

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE DESCARGAS EM SISTEMAS FLUVIAIS URBANOS. O CASO DA RIBEIRA DE COUROS

Raquel S. S. NOGUEIRA¹; António A. L. S. DUARTE²; Paulo J. RAMÍLIO³

RESUMO

Os recursos hídricos, apesar de desempenharem um papel fulcral e insubstituível para o equilíbrio ecológico e para a manutenção da vida na Terra, são dos recursos naturais mais afetados pelas atividades antropogénicas. Nas últimas décadas, o uso sustentável da água e a preservação das suas origens tem merecido uma atenção crescente das entidades responsáveis, face à premente necessidade de se adotarem medidas adequadas ao efetivo controlo da qualidade da água dos sistemas aquáticos.

O presente trabalho insere-se num projeto mais abrangente, relativo à *Regularização e Requalificação da Ribeira de Couros* (na bacia hidrográfica do rio Ave), que atravessa a zona urbana de Guimarães, constituindo uma fase preliminar da vertente associada à gestão da qualidade da água. O principal objetivo desta fase é o de monitorizar a evolução das concentrações de oxigénio dissolvido (OD) ao longo de um trecho inicial da ribeira de Couros, no sentido de calibrar e validar o modelo de qualidade da água da ribeira (em desenvolvimento), de modo a simular o balanço de oxigénio dissolvido ao longo desse trecho e a avaliar o impacto das descargas antrópicas nesse meio hídrico. Face à indisponibilidade de dados de qualidade da água, foi implementado um programa de monitorização através da realização de campanhas de amostragem semanais de modo a avaliar a evolução dos parâmetros de qualidade da água (OD, CBO, pH, temperatura e potencial *oxi-redox*) considerados mais relevantes para a avaliação do estado de oxigenação deste ecossistema aquático.

Neste artigo apresenta-se uma síntese dos principais resultados obtidos ao longo dessas campanhas de monitorização, evidenciando aqueles que permitem identificar os trechos mais críticos no sentido de avaliar a sua correlação com a eventual presença de descargas de águas residuais e/ou pluviais não tratadas.

PALAVRAS-CHAVE: gestão de meios hídricos urbanos; monitorização de OD e CBO; modelação da qualidade da água; avaliação do impacto de descargas.

¹ Mestranda em Engenharia Civil (UM).

² Doutor em Engenharia Civil, Professor Auxiliar do Departamento de Engenharia Civil, Universidade do Minho, Braga.

³ Doutor em Engenharia Civil, Professor Auxiliar do Departamento de Engenharia Civil, Universidade do Minho, Braga.

1. INTRODUÇÃO

A crescente urbanização e os consideráveis desenvolvimentos tecnológicos e industriais, ocorridos fundamentalmente na segunda metade do século XX, têm induzido alterações significativas nos padrões de vida da sociedade moderna, que se refletem no aumento contínuo da procura de água e no lançamento nas águas superficiais e subterrâneas de quantidades crescentes de resíduos originados pelas suas atividades (Vieira, 2003).

O oxigénio dissolvido (OD) e o défice de oxigénio dissolvido são indicadores recorrentemente utilizados para avaliar a qualidade da água em sistemas hídricos (lênticos e lóticos) superficiais (Sánchez *et al.*, 2006). Os fenómenos de desoxigenação, potenciadores da ocorrência de condições anóxicas, podem provocar desequilíbrios irreversíveis nos ecossistemas aquáticos, sendo o OD um dos indicadores determinantes na avaliação do seu estado ecológico (Duarte e Boaventura, 2008).

Devido à variedade de compostos orgânicos e à complexidade dos processos que ocorrem nas massas hídricas recetoras resultantes de descargas ricas em matéria orgânica biodegradável, a carência bioquímica de oxigénio (CBO) tem sido um dos parâmetros mais utilizados como indicador do grau de poluição orgânica de águas superficiais (Vieira *et al.*, 1998). Como expressão da quantidade de oxigénio necessária para que os microrganismos oxidem a matéria orgânica (Corbitt, 1990), a CBO é um dos parâmetro-chave na modelação da dinâmica do OD em trechos fluviais, sendo relevante no estudo e avaliação do impacto de descargas de águas residuais em meios hídricos (Nas *et al.*, 2008).

