



## 2. ÁREA DE ESTUDO

O rio Ferreira desenvolve-se ao longo de, aproximadamente, 43 km, possui um módulo de 5,17 m<sup>3</sup>/s e uma inclinação média de 0,89 %. O rio nasce em Paços de Ferreira e tem por principais afluentes os rios Eiriz e Carvalhosa, desaguando no rio Sousa, no concelho de Gondomar. A sua bacia hidrográfica apresenta a área de 184 km<sup>2</sup> e o perímetro de 83 km. Na área da bacia hidrográfica do rio Ferreira residem cerca de 200 mil habitantes e existem dois sistemas de tratamento de águas residuais (ETAR), um no concelho de Paços de Ferreira e outro em Valongo. A Figura 1 apresenta a bacia hidrográfica do rio Ferreira, assim como os pontos de amostragem de água para efeitos de calibração do modelo.

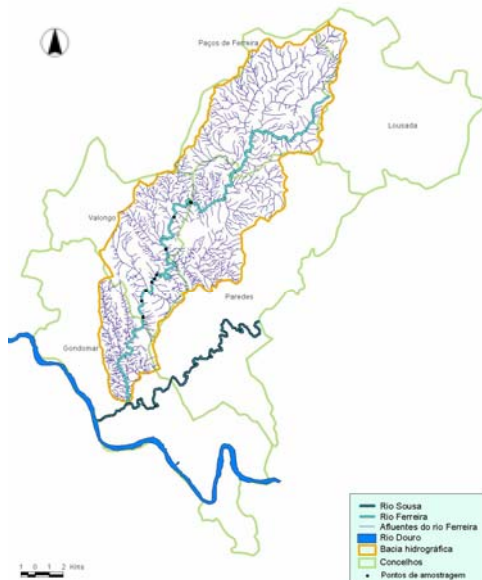


Figura 1 – Bacia hidrográfica do rio Ferreira.

## 3. METODOLOGIA

A execução do presente trabalho seguiu o esquema metodológico apresentado na Figura 2, de modo a cumprir os objectivos propostos

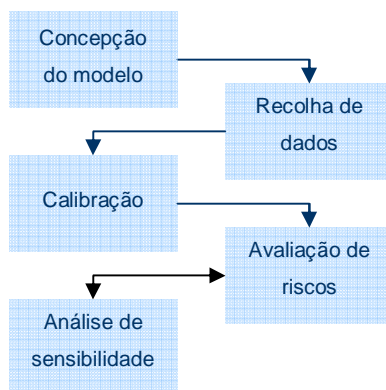


Figura 2 – Esquema metodológico do RIFERMAQ.

### 3.1. Plano de amostragem, análises físico-químicas e medição de caudais

Os dados de qualidade da água utilizados no presente trabalho foram os referenciados em MONTEIRO (2005) e os obtidos nas duas campanhas específicas levada a cabo em 15 e 24 de Novembro de 2005. As análises físico-químicas foram efectuadas conforme preceituado no Standard

Methods (1989), mais concretamente a Carência Química de Oxigénio (CQO) por uma digestão a 150 °C seguida de titulação e os nitritos, nitratos, azoto amoniacal e ortofosfatos por espectrofotometria de UV/VIS. A recolha das amostras foi efectuada em frascos de vidro e de plástico, previamente lavados com uma solução ácida e enxaguados em água ultra pura. A determinação da temperatura e do oxigénio dissolvido foi efectuada através do medidor portátil Oxi 330i (WTW), equipado com um sensor CelloX 325 (WTW).

Na determinação dos caudais instantâneos, utilizou-se um caudalímetro modelo PCM Pro (NIVUS), baseado numa medição de velocidade por um sistema ultrasónico com precisão de  $\pm 5$  mm/s. O caudal médio do rio Ferreira nesse período foi 0,62 m<sup>3</sup>/s, valor determinado pela média dos caudais instantâneos. Em termos de registo de caudais mensais, considerou-se uma série cronológica de 25 anos (1960 a 1985) apresentada por MONTEIRO (2005). A partir desta série calcularam-se os valores médios, máximos e mínimos mensais sendo que, de forma simplificada, se considerou o valor de caudais médios mensais como representativos do “ano normal”, os caudais máximos mensais como o “ano de cheia” e os caudais mínimos mensais traduzindo o “ano seco”. No que concerne à descarga da ETAR de Valongo, considerou-se um caudal médio de 110 l/s, valor obtido a partir do escoamento anual apresentado no *website* do INAG (<http://insaar.inag.pt>, Novembro de 2005). Aquele caudal é um pouco menor do que o referenciado para o dimensionamento da ETAR de Paços de Ferreira, 121-142 l/s (MONTEIRO, 2005).

