



TÉCNICO
LISBOA

Modelação do decaimento do cloro em sistemas de abastecimento de água

David Manuel Duarte Figueiredo

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia do Ambiente

Orientadoras: Professora Doutora Dília Isabel Cameira Covas
Engenheira Laura Sofia Pereira Pinto Monteiro

Júri

Presidente: Professor Doutor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos

Orientadora: Professora Doutora Dília Isabel Cameira Covas

Vogais: Professora Doutora Filipa Maria Santos Ferreira

Doutor Rui Manuel Carvalho Viegas

Mai 2014

RESUMO

O cloro é o desinfetante residual mais frequentemente utilizado nos sistemas de abastecimento de água no mundo. Em Portugal a concentração de cloro residual deve ser mantida entre 0,2 e 0,6 mg/L (Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto), de modo a assegurar a existência de barreira sanitária e evitar a formação excessiva de subprodutos de desinfecção. A concentração de cloro residual diminui à medida que a água percorre os sistemas. A implementação da modelação do cloro nos sistemas de abastecimento de água é uma ferramenta eficaz no controlo do cloro residual no sistema. Com o intuito de desenvolver modelos de decaimento do cloro robustos devem ser tidos em conta os principais fatores que influenciam o decaimento do cloro.

Um dos objetivos deste trabalho foi estudar a influência das condições hidráulicas do escoamento no decaimento do cloro residual. Adicionalmente, pretendeu-se desenvolver um modelo de cloro residual num subsistema da entidade gestora Águas do Algarve recorrendo ao EPANET 2. Este trabalho envolve a revisão da literatura referente aos fatores que influenciam o decaimento do cloro e os modelos que descrevem esse decaimento, a realização de estudos experimentais num circuito piloto disposto de forma helicoidal (resistência ao escoamento e estudo do efeito da velocidade do escoamento no decaimento do cloro) e modelação do cloro residual num subsistema da Águas do Algarve.

A presente tese constitui um contributo na compreensão da influência das condições hidráulicas na constante de decaimento do cloro residual no seio do líquido e demonstra que a mesma aumenta significativamente com a velocidade média de escoamento em regime turbulento para águas tratadas. Foi desenvolvida uma formulação empírica da constante de decaimento em função da velocidade de escoamento, de modo a ser incorporada num simulador de qualidade da água. Nas simulações do cloro residual no subsistema da Águas do Algarve, testaram-se modelos da cinética de decaimento no seio da água de diferentes ordens (1 e n) e obtiveram-se precisões similares. Os resultados mostraram que a utilização exclusiva de registos de concentração de cloro de analisadores *online* é insuficiente para a calibração e validação dos modelos. Foi evidenciada a necessidade de realização de campanhas de recolha de amostras de água no sistema.

Palavras chave: decaimento do cloro, qualidade de água, modelação do cloro residual, sistemas de abastecimento de água.

ABSTRACT

Chlorine is used worldwide as disinfectant residual in drinking water systems. Its concentration must be maintained within a quite narrow range, 0,2 and 0,6 mg/L according to Portuguese law (Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto), in order to simultaneously assure the disinfectant effectiveness and avoid excessive formation of disinfection by-products. Since chlorine concentration decreases as the water travels throughout the pipes, accurate modelling of chlorine concentration in drinking water systems significantly contributes for the disinfectant's management improvement. Main factors that influence chlorine decay must be taken into account, in order to develop robust chlorine decay models.

The current work focuses on the analysis of flow hydraulics conditions effect on chlorine residual decay and on the development of a chlorine residual model in a water supply system from Águas do Algarve utility using EPANET 2. The work involves a literature review about the factors that influence chlorine decay and decay modelling, experimental studies on a helical pipe rig (friction factor analysis and the study of flow velocity on chlorine decay) and chlorine residual modelling of Águas do Algarve subsystem.

This thesis contributes to a better understanding of the effect of flow hydraulics conditions on chlorine bulk decay rates and shows that these rates significantly increase with the flow velocity in turbulent flow for treated waters. An empirical formulation of decay rate that includes the flow velocity has been developed and can be incorporated in water quality simulators. The simulation of Águas do Algarve water supply system with first and n^{th} order bulk decay kinetics had similar level of accuracy. However, results have shown that calibration and validation carried out only based on free chlorine analyzer measurements is not sufficient. Field measurements are required to calibrate and validate the models.

Key words: chlorine residual modelling, chlorine decay, drinking water quality, water distribution systems.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à Professora Dídya Covas, por me ter dado a conhecer o projeto ChlorigDec, bem como pela orientação e conhecimento científico, que foram fundamentais para a realização deste estudo. Agradeço ainda pela disponibilidade demonstrada e a ajuda prestada durante o desenvolvimento deste estudo.

Agradeço, também, à Laura Monteiro, pela sua coorientação e por tudo o que me ensinou, assim como por todo o apoio, compreensão e disponibilidade para me ajudar sempre que necessitei. Sem a sua ajuda a realização deste estudo era impossível. Um muito obrigado.

À Fundação para a Ciência e Tecnologia pelo financiamento de uma bolsa de investigação, no âmbito do Projeto PTDC/ECM/116747/2010 – ChlorigDec: Tecnologia para monitorização em tempo real das taxas de decaimento do cloro em sistemas de abastecimento de água.

À empresa Águas do Algarve, S.A. pela cedência do modelo hidráulico, informação disponibilizada e pelo envio de amostras de água, sem as quais este trabalho seria impossível de realizar.

Ao João Pedro, técnico no Laboratório de Hidráulica e Ambiente do Instituto Superior Técnico, pela ajuda na montagem do circuito e apoio técnico prestado durante a realização do trabalho experimental. Gostaria também de agradecer ao Vítor Napier, assistente técnico no Laboratório de Engenharia Sanitária do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, pelo seu contributo nas análises físico-químicas das amostras. À Dulce Fernandes pelo apoio administrativo prestado.

A todos os meus amigos que me acompanharam neste longo percurso e que contribuíram para todo este processo. Pelos bons e maus momentos que passamos juntos, obrigado!

Finalmente, os mais sentidos agradecimentos, aos meus pais e irmão, que sempre estiveram do meu lado, a dar-me apoio e força durante todos estes anos.

ÍNDICE

Resumo	i
Abstract	iii
Agradecimentos	v
Lista de Figuras	ix
Lista de Tabelas	xi
Lista de Abreviaturas	xiii
Lista de Símbolos	xv
1 Introdução	1
1.1 Motivação e enquadramento	3
1.2 Objetivos e metodologia	5
1.3 Estrutura da dissertação	6
2 Revisão bibliográfica	7
2.1 O cloro na água de sistemas de abastecimento	9
2.1.1 A utilização do cloro como desinfetante	9
2.1.2 A química do cloro na água	10
2.1.3 Decaimento do cloro residual em SAA	12
2.2 Modelação da cinética de decaimento do cloro	13
2.2.1 Introdução	13
2.2.2 Decaimento do cloro no seio do líquido	13
2.2.3 Decaimento do cloro na parede da conduta	17
2.3 Modelos de qualidade da água nos SAA	18
2.3.1 Modelos existentes	18
2.3.2 EPANET	20
3 Componente Experimental	23
3.1 Descrição da instalação experimental	25
3.2 Instrumentação	28
3.3 Campanha de ensaios I: Calibração do caudal	29
3.3.1 Introdução	29
3.3.2 Protocolo experimental	29
3.3.3 Ensaios	30
3.4 Campanha de ensaios II: Decaimento do cloro	32

3.4.1	Introdução.....	32
3.4.2	Protocolo experimental.....	32
3.4.2	Ensaios.....	33
3.5	Síntese.....	35
4	Resistência ao escoamento sob pressão em condutas dispostas de forma helicoidal.....	37
4.1	Resistência ao escoamento em condutas circulares retas.....	39
4.2	Resistência ao escoamento em condutas circulares dispostas de forma helicoidal.....	42
4.3	Análise experimental da resistência ao escoamento.....	44
4.4	Medição indireta de velocidade.....	47
5	Estudo do efeito da velocidade de escoamento no decaimento do cloro.....	49
5.1	Decaimento do cloro na instalação piloto.....	51
5.1.1	Ensaios estáticos: estimativa das constantes K_b	51
5.1.2	Decaimento de parede: estimativa da constante k_w	52
5.1.3	Ensaios dinâmicos.....	53
5.2	Avaliação do efeito da velocidade na constante de decaimento no seio do escoamento.....	54
6	Modelação do cloro residual num sistema adutor.....	57
6.1	Descrição do sistema.....	59
6.2	Metodologia adotada.....	60
6.2.1	Modelação hidráulica do sistema de abastecimento.....	61
6.2.2	Modelação da idade da água.....	63
6.2.3	Estimativa da constante de decaimento do cloro no seio da água.....	63
6.2.4	Modelação do cloro residual.....	66
6.3	Análise e discussão de resultados.....	68
6.3.1	Modelação hidráulica.....	68
6.3.2	Passo de cálculo de qualidade e modelação da idade da água.....	70
6.3.3	Modelação do cloro residual.....	73
6.4	Conclusões.....	79
7	Considerações Finais.....	81
7.1	Conclusões.....	82
7.2	Recomendações de trabalhos futuros.....	84
	Referências Bibliográficas.....	85
	Anexos.....	I
	Anexo A – Curva característica da bomba Filtra N24D da KSB.....	III
	Anexo B – Campanha de ensaios II.....	V
	Anexo C – Padrões de consumo.....	VII

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – EFEITO DO PH NA QUANTIDADE RELATIVA DE ÁCIDO HIPOCLOROSO E IÃO HIPOCLORITO A 25°C (DEBORDE & VON GUNTEN, 2008).	11
FIGURA 2 – COMPORTAMENTO DOS SEGMENTOS UTILIZANDO O MÉTODO LAGRANGIANO <i>TIME-DRIVEN</i> , TEMPO t (A) E TEMPO $t + \Delta t$ (B) – ADAPTADO DE ROSSMAN E BOULOS (1996).	22
FIGURA 3 – VISTA GERAL DA INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL.	25
FIGURA 4 – SISTEMA COMPOSTO PELO GRUPO ELETROBOMBA (A) E RESPECTIVO VARIADOR DE FREQUÊNCIA (B).	26
FIGURA 5 – BOMBA AUXILIAR LIGADA AO CIRCUITO.	26
FIGURA 6 – PORMENOR DA VENTOSA E TUBAGEM DE PVC TRANSPARENTE.	27
FIGURA 7 – PONTOS DE AMOSTRAGEM: P1 (A), P2 (B) E P3 (C).	27
FIGURA 8 – PAINEL MANOMÉTRICO E PIEZÓMETROS (A). LOCALIZAÇÃO DAS TOMADAS DE PRESSÃO TP1 E TP2 (B) E TP3 (C).	28
FIGURA 9 – MULTÍMETRO, SONDA DE TEMPERATURA E ELÉTRODO DE CONDUTIVIDADE.	29
FIGURA 10 – ESPECTROFOTÓMETRO DR. LANGE CADAS 50.	29
FIGURA 11 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UMA CONDUITA DISPOSTA DE FORMA HELICOIDAL – ADAPTADO DE PIAZZA E CIAFALO (2010).	42
FIGURA 12 – LINHAS DE CORRENTE DO ESCOAMENTO SECUNDÁRIO PARA REGIME LAMINAR (DEAN, 1927).	43
FIGURA 13 – VARIÇÃO DO FATOR DE RESISTÊNCIA COM O NÚMERO DE REYNOLDS NO DOMÍNIO ESTUDADO.	45
FIGURA 14 – VARIÇÃO DO FATOR DE RESISTÊNCIA COM O NÚMERO DE REYNOLDS EM REGIME LAMINAR.	46
FIGURA 15 – VARIÇÃO DO FATOR DE RESISTÊNCIA COM O NÚMERO DE REYNOLDS EM REGIME TURBULENTO.	46
FIGURA 16 – DECAIMENTO DO CLORO NO ENSAIO 5.	53
FIGURA 17 – VARIÇÃO DA RAZÃO K_b^d / K_b COM O NÚMERO DE REYNOLDS.	56
FIGURA 18 – ESQUEMA ALTIMÉTRICO DO SISTEMA EM ESTUDO (ADAPTADO DO ESQUEMA ALTIMÉTRICO DO SISTEMA MULTIMUNICIPAL DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO ALGARVE DE 2010 FORNECIDO PELA ADA).	59
FIGURA 19 – ESQUEMA DO PROCEDIMENTO GERAL DE DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE CLORO RESIDUAL – ADAPTADO DE VIEIRA ET AL. (2001).	61
FIGURA 20 – MODELO EPANET DO SISTEMA EM ESTUDO.	62
FIGURA 21 – RELAÇÃO DA CONSTANTE DE DECAIMENTO NO SEIO DA ÁGUA COM A TEMPERATURA PARA OS MODELOS DE DECAIMENTO DE ORDEM 1 E DE ORDEM n ($n = 1,2$), (A) E (B), RESPECTIVAMENTE (MONTEIRO ET AL., 2014).	65
FIGURA 22 – PADRÃO DE ENTRADA DE CONCENTRAÇÃO DE CLORO RESIDUAL NO SISTEMA EM ESTUDO.	66
FIGURA 23 – ANALISADORES DE CONCENTRAÇÃO DE CLORO LIVRE NOS PONTOS DE ENTREGA PEROGIL (A) E SANTA RITA (B).	67
FIGURA 24 – CAUDAL CALCULADO E MEDIDO À SAÍDA DA ETA DE TAVIRA E RESPECTIVO ERRO RELATIVO AO LONGO DO PERÍODO DE SIMULAÇÃO.	69
FIGURA 25 – CAUDAL CALCULADO E MEDIDO A JUSANTE DA DERIVAÇÃO PARA NASCENTE E RESPECTIVO ERRO RELATIVO AO LONGO DO PERÍODO DE SIMULAÇÃO.	69

FIGURA 26 – EVOLUÇÃO DA IDADE DA ÁGUA AO LONGO DO TEMPO DE SIMULAÇÃO COM A VARIAÇÃO DO PASSO DE CÁLCULO DE QUALIDADE NO PONTO DE ENTREGA DE PEROGIL.	70
FIGURA 27 – EVOLUÇÃO DA IDADE DA ÁGUA AO LONGO DO TEMPO DE SIMULAÇÃO COM A VARIAÇÃO DO PASSO DE CÁLCULO DE QUALIDADE NO PONTO DE ENTREGA DE SANTA RITA.....	70
FIGURA 28 – EVOLUÇÃO DA IDADE DA ÁGUA AO LONGO DO TEMPO DE SIMULAÇÃO COM A VARIAÇÃO DO PASSO DE CÁLCULO DE QUALIDADE NO PONTO DE ENTREGA DE CABEÇO.....	71
FIGURA 29 – ERRO RELATIVO MÉDIO DO CÁLCULO DA IDADE DA ÁGUA PARA CADA PASSO DE CÁLCULO DE QUALIDADE PARA OS PONTOS DE ENTREGA DE PEROGIL, SANTA RITA E CABEÇO.	72
FIGURA 30 – EVOLUÇÃO DA IDADE DA ÁGUA PARA OS PONTOS DE ENTREGA DO SISTEMA (EXCEPTO PARA OS PÉNT DA ZONA INDUSTRIAL E DE POENTE) PARA PASSO DE CÁLCULO DE 1 MIN.	73
FIGURA 31 – VALORES DE CONCENTRAÇÃO DE CLORO RESIDUAL MEDIDOS VERSUS VALORES CALCULADOS PELOS DOIS MODELOS ASSUMINDO (A) APENAS DE DECAIMENTO NO SEIO DA ÁGUA E (B) DECAIMENTO NO SEIO DA ÁGUA E NAS PAREDES DAS CONDUTAS.	74
FIGURA 32 – REQM DOS VALORES CALCULADOS PARA A CALIBRAÇÃO DE k_w COM DIFERENTES MODELOS (21 A 24 DE JANEIRO). ..	75
FIGURA 33 – ERROS: ABSOLUTO MÉDIO (A), REQM (B), RELATIVO MÉDIO (C) E ABSOLUTO MÁXIMO (D) PARA AMBOS OS MODELOS NO PERÍODO DE VALIDAÇÃO.	76
FIGURA 34 – COMPARAÇÃO DA EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DO CLORO MEDIDA COM A CALCULADA PELOS DOIS MODELOS NO PONTO DE ENTREGA DE PEROGIL.	77
FIGURA 35 – COMPARAÇÃO DA EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DO CLORO MEDIDA COM A CALCULADA PELOS DOIS MODELOS NO PONTO DE ENTREGA DE SANTA RITA.....	77
FIGURA 36 – EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORO RESIDUAL SIMULADA PARA O PONTO DE CONSUMO DE ALTURA (A), CABEÇO (B) E ZONA INDUSTRIAL (C).	79
FIGURA 37 – CURVA CARACTERÍSTICA DA BOMBA FILTRA N 24D DA MARCA KSB (KSB AKTIENGESELLSCHAFT, 2012).	III
FIGURA 38 – DECAIMENTO DO CLORO NOS ENSAIOS: 1 (A), 2 (B), 3 (C), 4 (D), 5 (E).	V
FIGURA 39 – PADRÕES DE CONSUMO DOS PÉNT ALTURA (A), CABEÇO (B), CRUZ DO AREAL (C), CUMEADA (D), PEROGIL (E), POCINHO (F), POENTE (G), SANTA RITA (H) E ZONA INDUSTRIAL (I).	VII

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – LISTA DE SIMULADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	19
TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS DA CAMPANHA DE ENSAIOS REALIZADOS PARA A CALIBRAÇÃO DO CAUDAL.....	31
TABELA 3 – CARACTERÍSTICAS DA CAMPANHA DE ENSAIOS DO ESTUDO DO DECAIMENTO DO CLORO.	34
TABELA 4 – CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS UTILIZADAS NA CAMPANHA DE ENSAIOS DO ESTUDO DO DECAIMENTO DO CLORO.....	34
TABELA 5 – SÍNTESE DOS RESULTADOS DOS ENSAIOS DA CAMPANHA I.	45
TABELA 6 – PARÂMETROS DO MODELO DE ORDEM 2 DE CADA ENSAIO ESTÁTICO E RESPECTIVA QUALIDADE DE AJUSTE.	51
TABELA 7 – PARÂMETROS DOS MODELOS DE DECAIMENTO AJUSTADOS AO ENSAIO 6 E A QUALIDADE DOS RESPECTIVOS AJUSTES.....	53
TABELA 8 – PARÂMETROS DOS MODELOS DE DECAIMENTO AJUSTADOS AOS ENSAIOS 1 A 5 E A QUALIDADE DAS RESPECTIVAS SIMULAÇÕES.	54
TABELA 9 – CONSTANTE DE DECAIMENTO DE CLORO NO SEIO DO LÍQUIDO DETERMINADA EM CONDIÇÕES ESTÁTICAS E DINÂMICAS. ...	55
TABELA 10 – CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUA DE AMOSTRAS RECOLHIDAS NA ETA DE TAVIRA EM JANEIRO DE 2012 E EM FEVEREIRO DE 2013 (DADOS FORNECIDOS PELA ADA).....	64
TABELA 11 – REQM ENTRE OS VALORES DE CONCENTRAÇÃO DE CLORO MEDIDOS E OS CALCULADOS COM BASE EM DIVERSOS MODELOS DE DECAIMENTO NO SEIO DA ÁGUA E RESPECTIVOS PARÂMETROS (K_b E n) (MONTEIRO <i>ET AL.</i> , 2014).	65
TABELA 12 – PARÂMETROS ESTIMADOS PARA A TEMPERATURA DE 13 °C (MONTEIRO <i>ET AL.</i> , 2014).....	66

LISTA DE ABREVIATURAS

AdA	Águas do Algarve, S.A.
COD	Carbono orgânico dissolvido
COT	Carbono orgânico total
DECivil	Departamento de Engenharia Civil, Arquitetura e Georrecursos
DN i	Diâmetro nominal de i mm
DPD	N,N-dietil-p-fenilenodiamina
EE	Estação elevatória
EG	Entidade gestora
ETA	Estação de tratamento de água
FFD	Ferro fundido dúctil
HAA	Ácidos haloacéticos
IST	Instituto Superior Técnico
LABES	Laboratório de Engenharia Sanitária
LHA	Laboratório de Hidráulica e Ambiente
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
MON	Matéria orgânica natural
OMS	Organização Mundial de Saúde (<i>WHO – World Health Organization</i>)
PE	Polietileno
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEnt	Ponto de entrega
Pi	Ponto de amostragem i
PNi	Classe de pressão nominal igual a i kgf/cm ²
PVC	Policloreto de vinilo
R ²	Coeficiente de determinação
REQM	Raiz do erro quadrático médio
SAA	Sistema de abastecimento de água
SCADA	Sistemas de supervisão e aquisição de dados (<i>Supervisory Control And Data Acquisition</i>)
SPD	Subprodutos de desinfeção
SUVA	Absorvência específica a 254 nm
THM	Trihalometanos
TPi	Tomada de pressão i
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency
UV254	Absorvência a 254 nm

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Grandeza	Unidade
A	Fator pré-exponencial da lei de Arrhenius	$L^{(n-1)} \text{ mg}^{(1-n)} \text{ h}^{-1}$
a	Passo da conduta disposta de forma helicoidal	m
b	Parâmetro ajustável da Equação (8)	s/m^2
C_{Cl}	Concentração de cloro	mg/L
C_{Cl0}	Concentração inicial de cloro	mg/L
C_{Cl1}	Concentração de cloro que reage na fase rápida	mg/L
C_{Cl2}	Concentração de cloro que reage na fase lenta	mg/L
C_{Clw}	Concentração de cloro junto à parede da conduta	mg/L
C_i	Concentração do constituinte na tubagem i	mg/L
$C_{i x=0}$	Concentração do constituinte que entra na tubagem i	mg/L
$C_{i x=L_i}$	Concentração do constituinte no final da tubagem i	mg/L
$C_{j x=L_j}$	Concentração do constituinte no final da tubagem j	mg/L
$C_{k,ext}$	Concentração do constituinte no caudal de origem externa no nó k	mg/L
C_{MON}	Concentração de compostos orgânicos que reagem com o cloro	mg/L
C_{MON1}	Concentração de compostos orgânicos que reagem com o cloro na fase rápida	mg/L
C_{MON2}	Concentração de compostos orgânicos que reagem com o cloro na fase lenta	mg/L
C_s	Concentração do constituinte na estrutura de armazenamento s	mg/L
D	Diâmetro interno da conduta	m
D_{ab}	Coefficiente de difusão molecular do cloro na água	m^2/s
De	Número de Dean	-
De_c	Número de Dean crítico, calculado para o Re_c	-
d_c	Diâmetro de curvatura da conduta	m
E_a	Energia de ativação	J
f	Fator de resistência ao escoamento ou fator de Darcy-Weisbach	-
g	Aceleração da gravidade	m/s^2
I_k	Conjunto de tubagens que convergem no nó k	-
I_s	Conjunto de tubagens que fornecem caudal à estrutura de armazenamento s	-

Símbolo	Grandeza	Unidade
J	Perda de carga unitária	m/m
K_b	Constante de velocidade de reação ou constante de decaimento no seio do líquido	$L^{(n-1)} \text{ mg}^{(1-n)} \text{ h}$
K_{b1}	Constante de decaimento no seio do líquido na fase rápida	$L^{(n-1)} \text{ mg}^{(1-n)} \text{ h}^{-1}$
K_{b2}	Constante de decaimento no seio do líquido na fase lenta	$L^{(n-1)} \text{ mg}^{(1-n)} \text{ h}^{-1}$
K_b^d	Constante de decaimento no seio do líquido determinada em condições dinâmicas	$L^{(n-1)} \text{ mg}^{(1-n)} \text{ h}^{-1}$
k	Constante de velocidade de reação	$L^{(n-1)} \text{ mg}^{(1-n)} \text{ h}^{-1}$
k_f	Coefficiente de transferência de massa entre o seio do líquido e a parede	m/h
k_w	Constante de velocidade de reação ou constante de decaimento na parede da conduta	m/h
L	Comprimento de conduta	m
n	Ordem da reação de decaimento do cloro	-
O_s	Conjunto de tubagens que recebem caudal da estrutura de armazenamento s	-
p_i	Pressão no ponto i	N/m^2
pK_a	Constante de dissociação do ácido hipocloroso	-
Q	Caudal numa secção transversal da conduta	m^3/s
Q_i	Caudal na tubagem i	m^3/s
Q_j	Caudal na tubagem j	m^3/s
$Q_{k,ext}$	Caudal de origem externa que entra na rede no nó k	m^3/s
R	Constante dos gases perfeitos	$\text{J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$
Re	Número de Reynolds	-
Re_c	Número de Reynolds crítico	-
r	Taxa de reação	mg/h
Sh	Número de Sherwood	-
Sc	Número de Schmidt	-
T	Temperatura	K
t	Tempo	s
U	Velocidade média de escoamento	m/s
U_i	Velocidade média de escoamento na conduta i	m/s
V_s	Volume armazenado na estrutura s	m^3
ΔH	Perda de carga hidráulica contínua; variação de cota piezométrica	m
ε	Rugosidade absoluta da conduta	m
γ	Peso volúmico da água	N/m^3
ν	Viscosidade cinemática	m^2/s

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

O presente capítulo apresenta o enquadramento do tema – decaimento do cloro residual em sistemas de abastecimento de água, as lacunas do conhecimento e motivação para o desenvolvimento do trabalho. Apresenta os objetivos, metodologia adotada e estrutura da tese.

1.1 MOTIVAÇÃO E ENQUADRAMENTO

O cloro é o desinfetante mais frequentemente utilizado na desinfecção final de água para consumo humano em todo o mundo (WHO, 2011). A sua utilização generalizada deve-se a um conjunto de fatores, entre eles o preço diminuto e a facilidade de aplicação, mas acima de tudo porque permite que, após a etapa de desinfecção na estação de tratamento, permaneça uma concentração residual na água que vai ser aduzida e distribuída, embora com tendência para decair ao longo do percurso e do tempo. A concentração de cloro residual na água é essencial para assegurar o abastecimento de água segura e com boas características organolépticas para consumo humano, pois permite controlar a proliferação de agentes microbianos causadores de doença no Homem, assim como eliminar outros contaminantes que possam entrar na água durante o percurso da mesma desde a Estação de Tratamento de Água (ETA) até à torneira do consumidor (G. C. White, 1999).

Contudo, à medida que a água percorre os sistemas de adução e distribuição, a concentração de cloro residual diminui, podendo atingir valores inferiores ao estipulado na legislação nacional ou em normas internacionais de qualidade da água, ou seja, valores inferiores à concentração mínima desinfetante (0,2 mg/L). Desta forma, pode comprometer a distribuição de água segura, que cumpra os requisitos de qualidade estabelecidos, e colocar um risco a saúde pública. Este problema não pode ser contornado através da adição de cloro em excesso à saída da ETA, pois este procedimento resulta no aumento da formação de SubProdutos de Desinfecção (SPD), muitos deles regulamentados devido às suas propriedades tóxicas e potencialmente carcinogénicas (G. C. White, 1999). As concentrações de cloro muito elevadas são também causa da rejeição da utilização da água da rede para consumo humano devido às alterações de cheiro e sabor que provocam (ERSAR, 2013).

