

INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA DO PORTO

.....

MESTRADO EM ENGENHARIA QUÍMICA

RAMO TECNOLOGIAS DE PROTECÇÃO AMBIENTAL



Orientação:



Simulação da qualidade da água em parte de uma rede de abastecimento ao Grande Porto

Hugo José Guedes Bento nº 1970581

Outubro 2012

Orientador: Christopher Silva Alves de Sá

Agradecimentos

Agradeço ao Professor Christopher Silva Alves de Sá, pela imensa disponibilidade, colaboração e paciência ao longo da elaboração deste trabalho. Mesmo durante períodos de inatividade do autor, o Professor Christopher foi sempre uma fonte de motivação e sabedoria, ajudando a ultrapassar as situações de bloqueio.

Agradeço a colaboração da Engenheira Rita Reis elemento de ligação da Águas do Douro e Paiva (ADDP), sem a qual não seria possível realizar este trabalho, e a todos os elementos desta empresa que anonimamente contribuíram para a obtenção dos dados fornecidos. Sem esquecer a especial colaboração do jovial Sr. Artur, que acompanhou as campanhas de campo, sempre disponível a partilhar uma ajuda ou a sua vasta experiência.

Agradeço também ao Professor Luís Silva, sempre disposto a ajudar quando notou que o autor estava com algumas dificuldades na estrutura e estado da arte, rapidamente se prontificou a ceder um livro sobre o tema.

Resumo:

Este trabalho tem como objetivo a modelação hidráulica e de qualidade de água de parte de uma rede de distribuição a alta pressão do grande Porto. Após calibração de um modelo utilizado no *software* EPANet foi possível simular o decaimento do cloro livre num troço da rede de abastecimento. Foi ainda possível concluir que os valores dos parâmetros característicos do modelo de qualidade são uma constante de decaimento no seio do fluido de $1,78 \text{ dia}^{-1}$ ($0,001239 \text{ min}^{-1}$) a cerca de $22 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e, no ramal 6244-6245 Ramalde – Cabanas – Pedrouços, uma constante de decaimento na parede da tubagem de forma generalizada de $0,28 \text{ m/dia}$. Não foi possível obter conclusões sobre a adutora 6261 Jovim-Nova Sintra 2, ficando explícita a necessidade de um maior controlo sobre a variável temperatura.

Palavras chave: EPANet, cloro livre, modelação, constante decaimento de cloro, sistema de distribuição de água

This work had the objective of performing the hydraulic and quality modelizations of a part of a water distribution network in Oporto city. Free chlorine decay was modeled for a section of Águas do Douro e Paiva (ADDP) network. Model parameters were obtained like bulk phase free chlorine decay constant of 1.78 day^{-1} ($0.001239 \text{ min}^{-1}$) at $22 \text{ }^{\circ}\text{C}$ and a wall free chlorine decay constant of 0.28 m/day for 6244-6245 Ramalde – Cabanas – Pedrouços branch. Analysis of section 6261 Jovim-Nova Sintra 2 yielded no conclusions other than the need for greater control of the temperature variable.

Key words: EPANet, free chlorine, modeling, free chlorine decay, water distribution system

Índice

1.1	Preâmbulo	1
1.2	Objetivo e Metodologia da Tese	1
1.3	Introdução	1
1.3.1	Desinfecção	2
1.3.2	Modelação de sistemas de distribuição	3
1.3.3	EPANet 2.0	4
1.3.4	Modelo EPANet	5
1.3.5	Modelo de decaimento de cloro.....	5
1.3.6	Impactos no modelo	7
1.3.7	Calibração do modelo	9
1.3.8	Desenvolvimentos recentes sobre modelação	10
2	Método.....	13
2.1	Dados disponíveis	13
2.2	O sistema de adutoras	13
2.3	Adaptação dos modelos hidráulicos às adutoras.....	17
2.4	Recolha de dados	18
2.4.1	Decaimento de cloro no seio do fluido.....	18
2.4.2	Trabalho de campo	19
2.5	Caudais nas tubagens	20
2.6	Decaimento nas paredes.....	21
3	Resultados e discussão	23
3.1	Decaimento no seio do fluido	23
3.2	Valores de concentração obtidos nas tubagens.....	23
3.3	Constante de decaimento nas paredes.....	25
3.4	Discussão dos resultados obtidos.....	30
4	Conclusões e sugestões para trabalhos futuros.....	33
	Bibliografia:.....	35

Figuras

Figura 2.1 Esquema das diferentes adutoras do subsistema sector Lever Norte.....	13
Figura 2.2 Localização da adutora 6241 Jovim Nova Sintra 2.....	14
Figura 2.3 Visão do ponto de recolha para análise da alimentação a adutora, junto ao reservatório de Jovim.....	14
Figura 2.4 Visão do ponto de recolha para análise do PA352, final da conduta de Jovim	14
Figura 2.5 Localização do grupo 6244-6245 Ramalde – Cabanas - Pedrouços.....	15
Figura 2.6 Visão do ponto de recolha para análise da alimentação a adutora, junto ao reservatório de Ramalde	15
Figura 2.7 Visão do ponto de recolha para análise do PA375.....	16
Figura 2.8 Visão do ponto de recolha para análise do PA420.....	16
Figura 2.9 Visão do ponto de recolha para análise do PA427.....	16
Figura 2.10 Comparação do modelo hidráulico em EPANet da rede Jovim-Nova Sintra 2. Original (inferior) e do esqueletizado (superior).....	17
Figura 2.11 Evolução das cotas do modelo EPANet original e esqueletizado ao longo da distância percorrida na adutora Jovim-Nova Sintra 2.	18
Figura 2.12 Pormenor Evolução das cotas do modelo EPANet original e esqueletizado desde os 7000 até os 9700 m de distância percorrida na adutora Jovim-Nova Sintra 2.	18
Figura 2.13 Recipiente de recolha e análise	19
Figura 2.14 Colorímetro Pocket Hach II e frasco de análise.....	20
Figura 2.15 Visão dos registadores de caudal existentes nas condutas.....	20
Figura 2.16 Exemplo do resultado de um instante da simulação da qualidade da água (nós) e do caudal na tubagem (linhas) produzida pelo EPANet e referente ao grupo de Ramalde-Cabanas-Pedrouços.	22
Figura 3.1 Ajuste do decaimento do cloro no seio do fluido a cinética de 1ª ordem	23
Figura 3.2 Representação do decaimento do no troço 1 e 3.....	27
Figura 3.3 Representação da obtenção do valor de Kw para o troço 2	28
Figura 3.4 Comparação entre o decaimento com um Kw genérico e Kw específicos para cada troço da adutora.....	28
Figura 3.5 Comparação entre o decaimento com e sem a influencia do efeito de parede	29

Tabelas

Tabela 3.1 Evolução temporal do decaimento do cloro livre no seio do fluido.....	23
Tabela 3.2 Dados de cloro livre medidos na campanha de 14-07-2011.....	24
Tabela 3.3 Dados de cloro livre medidos na campanha de 22-09-2011.....	24
Tabela 3.4 Dados de cloro livre medidos na campanha de 12-07-2012.....	25
Tabela 3.5 Consumos ao longo do modelo do grupo 6224-6245 Ramalde – Cabanas - Pedrouços	26

Nomenclatura

C	Concentração de espécie química (massa/volume)
d	Diâmetro da tubagem (comprimento)
D	Difusão molecular do químico (comprimento ² /tempo)
k	Constante de reação (tempo ⁻¹ .concentração ⁻⁽ⁿ⁻¹⁾)
K _b	Coeficiente de reação no seio do fluido (tempo ⁻¹)
k _f	Coeficiente de transferência de massa (comprimento/tempo)
k _w	Coeficiente de reação na parede (wall) (comprimento/tempo)
n	Ordem de reação (adimensional)
r	Velocidade de reação (concentração/tempo)
R	Raio da tubagem (comprimento)
Re	Número de Reynolds (adimensional)
Sc	Número de Schmidt (adimensional)
Sh	Número de Sherwood (adimensional)
T	Temperatura (K)
v	Viscosidade cinemática da água (comprimento ² /tempo)

Lista de siglas

ADDP	Águas do Douro e Paiva
AWWA	American Water Ways Association
DPD	Reagente de determinação de cloro livre baseado num sal de N,N-Dietil-p-Fenilenediamina ou equivalente
EPA -	United States Environmental Protection Agency
LNEC -	Laboratório Nacional de Engenharia Civil

1.1 Preâmbulo

A água é indispensável a vida humana, mas nem toda a água disponível apresenta a qualidade necessária para consumo humano. Será que a água que nos chega a casa está própria para consumo? Este é o ponto de partida da Grande Reportagem SIC “Desta água, beberei?” de 03-10-2010 que alerta a população portuguesa para este problema, analisando o teor de cloro da água que chega às nossas casas. Esta reportagem conclui que nem sempre a concentração de cloro será suficiente para garantir a potabilidade da água que consumimos. Mas onde estão as falhas? Certamente que não no processo de desinfecção inicial, mas sim nos sistemas de distribuição que por vezes são inadequados.

Este trabalho visa a modelação do decaimento de cloro em parte de uma rede de distribuição de água potável do Porto, recorrendo ao software EPANet.

1.2 Objetivo e Metodologia da Tese

Os objetivos deste trabalho são a modelação da qualidade da água de parte da rede de distribuição da companhia Águas de Douro e Paiva, SA, que transporta água a alta pressão para os municípios do Porto. Analisando o decaimento da concentração de cloro em 2 ramais dessa rede e quantificando os diversos parâmetros que originam este decaimento.

O *software* de simulação utilizado foi o EPANet 2 versão inglesa, um software gratuito criado pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos da América.

1.3 Introdução

Desde algum tempo que o principal foco na proteção de água potável passou a ser a obtenção de padrões de qualidade no seu ponto de consumo, garantindo assim uma maior segurança na potabilidade. (Clark *et al.*, 1995) Por este motivo o controlo da qualidade da água para consumo humano na rede de transporte e distribuição passou a assumir um papel fundamental.

Existem vários fatores que afetam a qualidade da água em sistemas de distribuição tais como as qualidades química e biológica da água de origem, a eficácia e eficiência dos seus processos de tratamento, a adequação dos sistemas de

armazenamento e distribuição, nomeadamente a sua idade, tipo, *design* e manutenção. (Clark *et al.*, 1995) Outro fator que preocupa os peritos é a filosofia de desenhar sistemas de distribuição focados em objetivos hidráulicos, tais como o fornecimento de largos volumes de água a redes de combate a incêndios com altas pressões, e a supressão das necessidades volumétricas industriais e domésticas. Para atingir estes objetivos, grandes sistemas de armazenamento de água são incluídos, criando elevados tempos de residência, o que contribui para a deterioração da qualidade da água. (Clark *et al.*, 1995)

1.3.1 Desinfecção

Os organismos patogénicos existentes na água devem ser destruídos recorrendo a um desinfetante. Os produtos de desinfecção são geralmente aplicados após a clarificação, ou seja, nas fases finais do processo de tratamento e a quantidade deve ser suficiente de forma a inativar os microrganismos existentes (desinfecção primária) e permitir manter uma concentração residual no sistema de distribuição (desinfecção secundária). Esta concentração residual é extremamente importante pois inibe o crescimento de microrganismos que não tenham sido eliminados completamente ou que tenham sido introduzidos na rede através de contaminação externa, evitando a degradação da qualidade da água, e garantindo a sua potabilidade até ao consumidor final. (Tashauoei *et al.*, 2010)

O desinfetante mais utilizado em sistemas de distribuição de água é o cloro, pois é barato e destrói efetivamente a grande maioria dos organismos patogénicos removendo gostos e odores desagradáveis. (Zierolf *et al.*, 1996; 1998)

Infelizmente o residual de cloro adicionado no início do sistema de transporte não se mantém constante até ao ponto de consumo. Ele diminui gradualmente à medida que reage no seio da água transportada e na interface das paredes da tubagem e dos tanques de armazenamento. Este decaimento pode mesmo levar ao total desaparecimento do cloro na água, aumentando o risco de contaminação biológica, geralmente em zonas da rede de distribuição com baixas velocidades e consequente estagnação, tais como pontos de saída. O consumo de cloro pode ser atribuído a reações químicas com os constituintes da água, o biofilme e os constituintes das tubagens. Exemplos de reagentes são os microrganismos, sedimentos, subprodutos de corrosão, as impurezas orgânicas e inorgânicas ou os compostos amoniacais e metálicos não removidos como ferro e manganês. (Tashauoei *et al.*, 2010)

Outra preocupação nesta área de estudo é a corrosão interna ou a deterioração do interior da parede da tubagem. Esta deterioração é o resultado da ação física da erosão na superfície do tubo, da sua dissolução química e das reações eletroquímicas que removem o metal. Muitas destas reações contribuem para o desaparecimento do cloro residual e potenciam outras situações, como a formação de escamas que suportam o crescimento de biofilmes. (Clark e Haught, 2005)

A legislação portuguesa, pelo Decreto-lei nº 306 de 2007, apesar de não impor limites, recomenda a manutenção da concentração de cloro residual livre entre 0,2 e 0,6 mg/L. A determinação deste parâmetro ou o uso de desinfetante não são obrigatórios quando o histórico analítico microbiológico mostre a não existência de incumprimentos.