### 3.2. Modelação com AQUASIM

A plataforma AQUASIM, REICHERT (1994), é um instrumento numérico de simulação ambiental permitindo identificar, testar virtualmente e analisar dados de sistemas aquáticos, naturais ou artificializados. O AQUASIM tem sido utilizado para a modelação de águas interiores com disfunções ambientais, RODRIGUES *et al.* (2006), sistemas de tratamento de águas residuais, NOGUEIRA *et al.* (2005), e contaminação de solos, MARTINS *et al.* (2005). O modelo consiste na definição de um sistema de equações diferenciais parciais e/ou ordinárias que, de forma determinística, descrevem as interacções das variáveis de estado do sistema aquático. As equações diferenciais para o fluxo de água e transporte das substâncias são seleccionadas pela escolha do compartimento, sendo a descrição dos processos biogeoquímicos caracterizada por uma estrutura aberta. O AQUASIM disponibiliza um procedimento de análise de sensibilidade sendo passível de simular condições transientes, SHANAHAN *et al.* (1998).

#### Descrição geral

O compartimento AQUASIM dedicado aos meios lóticos descreve o escoamento, transporte e transformação de substâncias (contaminantes, nutrientes, etc.). O comportamento hidráulico é equacionado com base numa aproximação cinemática e difusiva baseada nas equações de St.Venant, para o fluxo em canal aberto, e o transporte e os processos são calculados por um conjunto de equações de convecção-dispersão-reacção (Equação 1).

$$\frac{\partial(AC_i)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(QC_i) + \frac{\partial}{\partial x}\left(AE \frac{\partial C_i}{\partial x}\right) + Ar_{Ci} \quad (1)$$

sendo  $A$  (m<sup>2</sup>) a secção,  $Q$  (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) o caudal,  $C_i$ (g.m<sup>-3</sup>) a concentração da substância  $i$ ,  $E$  o coeficiente de dispersão longitudinal e  $r_{Ci}$  (s<sup>-1</sup>) a taxa de reacção.

#### Desenvolvimento

O presente modelo biogeoquímico foi denominado por RIFERMAQ (RioFERreiraModeloAQquasim) e teve como plataforma conceptual o River Water Quality Model nº1 – RWQM1, REICHERT *et al.*

(2001), composto por 23 processos e por 24 componentes. No caso em estudo, omitiram-se, nesta fase, alguns processos do RWQM1, procurando evitar aplicações desnecessariamente complexas e não-identificáveis. Neste sentido, os processos considerados foram os seguintes: crescimento aeróbio de bactérias heterotróficas utilizando  $\text{NH}_4^+$  e o  $\text{NO}_3^-$ ; respiração endógena aeróbia de bactérias heterotróficas; crescimento anóxico de bactérias heterotróficas utilizando  $\text{NO}_3^-$  e o  $\text{NO}_2^-$ ; respiração endógena anóxica de bactérias heterotróficas; crescimento de bactérias nitrificantes do 1º e 2º estágio; respiração endógena aeróbia de bactérias nitrificantes do 1º e 2º estágio; crescimento de algas com  $\text{NH}_4^+$  e com  $\text{NO}_3^-$ ; respiração endógena aeróbia de algas; morte de algas; hidrólise e rearejamento. Esta simplificação é efectuada à custa da eliminação do impacte dos organismos consumidores, da variação do pH e da adsorção/desorção do fósforo, julgando-se este procedimento admissível porque, no caso presente, os valores do pH não sofrem variações significativas e o fósforo não é o nutriente limitante, acresce o facto da actividade ou a disponibilidade dos consumidores não aparentar serem relevantes. A determinação da constante de rearejamento -  $K_{2,02} \text{ (d}^{-1}\text{)}$  foi efectuada com recurso à Equação 2, REICHERT (1994).

$$86400 \cdot Cr \cdot v \cdot Sf \quad (2)$$

em que  $Cr$  é o coeficiente de rearejamento ( $\text{m}^{-1}$ );  $v$  a velocidade da água ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ) e  $Sf$  é o factor de atrito.

