae						
	Hydraenidae		2		1	4	2
	Hydrophilidae						
	Scirtidae						
	Não identificados	3					
ODONATA	Aeshnidae				5	1	7
	Calopterygidae		2	3		2	2
	Cordulegasteridae		3	2	2		1
	Gomphidae		1	2	16	7	4
	Lestidae						
	Libellulidae						
	Platycnemididae						
	Não identificados						
DIPTERA	Chironomidae	152	174	123	265	631	476
	Athericidae	4	23	27	5	3	8
	Limoniidae	2			1	2	1
	Simuliidae	27	195	2	297	173	143
	Anthomyidae						
	Blephariceridae				7	2	7
	Ceratopogonidae	1	52	24	9	11	12
	Dixidae						
	Dolichopodidae						
	Empididae	1	6	8	20	10	7
	Pediciidae						
	Psychodidae	2					
	Tabanidae						
	Tipulidae			1			
Não identificados	2	5	1	5	24	20	

## ANEXO C – GRÁFICOS WQI

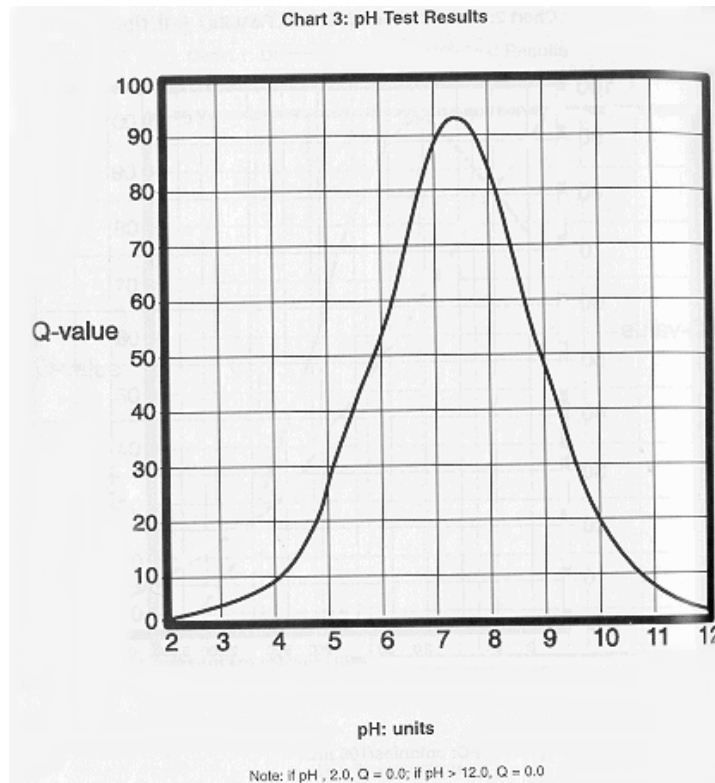
### C.1 – CURVA DE QUALIDADE PARA OXIGÉNIO DISSOLVIDO (ORAM 2012)



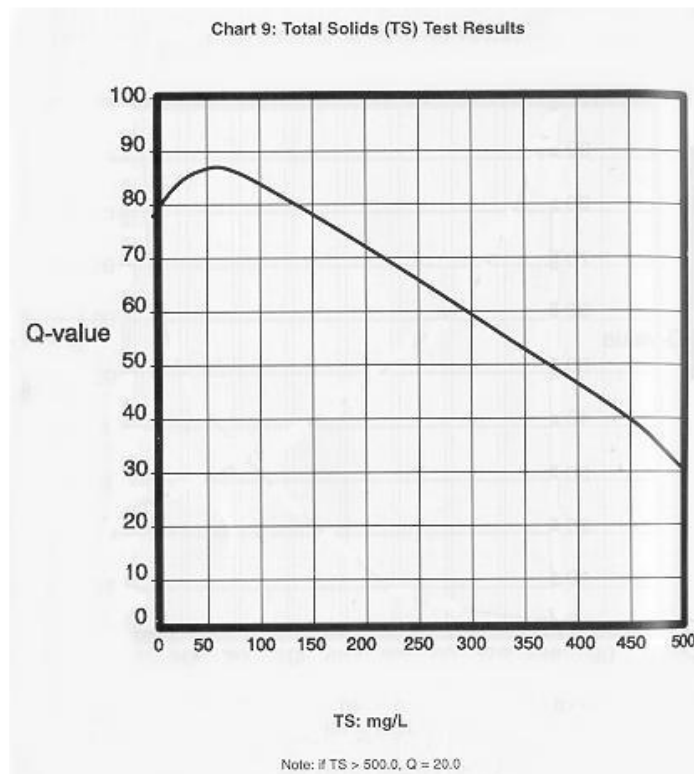
### C.2 – CURVA DE QUALIDADE PARA COLIFORMES FECAIS (ORAM 2012)



