



**FCTUC DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**  
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

# **Modelação da qualidade da água num trecho do rio Mondego**

Dissertação a apresentar para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, na Especialidade de Território e Gestão do Ambiente

**Autor**

**Jorge Luís Mendes Oliveira**

**Orientador**

**Professor Doutor José Simão Antunes do Carmo (DEC-FCTUC)**

Esta dissertação é da exclusiva responsabilidade do seu autor, não tendo sofrido correções após a defesa em provas públicas. O Departamento de Engenharia Civil da FCTUC declina qualquer responsabilidade pelo uso da informação apresentada

**Coimbra, Julho, 2013**



## AGRADECIMENTOS

A realização desta Dissertação marca o fim de uma importante etapa da minha vida. Gostaria de agradecer a todos aqueles que contribuíram de forma decisiva para a sua concretização.

Em particular, gostaria de dar o meu maior agradecimento ao professor doutor José Antunes do Carmo pela possibilidade de realizar esta Dissertação e de me ter orientado através dos seus conhecimentos, ao longo dos vários meses de trabalho, demonstrando sempre apoio e disponibilidade.

À Dr.<sup>a</sup> Paula Garcia e ao Eng.<sup>o</sup> Carlos Batista, da Administração Regional Hidrográfica do Centro, devo agradecer a total disponibilidade para me ajudarem e partilharem informações e documentos.

Um especial agradecimento à Juliana pelas longas horas de empenho e dedicação empregues nesta dissertação, pela sua ternura e simpatia nos momentos mais difíceis e pela sua pessoa que me inspira sempre a fazer mais e melhor.

Aos meus pais quero prestar o mais profundo dos agradecimentos por todo o amor, apoio e incentivo incondicional concedido ao longo de todos estes anos e que esta Dissertação seja o concretizar das esperanças e sonhos sempre inculcados na minha pessoa.

Ao Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade de Coimbra agradeço a excelência da formação prestada e conhecimentos transmitidos, que foram úteis para esta Dissertação.

A todos os colegas e amigos que encontrei nesta escola de conhecimento e de vida, um muito obrigado a todos eles e em especial à Filipa, ao João, Márcio e Sérgio por todas as horas de estudo e de diversão partilhadas.

## RESUMO

O trabalho a desenvolver nesta Dissertação tem como objetivo a modelação da qualidade da água num trecho do rio Mondego, para analisar a influência de descargas poluentes ao longo do seu curso.

O trabalho tem início com a validação da solução analítica de Streeter-Phelps por comparação com resultados de um método numérico que resolve as equações de Saint-Venant e duas equações de advecção-dispersão-reação para os constituintes CBO (carência bioquímica de oxigénio) e OD (oxigénio dissolvido).

Em seguida, procede-se a uma caracterização das massas de água, fazendo um levantamento das fontes poluidoras existentes no troço do rio Mondego entre a barragem da Agueira e a ponte açude em Coimbra.

Uma vez validada a solução analítica de Streeter-Phelps, esta é expandida e resolvida numericamente para fontes pontuais múltiplas, de modo a ter em conta os principais poluentes existentes e as suas características ao longo do troço em análise.

Os dados de campo obtidos são em seguida utilizados e comparados com os resultados numéricos do modelo expandido, procedendo-se à sua calibração e validação definitiva com dados reais.

Por fim, o modelo é utilizado para analisar e discutir diferentes cenários de desenvolvimento ao longo do troço do rio entre a barragem da Agueira e a ponte açude em Coimbra.

## **ABSTRACT**

The work in this thesis aims at the modelling of water quality in a stretch of the Mondego River, to analyze the influence of pollution discharges along its course.

The work begins with the validation of the analytical solution of Streeter-Phelps by comparison with results of a numerical method that solves the Saint-Venant equations and two advection-dispersion-reaction equations for the constituents BOD (biochemical oxygen demand) and DO (dissolved oxygen).

Then proceeds with a characterization of water bodies, making an survey of the existing pollution sources in the stretch of Mondego River between the Aqueira Dam and the 'Açude of Coimbra' Bridge.

Once validated the analytical solution of Streeter-Phelps, it is expanded and solved numerically for multiple point sources, in order to take into account the existing main pollutants and their characteristics over the stretch under consideration.

Field data obtained are then used and compared with the numerical results of the expanded template, proceeding to its final calibration and validation with real data.

Finally, the model is used to analyze and discuss different scenarios of development along the stretch of the river between the Aqueira Dam and the 'Açude of Coimbra' Bridge.

---

## ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. Enquadramento e motivação .....	1
1.2. Definição dos objetivos .....	4
1.3. Metodologia.....	4
1.4. Estrutura da Dissertação .....	4
2. ESTADO DA ARTE E PESQUISA BIBLIOGRÁFICA.....	6
3. MODELOS DE SIMULAÇÃO .....	18
3.1. Área de estudo.....	18
3.1.1. Localização geográfica .....	18
3.1.2. Necessidades/disponibilidades de água .....	19
3.1.3. Sistemas de abastecimento de água .....	22
3.1.4. Origem de água para abastecimento .....	22
3.1.5. Tratamento e drenagem de efluentes .....	22
3.1.6. Qualidade da água.....	22
3.1.7. Fontes de poluição antrópica .....	23
3.1.8. Água para fins balneares .....	24
3.1.9. Ecossistemas aquáticos e terrestres associados .....	24
3.1.10. Zonas sensíveis .....	25
3.2. Validação da solução analítica de Streeter-Phelps e modelos utilizados .....	26

---

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	34
4.1. Comparação entre resultados de ambos os modelos .....	34
4.1.1. Modelo numérico sem contemplar o atrito e sem difusão/dispersão .....	34
4.1.2. Modelo numérico contemplando o atrito e sem ou com difusão/dispersão .....	39
4.2. Aplicação do modelo computacional de Streeter-Phelps .....	41
4.2.1. Caracterização e fragmentação do trecho modelado .....	41
4.2.2. Recolha de amostras e dados para a modelação .....	46
4.2.3. Calibração e validação do modelo .....	56
4.2.4. Modelação do trecho do rio Mondego .....	58
5. CONCLUSÃO .....	65
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	67
Anexo A.....	A1
Anexo B.....	B1
Anexo C.....	C1

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Localização do rio Sava e seus afluentes (Drolc e Koncan, 1996) .....	8
Figura 2.2 – Simulação da concentração de OD $Q = 28.9 \text{ m}^3/\text{s}$ , CBO a) $30 \text{ mg/l}$ , b) $100 \text{ mg/l}$ , c) $200 \text{ mg/l}$ , d) $410 \text{ mg/l}$ (Drolc e Koncan, 1996).....	9
Figura 2.3 – Descrição da concentração de OD e CBO ao longo do rio Yamuna (Paliwal e Sharma, 2007).....	13
Figura 2.4 – Localização dos pontos de monitorização (marcações a amarelo - amostragens no trecho internacional do Rio Minho; marcações a azul - amostragens em afluentes) (Lima, 2010). .....	14
Figura 2.5 – Comparação entre os valores observados e calibrados ( Bezerra <i>et al.</i> , 2008)....	17
Figura 3.1 – Âmbito territorial do plano de bacia hidrográfica do rio Mondego (Costa <i>et al.</i> , 2001). .....	18
Figura 3.2 – Representação esquemática da bacia hidrográfica do rio Mondego (Coelho, 2009). .....	19
Figura 3.3 – Análise comparativa das necessidades e disponibilidades superficiais mensais para o rio Mondego num ano médio (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002). .....	20
Figura 3.4 – Análise comparativa das necessidades e disponibilidades superficiais mensais para o rio Mondego num ano seco (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002). .....	21
Figura 3.5 – Análise comparativa das necessidades e disponibilidades superficiais mensais para o rio Mondego num ano húmido (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002). .....	21
Figura 3.6 – Serra da Lousã, acentuadas inclinações das margens e do leito do rio Mondego (Fotografia do autor, março de 2013). .....	24
Figura 3.7 – Zona do parque de campismo da câmara municipal de Penacova (Fotografia do autor, março de 2013). .....	25
Figura 4.1 – Resumo do percurso para a modelação do trecho em estudo do rio Mondego. ...	42
Figura 4.2 – Barragem da Aguieira (Fotografia do autor, março de 2013).....	42

---

Figura 4.3 – Vegetação intensiva no troço Agueira – Raiva (Fotografia do autor, março de 2013). .....	43
Figura 4.4 – Barragem da Raiva (Fotografia do autor, março de 2013). .....	43
Figura 4.5 – Rio Alva (Fotografia do autor, março de 2013). .....	44
Figura 4.6 – Livraria do Mondego (Fotografia do autor, março de 2013). .....	44
Figura 4.7 – Inclinação e vegetação intensiva (Fotografia do autor, março de 2013). .....	45
Figura 4.8 – Praia fluvial de Palheiros e Zorro (Fotografia do autor, março de 2013). .....	45
Figura 4.9 – <i>Software</i> formulado para a modelação da qualidade da água. .....	46
Figura 4.10 – Rede de monitorização da qualidade da água superficial do rio Mondego (INAG, 2004). .....	48
Figura 4.11 – Início da contabilização da distância em $m$ entre as secções (Google maps, 2013). .....	52
Figura 4.12 – Contabilização da distância em $Km$ entre as secções (Google maps, 2013). .....	53
Figura 4.13 – Pilares de suporte da ponte de Rebordosa com marcas de identificação do nível médio das águas durante as estações mais frias (Fotografia do autor, junho de 2013). .....	54
Figura 4.14 – Ajuste de dados estimados e observados. .....	56

## ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2.1 – Períodos de desenvolvimento da modelação da qualidade da água (adaptado de Chapra, 1997). .....	6
Quadro 2.2 – Valores conseguidos através da modelação do Ribeirão Preto (adaptada de Teles e Silveira, 2006). .....	16
Quadro 4.1 – Identificação das ETAR's, das ETA's e dos respetivos caudais. ....	47
Quadro 4.2 – Caudais das quatro estações do ano. ....	48
Quadro 4.3 – Valores da temperatura e das concentrações de CBO <sub>5</sub> e OD no mês de janeiro. ....	49
Quadro 4.4 – Valores da temperatura e das concentrações de CBO <sub>5</sub> e OD no mês de abril. ..	49
Quadro 4.5 – Valores da temperatura e das concentrações de CBO <sub>5</sub> e OD no mês de julho. .	50
Quadro 4.6 – Valores da temperatura e das concentrações de CBO <sub>5</sub> e OD no mês de setembro. ....	51
Quadro 4.7 – Valores padrão do coeficiente de desoxigenação, $k_1$ (adaptado de Antunes do Carmo, 2004). .....	51
Quadro 4.8 – Valores padrão do coeficiente de rearejamento, $k_2$ (adaptado de Antunes do Carmo, 2004). .....	52
Quadro 4.9 – Comprimento em $Km$ dos troços ao longo do trecho. ....	53
Quadro 4.10 – Valores da velocidade nas pontes de Penacova e Rebordosa através da equação (34) e da fórmula de Manning (equação (35)). .....	55
Quadro 4.11 – Velocidades médias das épocas do ano no trecho. ....	55

## ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 4.1 – Comparação entre a descarga de 15 e 30 min. às 6.5 h em relação ao défice de oxigénio dissolvido. ....	35
Gráfico 4.2 – Comparação entre a descarga de 15 e 45 min. às 10 h em relação ao CBO. ....	35
Gráfico 4.3 – Comparação entre a descarga de 15 e 30 min. às 18 h em relação ao défice de oxigénio dissolvido. ....	36
Gráfico 4.4 – Comparação entre a descarga de 15 e 120 min. às 19 h em relação ao CBO. ...	36
Gráfico 4.5 – Comparação entre a descarga de 30 e 45 min. às 9 h em relação ao OD. ....	37
Gráfico 4.6 – Comparação entre resultados do modelo numérico e valores da solução analítica de Streeter-Phelps para uma descarga de 15 min.. ....	38
Gráfico 4.7 – Comparação entre resultados do modelo numérico e valores da solução analítica de Streeter-Phelps para uma descarga de 30 min.. ....	38
Gráfico 4.8 – Comparação entre resultados do modelo numérico e valores da solução analítica de Streeter-Phelps para uma descarga de 45 min. ....	39
Gráfico 4.9 – Comparação de resultados do modelo numérico com difusão e com ou sem atrito. ....	40
Gráfico 4.10 – Comparação de resultados do modelo numérico contemplando ou não o atrito e a difusão/ dispersão. ....	40
Gráfico 4.11 – Validação dos valores de concentração de OD na época de verão do ano 2012. ....	57
Gráfico 4.12 – Valores das concentrações de OD no inverno ao longo do trecho. ....	58
Gráfico 4.13 – Valores das concentrações de OD na primavera ao longo do trecho. ....	60
Gráfico 4.14 – Valores das concentrações de OD no verão ao longo do trecho. ....	59

Gráfico 4.15 – Valores das concentrações de OD no outono ao longo do trecho. ....	59
Gráfico 4.16 – Valores das concentrações de CBO <sub>5</sub> ao longo do trecho. ....	61
Gráfico 4.17 – Concentração de OD com e sem descargas de poluentes. ....	62
Gráfico 4.18 – Concentração de CBO <sub>5</sub> com e sem descargas de poluentes.....	62
Gráfico 4.19 – Concentração de OD com e sem alteração da qualidade da água dos afluentes. .....	63
Gráfico 4.20 – Concentração de CBO <sub>5</sub> com e sem alteração da qualidade da água dos afluentes. ....	63

## SIMBOLOGIA E SIGLAS

$A$  – Área de uma secção transversal ( $m^2$ )

$A_0$  – Área molhada de uma secção transversal não ativa ( $m^2$ )

CBO - Carência bioquímica de oxigénio ( $mg\ O_2/l$ )

CBO<sub>5</sub> – Carência bioquímica de oxigénio aos 5 dias ( $mg\ O_2/l$ )

$C_M$  – Concentração média numa secção transversal ( $kgm^{-3}/mgl^{-1}$ )

$C_{OD}$  – Concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água ( $kgm^{-3}/mgl^{-1}$ )

$C_s$  – Concentração de saturação do oxigénio dissolvido num meio aquático ( $kgm^{-3}/mgl^{-1}$ )

$C_u, D_u, T_u, (CBO_5)_u$  – Características das águas usadas lançadas num curso de água

$D$  – Défice de oxigénio ( $mg\ O_2/l$ )

$D_0$  – Défice de oxigénio no instante inicial ( $mg\ O_2/l$ )

$D_{tx}, E_x$  – Coeficiente de dispersão turbulenta segundo  $x$  ( $m^2s^{-1}$ )

$e$  – Propriedade intensiva

$E$  – Propriedade extensiva do fluido

$F_A$  – Força de atrito ( $N$ )

$F_P$  – Força de pressão ( $N$ )

$F_w$  – Força de vida ao peso do fluido ( $N$ )

$g$  – Aceleração da gravidade ( $m/s^2$ )

$h$  – Altura da coluna de água ( $m$ )

$I$  – Inclinação do terreno ( $m/m$ )

$J$  – Perda de carga unitária

$k_1$  – Coeficiente de desoxigenação ( $dia^{-1}$ )

$k_2$  – Coeficiente de rearejamento ( $dia^{-1}$ )

$k_3, k_s$  – Coeficiente de sedimentação ( $dia^{-1}$ )

$k_d$  – Coeficiente de decaimento de um constituinte ( $dia^{-1}$ )

$L$  – Valor de CBO num instante  $t$ ; Largura do rio ( $m$ )

$L_0$  – Valor inicial de CBO ( $mg\ O_2/l$ )

$L_a$  – Adição de CBO por ressuspensão de sedimentos ou por escoamento superficial

$m$  – Massa ( $kg$ )

$M_{SC}$  – Massa do sistema de controlo

$n_k, k$  – Coeficiente de rugosidade de Manning-Strickler ( $1/K$ ) ( $m^{-1/3} s$ )

OD – Concentração de oxigénio dissolvido ( $mg O_2/l$ )

$q_l$  – Caudal líquido lateral por unidade de largura de um tributário ( $m^3 s^{-1}/m.l$ )

$Q$  – Caudal líquido ( $m^3/s$ )

$R_h, R$  – Raio hidráulico ( $m$ )

sc – Sistema de controlo

$S_r$  – Fonte ou sumidouro de um constituinte ( $kg m^{-3} s^{-1}$ )

$t$  – Tempo ( $s$ )

$T$  – Temperatura ( $^{\circ}C$ )

$T_M$  – Temperatura média ( $^{\circ}C$ )

$u_t$  – Componente da velocidade do escoamento transversal na direção do escoamento principal ( $m s^{-1}$ )

$\bar{U}$  – Velocidade média de escoamento ( $m/s$ )

$\bar{U}_R$  – Velocidade média de escoamento, medida relativamente a uma superfície de controlo ( $m/s$ )

$\bar{U}_S$  – Velocidade média de uma superfície de controlo ( $m/s$ )

$vc$  – Volume de controlo

$v_m$  – Velocidade média ( $m/s$ )

$x$  – Coordenada cartesiana no plano horizontal ( $m$ )

$Y_{est}$  – Valor estimado

$Y_{obs}$  – Valor observado

$Y_{obsmedio}$  – Valor observado médio

$\rho$  – Massa volúmica da água ( $kg m^{-3}$ )

$\xi$  – Cota do perfil longitudinal do leito ( $m$ )

## **ABREVIATURAS**

CCDRC – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro

CETESB – *Environmental Remediation Technology Co. of São Paulo State*

DECS – *Delaware Estuary Comprehensive Study*

EPA – *Environmental Protection Agency*

ETA – Estação de Tratamento de Águas

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

INAG – Instituto da Água

MADEQE – *Massachusetts Department of Environmental Protection*

SIG – Sistema de Informação Geográfico

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Enquadramento e motivação

O meio ambiente apresenta uma dinâmica própria e complexa nos seus diversos domínios. Pequenas alterações são capazes de criar modificações graves e irreversíveis, podendo pôr em risco a integridade dos ecossistemas. A área científica de ambiente e recursos hídricos tem como vertente o estudo dos sistemas naturais na componente hídrica. Este trabalho enquadra-se nesta área científica, tendo como propósito de estudo a qualidade dos recursos hídricos superficiais num trecho do rio Mondego.

Os recursos hídricos estão cada vez mais fragilizados e sobre-explorados. Desde uma população em expansão em número e necessidades até indústrias consumidoras de elevados volumes de água, foram sendo criados desequilíbrios a que os cursos de água não conseguem responder com os seus mecanismos naturais. No entanto, é importante perceber que estas atividades são desenvolvidas e/ou implementadas para um bem comum da sociedade, e a solução nunca passará por um corte radical, mas sim por um equilíbrio entre o meio ambiente e o bem-estar social. Existe assim um problema emergente que necessita de uma resposta.

Como solução para este problema, os países desenvolvidos têm implementado legislação para controlar e planear os recursos hídricos. A Diretiva-Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE) é um dos exemplos legislativos que permitiu à Europa uma visão global e integrada da gestão da água. Em Portugal, existe regulamentação para diversas atividades que influenciam diretamente os cursos de água, como por exemplo, o “Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho que tem como objetivo proteger o ambiente dos efeitos nefastos das descargas das águas residuais urbanas e das águas residuais de determinados setores industriais, através da fixação de critérios para o processo de recolha, tratamento e descarga das mesmas” (INAG, 2004). No entanto, vários rios portugueses apresentam diversos problemas, estando alguns deles centralizados na tentativa de perceção do real estado da qualidade da água.

A qualidade da água é definida por características físicas, químicas e biológicas. Na representação destas características utilizam-se parâmetros que servem como indicadores da qualidade do meio aquático, podendo estes serem relacionados com determinadas fontes poluidoras. Estes indicadores são os agentes desencadeadores de processos como a eutrofização. Os parâmetros podem representar estados físico-químicos, microrganismos ou concentrações de substâncias presentes no curso de água podendo neste caso ser chamados de

constituintes. Os principais agentes catalisadores na influência da qualidade são os sedimentos, nutrientes, agentes patogénicos, poluentes tóxicos, substâncias consumidoras de oxigénio, temperatura e pH (Larentis, 2004).

Como refere Larentis (2004):

- Os sedimentos afetam direta e indiretamente a qualidade de vida e biodiversidade do meio hídrico alterando a temperatura, a luminosidade e podem ter substâncias poluentes adsorvidas.
- Nutrientes em grandes concentrações, tais como fósforo e nitrogénio, podem acelerar os processos de eutrofização reduzindo a concentração de OD (oxigénio dissolvido) no meio.
- Agentes patogénicos na presença destes microrganismos são uma ameaça à saúde pública dado que a água pode vir a ser utilizada para abastecimento.
- Poluentes tóxicos como metais pesados, pesticidas e hidrocarbonatos são tóxicos às vidas aquática e terrestre mesmo em baixas concentrações, tendo alguns efeitos cumulativos na cadeia alimentar.
- Substâncias consumidoras de oxigénio intensificam a poluição no rio. Sendo o oxigénio um gás pouco solúvel em água e fundamental para os seres vivos manterem os seus processos metabólicos, é essencial que o consumo por parte desta substância seja reduzido.
- A temperatura tem uma ação reguladora: da concentração do OD, da velocidade da degradação da matéria orgânica e da taxa de mortalidade de microrganismos.
- O pH influencia vários processos químicos e biológicos do curso de água.

A composição natural da água é influenciada diretamente pelas características geográficas da região em que o corpo hídrico está inserido e pelo uso que é dado à água através da ação antropogénica. A pressão exercida produz uma deterioração na qualidade da água, acelerando o fenómeno de eutrofização, aumentando os metais pesados nos sedimentos e provocando alterações no *stock* pesqueiro, entre outros (Trevisan, 2011).

Nem todos os problemas relacionados com a qualidade da água advêm da atividade humana. Metais presentes na litosfera podem circular no ambiente como resultado da atividade geológica, incluindo ação vulcânica, atividades hidrotérmicas e longos períodos chuvosos. Porém, é perceptível que as ações humanas são aquelas que provocam maior interferência na qualidade da água, sendo a poluição por matéria orgânica originada pela ocupação da população um dos principais problemas. (Trevisan, 2011)

A perceção da qualidade da água de um rio é extremamente complexa, devido às diversas interações estabelecidas entre os elementos intervenientes, sendo por isso necessário simplificar o objetivo principal, tornando o problema realista e solúvel através de modelação matemática.

Os modelos matemáticos possuem duas características importantes. São uma simplificação da realidade e necessitam de uma incorporação cuidada de todos os detalhes, de modo a que os resultados atinjam os objetivos pré-estabelecidos. A utilização de modelos matemáticos está relacionada fundamentalmente com causas económicas e temporais (Lima, 2010).

Outras simplificações necessárias são a escolha dos parâmetros a serem modelados, sendo selecionados aqueles que são considerados os mais importantes para o caso de estudo. Como refere Larentis (2004) para a definição dos parâmetros a serem utilizados na modelação matemática da qualidade da água deve ter-se em consideração:

- A facilidade de monitorização do parâmetro e a disponibilidade de dados históricos;
- As possibilidades de simulação do poluente através do modelo escolhido; e,
- A representatividade do parâmetro como indicador das fontes de poluição e dos processos que ocorrem no rio.

Nos estudos de modelação, a relevância de cada parâmetro de qualidade da água é estabelecido normalmente por técnicos ou entidades reguladoras de acordo com as necessidades e problemas no curso do rio.

De entre os vários parâmetros, aqueles que se destacam são: a  $CBO_5$  (carência bioquímica de oxigénio), o OD, o fósforo, os nitratos e os coliformes. A importância verifica-se pelas reações em cadeia que estas substâncias criam nos processos que ocorrem nos rios. Outra característica é a abundância destes parâmetros nos cursos de água que advém das principais fontes poluidoras.

As fontes poluidoras que contribuem para a degradação dos cursos de água numa bacia hidrográfica dependem da contribuição de cargas poluentes alóctones, ou seja, que chegam geradas fora do meio aquático em função das atividades desenvolvidas na bacia, e de alterações físicas na bacia. Estas alterações podem ser efetuadas diretamente no curso do rio como barragem ou através de fatores indiretos tais como a ocupação do solo dentro da bacia (Larentis, 2004).