A temperatura e a concentração hidrogeniônica (pH) das massas de água representam parâmetros físico-químicos importantes não só para a caracterização das águas superficiais, mas também para a hidrodinâmica dos sistemas hídricos, incontornável em estudos de qualidade da água (Ji, 2008; Duarte, 2005).

O potencial *oxi-redox* (ORP) é um indicador essencial das propriedades de águas naturais e residuais. Águas naturais em contato com a atmosfera caracterizam-se por valores de ORP mais elevados em comparação com águas subterrâneas. Valores baixos do ORP em águas residuais domésticas e industriais indicam a presença de agentes redutores (amónia, nitritos, substâncias orgânicas que podem ser oxidados, enquanto que valores elevados de ORP indicam a presença de agentes oxidantes (Cr (VI), Mn (VII), oxigénio, cloro gasoso ou produtos da sua hidrólise). A relação entre ORP e pH (*diagramas de Purbe*) tornam possível antecipar as formas de existência de elementos específicos ou seus compostos em soluções (Goncharuk *et al.*, 2010).

O programa de cálculo automático *DUFLOW* (ICIM, 1992) foi desenvolvido com o intuito de responder a uma grande variedade de problemáticas, uma vez que possibilita a modelação em simultâneo de componentes relativas à quantidade e qualidade da água (Duarte *et al.*, 2003). Ao possibilitar a modelação simultânea dos aspetos de natureza qualitativa e quantitativa, este modelo torna-se uma ferramenta muito útil para a avaliação preliminar de processos mais complexos e em casos em que se dispõe de informação escassa sobre o sistema a modelar (Duarte, 2005).

Outras ferramentas hidroinformáticas mais sofisticadas, como o programa SOBEK (Ji *et al.*, 2003) permitem uma abordagem integrada de modo a simular os processos ambientais mais relevantes que ocorrem nos meios hídricos, através da resolução de sistemas de equações

diferenciais que descrevem regimes de escoamento complexos, associados à irregularidade morfológica dos sistemas, incluindo a intrusão salina (em sistemas estuarinos) e o transporte sedimentar, bem como as equações de transporte e transformação de constituintes associados a ciclos de nutrientes (C, N, P) e à produção biológica (primária e secundária).

Este estudo teve como principal objetivo a monitorização e modelação matemática da evolução das concentrações de oxigénio dissolvido (OD) ao longo de um trecho fluvial urbano aplicado ao caso da ribeira de Couros, em Guimarães. Para atingir este objetivo definiram-se os seguintes objetivos específicos: recolha e análise da informação existente para a caracterização física da ribeira de Couros; definição do plano de monitorização e realização de campanhas de amostragem para medição dos parâmetros de qualidade a modelar; desenvolvimento de um modelo simplificado de evolução do OD num trecho fluvial da ribeira de Couros; e calibração e validação do modelo com base nos resultados obtidos através da monitorização.

Em fase de desenvolvimento encontra-se um modelo de qualidade da água da ribeira de Couros, que permitirá simular e avaliar vários cenários de gestão do sistema para diferentes condições hidrodinâmicas, integrando aqueles programas de cálculo automático nas suas sucessivas fases de desenvolvimento.

Numa primeira fase, este modelo visa simular os fenómenos de desoxigenação e de rearejamento, de modo a caracterizar a evolução da concentração do OD, tendo em consideração as principais fontes e consumos. Os resultados obtidos nas várias campanhas de amostragem, para além de permitirem avaliar a evolução da concentração de OD ao longo de vários pontos da ribeira de Couros, de modo a identificar as zonas mais críticas em termos de impacto de descargas de águas residuais, servirão, também, para a calibração e progressiva validação deste modelo, face à dinâmica dos processos fluviais.

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 km², 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 como canalizada sob solos urbanizados dentro da própria cidade. A Ribeira de Couros atravessa cinco zonas principais da cidade de Guimarães (

Figura 1): Parque da Cidade, Zona das Hortas, Zona de Couros, Novo Mercado Municipal/Alameda Mariano Felgueiras e Veiga de Creixomil, onde desagua no rio Selho, afluente do rio Ave. Este sistema hídrico natural está sujeito a um conjunto de pressões tanto pela emissão de efluentes domésticos e industriais, como pela ocupação urbanística do solo que tem vindo a aumentar, factos que se refletem na sua qualidade em termos ambiental, paisagística e estética.