A nível internacional existe também a recomendação da mesma gama de valores de cloro residual por diversas organizações como a American Water Works Association (AWWA). (Tashauoei *et al.*, 2010) O valor do limite superior permite minimizar efeitos nocivos para a saúde humana, pois infelizmente o cloro reage com certos compostos orgânicos existentes, naturalmente na água, formando subprodutos de desinfecção. Alguns destes subprodutos, como os trihalometanos, são compostos de potencial mutagénico e cancerígeno, estando o seu consumo em doses baixas e por períodos longos relacionado com cancro nos intestinos e bexiga. (Al-Omari *et al.*, 2004) (Langowski e Brdys, 2007) O valor da concentração de cloro, relativamente a esta gama de referência, é um indicador da qualidade da água de um sistema de distribuição. (Wang *et al.*, 2001)

1.3.2 Modelação de sistemas de distribuição

Vários modelos matemáticos foram desenvolvidos ao longo do tempo de forma a simular o comportamento hidráulico de redes de distribuição de água. Alguns, apenas incluem modelos hidráulicos, em estado estacionário ou não estacionário, que simulam o caudal, direção de transporte e pressão existentes na rede ao longo do tempo. Outros, mais complexos, incluem modelos de qualidade que determinam o movimento, concentração e reação de espécies químicas existentes. Estes modelos podem ser divididos em duas categorias, os Eulerianos que dividem os tubos em segmentos ou volumes iguais, e os Lagrangeanos que verificam e acompanham cada massa de espécie química que entra na rede. (Zierolf *et al.*, 1998)

A aplicação destes modelos torna-os uma ferramenta importante na gestão da qualidade da água em sistemas de distribuição, permitindo a previsão de potenciais

problemas, a previsão da variação hidráulica, o planeamento de programas de análise de água, a otimização do processo de desinfecção, a avaliação de estratégias de operação e controlo da rede, a otimização do volume e número de reservatórios e principalmente a otimização da localização das estações de rechloragem. (Clark *et al.*, 1995)

1.3.3 EPANet 2.0

Os modelos computacionais de simulação de sistemas de distribuição de água são as ferramentas fundamentais para planeamento, projeto e diagnóstico. De entre vários simuladores destaca-se o EPANet por ser gratuito, desenvolvido pela EPA (Environmental Protection Agency) nos Estados Unidos da América e largamente utilizado por estudantes, empresas e entidades governamentais a nível internacional.

No início deste século o LNEC (Laboratório Nacional de Engenharia Civil) associou-se ao propósito da EPA, traduziu a versão mais recente do simulador (EPANet 2.0 de Setembro de 2000) para língua portuguesa assim como parte do seu material de referência. Estas traduções estão disponíveis para *download* no *Web site* do LNEC. (Rossman, 2000, Manual EPANet)

O EPANet funciona através de uma interface gráfica baseada numa arquitetura de construção da rede bastante simples. Os blocos que permitem construir a rede são poucos, mas permitem a descrição de redes bastante complexas. Os blocos mais utilizados são o nó e a ligação: os nós representam pontos da rede onde algo acontece, como um consumo de água, uma perda de carga significativa, uma introdução de uma espécie química, ou por exemplo uma alteração de cota; as ligações são linhas que representam as tubagens que unem os nós, onde estão associadas a perda de carga por rugosidade, a variação de concentração de espécies químicas e os tempos de retenção. Existem também outros blocos como reservatórios de nível fixo ou variável, bombas e válvulas: os reservatórios de nível fixo representam entradas de água externas à rede como lagos, rios ou aquíferos, ou mais frequentemente ligações de outras redes; os reservatórios de nível variável são tanques de armazenamento onde a altura de água varia ao longo do tempo; as bombas representam unidades de bombagem capazes de introduzir pressão no sistema, enquanto as válvulas são estrangulamentos de pressão. Ambos, bombas e válvulas, podem variar as suas condições em função do tempo de uma forma pré-programada. (Rossman, 2000, Manual EPANet)

1.3.4 Modelo EPANet

O modelo hidráulico do EPANet 2.0 é baseado no método híbrido nó-malha de Todini e Pilati, também conhecido pelo método do gradiente. Este modelo possibilita o cálculo das equações de continuidade, de conservação de energia e a relação entre o caudal e a perda de carga. Esta perda de carga hidráulica pode ser calculada segundo 3 fórmulas: Hazen-Williams, Darcy-Weisbach e Chezy-Manning. Derivado a sua grande aceitação e devido ao facto de o regime de escoamento em sistemas de distribuição ser tipicamente turbulento, a fórmula de Hazen-Williams é a mais utilizada (Lansey *et al.*, 2001).

O modelo matemático de qualidade de água tem por base um modelo Lagrangeano para seguir o destino de parcelas discretas de água. (Rossman, 2000, Manual EPANet) Sendo que as suas equações se baseiam nos princípios de conservação de massa e nas leis da cinética de reação. Nomeadamente o transporte por advecção em tubagens (com desprezo do mecanismo da dispersão longitudinal), a mistura completa e instantânea nos nós de ligação das tubagens, a existência de mistura completa nos grandes volumes de água (tais como reservatórios) e em um modelo bipartido de reação. Este modelo bipartido divide a alteração da concentração da espécie química ao longo da rede por dois mecanismos simultâneos. Um que ocorre no seio da fase do fluido e que corresponde à reação do componente químico a modelar com os constituintes do fluido, segundo uma lei cinética que pode ser de 1ª ordem, de 1ª ordem saturada, de 2ª ordem ou de decaimento de Michaelis-Menton. O outro mecanismo simultâneo corresponde às reações que ocorrem especificamente com os materiais existentes nas paredes da tubagem que transporta o fluido. Materiais que podem ser biofilmes, subprodutos de corrosão ou os próprios constituintes da tubagem.

1.3.5 Modelo de decaimento de cloro

A cinética de decaimento do cloro livre residual no seio do fluido pode ser representada pela seguinte expressão:

$$r = k.C^n \quad (1.1)$$

em que r a velocidade de reação, k o coeficiente de reação no seio do fluido e n a ordem de reação.

Na maioria dos casos uma cinética de primeira ordem simples (ver expressão seguinte) será suficiente para representar com a precisão necessária este mecanismo.

$$r = K_b \cdot C^n \quad (1.2)$$

com K_b a representar o coeficiente decaimento no seio (*bulk*) do fluido e $K_b < 0$ e $n = 1$.

A modelação do decaimento do cloro nas paredes da tubagem é mais complexa, uma vez que o este reage com os materiais que se encontrem junto ou na parede da tubagem. Assim, a área de superfície da tubagem e a taxa de transferência de massa entre o seio do escoamento do fluido e a parede são influências na velocidade de reação.

A área de superfície é função do raio hidráulico e o efeito de transferência pode ser representado por um coeficiente de transferência de massa, função da difusão molecular das espécies reativas e do número de *Reynolds* do escoamento. Para cinéticas de 1ª ordem, a taxa de reação pode ser representada por:

$$r = \frac{2 k_w k_f C}{R (k_w + k_f)} \quad (1.3)$$

em que k_w é o coeficiente de reação na parede (*wall*) (unidades comprimento/tempo), k_f o coeficiente de transferência de massa (comprimento/tempo) e R o raio da tubagem.

O coeficiente de transferência de massa com o número adimensional de *Sherwood* (Sh) pode ser representado por:

$$k_f = Sh \frac{D}{d} \quad (1.4)$$

em que D corresponde a difusão molecular da espécie a ser transportada (comprimento²/tempo) e d o diâmetro da tubagem.

Em regime laminar o número de *Sherwood* médio pode ser expresso por:

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668 \left(\frac{d}{L}\right) Re Sc}{1 + 0,04 \left[\left(\frac{d}{L}\right) Re Sc\right]^2} \quad (1.5)$$

correspondendo Re ao número de *Reynolds*, Sc ao número de Schmidt e L ao comprimento.

Para regime turbulento o número de *Sherwood* toma a forma de:

$$Sh = 0,149 Re^{0,88} Sc^{1/3} \quad (1.6)$$

Recordando que número de *Schmidt* é a razão entre a viscosidade cinemática da água (ν) e a difusão molecular do composto químico (D) (Rossman, 2000, Manual EPANet).

$$Sc = \frac{\nu}{D} \quad (1.7)$$

Todos estes cálculos são efetuados internamente pelo software EPANet, pelo que ao utilizador basta apenas estimar os melhores valores para k_b e k_w . Tendo o cuidado de acautelar que o valor da difusividade relativa do químico em uso pelo EPANet corresponde ao existente na literatura. Mais informação sobre o EPANet, suas potencialidades e possível integração com outro software pode ser obtido no trabalho de Silva, 2008.

1.3.6 Impactos no modelo

Existem vários fatores que afetam o decaimento de cloro residual no seio do fluido e conseqüentemente o parâmetro k_b , sendo os mais importantes a composição e a temperatura da água transportada no sistema. A constante de decaimento varia consoante a composição química e biológica da água, existindo assim a necessidade de a determinar de uma forma experimental. A forma mais prática de obter este valor é por um simples teste experimental de garrafa, onde se coloca um volume de água do sistema numa garrafa fechada e se mede o decréscimo do cloro residual ao longo do tempo.

O planeamento do tempo de teste e da frequência de análise são extremamente importantes, influenciando o erro associado a este parâmetro. A duração deve ser ajustada ao tempo de residência na rede, por exemplo se o tempo médio for de 7 dias, também assim a duração do teste deve se prolongar por igual período. A frequência de análise deve ser proporcional à velocidade de reação, mais frequente no início do teste e decrescendo gradualmente à medida que a reação abrande. É também importante apreciar-se a precisão (ou falta desta) do método, pois cada método analítico tem os seus mínimos e máximos de deteção, além de um erro de medição associado. Por exemplo não fazendo sentido tentar medir concentrações de 0,08 mg/L, quando a precisão do método é de apenas 0,20 mg/L.

A garrafa deve ser lavada antes de cada experiência. Frequentemente garrafas mal lavadas e incorretamente preparadas originam dados sem utilidade. No caso de medições do decaimento de desinfetante, a garrafa deve ser preparada para que ela própria não contribua para a reação de decaimento. Isto pode ser conseguido deixando as garrafas 24 horas numa solução de desinfetante e depois lavando com água limpa. (Walski *et al.*, 2003).