A manutenção dos níveis de cloro residual na água dentro de uma gama de valores que garanta o cumprimento dos requisitos de qualidade e a distribuição de água segura é, portanto, um fator determinante na gestão de sistemas de abastecimento e uma preocupação atual das Entidades Gestoras (EG) destes serviços. Estas enfrentam permanentemente o desafio de equilibrar as concentrações de cloro e o teor microbiano da água transportada até na torneira do consumidor ao mesmo tempo que tentam minimizar a formação de SPD e as reclamações devidas ao sabor e cheiro da água (ERSAR, 2013).

Em Portugal, a legislação em vigor aplicável à água para consumo humano (Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto) não estabelece um valor paramétrico para a concentração de cloro residual livre, mas recomenda que a concentração deste desinfetante esteja entre 0,2 e 0,6 mg/L. No entanto, o Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal 2012 (ERSAR, 2013) revela que em 45% das amostras analisadas o teor em cloro residual não garantia a existência de barreira sanitária. Outro aspeto referido é a possibilidade de alguns incumprimentos de parâmetros microbiológicos poderem estar relacionados com a ausência de desinfetante residual ou com a sua presença em concentrações insuficientes.

Para que o cloro residual se mantenha na água dos sistemas de abastecimento nos teores desejáveis é essencial conhecer a dinâmica do seu decaimento e dispor de ferramentas que permitam prever a sua concentração em qualquer ponto da rede, para poder decidir quanto à melhor localização dos pontos de recloração (se necessário), assim como as dosagens de cloro a adicionar (Fisher *et al.*, 2011b).

A diminuição das concentrações de cloro residual na água dos sistemas de abastecimento deve-se a uma série de reações químicas e biológicas entre o cloro e diversos outros compostos existentes na água tratada, bem como entre o cloro e os materiais que estão em contacto com a água. Muitas destas reações têm vindo a ser estudadas e modeladas por diversos autores há mais de 20 anos (Fisher *et al.*, 2011b). Porém, a importância relativa dos diversos fatores que contribuem para o decaimento do cloro difere de sistema para sistema em função das características da água de origem e do tratamento a que foi sujeita, assim como das condições de operação e manutenção dos sistemas (Brown *et al.*, 2011).

A complexidade do fenómeno tem levado ao desenvolvimento de modelos matemáticos ora muito simplificados e de capacidade de previsão limitada, ora baseados em análise estatística de dados sem aplicabilidade a outros sistemas. A compreensão da dinâmica do decaimento do cloro (i.e., da conjugação dos diversos fatores implicados) é, portanto, necessária para o desenvolvimento de modelos capazes de descrever com rigor os fenómenos envolvidos, sem perda de capacidade de generalização a outros sistemas e de integração nos *softwares* de modelação hidráulica já existentes (e.g., simulador hidráulico EPANET) (Fisher *et al.*, 2011b). Shang *et al.* (2008) salientam a necessidade de realizar mais investigação sobre os fenómenos fundamentais de alterações de qualidade da água em sistemas de distribuição com vista à correta modelação dos mesmos.

De notar que a implementação da modelação da qualidade da água nas EG de Sistemas de Abastecimento de Água (SAA), que inclui a modelação do cloro, requer que exista um modelo hidráulico, devidamente testado e calibrado, que permita simular com rigor o percurso da água na rede e o tempo de permanência da água no sistema (Vieira *et al.*, 2001). No panorama nacional, já existem muitas entidades gestoras de SAA que dispõem de modelos hidráulicos bem calibrados, alguns deles desenvolvidos no âmbito da Iniciativa Nacional para a Simulação de Sistemas de Abastecimento de Água que terminou em 2006 (Coelho *et al.*, 2007).

A monitorização *online* de parâmetros de qualidade da água, entre os quais o cloro residual, começa também a existir em algumas redes de distribuição, à medida que os avanços tecnológicos na área do desenvolvimento de sensores os tornam economicamente acessíveis. A ligação destes dados à modelação da qualidade da água poderá permitir a modelação em tempo real, com previsão das concentrações de cloro em pontos críticos e possibilidade de reclarar, caso necessário, em tempo útil. A modelação de parâmetros de qualidade em tempo real, e em particular do cloro, poderá ser um avanço significativo para a melhoria e garantia da qualidade da água fornecida às populações.

Assim, torna-se atual e necessário, no contexto científico e tecnológico internacional aprofundar o conhecimento científico acerca dos fenómenos que controlam o decaimento do cloro residual nos SAA e desenvolver modelos capazes de prever com rigor a evolução das concentrações de cloro nos mesmos.

1.2 OBJETIVOS E METODOLOGIA

A presente dissertação tem como objetivo geral contribuir para o aprofundamento do conhecimento relacionado com a influência das condições hidráulicas no decaimento do cloro. Adicionalmente, pretende-se contribuir para a implementação da modelação da qualidade da água num SAA português.

Os objetivos específicos são o desenvolvimento de uma formulação empírica que descreva a variação da constante de decaimento do cloro no seio do líquido em função de parâmetros hidráulicos, que não fazem parte dos modelos habitualmente utilizados pelas entidades gestoras de sistemas de abastecimento. Outro objetivo é contribuir para a implementação da modelação de cloro residual num caso de estudo real, o subsistema do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve, gerido pela EG Águas do Algarve, S.A. (AdA).

A metodologia adotada para a concretização deste estudo consistiu na realização de ensaios experimentais num sistema piloto no Laboratório de Hidráulica e Ambiente (LHA) do Instituto Superior Técnico (IST), que pretende recriar o funcionamento de um sistema em pressão composto por uma conduta longa sem ramificações, no qual se variam as condições hidráulicas. Analisou-se o efeito das condições hidráulicas nas constantes de decaimento do cloro no seio do líquido. Desenvolveram-se formulações empíricas de previsão da referida constante em função da velocidade de escoamento.

No que diz respeito à modelação do cloro residual no caso de estudo real, utilizou-se o simulador EPANET 2.0, que permite a simulação hidráulica e de parâmetros de qualidade em sistemas de transporte e distribuição de água. O modelo hidráulico do sistema foi verificado em termos de conectividade e componentes, e posteriormente calibrado para os consumos do período a estudar. Este serviu de base para a modelação do cloro residual, na qual foram comparados dois modelos de decaimento do seio do líquido, modelos de ordem 1 e n . Foram utilizados dados obtidos por analisadores de cloro livre *online* para a calibração e validação dos modelos.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação divide-se em sete capítulos, sendo o primeiro a presente introdução.

No Capítulo 2 apresentam-se conceitos que estão subjacentes à temática do decaimento de cloro nos sistemas de abastecimento. Este capítulo inclui uma síntese da revisão da literatura sobre o decaimento de cloro em sistemas de distribuição de água e sua modelação, bem como sobre a modelação de qualidade da água nos simuladores existentes.

O Capítulo 3 incide sobre o trabalho experimental realizado no Laboratório de Hidráulica e Ambiente do Instituto Superior Técnico num circuito hidráulico em pressão, que inclui a descrição da instalação experimental e das duas campanhas de ensaios realizadas (campanhas de ensaios I e II).

No Capítulo 4 descreve-se o método de cálculo da estimativa da velocidade média de escoamento e consequentemente do caudal no circuito experimental, para as diferentes condições de operação através da resistência ao escoamento, medida pela diferença de cotas piezométricas em duas secções do circuito (campanha de ensaios I). Este capítulo inclui uma breve descrição sobre a resistência ao escoamento sob pressão em condutas circulares retilíneas e dispostas em espiral, e formulações do fator de resistência para diferentes regimes de escoamento.

O Capítulo 5 refere-se ao tratamento de dados e análise dos resultados experimentais da campanha de ensaios II, aos quais se ajustam diversos modelos de cinética de decaimento de cloro. Desenvolvem-se novas formulações para constante de decaimento do cloro no seio da água em função das condições hidráulicas do sistema.

No Capítulo 6 é descrita a modelação do comportamento do cloro residual no caso de estudo, o subsistema do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve. Utilizam-se os analisadores de cloro *online* como fonte de informação para a calibração e validação do modelo. Retiram-se ensinamentos quanto às principais dificuldades e constrangimentos associados a estes estudos.

O Capítulo 7 sintetiza as principais conclusões, apresentando as recomendações para investigação futura na área.

Capítulo 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo apresentam-se os conceitos mais importantes que estão subjacentes à temática do decaimento de cloro nos sistemas de abastecimento, em que se abordam os seguintes temas: importância da desinfecção da água para consumo humano, a química do cloro, e o decaimento do cloro nos SAA. Este capítulo inclui ainda uma síntese da revisão da literatura sobre os modelos de cinética de decaimento de cloro, com principal ênfase nos estudos que têm em conta as condições hidráulicas. Adicionalmente descrevem-se os fundamentos da modelação de qualidade da água em simuladores de sistemas de abastecimento de água.

2.1 O CLORO NA ÁGUA DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO

2.1.1 A UTILIZAÇÃO DO CLORO COMO DESINFETANTE

Desde os finais do século XIX, e em particular desde o surto de cólera em Londres em 1880, que é reconhecida a capacidade da água para propagar doenças. Atualmente, a contaminação de água destinada ao consumo humano por bactérias, vírus e protozoários é encarada como uma ameaça para a saúde pública e apontada como causa de epidemias. A necessidade de tornar a água inócua para a saúde das populações trouxe o conceito de desinfecção à água destinada ao consumo humano, que teve início na primeira década do século XX. Desde então que o cloro é o desinfetante de eleição por todo o mundo devido à sua eficácia, simplicidade de utilização e custo reduzido.

Na generalidade das ETA, a desinfecção é a última etapa do processo de tratamento. Apesar de, nas etapas anteriores, tais como a pré-oxidação, coagulação/floculação/sedimentação e filtração também haver remoção de microrganismos da água, estas operações unitárias não têm essa finalidade e é na desinfecção final que se espera reduzir o teor microbiano da água a níveis que tornem a água segura para consumo humano. Na etapa de desinfecção, o cloro participa num conjunto de reações de oxidação que decorrem de forma muito rápida e não seletiva. Nestas reações o cloro consome-se, isto é, quando adicionado em excesso, a quantidade de cloro que permanece na água no final da desinfecção é muito inferior à quantidade inicialmente adicionada.

O cloro que permanece na água à saída da ETA e que está disponível para reagir é denominado por “cloro residual” ou “cloro residual livre”. É esta característica do cloro, que não se verifica em todos os desinfetantes (e.g., ozono), que o torna particularmente interessante, pois a presença de uma concentração de desinfetante na água confere algum grau de proteção à mesma durante o trajeto desde a ETA até à torneira do consumidor. A permanência de cloro residual na água transportada nos sistemas de adução e distribuição possibilita a inativação e previne a proliferação de microrganismos que a possam contaminar devido a deficiências no tratamento a montante ou resultantes de infiltrações de contaminantes no sistema (decorrentes de esvaziamento para reparação ou da ocorrência de pressões transitórias inferiores à atmosférica).

Contudo, a não especificidade das reações químicas em que o cloro se envolve durante a desinfecção origina a formação de subprodutos de desinfecção. Estes são essencialmente produtos da reação entre o cloro e a matéria orgânica natural (MON) da água que não foi removida no tratamento. Os SPD são indesejáveis em água para consumo humano devido ao risco que representam para a saúde pública. Desde os anos 70 foram identificados centenas de SPD (Richardson, 2002) e a alguns deles têm vindo a ser associadas propriedades tóxicas e cancerígenas. Entre os diversos subprodutos da desinfecção com cloro, os mais comuns e que se encontram em maiores concentrações na água para consumo humano são os trihalometanos (THM) e os ácidos haloacéticos (HAA), sendo apenas os THM alvo da legislação nacional aplicável a águas para consumo humano.

A legislação nacional e comunitária refere-se a THM como o conjunto de quatro compostos organohalogenados (clorofórmio, bromofórmio, dibromoclorometano e bromodiclorometano) e especifica um valor máximo dos THM de 100 µg/L, correspondente à soma das concentrações dos mesmos.

A formação dos SPD na cloragem é, portanto, inevitável e é, também, a principal desvantagem da utilização do cloro na desinfecção final da água destinada ao consumo humano. Para minimizar a formação destes subprodutos, a dose de cloro a adicionar na desinfecção deve ser tão reduzida quanto possível, sem contudo comprometer a eficácia da mesma. Por outro lado, quanto maior a dose de cloro adicionada à água na desinfecção, maior será a concentração residual que irá para o sistema de distribuição a jusante. Neste, o cloro residual deve ser mantido acima de um mínimo que garanta a estabilidade biológica da água, mas numa gama que minimize a formação de subprodutos halogenados e que seja aceitável do ponto de vista organolético.

A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda que se mantenham concentrações de cloro residual nos sistemas de distribuição numa gama de 0,2 a 1,0 mg/L. A legislação nacional (Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto) refere o cloro residual como um indicador de qualidade e recomenda que a concentração deste desinfetante esteja entre 0,2 e 0,6 mg/L.

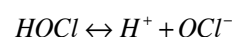
2.1.2 A QUÍMICA DO CLORO NA ÁGUA

O cloro adicionado à água na etapa de desinfecção do processo de tratamento encontra-se tipicamente na forma de cloro gasoso (Cl₂), hipoclorito de sódio (NaOCl) ou hipoclorito de cálcio (Ca(OCl)₂). Para as condições geralmente encontradas nas águas utilizadas para consumo humano, a adição de cloro gasoso à água é seguida da hidrólise rápida a ácido hipocloroso (HOCl) (Deborde & von Gunten, 2008).



Habitualmente, esta reação ocorre completamente, isto é, todo o Cl₂ é convertido em HOCl, H⁺ e Cl⁻. Desta reação resulta também um decréscimo do pH da água, devido à produção de iões H⁺.

Da dissolução dos sais de hipoclorito (de sódio ou de cálcio) resulta também a formação de ácido hipocloroso, pelo que, para qualquer uma das formas em que o cloro é adicionado, o composto químico que persiste na água e que importa quantificar é o ácido hipocloroso. Este ácido ioniza-se em meio aquoso originando o ião hipoclorito (OCl⁻) e gerando-se o equilíbrio químico traduzido pela seguinte reação (Deborde & von Gunten, 2008):



Por se tratar de um ácido fraco, a ionização do HOCl não é completa e as três espécies químicas envolvidas no equilíbrio expresso na reação anterior coexistem em solução. A este equilíbrio deve-se a existência de cloro na água em duas formas químicas diferentes, o ácido hipocloroso e o ião

hipoclorito. A quantidade relativa de cada uma das espécies de cloro em solução depende de diversos fatores como o pH e a temperatura da água e pode aumentar ou diminuir consoante esses fatores desloquem o equilíbrio químico no sentido da ionização (aumento das concentrações de OCl^- e diminuição da concentração de HOCl) ou no sentido inverso. O efeito do pH no equilíbrio das espécies químicas apresenta-se na Figura 1.

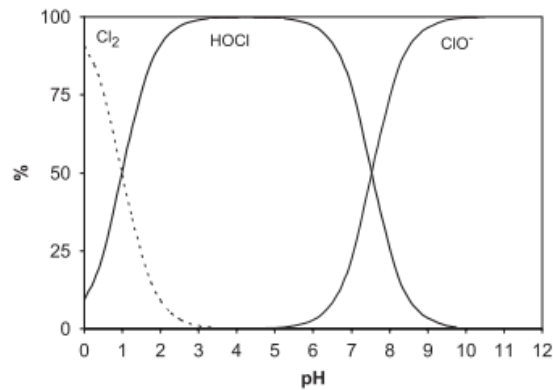


Figura 1 – Efeito do pH na quantidade relativa de ácido hipocloroso e ião hipoclorito a 25°C (Deborde & von Gunten, 2008).

Desta forma, a fração relativa de HOCl na água diminui com o aumento do pH, podendo variar entre 5 e 95% na gama de pH usual de água para consumo humano (entre 6 e 9). A variação da constante de dissociação do ácido hipocloroso, pK_a , com a temperatura, T , é dada por (Morris, 1966):

$$pK_a = \frac{3000}{T} - 10,0686 + 0,0253T \quad (1)$$

O aumento da temperatura diminui a constante de dissociação, isto é, diminui o grau de dissociação do ácido e aumenta a quantidade relativa de ião hipoclorito.

Também a eficácia da desinfecção com cloro é afetada pela quantidade relativa das duas espécies químicas e, conseqüentemente, pelo pH e temperatura da água. As espécies químicas ácido hipocloroso e hipoclorito têm ambas poder desinfetante, embora a diferentes graus. O ácido hipocloroso, por ser uma espécie química eletricamente neutra, tem poder desinfetante e oxidante mais forte do que o ião hipoclorito (G. C. White, 1999). Assim, a velocidade e a eficácia da desinfecção são superiores quando o pH da água a tratar é inferior a 7,6, pois nesta condição predomina o ácido hipocloroso.

O conjunto das três espécies de cloro referidas neste ponto (Cl_2 , HOCl e OCl^-) designa-se por “cloro livre”, uma vez que constitui todo o cloro disponível em solução para reagir, embora a espécie Cl_2 praticamente não exista em águas de pH superior a 4. Esta denominação tem por oposição o conceito de “cloro combinado”, que inclui todas as formas químicas que contenham simultaneamente átomos de cloro e de azoto. Estas formas de cloro, designadas por cloraminas, resultam da reação entre o cloro livre e o azoto amoniacal (NH_3) e/ou compostos orgânicos azotados que possam existir

na água. À soma de todas as espécies de cloro existentes na água (cloro livre e cloro combinado) denomina-se “cloro total”.

Assim, os conceitos de “cloro residual livre” e “cloro residual combinado” referem-se à soma das espécies de cloro livre (Cl_2 , OCl^- e HOCl) e de cloro combinado, respetivamente, que permanecem na água após a desinfecção final na ETA. Da mesma forma, a expressão “cloro residual total” refere-se à soma das concentrações de cloro residual livre e combinado.

2.1.3 DECAIMENTO DO CLORO RESIDUAL EM SAA

A concentração de cloro residual na água tende a diminuir à medida que esta percorre a rede, sendo usual que o teor em desinfetante seja bastante inferior numa conduta de extremo da rede do que à saída da ETA. O decaimento deve-se a um conjunto de reações químicas e biológicas nas quais o cloro é consumido e é frequentemente categorizado em dois tipos, consoante a localização das referidas reações. O consumo de cloro que é devido a reações entre este e outros compostos existentes na água denomina-se *decaimento no seio do líquido* e o consumo devido a reações entre o cloro e a parede das condutas denomina-se *decaimento de parede* (Powell *et al.*, 2000a).

O decaimento no seio do líquido representa a fracção do cloro residual que é consumido nas reações entre o cloro e os compostos orgânicos e inorgânicos existentes na água (*e.g.*, matéria orgânica natural, manganês, amónia, células planctónicas), enquanto o decaimento de parede está associado ao consumo de cloro em reações com os materiais que revestem as superfícies interiores das condutas (*e.g.*, biofilme, ferro) e com os sedimentos depositados nas mesmas.

A extensão e velocidade de decaimento das concentrações de cloro residual na água variam de sistema para sistema em função de diversos fatores, tais como o conteúdo orgânico e inorgânico da água, a concentração de cloro adicionado, as condições hidráulicas do escoamento, a idade e material das condutas, a intensidade de colonização por biofilme, a temperatura e o tempo de percurso da água (Menaia *et al.*, 2003; Powell *et al.*, 2000a). A importância relativa dos vários fatores é também variável (Kiene *et al.*, 1998).

De uma forma geral, a evolução da concentração de cloro ao longo do tempo de reação apresenta duas fases distintas. A primeira é uma fase de decaimento muito rápido, que ocorre essencialmente na ETA e que demora poucos minutos. A segunda fase caracteriza-se por um decaimento lento e ocorre nos sistemas de distribuição (Fisher *et al.*, 2011a).

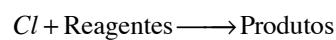
Apesar de ser comum existir decaimento mensurável numa rede, um decréscimo abrupto ou maior do que o usualmente verificado em determinada zona pode ser indicativo da entrada de contaminantes no sistema (G. C. White, 1999).

2.2 MODELAÇÃO DA CINÉTICA DE DECAIMENTO DO CLORO

2.2.1 INTRODUÇÃO

O decaimento do cloro na água dos sistemas de abastecimento é habitualmente descrito como o resultado do consumo do desinfectante por dois conjuntos de reações químicas, ocorrendo no seio do líquido e junto à parede da conduta. A velocidade de cada conjunto de reações é descrita por uma lei cinética.

Devido à complexidade das reações do cloro existentes nos SAA, os modelos baseiam-se na seguinte reação global:



que engloba todas as reações com as quais o cloro potencialmente pode participar. No entanto cada reação é caracterizada por cinéticas e mecanismos individuais. A complexidade e desconhecimento da composição exata dos reagentes de cada reação conduz a que a abordagem dos modelos desenvolvidos considere as reações conjuntamente, com uma velocidade global e uma lei cinética global representando o decaimento do cloro (Vieira *et al.*, 2004).

2.2.2 DECAIMENTO DO CLORO NO SEIO DO LÍQUIDO

Diversos modelos de decaimento do cloro no seio do líquido têm sido desenvolvidos com diferentes graus de complexidade (Fisher *et al.*, 2011b; Powell *et al.*, 2000b).

O modelo mais simples e mais frequentemente utilizado é o *modelo de primeira ordem* em relação ao cloro (Clark & Sivaganesan, 2002):

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_b C_{Cl} \quad (2)$$

em que C_{Cl} é a concentração de cloro, t é o tempo e K_b é a constante de velocidade de reação ou constante de decaimento no seio do líquido. Este modelo traduz-se num decaimento exponencial ao longo do tempo e pressupõe que a velocidade da reação depende apenas da concentração de cloro.

Apesar de ser largamente utilizado na modelação de cloro em sistemas de distribuição, o modelo de primeira ordem simples é muitas vezes incapaz de descrever o decaimento com a exatidão necessária (Clark & Sivaganesan, 2002; Fisher *et al.*, 2011b), tendo, por isso, vindo a ser desenvolvidos outros modelos da cinética de decaimento no seio do líquido. Um destes é o *modelo de ordem n* em relação ao cloro:

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_b C_{Cl}^n \quad (3)$$

em que n é a ordem da reação. Este modelo tem os mesmos pressupostos do anterior, isto é, de que a velocidade do decaimento depende apenas da concentração de cloro, mas inclui mais um parâmetro ajustável, o expoente n , que toma valores superiores ou iguais a 1, não necessariamente inteiros. A ordem da reação é um parâmetro característico da cinética, variável de água para água, e tem de ser determinado experimentalmente. Quando n toma o valor 2, diz-se que a cinética é de segunda ordem em relação ao cloro. Este modelo é por vezes mais adequado para descrever o decaimento do cloro, particularmente quando existe um decaimento rápido, como é o caso em águas que contactam com cloro pela primeira vez (Powell *et al.*, 2000b).

Em águas em que se verifica a existência de duas fases distintas do decaimento, sendo a fase inicial muito rápida e a seguinte lenta, é comum adotarem-se modelos de ordem paralela, que incluem duas constantes de decaimento, uma para cada fase. O *modelo de primeira ordem paralela* é dado por :

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_{b1}C_{Cl1} - K_{b2}C_{Cl2} \quad (4)$$

em que K_{b1} e K_{b2} são as constantes de decaimento no seio do líquido nas fases rápida e lenta, respetivamente, e C_{Cl1} e C_{Cl2} são as concentrações de cloro que reagem nas fases rápida e lenta, respetivamente (Powell *et al.*, 2000b). O modelo assume que existe uma fração x da concentração inicial de cloro C_{Cl0} que reage na fase rápida com uma constante de velocidade K_{b1} e que o restante cloro $(1-xC_{Cl0})$ reage na fase lenta com uma constante de velocidade K_{b2} . Este modelo foi aplicado com sucesso na descrição do decaimento de cloro por Vieira *et al.* (2004) e Ramos *et al.* (2010).

Os modelos mais recentemente desenvolvidos consideram que a velocidade de decaimento do cloro no seio do líquido depende não só da concentração do mesmo, mas também da concentração e do tipo de compostos orgânicos reativos existentes na água (Fisher *et al.*, 2011b; Powell *et al.*, 2000b). Assim, têm vindo a ser apresentados *modelos de segunda ordem global* tal como o de Clark e Sivaganesan (2002):

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_b C_{Cl} C_{MON} \quad (5)$$

em que C_{MON} é a concentração de compostos orgânicos que reagem com o cloro. Este modelo representa uma cinética de segunda ordem global, sendo de primeira ordem em relação ao cloro e de primeira ordem em relação à MON reativa. De acordo com Deborde e von Gunten (2008), as reações de oxidação dos compostos orgânicos pelo cloro são geralmente de segunda ordem, pelo que este tipo de modelo deverá descrever melhor o decaimento do cloro em sistemas de abastecimento de água. À semelhança dos modelos de cinética de primeira ordem, foram também propostas variantes deste modelo de forma a melhor descrever o decaimento do cloro quando duas fases distintas ocorrem, o *modelo de segunda ordem paralela* (Kastl *et al.*, 1999):

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_{b1}C_{Cl}C_{MON1} - K_{b2}C_{Cl}C_{MON2} \quad (6)$$

em que C_{MON1} e C_{MON2} são as concentrações de compostos orgânicos que reagem com o cloro nas fases de decaimento rápida e lenta, respetivamente. Este modelo, tal como o de primeira ordem paralela, pressupõe que existem na água dois tipos de compostos orgânicos que reagem com o cloro a diferentes velocidades, sendo que no presente modelo as concentrações desses compostos surgem explicitamente como parâmetro. As concentrações dos compostos orgânicos reativos não são ainda determinadas analiticamente pelo que os seus valores iniciais são parâmetros de ajuste do modelo.

Vários estudos foram realizados com o objetivo de avaliar qual o melhor modelo de cinética para descrever o decaimento do cloro (Fisher *et al.*, 2011b; Kastl *et al.*, 1999; Powell *et al.*, 2000b). De um modo geral, o aumento do número de parâmetros ajustáveis do modelo (1 no modelo de primeira ordem em relação ao cloro; 2 no modelo de ordem n e no modelo de segunda ordem simples; 4 no modelo de segunda ordem paralela) traduz-se na melhoria do ajuste do modelo. Enquanto Kastl *et al.* (1999) consideram necessário e suficiente um modelo de segunda ordem paralela, Powell *et al.* (2000b) concluíram que a melhoria do ajuste de modelos mais complexos em relação ao modelo de primeira ordem simples é marginal. Por outro lado, o aumento de complexidade dos modelos pode inviabilizar a sua aplicação pelas entidades gestoras de sistemas de abastecimento.

Os diferentes parâmetros dos vários modelos são estimados através da aplicação dos modelos a ensaios experimentais no laboratório, denominados por *bottle tests* (ver Powell *et al.*, 2000a).