O RIFERMAQ foi aplicado a um troço principal com início no limite do concelho de Valongo com o concelho de Paredes e término no limite do concelho de Valongo com o concelho de Gondomar, com uma extensão de, aproximadamente, 17,60 km, tendo sido integrada a descarga de águas residuais proveniente da ETAR de Valongo. Os valores determinados no ponto inicial da modelação são apresentados na Tabela 1, sendo que uma das variáveis iniciais necessárias, a quantidade de matéria orgânica biodegradável, foi, por incertezas nessa determinação, substituída pela  $\text{CQO}_{\text{solúvel}}$ .

Tabela 1 – Variáveis de entrada experimentais

Descrição	Unidades	Valor
pH	-	6,85
Caudal	$\text{m}^3/\text{s}$	0,62
Concentração de fósforo	$\text{gP}/\text{m}^3$	0,53
Concentração de azoto amoniacal	$\text{gN}/\text{m}^3$	6,38
Concentração de nitrito	$\text{gN}/\text{m}^3$	0,08
Concentração de nitrato	$\text{gN}/\text{m}^3$	3,58
Concentração de oxigénio dissolvido	$\text{gO}/\text{m}^3$	8,65
Concentração de substâncias orgânicas dissolvidas	$\text{gCQO}_{\text{sol}}/\text{m}^3$	9
Temperatura máxima da água	$^{\circ}\text{C}$	11,50
Temperatura mínima da água	$^{\circ}\text{C}$	10,50
Concentração de matéria orgânica à saída da ETAR	$\text{gCQO}_{\text{sol}}/\text{m}^3$	80
Concentração de ortofosfatos à saída da ETAR	$\text{gP}/\text{m}^3$	3
Concentração de N-amoniacal à saída da ETAR	$\text{gN}/\text{m}^3$	40

### Calibração

Por razões de homogeneidade interna de dados, a calibração do RIFERMAQ foi efectuada com os resultados das campanhas de amostragem efectuadas em Novembro de 2005. Considerando a variabilidade dos dados experimentais, entendeu-se que as concentrações descarregadas para o rio pela ETAR seriam aquelas que permitiriam o melhor ajuste dos resultados da simulação aos valores obtidos experimentalmente. Julga-se que este pressuposto é adequado como primeira aproximação, sem prejuízo de ser, posteriormente, afinado.

### 3.3. Análise de sensibilidade

A análise da sensibilidade combina tarefas da análise da identificabilidade e da análise da incerteza. O objectivo da análise da identificabilidade é verificar se os parâmetros do modelo podem ser determinados com os dados disponíveis e estimar a incerteza, através da estimativa de erros-padrão e de coeficientes de correlação. A Equação 3 mede a variação absoluta em  $y$  de uma variação de 100 % em  $p$ , sendo as variações calculadas por uma aproximação linear.

$$\delta_{y,p}^{a,r} = p \frac{\partial y}{\partial p} \quad (3)$$

$y$  é uma variável arbitrária calculada pelo AQUASIM e  $p$  é um parâmetro do modelo. A sensibilidade absoluta-relativa (Equação 3), não depende das unidades, tornando possível efectuar comparações quantitativas do efeito de diferentes parâmetros  $p$  numa variável  $y$  comum. No caso do presente estudo, optou-se por se efectuar a análise de sensibilidade à concentração de oxigénio dissolvido. Assim, estudaram-se as variações provocadas na concentração de oxigénio dissolvido pela variação em  $\pm 100\%$  do valor do coeficiente de rearejamento,  $C_r$ .

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Calibração

As Figuras 3 e 4 apresentam, para a extensão em estudo do rio Ferreira, os dados experimentais disponíveis e os perfis simulados pelo RIFERMAQ para a concentração de matéria orgânica ( $CQO_{solúvel}$ ), concentração de oxigénio dissolvido (OD), nitrato ( $NO_3$ ), nitrito ( $NO_2$ ), azoto amoniacal ( $NH_4^+$ ).