As fontes de poluição classificam-se também de pontuais ou não pontuais/difusas. As fontes pontuais são caracterizadas por descargas, num ponto bem definido. As principais contribuições desta natureza devem-se aos sistemas de saneamento e descargas industriais. Já as fontes não pontuais/difusas podem ser resumidas como descargas intermitentes, estando relacionadas com a precipitação e o uso da bacia, sendo difícil de estabelecer padrões de qualidade da descarga, uma vez que o efluente varia de acordo com a intensidade e a duração dos eventos meteorológicos, a extensão da área de produção naquele evento específico, entre outros fatores (Larentis, 2004).

## **1.2. Definição dos objetivos**

Esta investigação tem como objetivo a modelação da qualidade da água do rio Mondego no trecho compreendido entre a barragem da Aguieira e a ponte Açude de Coimbra, de forma a perceber a influência das diversas utilizações e intervenções a que tem sido sujeito nas características do meio hídrico.

Tem como finalidade específica a monitorização, o controlo e a defesa dos ecossistemas, bem como a proteção dos recursos hídricos para fins diversos da atividade humana. Pretende ainda contribuir para a identificação de zonas sensíveis que necessitem de especial cuidado e para um planeamento capaz de impedir graves consequências em casos de ocorrências extraordinárias.

## **1.3. Metodologia**

A realização do trabalho decorreu em duas fases. Numa primeira fase foi desenvolvido um modelo numérico para comparação e validação da solução analítica de Streeter-Phelps nas condições de validade da mesma. Numa segunda fase procedeu-se a uma expansão da solução analítica de Streeter-Phelps para fontes pontuais múltiplas, contemplando mais relações e outros processos que interajam no meio hídrico, recorrendo a programação em *Microsoft Office Excel*. Para a descrição da área de estudo realizou-se um levantamento das principais fontes poluidoras e das características físicas e hidráulicas do rio, necessárias para efeitos de modelação matemática. Após estes desenvolvimentos, procedeu-se à validação do modelo expandido aplicando-se o mesmo no trecho compreendido entre a barragem da Aguieira e a ponte açude em Coimbra.

## **1.4. Estrutura da Dissertação**

Este trabalho é fragmentado em diversos capítulos permitindo assim descrever as diferentes etapas da investigação. Na introdução elabora-se um resumo explicativo da importância do

conhecimento do estado da qualidade da água, bem como a finalidade e a metodologia seguida neste estudo.

No estado da arte e pesquisa bibliográfica são relatados alguns dos modelos correntemente utilizados para a caracterização da qualidade da água e suas evoluções ao longo do tempo, bem como as diferentes aplicações, resultados e conclusões que os diversos autores têm vindo a admitir, assim como o aparecimento da solução analítica de Streeter-Phelps, suas aplicações e progressos.

No modelo de simulação são apresentadas as formulações matemática e numérica, bem com as simplificações e hipóteses assumidas para efeitos de comparação e validação da solução analítica de Streeter-Phelps. Nesta secção é ainda apresentada a expansão da solução analítica e a correspondente programação em *Microsoft Office Excel*, para posterior aplicação ao trecho do rio Mondego selecionado. É feita também uma descrição geral da área de estudo.

Nos resultados e discussão são apresentados os valores obtidos e comparados com os dados de campo recolhidos, seguindo-se uma análise considerando alguns hipotéticos cenários.

Por fim, são apresentadas as conclusões mais relevantes do trabalho e sugeridas recomendações para trabalhos futuros.

## 2. ESTADO DA ARTE E PESQUISA BIBLIOGRÁFICA

A pesquisa bibliográfica sobre a qualidade da água revelou a existência de um vasto espólio de estudos de modelação. Estes estudos têm maioritariamente como base a solução analítica de Streeter-Phelps.

A modelação da qualidade da água teve início com os trabalhos desenvolvidos por Harold Warner Streeter e Earle Bernard Phelps, que propuseram em 1925 a forma inicial do modelo de Streeter-Phelps. Este resultou em consequência do estudo das fontes de poluição que influenciavam a bacia hidrográfica do rio Ohio (Mississippi – Estados Unidos da América) e os seus efeitos na qualidade da água captada para abastecimento. Para aplicação do modelo foi considerado um regime permanente e uniforme simulando os parâmetros CBO e OD. Este modelo ainda hoje é utilizado como referência e apelidado como pioneiro para os modelos atuais (Coelho, 2009).

Chapra (1997) descreve a evolução dos modelos através de quatro fases distintas, resumidas no Quadro 2.1.

Quadro 2.1 – Períodos de desenvolvimento da modelação da qualidade da água (adaptado de Chapra, 1997).

Período	Problemas	Variáveis	Aplicações	Cinética	Soluções
<b>1º Período (1925-1960)</b>	Descargas pontuais de efluentes sem tratamento e/ou com tratamento primário	CBO e OD	Rios e estuários 1D	Lineares	Analíticas
<b>2º Período (1960-1970)</b>	Descargas de efluentes com tratamento primário e secundário	CBO e OD	Rios e estuários 1D/2D	Lineares	Analíticas e numéricas

<b>3º Período (1970-1977)</b>	Eutrofização	Nutrientes	Rios, lagos e estuários 1D/2D/ quasi-3D	Não lineares	Numéricas
<b>4º Período (1977- presente)</b>	Substâncias tóxicas	Metais pesados	Rios, lagos e estuários (sedimentos) 1D/2D/ quasi-3D	Lineares e não-lineares	Analíticas e numéricas

O 1º período foi marcado pelo aparecimento do modelo de Streeter-Phelps e por diversos estudos que foram publicados e que serviram de sustentação para o desenvolvimento dos modelos atuais.

No 2º período, na década de 60, surgiram os primeiros computadores que permitiram o desenvolvimento de sistemas mais complexos. Para além disso, começaram a ser avaliados os problemas não de forma pontual, mais sim através de um sistema que já englobava toda a bacia hidrográfica. Com este avanço começaram a surgir novos modelos e no ano de 1963 Thomann desenvolveu o modelo DECS (*Delaware Estuary Comprehensive Study*). O DECS foi construído através da extensão da equação clássica de Streeter-Phelps a um caso com diversas descargas de poluentes ao longo de um estuário, de secção transversal não uniforme, em que as taxas de biodegradação e de rearejamento foram assumidas como variáveis a nível temporal e espacial, em conformidade com as condições hidrodinâmicas. Nesta década, também surgiram vários estudos que incentivaram o incremento de novos processos no modelo clássico de Streeter-Phelps que se devem ter em conta, pois estes são fontes e/ou sumidouros de matéria orgânica e de oxigénio. Dobbins em 1964 retratou alguns novos processos, como por exemplo, a redução de CBO através da sedimentação e da adsorção ou a diminuição do OD através da respiração do fitoplâncton. Tal como Frankel e Hansen que, em 1968, afirmaram a importância da diminuição do OD através do seu consumo no processo de nitrificação, ou o efeito da concentração de sólidos suspensos e dissolvidos sobre a taxa de difusão de oxigénio, desde a superfície para a massa de água (Chapra, 1997)(Oppa, 2007).

Na década de 70, o objetivo principal centralizava-se na eutrofização, pois os investigadores ao aumentarem a sua perceção ambiental aperceberam-se da necessidade de avaliar novos parâmetros. Em 1973 surgiu através da EPA (*Environmental Protection Agency*) o modelo QUAL II, que possuía a capacidade de modelar cursos de água mais complexos e permitiu perceber a influência dos efeitos das afluências de nutrientes sobre a concentração de OD (Chapra, 1997)(Coelho, 2009) (Oppa, 2007).

Na atualidade, o maior avanço dá-se no reconhecimento da importância do transporte e destino de substâncias tóxicas. Neste momento, existem vários modelos para diversas aplicações e condições de validade, que permitem uma escolha individualizada e personalizada, para a obtenção cada vez mais real dos valores requeridos (Chapra, 1997)(Oppa, 2007).

Com esta evolução a nível de modelação, e uma preocupação acrescida com os recursos hídricos, começa a surgir um vasto leque de estudos de modelação da qualidade da água.

Drolc e Koncan (1996) desenvolveram uma aplicação para a modelação da qualidade da água do rio Sava, cidade de Ljubljana (Eslovénia), como identificado na Figura 2.1. Este rio é influenciado por dois afluentes, o rio Liubianica e o rio Kamnika Bistrica, que sofrem descargas com elevadas concentrações de matéria orgânica proveniente de águas residuais e efluentes industriais.

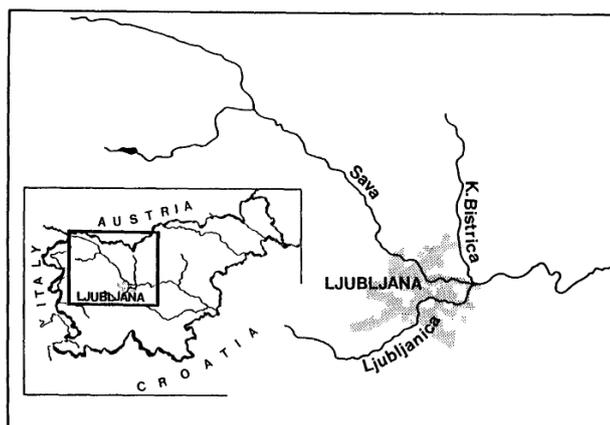


Figura 2.1 - Localização do rio Sava e seus afluentes (Drolc e Koncan, 1996)

O rio Sava é caracterizado por um caudal de  $28.9 \text{ m}^3/\text{s}$  na época de verão e de  $175 \text{ m}^3/\text{s}$  na estação de inverno, temperaturas máxima entre  $20\text{-}22^\circ\text{C}$  que em combinação com caudais mínimos são dos principais motivos para a diminuição da concentração de OD. Os atributos das descargas de efluentes são caudais médios de  $1.4 \text{ m}^3/\text{s}$  e concentrações médias de CBO de  $327 \text{ mg/l}$ .

O modelo aplicado foi o QUAL2E, sendo este baseado na equação geral de transporte de massa da advecção-difusão. No caso do rio Sava o fenómeno de difusão é consideravelmente menor em comparação com o transporte através da advecção, assim esse foi negligenciado. Os valores necessários para a modelação foram conseguidos com medições de campo para caudais, velocidades, coeficientes de sedimentação  $k_s$ , concentrações de CBO e OD e técnicas

laboratoriais para os coeficientes de rearejamento e de desoxigenação. As medições foram feitas no início da manhã, sendo assim excluída a influência da fotossíntese na produção de oxigénio. As condições de campo quando foram registadas as medições eram um caudal do rio de  $30.2 \text{ m}^3/\text{s}$  e a temperatura da água de  $20^\circ\text{C}$ .

O modelo foi calibrado e validado, através de comparações entre os valores modelados e as medições *in situ*, para condições de caudal mínimo e provou ser uma ferramenta confiável para a previsão da qualidade da água do rio. Os autores realizaram um conjunto de simulações para os caudais: 14, 28.9, 35 e  $48.7 \text{ m}^3/\text{s}$  e para as concentrações de CBO de 30, 100, 200 e  $410 \text{ mg/l}$ . Com base nas previsões do modelo, estimou-se que, no período em que rio apresenta valores mínimos de caudais, é necessário um tratamento de águas residuais mais intensivo, para estas não ultrapassem um valor de CBO de cerca de  $30 \text{ mg/l}$ , e assim respeitarem os padrões de qualidade da água eslovenos (concentração de OD superior a  $5 \text{ mg/l}$  em todas as secções do rio). Os valores das concentrações de OD encontrados para o caudal de  $28.9 \text{ m}^3/\text{s}$  são apresentados no gráfico da Figura 2.2. (Drolc e Koncan, 1996)

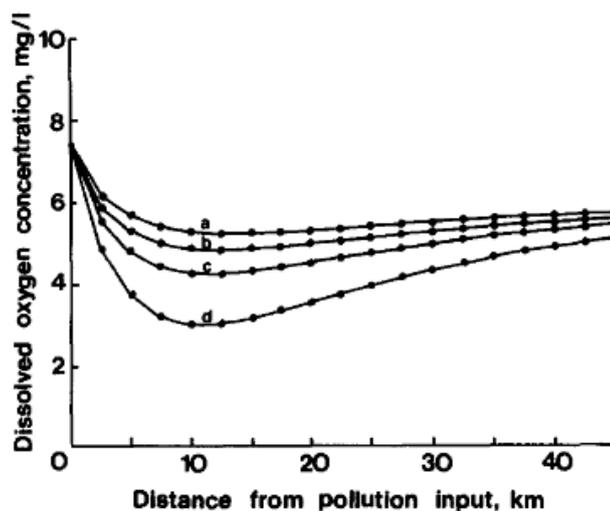


Figura 2.2 - Simulação da concentração de OD  $Q = 28.9 \text{ m}^3/\text{s}$  CBO a)  $30 \text{ mg/l}$ , b)  $100 \text{ mg/l}$ , c)  $200 \text{ mg/l}$ , d)  $410 \text{ mg/l}$  (Drolc e Koncan, 1996)

Chaudhury *et al.* (1998), através do modelo QUAL2E, fizeram a modelação da concentração de OD para o rio Blackstone. A necessidade de modelar a qualidade deste rio prende-se com a influência que este tem nos recursos da cidade de Narragansett Bay (Massachusetts - Estados Unidos da América), tais como a pesca, marisco, turismo e recreação.

Numa primeira abordagem, o estudo iniciou-se com um conjunto de amostras recolhidas ao longo do curso do rio em 23 estações. As recolhas foram realizadas num período de 48 horas

durante meses e com temperaturas elevadas. Os autores realizaram três campanhas de medições, a primeira nos dias 10 e 11 de julho, a segunda entre 14 e 15 de agosto e por último nos dias 2 e 3 de outubro do ano de 1991. As campanhas de medições tiveram como objetivo a perceção das diferentes concentrações dos constituintes do rio como CBO, OD, nitratos, etc.

Para a aplicação do modelo o rio Blackstone foi dividido em 25 troços. A divisão do curso tem como objetivo homogeneizar as secções de forma a estas possuírem características hidráulicas e/ou químicas similares. Esta fragmentação do curso de água bem como a perceção das suas características foram baseadas no estudo de Wright (1987) citado em Chaudhury *et al.* (1998). Neste estudo, o parâmetro de OD teve uma calibração especializada devido à sua sensibilidade em relação a vários aspetos tais como: o coeficiente de rearejamento, sedimentação e desoxigenação, a influência dos nitratos, do CBO e da produção de algas. O modelo foi calibrado com os dados recolhidos nos meses de julho e outubro e validado com amostras do mês de agosto e ainda com dados adicionais recolhidos pela agência MADEQE (*Massachusetts Department of Environmental Protection*) em 1983.

Foi também aplicado o modelo 7Q10 especializado para caudais mínimos, com o objetivo de perceber quais devem ser os caudais das descargas das ETAR's (Estação de Tratamento de Águas Residuais) e as suas concentrações. Uma avaliação dos caudais obtidos pelo 7Q10 indica violação nos critérios mínimos de OD que ocorre a jusante da estação de tratamento de águas residuais (Woonsocket) (Chaudhury *et al.*, 1998).

Park e Lee (2002) utilizaram o modelo QUAL2E para simular a qualidade da água do Rio Nakdong, na Coreia do Sul. Com cerca de 7 milhões de pessoas a residirem no interior da bacia e mais de 13 milhões de pessoas a ingerirem água supostamente potável a partir do rio. As principais fontes de poluição incluem esgotos domésticos, efluentes industriais, descarga de gado, e escoamento urbano e agrícola. Além de tais pressões antropogénicas, foi construída uma barragem no estuário para proteger os recursos de água doce da intrusão de água salgada, de tal forma que a velocidade do rio tornou-se mais lenta.

A área de estudo foi dividida em 54 troços; do curso principal fazem parte 26 troços e dos afluentes 28. O modelo QUAL2E foi objeto de modificações na estrutura original do programa computacional, resultando o modelo QUAL2K. As mudanças incluíram a modificação da estrutura computacional e a adição de novas interações entre os constituintes. Para validar as alterações introduzidas no programa foram aplicados os modelos QUAL2K e QUAL2E aos mesmos trechos do rio, e os resultados obtidos foram comparados. Os parâmetros de qualidade da água incluídos no modelo foram CBO, OD, nitrogénio, fósforo e clorofila-a. Ambos os modelos foram calibrados e verificados num regime estacionário usando valores de campo da estação da primavera (março a maio) e outono (setembro a

novembro) durante 1996-2000. Tanto o modelo QUAL2K como o modelo QUAL2E apresentaram valores muito próximos dos medidos em campo. A nível de CBO, OD e nitrogénio é notória a existência de diferenças significativas entre os resultados dos dois modelos, destacando-se os resultados do QUAL2K que exibem valores mais próximos das medições de campo do que o QUAL2E. Este resultado pode derivar da capacidade do QUAL2K retratar a adição de novas interações entre os constituintes (Park e Lee, 2012).

O rio Corumbataí, localizado em Rio Claro no estado de São Paulo, no Brasil, foi alvo de estudo por parte de Palmieri e Carvalho (2006). O rio Corumbataí é um importante fornecedor de água para a região de Rio Claro. Desde o início do ano de 2000, toda a água consumida pela cidade de Piracicaba (cerca de 320 mil habitantes) é fornecida pelo rio Corumbataí. Por outro lado, a região de Rio Claro é fortemente industrializada e na sua maioria fazem descargas que poluem o rio e os seus afluentes. Outra fonte de poluição é a descarga de esgotos domésticos para o rio. Com todos estes fatores surgiu a necessidade de ter um maior conhecimento e controlo da qualidade da água dos rios intervenientes, o que se conseguiu através do modelo QUAL2E.

O modelo QUAL2E foi utilizado para obter os perfis das concentrações de CBO e OD, que foram os parâmetros selecionados pelos autores. Os dados físicos e hidráulicos necessários do rio foram obtidos através CETESB (*Environmental Remediation Technology Co. of São Paulo State*). O CETESB forneceu as amostras recolhidos em campo relativas aos anos de 1995-2002. Na modelação apenas foram utilizados os dados correspondentes à estação de verão/outono, entre os meses de julho e novembro, sendo também complementados por medições de campo específicas. Os coeficientes hidráulicos exigidos pelo modelo foram determinados por regressão entre os parâmetros de velocidade, profundidade e caudal. O coeficiente de rearejamento foi obtido através do enquadramento dos valores da literatura. A calibração foi obtida através de dados relativos ao ano de 2002.

Os resultados permitiram verificar um elevado défice de oxigénio na região de Rio Claro, tendo sido aconselhada a instalação de uma nova estação de tratamento de efluentes, ou o aumento da capacidade da existente. Outro resultado retratado pela modelação feita foi a necessidade de recuperação da qualidade da água após a barragem de Corumbataí (Palmieri e Carvalho, 2006).

Kannel *et al.* (2007) estudaram o rio Bagmati, em Kathmandu Valley (Nepal), que recebe sete afluentes principais com elevadas taxas de poluição. As diversas descargas de efluentes contendo matéria orgânica resultaram na modificação dos componentes naturais do rio.

Utilizando o modelo QUAL2Kw procederam à modelação do rio Bagmati. A recolha de dados necessários foi feita através de 6 estações ao longo do rio principal e 7 estações ao longo dos seus afluentes entre os dias 2 e 6 Janeiro de 2000. Os parâmetros de qualidade da água medidos incluem: caudal, temperatura, pH, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais (SST), alcalinidade, fósforo, amónio como nitrogénio, nitrato de nitrogénio, CBO<sub>5</sub> e OD.

O rio Bagmati com um comprimento total de 25 km foi discretizado em 50 troços com comprimento igual a 0.5 km cada. Os coeficientes hidráulicos e de rearejamento, sedimentação e desoxigenação são obtidos através de valores padrão da literatura que o próprio programa ajusta/calibra através dos dados inseridos.

O modelo apresentou valores muito próximos dos dados encontrados em campo, com algumas exceções. O modelo foi aplicado em diversos cenários hipotéticos para simular várias estratégias de gestão de qualidade da água durante o período crítico, para manter os critérios de qualidade da água (OD mínimo igual ou acima de 4 mg/l; CBO, nitratos e fósforo iguais ou abaixo de 3, 2.5 e 0.1 mg/l, respetivamente. As estratégias assumidas foram: (i) características das descargas de poluentes modificadas, (ii) aumento do caudal, e (iii) modificação de características que influenciam a oxigenação. Exceto o CBO, todos os parâmetros encontravam-se nos limites de qualidade estabelecidos, tendo obtido 8.5 mg/l de valor máximo. Este valor foi considerado razoável para um país em desenvolvimento por comparação com a qualidade da água europeia, em que o valor máximo de CBO é de 3 mg/l (Kannel *et al.*, 2007).

Paliwal e Sharma (2007) através do modelo QUAL2E, determinaram o impacto de várias descargas pontuais sobre a qualidade da água do rio Yamuna durante o seu curso através da cidade de Delhi, na Índia, para a época de verão. A área de estudo compreende cerca de 25 km desde a montanha de Wazirabad até à barragem de Okhla tendo nesse espaço 14 descargas de efluentes para o meio aquático.

A aplicação do modelo foi centrada nos meses de março até maio, quando se verifica um caudal reduzido, e considerando o rio Yamuna um sistema estacionário, unidimensional e completamente misturado. Os 25 km foram divididos em 5 troços. Os resultados do modelo foram apresentados recorrendo a um SIG (Sistema de Informação Geográfica) para uma visualização clara dos resultados e uma fácil identificação de zonas poluídas como apresentado na Figura 2.3.

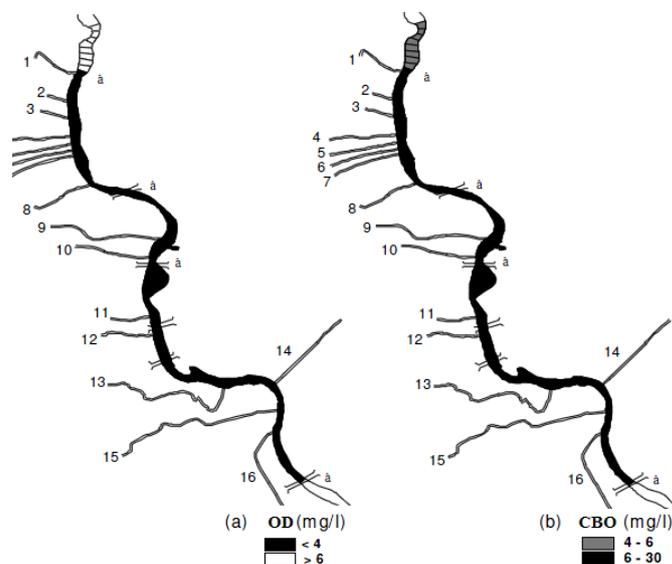


Figura 2.3 - Descrição da concentração de OD e CBO ao longo do rio Yamuna (Paliwal e Sharma, 2007).

Para alcançar a boa qualidade da água do rio, especificado pelas autoridades reguladoras, os cenários analisados recomendaram manter um caudal constante de  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  e uma diminuição substancial no volume de descargas das águas residuais, bem como o seu tratamento adequado (Paliwal e Sharma, 2007).

Wagenschein e Rode (2008) iniciaram o estudo do efeito da morfologia do rio Weisse Elster (Alemanha) sobre a carga de nitrogénio. A desnitrificação é uma importante fonte de nitrogénio em sistemas fluviais principalmente ligados a sedimentos intersticiais. Uma versão modificada do modelo de qualidade da água de um rio WASP5 foi aplicada num trecho de  $70.6 \text{ km}$  e as medições dos constituintes principais da água foram realizados para as condições de verão. Mostraram que a retenção de azoto se elevou a 23.4% da concentração do limite superior, e que este e a desnitrificação betónica foram identificados como os maiores contribuintes para esse efeito. A retenção varia significativamente ao longo da secção do rio, com valores quase 2.4 vezes maior que num curso totalmente natural, em comparação com uma secção de rio modificado e canalizado. A implementação das medidas mais viáveis pode levar a uma redução adicional da concentração de nitrogénio de 5.4%.

Lima (2010) fez a modelação da qualidade da água do rio Minho através do modelo QUAL2Kw, avaliando e quantificando o impacte da descarga de efluentes domésticos, industriais e de instalações agropecuárias na qualidade da água. O autor procedeu a um conjunto de amostragem em 12 locais distintos como identificados na Figura 2.4.

