

NOVAS ABORDAGENS NA MODELAÇÃO DO CLORO RESIDUAL

Laura MONTEIRO¹; David FIGUEIREDO²; Sandra DIAS³; Raquel FREITAS⁴, José MENAIA⁵, Dídia COVAS⁶; Sérgio T. COELHO⁷

RESUMO

Na presente comunicação descreve-se e apresentam-se os principais resultados de um estudo de modelação do decaimento do cloro residual realizado em parte do sistema adutor da Águas do Algarve, S.A. O estudo compreendeu a realização de ensaios laboratoriais, medições de campo e modelação matemática em EPANET. Foram testados três modelos da cinética do decaimento do cloro no seio do escoamento, tendo-se concluído que qualquer um deles descreve com exactidão o decaimento desde que o coeficiente de parede seja devidamente calibrado. Contudo o coeficiente de parede toma valores diferentes consoante o modelo da cinética considerado.

Neste estudo foram ainda identificados alguns factores que influenciam decisivamente o rigor do modelo de decaimento de cloro residual. Destes salientam-se a fiabilidade das medições *online* de cloro, a variação da taxa de decaimento com a temperatura da água e a calibração do coeficiente de parede.

Foi ainda testado o novo EPANET Java, uma aplicação que incorpora as capacidades de modelação hidráulica e de qualidade da água do EPANET num ambiente gráfico e interactivo. A sua utilização facilitou a execução e visualização dos resultados das simulações.

Palavras-chave: qualidade da água, decaimento do cloro, cinética, modelação matemática, EPANET.

- 1 - Engenheira Biológica, Bolseira de Doutoramento, Núcleo de Engenharia Sanitária, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, lmonteiro@lnec.pt.
- 2 - Engenheiro do Ambiente, Bolseiro de Investigação, Núcleo de Engenharia Sanitária, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, dfigueiredo@lnec.pt
- 3 - Engenheira dos Recursos Hídricos, Técnica de Operação, Direcção de Operações - Água, Águas do Algarve, S.A., s.dias@aguasdoalgarve.pt
- 4 - Engenheira Química, Responsável Técnica de Laboratório, Laboratório, Águas do Algarve, S.A., r.freitas@aguasdoalgarve.pt
- 5 - Doutor em Ciências e Engenharia do Ambiente, Chefe do Laboratório de Engenharia Sanitária, Núcleo de Engenharia Sanitária, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, jmenaia@lnec.pt.
- 6 - Doutora em Engenharia Civil, Professora Associada, Departamento de Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico, didia.covas@tecnico.ulisboa.pt
- 7 - Doutor em Engenharia Civil, Chefe do Núcleo de Engenharia Sanitária, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, stcoelho@lnec.pt.

1. INTRODUÇÃO

A manutenção de concentrações residuais de cloro na água dos sistemas de adução e distribuição é uma prática mundialmente generalizada para contrariar a degradação da qualidade microbiológica da água. Contudo, a concentração de cloro diminui à medida que a água percorre os sistemas, podendo atingir valores inferiores aos que garantem a sua eficácia como barreira sanitária (ca., 0,2 mg/L). Por outro lado, além de poder conferir sabor à água, concentrações relativamente elevadas de cloro residual (>0,6 mg/L) podem conduzir à formação de subprodutos da desinfecção (e.g., trihalometanos, ácidos haloacéticos) em quantidade excessiva. Interessa, portanto, manter as concentrações de cloro residual dentro de uma gama relativamente estreita, de modo a garantir a segurança da água para a saúde pública.

A modelação do cloro é de grande utilidade na gestão do cloro residual, uma vez que permite simular a evolução da sua concentração ao longo das redes de adução e distribuição. Assim, a modelação pode ser usada para otimizar as dosagens de cloro, avaliar a localização de pontos críticos onde o cloro pode atingir concentrações insuficientes, bem como avaliar a necessidade e localizações de pontos de rechloragem.

Contudo, a implementação de modelos de decaimento do cloro é ainda uma tarefa difícil pela sua complexidade, dado requerer um modelo hidráulico que descreva com exatidão os tempos de percurso da água no sistema, bem como o conhecimento duma grande diversidade de informação, em particular, a relativa à cinética de decaimento do cloro.

O decaimento do cloro em sistemas de adução e distribuição deve-se essencialmente à sua reacção química com a matéria orgânica natural (MON) da água e com matérias da superfície interna das condutas (biofilme, sedimentos, material da conduta). A cinética do decaimento do cloro é, portanto, habitualmente descrita pela soma do decaimento que ocorre no seio do escoamento (bulk decay) e na parede (wall decay).