Figura 1 Mapa das diferentes zonas (rurais e urbanas) da Ribeira de Couros (Guimarães)

A qualidade da água deste meio hídrico é muitas vezes posta em causa devido a descargas frequentes quer das redes públicas de saneamento, águas pluviais e residuais, quer das várias indústrias que se foram instalando nas suas margens. Na Figura 2 apresenta-se como exemplo o efeito de uma descarga e o impacto observado ao longo dum trecho da ribeira de Couros.



Figura 2 Efeito de uma descarga de águas residuais e seu impacto num trecho da ribeira de Couros

A existência de levantamentos topográficos e cadastrais deste curso de água em ambiente urbano, com informação relativa quer à morfologia da ribeira, quer à presença de descargas de escorrências urbanas (residuais e pluviais), permitiram selecionar as secções mais relevantes para a monitorização do sistema. Esta seleção teve por base a consideração as características específicas deste curso de água, nomeadamente a sua geometria, a presença de descargas, as condições de mistura nos diferentes trechos, a presença de estruturas de retenção (açudes), descarregadores, bem como as condições de acessibilidade para recolha de amostras.

Com base nestes critérios foram selecionados 17 pontos de amostragem, situados nas quatro primeiras das seis zonas identificadas na Figura 1. Na Figura 3 apresenta-se uma ilustração das secções características em cada um dos quatro trechos monitorizados: Trecho 1 – Parque da Cidade (Nascente); Trecho 2 – Parque da Cidade (Poente); Trecho 3 – Hortas; e Trecho 4 – Couros.



Figura 3. Características dos locais de amostragem relativos a cada um dos quatro trechos monitorizados

A cada ponto de amostragem foi atribuído uma designação, com base no trecho em que este se localiza, para uma mais fácil identificação do mesmo (Quadro 1).

Quadro 1. Designação atribuída a cada seção de monitorização

Trecho	Zona	Ponto de amostragem	Designação
1	Parque da Cidade (Nascente)	1	T1_P1
		2	T1_P2
		3	T1_P3
		4	T1_P4
2	Parque da Cidade (Poente)	5	T2_P1
		6	T2_P2
		7	T2_P3
		8	T2_P4
		9	T2_P5
3	Hortas	10	T3_P1
		11	T3_P2
		12	T3_P3
		13	T3_P4
4	Couros	14	T4_P1
		15	T4_P2
		16	T4_P3
		17	T4_P4

2.2 Programa de monitorização

Atendendo à inexistência de informação disponível relativamente aos parâmetros de qualidade da água referentes a este curso hídrico, indispensáveis à caracterização dos fenómenos envolvidos no balanço do OD, desenvolveu-se um programa de monitorização em que foram efetuadas vinte campanhas de amostragem abrangendo as dezassete secções selecionadas, com início a 21 de Março de 2012 e término a 31 de Julho.

Estas campanhas realizaram-se em períodos predominantemente secos (dado tratar-se de um ano hidrológico atipicamente seco), tendo-se ainda assim conseguido realizar algumas campanhas após eventos pluviométricos, embora de curta duração e baixa intensidade.

Refira-se que estas condições, embora propícias ao registo de situações críticas em termos de estado de oxigenação do meio hídrico, condicionaram significativamente a validação do modelo hidrodinâmico dada a pequena amplitude do valor dos caudais ocorridos, pelo que esta tarefa terá de ser desenvolvida em fase posterior.

Em cada uma das campanhas efetuadas foram monitorizados *in situ* os seguintes parâmetros: OD, pH, temperatura e ORP, recorrendo-se a equipamento analítico diverso (Figura 4).



Figura 4. Equipamento analítico utilizado na monitorização da qualidade da água

O OD foi medido com recurso a um medidor de oxigénio dissolvido portátil, *Hanna Instruments* 9146, sendo todas as medições compensadas em função da temperatura da água. A temperatura, o pH e o ORP foram medidos utilizando um medidor portátil com microprocessador, *Hanna Instruments* 8424. Este aparelho possibilita efetuar medições tanto de pH como de ORP, sendo apenas necessário adaptar-se o eletrodo de medição específico para cada um dos parâmetros. A temperatura e o pH foram medidos em simultâneo, através da sonda de temperatura deste equipamento, *Hanna Instruments* 7662, e do eletrodo de pH, *Hanna Instruments* 1230B. Para a medição do ORP foi utilizado o eletrodo de ORP, *Hanna Instruments* 3230B.