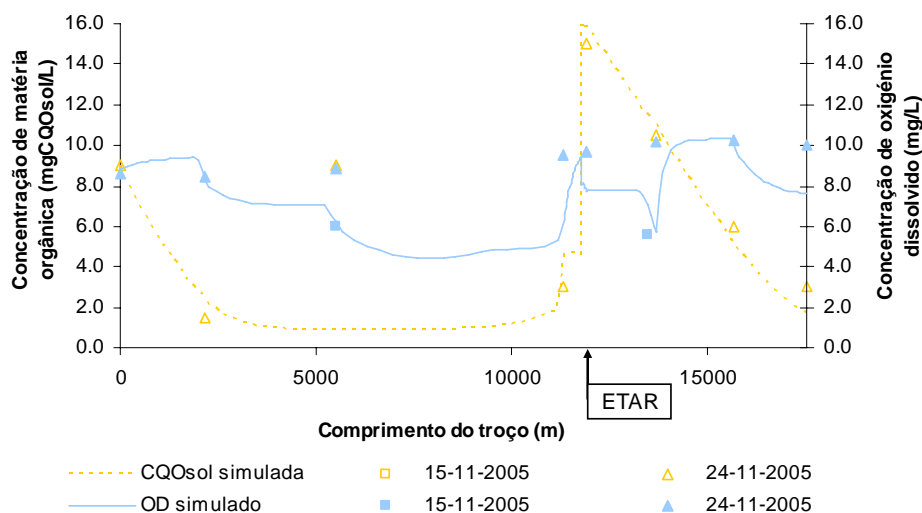


Figura 3 – Variação da concentração de matéria orgânica (curva a amarelo) e do oxigénio dissolvido (curva a azul) ao longo da extensão em estudo (as linhas representam os valores simulados, os pontos representam os valores experimentais).

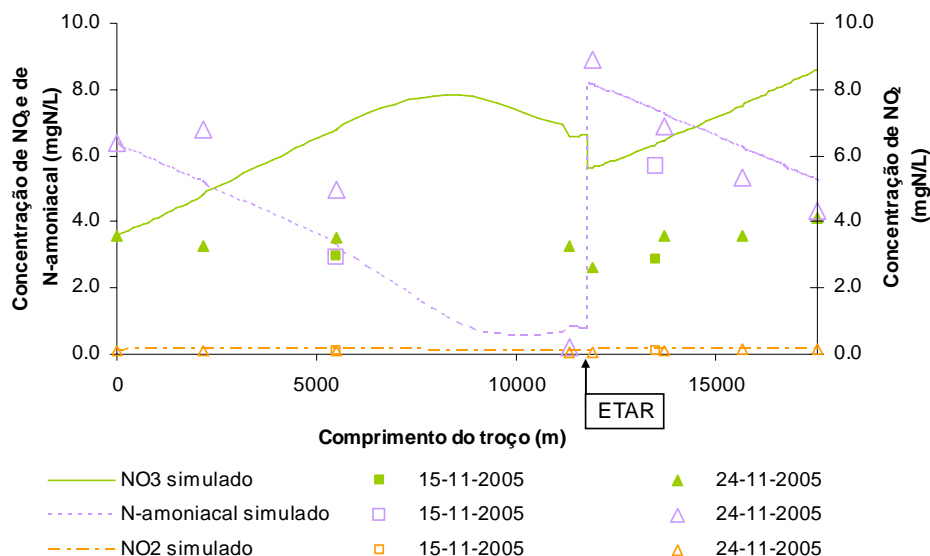


Figura 4 – Variação da concentração dos compostos azotados ao longo do trecho em estudo (as linhas representam os valores simulados, os pontos representam os valores experimentais).

#### 4.2. Avaliação de riscos: ano hidrológico seco

Com o objectivo de efectuar uma análise aos riscos provocados pela ocorrência de fenómenos hidrológicos extremos, apresenta-se na Figura 5 a variação da concentração de oxigénio dissolvido e de matéria orgânica ao longo de um ano hidrológico seco.