O decaimento no seio do escoamento pode ser descrito por uma cinética de ordem n em relação ao cloro (Rossman, 2000) de acordo com a seguinte equação:

$$\frac{dC}{dt} = -k_b C^n \quad (1)$$

em que:

C – concentração de cloro (mg/L)

t – tempo (dia)

k_b – constante de velocidade de reacção (ou constante de decaimento) no seio do escoamento ($L^{n-1}/mg^{n-1}/dia$)

n – ordem da reacção (adimensional)

Pela sua simplicidade, é prática comum assumir que o decaimento segue uma cinética de primeira ordem ($n = 1$) em relação ao cloro. Contudo, tal conduz frequentemente a incertezas que comprometem os resultados da modelação. Alternativamente, pode recorrer-se a cinéticas de ordem acima de um ($n > 1$), o que em muitos casos permite reduzir incertezas.

Mesmo assim, e porque a lei cinética expressa pela equação 1 é uma simplificação dos mecanismos e parâmetros de que depende a velocidade do consumo de cloro, outros modelos têm sido propostos para descrever o decaimento (Clark, 1998; Jonkergouw *et al.*, 2009; Kastl *et al.*, 1999).

Recentemente Fisher *et al.* (2011a) apresentaram um modelo da cinética de segunda ordem com dois reagentes, designado por modelo 2R. Este modelo assume que o cloro reage na água com dois tipos de compostos orgânicos com diferente reatividade em relação ao cloro (*fast reducing agents* e *slow reducing agents*). Assim, o modelo 2R inclui, além da concentração de cloro, a concentração e tipo de MON presente na água como determinantes da taxa de decaimento:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{dC_f}{dt} + \frac{dC_s}{dt} = -k_f C C_f - k_s C C_s \quad (2)$$

em que:

C – concentração de cloro (mg/L)

C_f – concentração de compostos orgânicos que reagem rapidamente (mg Cl-equivalente/L)

C_s – concentração de compostos orgânicos que reagem lentamente (mg Cl-equivalente/L)

t – tempo (dia)

k_f – constante de velocidade da reacção rápida (L/mg /h)

k_s – constante de velocidade da reacção lenta (L/mg /h)

Fisher *et al.* (2011a) defendem que este modelo é o que melhor descreve o decaimento do cloro no seio do escoamento. Contudo, tal afirmação carece ser demonstrada, uma vez que foi apenas testado em ensaios laboratoriais e não à escala real. Acresce que, embora mais abrangente quanto aos mecanismos de consumo de cloro no seio da água, o modelo tem o seu sucesso limitado pela estimativa das constantes k_f e k_s e das concentrações iniciais de C_f e C_s que, pela sua complexidade, pode conduzir a diferentes valores.

A aplicação de qualquer dos modelos cinéticos de decaimento no seio do escoamento requer a realização prévia de ensaios laboratoriais e a determinação dos parâmetros das equações por ajuste dos modelos aos resultados experimentais.

No que se refere ao decaimento do cloro na parede, a sua descrição em condutas não metálicas recorre frequentemente à lei cinética de primeira ordem:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{2k_w k_F}{R(k_w k_F)} C \quad (3)$$

em que:

C – concentração de cloro (mg/L)

t – tempo (dia)

k_w – constante de velocidade de reacção (ou constante de decaimento) junto à parede (m/dia)

k_F – coeficiente de transferência de massa (m/dia)

R – raio da conduta (m)

A aplicação deste modelo requer o conhecimento da constante de decaimento de parede (k_w). Contudo, devido à impossibilidade de medir este parâmetro, na prática o valor de k_w é ajustado na calibração do modelo global de decaimento de cloro, com base nas concentrações de cloro medidas ao longo do sistema.

A modelação do cloro ou de qualquer outro parâmetro de qualidade da água só pode ser desenvolvida sobre um bom modelo hidráulico. Entre as entidades gestoras portuguesas é comum a utilização do EPANET 2.0 que, para além da modelação hidráulica, permite simular a evolução da concentração de cloro nos sistemas por aplicação de uma cinética de ordem n . Para a utilização de cinéticas mais complexas ou de vários parâmetros de qualidade da água em simultâneo, é necessário recorrer à extensão MSX (*multi-species extension*) do EPANET. Esta extensão permite que o utilizador simule diversos parâmetros de qualidade da água e use as equações mais adequadas às condições de cada sistema. Contudo, a falta de interface gráfica e a necessidade de correr em sistema operativo MS-DOS, fazem do EPANET-MSX um *software* pouco atractivo para utilização pelas entidades gestoras. O novo EPANET Java, desenvolvido no LNEC no âmbito do projecto AWARE-P, torna possível a visualização de simulações de qualidade da água de modelos desenvolvidos em MSX, com integração no Google Earth®.