O consumo de cloro também varia com a temperatura, aumentando com o aumento da temperatura. (Clark *et al.*, 1995) Existem casos em que o K_b aumentou 2,05 vezes em resposta a um aumento de temperatura de 10 a 20°C. (Muslim *et al.*, 2008) A relação entre o valor do coeficiente de reação no seio do fluido a duas temperaturas diferentes pode ser determinado pela equação de Van't Hoff Arrhenius:

$$K_{b2} = K_{b1} \theta^{T2-T1} \quad (1.8)$$

onde θ é uma constante, e T a temperatura. A literatura estima o valor de 1,1 para θ no caso específico do cloro e a T1 de 20°C. (Rossman, 2000, Manual EPANet)

O decaimento de cloro nas paredes é influência de diversos fatores, como o estado, idade, diâmetro, temperatura e rugosidade dos tubos. Estudos recentes demonstraram que em tubos metálicos velhos sem linhas o consumo de cloro varia de forma significativa com o caudal. (Clark e Haught, 2005) Informação também existe que tubos de ferro fundido sem linhas têm um maior consumo de cloro que tubos de PVC, e que os tubos de ferro forjado de maior diâmetro têm um menor consumo que os de menor diâmetro, o que será consistente com o facto de que tubos menores oferecem uma maior área de superfície de contacto por unidade de caudal para a reação ocorrer (Clark *et al.*, 1995).

A própria idade dos tubos afeta de forma significativa o decaimento de cloro. Segundo Rossman foi efetuada uma experiência onde água com um teor de cloro residual de 6 mg/L foi introduzida em duas secções de tubagem de ferro galvanizado. Uma que tinha estado enterrada no solo durante 30 a 40 anos, e outra completamente nova. Na secção mais antiga o residual de cloro desapareceu em apenas alguns minutos, enquanto na nova se manteve estável durante mais de 24 horas. (Clark *et al.*, 1995)

1.3.7 Calibração do modelo

Um modelo computadorizado de um sistema de distribuição de água é uma representação matemática de um sistema físico real, de forma a poder simular o comportamento de um sistema real (AWWA, 1999). Como tal, a sua aproximação da realidade vai depender da exatidão dos dados e parâmetros fornecidos ao *software*. A qualidade da modelação será tanto maior quanto mais bem calibrados estiverem estes parâmetros. (Walski *et al.*, 2003)

Em geral, um modelo pode ser considerado calibrado quando os resultados produzidos por ele podem ser usados com confiança na tomada de decisões relacionadas com o sistema de distribuição, e os custos de melhoria já não têm justificação. (Walski *et al.*, 2003)

Os parâmetros a calibrar numa modelação hidráulica podem compreender os valores referentes às rugosidades específicas das tubagens, diâmetros, perdas de cargas localizadas, curvas características de bombas e cotas dos nós. Num modelo de qualidade de água os parâmetros principais são a constante de decaimento do cloro no seio no fluido e a constante de decaimento de cloro nas paredes das tubagens (K_b e K_w respetivamente). O ajuste do modelo é normalmente efetuado com a ajuda das medições em campo e deve ser verificado, confrontando os vários resultados em condições diferentes para estimar os parâmetros. (Lansey *et al.*, 2001)

Quando o modelo computadorizado de uma rede de abastecimento de água é construído, muitas vezes tem de ser simplificado ou esqueletizado em detrimento de uma representação real. (AWWA, 1999) A esqueletização é um processo de seleção das partes do sistema de distribuição que têm um maior impacto no seu comportamento. Incluir o detalhe do sistema torna a tarefa de modelização com demasiados cálculos e sem impacto significativo nos resultados. Além de aumentar a complexidade, origina o aumento da probabilidade de erro humano. Assim a esqueletização é uma forma prática de reduzir a complexidade do sistema mantendo resultados precisos e fiáveis sem dispêndio desnecessário de tempo e dinheiro. (Walski *et al.*, 2003)

De todos os parâmetros de uma calibração hidráulica, o valor individual da rugosidade interna dos tubos é o dos mais importantes. Encontrar valores exatos para este parâmetro é uma tarefa extremamente complexa, sendo cada tubo frequentemente sujeito a um ajuste aquando da calibração. (AWWA, 1999) Os tubos que mais influenciam a calibração são os de maior caudal, devendo ser alvo de tratamento preferencial. (Lansey *et al.*, 2001)

Devido a fenômenos de corrosão/erosão existe uma dificuldade em estimar o diâmetro interno exato dos tubos, sendo preferível usar o diâmetro nominal e ajustar os valores de rugosidade de forma a atingir a calibração (AWWA, 1999).

Por vezes, pequenos erros podem originar calibrações incorretas e conseqüentemente modelações erradas. Entre os erros mais comuns encontram-se os erros humanos associados à introdução de dados, tanto a nível de valores como na interpretação de esquemas de construção. Erros associados à incerteza nos valores da rugosidade interna dos tubos, cota dos nós, curvas de bombas, caudais de consumo e de alimentação. Por vezes o próprio processo de esqueletização, quando efetuado incorretamente, também origina erros. Também são comuns erros relacionados com os equipamentos de medição, devido a sua incerteza ou a más calibrações. (AWWA, 1999)

No caso particular da calibração hidráulica existem alguns critérios que um modelador deve tentar atingir. No Reino Unido o modelo aceita-se calibrado quando o erro no caudal é inferior a 5-10% e nas pressões inferior a 0,5 m, em 85% dos pontos testados (AWWA, 1999). A qualidade da calibração depende não só da confiança do modelo hidráulico que o sustenta (Silva e Kishi, 2003), mas também da precisão dos valores da constante de decaimento de cloro no seio do fluido (K_b) e junto às paredes (K_w). Sendo por vezes esta última constante ajustada manualmente de forma individual para cada tubo.

A determinação das constantes de decaimento é um processo moroso e incerto, visto não ser possível controlar todos os parâmetros que afetam o consumo do desinfetante. (Wable et al, 1993) Os seus valores variam dentro da rede de distribuição e, por isso, a modelação do desinfetante é apenas uma representação do estado médio (estatisticamente falando) e função das estações, qualidade da água e gestão do sistema (Gauthier *et al.*, 2000).

Apesar de existirem já alguns trabalhos publicados sobre a calibração de modelos de distribuição, e existirem alguns métodos desenvolvidos, o método prevalente continua a ser o da tentativa e erro (os parâmetros são ajustados até se encontrar uma solução aceitável). (AWWA, 1999)

1.3.8 Desenvolvimentos recentes sobre modelação

Em 2000, Gauthier reporta um *case study* sobre a análise de um problema de baixos níveis de Cloro em algumas partes de uma rede de distribuição. Inicialmente a dificuldade foi atribuída a depósitos de corrosão e biofilmes nas paredes dos tubos,

mas após análise com o software EPANet foi descoberto que existia um tempo de residência excessivo (>7 dias). nos tanques de armazenamento. O *software* permitiu modelar várias hipóteses de solução, que sendo testadas no terreno, deram origem à conclusão referida. Este caso reporta que uma concentração inicial de 1 mg/L deixa de ser detetável ao fim de 3,5 dias em frascos de vidro ($k = 1,32 \text{ dias}^{-1}$). (Gauthier *et al.*, 2000)

Recentemente outros estudos surgiram como por exemplo o de Muslim *et al.* (2008) propondo um modelo de controlo da concentração de cloro livre residual na rede, baseado em controlo preditivo e recorrendo ao Simulink – Matlab.

Wang e Guo em 2010 propõem um método de otimização matemática avançada para o valor da constante da velocidade de reação de decaimento de cloro (K_w) na parede da tubagem. Recorre a um sistema que integra tanto o PSA (*Particle Swarm Algorithm*) como um algoritmo genético, e os resultados do algoritmo aplicado a uma rede teórica existente no EPANET permitiram concluir que os valores teórico e otimizado da constante são semelhantes. (Wang e Guo, 2010)

Clarck e Haught em 2005 comprovam as suspeitas de que a velocidade de escoamento de água dentro das tubagens de uma rede de distribuição afeta a cinética de decaimento de cloro. Este fenómeno é atribuído às reações que ocorrem na parede dos tubos, muitas vezes afetadas por corrosão. Recorrendo a um simulador experimental existente na EPA e às condições controladas, verificou-se que a perda de cloro residual aumentou com o aumento da velocidade nas tubagens. (Clark e Haught, 2005)

Há ainda casos reais de aplicação da modelação matemática tais como os relatados por Katia Silva e Regina Kishi em 2003, que modelam a rede de distribuição de água de Campo Comprido em Paraná Brasil, atingindo um erro de valor insignificante, quando comparado com a incerteza da medição de cloro residual. (Silva e Kishi, 2003) Outro caso interessante é o estudo de Danieli e seus colaboradores em 2006 na rede de Santa Maria (Brasil) recorrendo ao simulador EPANet. Neste caso a rede é composta por tubos de PVC e fibrocimento com uma extensão de 28 328 m, e os autores concluíram que o valor de K_w é nulo, ou seja o fenómeno de decaimento do cloro nas paredes da tubagem é desprezável (Danieli *et al.*, 2006).

Em 2010, Tashauoei e outros cientistas iranianos estudaram a cinética do decaimento de cloro livre no *pipeline* em betão que alimenta a cidade de Isfahan, Irão, e concluíram que o principal fator de decaimento ocorreu na parede da tubagem. O coeficiente de decaimento de parede (K_w) deveria ser individualizado, para cada secção da tubagem, pois as tubagens embora semelhantes têm diferentes condições de escoamento. Estes investigadores notaram ainda que os tubos em betão

apresentavam uma taxa de decaimento relativamente elevada e que o decaimento pode ser relacionado diretamente com a sua absorvância no espectro de ultra violeta (Tashauoei *et al.*, 2010)

Atualmente ao abrigo do projeto SecurEau, o Laboratório de Engenharia de Processos Ambiente e Energia da F.E.U.P. na pessoa dos Professores Luís de Melo e Fernando Martins investigam a possibilidade de deteção do ponto inicial de contaminação em redes de distribuição, através de uma análise do problema inverso, recorrendo a uma ferramenta interna que assenta em EPANet, VBA e Matlab.

2 Método

2.1 Dados disponíveis

No início do trabalho a ADDP já contava com a modelação hidráulica em EPANet de quatro grupos de adutoras, realizada no âmbito de um projeto de colaboração com a FEUP (Duarte e Neves, 2011). Como parte desses grupos se encontravam incompletos, não detalhando todas as interações com outras condutas paralelas, optou-se neste trabalho por efetuar a modelação qualitativa de dois desses grupos. Foram seleccionados os grupos: **6261 Jovim-Nova Sintra 2** e **6244-6245 Ramalde-Cabanas-Pedrouços**, que podem ser identificados respetivamente a **verde** e a **vermelho** na Figura 2.1, representativa do sector norte da rede da ADDP.