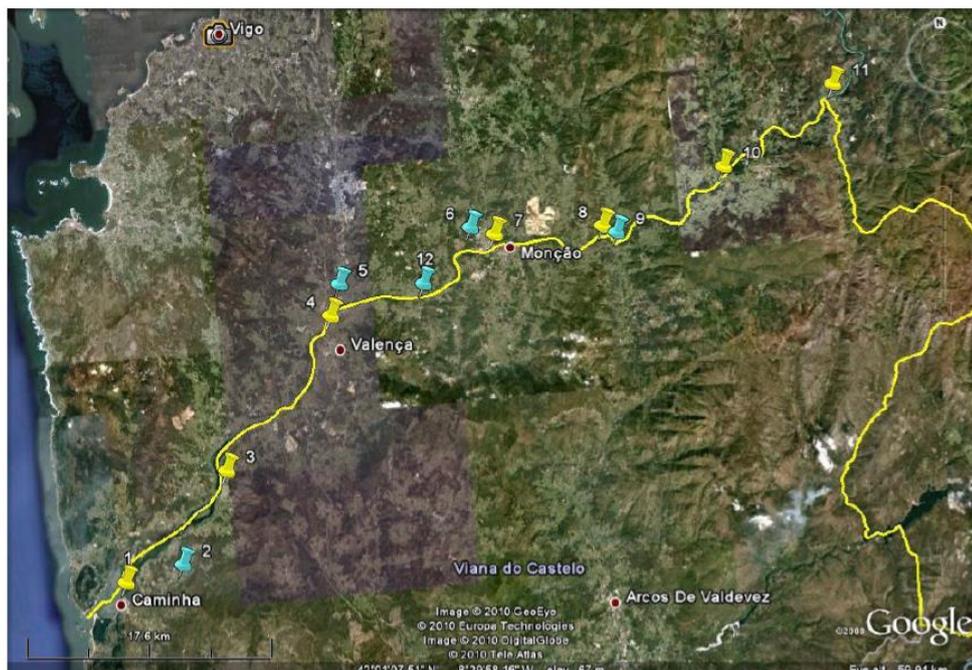


Figura 2.4 - Localização dos pontos de monitorização (marcações a amarelo - amostragens no trecho internacional do Rio Minho; marcações a azul - amostragens em afluentes) (Lima, 2010).

Esta campanha de amostragem teve lugar no dia 16 de Março de 2010 e teve como objetivo a análise de diversos parâmetros químicos e biológicos de qualidade da água. Após a realização das análises de caracterização da água, os resultados foram comparados com a legislação portuguesa em vigor, que estabelece no Decreto-Lei 236/98 de 1 de agosto, os objetivos ambientais de qualidade mínima de águas superficiais. Posteriormente, o autor aplicou os dados recolhidos no modelo QUAL2Kw. O rio Minho foi simulado numa extensão de 77 km, sendo dividido em 57 troços com espaçamentos entre 430 m a 2.9 km, uma largura média entre 31 m e cerca de 1.7 km.

A calibração do modelo aplicado ao rio Minho teve em consideração os dados obtidos na campanha realizada a 16 de março de 2010. Deste modo, foram introduzidos os valores correspondentes às observações, para os seguintes parâmetros: temperatura, condutividade, sólidos suspensos inorgânicos, CBO, OD, azoto, azoto orgânico, azoto amoniacal, nitritos e nitratos, fósforo total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, clorofila-a, SST, coliformes totais, alcalinidade, carência química de oxigénio (CQO) e pH.

Após a calibração do modelo foram criados cenários de modo a estudar o comportamento do rio perante as alterações. Assim, ponderou três cenários diferentes. Considerou a influência da

margem espanhola como uma primeira hipótese, o impacte de todas as descargas consideradas no rio Minho e, finalmente, a interferência das alterações do caudal na qualidade da água. Do estudo concluiu-se que o curso não apresentava evidências de problemas graves de poluição, sendo considerado um rio limpo (Lima, 2010).

Trevisan (2011) utilizou o modelo Qual-UFMG para modelar a qualidade da água do rio Papaquara (Brasil), tendo sido consideradas cargas poluidoras que são lançadas de forma difusa ao longo do rio. A introdução dos dados iniciais no modelo, no caso de dados geográficos, foi conseguida através de interpretações de imagens aéreas e do histórico da ocupação na região norte da ilha. Os dados de qualidade da água foram extraídos de literatura já existente.

O leito do rio foi dividido em 7 troços considerados uniformes, resultando esta hipótese de observações em campo do uso e ocupação do solo da região e das características referentes à capacidade de rearejamento de cada troço. A calibração do modelo foi realizada avaliando o uso e ocupação do solo em cada troço, as características de degradação da matéria orgânica e a variação da concentração de OD na água comparando os resultados obtidos na simulação com os valores descritos nas referências bibliográficas. Através desta modelação detetaram que o rio é considerado poluído (Trevisan, 2011).

Através destes estudos é perceptível que grande parte das modelações são feitas com a ajuda de modelos já existentes, que são modificados de acordo com o estudo de forma a ajustar melhor a área de intervenção. Apesar disso, outros autores preferem formular o próprio *software* e implementar, no essencial, o modelo de Streeter-Phelps.

Teles e Silveira (2006) apresentam a simulação da capacidade de autodepuração de um trecho do Ribeirão Preto, em São Paulo (Brasil), utilizando o modelo de Streeter-Phelps. A simulação do modelo é comparada com os dados experimentais de CBO e OD medidos em campo através de seis amostras, sendo três no rio e outras três em descargas pontuais existentes. Os autores consideraram o coeficiente de desoxigenação ( $k_1$ ) como um valor genérico de  $0.42 \text{ d}^{-1}$  presente na literatura e o coeficiente de rearejamento ( $k_2$ ) assumido um intervalo de valores ( $0.37 - 6.94 \text{ d}^{-1}$ ) conseguidos na literatura. Como o intervalo possível a ser adotado para o coeficiente  $k_2$  é bastante amplo, foram feitas simulações com diferentes valores para o coeficiente de rearejamento. Os resultados obtidos apresentam o grau de poluição, assim como qual seria o comprimento que o rio deveria possuir para que apenas por processos naturais recuperasse os níveis adequados de CBO e OD. Os valores das concentrações obtidas encontram-se no quadro 2.2.

Quadro 2.2 - Valores conseguidos através da modelação do Ribeirão Preto  
(adaptada de Teles e Silveira, 2006).

Distância (metros)	Tempo (dias)	Concentração de OD – $C_t$ (mg/l)
0	0.00000	1.500
250	0.01447	1.500
500	0.02894	1.500
720	0.04167	1.500
730	0.04225	1.451
750	0.04340	1.449
800	0.04630	1.446
820	0.04745	1.445
825	0.04774	1.388
850	0.04919	1.387
900	0.05208	1.384
950	0.05498	1.380
955	0.05527	1.318
980	0.05671	1.317
1000	0.05787	1.315

Fan *et al.* (2007) seleccionaram a equação générica de Streeter-Phelps como o modelo de simulação de qualidade da água no rio Keelung, no norte de Taiwan. O rio Keelung foi seleccionado devido à sua abundância em dados de monitorização de qualidade da água em comparação com outros rios em Taiwan. Tem um comprimento de cerca de 80 km, 501 km<sup>2</sup> de área da bacia e mais de 2 milhões de pessoas residem nela. Com os rápidos aumentos populacionais, a criação de parques industriais e de planeamento/desenvolvimento urbano, descargas de efluentes devido a uma cobertura insuficiente de rede de saneamento resultou na poluição do rio Keelung. A insuficiente capacidade de transporte de contaminantes e o efeito da maré a jusante do rio tornam a qualidade da água ainda pior. Como a maioria da poluição aquática do rio Keelung é de descarga de esgotos doméstico, os índices de CBO e OD foram seleccionados como os dois principais indicadores para simular a qualidade da água.

A fim de caracterizar a variação da qualidade da água durante a maré alta e a maré baixa, o nível da água a jusante foi utilizado como condição de fronteira para o cálculo das características hidráulicas em diferentes condições de maré. Os dados de monitorização da qualidade da água foram utilizados para calibrar e validar o modelo, tendo sido recolhidos no

dia 5 de setembro de 2003. Com a maré alta verifica-se um maior tempo de retenção e uma redução na concentração de CBO. ( Fan *et al.*, 2007)

Bezerra *et al.* (2008) desenvolveram um programa capaz de retratar a solução analítica de Streeter-Phelps. Nesse programa foram incorporadas condições de fronteira, que propiciam: a simulação do perfil de CBO<sub>5</sub> e OD considerando várias entradas de efluentes ao longo do curso de água e a correção para condições de anaerobiose, condições estas que contribuem para o aparecimento de concentrações negativas de OD. Foi também incorporada uma metodologia de calibração automática, baseada na minimização dos erros quadráticos entre as concentrações calculadas e as observadas, para obtenção e escolha dos valores dos coeficientes de desoxigenação e rearejamento. Para efeitos de teste do programa foram feitas várias simulações: uma para testar o método de calibração automática e outras duas para testar as condições de fronteira, sugerido um dos exemplos pelo gráfico da Figura 2.5.

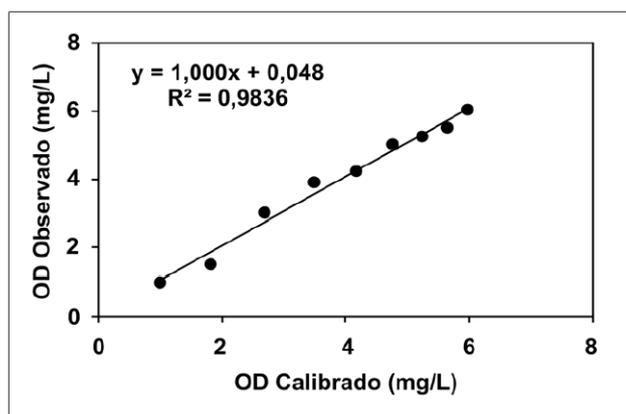


Figura 2.5 - Comparação entre os valores observados e calibrados ( Bezerra *et al.*, 2008).

Em todos os casos, os resultados obtidos demonstraram bons desempenhos.

Zuntini *et al.* (2012) usaram o modelo de Streeter-Phelps para determinar o perfil de CBO e OD no rio do Campo, na cidade de Campo Mourão (Portalegre - Brasil). Foram utilizados os coeficientes de desoxigenação e de rearejamento obtidos no terreno para verificar a autodepuração do rio após as descargas provenientes da cidade de Córrego dos Papagaios. A autodepuração obtida permitiu verificar que o rio do Campo, apesar de receber efluentes de uma indústria têxtil e de um matadouro, estes não influencia significativamente o ecossistema aquático, não causando danos.

## 3. MODELOS DE SIMULAÇÃO

### 3.1. Área de estudo

O conhecimento da área de estudo é fundamental para este tipo de investigação, sendo necessária uma boa percepção geral da dinâmica da bacia hidrográfica. Apenas com esta compreensão é possível identificar quais os fatores influenciadores e que exercem maior pressão no curso de água. Assim, é necessária uma caracterização pormenorizada das características do rio Mondego bem como da sua envolvente para conceber a modelação matemática.

#### 3.1.1. Localização geográfica

O rio Mondego é o maior rio integralmente português e o quinto maior de Portugal. A bacia hidrográfica deste rio situa-se na região centro e enquadra-se na região hidrográfica 4 de Portugal, sendo limitada pelos paralelos  $39^{\circ} 46'$  e  $40^{\circ} 48'$  de latitude norte e os meridianos  $7^{\circ} 14'$  e  $8^{\circ} 52'$  de longitude oeste. Está inserida entre as bacias dos rios Vouga e Douro, a este e a norte, e entre as bacias dos rios Tejo e Lis, a oeste e sul. O rio Mondego nasce na Serra da Estrela a  $1525\text{ m}$  de altitude e desagua no oceano Atlântico, junto à Figueira da Foz, após percorrer  $258\text{ km}$ . Os seus principais afluentes são os rios Dão, Alva, Ceira e Arunca (Figura 3.1) (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).



Figura 3.1 - Âmbito territorial do plano de bacia hidrográfica do rio Mondego (Costa *et al.*, 2001).

A área da bacia hidrográfica do rio Mondego é de  $6645 \text{ km}^2$ , podendo ser dividida nas três grandes zonas representadas esquematicamente na Figura 3.2:

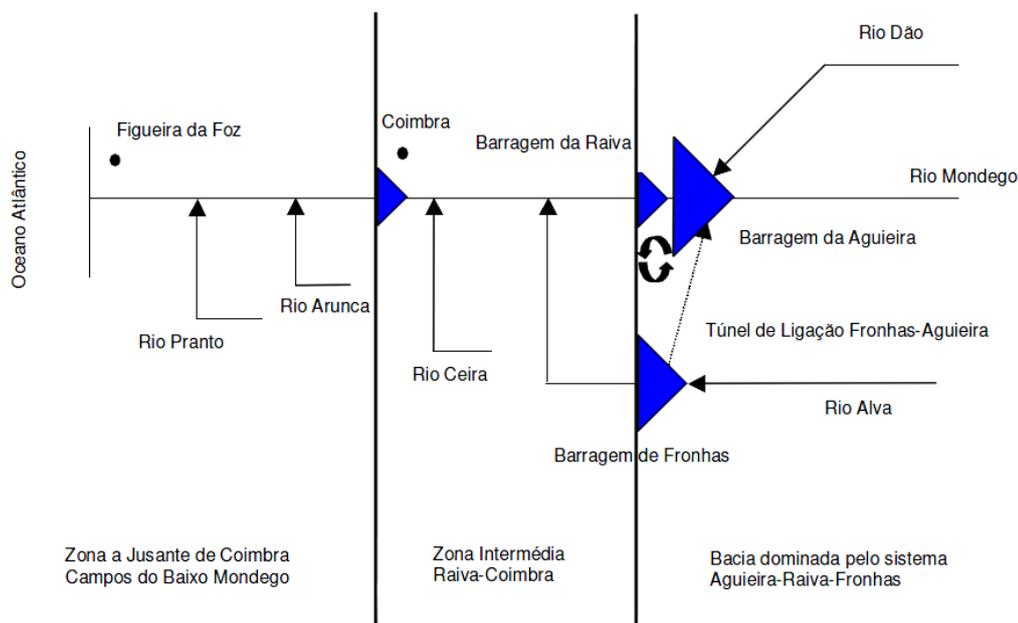


Figura 3.2 - Representação esquemática da bacia hidrográfica do rio Mondego (Coelho, 2009).

- Alto Mondego - é a parte da bacia dominada pelas barragens da Agueira, Raiva e Fronhas, com particular destaque para a primeira, que permite uma grande regularização, quer dos caudais de cheia, quer dos caudais de estiagem;
- Médio Mondego - é uma zona intermédia, localizada entre as secções da barragem da Raiva e a ponte açude de Coimbra, a que corresponde uma área de drenagem de  $1207 \text{ km}^2$ ; e,
- Baixo Mondego - a zona a jusante da secção do ponte Açude de Coimbra, que se estende até à foz do rio Mondego, com uma área de drenagem de  $1714 \text{ km}^2$  (Coelho, 2009).

A área de estudo encontra-se entre o médio e o alto Mondego, sendo influenciada pelos rios Ceira e Alva.

### 3.1.2. Necessidades/disponibilidades de água

No balanço necessidades/disponibilidades, em relação à bacia hidrográfica do rio Mondego não existem situações preocupantes de insuficiência de recursos hídricos que possam

constituir um problema na região. Ocasionalmente surgem situações pontuais de escassez de recursos, devido fundamentalmente à falta de capacidade de regularização dos cursos de água. As necessidades de água globais na bacia hidrográfica do rio Mondego, para abastecimento e atividades económicas, são atualmente de  $563 \text{ hm}^3/\text{ano}$ . (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002)

A nível percentual, cerca de 83% das necessidades totais na bacia correspondem à rega, enquanto os restantes 17 % se repartem pelo abastecimento público e consumo industrial, com 8% e 9%, respetivamente. Cabe à pecuária uma parte ínfima das necessidades, inferior a 0.1%. (Costa *et al.*, 2001)

Num balanço global pode-se concluir que os recursos hídricos gerados são muito superiores às necessidades de água atuais da bacia (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002), verificando-se as seguintes situações:

- Em ano médio as necessidades, em todas as áreas avaliadas, são sempre inferiores a 20 % das disponibilidades anuais. Para a bacia hidrográfica, na sua totalidade, as necessidades correspondem a cerca de 17 % das respetivas disponibilidades anuais (Figura 3.3);

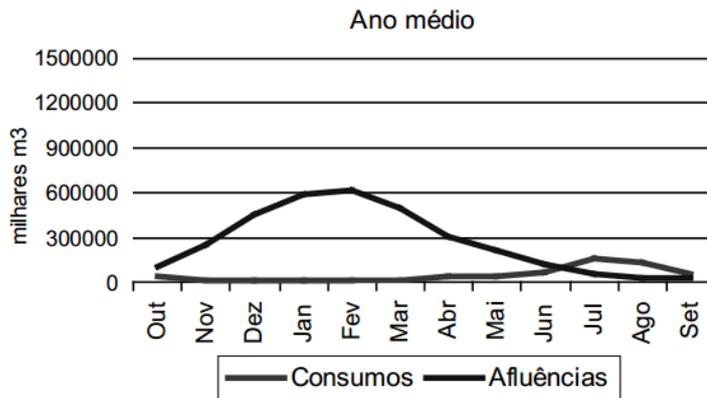


Figura 3.3 - Análise comparativa das necessidades e disponibilidades superficiais mensais para o rio Mondego num ano médio (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

- Em ano seco a relação anual é, neste caso, consideravelmente diferente consoante as áreas de influência estudadas, variando entre cerca de 7% para a área de influência do rio Ceira e os 52% para a área de influência da barragem de Fagilde. Considerando a totalidade da bacia hidrográfica, as necessidades correspondem a cerca de 31% das disponibilidades anuais (Figura 3.4);

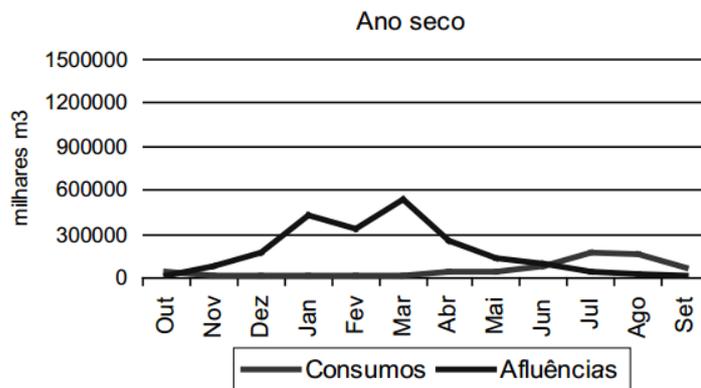


Figura 3.4 - Análise comparativa das necessidades e disponibilidades superficiais mensais para o rio Mondego num ano seco (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

- Em ano húmido constata-se que as necessidades são sempre inferiores a cerca de 15% das disponibilidades anuais, o que pressupõe uma situação bastante confortável neste domínio (Figura 3.5);

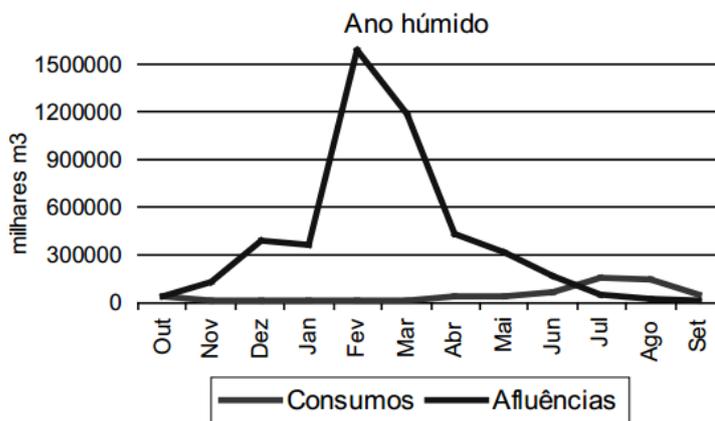


Figura 3.5- Análise comparativa das necessidades e disponibilidades superficiais mensais para o rio Mondego num ano húmido (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

Apesar das necessidades anuais serem inferiores aos recursos hídricos gerados, pode-se ver através dos gráficos das Figuras 3.3, 3.4 e 3.5 que em alguns meses do ano, nomeadamente julho, agosto e setembro, apresentam consumos superiores em relação às suas afluências. Este défice nos meses de verão é compensado pelos volumes armazenados nas albufeiras de Agueira, Fronhas e Fagilde (mais de 500 hm³).

### **3.1.3.Sistemas de abastecimento de água**

Em termos de infraestruturas de abastecimento de água, a área de influência do Mondego encontra-se, de uma forma geral, bem servida. Para a totalidade da área atinge-se um valor de 92% da população servida. É de referir que o valor correspondente ao nível de atendimento da população para a totalidade da bacia é idêntico ao da média do País (90%), e ligeiramente inferior ao da região centro (95%) (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

### **3.1.4.Origem de água para abastecimento**

Os elevados índices de abastecimento não refletem por vezes situações de carência de recursos hídricos durante o verão, e a degradação da qualidade da água em algumas origens. As carências verificadas no abastecimento público fazem-se sentir basicamente ao nível da garantia de água nas origens atualmente em funcionamento, nomeadamente no que diz respeito às origens que abastecem pequenos sistemas (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002). Podemos assim concluir, relativamente às origens, o seguinte:

- Grande proliferação de pequenas origens, na generalidade da bacia, com insuficiente controlo e conseqüente falta de garantia de qualidade;
- Falta de garantia de disponibilidade de água nas origens e captações atualmente existentes.

### **3.1.5. Tratamento e drenagem de efluentes**

Da análise e diagnóstico da situação atual concluiu-se que o nível de resolução, em termos de sistemas municipais de águas residuais, é baixo. Para a totalidade da área da bacia do Mondego atinge um valor de 65% da população servida por redes de drenagem sendo menor do que o encontrado na região centro (71%), bem como da média nacional (75%). No que diz respeito a tratamento de efluentes apenas cerca de 35% é tratado sendo muito inferior à média nacional (55%) e à da região centro (51%). Pode-se concluir que somente 35% da população se encontra servida por tratamento e apenas cerca de metade dos efluentes drenados (53%) são adequadamente tratados (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

### **3.1.6. Qualidade da água**

Os rios e albufeiras da bacia hidrográfica do rio Mondego têm vindo a ser monitorizados através da rede de estações de qualidade da água geridas pela CCDRC (Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro). Tendo em conta os valores de

qualidade disponíveis para as estações de qualidade, e das campanhas complementares realizadas para a classificação da qualidade das águas superficiais, pode concluir-se que a qualidade biológica da água varia entre muito poluída e não poluída. Em todos os sistemas analisados observa-se uma degradação da qualidade da água de montante para jusante, pela entrada no sistema de substâncias exógenas, tais como lixiviados dos campos agrícolas marginais e de efluentes domésticos das populações existentes ao longo dos rios. Os valores observados nos últimos anos conduzem a uma classificação de C (poluído) na maioria das estações de monitorização da qualidade da água, mas sendo o troço de estudo localizado entre a Agueira e a ponte açude de Coimbra importa referir que as estações da Agueira e Raiva são classificadas como D (muito poluído), de acordo com o Critério de Classificação da Qualidade da Água para Usos Múltiplos, desenvolvido e proposto pelo Instituto da Água (INAG, 2004) (Costa *et al.*, 2001).

### 3.1.7. Fontes de poluição antrópica

As principais fontes de poluição antrópica da bacia hidrográfica derivam de esgotos domésticos e industriais. A carga total, potencialmente gerada na bacia, é de: 27 172 CBO<sub>5</sub> toneladas/ano, 67 248 CQO *ton/ano* e 31 044 SST *ton/ano*.