Nesta comunicação apresentam-se os primeiros resultados de modelação do cloro residual no Adutor Nascente integrante do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve, desenvolvido pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico e Águas do Algarve S.A. em EPANET Java. Neste trabalho, foi testada a aplicação do modelo da cinética 2R para descrição do decaimento do cloro no seio do escoamento. Foram ainda identificadas as principais fontes de incerteza do modelo.

2. METODOLOGIA

2.1 Caso de estudo

Como caso de estudo foi seleccionado o Adutor Nascente da entidade AdA, um sistema ramificado com cerca de 23 km de comprimento que transporta água desde a estação de tratamento de água (ETA) de Tavira até ao reservatório do Cabeço, em Castro Marim. O sistema tem seis pontos de entrega a reservatórios municipais. O escoamento é gravítico e unidirecional, e a velocidade é controlada pelos níveis de água nos reservatórios. Assim, a velocidade de escoamento e, logo, o tempo de percurso da água no sistema, é função dos perfis de consumo de água nos pontos de entrega.

Os diâmetros das condutas variam entre 1500 e 450 mm na conduta principal, e entre 400 e 100 mm nas condutas secundárias. As condutas são predominantemente de ferro fundido dúctil com revestimento cementício e têm cerca de 15 anos de funcionamento.

A água que abastece o adutor provém da ETA de Tavira, que trata água da albufeira de Beliche por processo convencional. A concentração média de carbono orgânico dissolvido (COD) na água tratada durante o período em estudo (13 a 19 de fevereiro de 2013) era de ca. 1.5 mg C/L e as concentrações de compostos inorgânicos (ferro, amónia, manganês) eram muito baixas, encontrando-se abaixo dos limites de quantificação dos respectivos métodos analíticos. A concentração média de cloro à saída da ETA era de 0.83 mg/L, e de 0.60 mg/L à entrada do reservatório do Cabeço.

2.2 Ensaios laboratoriais

Os ensaios laboratoriais consistiram na realização de *bottle tests* de acordo com o procedimento descrito por Powell *et al.* (2000). Foram realizados seis ensaios de decaimento do cloro residual com água tratada colhida à saída da ETA, às temperaturas de 5, 10, 15, 20, 25 e 30°C (incubadora Velp Scientifica, modelo FOC225E). A concentração de cloro foi determinada pelo método do DPD (APHA *et al.*, 1998) com colorímetro Hach®.

Aos resultados de cada ensaio foram ajustadas três equações de cinéticas de decaimento do cloro (primeira ordem, ordem n e modelo 2R) por minimização dos erros quadráticos entre os valores medidos e os estimados, usando a função Solver do Excel®. No caso da cinética de primeira ordem, foi apenas estimado o parâmetro k_b , enquanto na cinética de ordem n foram simultaneamente estimados k_b e n . Para estimar os parâmetros do modelo 2R (k_f , k_s , C_f e C_s iniciais) foi usado o software Scientist®. Para avaliação do ajuste dos modelos cinéticos aos resultados dos ensaios laboratoriais foi calculada a Raiz do Erro Quadrático Médio (REQM).

As constantes de decaimento (k_b , k_f e k_s) estimadas com cada modelo da cinética foram relacionadas com a temperatura da água. Os correspondentes parâmetros de Arrhenius foram estimados por regressão linear.

2.3 Campanha de medições de cloro

Foi realizada uma campanha de medições de cloro em diversos pontos do adutor em estudo. Durante a campanha, que teve dois dias de duração, foram realizadas 25 determinações de cloro residual, em todos os pontos de entrega do sistema.

Além das medições efectuadas no local foram ainda recolhidos os registos das medições *online* de dois analisadores de cloro existentes nos pontos de entrega de Perogil (Polymetron) e Santa Rita (Fischer-Porter), localizados a cerca de 1/3 e 2/3 do percurso da água.

2.4 Modelação do cloro

O modelo de decaimento do cloro assentou no modelo hidráulico, previamente implementado pela AdA em EPANET 2.0. Para a construção do modelo hidráulico foram usados os registos de caudal em cada ponto de entrega, com uma resolução de 1 min, durante uma semana. As simulações de qualidade da água foram efectuadas com um passo de tempo de 1 min.