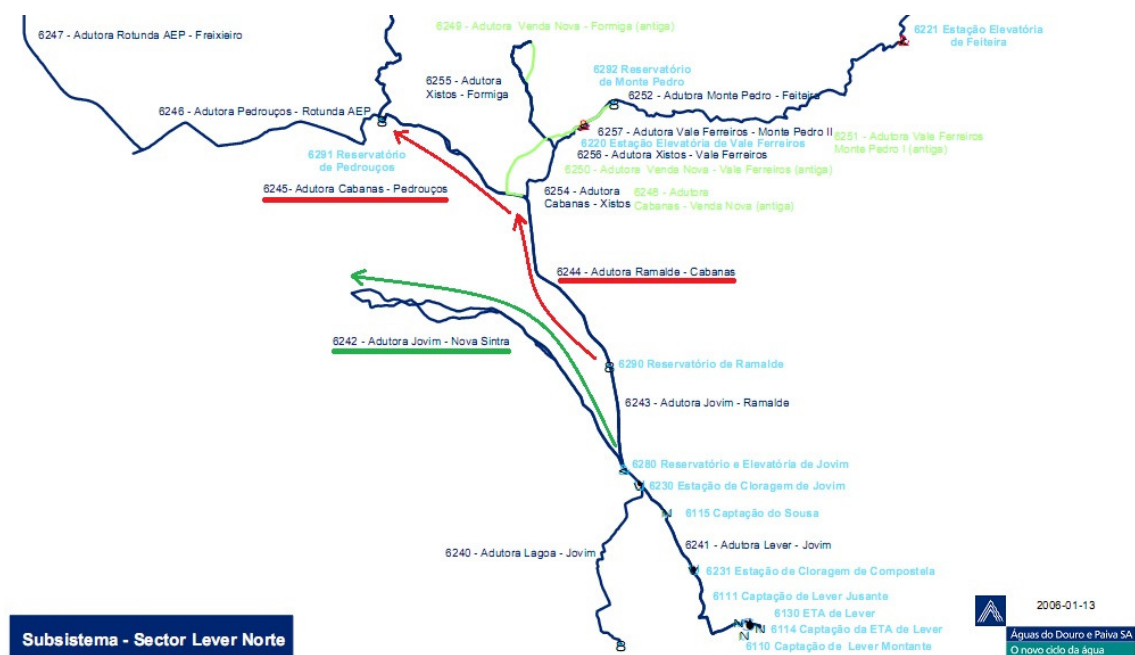


Figura 2.1 Esquema das diferentes adutoras do subsistema sector Lever Norte

2.2 O sistema de adutoras

As adutoras são um conjunto de tubos que transportam água para os diferentes municípios do Porto. O grupo **6261 Jovim-Nova Sintra 2**, visível na Figura 2.2, é composto por uma adutora em ferro fundido dúctil com um diâmetro nominal de 900 mm e um comprimento de cerca de 10 200 m. Neste grupo existe acesso para medições à saída do reservatório de Jovim, que abastece a própria conduta visível na

Figura 2.3, e acesso na caixa do PA352 visível na Figura 2.4, junto ao único ponto de entrega (reservatório existente na Rua do Barão de Nova Sintra).

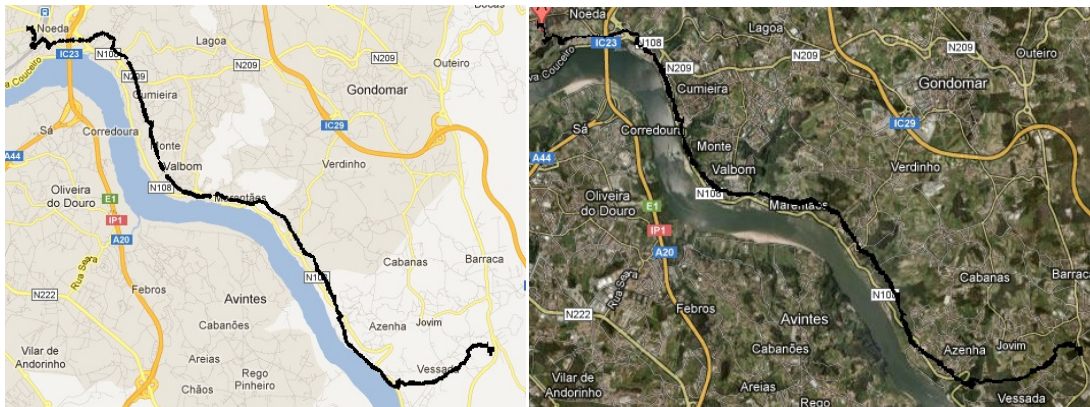


Figura 2.2 Localização da adutora 6241 Jovim Nova Sintra 2

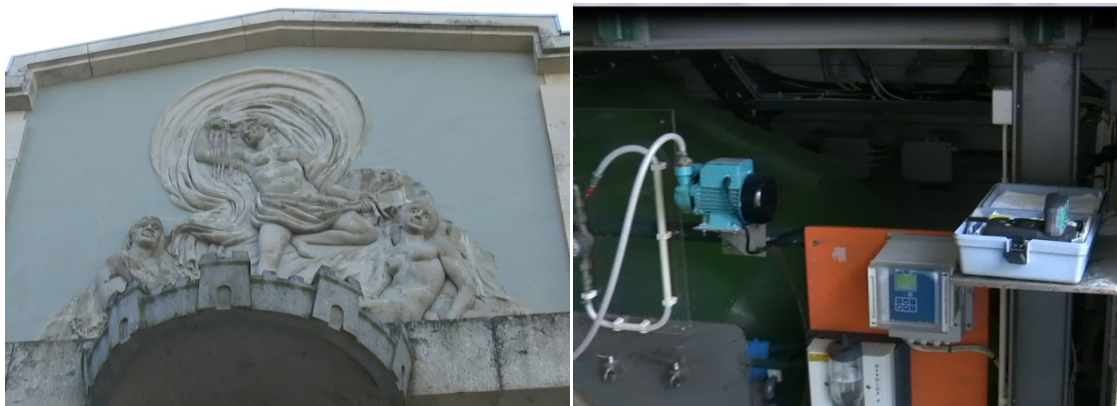


Figura 2.3 Visão do ponto de recolha para análise da alimentação a adutora, junto ao reservatório de Jovim



Figura 2.4 Visão do ponto de recolha para análise do PA352, final da conduta de Jovim

O grupo **6244-6245 Ramalde–Cabanas–Pedrouços**, visível na Figura 2.5, compreende duas adutoras, um pequeno troço inicial em Betão (diâmetro nominal 1250 mm) que rapidamente dá lugar à conduta principal em ferro fundido dúctil (diâmetro nominal de 1200 mm e um comprimento de cerca de 10 000 m). Neste grupo existem acessos para medições em vários locais, nomeadamente à saída do reservatório de Ramalde que alimenta a adutora (visível na Figura 2.6), no PA371 junto a um ponto de entrega de água, no PA375 junto à derivação para Formiga Ermesinde e Vale Ferreiros (visível na Figura 2.7), no PA420 junto ao ponto de entrega de Castanheira–Medancelhe (visível na Figura 2.8) e no PA427 no Alto das Oliveiras pouco antes do destino final de entrega o reservatório de Pedrouços (visível na Figura 2.9).

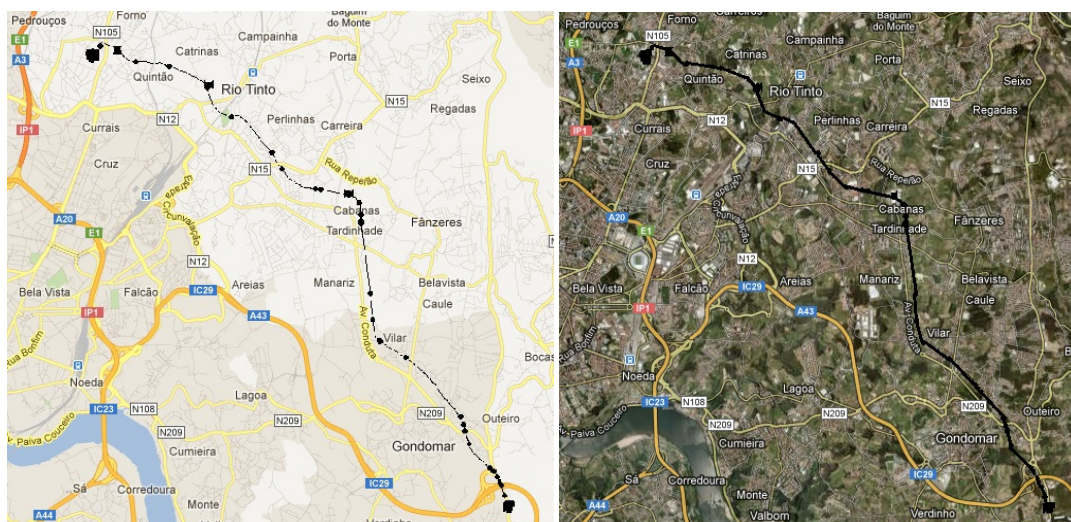


Figura 2.5 Localização do grupo 6244-6245 Ramalde – Cabanas - Pedrouços



Figura 2.6 Visão do ponto de recolha para análise da alimentação a adutora, junto ao reservatório de Ramalde



Figura 2.7 Visão do ponto de recolha para análise do PA375



Figura 2.8 Visão do ponto de recolha para análise do PA420



Figura 2.9 Visão do ponto de recolha para análise do PA427

Ambos os grupos de adutoras transportam a água por ação gravítica sem recurso a bombas.

2.3 Adaptação dos modelos hidráulicos às adutoras

Ambos os modelos hidráulicos representativos das adutoras em EPANet apresentam alguma complexidade pela quantidade de nós existentes. Foi necessário simplificar o modelo, permitindo o manuseamento isolado da tubagem de transporte, e reduzindo o tempo de computação do simulador. Em ambas as adutoras os tanques de armazenamento e suas complexas ligações foram substituídos por reservatórios de nível fixo e volume infinito. No caso específico da adutora **Jovim–Nova Sintra 2**, a complexidade da tubagem de transporte foi reduzida de cerca de 600 tubos para um sexto desse valor, conforme é visível na Figura 2.10.

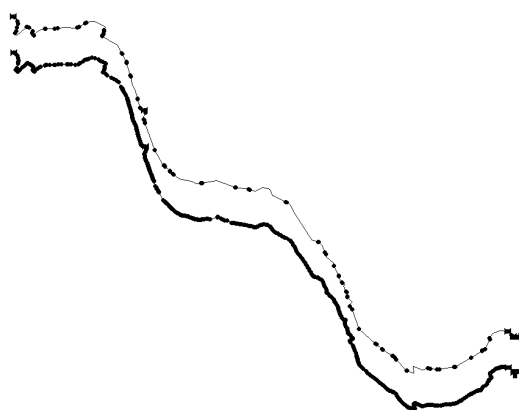


Figura 2.10 Comparação do modelo hidráulico em EPANet da rede Jovim-Nova Sintra 2. Original (inferior) e do esqueletizado (superior)

Na elaboração da esqueletização considerou-se a não remoção de elementos da tubagem com declive superior a 0,5 ou com diferenças de cotas superiores a 4 m, tubos com denominações especiais e tubos com possíveis perdas de cargas associadas a joelhos ou T. A equivalência hidráulica do modelo EPANet foi analisada comparando os valores de pressão de coluna de água em 30 pontos da conduta entre a rede original e a esqueletizada, verificando-se não existir diferenças a mais de 5 casas decimais. A substituição por reservatórios de nível fixo e volume infinito permite também a simplificação do modelo hidráulico, diminuindo possíveis erros associados à modelação de vários tanques que não fornecem exclusivamente às adutoras (os caudais foram lidos diretamente nos medidores de caudal instalados).

A análise da variação de cota em função do percurso ou distância na adutora permite verificar que não existem diferenças significativas entre a original e a esqueletizada (visível na Figura 2.11 e numa visão mais detalhada da secção dos 7000 aos 9700 metros na Figura 2.12).