A monitorização da CBO incidiu em doze das dezassete secções de amostragem, que foram criteriosamente selecionadas tendo em consideração a existência de descargas próximas dessas secções. A CBO foi determinada com base no chamado *método Oxitop* (Figura 5), nome associado a um tipo de equipamento que regista diariamente e de forma automática os valores de pressão negativa que se gera no espaço vazio da garrafa de incubação, que é relacionada com a quantidade de CBO. A matéria orgânica contida na amostra é oxidada pela ação microbiana ao mesmo tempo que há consumo de oxigénio. Na parte interior dos medidores são colocadas pastilhas de hidróxido de sódio, NaOH, que absorvem o dióxido de carbono que se vai libertando. A incubadora possui tabuleiros magnéticos que possibilitam uma agitação contínua da amostra ao longo dos 5 dias do ensaio.



Figura 5. Determinação da CBO através do *método Oxitop*

3. ANÁLISE DOS RESULTADOS

Na Figura 6 são apresentados os resultados de duas campanhas de monitorização ao longo das dezassete secções de amostragem, realizadas em condições climáticas típicas e bem distintas: a primeira (em 24 de Abril) corresponde a uma campanha realizada durante um período pluvioso, enquanto a segunda (em 31 de Julho) decorreu em período seco (estiagem). Deste modo, pretendeu-se evidenciar a correlação verificada entre a ocorrência/ausência de eventos pluviométricos e a maior ou menor amplitude da variação da concentração de OD nesse trecho fluvial urbano.

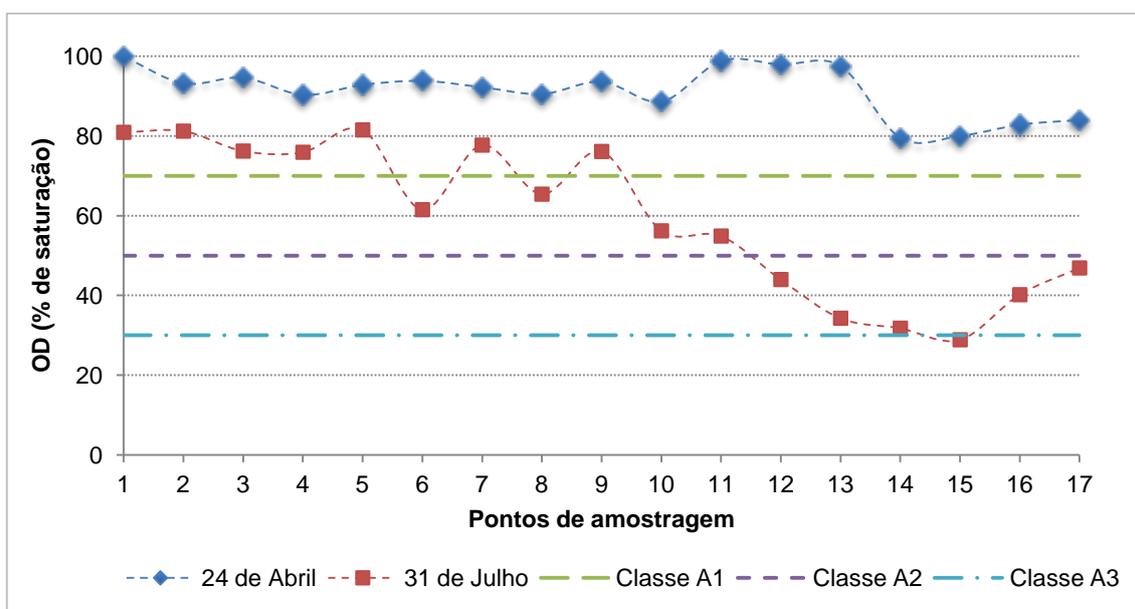


Figura 6 Variação da concentração de OD ao longo dos vários pontos de amostragem em duas campanhas com condições pluviométricas distintas (húmida e de estiagem)

Uma vez que a temperatura da água é um dos fatores que maior influência exerce sobre os valores de saturação de OD, é importante referir que durante a primeira campanha de amostragem a temperatura da água era de aproximadamente 13 °C enquanto na segunda campanha era de aproximadamente 17 °C.