O padrão de entrada de cloro no adutor foi construído com base nos registos de cloro medidos pelo analisador *online* (Polymetron) instalado à saída da ETA de Tavira. O funcionamento deste analisador foi verificado três vezes durante a semana em estudo.

Foram desenvolvidos três modelos de decaimento de cloro, diferindo na lei cinética usada para descrever o decaimento no seio do escoamento. Em todos os modelos foi assumida uma cinética de primeira ordem para o decaimento de parede. A calibração dos modelos consistiu no ajuste sequencial do coeficiente de parede de forma a minimizar a diferença entre as concentrações de cloro medidas e as previstas pelo modelo. Para tal as concentrações de cloro estimadas por cada um dos modelos foram comparadas com 12 das concentrações medidas no adutor. Para validação do modelo global de decaimento foram utilizadas as restantes 13 medições de cloro. Uma vez que os materiais das condutas e o tempo de serviço são idênticos para todo o sistema, assumiu-se um único valor para k_w .

Para validação dos modelos, foram comparadas as medições efectuadas durante a campanha com as previstas pelos modelos para o mesmo local e hora. Para melhor avaliar a capacidade dos modelos desenvolvidos para descrever as variações da concentração de cloro ao longo do tempo foram ainda comparados os resultados dos modelos com os registos dos analisadores automáticos ao longo de cinco dias.

Todas as simulações foram efectuadas em EPANET Java.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ensaio laboratoriais

Os três modelos da cinética testados descreveram com exatidão a evolução da concentração de cloro nos ensaios laboratoriais a diversas temperaturas, tal como indicam os correspondentes baixos valores obtidos para REQM (Quadro 1).

Quadro 1 – Ajuste dos modelos de decaimento no seio do escoamento aos ensaios laboratoriais.

T (°C)	RAÍZ DO ERRO QUADRÁTICO MÉDIO (mg/L)		
	1ª ORDEM	ORDEM N	2R
10	0,03	0,03	0,03
15	0,02	0,01	0,00
20	0,05	0,01	0,01
25	0,02	0,02	0,02
30	0,02	0,01	0,02

As diferenças de REQM entre os vários modelos foram insignificantes, assim mostrando que ao descrever o decaimento do cloro no seio do escoamento da água em estudo não há um acréscimo significativo de exatidão pelo uso de modelos de cinéticas mais complexas, como a do modelo 2R.

Os ensaios laboratoriais mostraram ainda que as constantes de velocidade de reacção dos modelos variam com a temperatura de acordo com a lei de Arrhenius (Figura 1).

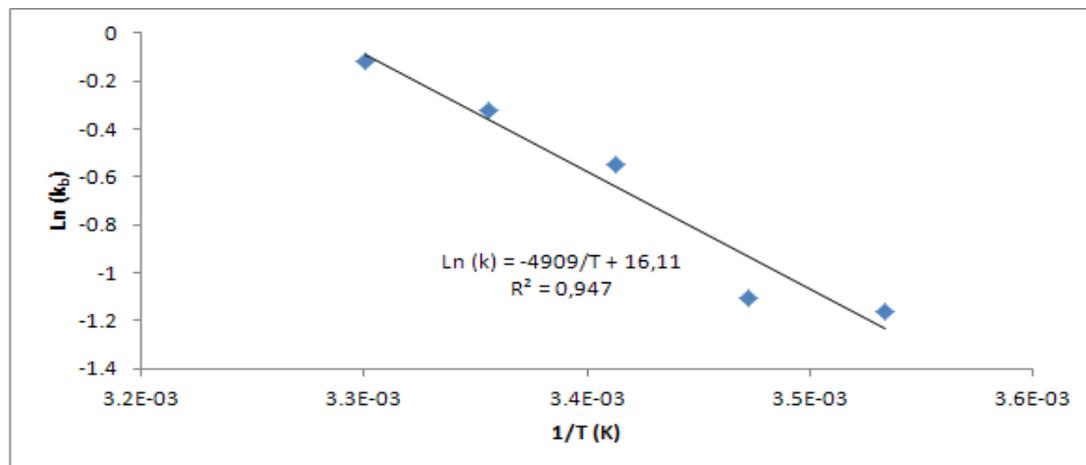


Figura 1 – Efeito da temperatura na constante de velocidade de reacção no seio do escoamento (k_b).

