

## **MODELAÇÃO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM SISTEMAS HÍDRICOS URBANOS. O CASO DA RIBEIRA DE COUROS, EM GUIMARÃES (PORTUGAL)**

**A. A. L. S. Duarte, C. V. Ferreira, P. J. P. Ramísio, D. S. Rodrigues**

### **RESUMO**

Os principais objetivos deste trabalho foram: a caracterização mais detalhada do impacto das descargas das redes municipais (saneamento e de drenagem urbana) na qualidade da água da Ribeira de Couros, em Guimarães; a identificação das zonas mais críticas da ribeira; a avaliação da qualidade da água em locais estratégicos, com base na modelação matemática, visando o posterior estabelecimento de um índice de qualidade da água (IQA) aplicável a meios hídricos urbanos.

Face à escassez de dados, foi implementado um programa de monitorização com o objetivo de permitir a calibração e validação do modelo. Os dados obtidos constituem um contributo valioso para a construção de um IQA, integrando diferentes indicadores de qualidade, cuja graduação permitira sustentar a definição de estratégias e medidas de intervenção adequadas para a reabilitação e requalificação de cursos de água.

A modelação efetuada permitiu evidenciar que a zona do novo Mercado Municipal é a mais crítica deste trecho, nomeadamente em termos de desoxigenação. Os resultados obtidos demonstram a especificidade da avaliação da qualidade da água em meio urbano, desaconselhando metodologias generalistas que ignorem a frequente variação (espacial e temporal) das características hidrodinâmicas e de qualidade da água nestes ecossistemas.

### **1 INTRODUÇÃO**

O crescimento acentuado da população mundial e do seu tendencial fluxo para as áreas urbanas vem colocando, num contexto de alterações climáticas, novos desafios à gestão ambiental dos ambientes urbanos e à preservação da saúde pública, face aos impactos negativos resultantes da intensa utilização dos meios hídricos urbanos como meio recetor de descargas poluentes geradas nas diversas atividades antropogénicas.

Os problemas ambientais causados por essas descargas requerem uma abordagem holística para harmonização dos vários usos, obrigando as entidades gestoras à aplicação de métodos eficazes de controlo e preservação da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos. A gestão e proteção da qualidade da água dos meios hídricos urbanos adquirem um papel fundamental como ferramenta de promoção de um crescimento sustentável e melhoria da qualidade de vida da população.

Um diagnóstico pormenorizado das descargas de poluentes e contaminantes num meio aquático e dos respetivos estados químico e ecológico visa a obtenção de um conhecimento

fundamentado acerca dos problemas ambientais subjacentes a esse sistema hídrico (incluindo do seu histórico), de modo a que sejam identificadas as zonas mais críticas desse meio hídrico para diferentes cenários de gestão (e.g., regime hidrodinâmico, tipo e intensidade das cargas poluentes). Tal conhecimento permitirá definir estratégias adequadas de proteção e reabilitação dos meios hídricos urbanos, baseada na definição e priorização de medidas de mitigação que promovam a melhoria da qualidade da sua água.

O oxigénio dissolvido (OD) é um dos parâmetros recorrentemente utilizados para avaliar a qualidade da água em diferentes sistemas hídricos (Sánchez *et al.*, 2006). O impacto de baixas concentrações de OD ou mesmo a ocorrência de condições anaeróbias provoca um desequilíbrio no ecossistema, que pode ter efeitos muito graves e por vezes irreversíveis. Devido à variedade de compostos orgânicos e dos processos de oxidação que ocorrem nas massas de água recetoras de descargas ricas em matéria orgânica biodegradável, a carência bioquímica de oxigénio (CBO) é um dos parâmetros mais utilizados como indicador do grau de poluição orgânica de águas superficiais (Vieira *et al.*, 1998). Como a CBO expressa a quantidade de oxigénio necessária para que os microrganismos oxidem a matéria orgânica, é um dos parâmetros-chave nos modelos de qualidade da água, sendo essencial para simular a evolução do OD num dado trecho e para avaliar o efeito de descargas de águas residuais em meios hídricos (Nas *et al.*, 2008).

O estudo clássico de *Streeter & Phelps* (1925) é reconhecido como um dos primeiros modelos matemáticos para descrever as relações entre o OD e a CBO decorrentes dos dois mecanismos primários (bio-oxidação e arejamento) que regem o balanço/evolução do OD em meios hídricos sujeitos a descargas de poluentes orgânicos. Outros modelos (mais sofisticados) têm vindo a ser desenvolvidos, quer para integrar outras fontes e consumos de oxigénio, quer para permitir a modelação, em simultâneo, de componentes relativas à quantidade e à qualidade da água (Duarte, 2005). Modelos com estas potencialidades (e.g., MIKE, DUFLOW, HEC-RAS) constituem ferramentas muito úteis para a avaliação preliminar de processos mais complexos, tais como a dispersão de poluentes (Duarte e Boaventura, 2008), e em casos (como a maioria dos meios hídricos urbanos) em que se dispõe de informação escassa sobre o sistema a modelar.