A nível de concelhos, e tendo por base o parâmetro CBO<sub>5</sub>, verifica-se que a Figueira da Foz apresenta o maior peso, com 9685 *ton/ano*, seguido de Coimbra com 3655 *ton/ano*. Esta situação é verificável devido à presença das unidades de pasta de papel e, no segundo, pela carga urbana. A pecuária é responsável por apenas cerca de 5% da carga poluente gerada (Costa *et al.*, 2001). Deste modo, é evidente a importância das cargas poluentes de origem doméstica, relativamente ao total da poluição de origem tónica produzida ao nível da bacia hidrográfica do rio Mondego, bem como o seu potencial significado em termos de qualidade da água.

A nível de poluição de origem difusa as zonas com maior potencial de produção (em termos de azoto total e de fósforo total) localizam-se no baixo Mondego e no vale do Dão, ambas divididas ao intenso uso agrícola dos seus solos, e ainda nas Serras da Estrela e da Lousã, estas por causa dos elevados valores de precipitação e da orografia acidentada, tal como se denota na Figura 3.6 (Costa *et al.*, 2001).



Figura 3.6 – Serra da Lousã, acentuadas inclinações das margens e do leito do rio Mondego (Fotografia do autor, março de 2013).

### 3.1.8. Água para fins balneares

A atividade balnear na área do plano do Mondego é bastante intensa, tendo sido identificados 54 locais habitualmente usados para fins balneares. Verifica-se que dos 13 locais infraestruturados, apenas 3 estão designados como praias fluviais (zona balnear). Os principais problemas encontrados derivam de contaminação bacteriológica, da concentração do OD e do baixo pH (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

### 3.1.9. Ecossistemas aquáticos e terrestres associados

A vida aquática no rio Mondego é influenciada por duas zonas principais:

- As zonas de cabeceira dos rios, fundamentalmente no troço superior da bacia, com bons níveis de qualidade da água, proporcionando a manutenção das comunidades biológicas aquáticas com características próximas de uma situação prístina; e,
- A região do baixo Mondego com acentuada degradação da qualidade da água.

A separação do troço inferior do Mondego é atualmente uma divisão artificial, introduzida pela construção de barragens, que funcionam como barreira à passagem de espécies migradoras, sendo marcante o papel do açude de Coimbra, a jusante do qual se encontram exclusivamente as espécies que sofrem uma potencial influência salina. Algumas das espécies identificadas para esta bacia têm particular importância do ponto de vista conservacionista e

comercial, nomeadamente o sável (*Alosa alosa*), a savelha (*Alosa fallax*), a lampreia (*Petromyzon marinus*), a lampreia-de-rio (*Lampetra fluviatilis*) e a truta (*Salmo trutta fario*). Tendo em consideração os dados respeitantes à composição das comunidades planctónicas das albufeiras da bacia do Mondego podem ordenar-se as albufeiras em termos crescentes de eutrofização do seguinte modo: lagoa comprida, açude de Coimbra, Caldeirão, Fronhas, Raiva, Fagilde, Agueira (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

Entre os principais fatores de perturbação, degradação e destruição dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados contam-se: o desenvolvimento urbano e industrial, o desenvolvimento agrícola, a construção de barragens, a extração ilegal de areias, as atividades lúdico-recreativas, a atividade florestal, os fogos florestais, a invasão de espécies exóticas, a caça e a pesca (Decreto Regulamentar n.º 9/2002, 2002).

#### 3.1.10. Zonas sensíveis

Ao longo da área de estudo são identificáveis zonas sensíveis que necessitam de especial atenção devido às diversas atividades aí praticadas: o parque de campismo municipal de Penacova (Figura 3.7), onde se pratica pesca desportiva e onde existem zonas balneares; a praia fluvial de Palheiros e Zorro, com atividades balneares e lúdicas; o parque verde do Mondego, onde se desenvolvem variadas atividades desportivas, e a Mata Nacional do Choupal, onde se encontram reservas naturais sensíveis e zonas de pesca desportiva.



Figura 3.7 - Zona do parque de campismo da câmara municipal de Penacova (Fotografia do autor, março de 2013).

### 3.2. Validação da solução analítica de Streeter-Phelps e modelos utilizados

A investigação teve início com o desenvolvimento de um modelo numérico para a resolução de equações que constituem um sistema capaz de reproduzir a hidrodinâmica em condições de regime gradualmente variável e determinar a evolução das concentrações de OD ( $C_{OD}$ ), com  $C_{OD} = C_s - D$ , e de CBO (L) de um ou mais poluentes rejeitados pontualmente ao longo do um trecho de rio em análise. Este modelo tem como objetivo a comparação de resultados numéricos com a solução analítica de Streeter-Phelps (Antunes do Carmo, 2004).

Parte do modelo que reproduz a hidrodinâmica do curso de água é retratada por equações do escoamento em canais abertos e irregulares tendo como base teórica as seguintes hipóteses:

- O fluido é considerado incompressível e homogêneo;
- O escoamento é unidimensional, isto é, a velocidade é considerada uniforme sobre a secção transversal e o nível da água da mesma é horizontal (desenvolvimento do canal em linha reta e com secção prismática);
- A curvatura da linha de corrente é pequena e a aceleração vertical é desprezável, ou seja, a pressão é considerada hidrostática (variação gradual da superfície livre com a distância); -Os efeitos da turbulência e atrito no fundo do rio são considerados, embora simulados por lei de resistência (semi-empíricas) válidas para escoamentos em regimes permanentes e uniformes; e,
- A declividade média do leito do canal é pequena.

O modelo é baseado em duas leis básicas da mecânica: a conservação da massa e a conservação da quantidade do movimento. Para a análise destas leis foi utilizada a técnica de volumes de controlo, em que se considera, num determinado instante  $t$ , um volume no espaço de dimensões e forma arbitrárias (volume de controlo) atravessado por um fluido em escoamento (sistema de controlo). A aplicação desta técnica traduz o balanço das variações das grandezas em jogo entre dos instantes consecutivos  $t$  e  $t + \Delta t$ . Admitindo que o volume de controlo pode permanecer ou não fixo ou imóvel no espaço e ser ou não indeformável (Antunes do Carmo, 2004).

Em escoamentos de fluidos, o objetivo é a caracterização de um escoamento global numa região. Para isso é necessária a aplicação do teorema de transporte de Reynolds.

Sendo  $E$  uma propriedade extensiva do fluido (massa, quantidade de movimento, energia, etc.) e seja  $e$  a correspondente propriedade intensiva. A propriedade intensiva,  $e$ , é definida como quantidade de  $E$  por unidade de massa do sistema:

$$e = \lim_{\Delta m \rightarrow 0} \left( \frac{\Delta E}{\Delta m} \right) \quad (1)$$

A quantidade total de  $E$  no volume de controlo,  $E_{vc}$ , é então dada por (2):

$$E_{vc} = \int_{vc} e \rho dV \quad (2)$$

em que  $\rho$  é a massa volúmica e  $vc$  representa o volume de controlo.

Tendo em conta o relacionamento entre as variáveis no volume de controlo e as variáveis do sistema assumem-se as seguintes hipóteses:

- O escoamento é unidimensional;
- O volume de controlo é fixo no espaço; e,
- O volume de controlo é indeformável com o tempo.

Através da aplicação da técnica do volume de controlo na propriedade  $E$  do sistema de controlo ( $sc$ ) nos instantes  $t$  e  $t + \Delta t$  escreve-se então:

$$E_{sc}(t) = E_{vc}(t) + \Delta E_{ent} \quad (3)$$

$$E_{sc}(t + \Delta t) = E_{vc}(t + \Delta t) + \Delta E_{sai} \quad (4)$$

em que  $\Delta E_{ent}$  e  $\Delta E_{sai}$  são as quantidades de entrada e saída da propriedade  $E$  no volume de controlo, durante o intervalo de tempo  $\Delta t$ .

A variação temporal da propriedade  $E$  do sistema escreve-se:

$$\frac{dE_{sc}}{dt} = \lim_{\Delta t \rightarrow 0} \left( \frac{E_{sc}(t+\Delta t) - E_{sc}(t)}{\Delta t} \right) \quad (5)$$

com substituições e admitindo  $dV = \overline{U}_R dA \Delta t$ , onde  $A$  é uma superfície limítrofe do volume  $V$  e  $\overline{U}_R$  representa a velocidade média do escoamento, medida relativamente à superfície de controlo, obtém-se (6):

$$\frac{dE_{sc}}{dt} = \frac{d}{dt} \int_{vc} e \rho dV + (e \rho A \bar{U}_R)_{sai} - (e \rho A \bar{U}_R)_{ent} \quad (6)$$

Tendo em atenção as hipóteses acima referidas, em que se assume um valor para o volume de controlo fixo, tem-se  $\bar{U}_R = \bar{U}$  (velocidade média do escoamento); todavia, se o volume de controlo aumentar ou diminuir com o tempo, a superfície de controlo não será fixa e a velocidade  $\bar{U}_R$  será então  $\bar{U}_R = \bar{U} - \bar{U}_s$ , sendo  $\bar{U}_s$  a velocidade da correspondente superfície de controlo (entrada ou saída) (Antunes do Carmo, 2004). Assim, é atingida a forma geral da variação da propriedade  $E$ , a qual traduz o teorema de transporte de Reynolds (7):

$$\frac{dE_{sc}}{dt} = \frac{d}{dt} \int_{vc} e \rho dV + (e \rho A (\bar{U} - \bar{U}_s))_{sai} - (e \rho A (\bar{U} - \bar{U}_s))_{ent} \quad (7)$$

Para a aplicação do teorema à conservação da massa a propriedade intensiva do escoamento é  $\frac{\text{massa}}{\text{unidade de massa}} = 1$ , isto é,

$$e = \lim_{\Delta m \rightarrow 0} \left( \frac{\Delta m}{\Delta m} \right) = 1 \quad (8)$$

e mantendo-se constante a massa do sistema de controlo  $\frac{dM_{sc}}{dt} = 0$ , então a equação do teorema de Reynolds (9) assume:

$$\frac{d}{dt} \int_{vc} e \rho dV + (e \rho A (\bar{U} - \bar{U}_s))_{sai} - (e \rho A (\bar{U} - \bar{U}_s))_{ent} = 0 \quad (9)$$

Aplicando o teorema de Leibniz e do valor médio, resulta:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho A) + \frac{\partial}{\partial t} (\rho A \bar{U}) = 0 \quad (10)$$

Sendo esta a equação de continuidade ou de conservação da massa em termos das variáveis  $A$  e  $\bar{U}$ . Considerando um fluido incompressível ( $d\rho/dt = 0$ ) e atendendo a que  $Q = A\bar{U}$ , com  $\frac{\partial A}{\partial t} = \frac{\partial A}{\partial h} \times \frac{\partial h}{\partial t}$  e ainda  $\frac{\partial A}{\partial h} = B(h)$ , a equação ganha a seguinte forma:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (11)$$

Se existir uma zona de armazenamento com uma secção transversal  $A_0$  (área não activa), esta é simplesmente adicionada à área activa  $A$  do escoamento. Por outro lado, se ocorrer um escoamento lateral contínuo,  $q_l$ , por unidade de largura do tributário, este é adicionado ao segundo membro da equação de continuidade vindo (Antunes do Carmo, 2004):

$$\frac{\partial(A+A_0)}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q_l \quad (12)$$

Assim surge a primeira equação final (12) das duas leis básicas que integram o modelo numérico.

Para a conservação da quantidade de movimento, a propriedade extensiva é a *quantidade de movimento* =  $m\bar{U}$  e a correspondente propriedade intensiva do escoamento escreve-se:

$$e = \lim_{\Delta m \rightarrow 0} \bar{U} \left( \frac{\Delta m}{\Delta m} \right) = \bar{U} \quad (13)$$

Conforme a segunda lei de Newton, a variação temporal da quantidade de movimento do sistema é igual ao somatório de todas as forças exercidas sobre o sistema de controlo, ou seja,  $dM_{sc}/dt = \sum F$ . Substituindo  $e = \bar{U}$ :

$$\frac{d}{dt} \int_{vc} \bar{U} \rho dV + (\bar{U} \rho A (\bar{U} - \bar{U}_s))_{sai} - (\bar{U} \rho A (\bar{U} - \bar{U}_s))_{ent} = \sum F \quad (14)$$

As forças aplicadas ao volume de controlo são:

- Pressão nas superfícies de entrada e saída do fluido no volume de controlo admitindo que as secções são retangulares:

$$F_p = -\rho g A \frac{\partial h}{\partial x} \Delta x \quad (15)$$

- O peso do fluido:

$$F_w = -\rho g A \left( \frac{\partial \xi}{\partial x} \right) \Delta x \quad (16)$$

-Atrito no fundo:

$$F_A = \rho g A J \Delta x \quad (17)$$

em que  $J$  representa a inclinação da linha de energia.

Desta forma  $\sum F = F_p + F_w + F_A$  que por conseguinte:

$$\sum F = -\rho g A \frac{\partial h}{\partial x} \Delta x - \rho g A \left( \frac{\partial \xi}{\partial x} \right) \Delta x - \rho g A J \Delta x \quad (18)$$

Utilizando o teorema Leibniz e o do valor médio obtém-se a seguinte equação (19) (Antunes do Carmo, 2004):

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial(h+\xi)}{\partial x} = -gAJ \quad (19)$$

Com a solução de Manning-Strickler onde  $J = n_k^2 |Q|Q / (A^2 R_h^{4/3})$  e assumindo que existe um escoamento lateral contínuo,  $q_l$ , por unidade de largura do tributário, a sua influencia é considerada através da adição do termo  $q_l(Q/A - u_t)$ , surgindo então:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial(h+\xi)}{\partial x} + \frac{(n_k^2 g |Q|Q)}{(A R_h^{4/3})} + q_l \left( \frac{Q}{A} - u_t \right) = 0 \quad (20)$$

Obtendo-se assim a segunda equação (20) (conservação da quantidade de movimento) que retira a segunda leis básica que faz parte do modelo numérico.

As outras duas equações que completam o modelo numérico advêm do modelo geral que descrevem os fenómenos da advecção-difusão-dispersão. Estes fenómenos surgem quando rejeitando um volume de uma substância poluente num meio recetor, o volume inicial da substância sofrerá uma dispersão gradual, em resultado da difusão molecular. Quando o meio recetor se encontra num escoamento turbulento é adicionado ainda um mecanismo de advecção e de difusão.

Na prática e sendo o objetivo a aplicação num rio assumem-se as seguintes simplificações:

- Valores médios de velocidades de campo segundo a vertical;
- Não sendo significativa a variação dos valores da velocidade e da turbulência na secção transversal, como em geral acontece nos escoamentos fluviais, o problema vai ser reduzido a uma dimensão.

Assim, considerando um curso de água unidimensional, em regime turbulento, assumindo uma mistura completa nas direções laterais e vertical e fazendo intervir a área da secção transversal do escoamento, a equação diferencial que define a concentração,  $C$ , de um constituinte é (Antunes do Carmo, 2004):

$$\frac{\partial}{\partial t} (AC_m) + \frac{\partial}{\partial x} \left( QC_m - AD_{tx} \frac{\partial C_m}{\partial x} \right) = \pm AS_r \quad (21)$$

Esta equação assume-se como uma equação geral. Nesta investigação os parâmetros a serem avaliados nos poluentes são a CBO (L) e OD ( $C_{OD}$ ). Desta forma, a equação geral será

modificada com as características das substâncias para assim serem integradas no modelo numérico.

A transformação da equação geral para retratar a CBO é:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AL) + \frac{\partial}{\partial x}\left(QL + AE_x \frac{\partial L}{\partial x}\right) = Ak_1L(x, t) - Ak_sL(x, t) + AL_a(x, t) \quad (22)$$

sendo  $L$  a concentração média na secção do CBO,  $k_1$  e  $k_s$  são as taxas de decaimento e oxigenação da matéria orgânica carbonatada, e  $L_a$  é a adição de CBO ao longo do trecho do rio (Antunes do Carmo, 2004).

Para análise do OD a equação geral define-se como:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC_{OD}) + \frac{\partial}{\partial x}\left(QC_{OD} + AE_x \frac{\partial C_{OD}}{\partial x}\right) = Ak_1L(x, t) - Ak_2C_{OD}(x, t) \pm AS_r \quad (23)$$

onde  $C_{OD}$  representa a concentração média na secção do OD, surgindo a constante  $k_1$  que retrata a taxa de decaimento da matéria orgânica carbonatada e  $k_2$  que significa o fator de rearejamento atmosférico (Antunes do Carmo, 2004).

O modelo fica assim completo com esta última equação. As equações que fazem parte do modelo são (Antunes do Carmo, 2004):

$$\frac{\partial(A+A_0)}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q_l \quad (12)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{Q^2}{A}\right) + gA \frac{\partial(h+\xi)}{\partial x} + \frac{(n_k^2 g |Q| Q)}{(A R_h^{4/3})} + q_1 \left(\frac{Q}{A} - u_t\right) = 0 \quad (20)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(AL) + \frac{\partial}{\partial x}\left(QL + AE_x \frac{\partial L}{\partial x}\right) = Ak_1L(x, t) - Ak_sL(x, t) + AL_a(x, t) \quad (22)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC_{OD}) + \frac{\partial}{\partial x}\left(QC_{OD} + AE_x \frac{\partial C_{OD}}{\partial x}\right) = Ak_1L(x, t) - Ak_2C_{OD}(x, t) \pm AS_r \quad (23)$$

as quais constituem um sistema de quatro equações a quatro incógnitas ( $A, Q, C_{OD}$  e  $L$ ) (Antunes do Carmo, 2004). As equações são resolvidas recorrendo a um método numérico de diferenças finitas e usando a linguagem de programação *FORTRAN 90*.

Para efeitos de comparação de resultados do modelo numérico de análise da qualidade da água do rio foi implementada a solução analítica de Streeter-Phelps em programação

*Microsoft Office Excel*. Esta programação foi baseada no modelo Streeter-Phelps modificado que assume as seguintes hipóteses:

- Sistema unidimensional;
- Regime permanente com caudal e secção constantes;
- Matéria orgânica carbonatada como único consumidor de oxigénio;
- Rearejamento atmosférico como única fonte de oxigénio; e,
- Descarga do efluente pontual e constante.

Esta solução considera desoxigenação por decomposição e sedimentação da matéria orgânica sendo dada a taxa de desoxigenação por:

$$\frac{dL_t}{dt} = -K_1L_t - K_3L_t \quad (24)$$

sendo  $K_3$  a taxa de desoxigenação por decantação (Antunes do Carmo, 2004).

Admitindo ainda que a adição de CBO por ressuspensão de sedimentos ou por escoamento superficial resulta no termo:

$$\frac{dL_t}{dt} = L_a(x, t) \quad (25)$$

onde  $L_a$  é a adição de CBO ao longo do trecho do rio (Antunes do Carmo, 2004).

Então, além de depender da quantidade de matéria orgânica disponível, admite-se que a taxa de desoxigenação depende também da matéria orgânica decantada para o sedimento e da matéria orgânica que é adicionada por ressuspensão de sedimentos ou escoamento superficial:

$$\frac{dL_t}{dt} = -K_1L_t - K_3L_t + L_a \quad (26)$$

Desta forma, as fórmulas genéricas implementadas são (Antunes do Carmo, 2004):

$$L(x) = L_0 e^{-A(k_1+k_s)x/Q} + \frac{L_a}{k_1+k_s} \left[ 1 - e^{-A(k_1+k_s)x/Q} \right] \quad (27)$$

$$D(x) = D_0 e^{-A(k_2)x/Q} + \frac{k_1}{k_2 - (k_1 + k_s)} \left( L_0 - \frac{L_a}{k_1 + k_s} \right) \left( e^{-A(k_1 + k_s)x/Q} - e^{-A(k_2)x/Q} \right) + \left( \pm \frac{S_r}{k_2} + \frac{k_1 L_a}{k_2(k_1 + k_s)} \right) \left( 1 - e^{-A(k_2)x/Q} \right) \quad (28)$$

em que  $L$  representa o comportamento do CBO e  $D$  a evolução do défice de oxigénio (Antunes do Carmo, 2004).

Por conseguinte a obtenção da concentração de OD é conseguida através da equação:

$$OD = C_s - D \quad (29)$$

onde,  $C_s$  é a concentração de saturação de OD obtida por:

$$C_s = 14.716 - 0.401687 \times T + 0.008593 \times (T)^2 - 0.0000904 \times (T)^3 \quad (30)$$

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta investigação apresenta dois tipos de resultados, uma vez que o estudo está dividido em duas partes. A primeira parte refere-se à validação da solução analítica de Streeter-Phelps e a segunda parte diz respeito à modelação do trecho do rio Mondego.

A validação da solução analítica de Streeter-Phelps é conseguida através da comparação de um exemplo de bibliografia com valores conseguidos no *software* criado em linguagem *FORTRAN 90* (equações (12), (20), (22) e (23)) e em *Microsoft Office Excel* (equações (27) e (28)). Em *FORTRAN 90* os valores obtidos variaram em conformidade com duas características, o tempo de descarga e as propriedades do rio (sem atrito e sem difusão/dispersão, com atrito, com atrito e com difusão/dispersão) (Anexo A). Consideraram-se 4 tempos de descargas de 15, 30, 45 e 120 minutos.

A modelação do trecho do rio Mondego realizou-se através do programa *Microsoft Office Excel* seguindo a estrutura *standard* dos estudos já apresentados no capítulo “*Estado da arte e pesquisa bibliográfica*” (identificação da área de estudo, recolha das amostras necessárias, e modelação do trecho com a respetiva calibração e validação).

### 4.1. Comparação entre resultados de ambos os modelos

#### 4.1.1. Modelo numérico sem contemplar o atrito e sem difusão/dispersão

Numa primeira abordagem foram comparados os valores obtidos em diferentes horas após a descarga. As horas foram escolhidas aleatoriamente e os parâmetros utilizados foram: défice de oxigénio, CBO e OD. De seguida são apresentados os diversos gráficos de comparação (Gráficos 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5).

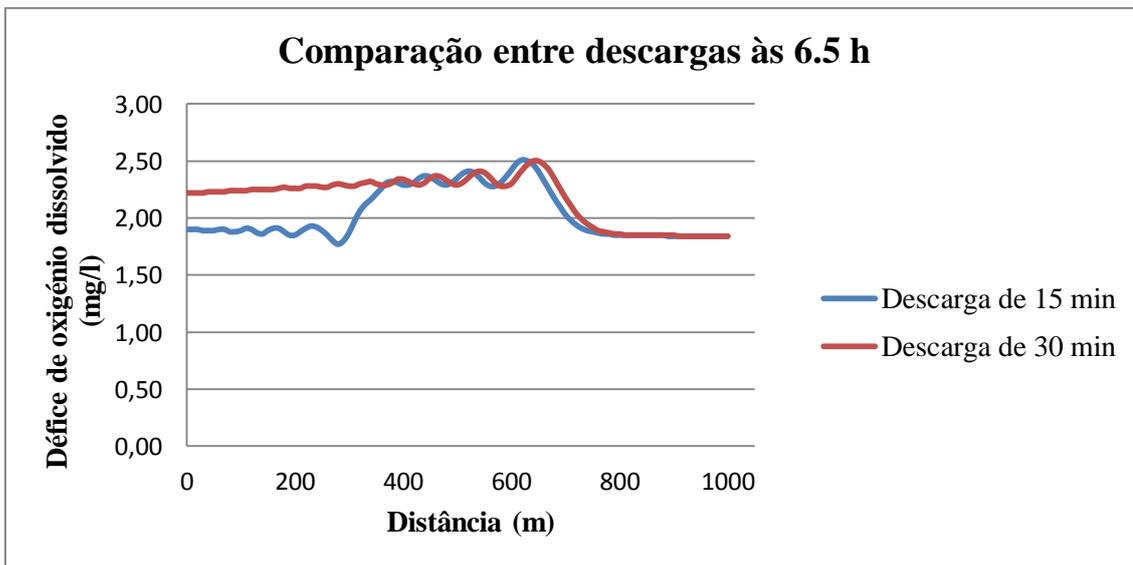


Gráfico 4.1 - Comparação entre a descarga de 15 e 30 min. às 6.5 h em relação ao défice de oxigénio dissolvido.