Os estudos mais recentes apontam para a necessidade de incorporar nos modelos os fatores que influenciam o decaimento do cloro, nomeadamente a temperatura e a concentração inicial de cloro (Fisher *et al.*, 2012), a concentração de matéria orgânica natural (Brown *et al.*, 2011), e as condições hidráulicas do escoamento (Menaia *et al.*, 2003), de modo a torná-los mais robustos. De notar ainda que qualquer que seja o modelo de cinética utilizado para modelar o decaimento de cloro, as constantes dos modelos variam sempre com a temperatura.

Efeito da temperatura

A dependência da velocidade de reação com a temperatura é habitualmente descrita pela equação de Arrhenius:

$$\ln(k) = \ln(A) - \frac{E_a}{RT} \quad (7)$$

em que k é a constante de velocidade de reação, A é o fator pré-exponencial (expresso nas mesmas unidades de k), E_a é a energia de ativação, R é a constante dos gases perfeitos ($8,31451 \text{ J.K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$). Ao conjunto dos parâmetros A e E_a atribui-se também a denominação de “parâmetros de Arrhenius”. A energia de ativação é a energia cinética mínima necessária para que a

colisão entre moléculas resulte em reação química e o fator pré-exponencial A é uma constante de proporcionalidade entre as concentrações dos reagentes e a taxa a que colidem. De notar que uma elevada energia de ativação corresponde a uma velocidade de reação muito sensível à temperatura.

Powell *et al.* (2000a) verificaram que existia uma variação significativa de K_b com a temperatura e Hua *et al.* (1999) observaram experimentalmente a existência de uma relação exponencial com a temperatura. No seu estudo Kastl *et al.* (1999) determinaram um valor para E_a/R de 12100 K, a partir de dados experimentais obtidos na gama de 10 a 25°C e concluíram que um aumento de temperatura de apenas 5°C é suficiente para duplicar a velocidade da reação.

Efeito das condições hidráulicas do escoamento

A influência das condições hidráulicas nas constantes de decaimento do cloro no seio do líquido foi observada por Menaia *et al.* (2003) e Ramos *et al.* (2010), que verificaram um aumento da constante de decaimento com o aumento do número de Reynolds do escoamento.

Menaia *et al.* (2003), no seu trabalho experimental, verificaram que o efeito da velocidade na constante de decaimento do cloro de primeira ordem é dada por:

$$K_b^d = K_b(1 + bUD) \quad (8)$$

em que K_b^d é a constante de decaimento no seio do líquido determinada em condições dinâmicas (i.e., para uma velocidade média de escoamento U), K_b é a constante de decaimento no seio do líquido determinada em condições estáticas (i.e., *bottle tests*), b é um parâmetro ajustável (103.20 m⁻².s para as condições testadas) e D é o diâmetro interno da conduta. Ramos *et al.* (2010) observaram um aumento das constantes de decaimento de um modelo de primeira ordem paralela com um aumento do número de Reynolds e descreveu essa relação com uma função linear.

No entanto, os parâmetros ajustados das formulações dos dois estudos devem estar relacionados com a reatividade da MON ao cloro, o que impossibilita a utilização das respetivas formulações na generalização da modelação do cloro nos SAA. Adicionalmente, as condições dos ensaios experimentais de Menaia *et al.* (2003) e Ramos *et al.* (2010) não refletem as condições reais de um SAA devido ao uso de água desmineralizada à qual foi adicionada uma elevada quantidade de ácidos húmicos como substituto da matéria orgânica natural existente na água (5 mg C/L como carbono orgânico total – COT).

Com isto conclui-se que a análise do efeito das condições hidráulicas nas constantes de decaimento do cloro carece de ser efetuada com águas provenientes de SAA, de modo a provar que existe uma relação e desenvolver uma formulação aplicável na modelação do cloro num SAA.

Efeito de outros fatores

Adicionalmente, as constantes de decaimento de cloro podem ser descritas em função de outros fatores, como a concentração inicial de cloro ou a matéria orgânica natural existente na água. Vieira *et al.* (2004) e Powell *et al.* (2000a) verificaram a existência de uma relação inversa entre a concentração inicial de cloro e as constantes de decaimento do cloro no seio do líquido. No que diz respeito à MON, são utilizados parâmetros, como o carbono orgânico total, a concentração de carbono dissolvido (COD), absorvência a 254 nm (UV254) e a absorvência específica a 254 nm (SUVA) (i. e., a razão entre a UV254 e o COD), como indicadores da quantidade e das características da matéria orgânica existente na água (Brown *et al.*, 2011; Clark & Sivaganesan, 2002; Powell *et al.*, 2000a).

2.2.3 DECAIMENTO DO CLORO NA PAREDE DA CONDUTA

Rossmann *et al.* (1994) desenvolveram um modelo para o decaimento de cloro baseado na transferência de massa do seio do escoamento para a parede da conduta, assumindo uma cinética de primeira ordem tanto para as reações no seio do líquido como para as reações da parede da conduta:

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_b C_{Cl} - 4 \frac{k_f}{D} (C_{Cl} - C_{Clw}) \quad (9)$$

em que k_f é o coeficiente de transferência de massa entre o seio do líquido e a parede e C_{Clw} é a concentração de cloro junto à parede da conduta. O termo $K_b C_{Cl}$ refere-se ao decaimento do cloro no seio do líquido, enquanto o termo $4 k_f (C_{Cl} - C_{Clw}) / D$ se refere ao decaimento na parede da conduta e representa a transferência do cloro do seio do escoamento para junto da parede da conduta. Este modelo assume uma cinética de ordem 1 em relação à concentração de cloro junto à parede da conduta, sendo o balanço de massa do cloro junto à parede da conduta por:

$$k_f (C_{Cl} - C_{Clw}) = k_w C_{Clw} \quad (10)$$

em que k_w é constante de velocidade de reação ou constante de decaimento na parede da conduta (Clark *et al.*, 2010). Assim, substituindo C_{Clw} na Equação (9) obtém-se o modelo de decaimento de cloro global (i.e., no seio do líquido e na parede):

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_b C_{Cl} - 4 \frac{k_f k_w C_{Cl}}{D(k_f + k_w)} \quad (11)$$

Desta forma, o decaimento do cloro associado à parede da conduta pode ser descrito um modelo de cinética de primeira ordem:

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -\frac{4k_f k_w C_{Cl}}{D(k_f + k_w)} \quad (12)$$

O coeficiente k_f pode ser estimado por (Rossman, 2000):

$$k_f = Sh \frac{D_{ab}}{D} \quad (13)$$

em que Sh é o número de Sherwood e D_{ab} é o coeficiente de difusão molecular do cloro na água. O número de Sherwood depende das condições hidráulicas do escoamento, sendo estimado pelas Equações (14) e (15) (Rossman, 2000), para escoamentos laminares e turbulentos, respetivamente:

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668(D/L)Re Sc}{1 + 0,04[(D/L)Re Sc]^{2/3}} \quad \text{para } Re < 2300 \quad (14)$$

$$Sh = 0,0149 Re^{0,88} Sc^{1/3} \quad \text{para } Re \geq 2300 \quad (15)$$

em que L é o comprimento da conduta, Re é o número de Reynolds e Sc é o número de Schmidt. O número Sc é dado por:

$$Sc = \frac{\nu}{D_{ab}} \quad (16)$$

em que ν é a viscosidade cinemática da água. O número de Reynolds é dado por:

$$Re = \frac{UD}{\nu} \quad (17)$$

A constante k_w é característica de cada conduta, variando com o material e idade da conduta, o diâmetro interno, a existência de corrosão ou biofilme (Hallam *et al.*, 2002). Na determinação de k_w , geralmente, deduz-se ao decaimento de cloro total observado, a parcela relativa ao decaimento do cloro no seio do líquido determinado no laboratório para as mesmas condições. Deste modo, obtém-se a parcela do decaimento associado à parede da conduta.

2.3 MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA NOS SAA

2.3.1 MODELOS EXISTENTES

Os modelos computacionais de qualidade da água de um sistema de abastecimento de água são uma ferramenta importante de suporte aos projetistas, operadores e gestores destes sistemas (USEPA, 2005).

O primeiro relato da modelação de qualidade da água nos SAA foi um artigo de Don Wood publicado em 1980, que refere a modelação da qualidade da água com partículas suspensas em regime permanente (i.e., as condições não variam ao longo do tempo). Por ser aplicável a SAA, é considerado o primeiro trabalho de modelação de qualidade da água (Grayman, 2008).

Nos anos seguintes foram publicados vários os trabalhos no âmbito modelos de qualidade da água em SAA para regime permanente (Grayman, 2008). Um exemplo é o trabalho de Murphy (1985) que desenvolveu um modelo computacional para estimar a distribuição da concentração de cloro em SAA para o regime permanente.

Apesar dos modelos para regimes permanentes ajudarem na compreensão da qualidade da água nos SAA, existiu a necessidade de desenvolver modelos dinâmicos (i.e., as condições variam ao longo do tempo). No seu artigo sobre a evolução dos modelos de qualidade da água para os SAA, Grayman (2008) refere os trabalhos de Clark *et al.* (1986), Hart *et al.* (1986) e Liou e Kroon (1986) como os primeiros modelos dinâmicos.

No ano de 1993, foi desenvolvida a primeira versão do simulador EPANET, que permite efetuar simulações hidráulicas e de qualidade nos sistemas de transporte e distribuição de água. Apesar de nessa altura já existirem outros simuladores, o lançamento deste *software* teve uma importância relevante nos modelos de qualidade, uma vez que o seu código fonte é aberto e de domínio público, com o objetivo de fomentar a investigação nesta área (Grayman, 2008). Esta característica possibilitou a utilização dos algoritmos de análise hidráulica e qualidade de água do EPANET noutros simuladores hidráulicos e de qualidade de água (Tabela 1). Em 2000, o EPANET foi atualizado para a versão 2.0 (Rossman, 2000), cujas características de modelação da qualidade da água se encontram descritas na secção seguinte.

Tabela 1 – Lista de simuladores de qualidade de água.

Simulador	Empresa	Baseado em EPANET
Aquis Software	Schneider Electric	
EPANET 2.0	United States Environmental Protection Agency	✓
H2OMAP Water / H2ONET	Innovyze	✓
MIKE URBAN: Water Distribution	DHI	✓
Pipe2012: KYPipe	KYPipe	✓
PipelineNet	SAIC, TSWG	✓
SynerGEE Water	DNV GL	
WaterGEMS / WaterCAD	Bentley Systems, Incorporated	✓
STANET	Fischer-Uhrig Engineering	
Wadiso	GLS Software (Pty) Ltd	✓
WATERSYS	Expertware CivilSystems Corporation	✓
WDNetXL	Technical University of Bari	

2.3.2 EPANET

O EPANET é um programa computacional desenvolvido pela U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), que executa simulações estáticas ou dinâmicas do comportamento hidráulico e de qualidade de água de sistemas de abastecimento de água. Este simulador permite obter valores de parâmetros hidráulicos e de qualidade de água ao longo do SAA durante o período de simulação (Rossman, 2000). Adicionalmente existe uma extensão EPANET-MSX (*Multi-Species eXtension*) que permite incorporar modelos de cinética de reações complexas entre múltiplos compostos químicos e espécies biológicas, quer no seio do escoamento, quer na parede das condutas.

No EPANET, uma rede é constituída por tubagens, nós (junções), bombas, válvulas, reservatórios de nível fixo e/ou reservatórios de nível variável. Na componente hidráulica, é permitida a criação de uma rede completamente caracterizada (i.e., incluindo todas as condutas sem simplificações) e executar simulações hidráulicas fiáveis, que são um pré-requisito para um modelo de qualidade de água robusto. Na componente de qualidade de água, o EPANET permite modelar a distribuição espacial e temporal das variáveis de qualidade, nomeadamente a idade da água¹, a porção de água proveniente de diferentes fontes, a concentração de um constituinte não-reativo (e.g. um traçador) ou de um constituinte reativo, que pode sofrer decaimento (e.g. cloro residual) ou crescimento (e.g. um SPD).

Estas funcionalidades de modelação de qualidade são uma ferramenta eficaz para os gestores do SAA, uma vez que permitem estudar, por exemplo: o decaimento do cloro residual ao longo do sistema; a definição dos pontos de cloragem do sistema e respetivos doseamentos; o crescimento de subprodutos de desinfecção ao longo do sistema; o rastreio da propagação de contaminantes no sistema; e a localização e dimensão dos reservatórios e respetivo funcionamento de modo a reduzir a idade de água.

Na modelação de qualidade, o EPANET considera um transporte por advecção em tubagens, em que uma substância dissolvida é transportada ao longo da tubagem à mesma velocidade de escoamento, sujeita a uma taxa de reação, r . Este assume ainda que a dispersão longitudinal é um processo negligenciável para as condições operacionais mais frequentes nos SAA (regimes turbulentos). Assim sendo, o transporte advectivo nas tubagens é descrito por:

$$\frac{dC_i}{dt} = -U_i \frac{\partial C_i}{\partial x_i} + r(C_i) \quad (18)$$

¹ *Idade da água* é o tempo de percurso médio que uma parcela de água demora a chegar a um determinado nó do sistema desde o nó de origem. No EPANET, esta é tratada internamente como um constituinte reativo com ordem de cinética zero e com uma taxa de crescimento igual a um, isto é, a cada segundo que passa a água torna-se um segundo mais antiga no sistema (Rossman, 2000).

em que C_i é a concentração do constituinte na tubagem i em função da distância x e tempo t , U_i é a velocidade média de escoamento na tubagem i e $r(C_i)$ é a taxa de reação, função da concentração do constituinte (Rossman, 2000).

Nos nós que recebem caudal de duas ou mais tubagens, assume-se que ocorre mistura completa e instantânea nesse nó. Deste modo, a concentração do constituinte que sai do nó para o seio do líquido da(s) tubagem(s) a jusante é obtida por um balanço de massa dos caudais e a respetiva concentração proveniente das tubagens a montante. Assim, a concentração do constituinte em cada nó pode ser descrito por:

$$C_{i|x=0} = \frac{\sum_{j=1}^{I_k} Q_j C_{j|x=L_j} + Q_{k,ext} C_{k,ext}}{\sum_{j=1}^{I_k} Q_j + Q_{k,ext}} \quad (19)$$

em que $C_{i|x=0}$ é a concentração do constituinte que entra na tubagem i proveniente do nó k , I_k é o conjunto de tubagens que convergem no nó k , Q_j é o caudal na tubagem j , $C_{j|x=L_j}$ é a concentração do constituinte no final da tubagem j , $Q_{k,ext}$ é o caudal de origem externa que entra na rede no nó k e $C_{k,ext}$ é a concentração do constituinte no caudal de origem externa no nó k .

Nos reservatórios é comum assumir-se mistura completa (Rossman, 2000). Nestas condições a concentração do constituinte nos reservatórios de nível variável resulta da mistura do conteúdo do reservatório e do caudal que entra e das reações que possam ocorrer no seu interior. Este fenómeno pode ser traduzido por:

$$\frac{\partial(V_s C_s)}{\partial t} = \sum_{i=1}^{I_s} Q_i C_{i|x=L_i} - \sum_{j=1}^{O_s} Q_j C_{j|x=L_j} + r(C_s) \quad (20)$$

em que V_s é o volume armazenado no instante t , C_s é a concentração do constituinte dentro do reservatório, I_s é o conjunto de tubagens que fornecem caudal à estrutura de armazenamento e O_s é o conjunto de tubagens que recebem caudal da estrutura de armazenamento.

As reações com o constituinte ocorrem no seio do líquido e nas paredes das condutas. Assim a taxa de reação r inclui os dois tipos de reações. O EPANET para as reações no seio do escoamento permite um modelo de cinéticas de ordem n , como o descrito na Equação (3), e para as reações nas paredes das condutas permite um modelo de primeira ordem, como o descrito na Equação (12).

As Equações (18) a (20) são equações diferenciais que permitem obter os valores de C_i nas tubagens i e C_s em cada estrutura de armazenamento ao longo do tempo de simulação, caso sejam conhecidas as condições externas: as condições hidráulicas que incluam os V_s para cada reservatório e Q_i para cada tubagem i para todo o tempo de simulação (esta informação provem do

modelo hidráulico do SAA); as condições de fronteira que incluem os valores de $Q_{k,ext}$ e $C_{k,ext}$ para cada nó k durante todo tempo de simulação; e as condições iniciais (i.e., $t=0$) de C_i para cada tubagem i ao longo de todo comprimento da respetiva tubagem e C_s para cada estrutura de armazenamento s .

De modo a resolver o conjunto de equações referidas, o EPANET utiliza um método lagrangiano *time-driven* que se caracteriza por seguir o movimento da água (volumes de controlo, ou seja, segmentos de água) ao longo das tubagens entre passos de cálculos fixos (passo de cálculo de qualidade) (Rossman & Boulos, 1996). O dimensão dos segmentos varia à medida que o tempo avança. A dimensão do segmento mais a montante da tubagem aumenta com a entrada de água e a dimensão segmento mais a jusante diminui de igual valor à medida que a água deixa a tubagem; a dimensão dos segmentos intermédios mantém-se inalterada (Figura 2).

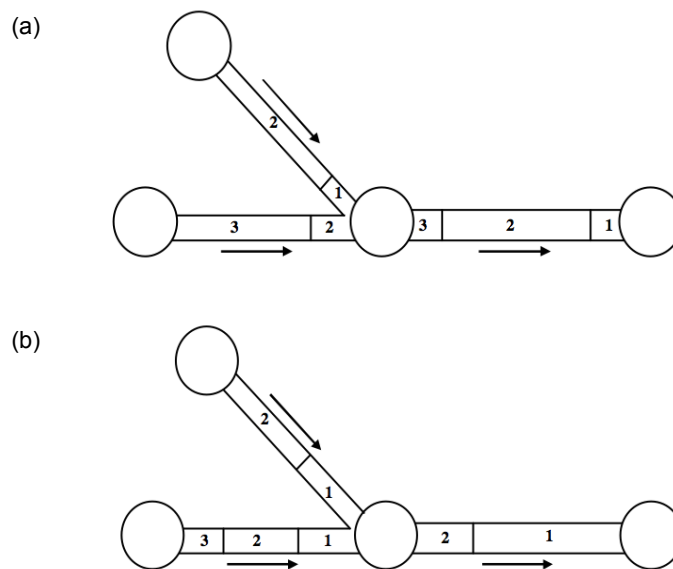


Figura 2 – Comportamento dos segmentos utilizando o método lagrangiano *time-driven*, tempo t (a) e tempo $t + \Delta t$ (b) – adaptado de Rossman e Boulos (1996).

Em cada passo de cálculo, a qualidade da água de cada segmento reflete as reações ocorridas entre instantes de cálculo. Posteriormente, é determinada a concentração em cada nó, em que se tem em conta os segmentos provenientes de cada tubagem e caudais externos (se existirem), sendo o volume correspondente ao caudal do escoamento da tubagem a multiplicar pelo passo de cálculo. A qualidade nos reservatórios de nível variável é atualizada de acordo com a Equação (20). Por último são criados novos segmentos nas tubagens a jusante de nós ou reservatórios, em que o volume do segmento é o produto do caudal dessa tubagem pelo passo de cálculo e a qualidade da água do novo segmento é igual à do nó ou do reservatório que o precede (Rossman, 2000).

Este procedimento repete-se para cada passo de cálculo de qualidade. Inicialmente, cada tubagem da rede consiste num único troço com um valor de concentração igual ao valor estabelecido como condição inicial.

Capítulo 3

COMPONENTE EXPERIMENTAL

O presente capítulo incide na descrição do trabalho experimental realizado no circuito hidráulico em pressão construído no Laboratório de Hidráulica e Ambiente do Instituto Superior Técnico. Apresenta-se a descrição detalhada da instalação experimental e da instrumentação de medição utilizada. Descrevem-se duas campanhas de ensaios realizadas em duas instâncias diferentes: uma durante os trabalhos preparatórios de teste de equipamentos e calibração do sistema, e outra para a recolha dos dados para o estudo do efeito do regime de escoamento no cloro residual. Incluem-se os procedimentos adotados e a síntese dos ensaios realizados em cada uma das campanhas.

3.1 DESCRIÇÃO DA INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

Para o estudo do efeito do regime de escoamento na constante de decaimento do cloro residual no seio do líquido, construiu-se uma instalação experimental no Laboratório de Hidráulica e Ambiente do Departamento de Engenharia Civil, Arquitetura e Georrecursos (DECivil) do Instituto Superior Técnico. A instalação experimental é constituída por uma conduta de polietileno (PE), com cerca de 100 m de comprimento, disposta de forma helicoidal e por um grupo eletrobomba com *variador de velocidade*² de rotação associado, não existindo nenhum reservatório intermédio ou de extremidade. O sistema funciona em circuito fechado e permite reproduzir o funcionamento hidráulico de um sistema em pressão composto por uma conduta longa sem ramificações. A circulação de caudal é garantida pelo um grupo eletrobomba e os caudais bombeados são controlados através do variador de velocidade. Na Figura 3 apresenta-se a vista geral da instalação experimental.



Figura 3 – Vista geral da instalação experimental.

O comprimento do circuito é de 106,8 m, em que 102,3 m correspondem a uma conduta de polietileno de alta densidade (PEAD) com 32,0 mm de diâmetro nominal (DN 32), 2,8 mm de espessura da parede e classe de pressão nominal igual a 10 kgf/cm² (PN10). Devido a limitações espaciais no laboratório e para melhor confinamento da instalação, a conduta de PEAD encontra-se disposta de forma helicoidal com um raio de curvatura de 0,5 m e um espaçamento de 5 cm, assente numa estrutura metálica em aço com cerca de 2 m de altura.

² *Variador de velocidade* é também conhecido por conversor de frequência, variador de frequência ou *inverter*, entre outras designações. É um dispositivo eletrónico que converte a frequência da rede eléctrica e assim, controla a velocidade de rotação do motor.

A ligação da conduta de PEAD ao grupo eletrobomba, a jusante e a montante, foi efetuada recorrendo a um conjunto de acessórios e trechos de conduta de policloreto de vinilo (PVC), que correspondem a 4,5 m do comprimento do circuito. A conduta de PVC tem um diâmetro nominal de 32 mm (DN 32), com uma espessura de 2 mm e a classe de pressão nominal igual a 10 kgf/cm² (PN10).

O grupo eletrobomba é composto por uma bomba centrífuga, controlada por um variador de frequência. A bomba (Figura 4a) é de rotor fechado, modelo Filtra N 24D da marca KSB, com alturas manométricas de elevação compreendidas entre 5 e 19 m, caudal máximo de 7,8 L/s e uma velocidade de rotação máxima de 2800 min⁻¹ (Anexo A). O variador de frequência (Figura 4b), modelo 3G3JX-A4015-EF da marca OMRON, permite controlar a velocidade de rotação da bomba e, assim, variar o caudal do sistema para os diferentes ensaios realizados.



Figura 4 – Sistema composto pelo grupo eletrobomba (a) e respetivo variador de frequência (b).

O enchimento do sistema é efetuado recorrendo a uma bomba auxiliar de menor capacidade, que transporta a água de recipientes de 50 L para o sistema (Figura 5). O volume total de água no sistema é cerca de 68 L. A bomba auxiliar é uma bomba universal, modelo 1262.21.0 da marca EHEIM, que permite elevar a água até aos 3,6 m e tem um caudal máximo de 0,94 L/s.



Figura 5 – Bomba auxiliar ligada ao circuito.

Um dos principais problemas ocorridos durante os trabalhos preparatórios e, posteriormente, durante a realização das campanhas de ensaios foi a existência de pequenas bolsas de ar nas condutas.

Apesar do processo de enchimento do circuito ser efetuado de forma lenta e no sentido ascendente da conduta, é extremamente difícil eliminar as bolhas de ar acumuladas ao longo da conduta (Covas *et al.*, 2003; Leite *et al.*, 2012). O ar interfere com a cinética de decaimento do cloro (Loureiro, 2003).

De modo a minimizar esta interferência foi colocada, no ponto mais elevado da instalação, junto à extremidade de jusante da conduta de PEAD, uma derivação com uma ventosa, precedida de uma válvula esférica, por forma a permitir a libertação do ar. Adicionalmente colocou-se um trecho de 20 cm de conduta de PVC transparente na secção mais elevada, depois da derivação, permitindo verificar se existe ar arrastado pelo escoamento (Figura 6). Outro pormenor que possibilita a extração de ar do circuito é a válvula de purga de ar existente na zona de aspiração da bomba (Figura 4a).

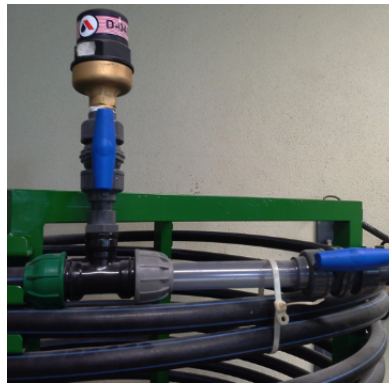


Figura 6 – Pormenor da ventosa e tubagem de PVC transparente.

No circuito existem três pontos de amostragem, locais onde é possível extrair amostras da água em circulação para medição do cloro residual ao longo do tempo (Figura 7). Um ponto de amostragem localiza-se início da conduta de PEAD (P1), outro aproximadamente a meio da conduta (P2) e um terceiro na secção de jusante da conduta de PEAD (P3).

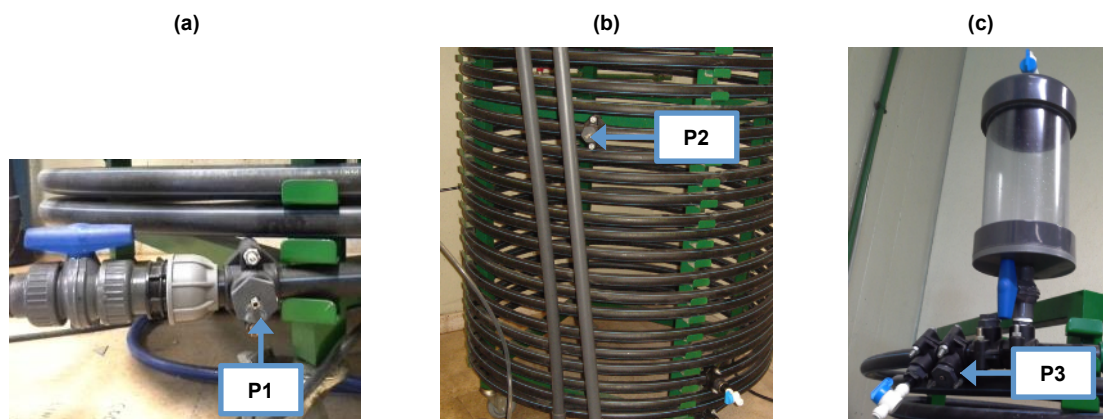


Figura 7 – Pontos de amostragem: P1 (a), P2 (b) e P3 (c).

Dada a necessidade de extrair água do sistema durante ensaios do decaimento do cloro, colocou-se um pequeno reservatório de modo a repor a água extraída. O reservatório tem um volume de cerca

de 4 L e está localizado no topo da instalação, 20 cm a montante da ventosa (Figura 7c). No reservatório também se acumula o ar que circula no sistema, sendo mais um ponto de purga do ar do circuito.