A análise dos resultados permite verificar que, na monitorização de 24 de Abril, as concentrações de OD (expressas em % de saturação) foram sempre superiores às concentrações de OD obtidas na monitorização de 31 de Julho. Esta diferença já era espectável face ao efeito da diluição na diminuição das concentrações de CBO e respetivo impacto na intensidade do fenómeno de desoxigenação. Deste modo, confirma-se que mesmo nas secções mais críticas a ocorrência de eventos pluviométricos contribui para uma melhoria do estado de oxigenação do meio hídrico. Verifica-se, de acordo com estes resultados, que o valor regulamentar a observar (50% de saturação) como limite para a qualidade mínima das águas superficiais não foi atingido numa extensão muito significativa do trecho urbano, o que o identifica como zona muito vulnerável à poluição de natureza orgânica, sendo que no ponto 15 apenas se registou metade desse valor.

No que respeita à temperatura da água, foi possível constatar que esta não sofreu grandes variações nos períodos de amostragem de 21 de Março a 12 de Abril, apresentando um valor médio de 16 °C. Durante o período de 17 a 30 de Abril este parâmetro sofreu uma diminuição, caracterizando-se por um valor médio de 13 °C. Após a campanha de

amostragem de 10 de Maio e até à última monitorização, a 31 de Julho, a temperatura volta a aumentar, exibindo um valor médio de 17 °C.

O pH foi o parâmetro monitorizado que sofreu menos oscilações ao longo das seções de amostragem e ao longo do período de monitorização. Foi possível verificar que este parâmetro atingiu o seu valor mínimo no primeiro ponto de amostragem do trecho 1, durante a monitorização ocorrida a 30 de Abril. Em oposição, o valor máximo de pH verificado corresponde à campanha de amostragem de 25 de Junho e verificou-se no ponto de amostragem 11.

Na Figura 7 é possível observar a variação do ORP no ponto de monitorização 11, ao longo das várias campanhas de amostragem, visto esta seção ser aquela onde se verificam maiores oscilações nos valores deste parâmetro, com um mínimo de 22,2 mV, em 14 de Junho, e um máximo de 317,8 mV, em 25 de Maio. Refira-se, no entanto, que estes valores não correspondem aos valores absolutos extremos (mínimo e máximo) ocorridos para todo o período de monitorização. Efetivamente, o valor mínimo de ORP (3,8 mV) ocorreu no ponto de amostragem 17 e o valor máximo (366,9 mV) foi atingido no ponto de amostragem 9. Refira-se que o período de monitorização do ORP apenas se iniciou a 17 de Abril, pelo que não existem valores correspondentes às quatro primeiras campanhas.