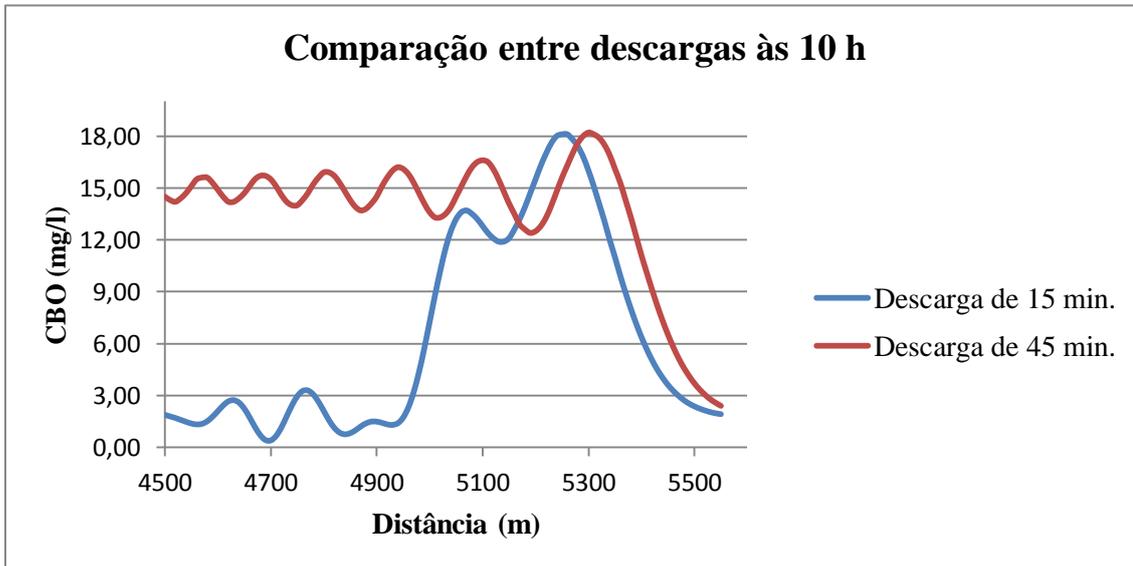


Gráfico 4.2 – Comparação entre a descarga de 15 e 45 min. às 10 h em relação ao CBO.

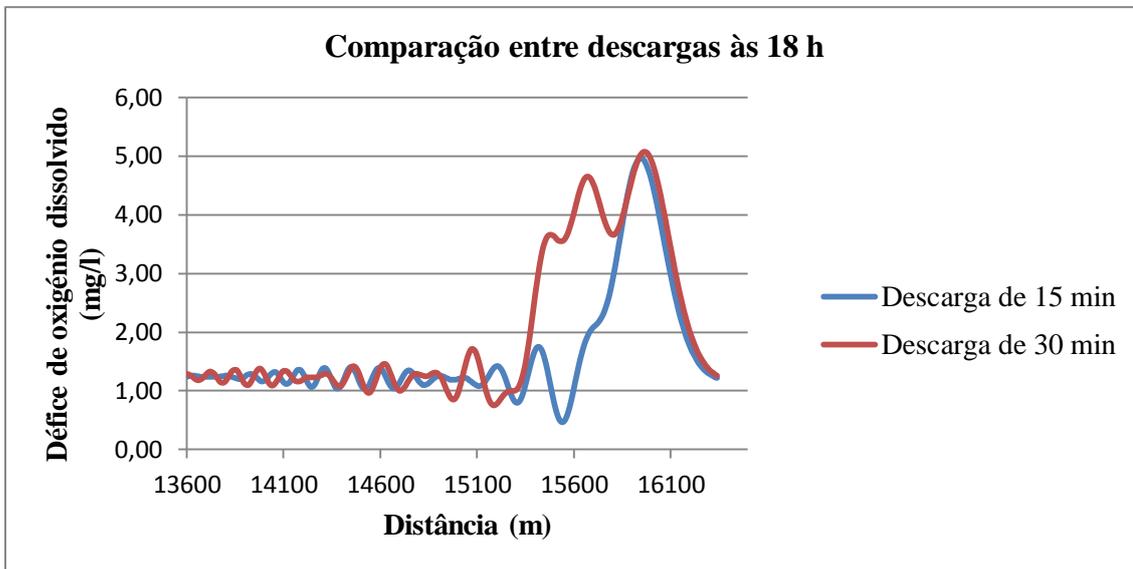


Gráfico 4.3 - Comparação entre a descarga de 15 e 30 min. às 18 h em relação ao déficit de oxigénio dissolvido.

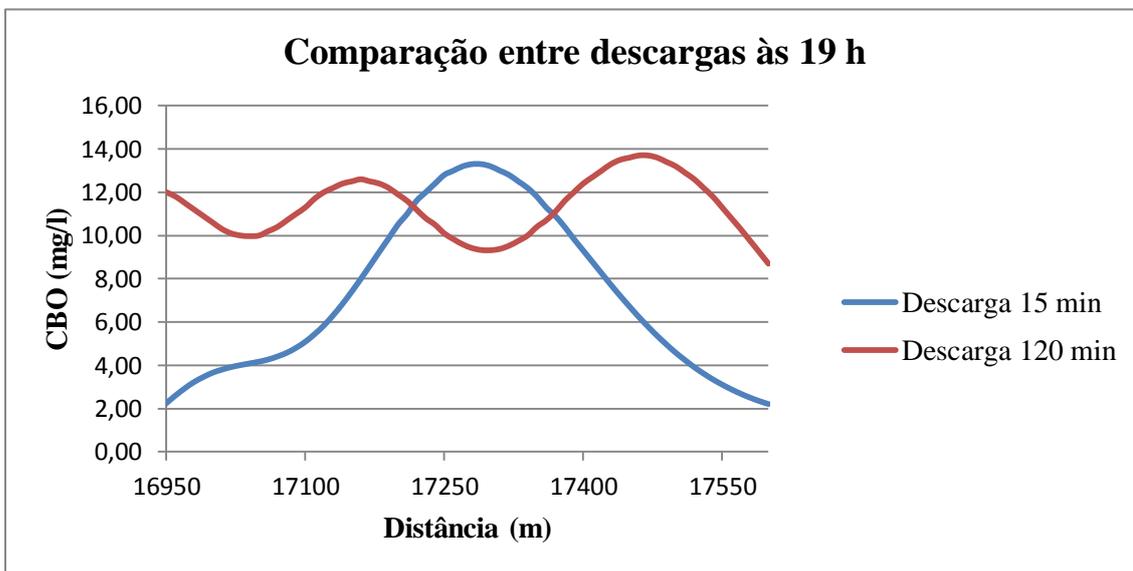


Gráfico 4.4 - Comparação entre a descarga de 15 e 120 min. às 19 h em relação ao CBO.

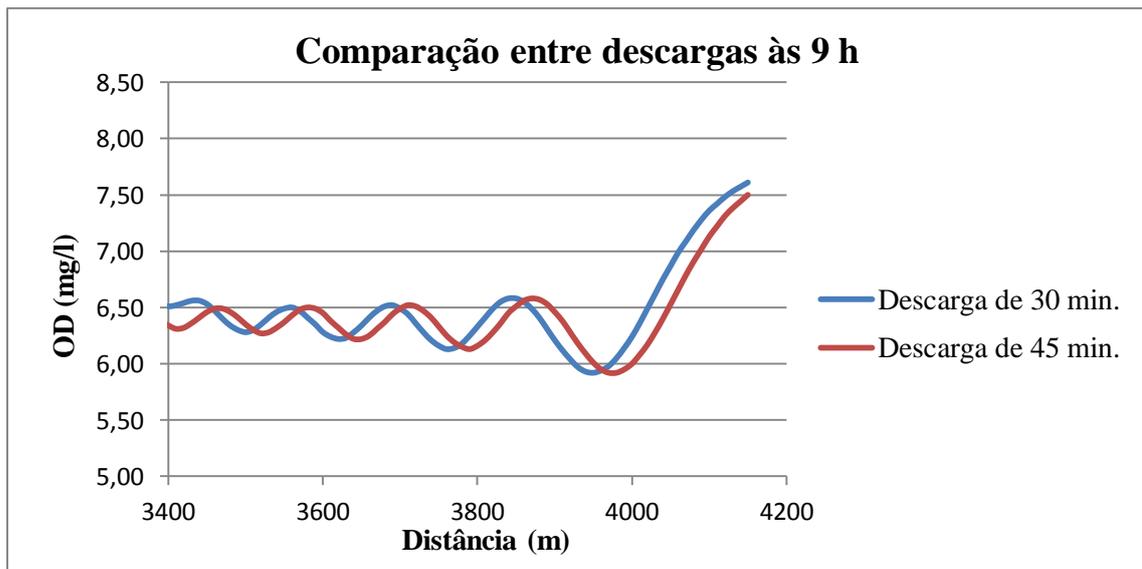


Gráfico 4.5 - Comparação entre a descarga de 30 e 45 min. às 9 h em relação ao OD.

Analisando os diversos gráficos pode-se afirmar que o tempo de descarga não influencia os valores máximos atingidos, uma vez que nos Gráficos 4.1, 4.2, 4.3 e 4.4 existe uma concordância dos limites superiores atingidos. Contudo, conforme o tempo das descargas aumentam é notório um desfasamento entre a distância em que o valor máximo é conseguido, como se pode verificar no Gráfico 4.3 por exemplo. No Gráfico 4.4, na descarga de 120 minutos, encontra-se uma oscilação pouco acentuada e contínua próxima de um valor médio, ao contrário da descarga de 15 minutos que assume uma amplitude de oscilação elevada e descontínua. No Gráfico 4.5 é apresentado o parâmetro de OD sendo o valor mínimo o mais importante. Neste caso, e em comparação com o comportamento verificado nos outros gráficos ambas as descargas atingem o mesmo valor mínimo  $5,95 \text{ mg/l}$ , tendo um comportamento muito semelhante ao nível da oscilação e amplitude.

Posteriormente à análise dos vários tempos de descarga realizaram-se comparações entre resultados do modelo numérico e valores da solução de Streeter-Phelps. Os gráficos seguintes apresentam essas comparações.

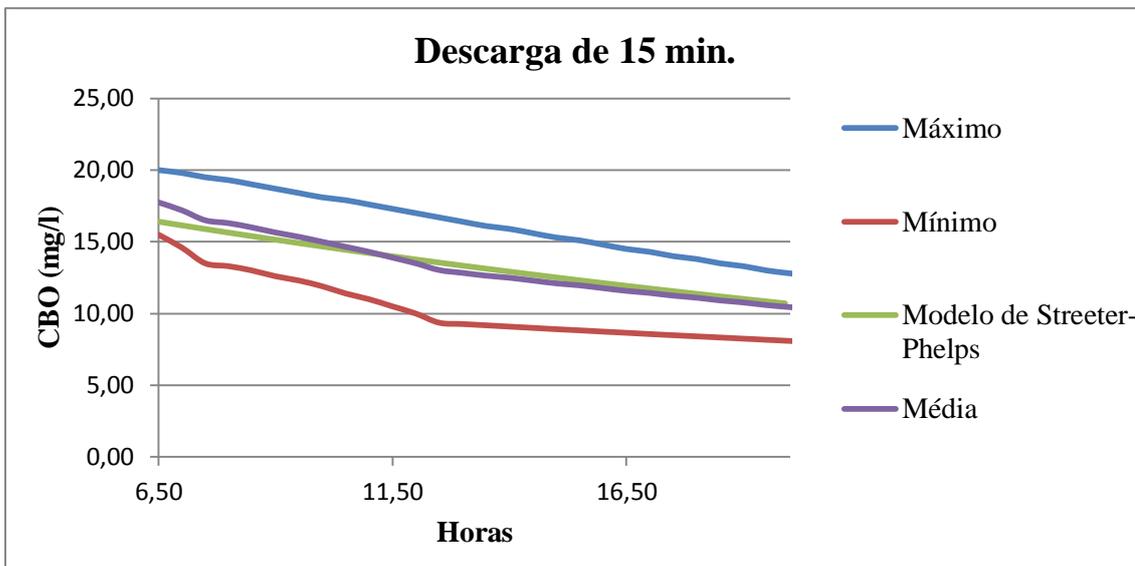


Gráfico 4.6 - Comparação entre resultados do modelo numérico e valores da solução analítica de Streeter-Phelps para uma descarga de 15 min..

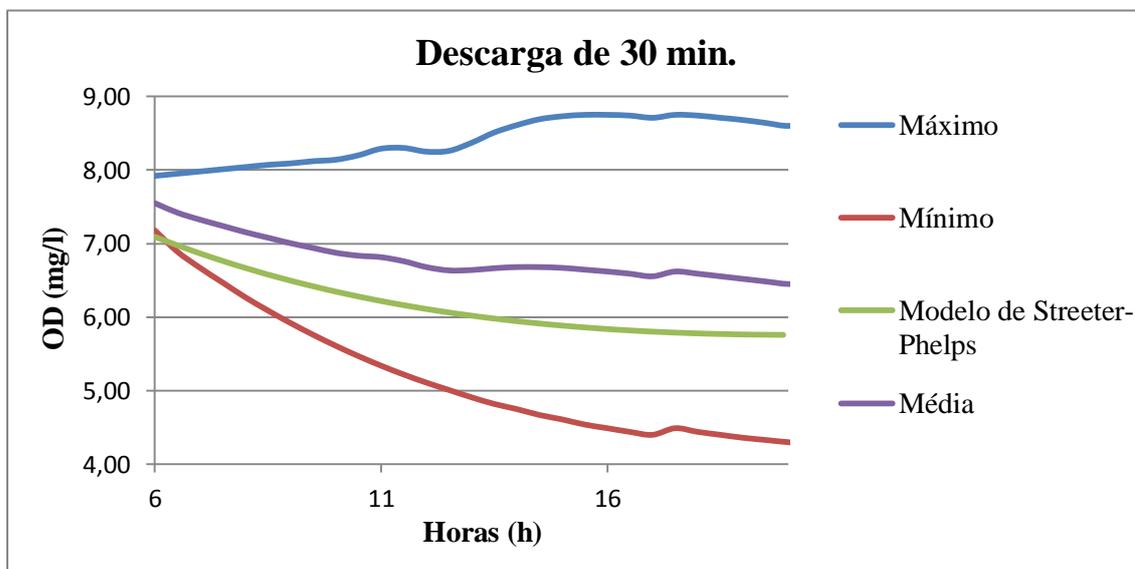


Gráfico 4.7 - Comparação entre resultados do modelo numérico e valores da solução analítica de Streeter-Phelps para uma descarga de 30 min..

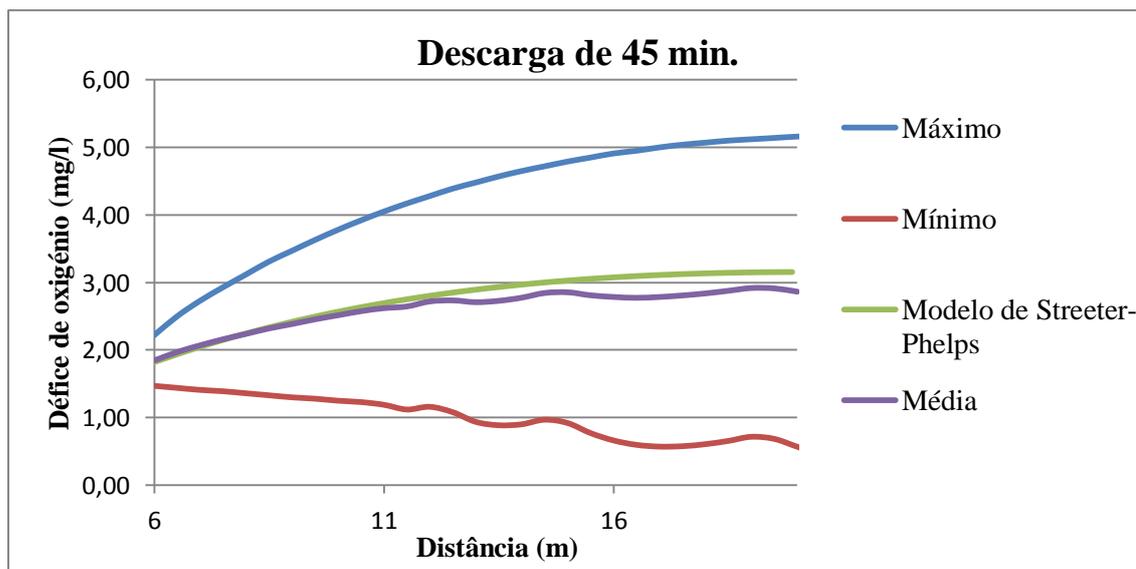


Gráfico 4.8 - Comparação entre resultados do modelo numérico e valores da solução analítica de Streeter-Phelps para uma descarga de 45 min.

Através dos Gráficos 4.6, 4.7 e 4.8 observa-se que a solução analítica de Streeter-phelps se encontra entre os valores máximos e mínimos conseguidos através do modelo numérico e com valores quase coincidentes ou muito próximos dos resultados médios do modelo numérico. É notório que a solução analítica apresenta valores enquadrados para os três parâmetros avaliados, não sofrendo alterações significativas com a variação dos tempos de descarga.

#### 4.1.2. Modelo numérico contemplando o atrito e sem ou com difusão/dispersão

Visto a solução analítica não contemplar o atrito, nem efeitos de difusão/dispersão, foram desenvolvidos gráficos para servirem de comparação entre resultados do modelo numérico sem atrito, com atrito e com atrito e difusão/dispersão. Os gráficos que se seguem (Gráficos 4.9 e 4.10) representam os valores do modelo numérico com atrito e com atrito e difusão/dispersão.

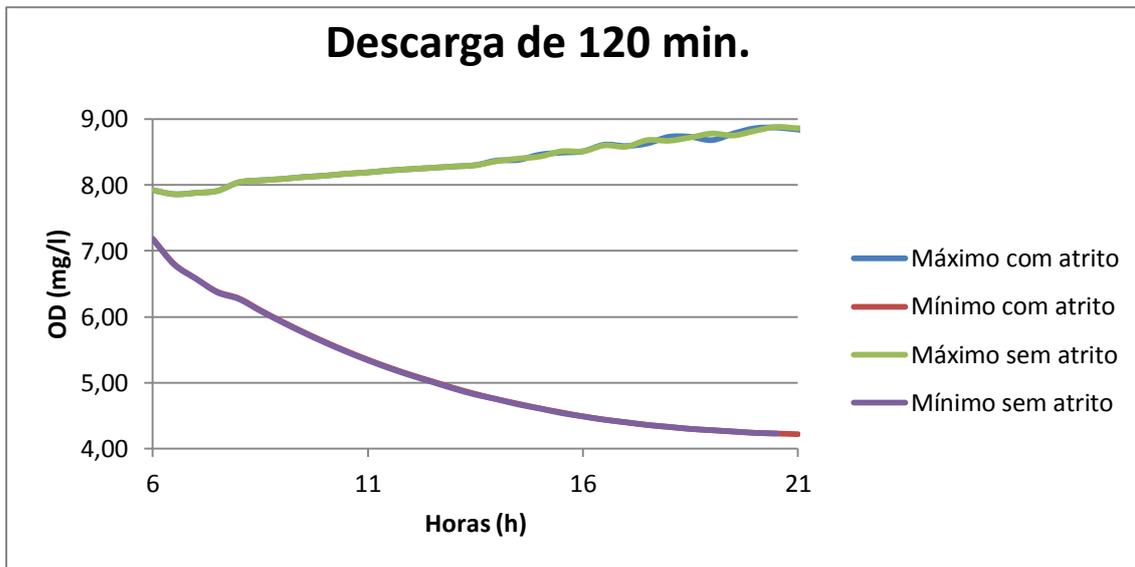


Gráfico 4.9 – Comparação de resultados do modelo numérico com difusão e com ou sem atrito.

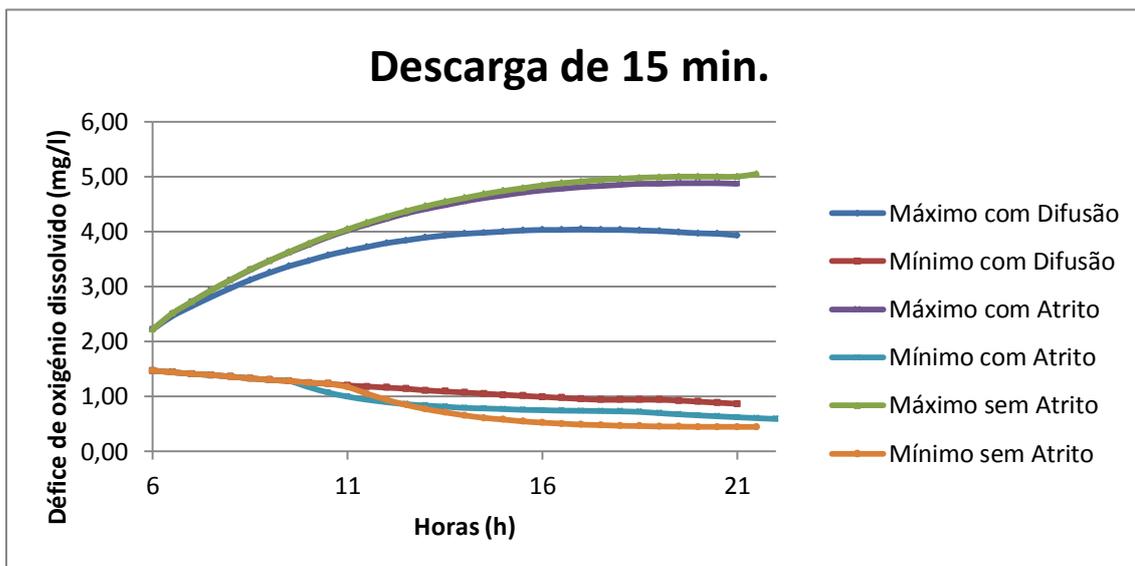


Gráfico 4.10 – Comparação de resultados do modelo numérico contemplando ou não o atrito e a difusão/ dispersão.

No gráfico 4.9 observa-se que a concentração do poluente se mantém constante na presença ou ausência de atrito. Já no gráfico 4.10 é possível afirmar que a difusão é um parâmetro que reduz a oscilação entre os valores máximos e mínimos.

## 4.2. Aplicação do modelo computacional de Streeter-Phelps

Para a modelação do trecho descrito foi utilizado o modelo analítico de Streeter-Phelps para fontes pontuais múltiplas. Para o efeito foi necessária a fragmentação do percurso em vários troços com características uniformes, ligados entre si através de condições de fronteira. Desta forma, o cálculo inicia-se na secção mais a montante, onde as condições de fronteira são específicas e dadas pelas equações (31), (32) e (33):

$$T_M = \frac{TQ + T_u Q_u}{Q + Q_u} \quad (31)$$

$$C_{ODM} = \frac{DQ + D_u Q_u}{Q + Q_u} \quad (32)$$

$$(CBO_5)_M = \frac{(CBO_5)Q + (CBO_5)_u Q_u}{Q + Q_u} \quad (33)$$

as quais são usadas para calcular as sucessivas concentrações de  $T_M$  (temperatura média)  $C_{ODM}$  (concentração média de OD)  $(CBO_5)_M$  (concentração média de CBO) para jusante de uma secção. O cálculo continuará até à fronteira situada mais a jusante.

### 4.2.1. Caracterização e fragmentação do trecho modelado

Na Figura 4.1 são apresentados os troços que fazem parte do trecho da área de estudo. Esta divisão é feita considerando que não existem descargas diretas de águas residuais provenientes de atividades industriais, agrícolas, domésticas e/ou sociais no rio Mondego. Um troço inicia ou termina sempre que existe uma influência/alteração interna ou externa no curso natural do rio. O percurso tem uma extensão de 43.79 km e foi fragmentado em 14 troços, como representado na figura 4.1.

ETAR de Gondelim	Troço 1	Barragem da Raiva
	Troço 2	
	Troço 3	Rio Alva
Parque de campismo de Penacova	Troço 4	
ETA da Ronqueira	Troço 5	ETAR de Penacova
	Troço 6	
	Troço 7	ETAR de Lorvão

ETAR de Aveleira	Troço 8	
	Troço 9	ETAR do Roxo
ETAR de Caneira	Troço 10	
	Troço 11	Praia fluvial de Palheiros e Zorro
Rio Ceira	Troço 12	
	Troço 13	ETA da Boavista
Ponte açude de Coimbra	Troço 14	

Figura 4.1 – Resumo do percurso para a modelação do trecho em estudo do rio Mondego.