3.2 INSTRUMENTAÇÃO

Na presente secção são apresentados os instrumentos de medição utilizados nos ensaios experimentais.

Painel manométrico

O painel manométrico é utilizado para medir a diferença de pressão, isto é, perdas de carga entre duas secções do sistema. Este acessório é composto por dois tubos piezométricos ligados entre si e ligados a duas tomadas de pressão na conduta de PEAD. Os tubos estão instalados num painel fixo à parede com uma escala graduada em milímetros. A ligação dos tubos às tomadas de pressão é composta por tubos flexíveis transparentes, procurando evitar trajetos em sifão para que não se acumulem bolhas de ar. No sistema existem três locais possíveis para tomadas de pressão, TP1, TP2 e TP3, que se localizam, respetivamente, no início da conduta de PEAD, a aproximadamente 10 m a jusante de TP1 e na extremidade final da conduta de PEAD, a aproximadamente 102 m a jusante de TP1 (Figura 8).

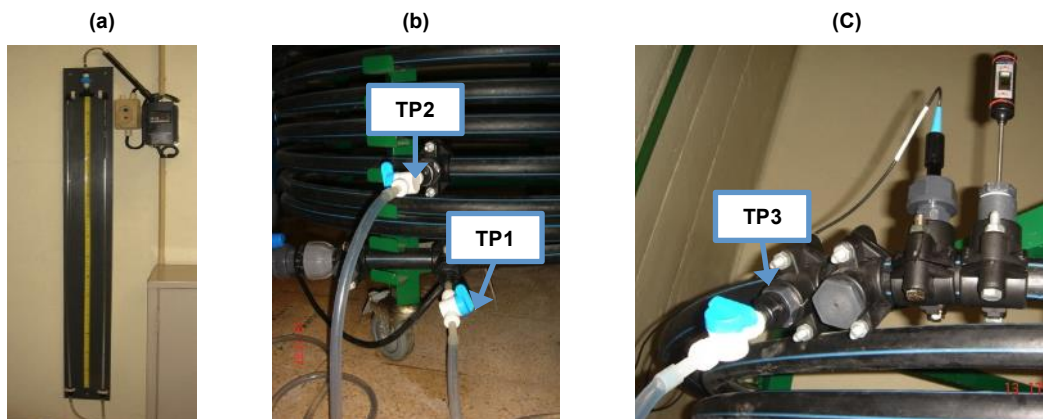


Figura 8 – Painel manométrico e piezómetros (a). Localização das tomadas de pressão TP1 e TP2 (b) e TP3 (c).

Eléctrodo de condutividade e sonda de temperatura acoplados a um multímetro

Na campanha de ensaios de calibração do circuito analisou-se a evolução da condutividade da água em circulação ao longo de cada ensaio com o auxílio de um eléctrodo de condutividade (marca Consort modelo SK10B) acoplado a um multímetro da marca Consort modelo C832. Simultaneamente, mediu-se a temperatura com uma sonda de temperatura (marca Consort modelo ST10N) conectada ao multímetro (Figura 9). O multímetro compensa a medição da condutividade com os valores de temperatura.



Figura 9 – Multímetro, sonda de temperatura e elétrico de condutividade.

Espectrofotômetro

A concentração de cloro livre nas alíquotas foi medida por espectrofotometria através da utilização de um espectrofotômetro marca Dr. Lange modelo CADAS 50 (Figura 10).



Figura 10 – Espectrofotômetro Dr. Lange CADAS 50.

3.3 CAMPANHA DE ENSAIOS I: CALIBRAÇÃO DO CAUDAL

3.3.1 INTRODUÇÃO

A estimativa do caudal foi uma necessidade encontrada no estudo laboratorial, dada a inexistência de medição do caudal de forma direta. Assim, optou-se por estimar o caudal através da adição de um traçador e através do cálculo das perdas de carga contínuas ao longo da conduta principal.

Nesta campanha foi utilizada água desmineralizada e como traçador selecionou-se uma solução de 120 mg/L de cloreto de sódio (NaCl), acompanhando a condutividade elétrica da água num ponto do circuito.

3.3.2 PROTOCOLO EXPERIMENTAL

No início de cada ensaio o circuito foi enchido com água desmineralizada. A água desmineralizada encontrava-se armazenada em recipientes de 50 L e foi inserida no sistema através da bomba auxiliar pelo ponto de enchimento (Figura 5).

Depois de a água atingir o limite superior do circuito, apesar de existir uma ventosa no ponto mais elevado do circuito, observou-se que permaneciam bolhas de ar no interior da conduta, sendo necessário retirá-las do sistema, de modo ao ar não interferir nos resultados dos ensaios de decaimento de cloro. Assim sendo, iniciou-se a bomba principal do sistema com frequências superiores a 18 Hz (correspondentes a caudais mais elevado, aproximadamente 0,35 L/s) – frequência a partir da qual as bolhas de ar eram arrastadas pelo escoamento – por forma a conduzir o ar para a ventosa existente no topo circuito ou a ficar retido no compartimento de aspiração da própria bomba, local onde existe uma válvula de purga de ar (Figura 4).

Quando se verificou, através do tubo transparente (Figura 6), a inexistência de bolhas de ar no circuito, parou-se a bomba e ligou-se a bomba auxiliar, para completar o enchimento do sistema. À medida que a água entrou no sistema, pressionou-se a válvula de purga de ar existente na bomba para expelir o ar retido. Dado que o processo de enchimento do sistema com a bomba auxiliar introduziu bolhas de ar no circuito, foi necessário repetir o processo de purga de ar descrito nos dois últimos parágrafos, até se verificar a inexistência de bolhas de ar em todo o circuito. Este processo demorou entre 3 e 5 minutos.

Posteriormente, iniciou-se a bomba com a frequência pretendida. O passo seguinte foi a injeção de 10 mL do traçador no ponto de amostragem P1, que coincidiu com o início da cronometragem do tempo do ensaio. A contagem do tempo decorreu até se verificar um pico de condutividade no eléctrodo de condutividade, que se situou no ponto a jusante da conduta (Figura 9), a 101,8 m do ponto de amostragem P1.

Para cada ensaio registou-se:

- a frequência do variador;
- o tempo que o traçador demorou a percorrer a distância do ponto de amostragem P1 ao eléctrodo da condutividade (aproximadamente de 102 metros);
- a temperatura;
- a diferença de cota piezométrica observada nos piezómetros do painel manométrico.

As tomadas de pressão conectadas ao painel manométrico variaram entre ensaios. Para frequências do variador inferiores ou iguais a 12,5 Hz (corresponde a caudais inferiores a aproximadamente 0,23 L/s) utilizou-se TP1 e TP3 e para as restantes utilizaram-se TP1 e TP2.

No fim de cada ensaio, o circuito foi esvaziado.

3.3.3 ENSAIOS

Nesta campanha foram realizados 17 ensaios, em que a frequência variou de 1,5 a 35 Hz, o que correspondeu a caudais de 0,01 a 0,67 L/s. Caudais superiores – correspondentes a frequências superiores a 35 Hz – não foram estudados, uma vez que a diferença manométrica não era

mensurável e não se pretendiam estudar na campanha de ensaios II (relativa ao decaimento do cloro).

Na Tabela 2 apresentam-se as características dos ensaios e alguns parâmetros calculados com os resultados. Esses parâmetros são:

- a velocidade média de escoamento (U), calculada pelo quociente entre a distância do ponto de injeção do traçador (P1) ao elétrodo de condutividade e o tempo de percurso do traçador para cada ensaio;
- o caudal (Q), calculado pelo produto da velocidade de cada ensaio pela área de secção da tubagem (aproximadamente $5,5 \times 10^{-4} \text{ m}^2$);
- o número de Reynolds (Re), calculado pelo quociente do produto da velocidade média do escoamento de cada ensaio com o diâmetro interno da tubagem (26,4 mm) e a viscosidade cinemática da água à temperatura a que se realizou o ensaio ($T=16,7$ a $17 \text{ }^\circ\text{C}$, $\nu = 1,11$ a $1,10 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$);
- a perda de carga unitária (J), calculada pelo quociente entre a diferença entre as cotas piezométricas registadas nos dois piezómetros instalados no circuito e a distância do ponto entre as tomada de pressão na conduta.

Tabela 2 – Características da campanha de ensaios realizados para a calibração do caudal.

Frequência do variador (Hz)	Temperatura média ($^\circ\text{C}$)	Tempo de percurso (h:min:seg)	Velocidade média* (m/s)	Caudal* (L/s)	Número de Reynolds* (-)	Diferença de cota piezométrica (m)	Perda de carga unitária* (m/m)
1,5	16,7	1:10:52	0,02	0,01	632	0,02	1,67E-04
2,1	16,7	0:41:28	0,04	0,02	1081	0,03	3,05E-04
2,5	16,6	0:32:08	0,05	0,03	1395	0,04	4,33E-04
3,0	16,7	0:19:03	0,09	0,05	2353	0,07	6,59E-04
4,0	16,7	0:14:54	0,11	0,06	3008	0,11	1,09E-03
5,0	16,8	0:10:56	0,16	0,08	4099	0,18	1,74E-03
7,5	16,8	0:06:58	0,24	0,13	6433	0,39	3,79E-03
10,0	16,7	0:05:00	0,34	0,19	8875	0,69	6,81E-03
12,5	16,8	0:03:59	0,43	0,23	11251	1,07	1,05E-02
15,0	16,7	0:03:16	0,52	0,28	13720	0,15	1,54E-02
17,5	16,6	0:02:46	0,61	0,34	16199	0,21	2,11E-02
20,0	16,6	0:02:22	0,72	0,39	18937	0,28	2,79E-02
22,5	16,6	0:02:07	0,80	0,44	21174	0,35	3,51E-02
25,0	16,9	0:01:54	0,89	0,49	23589	0,42	4,23E-02
27,5	16,8	0:01:44	0,98	0,54	25857	0,50	5,06E-02
30,0	17,0	0:01:35	1,07	0,59	28306	0,58	5,84E-02
35,0	16,8	0:01:23	1,23	0,67	32399	0,75	7,59E-02

Nota: *Parâmetro calculado com os resultados do ensaio

3.4 CAMPANHA DE ENSAIOS II: DECAIMENTO DO CLORO

3.4.1 INTRODUÇÃO

A segunda campanha de ensaios teve como objetivo a análise do decaimento do cloro no seio da água com o regime de escoamento. Cada ensaio consistiu na monitorização do decaimento do cloro em dois sistemas: decaimento do cloro livre na água que circulava no circuito hidráulico em pressão (ensaio dinâmico) e o decaimento do cloro na água em frascos de vidro âmbar, conhecido como *bottle test* (ensaio estático), como descrito por Powell *et al.* (2000a).

Nesta campanha foi utilizada água superficial tratada pelo processo convencional na ETA de Tavira da AdA, colhida antes da etapa da desinfecção final.

3.4.2 PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Previamente ao início desta campanha de ensaios foram realizados ensaios preliminares com água desmineralizada, em que se estudou a operação do circuito e a colheita de amostras. Desta fase resultou a necessidade de fazer pequenas alterações ao circuito, como descrito em 3.1.

Posteriormente, de modo a eliminar o consumo de cloro do circuito, tal como Powell *et al.* (2000a) sugerem para o *bottle test*, o circuito foi enchido com água desmineralizada, à qual foi adicionada uma solução de hipoclorito de sódio concentrada, de forma a obter concentrações de cloro na ordem dos 10 mg/L. O tempo de contacto da água com concentrações elevadas com as paredes do circuito foi de dois dias, sendo o circuito esvaziado de seguida e lavado com água desmineralizada.

Cada ensaio iniciou-se com o enchimento do sistema (cf. descrito em 3.3.2), mas a água utilizada neste caso foi água tratada clorada. Depois do circuito estar totalmente cheio e de se verificar a inexistência de ar no circuito, colheu-se uma amostra de água do circuito e colocou-se em 10 frascos de 100 mL, para a realização do ensaio estático. Os frascos ficaram armazenados no LHA, ao abrigo da luz e sujeitos à mesma temperatura ambiente do que o circuito hidráulico.

De seguida, foram colhidas 3 alíquotas de água do sistema, uma em cada ponto de amostragem, P1, P2 e P3. A concentração média de cloro das alíquotas foi definida como a concentração inicial de cloro (tempo igual zero) para ambos os ensaios, estático e dinâmico. Posteriormente, iniciou-se a bomba com o caudal a ensaiar, que coincidiu com o início da cronometragem do tempo do ensaio geral.

A monitorização do decaimento do cloro no ensaio dinâmico e estático foi feita simultaneamente, tendo sido retiradas amostras para o mesmo tempo decorrido em ambos os sistemas, frascos e circuito. Uma amostra do ensaio dinâmico consistiu numa colheita de três alíquotas espaçadas no tempo. O intervalo de tempo entre cada colheita de alíquota foi definido como um terço do tempo de percurso que a água demorou a dar uma volta completa ao circuito para o respetivo caudal em

estudo. A concentração de cada amostra foi a média da concentração de cloro das três alíquotas, cujo respetivo tempo correspondeu ao da colheita da primeira alíquota. Uma amostra do ensaio estático correspondeu a duas alíquotas de um frasco de vidro. A concentração de cloro livre na amostra foi a média das duas alíquotas. Em ambos os ensaios no período de amostragem também se registou a evolução da temperatura da água ao longo do tempo.

A periodicidade de amostragem de ambos os ensaios tentou acompanhar uma diferença de 0,10 mg/L de cloro livre entre duas amostras consecutivas, contudo devido a restrições no acesso ao LHA por vezes este limite não foi possível cumprir.

A concentração de cloro livre das alíquotas colhidas em todo o ensaio foi medida através do método colorimétrico N,N-dietil-p-fenilenodiamina (DPD), com recurso ao espectrofotómetro (Figura 10), conforme o descrito no *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater* (APHA *et al.*, 1999).

Os ensaios dinâmico e estático acabaram quando a concentração de cloro livre numa das amostras foi inferiores a 0,05 mg/L, sendo este o limite de deteção do método analítico utilizado para determinar a concentração de cloro livre. No fim de cada ensaio, o circuito é esvaziado e os frascos são lavados.

3.4.2 ENSAIOS

Nesta campanha foram realizados 5 ensaios com amostras de água tratada na ETA de Tavira (ensaios 1 a 5), gentilmente cedidas pela AdA e entregues semanalmente durante um período de 6 semanas. As amostras foram cloradas no laboratório a cerca de 1.0 mg/L de cloro livre por adição de hipoclorito de sódio concentrado, imediatamente antes do início dos ensaios. Para cada ensaio foram utilizados cerca de 80 litros de água clorada. As velocidades estudadas variaram de 0,16 a 0,61 m/s e as temperaturas médias dos ensaios variaram de 17,9 a 25,6 °C.

Adicionalmente, realizou-se um ensaio com água desmineralizada clorada para o caudal máximo analisado nos restantes ensaios (ensaio 6), de modo a aferir o contributo do decaimento de parede em toda a campanha de ensaios.

Na Tabela 3 encontram-se sintetizadas as características dos ensaios realizados nesta campanha. De salientar que se registou um aumento gradual da temperatura de ensaio para ensaio associada à subida da temperatura do ar; observou-se também que a temperatura média dos ensaios dinâmicos era sempre ligeiramente mais elevada (entre 0,1 e 0,8 °C) do que a dos ensaios estáticos, decorrente do aquecimento da água provocado pela bomba em funcionamento.

Tabela 3 – Características da campanha de ensaios do estudo do decaimento do cloro.

Ensaio		Velocidade média (m/s)	Caudal (L/s)	Número de Reynolds (-)	Conc. inicial de Cl₂ (mg/L)	Temperatura média (°C)
1	Dinâmico	0,15	0,08	4099	1,05	18,0
	Estático	-	-	-		17,9
2	Dinâmico	0,34	0,19	8875	1,02	25,2
	Estático	-	-	-		24,7
3	Dinâmico	0,43	0,23	11251	1,04	21,4
	Estático	-	-	-		20,6
4	Dinâmico	0,52	0,28	13720	1,05	23,7
	Estático	-	-	-		23,4
5	Dinâmico	0,61	0,34	16199	1,07	20,1
	Estático	-	-	-		19,5
6	Dinâmico	1,07	0,59	28306	1,00	20,0
	Estático	-	-	-		18,0

A caracterização das diferentes águas utilizadas nesta campanha de ensaios foi efetuada no Laboratório de Engenharia Sanitária (LABES) do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC). Na Tabela 4 apresentam-se alguns parâmetros das respetivas águas.

Tabela 4 – Características das águas utilizadas na campanha de ensaios do estudo do decaimento do cloro.

Parâmetro	Unidade	Ensaio				
		1	2	3	4	5
pH		7,7	7,5	7,6	7,2	7,4
Condutividade a 25°C	µS/cm	251	232	253	238	225
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	65	58	63	62	54
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	80	76	81	78	70
Cálcio	mg/L	20	21	20	19	18
Magnésio	mg/L	8	6	8	7	6
Carbono orgânico dissolvido	mg/L	1,8	1,8	1,7	1,8	1,7
Carbono orgânico total	mg/L	1,8	1,8	1,7	1,8	1,7
Absorvência a 254 nm	m ⁻¹	1,49	1,36	1,33	1,43	1,30
Absorvência específica a 254 nm	m ⁻¹ L/mg C	0,84	0,74	0,77	0,79	0,77

3.5 SÍNTESE

A construção de um circuito para estudar o decaimento do cloro foi conseguida. O circuito foi utilizado para a realização de duas campanhas de ensaios distintas.

Na primeira campanha foram realizados 17 ensaios com um traçador (cloreto de sódio) durante os quais para cada ensaio se cronometrava o tempo que o traçador demorou desde a injeção até ao eléctrodo de condutividade, se registavam a condutividade e temperatura num ponto do circuito e se media a diferença manométrica entre dois pontos do circuito, de modo a determinar indiretamente o caudal no circuito. A análise e discussão dos resultados desta campanha encontram-se descritas no Capítulo 4.

Na segunda campanha foram efetuados 6 ensaios, 5 com água tratada e 1 com água desmineralizada, em que se observou o decaimento do cloro no circuito com diferentes velocidades de escoamento e em simultâneo com o decaimento do cloro em frascos. Cada ensaio foi cronometrado, teve uma duração entre 4 e 7 dias e foram retiradas várias amostras de água ao longo do tempo, simultaneamente no circuito e nos frascos, às quais era analisada a concentração de cloro. No Capítulo 5 encontram-se os cálculos efetuados com os resultados desta campanha, bem como a análise dos mesmos.

Capítulo 4

RESISTÊNCIA AO ESCOAMENTO SOB PRESSÃO EM CONDUTAS DISPOSTAS DE FORMA HELICOIDAL

Neste capítulo, pretende-se estimar a velocidade média de escoamento e, conseqüentemente, o caudal escoado no circuito experimental, para as diferentes condições de operação. Descreve-se a resistência ao escoamento sob pressão em condutas circulares. Apresentam-se as formulações dos fatores de resistência para condutas retilíneas e para condutas dispostas de forma helicoidal. Comparam-se os valores obtidos pelas formulações anteriores com os resultados dos ensaios. Determinam-se duas formulações empíricas para descrever a resistência ao escoamento no circuito em estudo, uma para regime laminar e outra para regime turbulento. Estas formulações permitem estimar a velocidade média de escoamento no circuito com base em medições de cota piezométrica em duas secções.

4.1 RESISTÊNCIA AO ESCOAMENTO EM CONDUTAS CIRCULARES RETAS

De acordo com Teorema de Bernoulli para líquidos reais (i.e., fluidos incompressíveis e com viscosidade) em movimento permanente³, existe diminuição da energia mecânica do fluido por unidade de peso do mesmo (i.e., carga hidráulica total) ao longo do percurso, em consequência do trabalho das forças de resistência. A variação de carga hidráulica por unidade de percurso designa-se por perda de carga unitária e, para regimes de escoamento uniforme⁴, esta é constante e a linha de energia é retilínea.

Em regime uniforme, a perda de carga unitária (J) pode ser determinada pelo quociente entre a diminuição da perda de carga total (ΔH) entre dois pontos quaisquer do sistema e a distância medida ao longo do eixo da conduta entre os mesmos (L):

$$J = \frac{\Delta H}{L} \quad (21)$$

As perdas de carga contínuas são devidas a fenómenos de atrito entre a veia líquida e as paredes das condutas (efeitos estes de natureza viscosa) e a fenómenos de origem turbulenta. Se a rugosidade das paredes da conduta for constante assim como o caudal e a secção da conduta, a perda de carga unitária é constante e pode ser determinada, de acordo com a análise dimensional, pela equação de Darcy-Weisbach:

$$J = f \frac{U^2}{2gD} \quad (22)$$

sendo f o fator de resistência (ou fator de Darcy-Weisbach) e g a aceleração da gravidade.

Da Equação (22) verifica-se que a perda de carga unitária é proporcional ao fator de resistência e à energia cinética por unidade de peso e inversamente proporcional ao diâmetro da conduta. O fator de resistência depende do número de Reynolds, Re , e da rugosidade relativa da conduta, ε/D , sendo ε a rugosidade absoluta da conduta. Esta dependência varia com o regime de escoamento. Deste modo, decorre a necessidade de utilizar formulações apropriadas cada regime de escoamento, algumas destas são formulações analíticas (e.g., fórmula de Hagen-Poiseuille) e outras semi-empíricas (e.g., fórmulas de Karman-Prandtl ou de Colebrook-White).

Os regimes de escoamento dividem-se em escoamentos laminares e turbulentos. Os escoamentos laminares são caracterizados pelo movimento estável, em que as trajetórias são regulares e não se

³ *Escoamento permanente* é um movimento no qual a velocidade num determinado ponto não varia no tempo. A velocidade pode variar de um ponto para outro, mas mantém-se constante em cada ponto ao longo do tempo.

⁴ *Escoamento uniforme* é um movimento permanente no qual a velocidade não varia ao longo de cada trajetória, mas pode variar entre trajetórias. Num escoamento sob pressão, o regime uniforme estabelece-se quando a secção da conduta é única e o caudal é constante ao longo do tempo.

cruzam. Os escoamentos turbulentos caracterizam-se pela variação aleatória da velocidade e pressão, em que as trajetórias são irregulares e cruzam-se, criando vórtices. Os escoamentos uniformes e permanentes definem-se para valores médios no tempo.

Conforme referido, o regime de escoamento em condutas varia com o número de Reynolds. Para valores de Re inferiores a 2000 (que correspondem a velocidades reduzidas), o escoamento é laminar e, para valores de número de Reynolds elevados ($Re > 4000$), o escoamento é turbulento. A passagem entre os escoamentos laminar e turbulento designa-se por regime de transição e não é bem definida, correspondendo a uma zona crítica com Re variável entre 2000 e 4000.

No caso dos regimes laminares, o fator de resistência – bem como a perda de carga – depende apenas de efeitos de origem viscosa, pelo que é função unicamente do número de Reynolds e independente da rugosidade das paredes da conduta, podendo ser determinado por via teórica, através da fórmula de Hagen-Poiseuille:

$$f = 64 \frac{\nu}{UD} = \frac{64}{Re} \quad (23)$$

Por sua vez, a perda de carga unitária em regime laminar varia de acordo com a seguinte equação:

$$J = 32 \frac{\nu U}{gD^2} = 128 \frac{\nu Q}{\pi gD^4} \quad (24)$$

A perda de carga unitária varia proporcionalmente com a velocidade média (ou com o caudal médio). Deste modo a velocidade média em escoamentos laminares pode ser determinada pela seguinte equação:

$$U = \frac{gD^2 J}{32\nu} \quad (25)$$

Os regimes turbulentos são mais complexos devido aos movimentos desordenados e aleatórios das partículas do fluido, pelo que a teoria que existe é semi-empírica, baseada em propriedades médias e em flutuações médias e em análise dimensional (F. M. White, 1999). Em 1933, Johann Nikuradse publicou o trabalho em que desenvolveu várias experiências com o objetivo de estudar as perdas de carga contínuas provocadas por escoamentos no interior de condutas circulares com rugosidade artificial. Verificou a existência de dois regimes de escoamento turbulento, o regime turbulento liso e o regime turbulento rugoso (Quintela, 2007).

No regime turbulento liso ou regime dos tubos lisos (i.e., tubos de rugosidade praticamente nula), o fator de resistência depende unicamente do número de Reynolds e traduz-se pela equação de Karman-Prandtl para tubos lisos:

$$\frac{1}{f^{1/2}} = -2 \log \left(\frac{2,51}{Re f^{1/2}} \right) \quad (26)$$

Blasius, em 1913, propôs a seguinte equação empírica para o regime turbulento liso:

$$f = 0,3164 \text{Re}^{-1/4} \quad (27)$$

válida para número de Reynolds entre 3000 e 10000. Deste modo, a velocidade média em escoamentos turbulentos lisos pode ser determinada por:

$$U = 50 \left(\frac{800}{791^4} \frac{g^4 D^5 J^4}{\nu} \right)^{1/7} \quad (28)$$

No regime turbulento rugoso ou puramente turbulento, o fator de resistência é apenas função da rugosidade relativa e independente do número de Reynolds, que se traduz na equação de Karman-Prandtl para tubos rugosos:

$$\frac{1}{f^{1/2}} = -2 \log \left(\frac{\varepsilon}{3,7D} \right) \quad (29)$$

A resistência ao escoamento é condicionada unicamente pela turbulência, o que significa que as forças dissipativas devidas ao efeito da viscosidade se tornam desprezáveis.

Estes dois regimes são separados por um regime turbulento de transição, no qual o fator de resistência depende simultaneamente do número de Reynolds e da rugosidade relativa.

Em 1939, Cyril Colebrook, em colaboração com Cedric White, desenvolveu experiências com tubos circulares comerciais de vários materiais e desenvolveu uma fórmula implícita, que combina as equações (26) e (29), ficando conhecida como a fórmula de Colebrook-White válida em todo o domínio dos escoamentos turbulentos:

$$\frac{1}{f^{1/2}} = -2 \log \left(\frac{2,51}{\text{Re} f^{1/2}} + \frac{\varepsilon}{3,7D} \right) \quad (30)$$

Em 1944, os valores de f correspondentes às equações (23) e (30) foram agregados graficamente no *Ábaco de Moody*, muito utilizado na determinação dos fatores de resistências (F. M. White, 1999). A fórmula de Colebrook-White é uma equação implícita, pelo que foram desenvolvidas formulações explícitas correspondentes a aproximações da mesma (Loureiro, 2003), sendo a fórmula explícita de Haaland um exemplo:

$$\frac{1}{f^{1/2}} \approx -1,8 \log \left[\frac{6,9}{\text{Re}} + \left(\frac{\varepsilon}{3,7D} \right)^{1,11} \right] \quad (31)$$

com desvios máximos inferiores a 2% da fórmula de Colebrook-White.