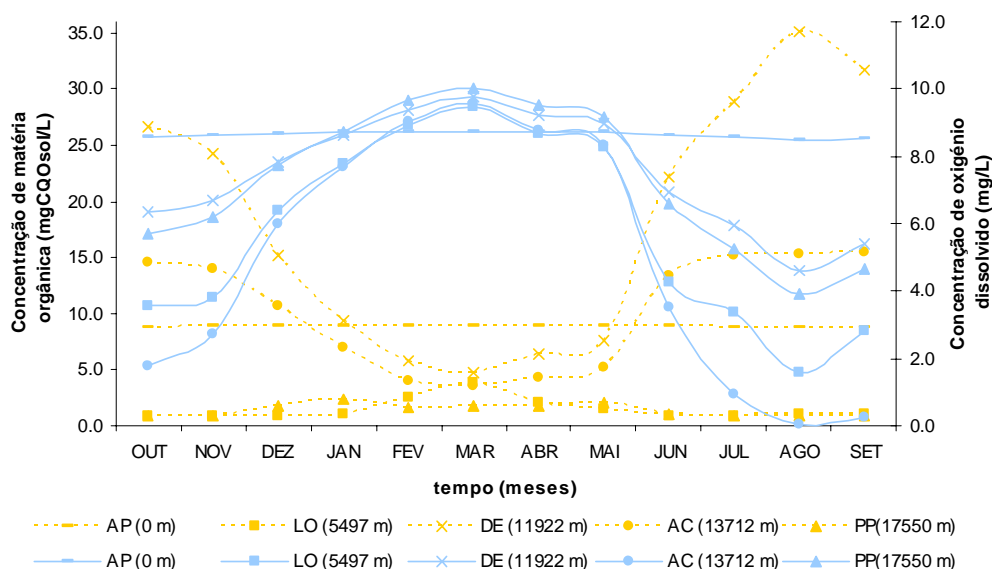


Figura 5 – Variação da concentração de matéria orgânica (curva amarela) e de oxigénio dissolvido (curva azul) em vários pontos do trecho em estudo ao longo de um ano hidrológico seco; (AP – Alto da Parteira; LO – Ponte da Lomba; DE – 100 m a jusante da descarga da ETAR de Valongo; AC – Alto do Castelo; PP – limite do parque paleozóico).

Nas Figuras 6 e 7 apresenta-se a variação da concentração de oxigénio dissolvido e da matéria orgânica ao longo do trecho em estudo em termos médios anuais e mensais, assim como os registados

na campanha de amostragem efectuada em Novembro de 2005.

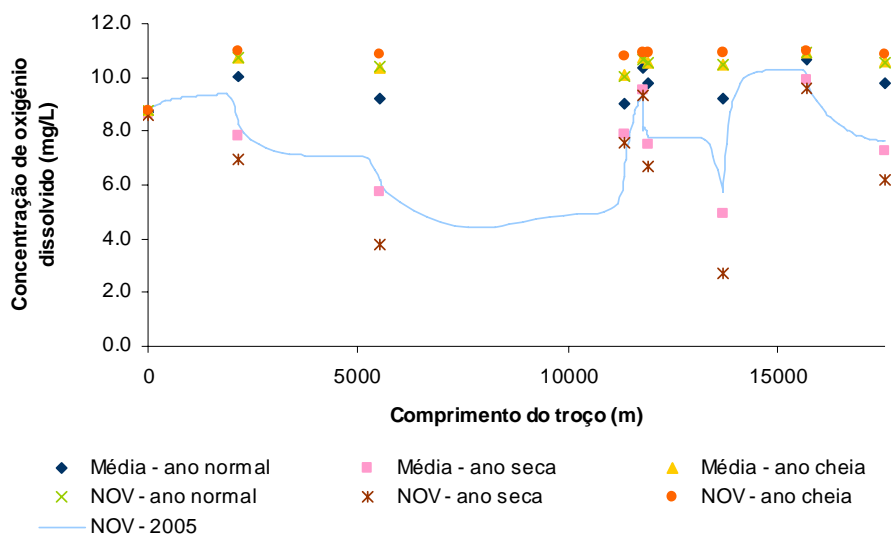


Figura 6 – Variação da concentração de oxigénio dissolvido ao longo do troço em estudo em termos médios anuais, mensais e em Novembro de 2005.