O troço 1 tem início na barragem da Agueira (Figura 4.2) e término na barragem da Raiva. Este troço é caracterizado por zonas de vegetação intensiva (Figura 4.3), pouca agricultura e população sem qualquer tipo de expressão. Este troço é fortemente influenciado pela barragem da Agueira que regula o caudal do rio implicando variações nos parâmetros analisados.



Figura 4.2 – Barragem da Agueira (Fotografia do autor, março de 2013).



Figura 4.3 – Vegetação intensiva no troço Agueira – Raiva (Fotografia do autor, março de 2013).

Os troços 2, 3 e 4 são influenciados pela barragem da Raiva (Figura 4.4), pelo rio Alva (Figura 4.5) e pela ETAR de Godelim. Esta parte do percurso é caracterizada por uma significativa presença a nível de população devido à freguesia de Gondelim. Os troços apresentam atrações turísticas de valor geológico como as Livrarias do Mondego (Figura 4.6).



Figura 4.4 – Barragem da Raiva (Fotografia do autor, março de 2013).

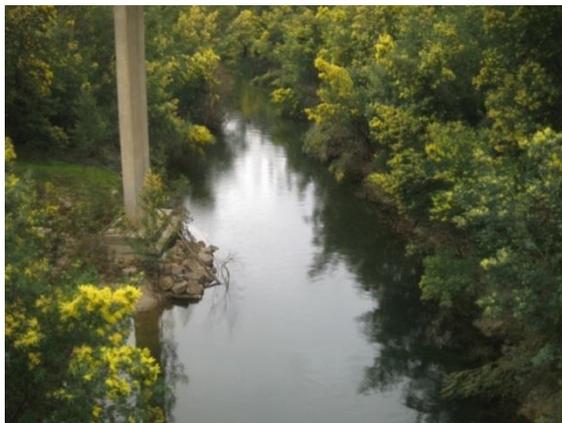


Figura 4.5 – Rio Alva (Fotografia do autor, março de 2013).

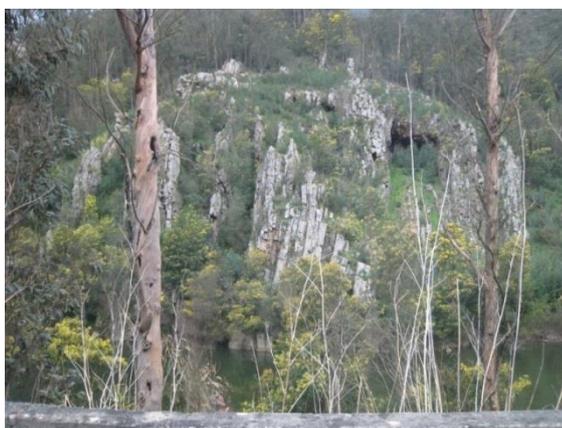


Figura 4.6 – Livraria do Mondego (Fotografia do autor, março de 2013)

Os troços 5, 6 e 7 são envolventes da vila de Penacova. Existem locais lúdicos e desportivos, aglomerados populacionais e alguma agricultura. Surge a ETAR de Penacova e a ETA da Ronqueira, ambas ligadas à rede de abastecimento e saneamento da vila.

Nos troços 8, 9, 10 e 11 grande parte do percurso são margens inacessíveis devido à forte vegetação e ao declive acentuado do terreno (Figura 4.7). Nas proximidades surgem as freguesias de Lorvão, Aveleira, Roxo e Caneira com uma população assinalável. Cada freguesia possui o seu próprio sistema de saneamento.



Figura 4.7 - Inclinação e vegetação intensiva (Fotografia do autor, março de 2013).

Os troços 12 e 13 são zonas suburbanas da cidade de Coimbra. Com uma forte componente populacional e de infraestruturas rodoviárias e sociais (Praia fluvial de Palheiros e Zorro (Figura 4.8)). No troço 13 o rio Ceira desagua no rio Mondego.

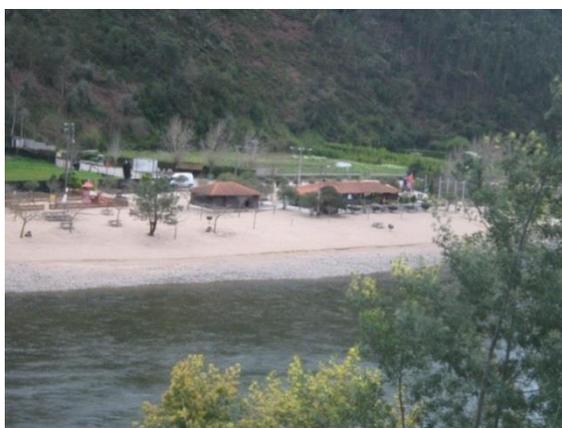


Figura 4.8 - Praia fluvial de Palheiros e Zorro (Fotografia do autor, março de 2013).

Por fim, o troço 14 encontra-se no centro da cidade de Coimbra. É um troço fortemente modificado devido às necessidades da cidade. Este troço começa com a ETA da Boavista que é responsável pelo sistema multimunicipal do Mondego-Bairrada terminando na ponte açude de Coimbra. Em parte das margens deste troço encontra-se o principal parque lúdico da cidade (Parque Verde do Mondego).

### 4.2.2. Recolha de amostras e dados para a modelação

Na Figura 4.9 é apresentado o programa formulado para a modelação do rio Mondego. Foram realizadas quatro simulações relativas a condições representativas das estações do ano (inverno, primavera, verão e outono) utilizando os meses de janeiro, maio, julho e setembro, respetivamente. Admitiu-se que setembro é representativo da estação de outono pois a monitorização disponível tem término nesse mesmo mês.

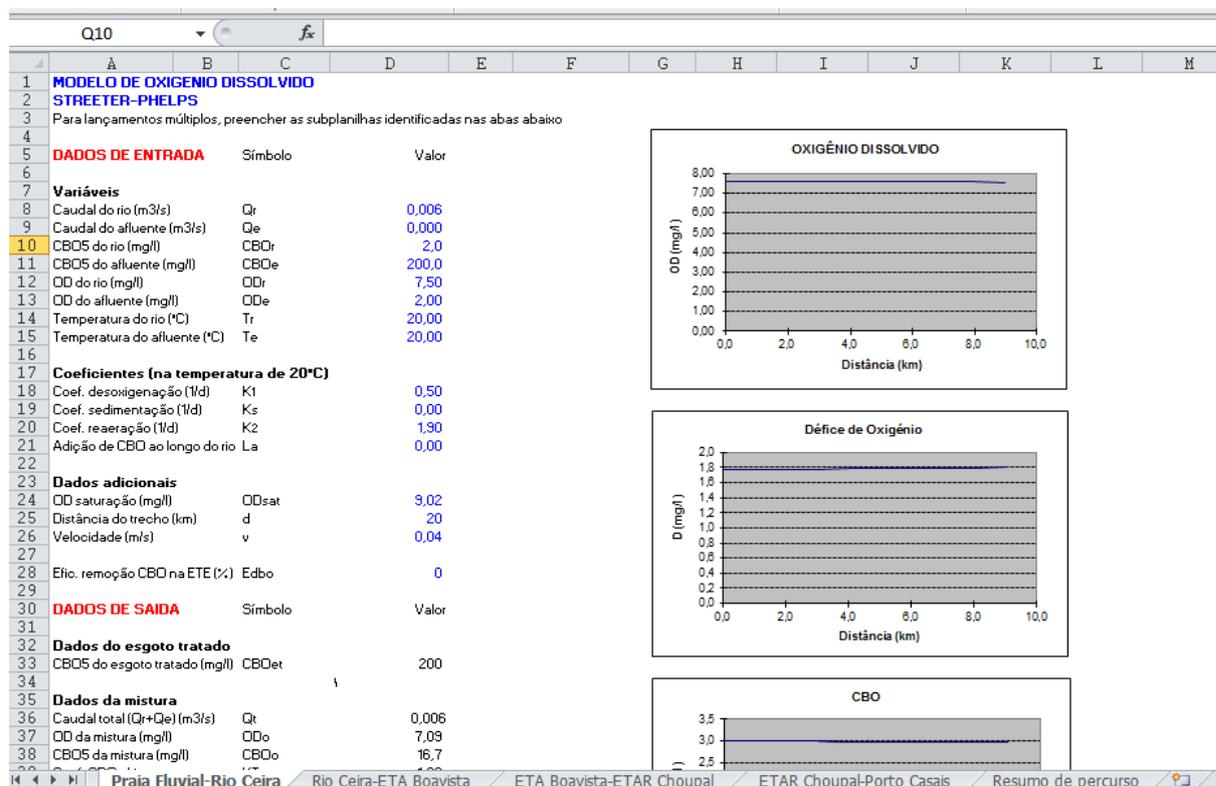


Figura 4.9 - Software formulado para a modelação da qualidade da água.

Como se observa na figura anterior, é necessário um conjunto de dados de entrada para se efetuar a modelação matemática. Esses dados, tanto do rio principal como dos afluentes, são o caudal, as concentrações de CBO<sub>5</sub> e OD, a temperatura, os coeficientes de desoxigenação, sedimentação, rearejamento, adição de CBO e são ainda necessárias algumas informações de cada trecho como o comprimento e a velocidade (Anexo B). O afluente neste software é definido como qualquer interferência/alteração observada no rio principal, como ETAR's, ETA's e rios secundários.

No caso particular das ETAR's e ETA's consideraram-se algumas simplificações. Estas infraestruturas são da responsabilidade da entidade Águas do Mondego, que após contacto

não forneceu os dados com as características das descargas que efetuam. Apesar disso, os caudais depositados/retirados no rio Mondego são disponibilizados no portal eletrónico da empresa, como demonstrado no Quadro 4.1 (Águas do Mondego, 2013).

Quadro 4.1 - Identificação das ETAR's, das ETA's e dos respetivos caudais.

<b>Identificação</b>	<b>Caudal (<math>m^3/s</math>)</b>
ETAR de Gondelim	0.000463
ETAR de Penacova	0.008738
ETA da Ronqueira	0.15
ETAR de Lorvão	0.003715
ETAR de Aveleira	0.001227
ETAR do Roxo	0.001331
ETAR de Caneira	0.000556
ETA da Boavista	1.5

As concentrações de  $CBO_5$  das descargas dos efluentes são assumidas como o valor máximo contemplado na legislação portuguesa (Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho), assumindo assim o valor de  $25\text{ mg/l}$ . Relativamente ao parâmetro de OD este foi considerado  $5\text{ mg/l}$ , visto ser o valor recomendado para a manutenção em boas condições de vida nos ecossistemas aquáticos. A temperatura da descarga assume-se igual à temperatura do rio, uma vez que o caudal é demasiado pequeno para criar alterações significativas. Uma limitação encontrada foi a identificação dos locais de emissão de descarga das ETAR's de Lorvão, Aveleira e Roxo. Considerou-se então que devido à proximidade entre as infraestruturas, fragmentou-se os troços 7, 8, 9, e 10 em comprimentos iguais.

O caudal do rio Mondego foi conseguido na página de internet do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos). Existe ao longo do rio várias estações hidrométricas que registam os diversos caudais ao longo do ano. Como o modelo apenas necessita dos dados iniciais, a estação utilizada foi a estação da Raiva escolhendo o caudal afluente mensal registado. No modelo utilizado é assumido que não existe qualquer perda de caudal senão aquele documentado ao longo dos troços, e assim são desprezadas perdas possíveis a níveis de águas utilizadas para regas, perdas por evaporação ou ganhos por precipitação. Os valores dos caudais estão no Quadro 4.2 (SNIRH, 2013).

Quadro 4.2 - Caudais das quatro estações do ano.

Estação do ano	Valor do caudal ( $m^3/s$ )
Inverno	105
Primavera	99.2
Verão	86
Outono	74.9

Para os rios Alva e Ceira não existe informação sobre caudais, apesar de existirem estações de monitorização estas encontram-se desativadas ou com problemas técnicos. Assim, houve a necessidade de assumir um caudal médio, fornecido pelo “Plano de bacia hidrográfica do rio Mondego”, de  $6 m^3/s$  para o rio Alva e de  $10 m^3/s$  para o rio Ceira. (Costa *et al.*, 2001)

Os valores das concentrações de  $CBO_5$ , OD e da temperatura foram conseguidos através da rede de monitorização implementada ao longo do rio Mondego, Alva e Ceira como é identificável na Figura 4.10.

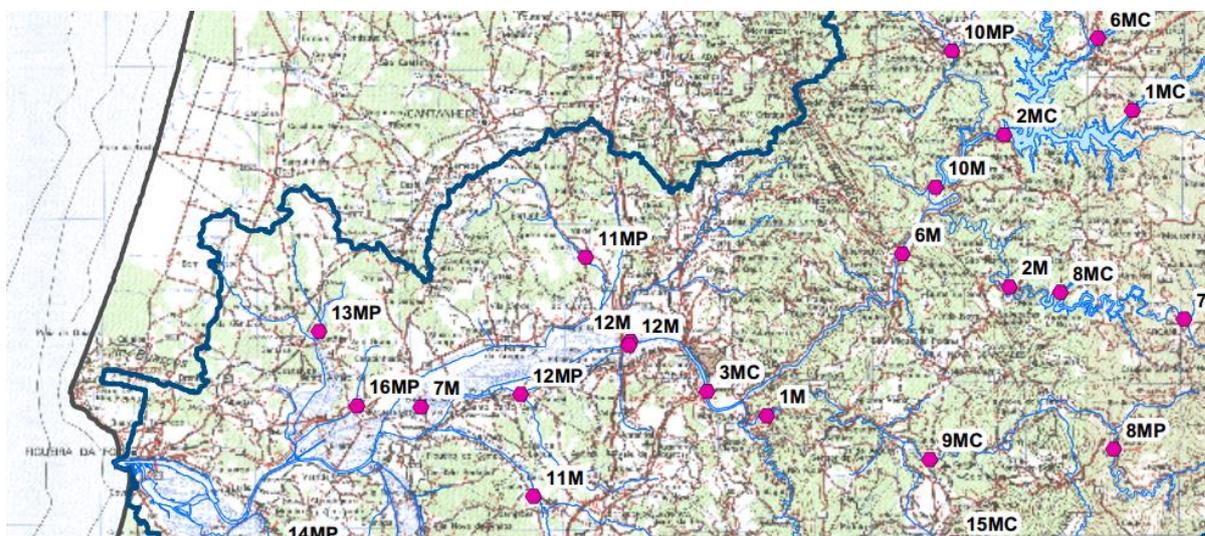


Figura 4.10 - Rede de monitorização da qualidade da água superficial do rio Mondego (INAG, 2004)

As estações utilizadas foram: 2MC - Albufeira da Aguieira, 10M - Açude da Raiva, 6M - Ponte de Penacova e 3MC - Açude de Coimbra. As amostras foram recolhidas sendo registada a hora, a temperatura da amostra e a temperatura ambiente, o pH, e ainda o método utilizado

para quantificação da concentração dos constituintes e suas incertezas associadas. Nos Quadros 4.3, 4.4, 4.5 e 4.6 são apresentados os valores utilizados. Devido à insuficiência de dados assumiram-se valores médios nos afluentes do rio Alva e do rio Ceira. Assim, considerou-se que a estação 2M e 1M identificadas na Figura 4.10 retratam genericamente os valores de mistura com o curso principal.

Quadro 4.3 - Valores da temperatura e das concentrações de CBO<sub>5</sub> e OD no mês de janeiro.

Ponto de colheita	Data e hora de colheita	Temperatura ambiente (°C)	Temperatura amostra (°C)	CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Oxigénio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /l)
<b>Açude Raiva (10M)</b>	09-01-2012 09:00	6	11	<3.0	10
<b>Ponte Penacova (6M)</b>	09-01-2012 09:20	1.8	8.2	<3.0	10
<b>Açude Coimbra (3MC)</b>	09-01-2012 09:55	9.3	8.4	<3.0	10
<b>Albufeira Agueira (2MC)</b>	16-01-2012 09:50	6.1	11.4	<3.0	8.1
<b>Ponte Mucela (2M)</b>	24-01-2012 -	5.6	8.2	<3.0	11
<b>Ponte Cabouco (1M)</b>	24-01-2012 -	7	7.5	<3.0	10

Quadro 4.4 - Valores da temperatura e das concentrações de CBO<sub>5</sub> e OD no mês de abril.

Ponto de colheita	Data e hora de colheita	Temperatura ambiente (°C)	Temperatura amostra (°C)	CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Oxigénio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /l)
<b>Açude Raiva (10M)</b>	02-04-2012 09:40	15.1	14	<3.0	9.8

<b>Ponte Penacova (6M)</b>	02-04-2012 10:00	14.9	13.3	<3.0	9.4
<b>Açude Coimbra (3MC)</b>	02-04-2012 10:33	15.2	16.5	<3.0	8.7
<b>Albufeira Aguieira (2MC)</b>	09-04-2012 10:05	11.8	14.3	<3.0	10
<b>Ponte Mucela (2M)</b>	18-04-2012 -	14.7	13	<3.0	8.3
<b>Ponte Cabouco (1M)</b>	18-04-2012 -	14.2	17	<3.0	7.4

Quadro 4.5 - Valores da temperatura e das concentrações de CBO<sub>5</sub> e OD no mês de julho.

<b>Ponto de colheita</b>	<b>Data e hora de colheita</b>	<b>Temperatura ambiente (°C)</b>	<b>Temperatura amostra (°C)</b>	<b>CBO<sub>5</sub> (mg O<sub>2</sub>/l)</b>	<b>Oxigénio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/l)</b>
<b>Açude Raiva (10M)</b>	23-07-2012 08:40	20.9	20.4	<3.0	7.2
<b>Ponte Penacova (6M)</b>	23-07-2012 09:10	19.8	18.7	<3.0	7.3
<b>Açude Coimbra (3MC)</b>	23-07-2012 09:50	23.7	21.5	<3.0	7.0
<b>Albufeira Aguieira (2MC)</b>	30-07-2012 09:23	18.2	24.0	<3.0	7.6
<b>Ponte Mucela (2M)</b>	30-07-2012 -	19.7	18.0	<3.0	7.5
<b>Ponte Cabouco (1M)</b>	30-07-2012 -	21.2	22.0	<3.0	7.6

Quadro 4.6 - Valores da temperatura e das concentrações de CBO<sub>5</sub> e OD no mês de setembro.

Ponto de colheita	Data e hora de colheita	Temperatura ambiente (°C)	Temperatura amostra (°C)	CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Oxigénio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /l)
Açude Raiva (10M)	17-09-2012 09:30	20.0	20.6	<3.0	5.5
Ponte Penacova (6M)	17-09-2012 09:45	21.9	20.3	<3.0	6.5
Açude Coimbra (3MC)	17-09-2012 10:20	21.4	20.9	<3.0	7.4
Albufeira Agueira (2MC)	24-09-2012 10:05	21.4	20.6	<3.0	4.3
Ponte Mucela (2M)	24-09-2012 -	20.3	18.0	<3.0	7.5
Ponte Cabouco (1M)	24-09-2012 -	22.0	21.0	<3.0	7.6

Os valores utilizados dos coeficientes de desoxigenação ( $k_1$ ) e de rearejamento ( $k_2$ ) constam na literatura existente. Os coeficientes de sedimentação e adição de CBO foram considerados zero, devido à fraca expressão que estes possuem no trecho estudado. Nos Quadros 4.7 e 4.8 são apresentados os valores padrão de  $k_1$  e  $k_2$ , onde foram escolhidos os valores iniciais para o começo da calibração (Antunes do Carmo, 2004).

Quadro 4.7 - Valores padrão do coeficiente de desoxigenação,  $k_1$  (adaptado de Antunes do Carmo, 2004).

Meio	Valores de $k_1$ , a 20 °C
Água residual não tratada	0.35-0.70
Água residual tratada	0.10-0.25
Rio contaminado	0.10-0.25

Quadro 4.8 - Valores padrão do coeficiente de rearejamento,  $k_2$  (adaptado de Antunes do Carmo, 2004).

Meio	Valores de $k_2$ , a 20 °C
Pequenas lagoas ou albufeiras	0.10-0.23
Rios com água calma e grandes lagos	0.23-0.35
Rios com velocidades baixas	0.35-0.46
Rios com velocidades médias	0.46-0.69
Rios com velocidades elevadas	0.69-1.15
Rios muito rápidos	>1.15

Estes valores serviram como ponto de partida na modelação mas posteriormente sofreram um ajuste através da calibração do modelo que será apresentado seguidamente.

A distância entre as diversas secções foi conseguida através de uma ferramenta para medição da distância disponibilizada pelo *Google Maps*, como exemplificado nas Figuras 4.11 e 4.12.

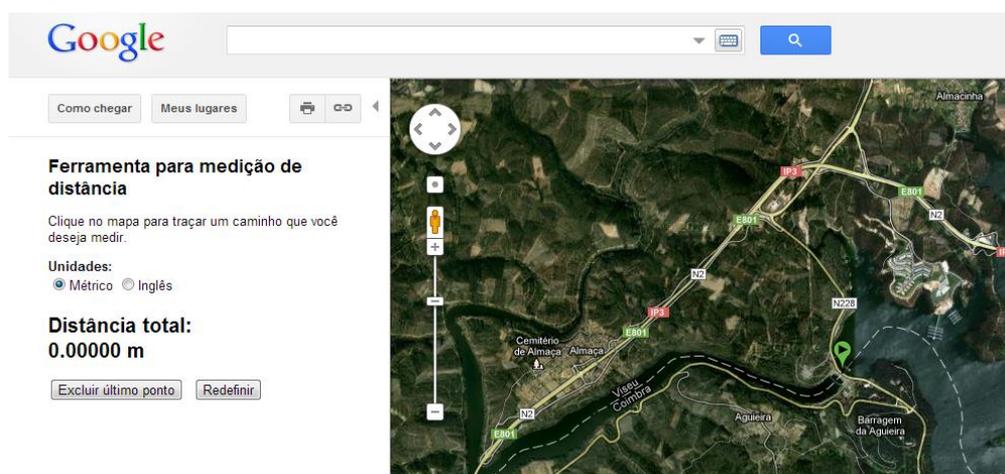


Figura 4.11 – Início da contabilização da distância em  $m$  entre as secções (Google maps, 2013).

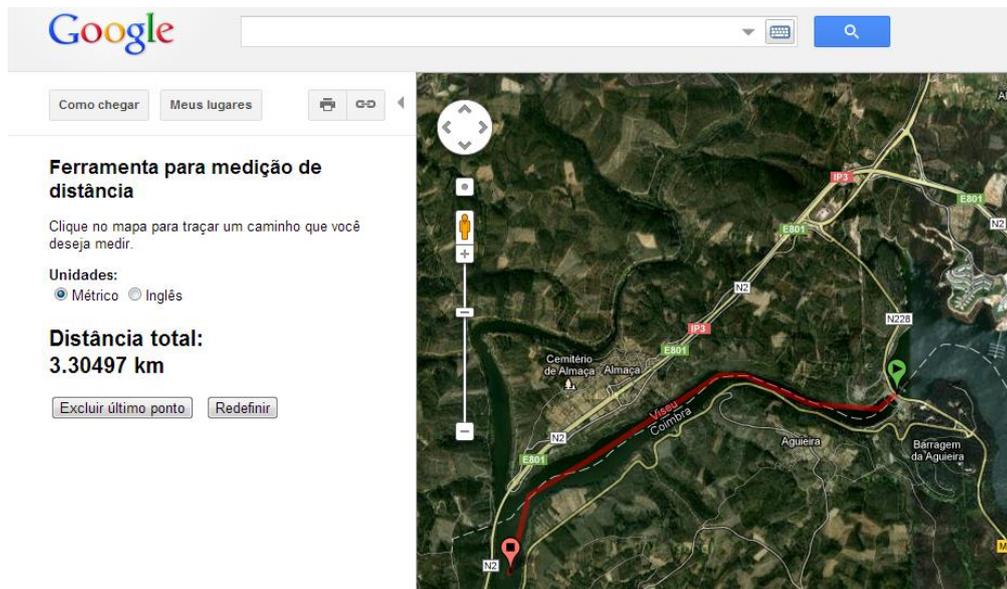


Figura 4.12 - Contabilização da distância em Km entre as secções (Google maps, 2013).