Após determinação dos parâmetros da equação de Arrhenius, foram estimadas as constantes de velocidade de reacção de cada modelo para a temperatura média da água no sistema durante o período em estudo (13°C). Os parâmetros dos modelos da cinética obtidos e posteriormente usados na simulação do decaimento de cloro no sistema da AdA apresentam-se no Quadro 2.

Quadro 2 – Parâmetros dos modelos da cinética de decaimento do cloro no seio do escoamento (a 13°C)

1ª ORDEM	ORDEM N (N = 1,2)	MODELO 2R			
K_B (/dia)	K_B ($L^{0.2}/mg^{0.2}/dia$)	C_{F0} (mg cl- equivalente/L)	C_{S0} (mg cl- equivalente/L)	K_F (L/mg/dia)	K_S (L/mg/dia)
0,27	0,35	0,03	1,85	6,74	0,17

A variação das constantes de decaimento no seio do decaimento (k_b , k_f e k_s) com a temperatura demonstra a necessidade de estimar correctamente estes parâmetros em função das variações sazonais da temperatura da água nos sistemas de adução e distribuição.

3.2 Desenvolvimento do modelo

A modelação do cloro no caso de estudo iniciou-se com a modelação do decaimento no seio do escoamento, por aplicação dos três modelos da cinética em estudo, e atribuindo o valor zero ao coeficiente de decaimento de parede. As concentrações de cloro estimadas por qualquer um dos modelos foram, na maioria dos casos, superiores às medidas (Figura 2a). De uma forma geral, essa diferença foi maior para o modelo de 1.ª ordem do que para o modelo de ordem n (com $n=1,2$), tendo o modelo 2R obtido menores diferenças em relação aos valores medidos, o que se confirma também pelos valores dos erros calculados para cada modelo (Quadro 3).

Com qualquer um dos modelos, a diferença entre as concentrações medidas e calculadas foram maiores nos pontos de entrega mais distantes da ETA, o que indica um aumento crescente da contribuição de outros factores para o decaimento do cloro com o aumento do tempo de permanência da água no sistema. Esta contribuição para o decaimento do cloro é tradicionalmente atribuída às reacções que ocorrem junto da parede.

Foram calibradas as constantes de velocidade de reacção junto à parede (k_w) de forma a minimizar a diferença entre as concentrações medidas e estimadas (Figura 2b e Quadro 3).

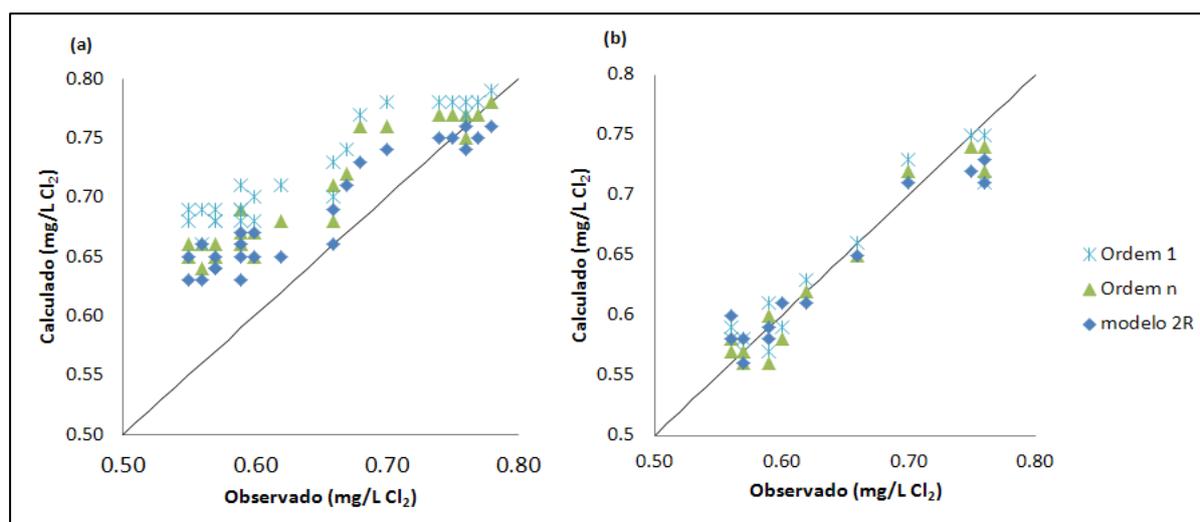


Figura 2 – Gráfico de correlação entre as concentrações de cloro medidas e as estimadas pelos modelos de ordem 1, n (1,2) e modelo 2R assumindo (a) só decaimento no seio do escoamento e (b) decaimento no seio do escoamento e junto à parede.