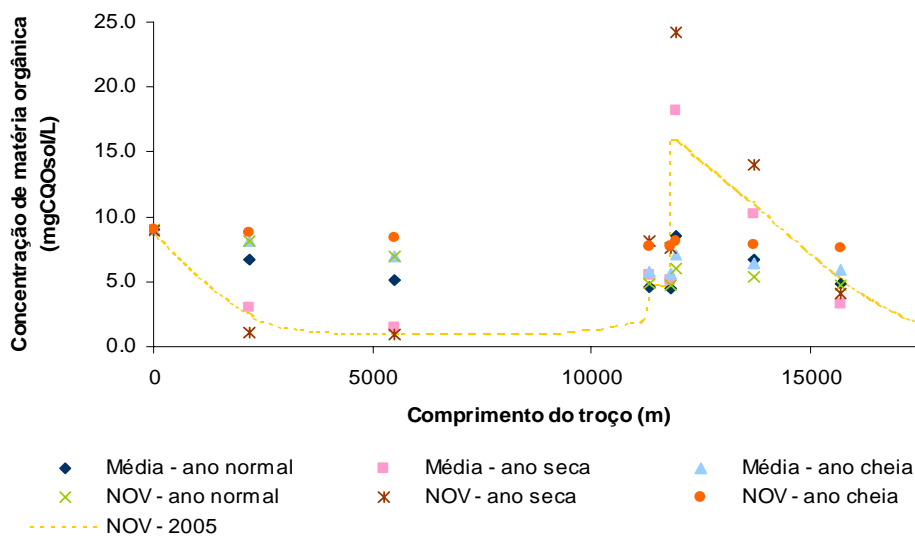


Figura 7 – Variação da concentração de matéria orgânica ao longo da extensão em estudo em termos médios anuais, mensais e em Novembro de 2005.

### 4.3. Análise de sensibilidade

Na Figura 8 apresentam-se os resultados obtidos na análise de sensibilidade efectuada à concentração de oxigénio dissolvido.



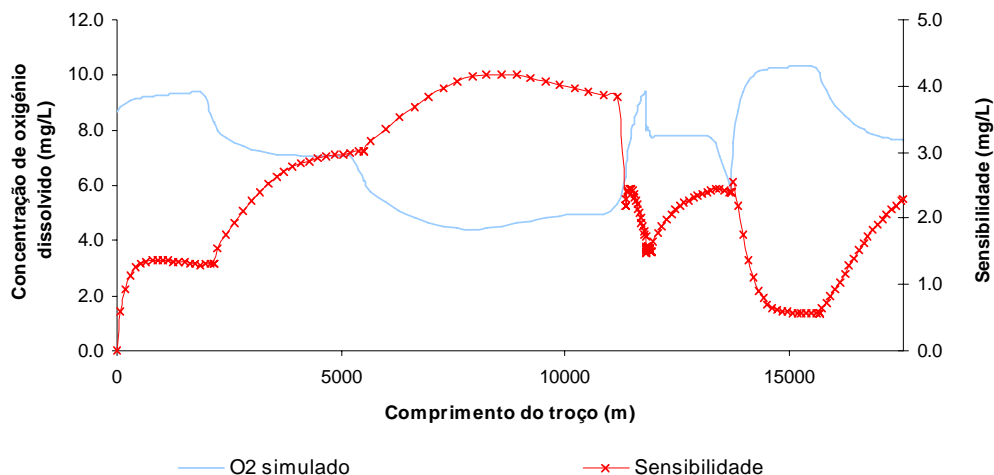


Figura 8 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da sensibilidade da concentração de oxigênio dissolvido relativamente ao parâmetro  $C_r$ , ao longo da extensão em estudo.

## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. Calibração

Em conformidade com o observado nas Figuras 3 e 4, verifica-se que o RIFERMAQ se ajusta aos dados experimentais de qualidade da água e à respectiva variação ao longo do troço estudado do rio Ferreira, o que demonstra a sua exequibilidade e a adequação dos parâmetros e variáveis seleccionadas para o efeito. A análise da Figura 3 mostra a conformidade com os valores experimentais de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. Verifica-se, também, que a uma redução do valor da matéria orgânica corresponde, como seria de esperar, uma diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, suportando um previsível crescimento de biomassa. O aumento da concentração de matéria orgânica ( $15 \text{ mgCQO}_{\text{solúvel}}/\text{l}$ ) é notório junto da descarga de águas residuais no meio hídrico mas, nos 5000 m subsequentes, a massa de água recupera os níveis anteriores ( $2 \text{ mgCQO}_{\text{solúvel}}/\text{l}$ ). O valor de matéria orgânica ( $9 \text{ mgCQO}_{\text{solúvel}}/\text{l}$ ) obtido no início do troço objecto de modelação é elevado, podendo justificar-se pela relativa proximidade (6,1 km) da ETAR de Paços de Ferreira.