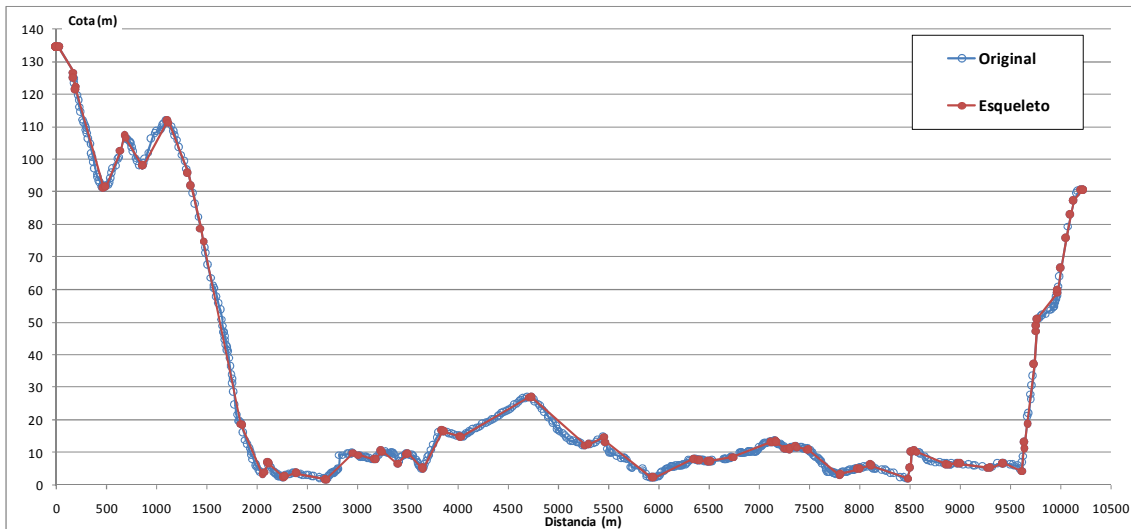


Figura 2.11 Evolução das cotas do modelo EPANet original e esqueletizado ao longo da distância percorrida na adutora Jovim-Nova Sintra 2.

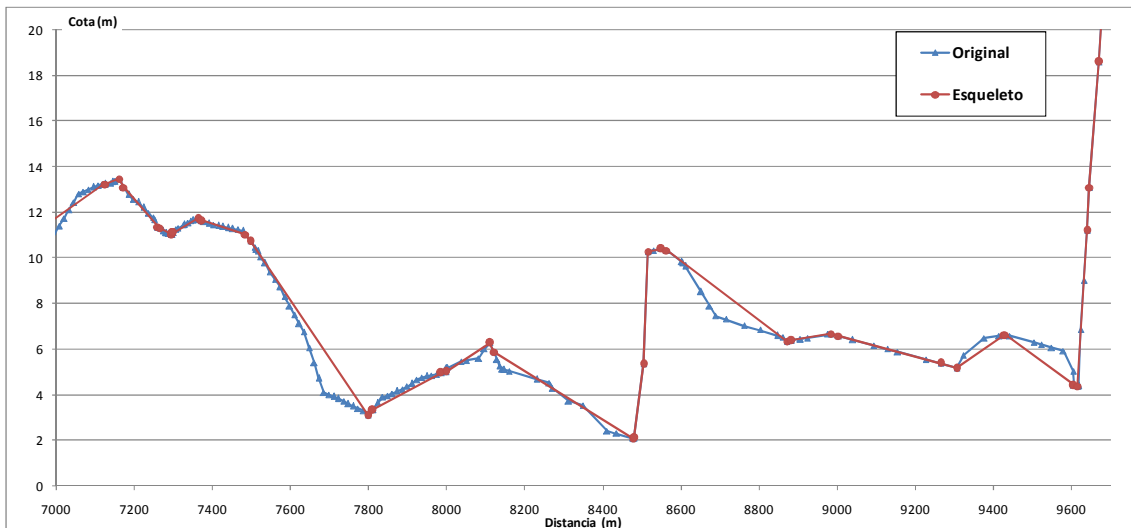


Figura 2.12 Pormenor Evolução das cotas do modelo EPANet original e esqueletizado desde os 7000 até os 9700 m de distância percorrida na adutora Jovim-Nova Sintra 2.

2.4 Recolha de dados

2.4.1 Decaimento de cloro no seio do fluido

O valor da constante de decaimento de cloro no seio do fluido foi obtido num teste em garrafa nos laboratórios do ISEP. No dia 14-07-2011 foi recolhida água da rede dentro de um recipiente plástico seco, previamente aclimatizado com água da rede, protegido da luz, conforme é visível na Figura 2.13. A temperatura da água aquando da recolha foi de 22,4º C, valor que segundo indicações do técnico da ADDP se mantém aproximadamente constante durante todo o ano e nas diferentes adutoras. A concentração de cloro livre foi analisada durante 8 horas pelo Método volumétrico DPD Ferroso “4500-Cl F”. (AWWA, 1999)



Figura 2.13 Recipiente de recolha e análise

2.4.2 Trabalho de campo

De forma a obter os dados sobre a concentração de cloro livre nas condutas, foram efetuadas três campanhas de recolha de dados da concentração de cloro livre. No dia 14-07-2011 recolheram-se dados das condutas **6261 Jovim-Nova Sintra 2** e da **6244-6245 Ramalde-Cabanas-Pedrouços**, no dia 22-09-2012 dados de **6244-6245 Ramalde-Cabanas-Pedrouços**, e no dia 12-07-2012 dados apenas da **6261 Jovim-Nova Sintra 2**.

Neste trabalho de campo o equipamento utilizado para análise foi o colorímetro Pocket Hach II com saquetas de reagente DPD conforme visível na Figura 2.14, gentilmente cedido pela Águas de Douro e Paiva. É de notar que na primeira campanha se tentou analisar laboratorialmente amostras refrigeradas, situação que foi abandonada por questões de logística.



Figura 2.14 Colorímetro Pocket Hach II e frasco de análise

2.5 Caudais nas tubagens

A ADPP cedeu gentilmente os valores de caudais registados automaticamente em diversos pontos das tubagens. Na maior parte dos casos estes dados são registados de 30 em 30 minutos, originando um caudal médio reportado em m^3 por 30 min (em dois pontos do grupo **6244-6245 Ramalde-Cabanas-Pedrouços** apenas foi possível obter o caudal diário). Estes dados são fundamentais para calcular o consumo médio nas diferentes saídas da adutora durante o tempo de residência da amostra de água analisada, que depois é introduzido no modelo EPANet de forma a obter a modelação do caudal na tubagem. Na Figura 2.15 é possível observar um dos registadores de caudais existentes em vários pontos das condutas.

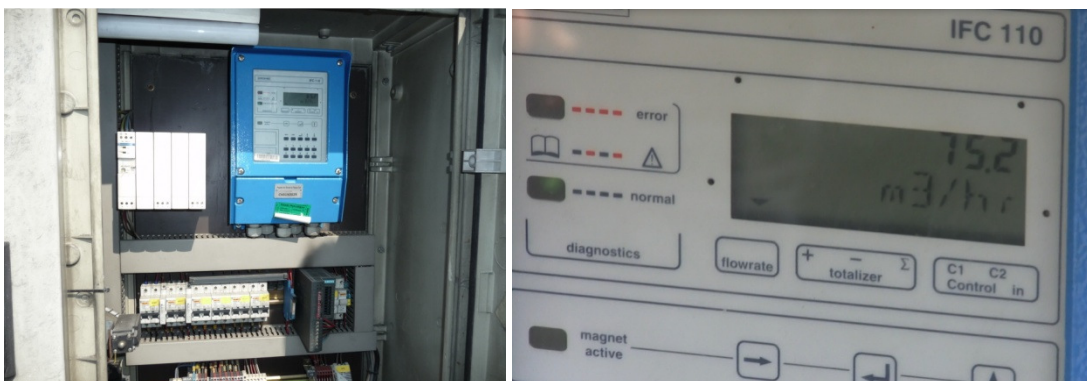


Figura 2.15 Visão dos registadores de caudal existentes nas condutas

2.6 Decaimento nas paredes

O processo de obtenção da constante de decaimento do cloro livre nas paredes da tubagem é obtido indiretamente recorrendo a cálculo iterativo. A variação hidráulica dos vários tanques à entrada das adutoras e a falta de monitorização de algumas variáveis impedem que o valor de cloro inicial alimentado à adutora seja conhecido a não ser que seja por medição direta. O EPANet não consegue lidar com uma concentração de cloro livre alimentado variável em função do tempo, exceto sob a forma do decaimento natural da água armazenada no interior um tanque. Estes fatos mostram que só é possível estudar o decaimento nas paredes durante o tempo de residência da água analisada, aproximando-o a um estado estacionário. E isso é possível realizar indicando ao EPANet que a água tem caudal e concentração constantes e é proveniente de um reservatório de volume ilimitado.

Conforme foi referido o caudal de água que percorre a adutora é fixo, e no EPANet o consumo realiza-se em diferentes pontos de entrega. O recurso a um modelo em estado estacionário para representar uma adutora real representa pois um desafio adicional. Qual o valor a utilizar para a concentração de cloro livre ao longo da tubagem, (que é uma incógnita por não ser possível saber, sem primeiro efetuar uma simulação)? O problema resolve-se Indicando ao EPANet que a concentração de cloro livre em cada tubo da adutora tem um valor igual, e simulando a variação da concentração durante um período de tempo suficiente para se obter o estado estacionário.

Neste estudo optou-se por usar o valor *default* de zero para concentração inicial e simulações com durações de 68 a 120 horas. A determinação do valor da constante de decaimento nas paredes é efetuada iterativamente, primeiro introduzindo uma estimativa lógica para o valor deste parâmetro e de seguida corrigindo-o até que o valor da concentração de cloro livre no ponto de entrega seja idêntico ao obtido em campo (com diferença insignificante).

A representação de um instante da simulação da qualidade da água (nós) e da rugosidade da parede da tubagem (linhas) produzida pelo EPANet é visível na Figura 2.16, referente ao grupo **6244-6245 Ramalde–Cabanas-Pedrouços**.

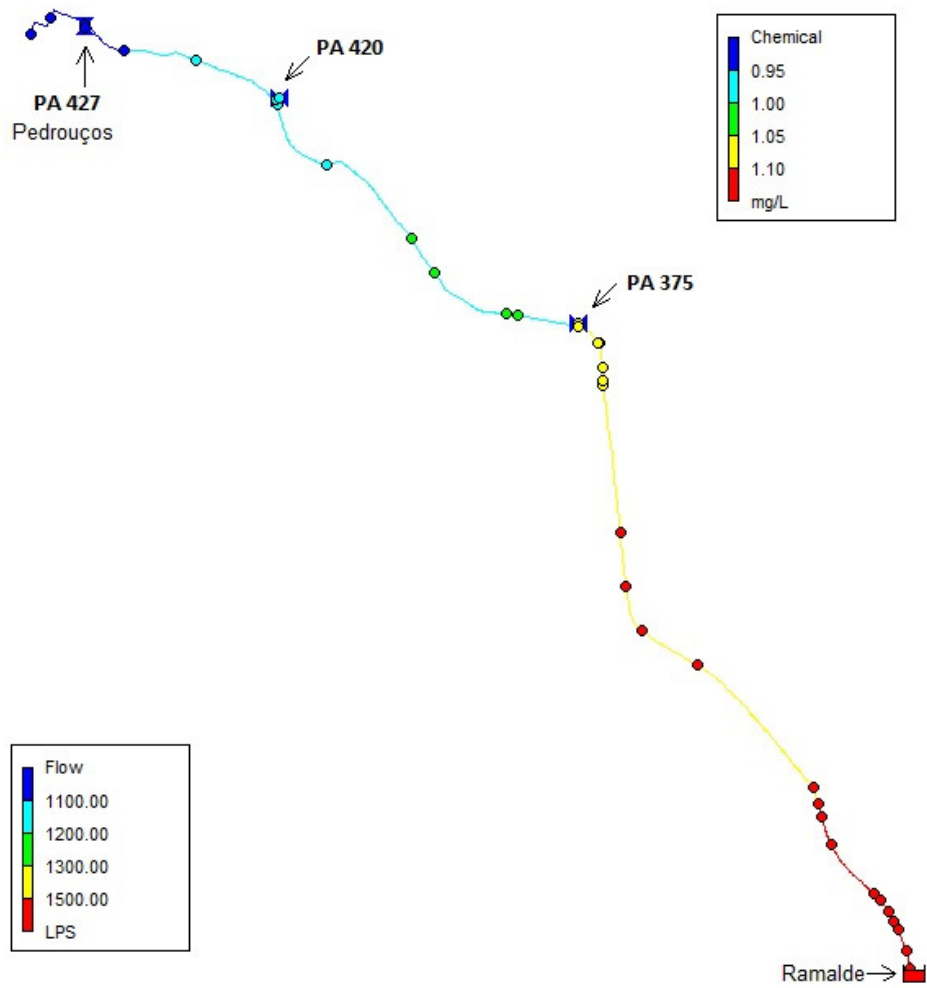


Figura 2.16 Exemplo do resultado de um instante da simulação da qualidade da água (nós) e do caudal na tubagem (linhas) produzida pelo EPANet e referente ao grupo de Ramalde-Cabanas-Pedrouços.