Quando se pretende uma análise integrada da qualidade destes sistemas hídricos, têm sido desenvolvidos e utilizados *índices de qualidade de água* (IQA) que pretendem sintetizar num único valor a informação agregada e ponderada de diferentes parâmetros de qualidade da água (e.g., físico-químicos, microbiológicos, toxicológicos). Dado que cada sistema possui características singulares, difíceis de traduzir por única variável, a adequada definição de um IQA deve basear-se em informação, resultante de programas de monitorização, que valide a sensibilidade desse índice às alterações resultantes das atividades antrópicas presentes em cada sistema (Toledo e Nicolella, 2002). Todos os índices contemplam um grau de subjetividade, pois dependem da escolha das variáveis que constituirão os indicadores principais (Duarte *et al.*, 2009) pelo que deverão fundamentar essa seleção recorrendo sempre que possível a métodos estatísticas e/ou periciais (e.g., método DELPHI) (Hespanhol, 2009; Granja e Duarte, 2012).

O presente trabalho insere-se num estudo mais alargado desenvolvido no âmbito do Projecto de Requalificação da Ribeira de Couros, que atravessa o centro histórico da cidade de Guimarães (Portugal), sendo aqui apresentados alguns dos resultados e conclusões considerados mais relevantes relativos ao diagnóstico do efeito de descargas poluentes, em termos de desoxigenação do meio hídrico, em zonas críticas desta ribeira.

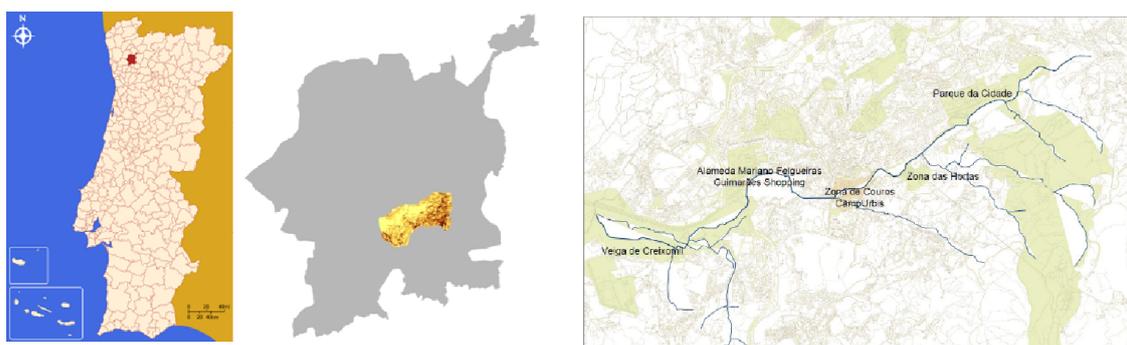
Para esse efeito e face à escassez de dados (hidráulicos e de qualidade da água) neste meio hídrico, foi necessário realizar duas ações fundamentais: a execução de um programa de monitorização (com recolha de amostras em dezanove locais), para avaliação dos parâmetros de qualidade de água selecionados; e o desenvolvimento dum modelo matemático para simular a evolução das concentrações de oxigénio dissolvido (OD) ao longo do trecho da ribeira de Couros em estudo. A seleção dos parâmetros monitorizados teve por base quer o objetivo de permitir a calibração e validação do modelo desenvolvido, quer para a posterior construção dum IQA-UM aplicado a meios hídricos urbanos (cuja estrutura e aplicação serão objeto duma futura publicação).

Os resultados obtidos nessas ações permitiram não só uma caracterização mais detalhada do impacto das descargas de águas provenientes das redes de saneamento e de drenagem (permitindo a deteção de eventuais ligações indevidas de esgotos domésticos), bem como a identificação e avaliação dos trechos potencialmente mais críticos da ribeira, em termos de desoxigenação, tendo como suporte a modelação matemática.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Área de estudo

A ribeira de Couros é um sistema hídrico natural que nasce na Serra da Penha e desagua no Rio Selho, apresentando um comprimento total de cerca de 6,2 km. A sua bacia hidrográfica tem uma área total de 11,23 km<sup>2</sup>, abrangendo nove freguesias diferentes do concelho (três do centro histórico e as restantes do perímetro urbano). Ao longo da sua extensão, o percurso desta ribeira é feito quer ao ar livre, quer canalizada sob solos urbanizados. A Ribeira de Couros atravessa cinco zonas principais da cidade de Guimarães: Parque da Cidade, Zona das Hortas, Zona de Couros, Novo Mercado Municipal/Alameda Mariano Felgueiras e Veiga de Creixomil (Figura 1).