Na parte inicial do troço objecto de estudo, ou seja, até ao ponto da descarga da ETAR, a concentração de oxigênio não se afasta significativamente dos valores atingidos após esta infraestrutura. Admite-se que esta ocorrência resulte da parte inicial do troço do rio Ferreira ser caracterizada pela existência de (pequenos) açudes e por uma largura média de rio na ordem dos 15,0 m a 20,0 m, contra um percurso com muitos rápidos e uma largura média na ordem dos 10,0 m depois da ETAR, facto que potencia o rearejamento e oxigenação do meio, como pode ser verificado pelo aumento do valor médio da constante de rearejamento para, aproximadamente, o dobro ( $67 \text{ d}^{-1}$  a montante da ETAR e  $141 \text{ d}^{-1}$  a jusante). Estes valores da constante de rearejamento foram comparados com os obtidos por outros métodos de cálculo BENEDETTI e SFORZI (1999), que apontavam valores superiores. Este fenómeno contrabalança (anula) o presumível défice associado ao consumo para a oxidação da matéria orgânica.

A Figura 4 permite constatar que a concentração de azoto amoniacal diminui ao longo do troço em estudo e que, pelo contrário, aumenta a concentração de nitrato, sendo os valores da concentração de azoto amoniacal superiores aos valores máximos recomendados para o uso da água para consumo humano, independentemente do tratamento a ser efectuado. Verifica-se, ainda, que a concentração de nitrito se mantém a níveis baixos e constantes, tal como esperado para uma espécie de rápida degradação neste tipo de massas de água VANROLLEGHEM *et al.* (2001). A redução da concentração de azoto amoniacal e o aumento da concentração de nitrato é indicativo da ocorrência do processo de







BILLEN G., SOMVILLE E., DE BECKER E. AND SERVAIS P. "A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin". *Netherlands. Journal of Sea Research*, **19**(3/4), 1985, pp. 223-230.

HAAG, D., KAUPENJOHANN, M. – "Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **86**, 2001, pp. 1–21.

MARTINS G., RIBEIRO D., NOGUEIRA R., BRITO A. - "Modelação da contaminação do solo com ferramenta AQUASIM". *II Encontro Internacional DEPURANAT – Gestão sustentável de águas residuais*, 2005, Vila Verde - Portugal.

MEYBECK, M., FRIEDRICH, G., THOMAS R. AND CHAPMAN D. - "Rivers", in *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*, UNESCO/WHO/UNEP, 1992

MONTEIRO, P. - "Estudo Hidrológico e de Qualidade da Água no Rio Ferreira" Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 2005.

NOGUEIRA R., ELETER D., BRITO A.G, MELO L. F., Wagner M. and Morgenroth E. - "Evaluating heterotrophic growth in a nitrifying biofilm reactor using fluorescence in situ hybridization and mathematical modelling". *Wat. Sci. Tech.*, **52** (7), 2005, pp. 135-145.

REICHERT P., BORCHARDT D., HENZE M., RAUCH W., SHANAHAN, P., SOMLYODY, L., VANROLLEGHEM, P. - "River Water Quality Model No. 1". *Scientific and Technical Report Series*, 2001

REICHERT, P. - "AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems". *Wat. Sci. Tech.*, **30** (2), 1994, pp. 21-30.

REICHERT, P. AND VANROLLEGHEM, P. – "Identifiability and uncertainty analysis of the River Water Quality Model No. 1 (RWQM1)". *Water Science and Technology*, **43**(7), 2001, pp. 329-338.

RODRIGUES, A., PACHECO, D., RIBEIRO, D., BRUNS, S., NOGUEIRA, R., COUTINHO, R., BRITO, A.G., - "Modelling as a tool to assess phosphorus exchange between sediments and water in eutrophic lakes". *In Modelling, identification and control*, 6-8 Feb., 2006, Lanzarote (aceite).

SHANAHAN, P., HENZE, M., KONCSOS, L., RAUCH, W., REICHERT, P., SOMLYÓDY, L. AND VANROLLEGHEM, P. - "River Water Quality Modelling: II. Problems of the Art". Presented at the IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada, 21-26 June 1998

VANROLLEGHEM, P., BORCHARDT, D., HENZE, M., RAUCH, W., REICHERT, P., SHANAHAN, P. AND SOMLYÓDY, L. - "River Water Quality Model No.1 (RWQM1):III. Biochemical submodel selection". *Wat. Sci. Tech.*, **43**(5), 2001, pp. 31-40.