De salientar que a fórmula Colebrook-White tem *per si* já uma incerteza da ordem de $\pm 15\%$ (F. M. White, 1999). Esta fórmula pode ser explicitada em ordem à velocidade média, no entanto não é possível relativamente à perda de carga.

$$U = -2\sqrt{2gDJ} \log\left(\frac{\varepsilon}{3,7D} + \frac{2,51\nu}{D\sqrt{2gDJ}}\right) \quad (32)$$

4.2 RESISTÊNCIA AO ESCOAMENTO EM CONDUTAS CIRCULARES DISPOSTAS DE FORMA HELICOIDAL

No escoamento de um líquido real numa conduta de secção circular disposta de forma helicoidal (Figura 11), as formulações do fator de resistência descritas na secção anterior não são válidas, uma vez que as perdas de cargas em condutas curvas são, geralmente, superiores às em condutas retas. Isto deve-se à existência de uma força centrífuga que impulsiona o líquido contra as paredes da conduta (i.e., do centro de curvatura da conduta para o exterior). Esta força centrífuga provoca que as partículas de fluido com maior velocidade sejam movidas do centro da curvatura para o exterior, para mais perto das paredes da conduta. Por sua vez, as partículas de menor velocidade são arrastadas para o interior da curvatura, local onde existe menor pressão. Este movimento das partículas é chamado escoamento secundário (Figura 12) e foi observado por Eustice (1910, 1911) e Taylor (1929) através da injeção de um corante na água numa conduta curva. A força centrífuga exercida sobre o líquido depende da velocidade média do mesmo, do diâmetro da conduta e do diâmetro de curvatura da conduta (Zhou & Shah, 2004).

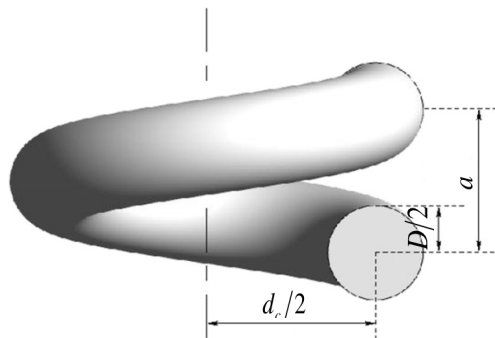


Figura 11 – Representação esquemática de uma conduta disposta de forma helicoidal – adaptado de Piazza e Ciafalo (2010).

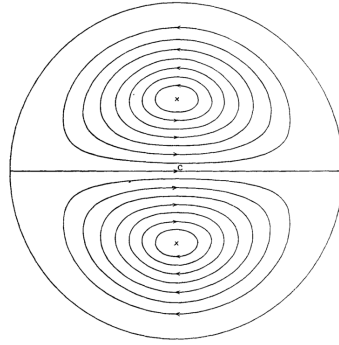


Figura 12 – Linhas de corrente do escoamento secundário para regime laminar (Dean, 1927).

Dean (1927, 1928) foi pioneiro no desenvolvimento de uma solução analítica para o escoamento laminar totalmente desenvolvido numa conduta curva de secção circular. Este escoamento é afectado pela relação entre o diâmetro da conduta (D) e o diâmetro de curvatura da mesma (d_c). Do seu trabalho resultou um parâmetro adicional, o número de Dean, De , que correlaciona os efeitos inerciais com os centrífugos e se determina pela seguinte equação:

$$De = \text{Re} \left(\frac{D}{d_c} \right)^{1/2} \quad (33)$$

Taylor (1929) e White (1929) observaram que o escoamento em condutas curvas se mantém em regime laminar para número de Reynolds superiores ao do escoamento em condutas retas.

Srinivasan *et al.* (1970) estudaram a transição do regime laminar para o regime turbulento em condutas dispostas de forma helicoidal com base em medições do fator de resistência. Propuseram o cálculo de um número de Reynolds crítico, Re_c , como o número de Reynolds de transição de regime laminar para regime turbulento em condutas dispostas de forma helicoidal, dado pela seguinte equação:

$$\text{Re}_c = 2100 \left[1 + 12 \left(\frac{D}{d_c} \right)^{0.28} \right] \quad (34)$$

sendo esta equação válida para $9,7 \times 10^{-3} < D/d_c < 0,135$.

Dean (1928) desenvolveu uma formulação analítica para o fator de resistência em regime laminar numa conduta toroide (i.e., uma conduta curva sem torsão), válida para números de Dean reduzidos ($De < 17$):

$$f = \frac{64}{\text{Re}} \left[1,03058 \left(\frac{De^2}{288} \right)^2 + 0,01195 \left(\frac{De^2}{288} \right)^4 \right] \quad (35)$$

Ali (2001) efetuou uma revisão exaustiva de formulações de fatores de resistência em condutas dispostas de forma helicoidal e obteve boas correlações com os seus resultados experimentais e as

formulações empíricas propostas por Itō (1959). Cioncolini e Santini (2006) desenvolveram um trabalho experimental neste domínio obtendo resultados similares.

A formulação propostas por Itō (1959) para o regime laminar, válida para $13,5 < De < 2000$, é

$$f = \frac{64}{Re} \frac{21,5De}{(1,56 + \log De)^{5,73}} \quad (36)$$

e para o regime turbulento, válido para $0,0005 \leq D/d_c \leq 0,2$, é

$$f = 0,304 Re^{-0,25} + 0,029 \left(\frac{D}{d_c} \right)^{0,5} \quad (37)$$

Para o regime turbulento, Zhou e Shah (2004) identificaram outras formulações com bom ajuste aos seus resultados experimentais, nomeadamente a formulação empírica de Srinivasan *et al.* (1970), válida para $De_c < De < 14000$:

$$f = 0,336 \left(\frac{D}{d_c} \right)^{0,2} De^{-0,2} \quad (38)$$

e outra formulação empírica de Mishra e Gupta (1979), válida para $4,500 < Re < 10^5$:

$$f = 0,316 Re^{-0,25} + 0,03 \left(\frac{D}{d_c} \right)^{0,5} \quad (39)$$

sendo De_c o valor do número de Dean calculado com o número de Reynolds crítico.

4.3 ANÁLISE EXPERIMENTAL DA RESISTÊNCIA AO ESCOAMENTO

Com base na campanha de ensaios I apresentada em 3.3, procedeu-se à determinação das leis empíricas que descrevem a resistência ao escoamento na conduta helicoidal em estudo. Esta análise é feita em termos dos parâmetros adimensionais: número de Reynolds e fator de Darcy.

Consoante o regime de escoamento, os valores experimentais são comparados com a fórmula analítica de Hagen-Poiseuille para condutas retas – Equação (23) – e com a formulação de Itō (1959) para condutas helicoidais – Equação (36) – para regimes laminares, assim como com as formulações semi-empíricas de Blasius, Karman-Prandtl e Haaland para condutas lisas retas e formulações empíricas de Itō (1959), Srinivasan *et al.* (1970) e Mishra e Gupta (1979) para regime turbulento.

Apresentam-se os resultados obtidos na Tabela 5 e nas Figura 13 a 16, para as características do circuito experimental – D igual a 0,0264 m, d_c igual a 1,027 m e assumindo uma rugosidade ε igual a $1,5 \times 10^{-6}$ m (F. M. White, 1999).

Tabela 5 – Síntese dos resultados dos ensaios da campanha I.

Frequência do variador (Hz)	U (m/s)	Re (-)	De (-)	Fator de resistência ao escoamento									
				Experimental	Hagen-Poiseuille	Itô (1959) regime laminar	Blasius	Karman-Prandtl tubos lisos	Haaland	Misha e Gupta (1979)	Srinivasan et al. (1970)	Itô (1959) regime turbulento	
1,5	0,02	632	101	0,151	0,101	0,151	-	-	-	-	-	-	-
2,1	0,04	1081	173	0,094	0,059	0,105	-	-	-	-	-	-	-
2,5	0,05	1395	224	0,080	0,046	0,089	-	-	-	-	-	-	-
3,0	0,09	2353	377	0,043	0,027	0,065	-	-	-	-	-	-	-
4,0	0,11	3008	482	0,044	0,021	0,056	-	-	-	-	-	-	-
5,0	0,16	4099	657	0,037	0,016	0,047	-	-	-	-	-	-	-
7,5	0,24	6433	1031	0,033	-	-	0,040	0,040	0,040	0,040	0,040	0,040	0,039
10,0	0,34	8875	1423	0,031	-	-	0,035	0,035	0,035	0,037	0,038	0,036	0,036
12,5	0,43	11251	1804	0,030	-	-	0,033	0,032	0,032	0,035	0,036	0,034	0,034
15,0	0,52	13720	2200	0,030	-	-	0,031	0,030	0,030	0,034	0,035	0,033	0,033
17,5	0,61	16199	2597	0,029	-	-	0,029	0,028	0,028	0,033	0,034	0,032	0,032
20,0	0,72	18937	3036	0,028	-	-	0,028	0,027	0,027	0,032	0,032	0,031	0,031
22,5	0,80	21174	3395	0,028	-	-	0,027	0,026	0,026	0,031	0,032	0,030	0,030
25,0	0,89	23589	3782	0,027	-	-	0,026	0,026	0,025	0,030	0,031	0,029	0,029
27,5	0,98	25857	4146	0,027	-	-	0,026	0,025	0,025	0,030	0,031	0,029	0,029
30,0	1,07	28306	4538	0,026	-	-	0,025	0,024	0,024	0,029	0,030	0,028	0,028
35,0	1,23	32399	5195	0,026	-	-	0,024	0,024	0,024	0,028	0,029	0,027	0,027

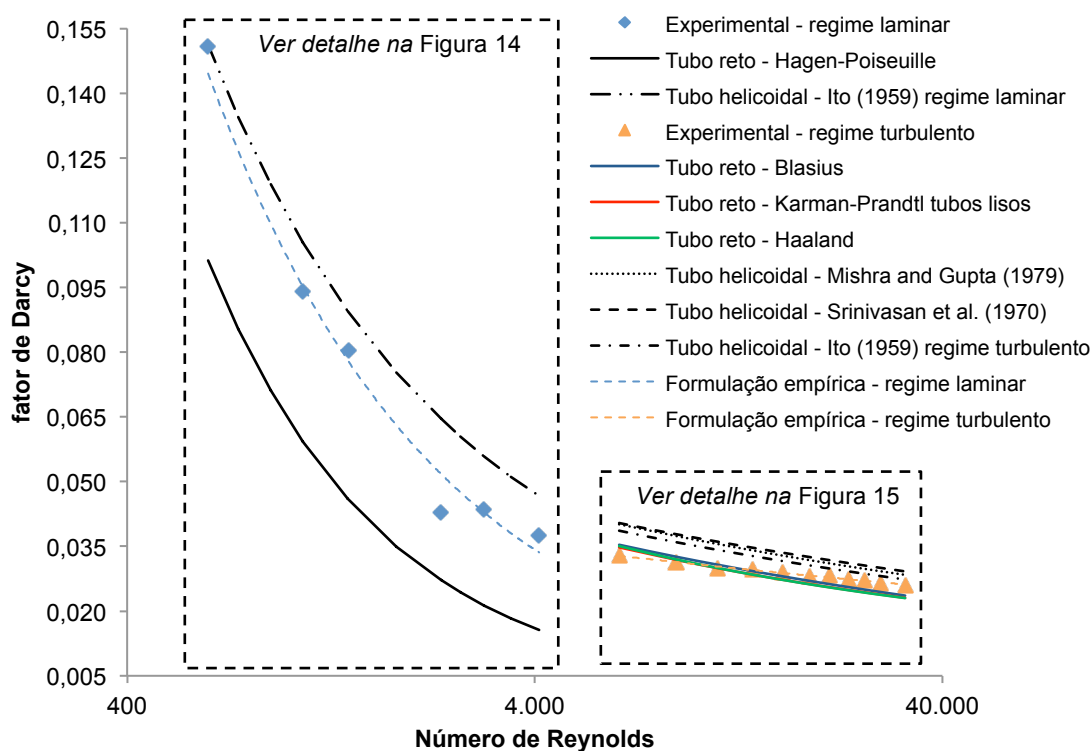


Figura 13 – Variação do fator de resistência com o número de Reynolds no domínio estudado.

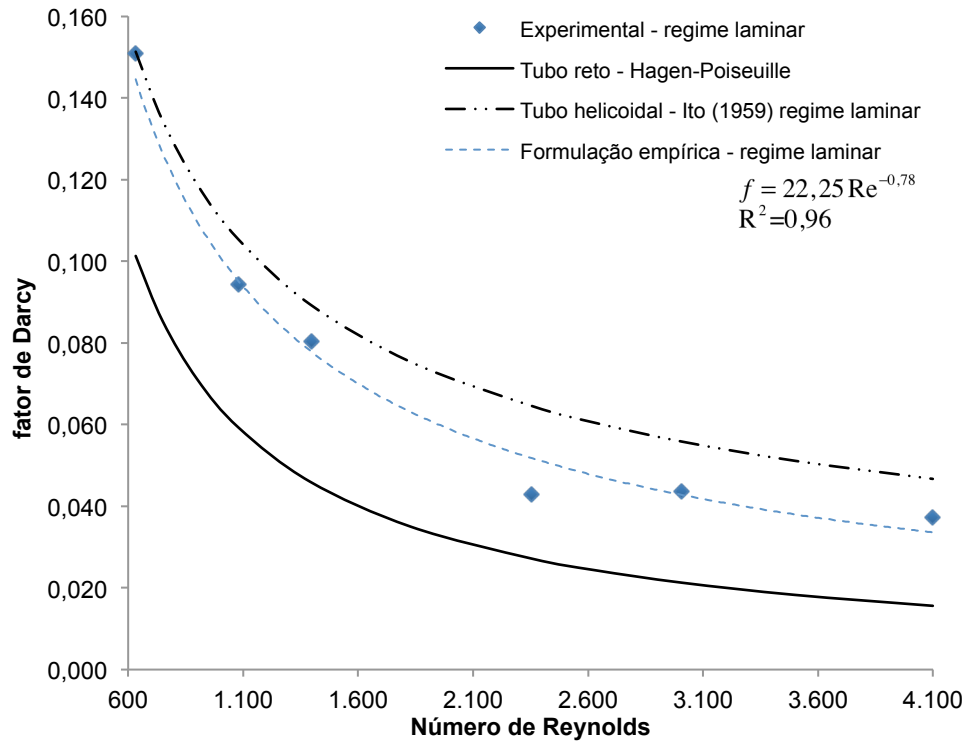


Figura 14 – Variação do fator de resistência com o número de Reynolds em regime laminar.

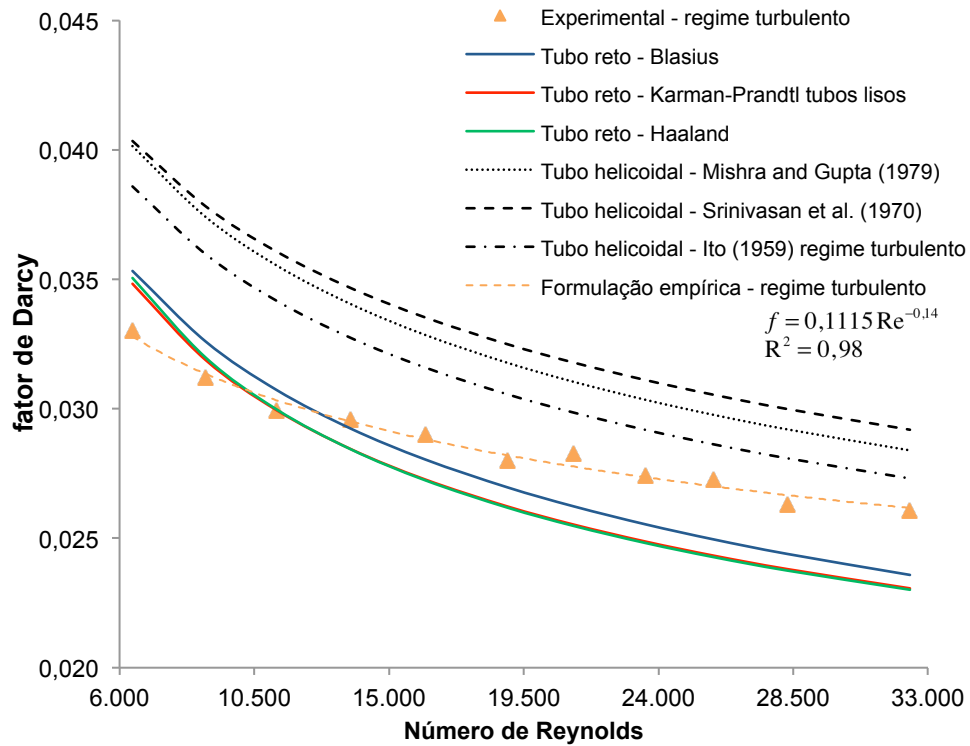


Figura 15 – Variação do fator de resistência com o número de Reynolds em regime turbulento.

A análise dos resultados permitiu determinar duas formulações empíricas para descrever a resistência ao escoamento no circuito estudado, nomeadamente:

Para regime laminar:

$$f = 22,25 \text{ Re}^{-0,78} \quad (40)$$

Para regime turbulento:

$$f = 0,1115 \text{ Re}^{-0,14} \quad (41)$$

Os resultados indicam que a resistência ao escoamento em condutas helicoidais é geralmente, superior à resistência em condutas retas para o mesmo número de Reynolds. Comparando as formulações semi-empíricas para condutas helicoidais, verifica-se que estas são, pelo menos, superiores em 50% às homólogas para regime laminar e a 15% para regime turbulento, para uma conduta com as mesmas características da conduta em estudo.

Em regime laminar, os ensaios experimentais conduziram a resistências ao escoamento superiores às de Hagen-Poiseuille, mas inferiores às de Itō (1959), afastam-se dos valores determinados pela formulação de Itō (1959) – Equação (36) – com o aumento de número de Reynolds.

Em regime turbulento, verifica-se que os valores do fator de Darcy obtidos nos ensaios para $\text{Re} > 11000$ são superiores às formulações semi-empíricas para tubos retos (conforme o expectável), mas para $\text{Re} < 11000$, observa-se o comportamento contrário. Estes resultados são consistentes com os obtidos por Cioncolini e Santini (2006) para condutas dispostas em forma helicoidal com $d_c/D > 35$, sendo no presente caso $d_c/D = 38$. Este fenómeno decorre do facto do regime de transição em condutas helicoidais ocorrer para números de Reynolds superiores aos escoamentos em condutas retas (Cioncolini & Santini, 2006; Piazza & Ciofalo, 2010). No presente caso, de acordo com a Equação (34), o regime de transição do regime laminar para turbulento ocorre numa zona centrada no número de Reynolds crítico, $\text{Re}_c = 6140$. Ainda em regime turbulento, os valores do fator resistência observados são inferiores aos obtidos por outros autores para condutas dispostas em forma helicoidal, aproximando-se com o aumento do número de Reynolds.

4.4 MEDIÇÃO INDIRETA DE VELOCIDADE

Uma vez obtidas as leis de resistências empíricas, Equações (40) e (41), expressas em termos de parâmetros adimensionais (fator de resistência f e número de Reynolds Re), procedeu-se à determinação das mesmas em termos de velocidade média de escoamento U e perda de carga unitária J .

Para regime laminar:

$$U = \left(\frac{2gJD^{1.78}}{22,25\nu^{0.78}} \right)^{0.82} \quad (42)$$

Para regime turbulento:

$$U = \left(\frac{2gJD^{1.14}}{0,1115\nu^{0.14}} \right)^{0.54} \quad (43)$$

As equações anteriores permitem estimar a velocidade média de escoamento e, conseqüentemente, o caudal, em função da perda de carga unitária.

Por sua vez, esta é obtida com base na medição da cota piezométrica em dois piezômetros instalados no circuito, $\frac{p_1}{\gamma} + z_1$ e $\frac{p_2}{\gamma} + z_2$ e localizados à distância L :

$$J = \frac{\left(\frac{p_1}{\gamma} + z_1 \right) - \left(\frac{p_2}{\gamma} + z_2 \right)}{L} \quad (44)$$

em que p_1 e p_2 é a pressão no ponto 1 e ponto 2, respetivamente, γ é o peso volúmico da água e z_1 e z_2 é a cota geométrica do ponto 1 e ponto 2, respetivamente.

A medição indireta da velocidade média de escoamento no circuito poderia igualmente ter sido efetuada exprimindo a velocidade média em função da frequência do variador de velocidade da bomba, distinguindo os regimes laminar e turbulento.

Capítulo 5

ESTUDO DO EFEITO DA VELOCIDADE DE ESCOAMENTO NO DECAIMENTO DO CLORO

O presente capítulo incide sobre o tratamento e análise dos resultados experimentais obtidos na campanha de ensaios II. Ajustam-se aos resultados experimentais modelos de cinética de decaimento do cloro e comparam-se os resultados dos ensaios estáticos e dinâmicos. Desenvolvem-se novas formulações para a constante de decaimento do cloro no seio da água em função das condições hidráulicas do sistema.

5.1 DECAIMENTO DO CLORO NA INSTALAÇÃO PILOTO

Na campanha de ensaios II foram realizados 6 ensaios de decaimento de cloro, cujas características se encontram sintetizadas na Tabela 3. Em 5 ensaios foi usada água tratada da ETA de Tavira de forma a reproduzir o decaimento que ocorre no sistema adutor da AdA. Foram simultaneamente realizados ensaios estáticos (em frascos) e dinâmicos (no circuito). Os resultados obtidos em cada ensaio são descritos de seguida.

5.1.1 ENSAIOS ESTÁTICOS: ESTIMATIVA DAS CONSTANTES K_B

Aos resultados dos ensaios estáticos 1 a 5 ajustaram-se modelos de cinética de decaimento do cloro no seio da água de ordem n em relação à concentração de cloro residual (Equação (3)), uma vez que são os utilizados no simulador EPANET.

Para a água em estudo foi determinada a ordem de reação, n , que melhor descreve os resultados experimentais, sendo a mesma para todos os ensaios. Os parâmetros dos modelos (K_b e n) foram estimados através da minimização da soma dos resíduos entre os valores de concentração de cloro medido e os valores calculados pelos modelos recorrendo ao *software* Scientist (Micromath) com o método de Euler.

Na estimativa da ordem da reação utilizaram-se os resultados obtidos nos 5 ensaios, enquanto para a estimativa das constantes K_b de cada ensaio se utilizaram os resultados obtidos do respetivo ensaio. O modelo que melhor se ajusta aos valores observados nos diversos ensaios é um modelo de ordem 2 em relação à concentração de cloro. Na Tabela 6 apresentam-se as constantes K_b dos modelos de ordem 2 ajustadas para cada ensaio estático e a respetiva qualidade do ajuste, que foi avaliada através da raiz do erro quadrático médio (REQM) e do coeficiente de determinação (R^2).

Tabela 6 – Parâmetros K_b do modelo de ordem 2 de cada ensaio estático e respetiva qualidade de ajuste.

Ensaio estático	Temperatura média (°C)	K_b (L/mg/h)	REQM (mg/L)	R^2
1	17,8	0,057	0,09	0,95
2	24,7	0,067	0,05	0,99
3	20,6	0,061	0,06	0,97
4	23,4	0,042	0,05	0,98
5	19,5	0,020	0,05	0,98

As constantes cinéticas de decaimento do cloro no seio da água variaram entre 0,020 e 0,067 L/mg/h, devido às diferentes temperaturas dos ensaios e a eventuais variações da qualidade da água tratada (Tabela 4) durante o período em que decorreram os ensaios laboratoriais (6 semanas).

Os modelos ajustados conseguem descrever, no mínimo, 95% (R^2 mínimo) dos valores observados nos ensaios, sendo que no ensaio estático 2 o modelo ajustado descreve 99% dos valores. O valor de REQM calculado é reduzido, pelo que o modelo de ordem n descreve o decaimento do cloro nos ensaios estáticos com suficiente precisão.

5.1.2 DECAIMENTO DE PAREDE: ESTIMATIVA DA CONSTANTE K_w

Neste estudo, analisou-se o decaimento do cloro associado à parede da conduta, não obstante alguns estudos negligenciarem o decaimento do cloro nas paredes das condutas de PVC e PE (Clark, 2011; Menaia *et al.*, 2003; Ramos *et al.*, 2010). No entanto, outros estudos verificaram a existência de decaimento de cloro associado à parede das condutas de PVC e PE (Al-Jasser, 2007; Hallam *et al.*, 2002).

Por forma a analisar o decaimento do cloro residual associado às reações nas paredes da conduta foi realizado um ensaio com água desmineralizada, na qual a concentração de matéria orgânica natural é muito reduzida e o decaimento de cloro no seio do escoamento é praticamente inexistente. Desta forma, o decaimento de cloro detetado neste ensaio dever-se-á apenas ao consumo de parede. Tal como nos ensaios 1 a 5, foi monitorizado o decaimento de cloro no circuito e simultaneamente nos frascos à mesma temperatura.

Foi avaliado o valor da ordem n da lei cinética que melhor descreve o decaimento de cloro na água desmineralizada, tendo-se obtido um valor próximo de 1. Assim, o decaimento de cloro no ensaio estático com água desmineralizada foi ajustado a uma cinética de primeira ordem tendo-se determinado o valor de K_b .

Para modelar o decaimento do cloro na parede foi também adotado um modelo de primeira ordem, geralmente utilizado quando se trata de condutas de materiais pouco reativos como os plásticos (Vasconcelos *et al.*, 1997). A constante de decaimento na parede da conduta foi determinada através da Equação (11), utilizando a constante K_b determinada no ensaio estático e o valor de k_f determinado pela Equação (13) – em que o número de Sherwood foi determinado pela Equação (15). As constantes K_b e k_w foram estimadas, tal como para os restantes ensaios, com o recurso ao *software* Scientist (Micromath) com o método de Euler, minimizando a soma dos resíduos entre os valores de concentração de cloro medido e os valores calculados pelos modelos. Na Tabela 7 encontram-se sintetizados os parâmetros do modelo de decaimento do ensaio 6 e a qualidade dos ajustes.

Tabela 7 – Parâmetros dos modelos de decaimento ajustados ao ensaio 6 e a qualidade dos respectivos ajustes.

Ensaio	K_b (h ⁻¹)	Re	k_f (m/h)	k_w (m/h)	REQM (mg/L)	R ²
6	Estático	0,0015	-	-	0,035	0,83
	Dinâmico	0,0015	28306	0,227	2,6x10 ⁻⁶	0,88

Os valores obtidos para K_b e k_w são reduzidos quando comparados com os obtidos por outros autores (Hallam et al., 2002; Powell et al., 2000a). Assim, verificou-se uma contribuição reduzida do material do circuito para o consumo de cloro e assumiu-se o valor de 2,6x10⁻⁶ m/h para k_w .

5.1.3 ENSAIOS DINÂMICOS

Nos ensaios realizados na instalação piloto foi identificado um aumento da velocidade do decaimento do cloro residual relativamente ao observado com a mesma água nos frascos (ensaios estáticos). A diferença entre a velocidade de decaimento nos ensaios estáticos e dinâmicos aumentou significativamente com a velocidade de escoamento (Anexo B). Na Figura 16 apresentam-se os resultados das medições de cloro no circuito e nos frascos ao longo do tempo no ensaio à velocidade mais elevada (ensaio 5).