**Fig. 1** Localização da bacia hidrográfica e das diferentes zonas da Ribeira de Couros

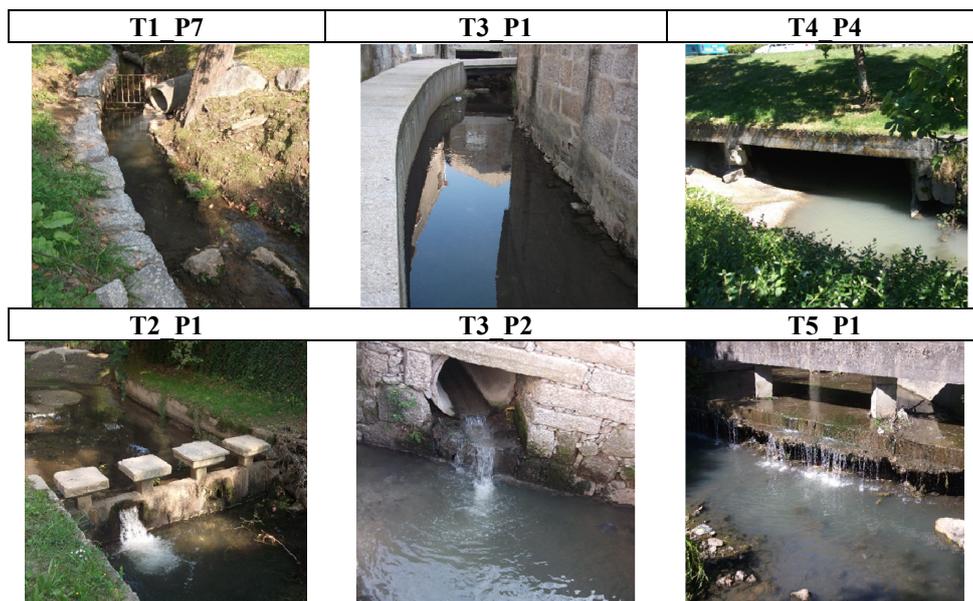
Este sistema hídrico urbano está sujeito a um conjunto de pressões antrópicas, que se refletem na sua qualidade ambiental e paisagística, associadas quer à ocupação urbanística do solo que tem vindo a aumentar, quer à emissão (indevida) de descargas frequentes das redes públicas de drenagem de águas pluviais e residuais (Figura 2) e de várias indústrias que se foram instalando nas suas margens, ao longo do tempo (inicialmente a do curtumes, mais recentemente a têxtil e do calçado).



**Fig. 2** Evolução espacial do efeito de uma descarga de águas residuais na ribeira de Couros

A existência de informação relativa quer à morfologia da ribeira, quer à presença de descargas de escorrências urbanas (residuais e pluviais), complementada com visitas ao local, permitiu selecionar os pontos de amostragem considerados mais relevantes para este estudo, tendo por base, além da sua acessibilidade, a geometria dos trechos, as condições de mistura e a presença quer de descargas importantes, quer de estruturas hidráulicas (de retenção e de descarga) determinantes do regime hidrodinâmico (Nogueira *et al.*, 2012).

Com base nestes critérios foram selecionados 19 locais de amostragem, divididos pelos trechos identificados na Figura 1: Trecho 1 – Parque da Cidade (poente), Trecho 2 – Hortas, Trecho 3 – Couros, Trecho 4 – Novo Mercado Municipal e Trecho 5 – Veiga de Creixomil. De modo a evidenciar a heterogeneidade das áreas (rural e urbana) atravessadas pela ribeira, bem como das suas características geométricas, apresentam-se alguns desses locais de amostragem (Figura 3) onde são visíveis algumas das descargas existentes.



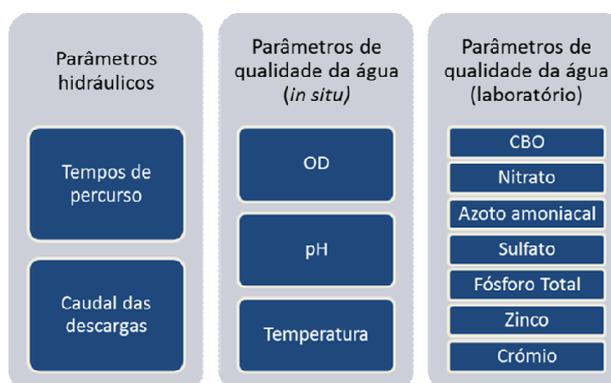
**Fig. 3** Locais de amostragem em vários trechos, com presença de descargas de efluentes

A cada ponto de amostragem foi atribuído uma designação (Tx\_Py), com base no trecho (x) em que este se localiza o ponto (y), de modo a facilitar a identificação dos dados obtidos na monitorização e caracterização das condições de referência do sistema hídrico.

A ribeira de Couros apresenta secções bastante irregulares em determinados locais, principalmente na zona das Hortas e na do Novo Mercado Municipal, sendo esta uma característica típica dos pequenos sistemas hídricos urbanos: a existência de variações bruscas da geometria das secções do canal originando trechos homogéneos muito curtos.

## 2.2 Programa de monitorização

Face à inexistência de redes de monitorização automáticas neste tipo de sistemas hídricos para a obtenção de dados acerca de parâmetros hidráulicos e de qualidade da água, foi necessário realizar um programa de monitorização nos locais de amostragem selecionados, para determinação de parâmetros (Figura 4) essenciais à caracterização hidráulica dos trechos e de parâmetros de qualidade da água para avaliação dos fenómenos (desoxigenação e arejamento) com influência no balanço do OD nos trechos da ribeira. Alguns dos parâmetros monitorizados foram selecionados com o intuito de permitir a futura determinação dos valores do IQA\_UM, por servirem como indicadores de qualidade relacionados com potenciais problemas ambientais que podem surgir frequentemente em meios hídricos urbanos (e.g., desoxigenação, eutrofização, toxicidade).