Os valores obtidos são apresentados no Quadro 4.9.

Quadro 4.9 - Comprimento em Km dos troços ao longo do trecho.

Troço	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Comprimento do troço (Km)	9.5	0.28	4.75	3.03	2.74	0.51	1.8	1.8	1.8	1.8	4.55	4.52	3.19	3.52

Para as velocidades dos trechos recorreu-se a valores aproximados, isto é, devido a inexistência de valores foram feitas medições *in situ* (altura da coluna de água e área de escoamento) que permitiram o cálculo da velocidade média do percurso.

Os locais de medições foram a ponte de Rebordosa e a ponte de Penacova, visto serem os pontos centrais do percurso estudado. Na ponte de Rebordosa realizaram-se nove medições ao longo dos 46 m de largura do rio. Os resultados obtidos foram: 1.40; 1.40; 3.20; 2.90; 2.60; 2.35; 1.50 e 1.45 m obtendo-se um valor médio de 2.22 m de profundidade na estação de verão. Na época de inverno estas medições sofrem um acréscimo de 1.5 m, verificado com marcas nos pilares de suporte da ponte (Figura 4.13) aumentando o valor médio de profundidade para 3.75 m.



Figura 4.13 – Pilares de suporte da ponte de Rebordosa com marcas de identificação do nível médio das águas durante as estações mais frias (Fotografia do autor, junho de 2013).

Na ponte de Penacova efetuaram-se 8 medições ao longo de 45 m da largura do curso. Os valores conseguidos foram: 2.60; 3.00; 2.90; 2.50; 2.40; 2.70; 2.20 e 2.10 m alcançando uma altura de coluna de água média de 2.55 m na estação de verão com uma adição de 1.30 m na época de inverno, levando a que a profundidade média do curso atinga 3.9 m.

Com os valores destes parâmetros, a velocidade média foi calculada através da seguinte equação:

$$\frac{Q_{rio}}{A_{secção}} = v_m \quad (34)$$

onde  $Q_{rio}$  representa o caudal do rio Mondego do local,  $A_{secção} = L \times h$  é a área da secção molhada, onde se assume que se trata de um canal retangular sendo  $L$  a largura do rio,  $h$  a altura da coluna de água e  $v_m$  a velocidade média pretendida.

De forma a comprovar a veracidade dos valores de  $v_m$  estes foram também calculados através da fórmula de Manning (35):

$$v_m = k \times R^{\frac{2}{3}} \times I^{\frac{1}{2}} \quad (35)$$

onde,  $k$  é o coeficiente de Manning,  $R = \text{Área da secção} / \text{Perímetro molhado}$  é o raio hidráulico e  $I$  é o declive do talvegue (leito do rio) na respetiva secção. O valor de declive utilizado foi calculado através de dados barométricos (Belo, 1992).

Os valores encontrados por ambas as metodologias encontram-se na Quadro 4.10.

Quadro 4.10 - Valores da velocidade nas pontes de Penacova e Rebordosa através da equação (34) e da fórmula de Manning (equação (35)).

Estação do ano	Caudal $\text{m}^3/\text{s}$	Fórmula (34)		Fórmula de Manning (35)	
		Ponte Penacova	Ponte Rebordosa	Ponte Penacova	Ponte Rebordosa
Inverno	111	0.606	0.617	1.327	1.327
Primavera	105.2	0.709	0.750	1.178	1.123
Verão	92	0.802	0.901	1.016	0.931
Outono	80.9	0.534	0.577	1.178	1.123

É possível verificar que as fórmulas levam a valores idênticos confirmando certezas nas medições em campo. Para o valor da velocidade média nos troços ser o mais realista possível realizou-se uma média entre os valores encontrados nas equações e posteriormente nos dois locais de medição. Estas velocidades médias foram consideradas representativas de todos os troços em estudo (Quadro 4.11).

Quadro 4.11 - Velocidades médias das épocas do ano no trecho.

Época do ano	Velocidade média dos troços
Inverno	0.969
Primavera	0.940
Verão	0.912
Outono	0.853

### 4.2.3. Calibração e validação do modelo

Os dados iniciais recolhidos foram introduzidos no *software* desenvolvido sendo realizada a calibração do modelo, que consiste em obter um bom ajuste entre os dados observados e estimados (calculados pelo modelo) através da variação dos coeficientes do modelo.

Von Sperling (2007) citado em Paz e Barbosa (2009) mostra que a calibração de um modelo pode ser realizada de duas formas: manualmente, variando os valores dos parâmetros de forma que a soma dos quadrados dos erros diminua, até que se obtenha um ajuste satisfatório, ou de forma automatizada, por meio de métodos de otimização que façam a procura entre possíveis valores dos coeficientes que conduzam à menor soma dos quadrados dos erros. Nesta investigação, a calibração escolhida foi a manual pois possibilita que, cada troço, possua os valores mais apropriados para  $k_1$  e  $k_2$ .

Os dados de entrada são inseridos nas colunas C e D da Figura 4.14. Sendo calculados o coeficiente de determinação de oxigénio dissolvido  $CD$  ( $OD$ ). Este é um dos indicadores estatísticos mais úteis do ajuste entre os dados estimados e os dados observados, sendo expresso por (36):

$$CD = 1 - \frac{\sum(Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum(Y_{obs} - Y_{obsmedio})^2} \quad (36)$$

Onde  $Y_{obs}$  é o valor observado,  $Y_{est}$  é o valor fornecido pela modelação e  $Y_{obsmedio}$  é a média dos valores observados. Os valores de  $CD$  podem variar entre  $-\infty$  e  $+1$ .  $CD$  igual a 1 indica um perfeito ajuste entre os dados observados e estimados (Paz e Barbosa, 2009).

	A	B	C	D	E
1					
2					
3					
4					
5					
6		Locais de Amostragem	OD obs (medido) mg/l	(ODobs-ODest)^2	
7		Raiva	9,8	0,055902105	
8					
9		Ponte de penacova	9,4	0,000147097	
10					
11		Açude de Coimbra	8,7	0,114113216	
12					
13					
14			9,3		
15					
16			soma de (Yobs - Yest)^2	0,170162417	
17			COD(OD)=	0,725544488	

Figura 4.14 - Ajuste de dados estimados e observados.

Assim, foi utilizada a maximização do valor de  $CD$ , no pressuposto de que fora encontrada uma otimização global. Este processo de maximização foi conseguido através do método de tentativa erro, ou seja, foram sendo experimentados valores diferentes nos coeficientes do modelo, até se atingir um  $CD$  considerado aceitável. Em simultâneo, os coeficientes eram ajustados calibrando assim o modelo.

A modelação usada como referência para efeitos de calibração foi a época de primavera, uma vez que é a época do ano mais amena, e por isso, a mais homogénea em comparação com as restantes. O valor atingido de  $CD$  foi de 0.75 e as constantes  $k_1 = 0.7 \text{ d}^{-1}$  e  $k_2 = 0.1 \text{ d}^{-1}$ . Pode-se afirmar que se atingiu um  $CD$  positivo, portanto será uma boa calibração, sendo verificável que os valores dos coeficientes não se enquadram nos valores normais apresentados anteriormente. O coeficiente de desoxigenação é demasiado elevado pois esse valor reporta para águas residuais não tratadas o que não se verifica no rio Mondego. Já o coeficiente de rearejamento é baixo mas aceitável, devido à forte influência da barragem da Agueira, Raiva e açude de Coimbra na área de estudo, através da formação de albufeiras. Estes valores foram considerados constantes ao longo dos trechos pois para melhorar a calibração havia necessidade de extremar ainda o desenquadramento que estes já possuem. Esta discrepância nos valores dos coeficientes pode derivar de erros de medições que influenciaram assim o resultado final.

A validação é utilizada como uma verificação do modelo já calibrado, empregando uma série de dados diferentes daquela utilizada na calibração (Oppa, 2007). Para este processo foram utilizados os dados da época de verão. Os resultados são exemplificados no Gráfico 4.11.

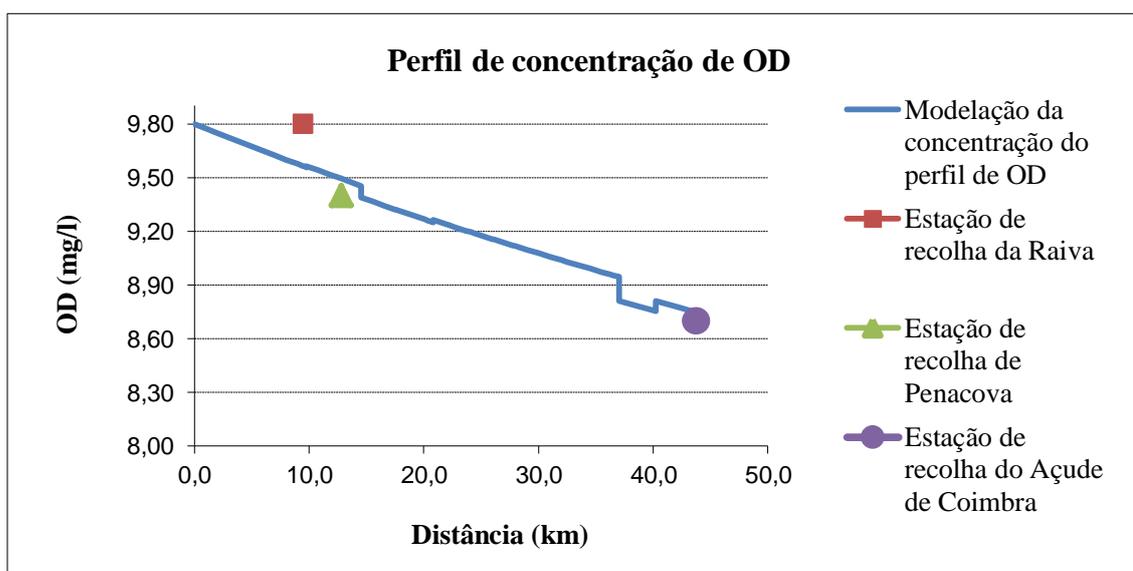


Gráfico 4.11 - Validação dos valores de concentração de OD na época de verão do ano 2012.

A validação mostrou-se satisfatória dado que os coeficientes de desoxigenação e rearejamento utilizados conseguem retratar de uma forma coerente os dados da época de primavera. É perceptível a proximidade entre os valores estimados e os reais, tendo a sua maior diferença na estação de recolha da Raiva com uma margem de erro de  $0.20 \text{ mg/l}$ .

#### 4.2.4. Modelação do trecho do rio Mondego

A modelação do trecho de estudo pode ser repartida em duas partes distintas. Numa primeira parte, a modelação da real situação em que se encontra o trecho nas quatro estações do ano, a nível de concentrações de  $\text{CBO}_5$  e OD. E numa segunda parte, a simulação de cenários hipotéticos criados para perceber a capacidade autorregeneradora do rio.

Nos Gráficos 4.12, 4.13, 4.14 e 4.15 sugerem, respetivamente, as modelações do perfil de OD representativas dos períodos de inverno, primavera, verão e outono.

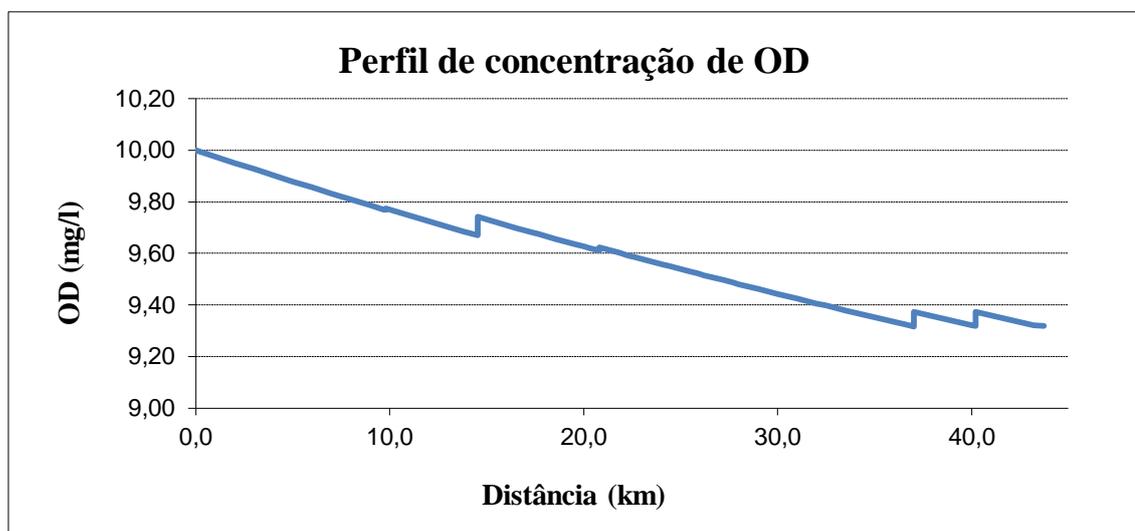


Gráfico 4.12 - Valores das concentrações de OD no inverno ao longo do trecho.

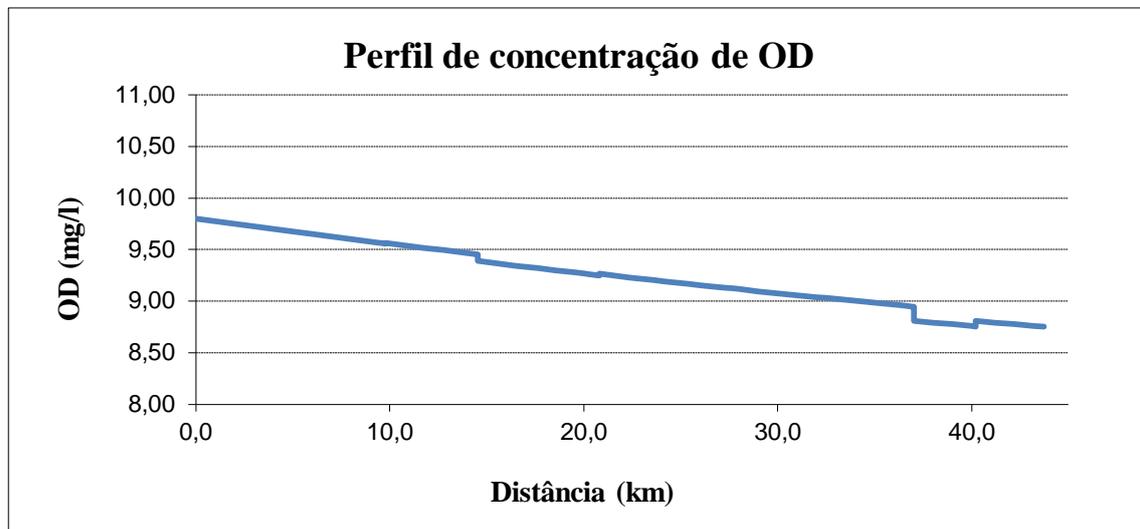


Gráfico 4.14 - Valores das concentrações de OD na primavera ao longo do trecho.

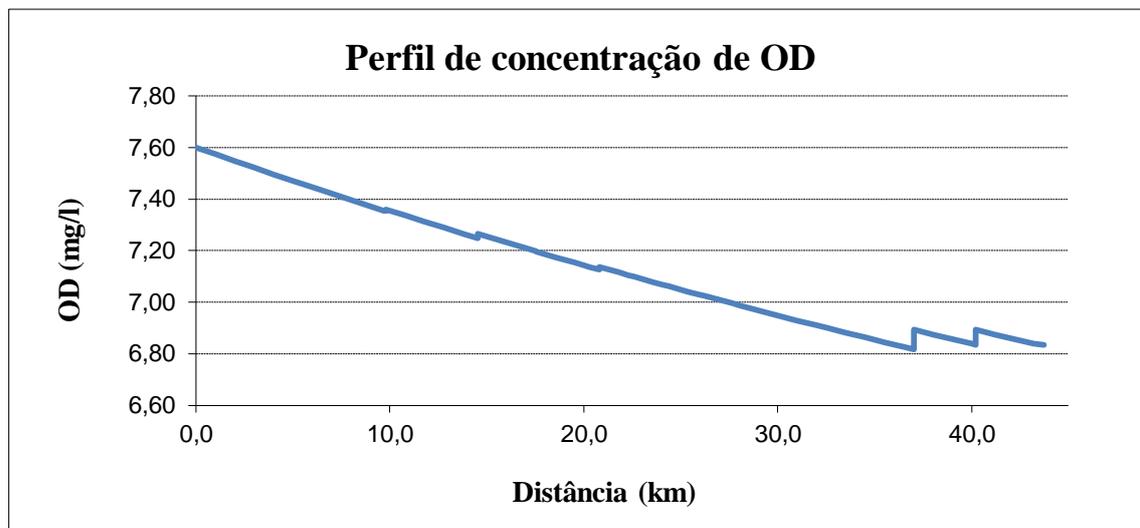


Gráfico 4.13 - Valores das concentrações de OD no verão ao longo do trecho.

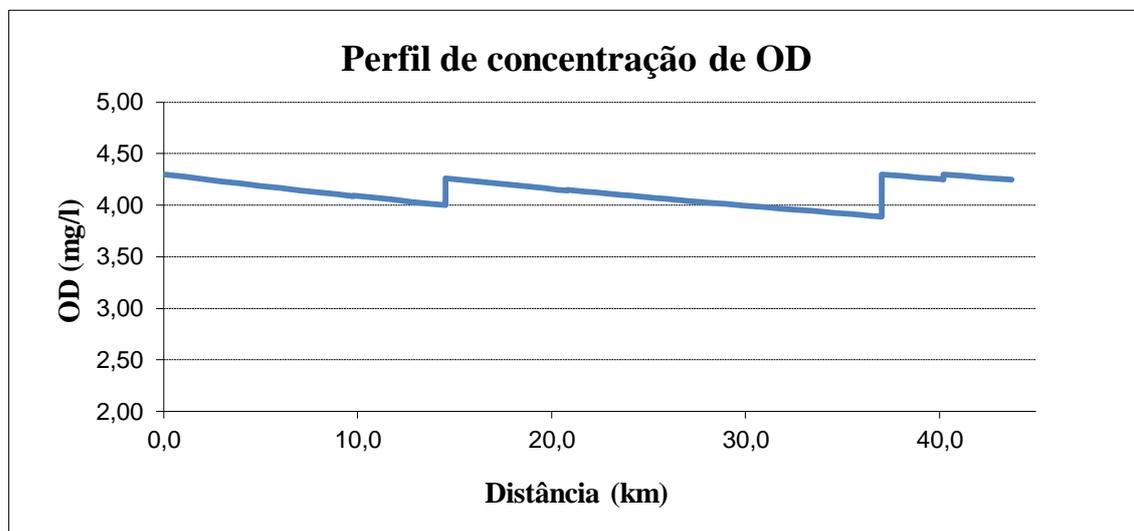


Gráfico 4.15 - Valores das concentrações de OD no outono ao longo do trecho.

Os Gráficos 4.12 e 4.13 apresentam as épocas de inverno e primavera e conseqüentemente maiores concentrações de OD. Era esperado este tipo de comportamento uma vez que nestes meses as temperaturas são mais amenas, tal como um aumento de caudal que torna o escoamento mais turbulento e a velocidade do rio aumenta; estes fatores facilitam a dissolvência do oxigénio atmosférico no meio aquático. Os rios Alva aos 13,8 km e Ceira aos 36,5 km são fatores importantes a considerar visto criarem perturbações visíveis na sua confluência com o rio Mondego. Na época de inverno o rio Alva após mistura com o rio Mondego faz aumentar a concentração de OD em cerca de 0,05 mg/l diminuído em cerca de 0,01 mg/l na primavera. O rio Ceira tem um comportamento semelhante apesar de na primavera a redução na concentração de OD seja de 0,1 mg/l. Registam-se valores máximos de concentração de OD de 10 mg/l no inverno e de 9,8 mg/l na primavera, e mínimos de 9,3 mg/l e de 8,7 mg/l nos mesmos períodos.

No Gráfico 4.14 os valores sofrem uma diminuição assinalável. Os máximos encontram-se próximos de 7,6 mg/l e os mínimos rondam os 6,8 mg/l. Sendo a época de verão era expectável esta diminuição devido ao aumento da temperatura, que reduz a capacidade de autodepuração do curso de água, para além de uma redução de caudal. O rio Alva cria uma perturbação mínima no rio já o Ceira mantém a influencia aumentando a concentração de OD em 0,06 mg/l.

O Gráfico 4.15 é representativo do outono. Os valores obtidos neste caso estão bastante desfasados dos valores observados. A existência de possíveis erros ao nível de medições pode

ser a justificação para tal disparidade. Observam-se valores mínimos de cerca de  $3,9 \text{ mg/l}$  e máximos de  $4,3 \text{ mg/l}$ . Sendo as medições relativas ao mês de setembro e como nessa altura ainda se verificam temperaturas elevadas com caudais mínimos é possível que a concentração de OD seja reduzida, tal como se verifica no Gráfico 4.15.

No Gráfico 16 é contemplada a concentração de  $\text{CBO}_5$ .

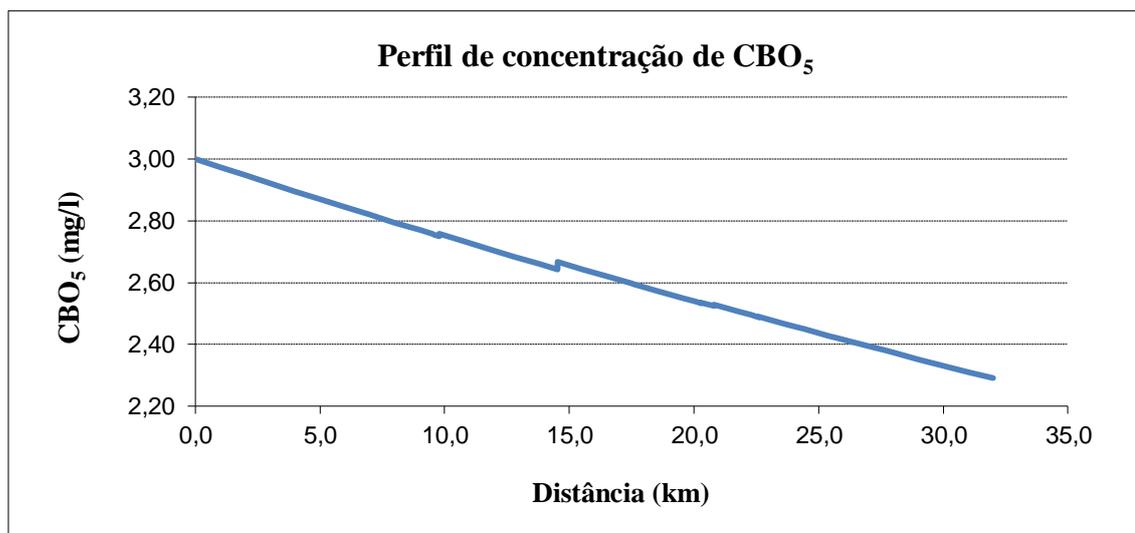


Gráfico 4.16 - Valores das concentrações de  $\text{CBO}_5$  ao longo do trecho.

O Gráfico 4.16 representa de forma genérica a evolução do  $\text{CBO}_5$  ao longo das quatro estações, ou seja, uma vez que as concentrações medidas são sempre inferiores a  $3 \text{ mg/l}$  não é possível perceber as nuances das diversas épocas. Assim a concentração de  $\text{CBO}_5$  encontra-se entre os valores de  $2,20 - 3 \text{ mg/l}$ .

As simulações continuaram com a modelação de cenários hipotéticos. Estes acontecimentos foram projetados apenas para o verão quando despontam os problemas com maior gravidade. As interferências consideradas são duas. A primeira é a anulação total das descargas efetuadas por fatores antrópicos. Esta simulação tem como objetivo perceber qual a influência das fontes de poluição não naturais (Gráficos 4.17 e 4.18).