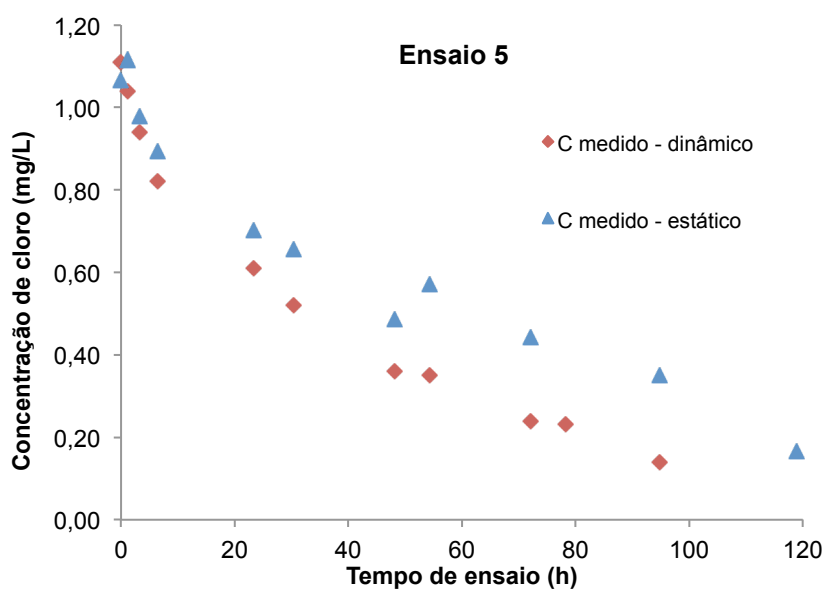


Figura 16 – Decaimento do cloro no ensaio 5.

O decaimento do cloro nos ensaios dinâmicos 1 a 5 foi modelado juntando a componente de decaimento no seio do escoamento, descrita por um modelo de ordem 2, e a componente de parede, descrita por um modelo de primeira ordem, utilizando as constantes K_b e k_w anteriormente determinadas:

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_b C_{Cl}^2 - \frac{4}{D} \frac{k_f k_w}{(k_f + k_w)} C_{Cl} \quad (45)$$

Na Tabela 8 encontram-se sintetizados os parâmetros do modelo de decaimento dos ensaios dinâmicos 1 a 5 e qualidade das respectivas simulações com a Equação (45).

Tabela 8 – Parâmetros dos modelos de decaimento ajustados aos ensaios 1 a 5 e a qualidade das respetivas simulações.

Ensaio dinâmico	Temperatura média (°C)	K_b (L /mg /h)	k_w (m/h)	k_f (m/h)	REQM (mg/L)	R^2
1	18,0	0,057	$2,6 \times 10^{-6}$	0,042	0,06	0,98
2	25,2	0,067	$2,6 \times 10^{-6}$	0,082	0,10	0,95
3	21,4	0,061	$2,6 \times 10^{-6}$	0,101	0,11	0,93
4	23,7	0,042	$2,6 \times 10^{-6}$	0,120	0,17	0,80
5	20,1	0,020	$2,6 \times 10^{-6}$	0,139	0,14	0,83

Os valores de REQM das simulações com o modelo da Equação (45) apresentam uma tendência crescente com a velocidade, enquanto que o coeficiente de determinação apresenta uma tendência decrescente. Isto demonstra que à medida que a velocidade de escoamento aumenta, e consequentemente o número de Reynolds, a incapacidade do modelo para descrever os resultados experimentais também cresce.

Estes resultados são coerentes com os resultados dos estudos de Menaia *et al.* (2003) e Ramos *et al.* (2010) que demonstraram experimentalmente a influência das condições hidráulicas na constante de decaimento de cloro no seio do líquido. Assim, procedeu-se à avaliação do efeito da velocidade de escoamento no decaimento de cloro no circuito experimental.

5.2 AVALIAÇÃO DO EFEITO DA VELOCIDADE NA CONSTANTE DE DECAIMENTO NO SEIO DO ESCOAMENTO

Para avaliar o efeito da velocidade de escoamento na constante de decaimento no seio do líquido foi desenvolvido um modelo de decaimento descrito pela Equação (45) utilizada em 5.1.3, no qual a constante K_b é substituída pela constante K_b^d , correspondente a uma constante de decaimento no seio do líquido determinada em condições dinâmicas:

$$\frac{dC_{Cl}}{dt} = -K_b^d C_{Cl}^2 - \frac{4}{D} \frac{k_f k_w}{(k_f + k_w)} C_{Cl} \quad (46)$$

A constante K_b^d foi estimada para cada ensaio (Tabela 9) através da minimização da soma dos resíduos entre os valores de concentração de cloro medido para o ensaio dinâmico e os valores calculados pelos modelos recorrendo ao *software* Scientist (Micromath) com o método de Euler.

O modelo desenvolvido descreveu os resultados experimentais com precisão (Anexo B), visto que os valores determinados de REQM são reduzidos (inferiores ou iguais a 0,07 mg/L) e os coeficientes de determinação são próximos da unidade (Tabela 9). As diferenças entre as constantes de decaimento K_b e K_b^d são possíveis de ser atribuídas às condições hidráulicas, como referem Menaia *et al.* (2003) e Ramos *et al.* (2010), uma vez que são determinadas em condições estáticas e dinâmicas, respetivamente. A variação das constantes K_b e K_b^d não é associada ao efeito da temperatura, uma vez que a diferença de temperatura média da água dos frascos e do circuito foi menor do que 1 °C.

Tabela 9 – Constante de decaimento de cloro no seio do líquido determinada em condições estáticas e dinâmicas.

Ensaio dinâmico	Temperatura média (°C)	U (m/s)	Re	K_b^d (L /mg /h)	REQM (mg/L)	R^2	K_b^d / K_b
1	18,0	0,15	4089	0,055	0,06	0,98	0,96
2	25,2	0,34	8853	0,098	0,07	0,97	1,46
3	21,4	0,43	11224	0,105	0,05	0,99	1,72
4	23,7	0,52	13686	0,095	0,04	0,99	2,26
5	20,1	0,61	16160	0,039	0,04	0,99	1,95

Os valores obtidos para a razão K_b^d / K_b mostram uma influência crescente da velocidade de escoamento na constante de decaimento, o que está de acordo com Menaia *et al.* (2003) e Ramos *et al.* (2010). No ensaio 1 a constante K_b^d é similar à constante K_b , o que sugere que o efeito da velocidade de escoamento no decaimento do cloro só ocorra a partir de um determinado valor de velocidade. A velocidade de escoamento do ensaio 1 corresponde a um escoamento em regime laminar, com número de Reynolds próximo dos 4000, abaixo do número de Reynolds crítico para o escoamento no circuito ($Re_c = 6140$). Para as velocidades de escoamento mais elevadas, a constante de decaimento no circuito é aproximadamente o dobro da verificada em condições estáticas.

À semelhança dos estudos referidos, foi ajustada uma relação linear entre a razão K_b^d / K_b e o número de Reynolds (Figura 17). Os resultados sugerem que a influência das condições hidráulicas na constante de decaimento do cloro está relacionada com a turbulência do escoamento e verificou-se que nas condições hidráulicas estudadas, e para a conduta de PEAD de 32 mm, a constante de decaimento no circuito aumenta linearmente com o número de Reynolds. No entanto, no ensaio 4 ($U = 0,52$ m/s) a razão K_b^d / K_b é superior à do ensaio 5 ($U = 0,61$ m/s).

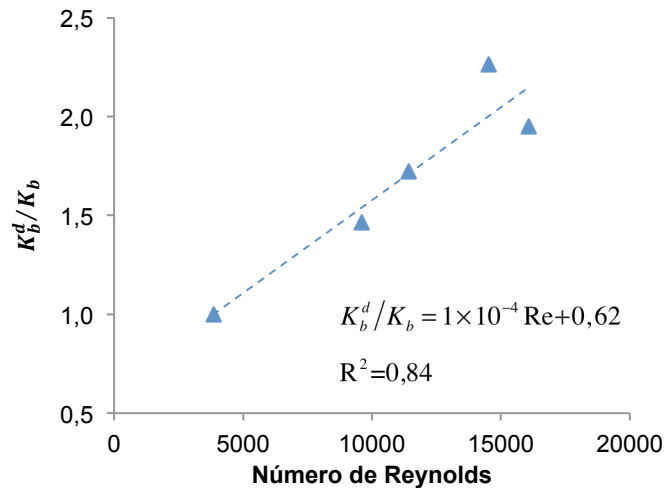


Figura 17 – Variação da razão K_b^d / K_b com o número de Reynolds.

Da regressão linear obteve-se a seguinte formulação:

$$K_b^d = K_b (1 \times 10^{-4} \text{Re} + 0,62) \quad (47)$$

válida para o domínio de Re dos ensaios realizados. Representando a razão K_b^d / K_b em função da velocidade média de escoamento obteve-se:

$$K_b^d = K_b (2,57U + 0,62) \quad (48)$$

válida para o intervalo de velocidades de escoamento dos ensaios realizados. Esta formulação descreve o efeito da velocidade média de escoamento na constante de decaimento no seio do líquido para a água estudada. O declive da reta obtida, que difere dos observados pelos outros autores, é provavelmente característico da água em estudo.

Os resultados obtidos com este trabalho confirmam que as conclusões de Menaia *et al.* (2003) e de Ramos *et al.* (2010) obtidas para águas modelo (soluções de ácidos húmicos) são igualmente válidas para águas tratadas de características idênticas às da água estudada. Assim, em sistemas de adução e de distribuição de água, é de esperar que o decaimento do cloro seja mais rápido do que o observado em laboratório nos *bottle tests*. Estes resultados têm também uma implicação prática na medida em que a modelação do decaimento do cloro deve passar a incluir uma formulação idêntica à obtida de forma a incluir o efeito das condições do escoamento. Esta correção empírica da constante de decaimento do cloro no seio do líquido permitirá diminuir a parcela de decaimento de cloro que atualmente é atribuída ao efeito de parede, contribuindo para uma modelação mais rigorosa.

De salientar que as condições experimentais em que foram realizados os ensaios, em particular o facto da conduta estar disposta de forma helicoidal, podem afetar a formulação empírica obtida para a correção da constante K_b , da mesma forma que afetam a resistência ao escoamento (que é diferente para condutas retas ou helicoidais). Como consequência, formulação empírica obtida pode não se adequar a sistemas reais.

Capítulo 6

MODELAÇÃO DO CLORO RESIDUAL NUM SISTEMA ADUTOR

O objetivo deste capítulo é a modelação do comportamento do cloro residual num subsistema do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve. Procede-se à simulação do funcionamento do sistema recorrendo a diferentes modelos da cinética do decaimento do cloro no seio do líquido e comparam-se os resultados com os valores obtidos em medições *online*. Sintetizam-se os principais passos necessários para proceder à construção e calibração de modelos de qualidade da água. Retiram-se ensinamentos quanto às principais dificuldades e constrangimentos associados a estes estudos.

6.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA

O sistema em estudo é parte do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve. O sistema transporta água desde o reservatório inicial localizado à saída da Estação de Tratamento de Água de Tavira até aos reservatórios Cabeço e Cabeço II em Vila Real de Santo António, abrangendo sete pontos de entrega (PEnt) (Figura 18). Os pontos de entrega estão associados a reservatórios de serviço geridos pelas empresas municipais, que asseguram a distribuição de água às populações.

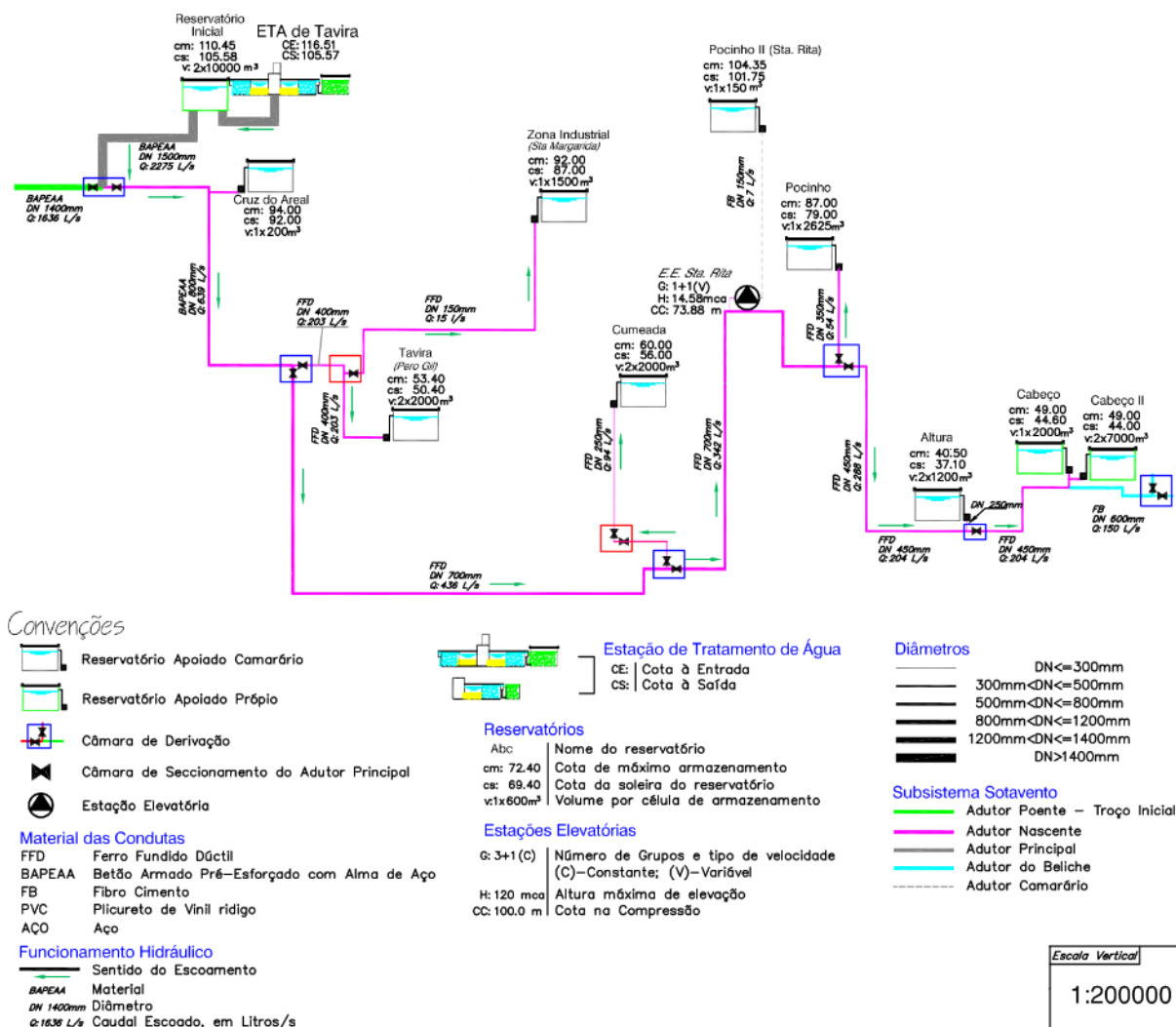


Figura 18 – Esquema altimétrico do sistema em estudo (adaptado do esquema altimétrico do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve de 2010 fornecido pela AdA).

O sistema é caracterizado por um eixo principal com aproximadamente 23 km de comprimento, cujos diâmetros variam entre 800 e 1500 mm em condutas de betão pré-esforçado com alma de aço, e entre 450 e 700 mm em condutas de ferro fundido dúctil (FFD) com revestimento interior de base cimentícia. As condutas das derivações dos PEnt são maioritariamente de FFD, com exceção de algumas condutas de aço, e têm diâmetros que variam entre 150 e 400 mm. As derivações representam 5 km de condutas do sistema. As diferentes infraestruturas constituintes do sistema foram construídas há cerca de 15 anos.

Este sistema é abastecido com água tratada na ETA de Tavira e é caracterizado por escoamento gravítico unidirecional, exceto na derivação da conduta principal para o ponto de entrega Pocinho II, onde existe uma estação elevatória (EE) que eleva a água para o reservatório de Santa Rita.

A ETA de Tavira trata água bruta superficial proveniente das albufeiras de Odeleite e de Beliche e tem uma capacidade máxima de 190 000 m³/dia. O tratamento da água consiste numa pré-oxidação com ozono, seguida de remineralização, coagulação/floculação/sedimentação, filtração, desinfecção final com cloro gasoso e termina com um ajuste de pH.

6.2 METODOLOGIA ADOTADA

A modelação do cloro residual num setor do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve foi efetuada para o período de 10 dias, de 18 a 27 de Janeiro de 2012, por se tratar de um período de inverno, ou seja, de época baixa. No inverno, o sistema em estudo é abastecido unicamente pela ETA de Tavira. No entanto, no Verão devido à forte sazonalidade do consumo de água nesta região, que quase triplica, existe a necessidade de colocar em funcionamento a ETA de Beliche. Deste modo, a mistura de águas proveniente das duas origens é uma possibilidade, o que não era o desejável para o presente estudo.

A metodologia adotada foi a proposta por Vieira *et al.* (2001) para o desenvolvimento de um modelo de cloro residual num SAA e que se encontra apresentada na Figura 19. A base do estudo foi um modelo de simulação hidráulica do sistema, que incorpora todas as tubagens onde existe escoamento, adequadamente atualizado e calibrado para as respetivas condições de operação.

No presente caso, o sistema é controlado pela abertura e fecho, total ou parcial, das válvulas dos reservatórios localizados nos pontos de entrega e pela paragem e arranque da única EE existente. Uma vez que não se pretende simular o decaimento do cloro nos reservatórios existentes nos PEnt, optou-se por descrever o comportamento dos mesmos por nós com os consumos medidos durante o período de análise. Assim, o funcionamento do sistema é ditado, tal como numa rede de distribuição gravítica, pelos consumos nos nós.

O passo seguinte foi a construção do modelo de cloro residual. Este inclui um padrão da concentração de cloro residual à entrada no sistema que, neste caso, corresponde ao reservatório localizado à saída da ETA de Tavira. Adicionalmente, o modelo do cloro residual inclui a definição das características cinéticas de decaimento do cloro residual, nomeadamente, a escolha da lei cinética e a definição dos valores das constantes de decaimento no seio do líquido e nas paredes das condutas. Para a caracterização do decaimento do cloro residual no seio da água é necessária a realização de testes laboratoriais de acordo com a metodologia descrita em Powell *et al.* (2000a), com amostras recolhidas à saída da ETA de Tavira.

Relativamente ao decaimento devido ao contacto com as paredes das condutas, a constante foi estimada, de forma indireta, através da modelação matemática e considerado único para todas as

condutas, dada a indisponibilidade de recursos para a realização de um estudo específico para as diferentes condutas (ano e material) do sistema. Como sugerido na bibliografia (Rossman *et al.*, 1994; Vasconcelos *et al.*, 1997; Vieira *et al.*, 2001), assumiu-se que o decaimento devido à interação com a parede é obtido pela diferença entre o decaimento total e a parcela de decaimento no seio da água. Deste modo, foi necessário calibrar a constante de decaimento associado à parede das condutas, através de um processo iterativo de tentativa-erro, por forma a minimizar o erro entre os valores obtidos por simulação e os valores medidos no sistema real.

Todas as simulações computacionais foram efetuadas recorrendo ao uso do programa EPANET 2.0, previamente descrito em 2.3.2.

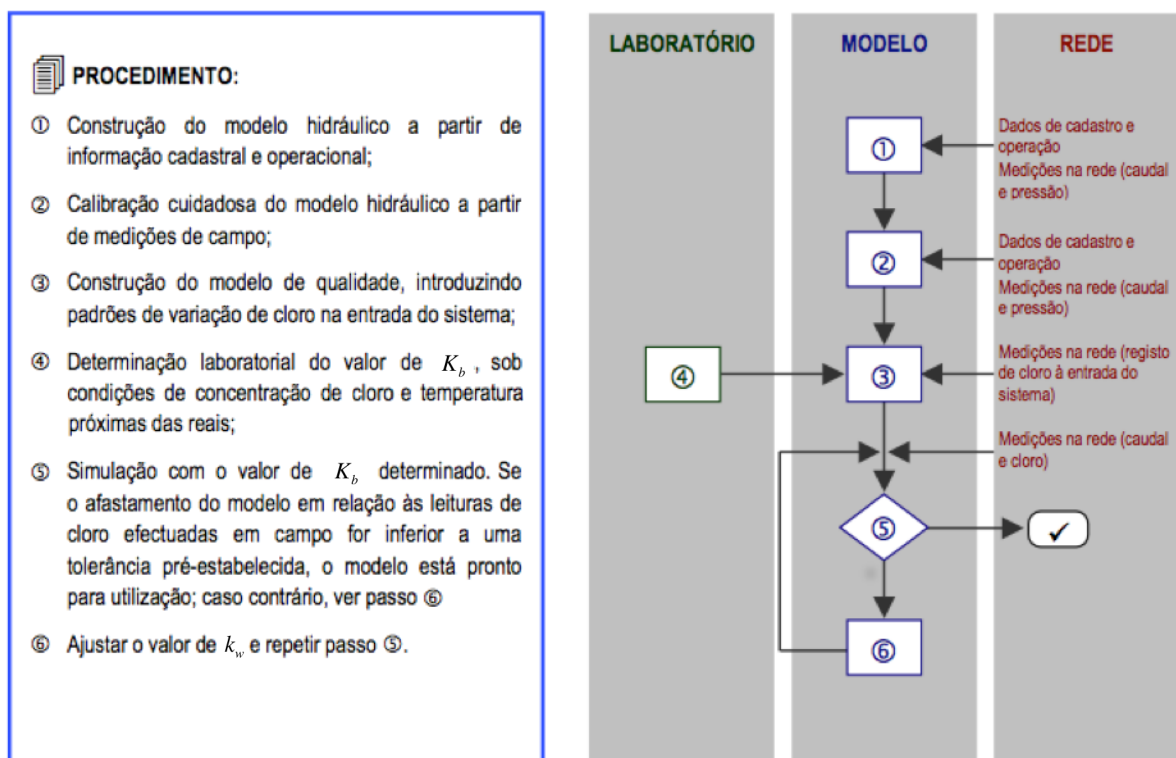


Figura 19 – Esquema do procedimento geral de desenvolvimento de um modelo de cloro residual – Adaptado de Vieira *et al.* (2001).

6.2.1 MODELAÇÃO HIDRÁULICA DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO

O modelo hidráulico foi fornecido pela entidade gestora AdA e posteriormente alterado e corrigido de acordo com os requisitos de modelação do cloro residual. O modelo foi desenvolvido no EPANET, apresentando-se na Figura 20 a configuração simplificada do sistema, onde cada nó de extremidade representa um ponto de entrega (representado a azul). O modelo descreve o sistema que transporta água desde o reservatório à saída da ETA de Tavira até aos reservatórios de Cabeço e Cabeço II. Este sistema é designado Adutor Nascente representado como um único ponto de entrega no fim do sistema (Cabeço).

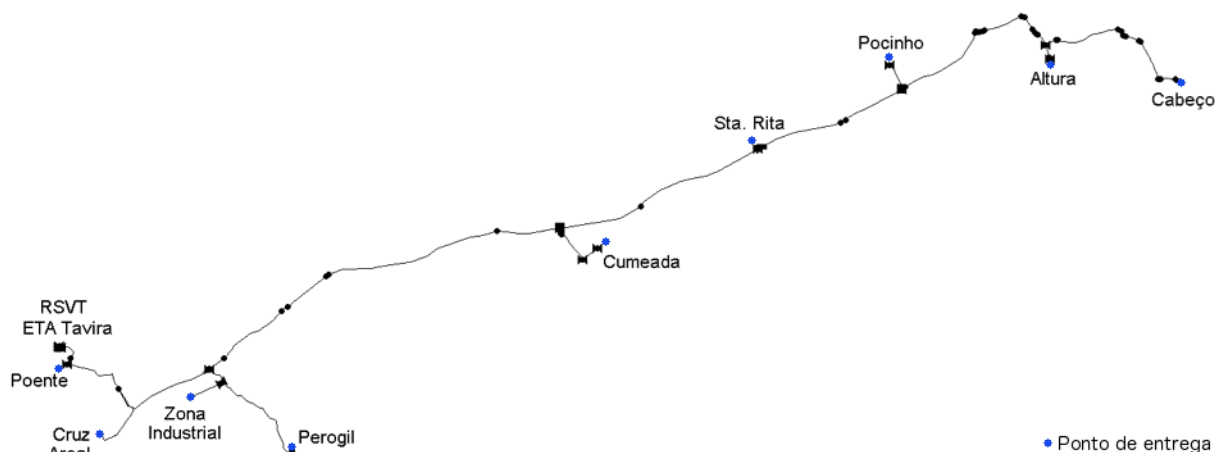


Figura 20 – Modelo EPANET do sistema em estudo.

A jusante da saída da ETA de Tavira existe uma câmara de derivação, em que a bifurcação liga os Adutores Poente e Nascente (ver Figura 18). No modelo matemático manteve-se a derivação e o adutor poente ficou representado no modelo como um ponto de entrega (designado por “Poente” na Figura 20), de modo a permitir a simulação do sistema com caudais e velocidades tão próximas quanto possível das velocidades reais nas condutas situadas entre a ETA e este ponto.

No PEnt de Cabeço, os valores do padrão de consumo representam a soma dos registos dos caudais de entrada dos dois reservatórios existentes. No PEnt de Poente, os valores correspondem aos registos contínuos de caudal existentes na caixa de derivação. Os padrões de consumo dos restantes sete pontos de entrega correspondem aos registos contínuos do caudal de entrada nos reservatórios durante o período em estudo.

Todos os registos contínuos de caudal são coligidos através do sistema de supervisão e aquisição de dados (SCADA) da telegestão da AdA e foram fornecidos com detalhe horário, encontrando-se representados no Anexo C. Assim, nas simulações de EPANET, definiram-se os padrões de consumo numa base horária e adaptou-se um passo de cálculo hidráulico de 1 hora. O período de simulação foi de 240 horas.

No que se refere à calibração das pressões, o modelo hidráulico encontrava-se previamente calibrado pela AdA. Relativamente aos consumos a satisfazer, estes são um fator relevante na incerteza dos modelos de qualidade da água (Blokker *et al.*, 2008; Pasha & Lansey, 2010, 2012). No entanto, uma vez que a rede é ramificada com poucos pontos de entrega ao longo do seu desenvolvimento e os consumos dos PEnt são monitorizados de forma contínua, esta incerteza foi minimizada, encontrando-se apenas associada aos erros do SCADA e do passo de medição adaptado (1 hora).

No entanto, foram realizadas duas verificações dos consumos a satisfazer para o período de simulação. A primeira verificação foi a comparação do caudal calculado com base no modelo matemático à saída da ETA de Tavira com os registos contínuos do caudal no mesmo local. A

verificação adicional foi a comparação dos registos contínuos do caudal na derivação para nascente com os valores calculados com base no modelo matemático para o mesmo local.

6.2.2 MODELAÇÃO DA IDADE DA ÁGUA

Como referido, o teor do cloro residual na água vai diminuindo ao longo do percurso da água no sistema de adução devido às reações que ocorrem no seio do líquido e nas paredes das condutas. Qualquer um destes efeitos está diretamente relacionado com o tempo de percurso (ou de permanência) da água no sistema.