**Fig. 4** Parâmetros avaliados através do programa de amostragem

No âmbito deste programa de monitorização foram realizadas cinco campanhas de amostragem nos meses de Junho e Julho (onde se mediram os parâmetros hidráulicos, de qualidade *in situ* e a CBO), por corresponderem a períodos habituais de estiagem de modo a permitir o registo e análise de situações mais críticas de desoxigenação (associadas a baixos caudais e conseqüentemente a baixas capacidades de diluição dos poluentes), e mais três campanhas em Setembro e Outubro, para determinação dos restantes parâmetros de qualidade em laboratório (Ferreira, 2013).

As campanhas de amostragem efetuadas decorreram, maioritariamente, em períodos secos (2<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup>, 4<sup>a</sup> e 8<sup>a</sup>) e muito secos (5<sup>a</sup> e 6<sup>a</sup>), isto é, com calor intenso, sendo exceção as 1<sup>a</sup> e 7<sup>a</sup> campanhas, que se realizaram em períodos de precipitação curtos e de baixa intensidade.

No que se refere à mediação de parâmetros de qualidade da água diretamente relacionados com a avaliação do fenómeno de desoxigenação (OD, CBO), a determinação do OD foi efetuada *in situ* (na ribeira e nas descargas principais) através de um medidor portátil (modelo *Hanna Instruments 9146*), autocalibrante e com compensação automática da temperatura.

A CBO5 foi determinada com base no método Oxitop (Figura 5), que se baseia na medição diária da pressão no espaço gasoso da garrafa de incubação acima da amostra líquida, que fica registada automaticamente no dispositivo. Essas garrafas são armazenadas numa incubadora (para se obter uma temperatura constante de 20 °C), sendo colocadas sobre tableiros magnéticos que asseguram a agitação contínua da amostra durante o ensaio.

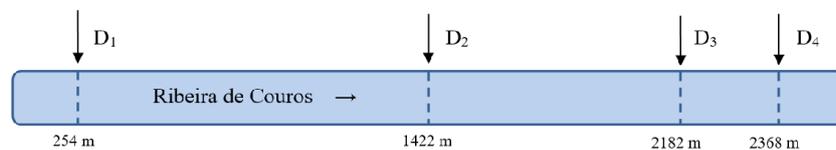


**Fig. 5** Determinação dos valores da CBO através do método *Oxitop*

Quanto aos restantes parâmetros de qualidade da água, nomeadamente o azoto amoniacal, fósforo total, nitrato, sulfato e metais pesados foram medidos com recurso a um fotómetro multiparamétrico de bancada (modelo *Hanna Instruments 83200*), utilizando os métodos analíticos específicos desse equipamento laboratorial.

### 2.3 Modelação matemática

A modelação matemática deste sistema hídrico urbano foi realizada com o intuito de se obter o balanço de massa nas principais descargas de águas identificadas no trecho em análise, de modo a permitir simular a evolução da concentração da CBO<sub>5</sub> e do OD nesse trecho e tipificar a descarga em causa (pluvial / residual). O trecho objecto de modelação desenvolve-se entre os locais de amostragem T1\_P5 (Parque da Cidade) e T4\_P4 (a jusante do Novo Mercado Municipal), tendo sido aí seleccionadas quatro descargas principais (D1 a D4), posicionadas de acordo com o representado esquematicamente na Figura 6.



**Fig. 6** Esquema concetual da localização das descargas no trecho modelado

Durante as campanhas de monitorização foi possível estimar os caudais de entrada e efetuar a medição das concentrações de CBO<sub>5</sub> e OD relativas às descargas D1 e D2, que correspondem aos pontos de amostragem T1\_P6 e T3\_P2. Quanto às restantes descargas, não foi possível a realização de medições *in situ* devido à localização das mesmas que, ou por estar num local sem acessibilidade (D3) entre as secções T4\_P2 e T4\_P3, ou por ser estar submersa (D4) situada numa parte canalizada entre as secções T4\_P3 e T4\_P4, o que implicou a adoção de métodos indiretos para a sua estimativa (Ferreira, 2013).

Os balanços de massa em cada seção de descarga foram efetuados de acordo o princípio da conservação da massa, através das variáveis carga poluente e caudal (Equações 1 e2):

$$Q_{\text{jus}} \times C_{\text{jus}} = Q_{\text{desc}} \times C_{\text{desc}} + Q_{\text{mont}} \times C_{\text{mont}} \quad (1)$$

$$Q_{\text{jus}} = Q_{\text{desc}} + Q_{\text{mont}} \quad (2)$$

Onde:

Q: caudal (jusante, descarga, montante);

C: concentração de poluente (jusante, descarga, montante);

Face à escassez de dados disponíveis, à frequente variabilidade do regime de escoamento e à incerteza por esses factos induzida nos parâmetros associados às cinéticas dos processos modelados, optou-se pela aplicação a este meio hídrico de um modelo simples (e já bem testado), como é o caso do modelo de Streeter & Phelps, traduzido matematicamente por um sistema de duas equações, descrevendo a evolução da CBO<sub>5</sub> remanescente (L), através duma cinética de decaimento de primeira ordem (Equação 3), e a evolução do défice de OD (D), entre descargas, através da denominada curva *sag* (Equação 4).