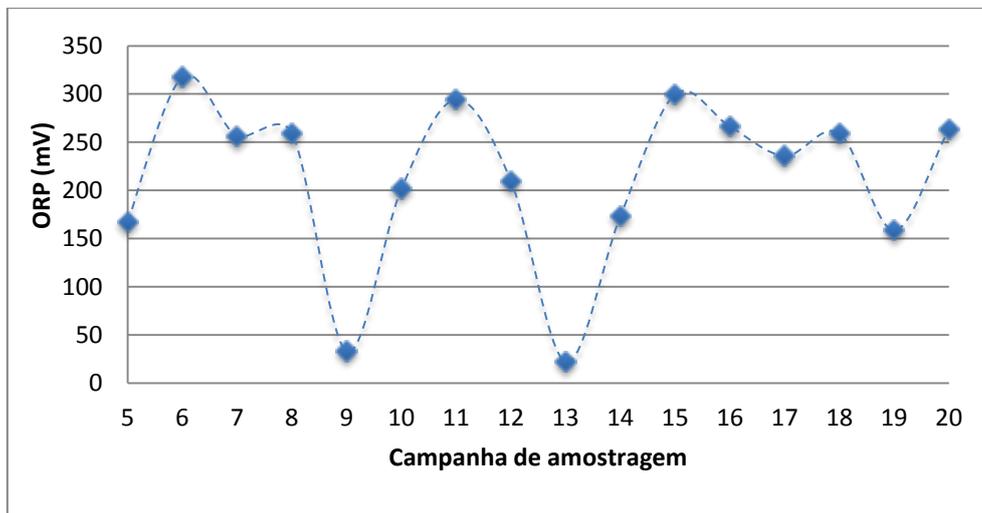


Figura 7. Variação temporal do valor do ORP no ponto de amostragem 11

Relativamente à monitorização do parâmetro CBO_5 , foram realizadas dez campanhas de monitorização, em doze pontos de amostragem, que ocorreram entre 25 de Maio e 25 de Julho de 2012.

Na Figura 8 apresenta-se, como exemplo, a variação semanal da concentração de CBO_5 observada no mês de Julho nos doze pontos de amostragem utilizados, por corresponder ao período em que se verificaram as alterações mais significativas no valor desse parâmetro de qualidade.

Dos resultados obtidos constata-se que o valor de CBO_5 mais elevado ocorreu na secção 5 do trecho 2 (ponto de amostragem 9), com um valor de 53 mg/L e na campanha de 11 de Julho. Saliente-se que as amostras recolhidas no ponto 11 foram as que apresentaram valores mais baixos de CBO_5 ao longo das várias campanhas.

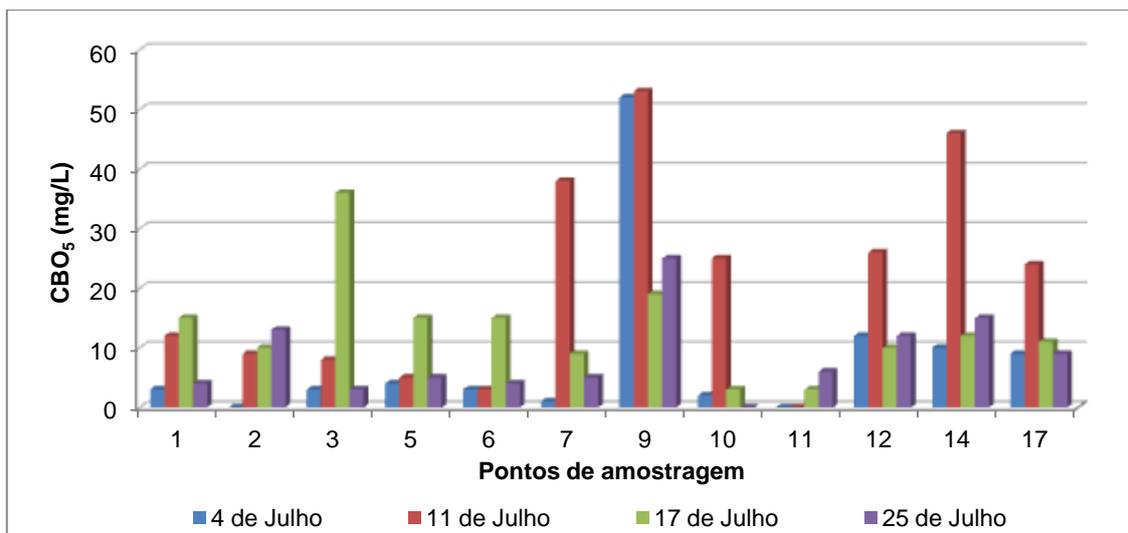


Figura 8 Variação da CBO₅ ao longo dos vários trechos da ribeira de Couros (Julho, 2012)

As amostras recolhidas nos pontos 1 e 2 obtiveram valores nulos deste parâmetro nos testes realizados a 25 de Maio, 8 de Junho, 15 de Junho e 27 de Junho. Os testes de 15 de Junho foram aqueles em que se verificaram os valores mais baixos, tendo-se alcançado valores nulos em seis dos doze pontos de amostragem.

4. CONCLUSÕES

Os parâmetros de qualidade da água monitorizados ao longo das várias campanhas de amostragem sofreram, dum modo geral, variações sensíveis tanto em termos temporais (no período de monitorização) como espaciais (ao longo do trecho fluvial monitorizado).