Tal como verificado por outros autores (Vasconcelos *et al.*, 1997), a introdução de um factor de decaimento de parede melhorou significativamente os modelos desenvolvidos, cujos REQM foram idênticos à incerteza do método de medição de cloro (Quadro 3). Da aplicação de qualquer um dos modelos de decaimento no seio do escoamento resultou uma boa simulação do decaimento global de cloro no sistema, após incorporação do decaimento de parede.

De salientar que quanto menor foi o erro do modelo de decaimento no seio do escoamento, menor foi também o valor do coeficiente de parede calibrado para o mesmo nível de exactidão do modelo global de decaimento (REQM de 0,02 mg/L). Esta observação indica que o coeficiente de parede está a ser sobrestimado, reflectindo não só o decaimento devido ao biofilme, sedimentos e material das condutas, mas incluindo também outras imprecisões da modelação, tal como sugerido por Fisher *et al.* (2011b). A correcta determinação deste parâmetro revela-se assim como um factor chave para a obtenção de modelos fiáveis de decaimento de cloro em sistemas de abastecimento de água.

Quadro 3 – Erro dos modelos desenvolvidos e valores de k_w calibrados para cada modelo

MODELO DA CINÉTICA	k_w (m/dia)	REQM (mg/L)	
		DECAIMENTO NO SEIO DO ESCOAMENTO	DECAIMENTO NO SEIO DO ESCOAMENTO + JUNTO À PAREDE
Ordem 1	0,040	0,09	0,02
Ordem n (1,2)	0,035	0,07	0,02
2R	0,025	0,06	0,02

3.3 Avaliação do desempenho do modelo ao longo do tempo

A comparação das concentrações estimadas pelos modelos desenvolvidos com as das medições *online* dos dois analisadores automáticos instalados nos pontos de entrega de Perogil e Santa Rita permitiu avaliar o desempenho dos modelos ao longo do tempo (Figura 3).

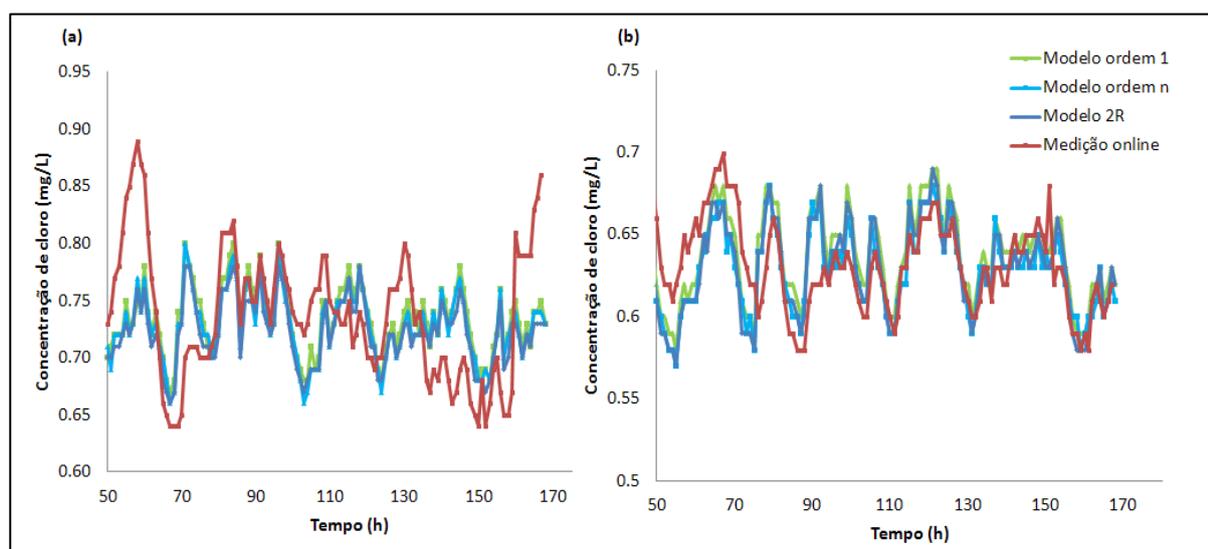


Figura 3 – Comparação das concentrações de cloro medidas pelos analisadores automáticos em (a) Perogil e (b) Santa Rita com as estimadas pelos modelos de decaimento global.

Na Figura 3 apresentam-se as séries de dados referentes aos modelos desenvolvidos (ordem 1 e n e modelo 2R), confirmando-se que os modelos têm resultados idênticos. De notar apenas que o

modelo de ordem 1 estima concentrações de cloro ligeiramente superiores aos outros modelos durante quase todo o período em análise.