$$L_t = L_0 \times e^{-k_d \times \frac{x}{U}} \quad (3)$$

$$D_t = \frac{k_d \times L_0}{k_a - k_d} \times \left( e^{-k_d \times \frac{x}{U}} - e^{-k_a \times \frac{x}{U}} \right) + D_0 \times e^{-k_a \times \frac{x}{U}} \quad (4)$$

Onde:

$L_t$  e  $L_0$ : CBO<sub>5</sub> remanescente no instante t e no instante inicial (ppm);

$D_t$  e  $D_0$ : défice de oxigénio dissolvido no instante t e no instante inicial (ppm);

$x/U$ : tempo de percurso entre duas secções (distância / velocidade média) (dia);

$k_d$ : coeficiente de desoxigenação (dia<sup>-1</sup>);

$k_a$ : coeficiente de arejamento (dia<sup>-1</sup>).

O valor do coeficiente de desoxigenação inicialmente utilizado na modelação foi o correspondente ao valor do coeficiente de desoxigenação obtido laboratorialmente para remoção de CBO no primeiro dia, dado o valor dos tempos de percurso no trecho modelado, convertido depois para a temperatura média da água da ribeira no período de simulação. Os valores teóricos de  $k_a$  utilizados no modelo resultaram da aplicação de fórmulas empíricas (Chapra, 1997). Os valores experimentais de OD e CBO<sub>5</sub> obtidos nas campanhas de monitorização serviram para efetuar a calibração do modelo, visando minimizar as diferenças verificadas entre os valores medidos e os resultados da simulação, através do ajustamento dos valores iniciais (teóricos) de  $k_d$  e  $k_a$  usados na simulação.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Campanhas de amostragem

No que se refere à determinação dos parâmetros hidráulicos convém salientar que, para a gama de caudais que ocorrem nos meses da campanha, a altura de água nas secções impede em geral a utilização de um molinete para mediação de velocidades.

Nesse sentido, foi necessário efetuar o cálculo de velocidades médias do escoamento recorrendo à mediação de tempos de percurso de flutuadores em trechos onde se inserem essas secções. Por sua vez, para obter uma estimativa do valor dos caudais em cada trecho mediram-se as alturas de água na seção (para o cálculo da sua área molhada) e admitiu-se um regime uniforme nessas secções.

Na Tabela 1 apresenta-se uma síntese dos valores calculados para a velocidade e a correspondente estimativa dos valores do caudal em várias das secções de amostragem.

**Tabela 1** Valores estimados para a velocidade média e caudal na ribeira de Couros

Campanha de amostragem			1ª (P)		2ª (S)		3ª (S)		4ª (S)		5ª (MS)	
Trecho	Zona	Ponto	U (m/s)	Q (m <sup>3</sup> /s)								
1	Parque Poente	T1_P1	0,386	0,081	0,316	0,046	0,278	0,048	0,245	0,046	0,225	0,034
		T1_P3	0,375	0,101	0,239	0,047	0,273	0,052	0,224	0,047	0,200	0,039
		T1_P5	0,286	0,103	0,146	0,048	0,155	0,050	0,138	0,048	0,124	0,035
		(D1)										
		T1_P7	0,174	0,102	0,138	0,055	0,144	0,058	0,133	0,054	0,086	0,036
2	Hortas	T2_P1	0,260	0,104	0,106	0,065	0,121	0,074	0,091	0,108	0,133	0,117
		T2_P3	0,328	0,101	0,524	0,073	0,528	0,083	0,594	0,125	0,452	0,114
3	Couros	T3_P1	0,224	0,218	0,087	0,089	0,103	0,097	0,127	0,127	0,104	0,107
		(D2)										
		T3_P3	0,403	0,222	0,224	0,081	0,206	0,064	0,235	0,107	0,225	0,086
4	Mercado	T4_P1	0,273	0,234	0,107	0,065	0,097	0,058	0,132	0,069	0,096	0,055
		T4_P3	0,328	0,246	0,082	0,062	0,093	0,069	0,147	0,087	0,097	0,072
		T4_P4	-	-	0,263	-	0,263	-	0,292	-	0,167	-

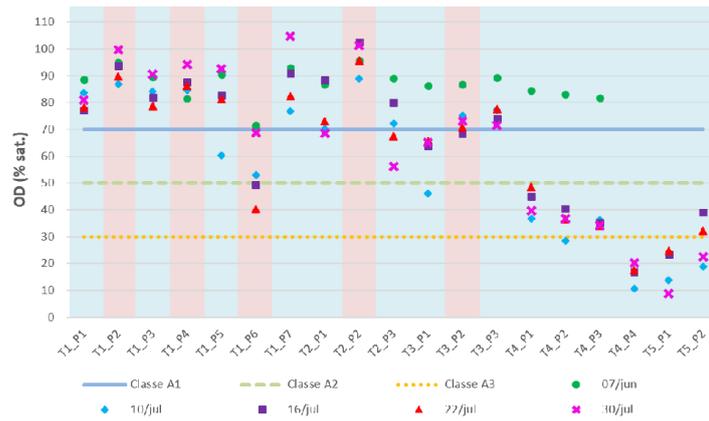
De acordo com estes resultados, pode também constatar-se que a velocidade média de escoamento máxima (0,59 m/s) ocorreu durante a 4ª campanha de amostragem, no local T2\_P3, e a velocidade média mínima do escoamento (0,08 m/s), verificou-se no ponto de amostragem T4\_P3 durante um período seco correspondente à 2ª campanha de amostragem. Dado que as velocidades máximas não ocorrem para os maiores valores do caudal evidencia que há uma frequente oscilação entre regimes lentos e rápidos, em função da geometria e inclinação do canal, comprovada pela elevada variação das alturas de água em secções próximas de cada trecho. O trecho 3 é aquele em que é mais visível a alteração acentuada das características da ribeira após eventos pluviométricos.