Rossmann *et al.* (1994) realçaram que elevados tempos de percurso podem levar a teores de desinfetante muito reduzidos ou mesmo nulos em alguns pontos ou setores do sistema. Desta forma, efetuou-se uma análise preliminar da evolução da idade da água em todos os pontos de consumo do sistema durante o período de simulação (10 dias). Os resultados permitem identificar os pontos críticos na modelação do cloro residual que potencialmente terão teores de cloro residual reduzidos assim como estabelecer quais os passos de cálculo hidráulico e de qualidade da água conducentes a resultados estáveis e realistas.

Assim, foi efetuada uma análise de sensibilidade ao passo de cálculo da qualidade da água de modo a selecionar o valor a utilizar nas simulações para o cálculo da idade da água e para a modelação do cloro residual. O simulador de qualidade do EPANET utiliza um método lagrangiano *time-driven* e o passo de cálculo de qualidade está diretamente relacionado com a exatidão do modelo (Rossmann & Boulos, 1996). Para esta análise foram selecionados três pontos de entrega (Perogil, Santa Rita e Cabeço), um ponto no início do sistema, outro intermédio e o ponto mais a jusante do sistema, respetivamente. Esta escolha deveu-se ao facto de Cabeço ser o ponto mais a jusante do sistema e nos restantes PEnt existirem analisadores de cloro *online*.

Nesta análise comparam-se os erros relativos médios dos resultados de idade de água para o mesmo local, variando unicamente o passo de cálculo de qualidade de 60 minutos até 0,25 minutos, em que se assumiu que a simulação com o passo de cálculo mais pequeno (0,25 min) como a mais exata (Georgescu & Georgescu, 2012). O tempo de simulação foi outro critério considerado na seleção do passo de cálculo.

6.2.3 ESTIMATIVA DA CONSTANTE DE DECAIMENTO DO CLORO NO SEIO DA ÁGUA

Neste estudo decidiu-se comparar dois modelos de cinética de decaimento do cloro no seio da água, os modelos de ordem 1 e n em relação à concentração de cloro, tendo sido necessário determinar os parâmetros dos respetivos modelos. Dada a impossibilidade de realizar análises laboratoriais (i.e., *bottle test*) com amostras de água recolhidas no período em estudo (de 18 a 27 de janeiro de 2012), adotaram-se os valores obtidos no estudo de Monteiro *et al.* (2014) realizado com amostras de água recolhidas em 2013. Admitiu-se, assim, que a água tinha características físico-químicas similares, dado ser proveniente da mesma origem – as albufeiras de Odeleite e de Beliche, o tratamento

efetuado na ETA de Tavira ser idêntico e a época do ano também ser a mesma (os período de inverno de 2012 e de 2013). Apresentam-se na Tabela 10 as características das água de amostras recolhidas na ETA de Tavira em janeiro de 2012 e em fevereiro de 2013.

Tabela 10 – Características das água de amostras recolhidas na ETA de Tavira em janeiro de 2012 e em fevereiro de 2013 (dados fornecidos pela AdA).

Parâmetro	Unidade	Valores	
		jan/2012	fev/2013
Absorvência a 254 nm	m ⁻¹	0,97	1,07
Absorvência específica a 254 nm	m ⁻¹ L/mg C	0,75	0,76
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	70,4	74,5
Cálcio	mg/L	23,0	24,3
Carbono orgânico dissolvido	mg/L	1,3	1,4
Carbono orgânico total	mg/L	1,3	1,4
Condutividade a 20°C	µS/cm	206	217
pH		7,4	7,4

O estudo desenvolvido por Monteiro *et al.* (2014), do qual o candidato é coautor, seguiu o procedimento descrito por Powell *et al.* (2000b) e foi realizado para diferentes temperaturas (i.e., 10, 15, 20, 25 e 30 °C) em que as amostras foram colocadas numa incubadora refrigerada (Velp Scientifica, modelo FOC225E), permitindo, assim, estudar o efeito da temperatura na cinética de decaimento do cloro residual. O método utilizado para determinar a concentração de cloro livre foi o método DPD colorimétrico e foi utilizado um colorímetro portátil (POCKET Colorimeter II, Hach). Os ensaios de decaimento duraram até a concentração de cloro livre ser inferior a 0,1 mg/L, na eventualidade de ao fim de sete dias esse valor ainda não tivesse sido atingido, o ensaio terminava.

Monteiro *et al.* (2014) ajustaram modelos cinéticos de ordem 1 e n (em relação à concentração cloro) às séries temporais de concentração de cloro residual obtidas nos ensaios laboratoriais. Os parâmetros (K_b e n) de cada modelo foram estimados através da minimização da soma dos resíduos utilizando a função “Solver” do Microsoft Excel. A qualidade dos ajustes dos diferentes modelos foi avaliada através da raiz do erro quadrático médio entre os valores de concentração de cloro medidos e calculados (Tabela 11).

Tabela 11 – REQM entre os valores de concentração de cloro medidos e os calculados com base em diversos modelos de decaimento no seio da água e respetivos parâmetros (K_b e n) (Monteiro *et al.*, 2014).

T (°C)	Modelos ordem 1		Modelos ordem n		
	REQM (mg/L)	K_b (dia ⁻¹)	REQM (mg/L)	n	K_b (L ⁽ⁿ⁻¹⁾ /mg ⁽ⁿ⁻¹⁾ /dia)
10	0,031	0,269	0,027	0,7	0,313
15	0,021	0,283	0,010	1,4	0,331
20	0,045	0,471	0,010	2,0	0,579
25	0,017	0,599	0,015	1,2	0,722
30	0,015	0,735	0,008	0,8	0,887

Os resultados de Monteiro *et al.* (2014) mostram que para todas as temperaturas os modelos de ordem n se ajustam melhor aos dados de laboratório. O valor de n que minimiza a REQM do modelo de ordem n difere de 0,7 a 2,0 para as temperaturas analisadas. Para a modelação do decaimento do cloro, Monteiro *et al.* (2014) calcularam o n que melhor se ajustou a todos os dados de laboratório, deste modo foi selecionado a ordem de reação que minimizasse o somatório das diferenças quadradas entre o modelo de ordem n e os dados do laboratório, sendo o resultado obtido 1,2.

Neste estudo, os autores incorporaram ainda o efeito da temperatura na constante de decaimento do cloro no seio da água, K_b , através da equação de Arrhenius (Equação (7) e Figura 21), que possibilitou a estimativa das constantes K_b para a temperatura média do sistema (13 °C) no período de análise (dados fornecidos pela AdA).

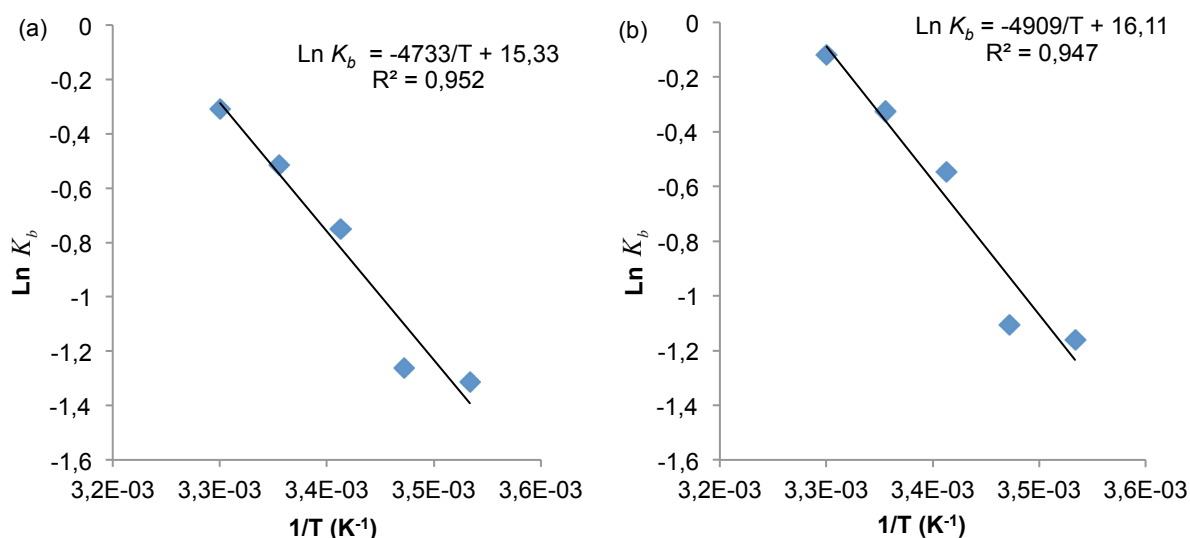


Figura 21 – Relação da constante de decaimento no seio da água com a temperatura para os modelos de decaimento de ordem 1 e de ordem n ($n = 1,2$), (a) e (b), respetivamente (Monteiro *et al.*, 2014).

Os valores dos parâmetros utilizados na modelação do decaimento do cloro no seio do líquido estão indicados na Tabela 12.

Tabela 12 – Parâmetros estimados para a temperatura de 13 °C (Monteiro *et al.*, 2014).

1. ^a ordem	Ordem n ($n = 1,2$)
K_b (dia ⁻¹)	K_b (L ^{0,2} /mg ^{0,2} /dia)
-0,27	-0,35

6.2.4 MODELAÇÃO DO CLORO RESIDUAL

A concentração de cloro residual foi calculada em mg/L e a tolerância de qualidade aplicada foi de 0,01 mg/L, valor sugerido no manual do EPANET (Rossman, 2000). A tolerância de qualidade define a diferença de concentração mínima de cloro na qual o modelo numérico cria novos segmentos de cálculo, este parâmetro está associado à precisão do modelo (Rossman & Boulos, 1996).

O padrão de entrada de concentração de cloro residual no sistema (Figura 22), representado pela concentração de desinfectante residual à saída do reservatório inicial, foi obtido através dos registos horários, recolhidos pelo sistema SCADA da AdA para o período em estudo. O equipamento utilizado para a monitorização da concentração de cloro residual foi um analisador de cloro POLYMETRON. O padrão de entrada é uma condição de fronteira do modelo, deste modo as imprecisões associadas a este repercutem-se ao longo de toda a simulação.

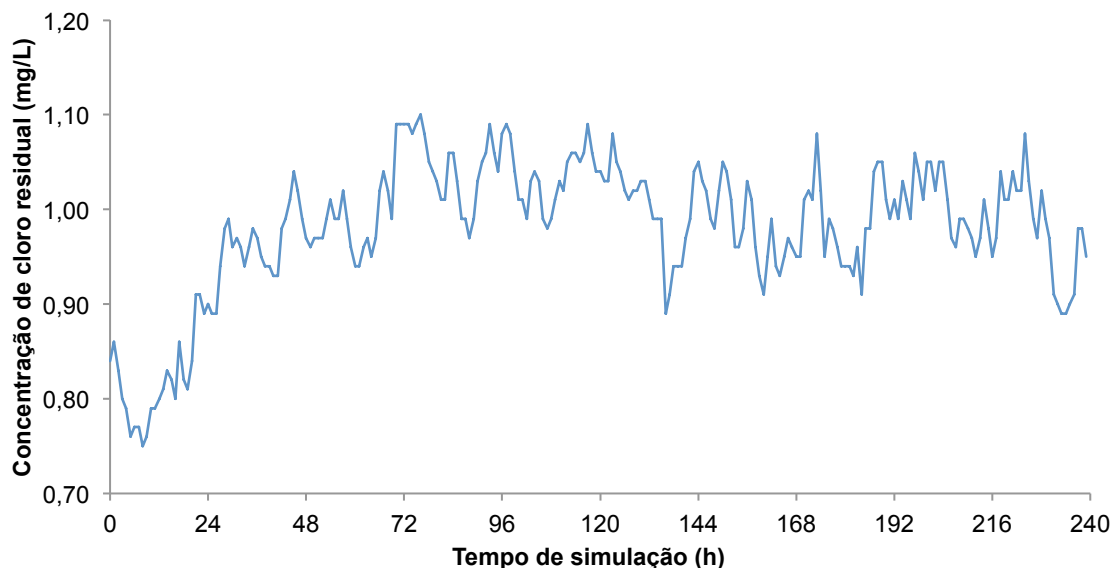


Figura 22 – Padrão de entrada de concentração de cloro residual no sistema em estudo.

Adicionalmente, existem registos horários de concentração de cloro residual para o mesmo período nos PEnt de Perogil e de Santa Rita com analisadores de cloro em contínuo POLYMETRON e MicroChem, respetivamente (Figura 23). Os registos da concentração de cloro residual destes

analisadores contínuos foram utilizados na calibração da constante de decaimento na parede, k_w , e na validação do modelo do cloro residual para o sistema em estudo.

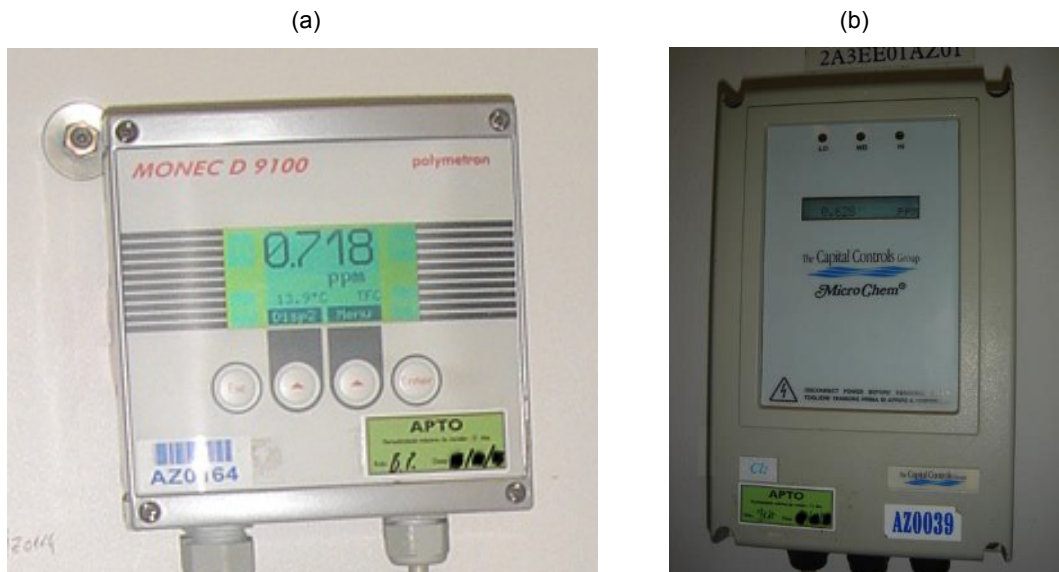


Figura 23 – Analisadores de concentração de cloro livre nos pontos de entrega Perogil (a) e Santa Rita (b).

As simulações em EPANET foram iniciadas admitindo que o sistema se encontrava sem qualquer cloro, sendo necessário um período de estabilização das concentrações de cloro que permitisse a existência de água com cloro residual em todo o sistema, o que correspondeu às primeiras 72 horas de simulação, o período de 18 a 20 de Janeiro, que também correspondeu ao período de estabilização do tempo de percurso.

O desinfetante residual foi modelado com cinéticas de ordem 1 e n , relativamente ao decaimento no seio da água, em que os respetivos parâmetros se encontram na Tabela 12. No decaimento associado à parede das condutas foi utilizado um modelo de primeira ordem, geralmente utilizado para condutas com revestimento (Rossman *et al.*, 1994; Vasconcelos *et al.*, 1997; Vieira *et al.*, 2001).

No desenvolvimento de um modelo de cloro residual existe a necessidade de calibração da constante de decaimento na parede e da sua posterior validação. Deste modo, Walski *et al.* (2003) referem que, idealmente, deve existir um conjunto de dados utilizados para a calibração e outro conjunto de dados utilizados para a validação da calibração.

Na calibração das constantes de velocidade das na parede das condutas (k_w) foram utilizados registos horários do cloro residual nos pontos de entrega de Perogil e de Santa Rita durante 96 horas, referentes aos dias 21 a 24 de Janeiro. O ajuste iterativo deste parâmetro foi efetuado através da minimização das REQM entre os valores de cloro residual calculados e os registos nos dois PEnt, dada a inexistência de mais pontos com medições contínuas.

Considerou-se que a constante k_w era igual para todo o sistema, dado que as condutas em todo o sistema têm uma idade média de 15 anos, sendo mais de 85% das mesmas em FFD. As restantes

condutas são de aço (menos de 1%) e betão pré-esforçado (restantes 13%), que correspondem às condutas com diâmetros superiores.

O período de 25 a 27 de Janeiro, correspondente a 72 horas de simulação, foi utilizado para a validação dos modelos do cloro residual. A validação foi feita através da comparação do erro absoluto médio, o erro relativo, a REQM e o erro absoluto máximo dos valores calculados com os registos horários existentes no sistema de telegestão, que correspondem aos PEnt de Perogil e Santa Rita. Deste modo, foi possível comparar os resultados dos diferentes modelos e seleccionar o que melhor se ajustava às medições efectuadas.

Na calibração e validação do modelo devem constar medições de campo para certificar a qualidade do modelo, o que não foi possível de efetuar durante o período em análise, uma vez que os dados foram fornecidos *a posteriori*. Desta forma, foram utilizados os registos da telegestão, o que, na calibração das constantes k_w , pode resultar numa estimativa que integra erros de compensação, devido aos erros dos próprios registos. O mesmo pode acontecer com os erros associados aos registos hidráulico, como refere Wu (2006).

6.3 ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Nesta secção apresentam-se e discutem-se os resultados obtidos no estudo da modelação de cloro residual no sector do sistema da AdA para o período de 18 a 27 de Janeiro de 2012.

6.3.1 MODELAÇÃO HIDRÁULICA

A comparação do caudal calculado à saída da ETA de Tavira com base no modelo matemático com os registos horários do caudal durante o período de simulação é apresentada na Figura 24. Na mesma figura é representado o erro relativo entre os caudais (i.e., rácio entre a diferença de valores dos caudais calculado e o medido). Verifica-se que o erro relativo é, em média, 1,8% tendendo a manter-se estável ao longo de todo o período de simulação, à exceção dos instantes iniciais em que se registaram três picos da ordem dos 15%. O erro médio é significativamente reduzido, o que prova que o sistema se encontra calibrado em termos de caudais. Esta pequena diferença observada (1,8%) deve-se possivelmente a imprecisões nas medições efetuadas e à existência de perdas (reais) de água ao longo do sistema adutor.

No entanto, verifica-se que existe um erro de medição entre as 35 e 47 horas de simulação, dado que os valores da medição são constantes, o que explica os erros relativos mais elevados assinalados na Figura 24. De referir que este erro não interfere com os resultados obtidos da modelação, uma vez que os valores utilizados no modelo hidráulico são unicamente os dos pontos de entrega.

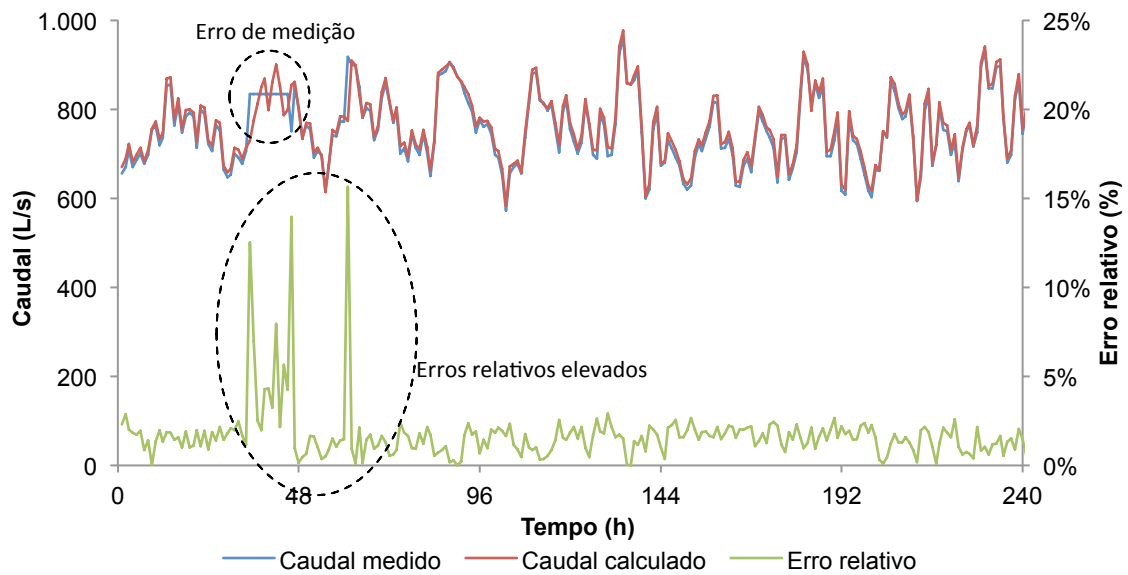


Figura 24 – Caudal calculado e medido à saída da ETA de Tavira e respetivo erro relativo ao longo do período de simulação.

Relativamente aos caudais a jusante da derivação para nascente fez-se uma análise similar aos caudais medido e calculado e observou-se que o erro relativo era, em média, 0,8% e tal como no caso anterior, o erro tende a manter-se estável (Figura 25), com exceção dos instantes iniciais com picos da ordem dos 10% e um outro da ordem dos 50% (às 61 horas de tempo de simulação). As possíveis razões associadas ao erro de 0,8 são as mesmas do que o caso anterior – imprecisões do medidores e perdas (reais) de água ao longo do sistema.

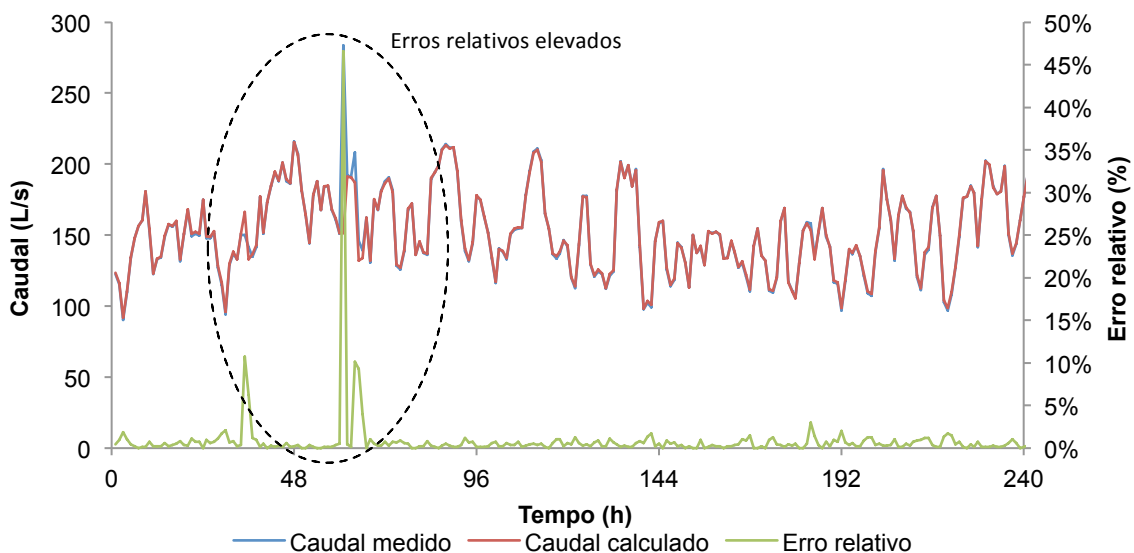


Figura 25 – Caudal calculado e medido a jusante da derivação para nascente e respetivo erro relativo ao longo do período de simulação.

Das duas análises efetuadas, verifica-se que o erro relativo médio dos caudais calculados à saída da ETA de Tavira é superior ao dos caudais calculados a jusante da derivação para nascente. Isto deve-se possivelmente, ao facto do caudal à saída da ETA ser dependente dos registos de mais um

medidor, o existente no PEnt de Poente, o que aumenta as incertezas. No que diz respeito ao pico do erro relativo das 61 horas que se verifica no caudal à saída da ETA (Figura 24), este está relacionado com incertezas associadas aos medidores a jusante da derivação para nascente. No entanto, não foi possível concluir quais os medidores com incertezas associadas superiores e, assim, proceder à correção dos valores. Os erros relativos superiores são referentes ao período de estabilização do modelo hidráulico (antes das 72h), pelo que não interferem com os resultados da modelação.

6.3.2 PASSO DE CÁLCULO DE QUALIDADE E MODELAÇÃO DA IDADE DA ÁGUA

Efetuiu-se uma análise de sensibilidade da evolução da idade da água com o passo de cálculo de qualidade em três pontos de entrega do sistema – Perogil, Santa Rita e Cabeço – representadas na Figura 26, Figura 27 e Figura 28, respetivamente.

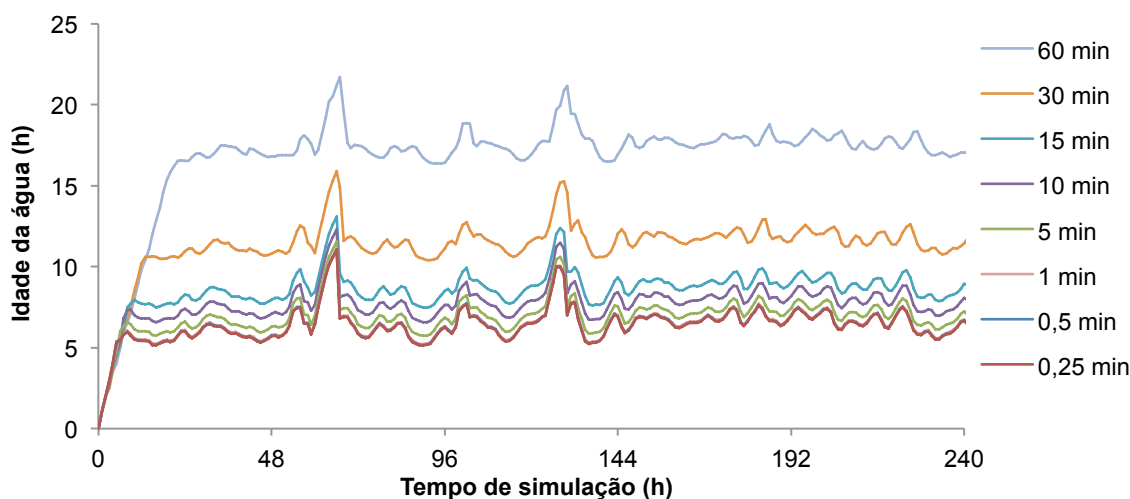


Figura 26 – Evolução da idade da água ao longo do tempo de simulação com a variação do passo de cálculo de qualidade no ponto de entrega de Perogil.