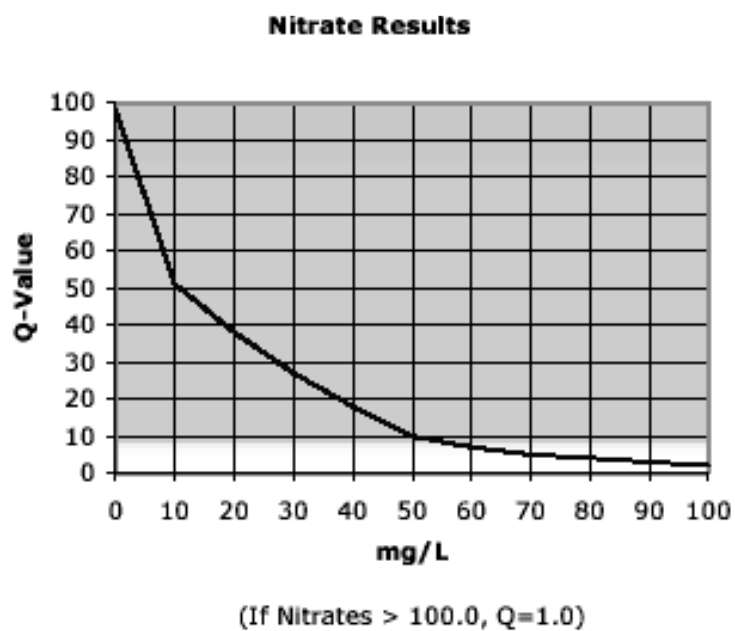
C.3 – CURVA DE QUALIDADE PARA O PH (ORAM 2012)



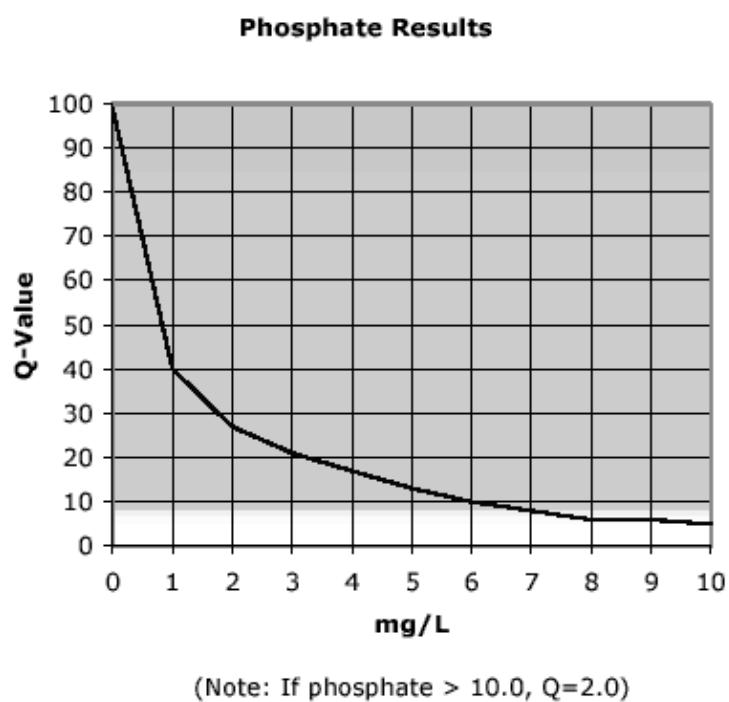
C.4 – CURVA DE QUALIDADE PARA OS SST (ORAM 2012)