Comparando as estimativas dos modelos com as medições dos analisadores, verifica-se que em Perogil (Figura 3a) os valores estimados raramente se sobrepõem aos valores medidos. Esta diferença pode ser devida a imprecisões do modelo ou das medições. Embora o desempenho do analisador tenha sido avaliado, foram detectadas duas situações em que as medições deste analisador podem não ter sido correctas, como é o caso do pico detectado às 58 h e do aumento da concentração de cloro muito rápida às 160 h. A primeira corresponde a uma concentração de cloro que é superior à medida na saída da ETA 6,6 h antes (o tempo de percurso médio neste ponto de entrega). O outro corresponde a uma recalibração do sensor. Estas situações tornam difícil reconhecer se as discrepâncias entre as medições e os valores modelados se devem a incapacidade dos modelos para descrever o decaimento de cloro ou a medições de cloro imprecisas devidas a intervenções da manutenção ou a qualquer outra alteração das condições de funcionamento dos analisadores.

Em Santa Rita (Figura 3b), as concentrações estimadas foram muito idênticas às medidas pelo analisador. Qualquer um dos modelos desenvolvidos foi capaz de simular os picos de concentração ao mesmo tempo que estes foram registados pelo analisador, o que demonstra que o modelo de qualidade foi desenvolvido sobre um bom modelo hidráulico.

Por outro lado, há que ter em conta que todos os modelos têm por base um padrão de entrada de cloro no adutor desenvolvido a partir dos registos do analisador situado à saída da ETA de Tavira, pelo que todos foram vulneráveis a possíveis imprecisões deste analisador. A existência de medições de cloro fiáveis no ponto de entrada de água no sistema revela-se, assim, como outro dos factores chave para a obtenção de um bom modelo de decaimento. Em todo o caso, a sobreposição das concentrações medidas e estimadas em Santa Rita comprova o bom comportamento do analisador da ETA e do localizado neste ponto de entrega durante o período em estudo, bem como a qualidade dos modelos desenvolvidos.

3.4 Modelação em EPANET Java

A utilização da aplicação EPANET Java permitiu a visualização gráfica da evolução espacial e temporal da concentração de cloro no adutor em estudo. Tal como exemplificado na Figura 4, esta aplicação possibilitou identificar e localizar no mapa do Algarve as diferentes massas de água que existem no adutor, contendo diferentes teores de desinfectante residual. O EPANET Java, que corre em sistemas operativos Windows ou Macintosh, obviou a necessidade de recorrer ao MS-DOS, tornando mais simples as simulações dos modelos desenvolvidos em formato MSX.