3 Resultados e discussão

3.1 Decaimento no seio do fluido

Os resultados experimentais da determinação da constante de decaimento no seio do fluido podem ser observados na Tabela 3.1, relacionando a diminuição da concentração de cloro livre com o avanço do tempo. Os dados foram ajustados a uma cinética de primeira ordem conforme se pode observar na Figura 3.1, obtendo-se uma constante de reação de $0,001239 \text{ min}^{-1}$ ($1,78 \text{ dia}^{-1}$), com um coeficiente de determinação igual a $r^2 = 0,94$. Esta cinética ocorreu no dia 24-07-2011 a temperatura ambiente do laboratório do ISEP, estimada em cerca de 22° C .

Tabela 3.1 Evolução temporal do decaimento do cloro livre no seio do fluido

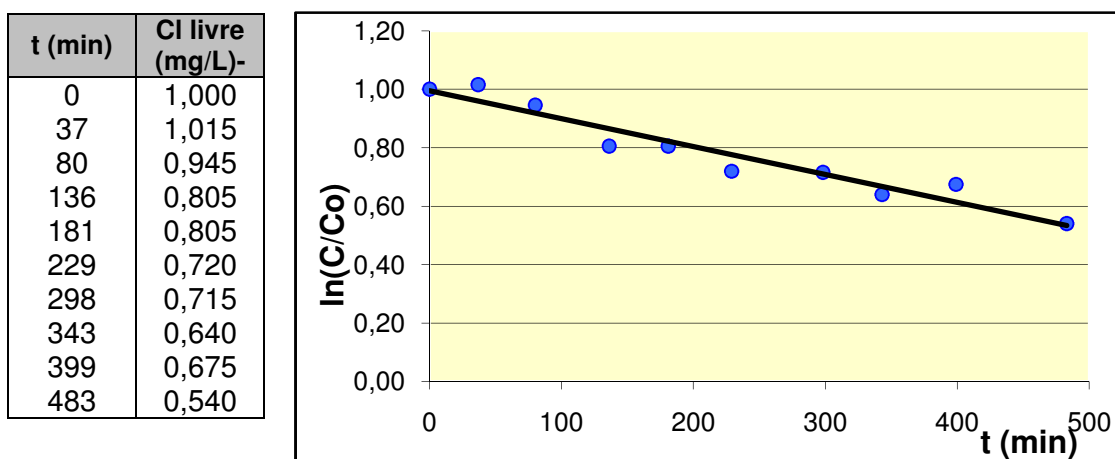


Figura 3.1 Ajuste do decaimento do cloro no seio do fluido a cinética de 1ª ordem

3.2 Valores de concentração obtidos nas tubagens

Os valores da concentração de cloro livre obtidos nas diferentes campanhas de recolha de dados podem ser observados nas Tabela 3.2, Tabela 3.3 e Tabela 3.4.

Tabela 3.2 Dados de cloro livre medidos na campanha de 14-07-2011

Local	hora	cloro livre (mg/L)
Jovim - saída reservatório	09:55	0,99
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	11:42	0,92
Ramalde - saída de reservatório	09:40	0,97
Ramalde PA371	10:16	0,79
Ramalde PA375	10:34	0,99
Ramalde PA420	10:57	0,88
Ramalde fim PA427	11:06	0,91

Tabela 3.3 Dados de cloro livre medidos na campanha de 22-09-2011

Local	hora	cloro livre (mg/L)
Ramalde - saída de reservatório	09:25	1,13
Ramalde - saída de reservatório	09:41	1,14
Ramalde - saída de reservatório	09:50	1,02
Ramalde - saída de reservatório	10:22	1,10
Ramalde - saída de reservatório	10:36	1,15
Ramalde PA371	10:00	0,89
Ramalde PA375	11:28	0,98
Ramalde PA375	11:44	0,95
Ramalde PA375	12:00	1,04
Ramalde PA420	12:40	1,05
Ramalde PA420	12:45	1,05
Ramalde PA420	12:50	1,05
Ramalde fim PA427	13:02	0,95
Ramalde fim PA427	13:08	1,00
Ramalde fim PA427	13:15	0,99
Ramalde fim PA427	13:27	0,97

Tabela 3.4 Dados de cloro livre medidos na campanha de 12-07-2012

Local	hora	cloro livre (mg/L)
Jovim - saída reservatório	09:32	0,82
Jovim - saída reservatório	09:42	0,87
Jovim - saída reservatório	09:51	0,85
Jovim - saída reservatório	10:00	0,86
Jovim - saída reservatório	10:11	0,89
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	15:00	0,77
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	15:15	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	15:30	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	15:45	0,78
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	16:00	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	16:15	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	16:30	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	16:45	0,78
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	17:00	0,80
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	17:10	0,80
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	17:20	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	17:30	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	17:40	0,78
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	17:50	0,80
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	18:00	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	18:15	0,79
Jovim entrada Nova Sintra 2 - PA352	18:30	0,74

3.3 Constante de decaimento nas paredes

O valor da constante de decaimento de cloro livre nas paredes das tubagens do grupo **6244-6245 Ramalde-Cabanas-Pedrouços** foi obtido de uma forma particular para diferentes secções da adutora e de uma forma geral para o grupo completo. O grupo foi dividindo em três secções ou troços, segundo os locais onde foi possível efetuar análises, desde o acesso inicial (saída do reservatório) até ao PA375, do PA375 ao PA420 e do PA420 ao PA427. O ponto PA371 foi excluído pois apenas foi possível obter uma análise (realizada por um operador diferente em circunstâncias irregulares) e esta não foi coerente com as restantes.

Os valores de caudais introduzidos no modelo estão indicados na Tabela 3.5 e são referentes ao caudal médio entre as 9:00 e as 13:30 do dia 22-09-2011, período de tempo durante o qual foram efetuadas as análises.

Tabela 3.5 Consumos ao longo do modelo do grupo 6224-6245 Ramalde – Cabanas - Pedrouços

Local	Caudal removido L/s
PE371	91,44
PE375 + PE395 +EEVF	368,37
PE420	17,04
PE425	40,44
PE427	25,46
Saída final reservatório	1041,16

Para a primeira secção do troço foi obtido a constante de decaimento de cloro nas paredes de 0,24 m/dia, recorrendo aos dados medidos no ponto de entrada (1,10 mg/L às 10:22) e no ponto PA375 (0,98 mg/L às 11:28), com um tempo de residência calculado de 63 min. Há um pequeno desfasamento entre o tempo de residência e o intervalo de tempo entre medições de 3 min. Condições (A)

Para a terceira secção do troço foi obtido a constante de decaimento de cloro nas paredes de 0,37 m/dia, recorrendo aos dados no ponto PA420 (1,05 mg/L às 12:45) e no ponto PA427 (1,00 mg/L às 13:08) e um tempo de residência de 23 min, com um desfasamento temporal inferior a 1 min. Condições (B)

As representações gráficas dos decaimentos de cloro em ambas as secções provenientes das simulações pelo EPANet são apresentadas na Figura 3.2. A concentração de cloro em função do tempo de residência, para o troço 1 à esquerda (cor verde) e para o troço 3 à direita (cor roxa). É de notar que os tempos não são diretamente relacionáveis, pois se prolongássemos a curva do troço 1 até ao final do troço 3, apesar de termos o mesmo tempo de residência neste ponto, não corresponderiam à mesma hora do dia (condições A \neq B). A Figura 3.2 apresenta como margem de erro na medição de cloro livre um intervalo de $\pm 10\%$ correspondente à precisão do método de análise. Apesar de o fabricante indicar uma precisão de 1,00 $\pm 0,05$ mg/L com um intervalo de confiança de 95%, seleccionou-se o valor pessimista de $\pm 10\%$ pois a ADDP garantiu que durante a calibração do equipamento o erro máximo detetado é inferior a esse valor.

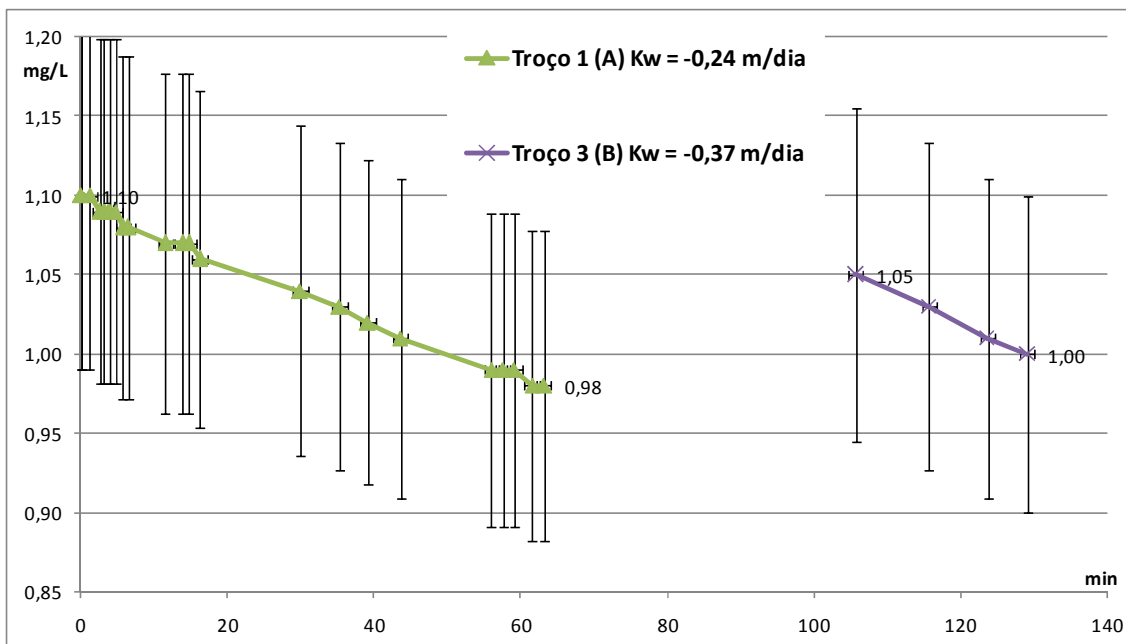


Figura 3.2 Representação do decaimento do no troço 1 e 3

Não foi possível obter diretamente a constante de decaimento nas paredes para a segunda seção, por não ser possível relacionar os dados. Os valores existentes de concentração de cloro (em campo) no ponto PA375 são inferiores aos do PA420, fato que apesar de aparentar ser ilógico poderá ser explicado com a variação natural da concentração alimentada à adutora e com uma janela de tempo entre medições que não corresponde ao tempo de residência. Em campo, as concentrações no início e fim da adutora foram medidas com um intervalo mínimo de 154 min, no entanto o tempo de residência teórico foi de 129 min. Estes 25 min de diferença não permitem obter diretamente o coeficiente de decaimento nas paredes, mas recorrendo a uma extrapolação é possível obtê-lo indiretamente. A medição no início às 10:36 com 1,15 mg/L de cloro foi extrapolada em mais 12 min para às 10:48 com 1,20 mg/L segundo a tendência crescente das análises. A medição no PA427 às 13:02 com 0,95 mg/L de cloro foi extrapolada em menos 12 min para às 12:50 com 0,94 mg/L, segundo a tendência das análises, originando as condições (C).