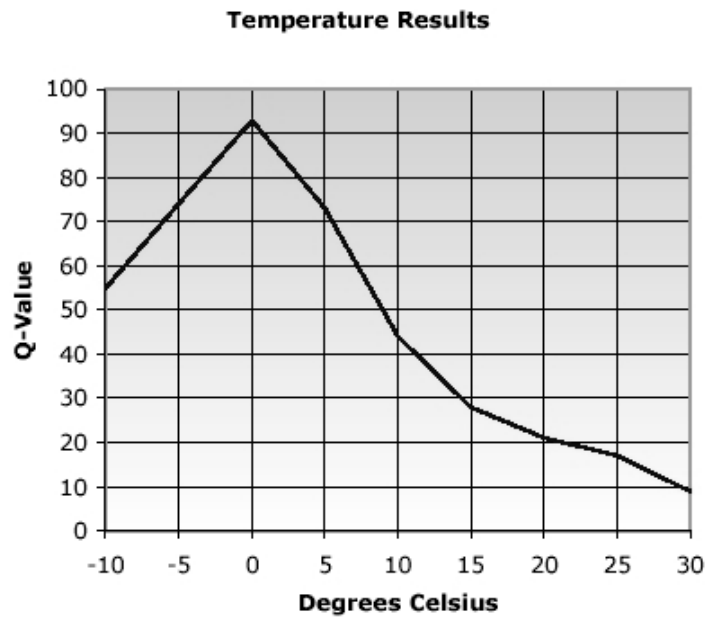
C.5 – CURVA DE QUALIDADE PARA O NITRATO (ORAM 2012)



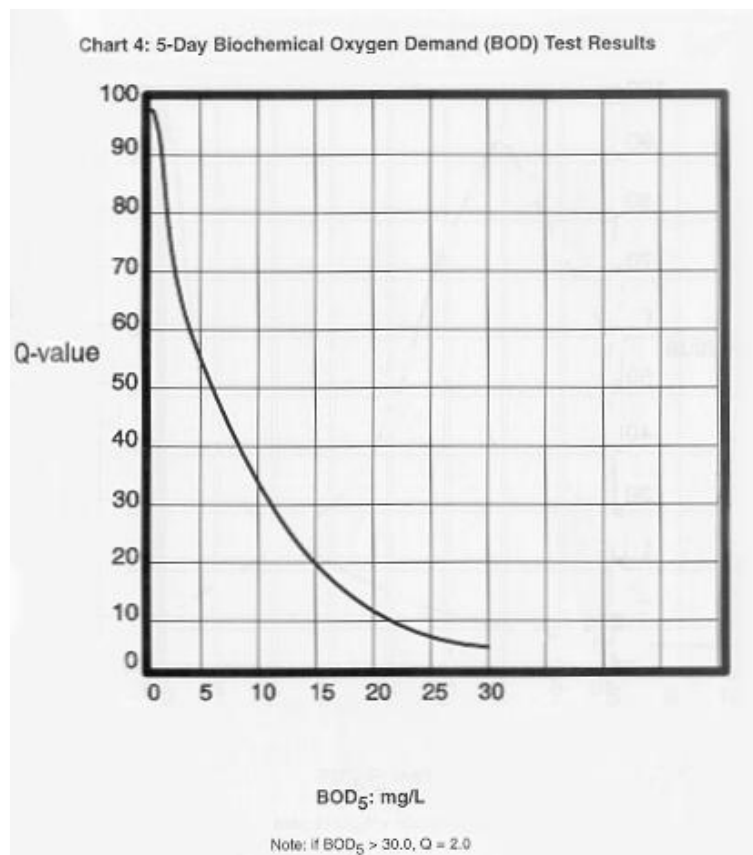
C.6 – CURVA DE QUALIDADE PARA O FÓSFORO (ORAM 2012)



C.7 – CURVA DE QUALIDADE PARA A TEMPERATURA (ORAM 2012)



C.8 – CURVA DE QUALIDADE PARA O BOD<sub>5</sub> (ORAM 2012)



C.9 – CURVA DE QUALIDADE PARA A TURBIDEZ (ORAM 2012)