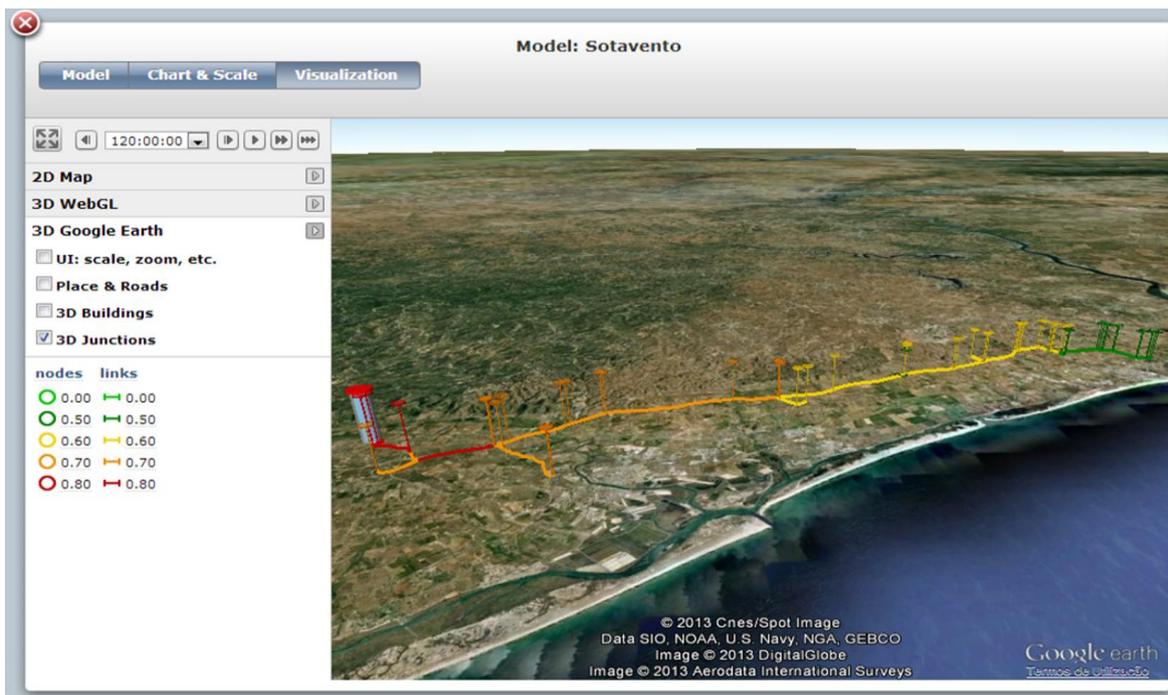


Figura 4 - Visualização gráfica de uma simulação de decaimento de cloro em Epanet Java.

4. CONCLUSÕES

O presente estudo de modelação de cloro residual em parte do sistema adutor da Águas do Algarve, S.A. revelou que é possível obter bons modelos de decaimento neste sistema recorrendo a cinéticas simples para descrição do decaimento do cloro no seio do escoamento. Contudo, foi evidenciada a vulnerabilidade dos modelos desenvolvidos à calibração do coeficiente de parede. O procedimento actualmente usado para estimar este parâmetro inclui neste todas as incertezas dos modelos da cinética de decaimento, pelo que estudos futuros deverão incidir sobre a correcta estimativa do coeficiente de parede. Adicionalmente, a existência de medições fiáveis da concentração de cloro no ponto de entrada do sistema foi também identificada como um factor chave para a obtenção de modelos de decaimento de cloro rigorosos. Foi também observada a influência da temperatura na constante de decaimento no seio do escoamento e descrita por uma lei de Arrhenius, pelo que os estudos futuros devem incluir a variação sazonal deste parâmetro. A aplicação EPANET Java foi testada com sucesso para a simulação de modelos de qualidade da água desenvolvidos em formato MSX, permitindo visualizar a evolução temporal e espacial das concentrações de cloro no sistema adutor.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e Tecnologia pela atribuição da bolsa de doutoramento SFRH/BD/60330/2009 à primeira autora e pelo financiamento do projecto PTDC/ECM/116747/2010 – *ChloriDec: Tecnologia para monitorização em tempo real das taxas de decaimento do cloro em sistemas de abastecimento de água*. É também devido um agradecimento especial à equipa da Águas do Algarve, S.A. por tornar possível este estudo.

BIBLIOGRAFIA

APHA, AWWA, WEF - *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th edition. Washington D.C., EUA, 1998.

CLARK, R.M. – “Chlorine Demand and TTHM Formation Kinetics: A Second-Order Model”. *J. Environ. Eng.* **124**, 1, 1998, pp. 16 – 24.

FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A. – “Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems”. *Water Res.* **45**, 16, 2011a, pp. 4896 – 4908.

FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A.; JEGATHEESAN, V. – “Suitability of Chlorine Bulk Decay Models for Planning and Management of Water Distribution Systems”. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **41**, 20, 2011b, pp. 1843 – 1882.

JONKERGOUW, P.M.R.; KHU, S.-T.; SAVIC, D.A.; ZHONG, D.; HOU, X.Q.; ZHAO, H.-B. – “A Variable Rate Coefficient Chlorine Decay Model”. *Environ. Sci. Technol.* **43**, 2, 2009, pp. 408 – 414.

KASTL, G.J.; FISHER, I.H.; JEGATHEESAN, V. – “Evaluation of chlorine decay kinetics expressions for drinking water distribution systems modeling”. *J. Water Supply Res. Technol. – Aqua*, **48**, 6, 1999, pp. 219 – 226.

POWELL, J.C.; HALLAM, N.B.; WEST, J.R.; FORSTER, C.F.; SIMMS, J. – “Factors which control bulk chlorine decay rates”. *Water Res.* **34**, 1, 2000, pp. 117 – 126.

ROSSMAN, L.A. – *EPANET 2 User’s Manual*, Cincinnati (EUA), U. S. Environmental Protection Agency, 2000, pp. 44.

VASCONCELOS, J.J.; ROSSMAN, L.A.; GRAYMAN, W.M.; BOULOS, P.F.; CLARK, R.M. – “Kinetics of chlorine decay”. *J. Am. Water Works Assoc.* **89**, 7, 1997, pp. 54 – 65.