Numa análise crítica aos valores obtidos para os caudais, verifica-se que numa situação de período com pluviosidade, a sua variação ao longo dos vários trechos é a expectável face à confluência na zona das Hortas de algumas linhas de água (margem direita). Todavia, em período seco, tal não acontece verificando-se uma improvável tendência de “diminuição” do caudal a jusante da descarga D2, que apenas poderá ser explicada ou pela presença de captações (porventura clandestinas), ou pelo efeito da canalização (artificialização) da ribeira, nomeadamente ao nível do regime de escoamento (regime variado).

Por esse motivo, estes valores dos caudais devem ser considerados com muita prudência e apenas como ordem de grandeza, o que realça a necessidade duma abordagem minuciosa de cada trecho deste tipo de meios hídricos em ambiente urbano, face à acentuada variabilidade das suas características hidráulicas e à presença de múltiplas descargas e captações.

No que se refere à mediação de parâmetros de qualidade *in situ*, apresentam-se os resultados obtidos para o OD por ser um parâmetro de extrema importância na avaliação da qualidade da água de águas superficiais e ser um dos parâmetros objeto de modelação. A legislação portuguesa (Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto) estabelece três classes de qualidade da água nas origens (A1, A2 e A3) às quais correspondem valores mínimos de OD (em % de saturação) de 70, 50 e 30. Este decreto estabelece ainda como qualidade mínima para águas superficiais, um valor limite de 50% de saturação de OD.

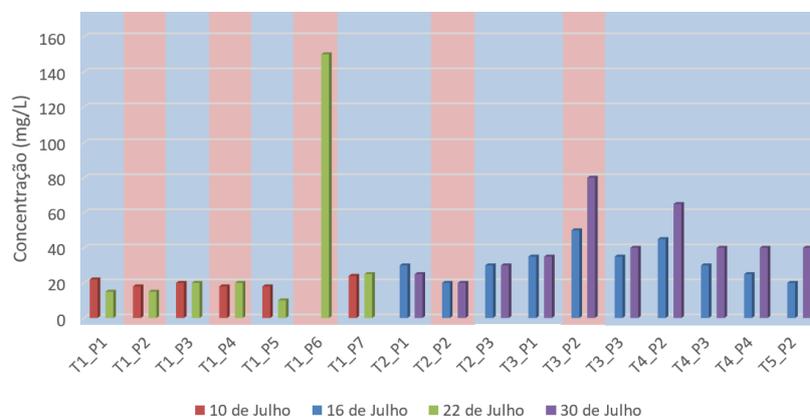
Na Figura 7 apresentam-se os resultados da monitorização do OD (em % de saturação) obtidos nas 2ª, 3ª, 4ª e 5ª campanhas (realizadas a 10, 16, 22 e 30 de Julho), tendo-se representado os limites legais acima referidos.



**Fig. 7** Variação do OD ao longo da ribeira de Couros em quatro das campanhas realizadas

Da análise dos resultados obtidos, verifica-se que as concentrações de OD estão acima do valor-limite, referente à qualidade mínima de águas superficiais (50%), em quase todas as seções de monitorização até ao final da zona de Couros. Todavia, após o retorno da ribeira a um leito natural, no ponto de monitorização T4\_P1, na zona do Novo Mercado, constatou-se que existia uma acentuada e preocupante diminuição das concentrações de OD até à secção T4\_P4, face à presença das descargas D3 e D4. Com efeito, nos trechos 4 e 5 há sempre uma situação de incumprimento dos valores mínimos regulamentares, apesar da ligeira recuperação do seu estado de oxigenação a jusante daquela secção. Na secção T1\_P6, observa-se também, claramente, o impacto negativo da presença da descarga D1.

A medição das concentrações de CBO<sub>5</sub> (na ribeira de Couros e nas descargas D1 e D2) foi efetuada para as mesmas quatro campanhas referida para o OD (Figura 8).