Através das várias campanhas de monitorização foi possível constatar que o trecho 4 (Zona de Couros), em plena zona urbana é aquele em que se verificam concentrações de OD mais baixas, sendo por isso o trecho mais crítico, estando essa ocorrência associada a existência de descargas de águas pluviais e residuais não tratadas que aí afluem. A menor concentração de OD registada (em % de saturação) teve lugar no ponto de amostragem 15 com um valor igual a 27%. Foi ainda notório que no ponto de monitorização 13 houve uma crescente diminuição da concentração de OD a partir de 2 de Julho, sendo esta ainda mais evidente nas duas últimas campanhas de amostragem. O valor de OD mais elevado ocorreu na terceira seção de amostragem do trecho 3 (ponto 12) com um valor de 110%. No trecho 1 a variação da concentração de OD ao longo do tempo de monitorização foi pouco significativa apresentando um valor médio de 75%. Nos trechos 2 e 3 o valor médio da concentração de OD aproximou-se dos 72% e no trecho 4 o valor médio observado é significativamente menor (cerca de 53%) e com maior variância.

O pH sofreu pequenas alterações quer ao longo das várias seções quer ao longo do período de monitorização. De uma forma mais generalizada, o pH apresentou um valor médio de 6,8, estando assim muito próximo do valor neutro.

O ORP não apresentou um comportamento similar ao pH ou à temperatura, alterando-se significativamente tanto ao longo das seções de amostragem como ao longo do tempo de monitorização.

Nos trechos 1 e 2 verificaram-se problemas relacionados com o excesso de vegetação no leito, falta de limpeza das margens e do leito da ribeira. O trecho 3 é aquele em que é mais visível a alteração acentuada das características da ribeira após eventos pluviométricos.

Em linhas de água que atravessam áreas urbanas, a maioria da CBO resulta da existência de descargas de efluentes domésticos, podendo a restante ser matéria orgânica natural da degradação de biomassa. O facto de os valores de CBO₅ observados terem revelado um aumento tendencial ao longo das campanhas realizadas, sobretudo durante o mês de Julho, parece confirmar que os períodos mais críticos, em termos de oxigenação, com ocorrência de maiores concentrações de matéria orgânica no meio hídrico, resultam da diminuição do efeito de diluição associada a períodos de estiagem (menores caudais), pelo que se recomenda a adoção urgente de medidas de mitigação adequadas. Tais medidas deverão incidir numa erradicação progressiva quer de afluências indevidas aos sistemas de drenagem urbana, quer de eventuais descargas de efluentes domésticos não tratados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Corbitt, R.A. (1990). *Standard handbook of environmental engineering*. McGraw-Hill, Inc.
- Duarte, A.A.L.S.; 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.
- Duarte, A.A.L.S., Pinho, J.L., Vieira, J.P., Boaventura, R.A.R. (2003). Modelação da dispersão longitudinal em sistemas fluviais. Casos de estudo. *Engenharia Civil UM*, **16**, 63-73.
- Goncharuk, V.V., Bagrii, V.A., Mel'nik, L.A., Chebotareva, R.D., Bashtan, S.Y. (2010). The use of redox potential in water treatment processes. *Physical and chemistry of water treatment processes*, **32** (1), 3-19.
- ICIM (1992). *Duflow, A Micro-Computer Package for the Simulation of Unsteady Flow and Water Quality Processes in One-Dimensional Channel Systems*, Bureau ICIM, Rijswijk.
- Ji, Zhen-Gang (2008). *Hydrodynamics and water quality – Modeling Rivers, Lakes and Estuaries*. Ed. Wiley-Interscience.
- Ji, Z.; Vriend, H.; Hu, C. (2003). Application of SOBEM model in the yellow River estuary. In *International Conference on Estuaries and Coasts. China*.
- 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.
- 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.
- Vieira, J.M.P. (2003). Gestão da Água em Portugal. Os Desafios do Plano Nacional da Água. *Engenharia Civil UM*, **16**, 5-12.
- Vieira, J.M.P., Duarte, A.A.L.S., Pinho, J.L.S. (1998). Aplicação de um modelo de qualidade da água do Rio Cávado ao estudo do impacto da captação de água de Areias de Vilar. *Actas do 8º Encontro Nacional de Saneamento Básico (ENaSB)* (CD-Rom), APESB, Lisboa.