Com estes valores iniciais e finais para toda a conduta e os valores prévios da constante de decaimento na parede para a primeira e terceira seção foi possível obter um valor para a segunda seção de 0,27 m/dia. A representação deste decaimento pode ser observada na Figura 3.3, onde podem ser comparados o troço 1 nas condições (A) e o troço 3 nas condições (B), cujos Kw aplicados ao troço 1 e 3 com as condições (C) permitem obter o Kw no troço 2. Na Figura seguinte não são apresentadas as barras de erro de forma a compreender melhor a imagem.

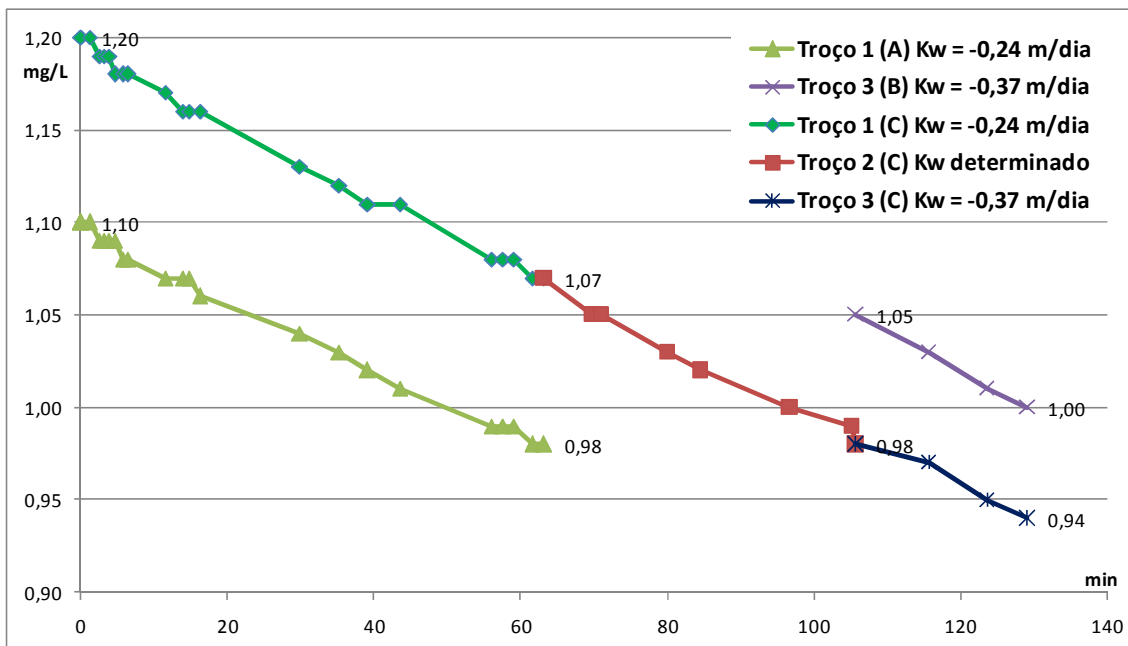


Figura 3.3 Representação da obtenção do valor de Kw para o troço 2

Com as condições (C) foi possível obter um valor de decaimento na parede de 0,28 m/dia, único para toda a conduta, ou seja foi possível obter um Kw genérico. Na Figura 3.4 é visível a diferença entre o decaimento com um Kw genérico para toda a conduta e um específico para cada troço da conduta, ambos nas condições (C).

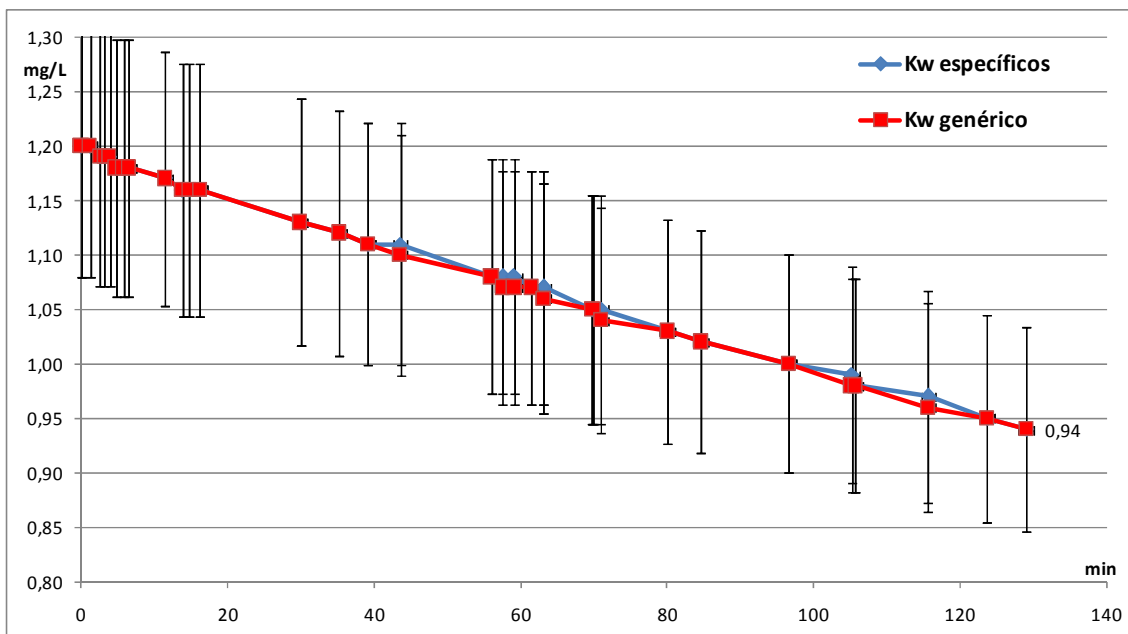


Figura 3.4 Comparação entre o decaimento com um Kw genérico e Kw específicos para cada troço da adutora

Relativamente ao mecanismo (seio do fluido, K_b , ou paredes, K_w) que maior influência tem no decaimento de cloro livre nas adutoras, a resposta será o efeito no seio do fluido, pois o K_b representa 69% do decaimento e K_w os restantes 31%. A Figura 3.5 apresenta os decaimentos de cloro ao longo de toda a tubagem nas condições (C), com ambos os mecanismos ou com apenas o mecanismo de decaimento no seio do fluido. É perceptível que sem o mecanismo de decaimento nas paredes o EPANet prevê apenas dois terços do que ocorreria.

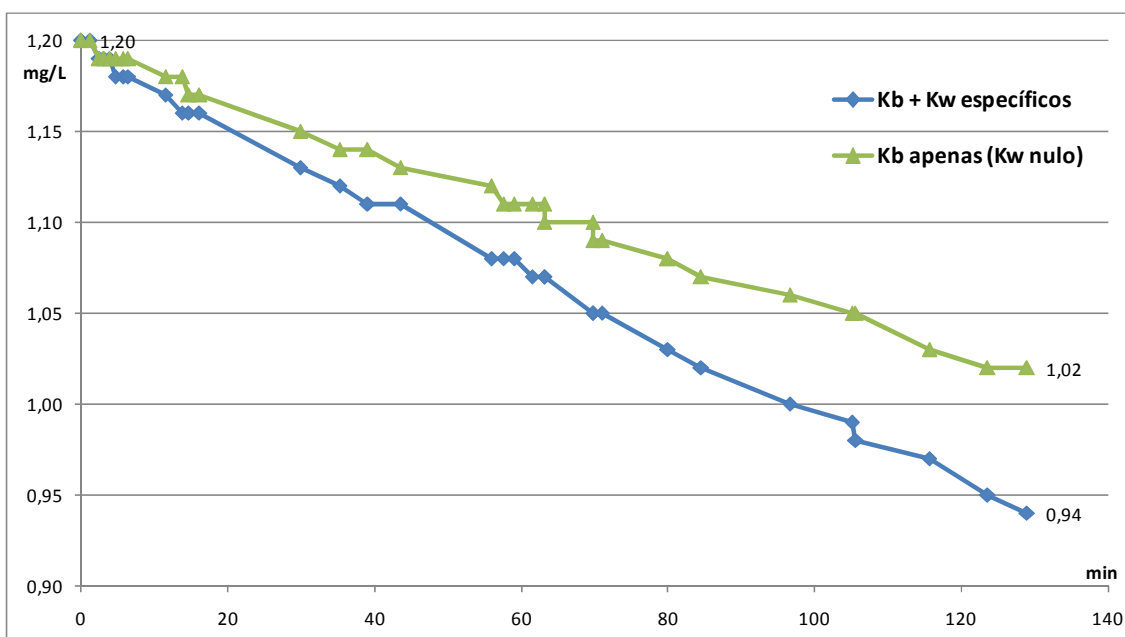


Figura 3.5 Comparação entre o decaimento com e sem a influencia do efeito de parede

Todas as simulações foram efetuadas reduzindo o passo iterativo temporal hidráulico do valor *default* de 1 hora para 0,05 desse valor. Para a simulação da qualidade, o passo iterativo foi igual a 1 min. Ambos os passos iterativos são suficientemente pequenos e a redução destes não tem impacto nos resultados.

Relativamente ao grupo **6261 Jovim-Nova Sintra 2** não foi possível obter um valor para a constante de decaimento na parede dos tubos, mesmo apesar do aumento da frequência das análises em campo de forma a evitar dificuldades sentidas em campanhas anteriores. A concentração de cloro livre medida no início da adutora foi de 0,89 mg/L às 10:11 e, na saída, de 0,79 mg/L às 17:20 do dia 12-07-2012. O caudal médio de 248 L/s existente nesse período pressupõe um tempo de residência teórico de 436 min, bastante próximo do tempo entre as medições em campo. Mas a simples aplicação do fenómeno de decaimento de cloro livre no seio do fluido implica que, para uma concentração à entrada de 0,89 mg/L, a concentração a saída da tubagem deveria de ser pelo menos 0,52 mg/L.

3.4 Discussão dos resultados obtidos

Os resultados obtidos para o coeficiente de decaimento no seio do fluido apresentam um coeficiente de determinação (R^2) de 0,94, valor que é aceitável para o ajuste das diferentes reações químicas a um modelo cinético simplificado de 1ª ordem.

Apesar da determinação da constante de decaimento no seio do fluido ter tido em consideração o valor medido da temperatura, não existiu um controlo de temperatura apertado durante as análises de campo, de forma a garantir que todo processo ocorria a essa mesma temperatura. O responsável pelas análises da ADDP informou que a temperatura nas condutas se mantém aproximadamente constante durante todo o ano. Tal declaração, ainda que carregada de experiência pragmática, não substitui a necessidade de um controlo experimental. E admite-se que a razão pela qual esse controlo ainda não existe ou existiu, deve-se ao facto de a temática ser escassa em bibliografia (o autor faz também um *mea culpa* neste ponto).

Relativamente ao valor da constante de decaimento de $1,78 \text{ dia}^{-1}$, este é um valor ligeiramente superior aos encontrados na literatura, $0,07$ a $0,1 \text{ dia}^{-1}$ (Tashauoei *et al.*, 2010), $0,34 \text{ dia}^{-1}$ (Castro e Neves, 2003) e $1,32 \text{ dia}^{-1}$ (Gauthier *et al.*, 2000). No entanto estes autores não referem a temperatura, a que foram obtidos. Convém recordar que este valor é específico para determinada composição da água da rede, estação do ano, temperatura, e que a bibliografia recomenda um prazo de validade máximo de apenas um ano para o seu uso.