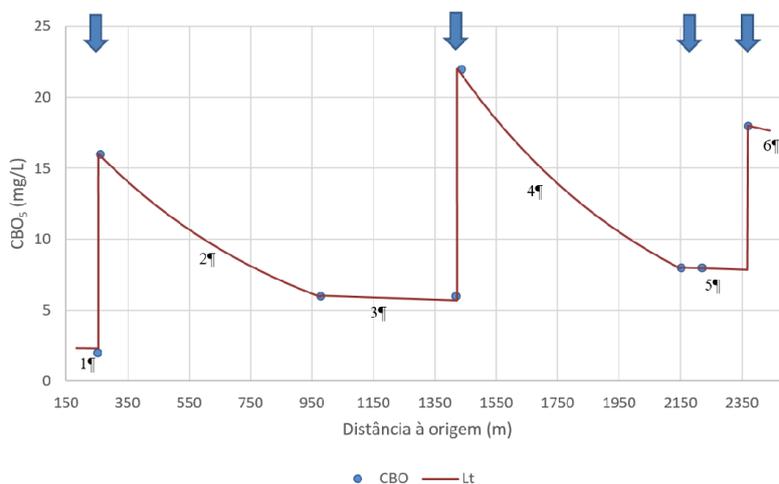


**Fig. 8** Variação da concentração de CBO<sub>5</sub> na ribeira, em quatro das campanhas realizadas

Estes resultados permitem constatar que os valores mais baixos foram registados no trecho do Parque da Cidade a rondarem uma concentração média de 19 mg/L e os mais elevados estão associados aos trechos 3 e 4 com médias de 36 mg/L e 41 mg/L, respetivamente. Verifica-se que houve um incremento significativo na concentração da CBO<sub>5</sub> no início do trecho 4, devido ao impacto das descargas D3 e D4, mais concretamente na secção T4\_P2, atingindo-se uma concentração máxima de 65 mg/L. Relativamente à monitorização das descargas, verificou-se que as D1 e D2 são as que apresentaram os valores mais elevados de CBO<sub>5</sub>, com concentrações máximas de 150 mg/L e 80 mg/L, respetivamente. As restantes descargas acessíveis apresentaram concentrações inferiores a 20 mg/L.

### 3.2 Modelação da qualidade da água (CBO<sub>5</sub> e OD)

Na Figura 9 apresenta-se o resultado da simulação ( $L_t$ ) da evolução da CBO<sub>5</sub> ao longo do percurso modelado, após calibração do modelo com os valores pontuais observados (CBO). Essa calibração incidiu sobre os trechos 2 e 4 onde ocorre a variação mais acentuada da CBO devido ao impacto das descargas D1 e D2, tendo-se para o efeito ajustado ligeiramente os valores experimentais usados inicialmente (de 22 e 23 d<sup>-1</sup>) no modelo para um valor de 21,8 d<sup>-1</sup>.

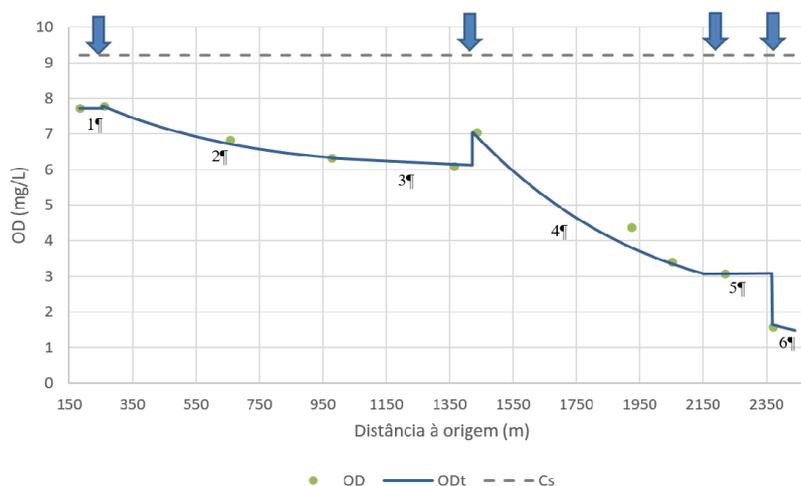


**Fig. 9** Evolução da CBO<sub>5</sub> fornecida pelo modelo ( $L_t$ ) após calibração com os valores experimentais da CBO nos locais de amostragem

Da análise dos resultados obtidos na modelação é possível constatar que os valores das concentrações de CBO<sub>5</sub> nos pontos imediatamente a jusante das descargas consideradas coincidem com os valores obtidos nos ensaios laboratoriais efetuados. É ainda visível que as taxas de decaimento dos trechos 2, 4 e 6, a jusante das descargas D1 a D3, são bastante superiores às que se verificam nos trechos 1, 3 e 5, havendo uma remoção de matéria orgânica mais elevada. É importante notar que ao contrário do que ocorre para as descargas D1, D2 e D4 (presumivelmente de águas residuais ou mistas), a descarga D3 não parece revelar impacto significativo na ribeira em termos de CBO, pelo que se pode concluir tratar-se de uma água predominantemente de origem pluvial.

Na Figura 10 é possível visualizar-se a curva obtida através do modelo para a evolução da concentração do OD ao longo do trecho simulado, estando também representados os valores obtidos experimentalmente e que serviram de base à calibração do modelo. O ajustamento efetuado nos valores de  $k_a$  foi sempre inferior a 10% em relação aos usados inicialmente no modelo.

Da análise do resultado obtido na modelação, é possível constatar que, devido ao insignificante caudal proveniente da descarga D1 em relação ao caudal escoado na ribeira, a descarga de matéria orgânica não provoca qualquer impacto no OD no local da descarga, mas a jusante dessa descarga D1 é visível a progressiva diminuição da concentração de OD até ao trecho 3. Na passagem do trecho 3 para o 4 existe uma injeção de OD na coluna de água devido à existência de uma cascata, que favorece o processo de oxigenação da coluna de água, antes da descarga D2.