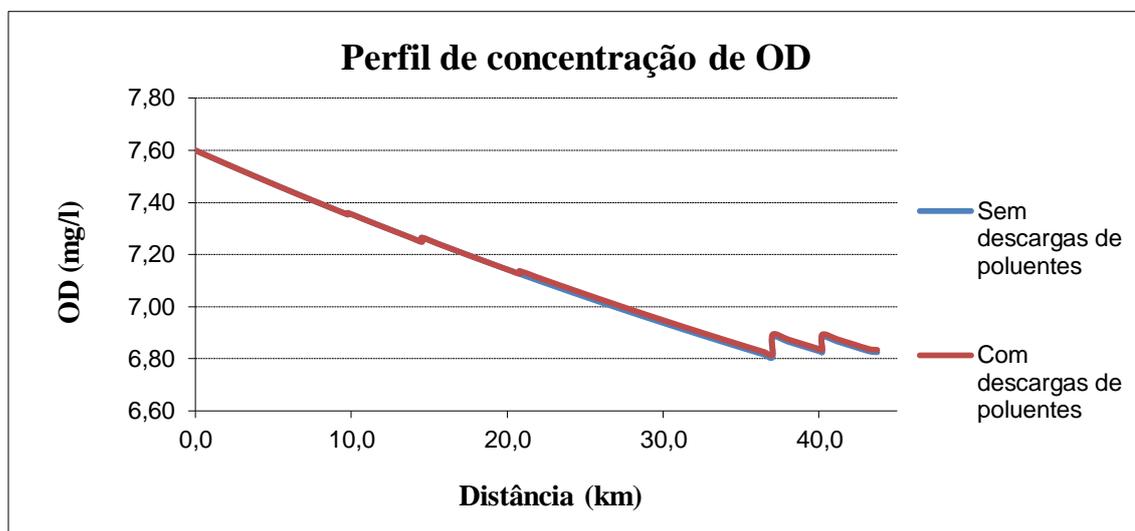


Gráfico 4.17 – Concentração de OD com e sem descargas de poluentes.

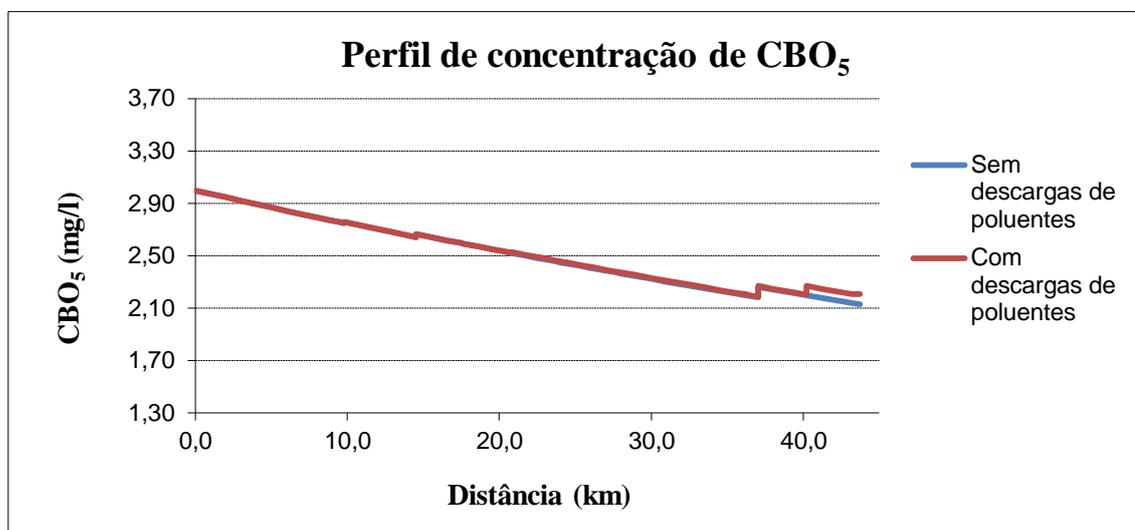


Gráfico 4.18 – Concentração de CBO<sub>5</sub> com e sem descargas de poluentes.

Os Gráficos 4.17 e 4.18 demonstram que as fontes poluentes (ETAR's e ETA's) já existentes não exercem uma pressão significativa. O perfil de concentrações do OD e de CBO<sub>5</sub> assumem praticamente os mesmos valores com e sem descargas de poluentes. Estes valores são os esperados, devido a diferença entre os caudais do rio Mondego e das ETAR's ao longo do

percurso. Como o caudal das fontes de poluição é muito reduzido este não influencia em nada a massa de água onde são descarregadas.

O segundo cenário prende-se com as influências dos afluentes Alva e Ceira. Na simulação real do curso de água são notórias as variações acentuadas que poderão ocorrer no rio Mondego a partir das confluências dos afluentes com o curso de água principal. Assim, foi feita uma simulação aumentando em  $3\text{ mg/l}$  a concentrações de  $\text{CBO}_5$  e reduzindo em  $3\text{ mg/l}$  a concentração de OD nos rios afluentes (Gráficos 4.19 e 4.20).

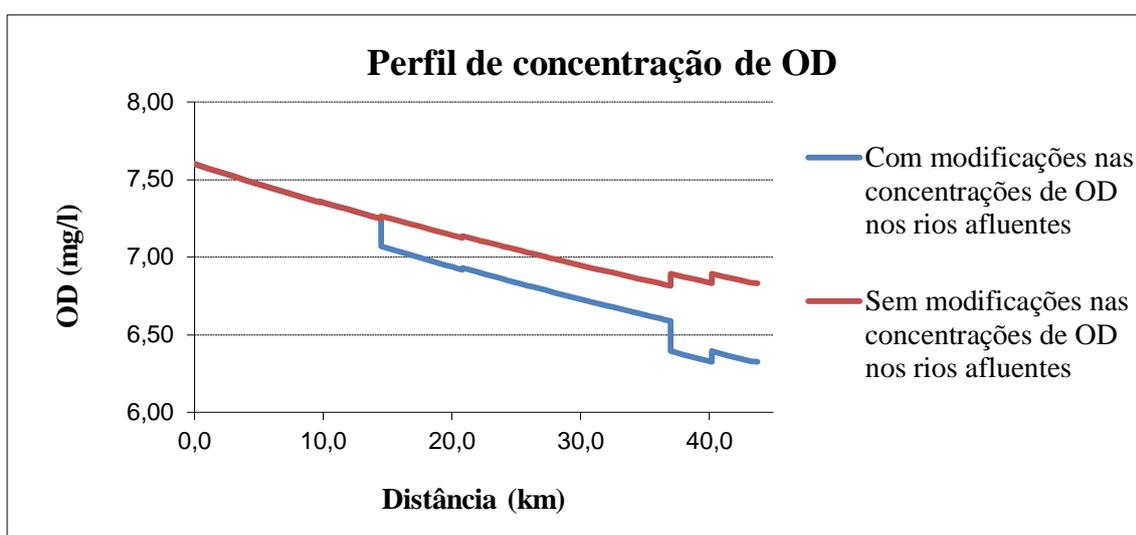


Gráfico 4.19 – Concentração de OD com e sem alteração da qualidade da água dos afluentes.

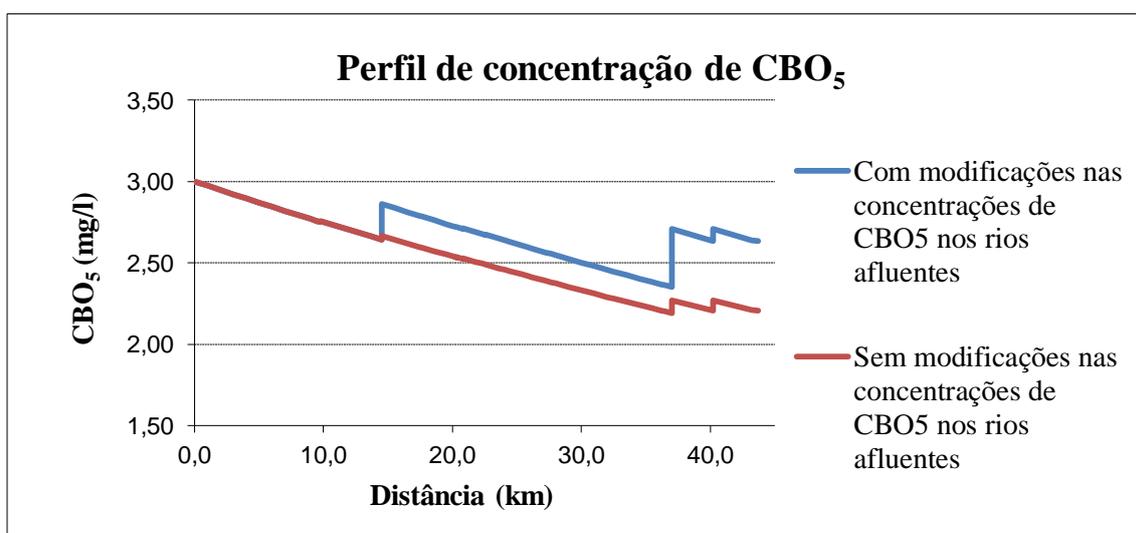


Gráfico 4.20 – Concentração de  $\text{CBO}_5$  com e sem alteração da qualidade da água dos afluentes.

Analisando os Gráficos 4.19 e 4.20 verifica-se que com aumentando em  $3\text{ mg/l}$  a concentrações de  $\text{CBO}_5$  e reduzindo em  $3\text{ mg/l}$  a concentração de OD nos rios afluentes pode-se conduzir a alterações significativas, com variações na ordem de  $0.50\text{ mg/l}$  de OD e de  $0.40\text{ mg/l}$  de  $\text{CBO}_5$ , no curso de água principal.

No gráfico 4.19 aos  $14\text{ km}$  é notório a afluência do rio Alva com a diminuição de  $0.20\text{ mg/l}$  de OD no rio Mondego bem como aos  $37\text{ km}$  a perturbação criada pelo rio Ceira com diminuição de  $0.20\text{ mg/l}$  na concentração de OD. Em comparação com estado atual verifica-se que estas modificações, no troço que contempla o rio Ceira pode ser influenciar em cerca de  $0.50\text{ mg/l}$  a concentração de OD.

O gráfico 4.20 demonstra novamente que com as modificações aplicadas existe um aumento  $0.25\text{ mg/l}$  da concentração de  $\text{CBO}_5$  derivadas ao rio Alva e de  $0.3\text{ mg/l}$  em relação ao Ceira. Em analogia com o estado real é possível perceber um aumento de  $1\text{ mg/l}$  na concentração de  $\text{CBO}_5$  no rio Mondego. É possível identificar no gráfico uma maior influência por parte do rio Ceira, isto deve-se, ao caudal de cada um. Pois o rio Alva possui um caudal de cerca de  $6\text{ m}^3/\text{s}$  e o Ceira de  $10\text{ m}^3/\text{s}$ .

---

## 5. CONCLUSÃO

A realização deste trabalho teve como principal objetivo a modelação da qualidade da água no trecho compreendido entre a barragem da Agueira e a ponte açude de Coimbra, tendo sido conseguida através do modelo matemático de Streeter-Phelps.

O modelo matemático de Streeter-Phelps é capaz de simular com coerência os parâmetros de CBO<sub>5</sub> e OD num trecho de estudo. Esta conclusão advém da comparação entre os dados obtidos com o modelo de Streeter-Phelps e os resultados de um modelo numérico que resolve as equações de Saint-Venant junto com duas equações de transporte para os constituintes CBO e OD. Pelos resultados obtido com o modelo numérico é conclusivo que o parâmetro de atrito não influencia significativamente os valores das concentrações dos poluentes. Já a consideração dos efeitos de difusão/dispersão, em conjunto com o parâmetro de atrito permite obter valores mais próximos da realidade.

O estudo da qualidade da água do rio Mondego não apresentou evidências de problemas graves de poluição ao nível de CBO<sub>5</sub> e OD. As modelações revelam que os parâmetros em estudo estão em conformidade com os objetivos de qualidade mínima de água superficiais (Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto). A água apresenta melhor índice de qualidade durante a época de inverno e apresenta piores valores durante as épocas de verão e outono. Na época de outono o OD apresenta mesmo valores ligeiramente abaixo dos valores mínimos recomendados (Anexo C), mas considerando que existe alguma incerteza na modelação desta época devido à inexistência de dados de toda a estação conclui-se que não existirá um problema real.

A simulação dos dois cenários em análise apontou como influentes os rios afluentes, e insignificante as descargas de poluentes ao longo do trecho. É de reter que se o rio Alva e o rio Ceira sofrerem aumentos significativos de níveis de poluição, esses acontecimentos refletir-se-ão no curso do Mondego. Assim, é necessária uma monitorização constante para regular estes dois cursos de água. A nível da pressão antrópica, esta deve ser mantida controlada pois o leito do rio já se encontra bastante modificado prejudicando os seus processos naturais.

Neste estudo foram encontradas algumas limitações. A existência de uma rede de monitorização desatualizada, várias estações desativadas ou com falhas técnicas e estações localizadas em zonas pouco importantes para o estudo foram as maiores limitações. Por outro

lado, a falta de informação capaz de caracterizar de forma pormenorizada as descargas das ETAR's. Estas falhas criaram dificuldades na calibração do modelo e conseqüentemente na modelação. Assim, existe a necessidade de novas investigações capazes de comprovar a veracidade dos resultados obtidos. Seria mais eficiente recorrer a diferentes modelos, servindo a comparação de resultados entre eles para entender qual o mais apropriado para estudos futuros.

Seria igualmente muito enriquecedor a percepção global da qualidade da água em todo o percurso do rio Mondego, sendo necessária a realização de mais simulações. Seria ainda interessante uma análise de sensibilidade dos coeficientes de desoxigenação e de rearejamento, bem como a interação entre outros constituintes de qualidade da água e análises das influências produzidas por diversos acontecimentos.

---

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Águas do Mondego, Grupo de Águas de Portugal. (2013). De [www.aguasdomondego.pt/](http://www.aguasdomondego.pt/): <http://www.aguasdomondego.pt/content/index.php?action=detailfo&rec=1956&t=Município-de-Penacova> (consultado em 3 de julho de 2013).
- Antunes do Carmo, J. (2004). *Modelação em Hidráulica Fluvial e Ambiente*. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra. ISBN 972-8704-28-3.
- Belo, J. (1992). Transporte do rio Mondego entre os açudes da Raiva e de Coimbra. Apresentação e caracterização da informação de base recolhida. 2.º Relatório, Relatório 184/92 - NHHF, LNEC, Lisboa.
- Bezerra, I., Mendonça, L. e Frischkorn, H. (2008). Self-depuration in watercourses: a program for Streeter Phelps modeling with automatic calibration and correction for anaerobic conditions. 61 (2), pp. 249-255.
- Chapra, S. (1997). *Surface water-quality modeling*. The McGraw-Hill Companies, Inc., ISBN 0-07-011364-5.
- Chaudhury, R., Sobrinho, J., Wright, R. e Sreenivas, M. (1998). Dissolved oxygen modeling of the Blackstone river (Northeastern United States). *Perganom*, 32, n.º 8, pp. 2400,2412.
- Coelho, P. (2009). *Modelação matemática de qualidade da água em sistemas albufeira-rio*. Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa.
- Costa, J., Cardoso, A., Silva, J. e Rocha, R. (2001). Relatório do plano de bacia hidrográfica de rio Mondego. Administração Regional Hidrográfica do Centro.
- Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho. "Recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático". *Diário da república*, I Série - A, n.º 139. Ministério do Ambiente, pp. 3676-3722.
- Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto. "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". *Diário da República*, I Série - A, n.º 176. Ministério do Ambiente, pp. 2959-2966.
- Decreto Regulamentar n.º 9/2002, de 1 de março. "Aprova o plano de bacia hidrográfica do Mondego". *Diário da República*, I Série - B, n.º 51. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, pp. 1695-1745.

- 
- Drolc, A. e Koncan, J. (1996). Water quality modelling of the river Sava, Slovenia. *Pergamon*, 30, n.º 11, pp. 2587-2592.
- Fan, C., Wang, W.-S. e Liao, M.-C. (2007). Impact of tidal effects on water quality simulation of rivers running through urban area – a case study in northern Taiwan. *ISEIS - International Society for Environmental Information Sciences*, 5 (ISEIS Publication Series Number P002), pp. 409-414.
- Google maps, (2013). De [www.maps.google.pt](http://www.maps.google.pt) (consultado em 30 de abril de 2013).
- INAG, (2004). De [www.inag.pt:http://www.inag.pt/inag2004/port/r\\_externas/ue/ag\\_res\\_urb/aguas\\_res\\_urb.html](http://www.inag.pt:8080/inag2004/port/r_externas/ue/ag_res_urb/aguas_res_urb.html) (consultado em 22 de março de 2013).
- Kannel, P., Lee, S., Lee, Y., Kanel, S. e Pelletier, G. (2007). Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. *Elsevier*, 202, pp. 503–517.
- Larentis, D. (2004). Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistemas taquari-antas-rs. Dissertação de Mestrado em Engenharia, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Lima, J. (2010). Modelação matemática da qualidade da água do rio Minho internacional. Dissertação de Mestrado na Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Oppa, L. (2007). Utilização de modelo matemático e qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.
- Paliwal, R. e Sharma, P. (2007). Application of QUAL2E for the river Yamuna: to assess the impact of pointloads and to recommend measures to improve water quality of the river.
- Palmieri, V. e Carvalho, R. (2006). QUAL2E model for the Corumbataí River. *Elsevier*, 198, pp. 269–275.
- Park, S. e Lee, Y. (2012). A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Elsevier*, 152, pp. 65-75.
- Paz, D. e Barbosa, I. (2009). Modelagem matemática da qualidade da água no rio Capibaribe, Pernambuco. VI Congresso de Iniciação Científica do IFPE. Pernambuco: Instituto Federal da Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco.
- SNIRH;. (2013). De [www.snirh.pt](http://www.snirh.pt) (consultado em 3 de julho de 2013).

- Teles, R. e Silveira, A. (2006). “Autodepuração de escoamentos naturais de água” Estudo de caso: de modelagem matemática em um trecho do Ribeirão Preto, Ribeirão Preto-SP. XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta del Este - Uruguai, de 26 a 30 de novembro).
- Trevisan, A. (2011). Estudos e modelagem da qualidade da água do rio Papaquara. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.
- Von Sperling, M. (2007). Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. UMFG, ISBN 8588556072.
- Wagenschein, D. e Rode, M. (2008). Modelling the impact of river morphology on nitrogen retention - A case study of the Weisse Elster River (Germany). Elsevier, 211, pp. 224–232.
- Wright, R. (1987). Development of a one-dimensional water quality model for the Blackstone river, Part 2: Mathematical Modeling. Narragansett Bay Project, University of Rhode Island, Kingston, RI.
- Zuntini, A., Arantes, E. e Rodrigues, C. (2012). Determinação do perfil de oxigênio e da progressão temporal de oxidação da matéria orgânica do rio do campo utilizando a modelagem de Streeter-Phelps. SICITE XVII - Seminário de iniciação científica e tecnológica da UTFPR.

## ANEXOS

### Anexo A

Dados de entrada para o modelo de Saint-Venant e para a solução analítica de Streeter-Phelps com fins comparativos.

	Gráficos sem atrito	Gráficos com atrito	Gráficos com difusão/dispersão	Modelo de Streeter-Phelps
<b>Distância do trecho, <math>km</math></b>	20	20	20	20
<b>Caudal do rio, <math>m^3/s</math></b>	5.787	5.787	5.787	5.787
<b>Caudal do afluente, <math>m^3/s</math></b>	0.463	0.463	0.463	0.463
<b>Valor da constante de atrito</b>	0	0.015	0.015	-
<b>Difusão (se contempla ou não)</b>	Não	Não	Sim	-
<b>Coefficiente de desoxigenação, <math>k_1, d^{-1}</math></b>	0.764	0.764	0.764	0.764
<b>Coefficiente de rearejamento, <math>k_2, d^{-1}</math></b>	1.842	1.842	1.842	1.842
<b>Coefficiente de sedimentação, <math>k_s, d^{-1}</math></b>	0	0	0	0
<b>Adição de CBO, <math>L_a</math></b>	0	0	0	0
<b>Temperatura do rio, <math>^{\circ}C</math></b>	20.59	20.59	20.59	20.59
<b>Temperatura do afluente, <math>^{\circ}C</math></b>	20	20	20	20
<b>Concentração de CBO do rio, <math>mg/l</math></b>	2	2	2	2
<b>Concentração de CBO do afluente, <math>mg/l</math></b>	200	200	200	200
<b>Concentração de OD do rio, <math>mg/l</math></b>	7.5	7.5	7.5	7.5
<b>Concentração de OD do afluente, <math>mg/l</math></b>	2	2	2	2

**Anexo B**

Exemplificação da época de verão (considerada a mais relevante do estudo) dos dados inseridos por cada troço.

	Troço 1	Troço 2	Troço 3	Troço 4	Troço 5	Troço 6	Troço 7	Troço 8	Troço 9	Troço 10	Troço 11	Troço 12	Troço 13	Troço 14
<b>Caudal do rio, <math>m^3/s</math></b>	86.0	86.0	86.0	86.0	92.0	92.0	92.0	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	100.5
<b>Caudal do afluente, <math>m^3/s</math></b>	-	-	0.00046	6.0 (rio Alva)	-	0.009	-0.15	0.004	0.001	0.001	0.001	-	10 (rio Ceira)	-1.500
<b>CBO<sub>5</sub> do rio, <math>mg/l</math></b>	3.0	2.8	2.8	2.6	2.6	2.5	2.5	2.5	2.4	2.4	2.4	2.3	2.2	2.2
<b>CBO<sub>5</sub> do afluente, <math>mg/l</math></b>	-	-	25	3	-	25	2.5	25	25	25	25	-	3	2.2
<b>OD do rio, <math>mg/l</math></b>	7.60	7.36	7.36	7.25	7.20	7.14	7.13	7.09	7.05	7.01	6.98	6.89	6.81	6.83
<b>OD do afluente, <math>mg/l</math></b>	-	-	5	7.50	-	5	7.13	5	5	5	5	-	7.60	6.83
<b>Temperatura do rio, °C</b>	24.00	24.00	24.00	24.00	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	23.45
<b>Temperatura do afluente, °C</b>	-	-	24.00	18.00	-	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	23.61	22.00	23.45
<b>Coefficiente desoxigenação, <math>d^{-1}</math></b>	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70

---

<b>Coefficiente sedimentação, <math>d^{-1}</math></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Coefficiente rearejamento <math>d^{-1}</math></b>	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
<b>Adição de CBO ao longo do rio</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>OD saturação, <math>mg/l</math></b>	8.33	8.33	8.33	8.40	8.40	8.40	8.40	8.40	8.40	8.40	8.40	8.40	8.42	8.42
<b>Distância do trecho, <math>km</math></b>	9.5	0.282	4,75	3,03	2.74	0.51	1.8	1.8	1.8	1.8	4.55	4.52	3.19	3.52
<b>Velocidade, <math>m/s</math></b>	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912	0.912

---

## Anexo C

Objetivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais.

Parâmetros	Expressão dos resultados	VMA
<i>pH</i> .....	Escala de Sorensen	5.0-9.0
Temperatura .....	°C	30
Varição da temperatura .....	°C	3
Oxigénio dissolvido .....	% de saturação	50
CBO <sub>5</sub> .....	O <sub>2</sub> mg/l	5
Azoto amoniacal .....	N mg/l	1
Fósforo total .....	P mg/l	1
Cloretos .....	Cl mg/l	250
Sulfatos .....	SO <sub>4</sub> mg/l	250
Clorofenóis .....	µg/l, por composto	100
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares .....	µg/l	100
Substâncias tensoactivas aniónicas .....	mg/l	0.5
<b>Pesticidas:</b>		
Total .....	µg/l	2.5
Por substância individualizada .....	µg/l	0.5
Bifenilospoliclorados (PCB) .....	µg/l	20
Azoto Kjeldhal .....	N mg/l	2
Cianetos totais .....	CN mg/l	0.05
Arsénio total .....	As mg/l	0.1
Cádmio total .....	Cd mg/l	0.01
Chumbo total .....	Pb mg/l	0.05
Crómio total .....	Cr mg/l	0.05
Cobre total .....	Cu mg/l	0.1
Mercúrio total .....	Hg mg/l	0.001
Níquel total .....	Ni mg/l	0.05
Zinco total .....	Zn mg/l	0.5