Os valores determinados para as constantes de decaimento na parede das tubagens de ferro fundido dúctil do grupo **6244-6245 Ramalde–Cabanas–Pedrouços** são de $0,24$ a $0,37 \text{ m/dia}$, bastante próximos dos $0,5$ a $3,1 \text{ m/dia}$ registados no caso das condutas parcialmente em betão do Isfahan (Tashauoei *et al.*, 2010) e dos $0,12$ a $0,32 \text{ m/dia}$ registados nas tubagens de ferro dúctil do simulador de redes de distribuição da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos em Cincinnati (Clark e Haught, 2005). A existência de variação é espectável, visto que os tubos não são fisicamente iguais e estão sujeitos a condições diferentes.

Apesar de ter sido efetuada uma extrapolação de valores de cloro ao longo do tempo para a determinação do coeficiente global e de um particular, fato que pode levar à diminuição da confiança nos mesmos, os coeficientes de decaimento são consistentes com os valores encontrados em bibliografia.

Existem outras fontes de incerteza na determinação dos coeficientes de decaimento, como por exemplo os valores da concentração de cloro livre medidos em

campo. Apesar dos colorímetros usados serem calibrados e verificados regularmente pela ADDP (erros inferiores a 10% relativamente a um padrão), a diferença entre os valores iniciais e finais da concentração de cloro livre na simulação do troço 3 é de apenas 0,05 mg/L. Uma diferença tão pequena mostra que a influência do erro de medição do equipamento pode ser elevada, devendo esta situação ser evitada. Por outro lado a reprodutibilidade dos valores reportados pelo equipamento, conforme pode ser observado na Tabela 3.4, reduz essa mesma incerteza. Indicando que se existisse um erro do equipamento seria principalmente do tipo viés (*bias*) ou erro sistemático, de impacto reduzido no caso específico destas simulações.

O decaimento da concentração de cloro livre ao longo da adutora **6261 Jovim-Nova Sintra 2** foi inferior ao esperado e pelo decaimento no seio do fluido é possível perceber que existe um erro nos dados disponíveis para esta adutora. Esse erro pode estar associado a vários fatores, nomeadamente à falta de controlo da temperatura, que dá origem a diferenças entre a temperatura a que se deu a reação no seio do fluido e a usada no modelo. O facto de a campanha ter ocorrido em 12-07-2012 enquanto a determinação dos parâmetros da constante de reação ter sido a 24-07-2011, pode também justificar as diferenças. Recorde-se que a bibliografia recomenda o uso destes dados por um período máximo de apenas um ano.

Poder-se-ia também considerar que existe erro no levantamento da adutora, no entanto esta hipótese é improvável pois a sua topografia parece ser muito simples. A bibliografia recomenda que as simulações, hidráulicas e de qualidade da água, nas redes de distribuição sejam sempre efetuadas por pessoal interno à empresa da sua gestão, pois só estes têm conhecimento das especificidades da rede e de situações menos claras no seu *layout*. Por fim, também se põe em hipótese um erro de medição dos valores de concentração de cloro livre, por exemplo devido a interferência positiva do Oxigénio com o reagente DPD. Esta hipótese é real particularmente no ponto final em Nova Sintra, PA352, onde era notável a existência de cavitação após abrir a torneira de acesso.

4 Conclusões e sugestões para trabalhos futuros

É possível concluir que o simulador EPAnet é adequado para avaliar a qualidade de água (decaimento de cloro livre da rede da ADDP) nas adutoras em estudo. Os valores dos parâmetros do modelo de qualidade são uma constante de decaimento no seio do fluido de $1,78 \text{ dia}^{-1}$ ($0,001239 \text{ min}^{-1}$) a cerca de $22 \text{ }^{\circ}\text{C}$ em 14-07-2011 e relativamente ao grupo **6244-6245 Ramalde-Cabanas-Pedrouços** uma constante de decaimento na parede da tubagem de forma generalizada de $0,28 \text{ m/dia}$. Não foi possível obter conclusões sobre a adutora **6261 Jovim-Nova Sintra 2**, por razões não identificadas, ficando explícita a necessidade de um maior controlo sobre a variável temperatura.

É recomendável que a diferença entre os valores das concentrações analisadas nos pontos a introduzir no simulador esteja em conformidade com a resolução e precisão do método de medição de forma a reduzir potenciais erros. Os dados da constante de decaimento no seio do fluido devem ser usados apenas durante um período inferior a um ano.

Sugere-se que futuros trabalhos que visem a análise da rede da ADDP sejam efetuados por um elemento incorporado na estrutura da ADDP e recomenda-se que as próximas simulações de qualidade obtenham uma completa compreensão do impacto da temperatura e qualidade da água na constante de decaimento no seio do fluido. Quer obtendo uma curva deste parâmetro em função da temperatura como em função das estações/meses do ano.

Por fim, seria bastante interessante efetuar um estudo comparativo da precisão dos colorímetros de bolso, muito usados neste género de estudos, com um padrão de cloro livre.

Bibliografia:

(Al-Omari *et al.*, 2004)

Abbas Al-Omari, Manar Fayyad, Abed Abdel Qader, "Modeling trihalomethane formation for Jabal Amman water supply in Jordan", *Environmental Modeling and Assessment* 9: 245–252, 2004, Kluwer Academic Publishers.

(AWWA, 1999)

Engineering Computer Applications Committee, "Calibration Guidelines for Water Distribution System Modeling", *Proceedings of AWWA 1999 ImTech Conference*, American Water Works Association, 1999

(Castro e Neves, 2003)

Pedro Castro, Mário Neves, "Chlorine decay in water distribution systems case study – Lousada Network", *Electronic journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 2003, ISSN: 1579-4377

(Clark e Haught, 2005)

Robert M. Clark, Roy C. Haught, "Characterizing Pipe Wall Demand: Implications for Water Quality Modeling", *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 131, No. 3, May 1, 2005, ©ASCE, ISSN 0733-9496/2005/3-208–217

(Clark *et al.*, 1995)

Robert M. Clark, Lewis A. Rossman, Larry J. Wymer, "Modeling Distribution System Water Quality: Regulatory Implications", *Journal of Water Resources Planning and Management* – November/December 1995

(Danieli *et al.*, 2006)

Rosalina de David Danieli, Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, Lidiane Bittencourt Barroso, "Modelagem do Cloro Residual em Redes de Distribuição – Aplicação ao Sistema de Abastecimento de Santa Maria", *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos* Volume 11 n.4 Out/Dez 2006, 201-208, RBRH, 2006

(Duarte e Neves, 2011)

Sérgio Duarte, Valente Neves, "Simulação hidráulica do "Subsistema Lever – sector norte" utilizando o programa EPANet", *Projecto de I&D*, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 2011

(EPA, 2002)

EPA, "Effects of Water Age on Distribution System Water Quality", *Distribution System Issue Paper*, United States Environmental Protection Agency, August 15, 2002

(Gauthier *et al.*, 2000)

Vicent Gauthier, Marie-Claude Besner, Benoit Barbeau, Robert Millette, Michèle Prévost, "Storage Tank Management to Improve Drinking Water Quality: Case Study", *Journal of Water Resources Planning and Management* July/August 2000

(Langowski e Brdys, 2007)

RAFAŁ ŁANGOWSKI, MIĘTEK A. BRDYS, "MONITORING OF CHLORINE CONCENTRATION IN DRINKING WATER DISTRIBUTION SYSTEMS USING AN INTERVAL ESTIMATOR", *Int. J. Appl. Math. Comput. Sci.*, 2007, Vol. 17, No. 2, 199–216, AMCS

(Lansey *et al.*, 2001)

K. E. Lansey, W. El-Shorbagy, I. Ahmed, J. Araujo, C. T. Haan, "CALIBRATION ASSESSMENT AND DATA COLLECTION FOR WATER DISTRIBUTION NETWORKS", JOURNAL OF HYDRAULIC ENGINEERING / APRIL 2001, ASCE, 2001

(Muslim *et al.*, 2008)

Abrar Muslim, Qin Li, Moses O. Tadó - "Simultaneous model of chlorine dosing and decay in drinking water distribution system and model predictive control application." Asia-Pac. J. Chem. Eng. 2008; 3: 613–621, Wiley InterScience

(ÖZDEMİR *et al.*, 2000)

Osman N. ÖZDEMİR, Suha SEVÜK, Metin GER, "DYNAQ: A Chlorine Decay Simulator in Water Supply Networks", Turk J Engin Environ Sci 24 (2000) 401 – 412, TÜBİTAK, 200

(Rossman, 2000, Manual EPANet)

Lewis A. Rossman, EPANet 2 Manual do Utilizador, United States Environmental Protection Agency, Traduzido pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Setembro de 2000

(Silva, 2008)

José Silva, "Exploração das potencialidades do programa EPANet na simulação hidráulica de sistemas de abastecimento de água", tese de mestrado em Engenharia Civil, FEUP, 2008

(Silva e Kishi, 2003)

Katia Regina Garcia da Silva, Regina Tiemy Kishi, "Modelagem matemática do cloro em redes de distribuição de água", Sanare. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, v.19, n.19, p. 26-40, jan./jun. 2003

(Tashauoei *et al.*, 2010)

Hamid Reza Tashauoei, Mahdi Haji Khiadani, Farham Karakani, "Determining Chlorine Decay Constants in Isfahan Water Transportation Pipeline", 2010, IEEE, 978-1-4244-4713-8/10

(Walski *et al.*, 2003)

Thomas M. Walski, Haestad Methods, Donald V. Chase, Dragan A. Savic, Walter M. Grayman, Stephen Beckwith, Edmundo Koelle, "Advanced Water Distribution Modeling and Management", Bentley Institute Press, 2003, ISBN: 9781934493014

(Wang e Guo, 2010)

Hongxiang Wang, Wenxian Guo, "Calibrating Chlorine Wall Decay Coefficients of Water Distribution Systems Based on Hybrid PSO", 2010 Sixth International Conference on Natural Computation (ICNC 2010), IEEE

(Wang *et al.*, 2001)

Zhong Wang, Marios M. Polycarpou, James G. Ubed, Feng Shang, "Adaptive Periodic Control for Chlorine Residual Maintenance in Drinking Water Distribution Networks", proceedings of the 40th IEEE, Conference on Decision and Control, Orlando, Florida USA. December 2001, IEEE

(Warton *et al.*, 2006)

Ben Warton, Anna Heitz, Cynthia Joll, Robert Kagi, "A new method for calculation of the chlorine demand of natural and treated waters", WATER RESEARCH 40 (2006) 2877– 2884 - Science Direct, Elsevier, 2006

(Yoon *et al.*, 2004)

Jinsik Sohn, Gary Amy, Jaeweon Cho, Yonghun Lee, Yeomin Yoon, “Disinfectant decay and disinfection by-products formation model development: chlorination and ozonation by-products”, *Water Research* 38 (2004) 2461–2478, Elsevier 2004

(Zierolf *et al.*, 1996)

Michael L. Zierolf, Marios M. Polycarpou, James G. Uber, “A Control-Oriented Approach to Water Quality Modeling of Drinking Water Distribution Systems”, *Proceedings of the 1996 IEEE International Conference on Control Applications*, Dearborn, MI - September 15-18, 1996, IEEE

(Zierolf *et al.*, 1998)

Michael L. Zierolf, Marios M. Polycarpou, James G. Uber, “Development and Autocalibration of an Input–Output Model of Chlorine Transport in Drinking Water Distribution Systems”, *IEEE TRANSACTIONS ON CONTROL SYSTEMS TECHNOLOGY*, VOL. 6, NO. 4, JULY 1998, IEEE