**Fig. 10** Evolução do OD fornecida pelo modelo ( $OD_t$ ) após calibração com os valores experimentais medidos nos locais de amostragem (OD)

Imediatamente a jusante da descarga D2, observa-se a progressiva e crescente diminuição da concentração de OD no sistema aquático, passando de 7,04 mg/L para 3,09 mg/L. Constatase ainda A descarga D3 não apresenta impacto sensível na coluna de água, enquanto a D4 provoca uma diminuição drástica da concentração de OD no seu local de descarga para um valor muito crítico de 1,58 mg/L, confirmando a situação crítica já verificada em estudos anteriores (Nogueira e Duarte, 2012).

#### 4 CONCLUSÕES

A acentuada variabilidade (espacial e temporal) das condições hidrodinâmicas e das concentrações dos parâmetros de qualidade da água, observada nos resultados das várias campanhas de amostragem efetuadas, comprova a importância e pertinência da implementação de um programa de monitorização contínua neste meio aquático.

Na monitorização efetuada verifica-se que a concentração de OD apresenta a diminuição mais acentuada no trajeto canalizado entre a zona de Couros e a zona do Novo Mercado Municipal, atingindo a concentração mais baixa neste trecho (11% do valor de saturação), comprovando que esta zona (trecho 4), localizada no centro urbano da cidade de Guimarães, é a mais crítica em termos de qualidade da água, pois apresenta ainda as concentrações mais elevadas de vários poluentes monitorizados neste estudo.

A CBO, responsável pela desoxigenação do meio hídrico, atinge os seus valores máximos junto das descargas com elevadas cargas orgânicas (origem doméstica), nomeadamente nas que ocorrem na zona (urbana) a jusante da zona de Couros. O aumento da concentração de  $CBO_5$  ao longo do percurso da ribeira, principalmente no trecho 4, vem a confirmar o efeito cumulativo das múltiplas descargas poluentes existentes, com presença de matéria orgânica biodegradável responsável pela intensificação dos fenómenos de desoxigenação.

A desoxigenação do meio aquático descrita pelo modelo matemático desenvolvido está de acordo com os resultados da monitorização, traduzindo muito bem a evolução observada das concentrações de OD e CBO ao longo da ribeira, nos vários cenários simulados.

Os resultados obtidos neste trabalho enfatizam a importância da criação e aplicação de medidas adequadas de mitigação dos efeitos de descargas poluentes, tendo como objetivo a melhoria da qualidade da água deste meio hídrico, com maior premência na zona do centro histórico de Guimarães. Esta melhoria da qualidade só poderá ser atingida após a erradicação e/ou controlo das afluições indevidas ao sistema de drenagem urbana, bem como das descargas indesejadas de águas residuais domésticas e/ou industriais.

## 5 REFERÊNCIAS

- Chapra, S. C. (1997). **Surface water-quality modeling**. The McGraw-Hill Co., Inc.
- Duarte, A. A. L. S., Rodrigues, G. M. C., Ramos, R. A. R. (2009). A global service quality index to evaluate the performance and sustainability in water supply utilities. **WSEAS Transactions on Environment and Development**, 5(12), 759-769.
- Duarte, A.A.L.S. e Boaventura, R.A.R., (2008). Pollutant dispersion modelling for Portuguese river water uses protection linked to tracer dye experimental data. **WSEAS Transactions on Environment and Development**, 4(12), 1047-1056.
- Duarte, A. A. L. S. (2005). **Influência da hidrodinâmica em sistemas estuarinos sujeitos a eutrofização**. Tese de Doutoramento, Universidade do Minho, Braga, Portugal.
- Ferreira, C. V. A. (2013). **Caracterização de descargas poluentes na ribeira de Couros. Contributo para a modelação e avaliação integrada da qualidade da água**. Dissertação de Mestrado, Universidade do Minho, Braga, Portugal
- Granja, C. e Duarte, A. A. L. S., (2010). Índices de qualidade de serviço em sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais. **Atas do 14º Encontro Nacional de Saneamento Básico e Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto, Portugal.
- Nas, S. S., Bayram, A., Nas, E., Bulut, V. N. (2008). Effects of Some Water Quality Parameters on the Dissolved Oxygen Balance of Streams. **Polish J. of Environ. Stud.**, 17(4), 531-538.
- Nogueira, R., Duarte, A. A. L. S., Ramísio, P. J. (2012). Avaliação do impacto de descargas em sistemas fluviais urbanos. O caso da Ribeira de Couros. **Atas do 15º Encontro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Évora, Portugal.
- Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., Vicente, J., Rubio, A., García, M. G., Travieso, L., Borja, R. (2006). Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological Indicators**, 7, 315-328.
- Toledo, L. e Nicoletta, G. (2002). Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, 59, 181-186.
- Vieira, J. P., Ramísio, P. J., Duarte, A. A. L. S., Pinho, J. L. (2008). Reabilitação de meios hídricos em ambiente urbano. O caso da Ribeira de Costa/Couros, em Guimarães. **Engenharia Civil UM**, 33, 87-196.