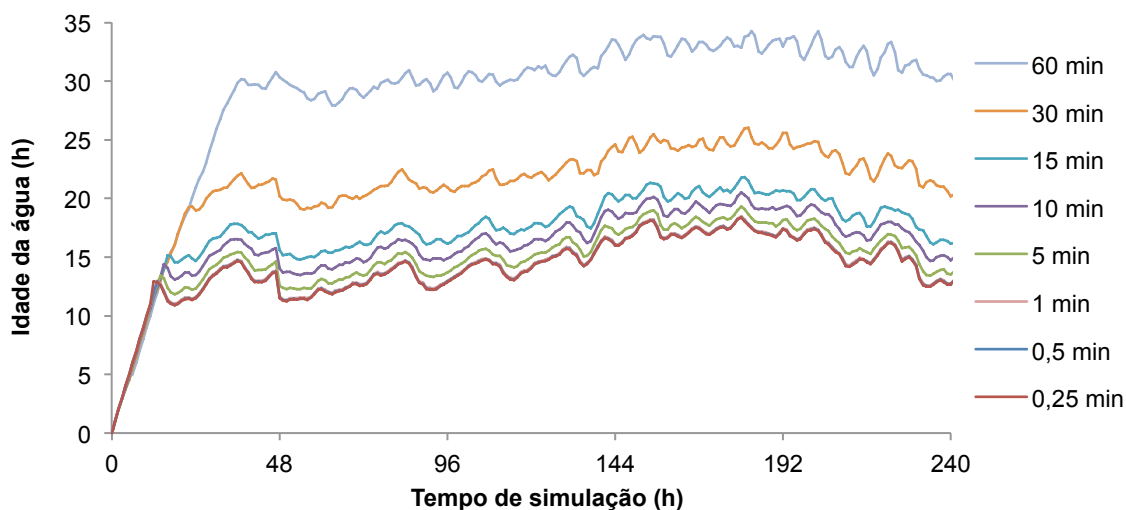


Figura 27 – Evolução da idade da água ao longo do tempo de simulação com a variação do passo de cálculo de qualidade no ponto de entrega de Santa Rita.

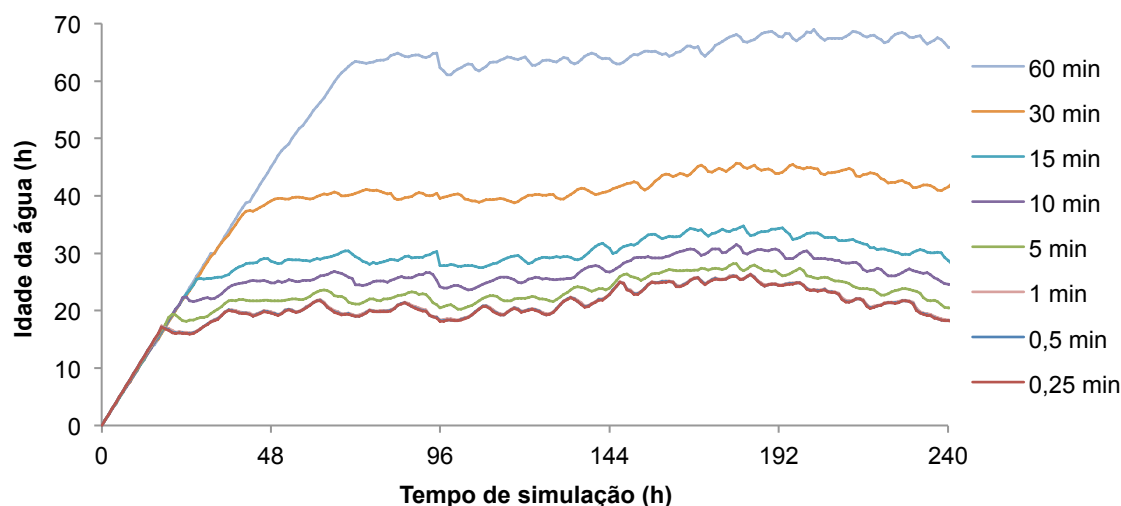


Figura 28 – Evolução da idade da água ao longo do tempo de simulação com a variação do passo de cálculo de qualidade no ponto de entrega de Cabeço.

A análise dos resultados obtidos mostra que para os passos de cálculos inferiores a 1 min a idade da água que parte do valor nulo em todos os pontos do sistema (condição inicial arbitrada), demorou, cerca de 5 h a estabilizar no ponto de entrega de Perogil, 13 h no de Santa Rita e 17 h no de Cabeço tendendo para valores de 6 h, 15 h e 21 h, respetivamente. No entanto, todas as análises efetuadas corresponderam a intervalos de tempo posteriores a este período de estabilização.

A estabilização da idade da água tende para valores crescentes com o aumento do passo de cálculo e com a distância à ETA de Tavira, sendo tanto mais rigorosos os resultados quanto menor for o passo de cálculo. Por exemplo, para o passo de cálculo de 60 min a idade da água tende para valores duas a três vezes superiores aos referidos, embora a convergência seja muito mais rápida.

Os valores de idade da água para o passo de cálculo de 15 s, que correspondem aos valores inferiores, foram considerados como os valores mais próximos dos reais. Desde modo calculou-se o erro relativo médio para cada simulação com base nos valores deste passo de cálculo, apresentando-se os resultados na Figura 29.

As diferenças da idade da água entre os passos de cálculo variam dos 0,2 aos 213%, que revelam grandes discrepâncias nos valores de idade da água para o mesmo PEnt. Para os passos de cálculo entre os 1 min e os 0,25 min, as diferenças de idade da água são praticamente desprezáveis (menos de 2%), sendo a escolha do “melhor” passo de cálculo aquele que apresenta o melhor compromisso entre o erro e o tempo despendido para calcular uma simulação.

De acordo com Rossman (2000), nas simulações de qualidade no EPANET deve utilizar-se passos de cálculo de qualidade da ordem dos minutos, recomendando a utilização de 5 minutos. Contudo os resultados demonstram que o erro relativo associado a este passo de cálculo é superior a 5% (entre 6% a 10% para os três pontos de consumo), o que reforça a necessidade de utilização de passos de cálculo inferiores.

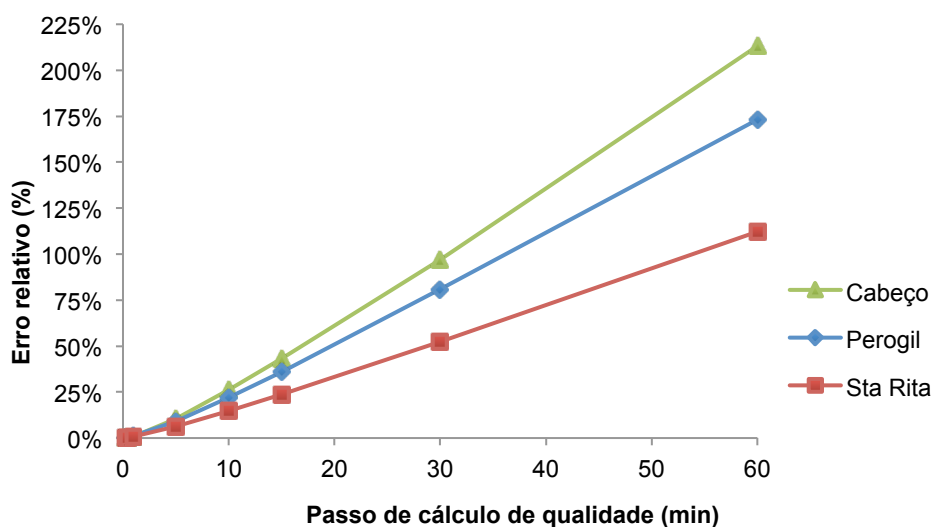


Figura 29 – Erro relativo médio do cálculo da idade da água para cada passo de cálculo de qualidade para os pontos de entrega de Perogil, Santa Rita e Cabeço.

De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que os passos de cálculo iguais ou inferiores a 1 min são os recomendados, dado que o erro relativo do cálculo é da ordem de 1%. Na escolha do passo de cálculo considerou-se que o melhor compromisso entre o tempo despendido para calcular a simulação e a exatidão do modelo correspondeu a um passo de 1 min, dado que os tempos despendido para a simulação de passos de cálculos inferiores a este valor são sistematicamente superiores.

Estes resultados demonstram que o método lagrangiano *time-driven* utilizado nas simulações de qualidade de água do EPANET são sensíveis ao passo de cálculo selecionado, sendo a escolha do mesmo de extrema importância na construção de um modelo de qualidade. Salienta-se ainda o facto de o EPANET definir o passo de cálculo hidráulico igual ao de qualidade, quando se efetuam simulações de qualidade de água, dado que o passo de cálculo de qualidade definido pelo utilizador é, geralmente, inferior ao hidráulico.

Na Figura 30, apresenta-se a evolução da idade de água para os pontos de consumo do sistema, exceto para os de Poente e da Zona Industrial, considerando o passo de cálculo de qualidade igual a 1 min. A não inclusão do PEnt de Poente deveu-se ao facto deste ponto estar muito próximo da saída da ETA de Tavira, o que representa valores de idade da água muito reduzidos, portanto não relevantes. A não inclusão do PEnt da Zona industrial deveu-se ao facto do consumo neste ponto ser raro, o que representa elevados valores de idade de água, atingindo valores na ordem das 120 horas, que se encontram fora da escala da figura.

Na perspetiva da modelação do cloro residual, os pontos de entrega com maior interesse são a Zona industrial devido à explicação anterior e os PEnt de Altura e de Cabeço, respetivamente os pontos de consumo mais afastados da ETA de Tavira, bem como com valores de idade da água superiores (i.e., tempos de percurso superiores).

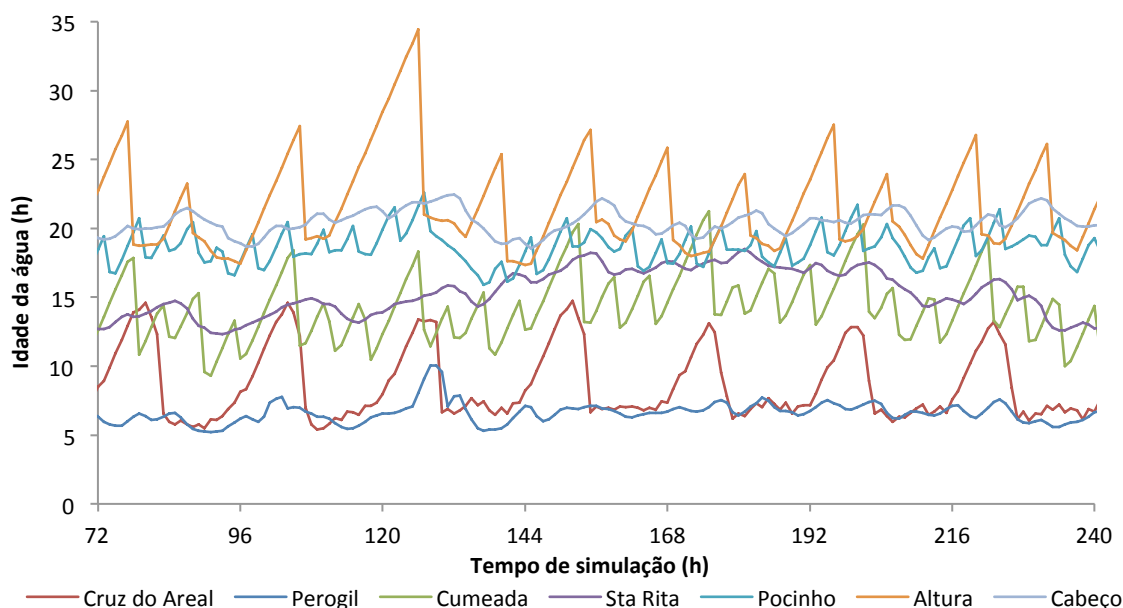


Figura 30 – Evolução da idade da água para os pontos de entrega do sistema (excepto para os PEnt da Zona industrial e de Poente) para passo de cálculo de 1 min.

6.3.3 MODELAÇÃO DO CLORO RESIDUAL

A modelação do cloro residual foi simulada para os dois modelos de decaimento do seio do líquido utilizando parâmetros estimados (de acordo com a Tabela 12), com passo de cálculo de qualidade de 1 min.

Calibração do modelo

Numa primeira abordagem foram efetuadas simulações em que o decaimento do cloro residual associado à parede da conduta foi considerado nulo ($k_w = 0$). Apresenta-se na Figura 31a os resultados para os valores de cloro calculados e medidos. As correlações entre os valores medidos e calculados incorporando unicamente o decaimento no seio do líquido são inferiores a 0,85 e não descrevem todo o decaimento do cloro observado no sistema, para ambos os modelos de cinética considerados (de ordem 1 e n). Destaca-se ainda o facto de que o modelo de cinética de ordem n ($n = 1,2$) descreve melhor o decaimento no seio da água do que o modelo de ordem 1.

Para ter em conta as reações associadas às paredes das condutas, considerou-se que o decaimento do cloro associado à parede era descrito por um modelo de primeira ordem e calibraram-se as respetivas constantes de decaimento na parede das condutas, k_w , para ambas as simulações com diferentes modelos de decaimento no seio do líquido. Os valores de k_w obtidos foram 0,035 e 0,022 m/dia para as simulações com os modelos do decaimento no seio da água de ordem 1 e ordem 1,2, respetivamente (Figura 31b). De salientar que, em cada simulação, se considerou um único valor de k_w para todas as condutas do sistema, uma vez que a grande maioria das condutas é do mesmo material (i.e., FFD revestido) e instaladas no mesmo ano, não se justificando a consideração de

constantes de decaimento de parede diferentes. Esta inclusão resultou numa melhor correlação (aproximadamente 0,93) dos valores de cloro residual calculados e medidos, tal como em estudos anteriores (Monteiro *et al.*, 2014; Vasconcelos *et al.*, 1997).

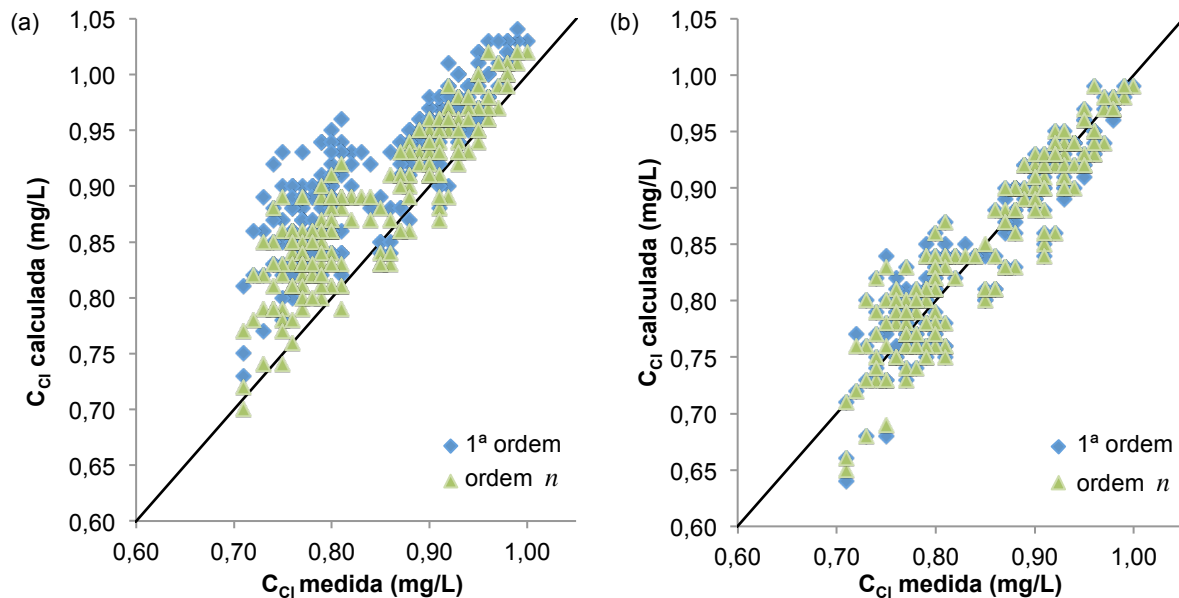


Figura 31 – Valores de concentração de cloro residual medidos versus valores calculados pelos dois modelos assumindo (a) apenas de decaimento no seio da água e (b) decaimento no seio da água e nas paredes das condutas.

Na Figura 32, sintetizam-se as REQM de cada simulação. Os resultados mostram que os modelos de cloro residual, assumindo um decaimento no seio do líquido de ordem 1 e 1,2, são semelhantes (REQM de 0,030 e 0,029 mg/L, respetivamente), quando se calibram as constantes k_w , o que não se verificava antes da inclusão do decaimento associado às paredes das condutas. Estes resultados sugerem que as incertezas associadas aos modelos de decaimento do cloro residual no seio da água e as respetivas constantes calibradas com base em valores laboratoriais, são compensadas na estimativa da constante de decaimento na parede, como referem Fisher *et al.* (2011b). Isto também pode explicar as pequenas diferenças das constantes de decaimento na parede das condutas estimadas para cada modelo, ou seja, quanto maior foi a precisão do modelo de decaimento do seio da água, menor foi o valor da constante k_w associada.

Resumindo, verifica-se que as simulações conduzem a valores estimados de concentração de cloro sobrevalorizados relativamente aos registos contínuos de cloro residual, sendo que as diferenças aumentam com a distância do ponto de medição à ETA de Tavira, ou seja, com o tempo de percurso (ver Figura 32). Estas diferenças são interpretadas como decaimento de cloro residual nas paredes das condutas, associado a reações com o material da conduta, sedimentos e biofilmes existentes nas paredes das condutas. No entanto a diferença também pode ser interpretada pela pouca exatidão dos modelos de decaimento do seio da água, que não incluem fatores adicionais, tais como as condições hidráulicas (Menaia *et al.*, 2003), tal como evidenciado pelos resultados do Capítulo 5.

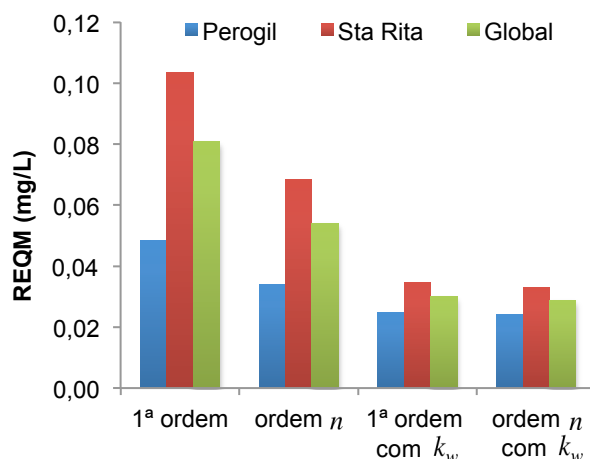


Figura 32 – REQM dos valores calculados para a calibração de k_w com diferentes modelos (21 a 24 de Janeiro).

Validação do modelo

Uma vez calibrados os modelos do cloro residual, procedeu-se à respetiva validação recorrendo a um período diferente do utilizado na calibração. Na Figura 33, apresentam-se os erros para ambos os modelos no período de validação (25 a 27 de Janeiro). Verifica-se que para todos os erros analisados, ambos os modelos têm valores próximos, tal como aconteceu para o período de calibração. No entanto, para este período, as REQM são superiores (Figura 33b), 0,054 e 0,053 mg/L, para os modelos de cloro residual que assumem uma cinética do decaimento no seio do líquido de ordem 1 e n , respetivamente. Verifica-se igualmente um decréscimo nos coeficientes de correlação entre os valores obtidos pelas simulações e os registos dos analisadores de cloro, aproximadamente, 0,68 para ambos os modelos. Relativamente ao erro absoluto médio, estes são de 0,043 mg/L para ambos os modelos (Figura 33a), o que se traduz em erros relativos de, aproximadamente, 5% (Figura 33c).

Nas amostragens de cloro residual é geralmente utilizado um colorímetro portátil, que utiliza o método DPD, em que a precisão é de $\pm 0,05$ mg/L de cloro residual livre, por exemplo o Colorímetro POCKET II (Hach Company, 2013). Para ambos os modelos os erros médios associados são semelhantes à precisão dos colorímetros portáteis, contudo, verifica-se que os erros absolutos para ambos os modelos chegam a valores superiores, 0,16 e 0,15 mg/L (Figura 33d) para o modelo de ordem 1 e ordem 1,2, respetivamente. No entanto, Walski *et al.* (2003) referem que os modelos devem reproduzir o padrão de concentrações do desinfetante residual observado, ao longo do tempo, com um erro médio aproximado não superior a 0,1-0,2 mg/l, dependendo da complexidade do sistema.

Na análise dos resultados da validação constata-se que, apesar das diferenças reduzidas, na modelação do cloro residual no sistema em estudo, a cinética de decaimento no seio da água descrita por um modelo de ordem n , com n igual a 1,2, que incluía o decaimento associado às paredes das condutas, foi o modelo do cloro residual que melhor se ajustou aos registos horários.

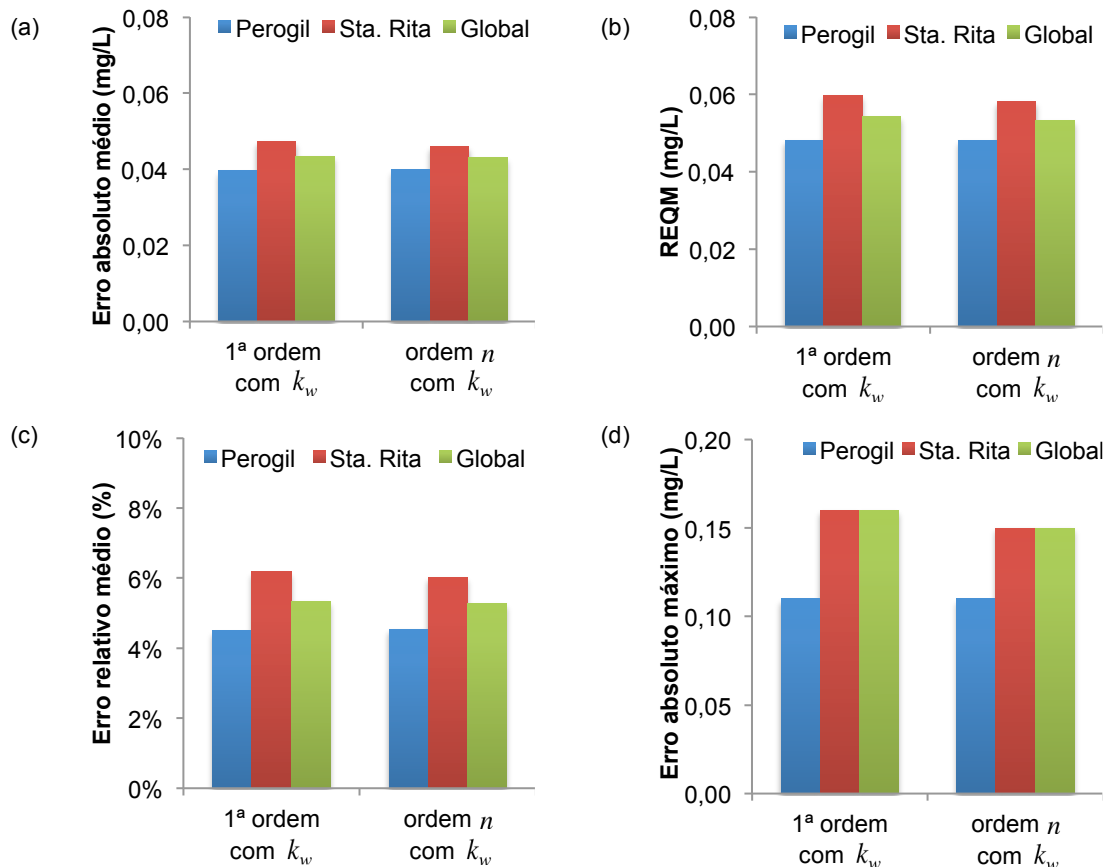


Figura 33 – Erros: absoluto médio (a), REQM (b), relativo médio (c) e absoluto máximo (d) para ambos os modelos no período de validação.

Na Figura 34 e na Figura 35 apresentam-se os registos horários e os valores calculados de concentração de cloro residual nos pontos de entrega de Santa Rita e de Perogil, respetivamente. Nas mesmas figuras, indica-se os períodos de calibração e validação.

No PEnt de Perogil (Figura 34), verifica-se que, no período de calibração, as concentrações de cloro residual calculadas por ambos os modelos são bastantes semelhantes às medições *online*, o que está refletido nos valores de REQM da Figura 32 (inferior a 0,025 mg/L para ambos os modelos). Neste mesmo período, é possível constatar que os picos da concentração do cloro residual dos modelos coincidem no tempo com os dos registos, o que permite inferir que o modelo hidráulico está corretamente calibrado. Por outro lado, para o mesmo período, no PEnt de Santa Rita (Figura 35), em média, os modelos sobrevalorizaram as concentrações de cloro residual em comparação com os registos horários. Os resultados das simulações para o ponto de entrega de Santa Rita apresentam piores ajustes, todavia na calibração de k_w para todo o sistema, os registos dos dois PEnt tiveram o mesmo peso.

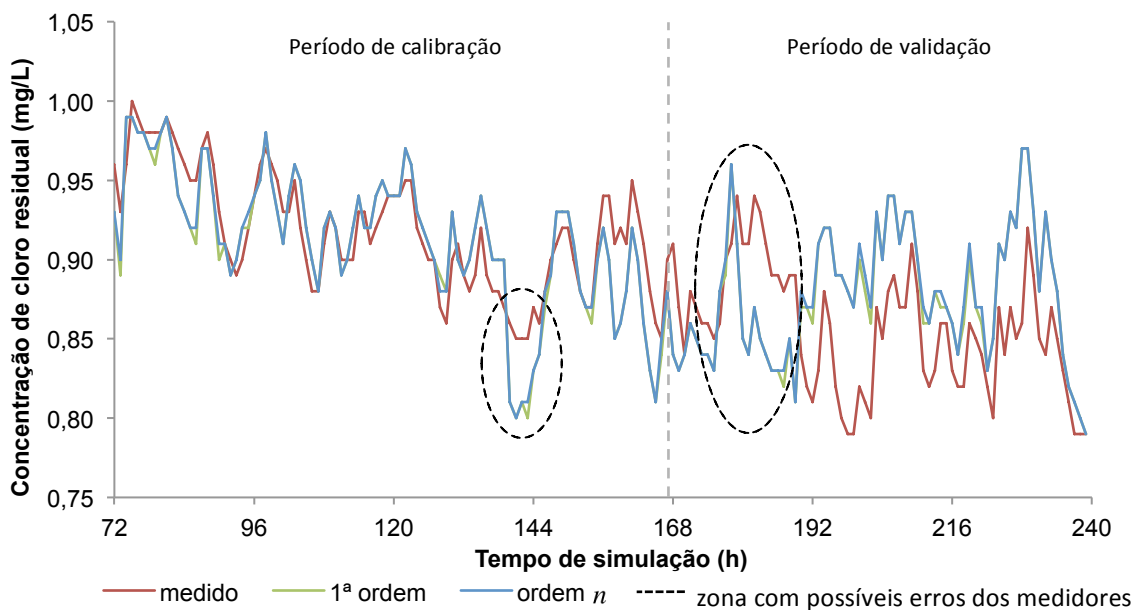


Figura 34 – Comparação da evolução da concentração do cloro medida com a calculada pelos dois modelos no ponto de entrega de Perogil.

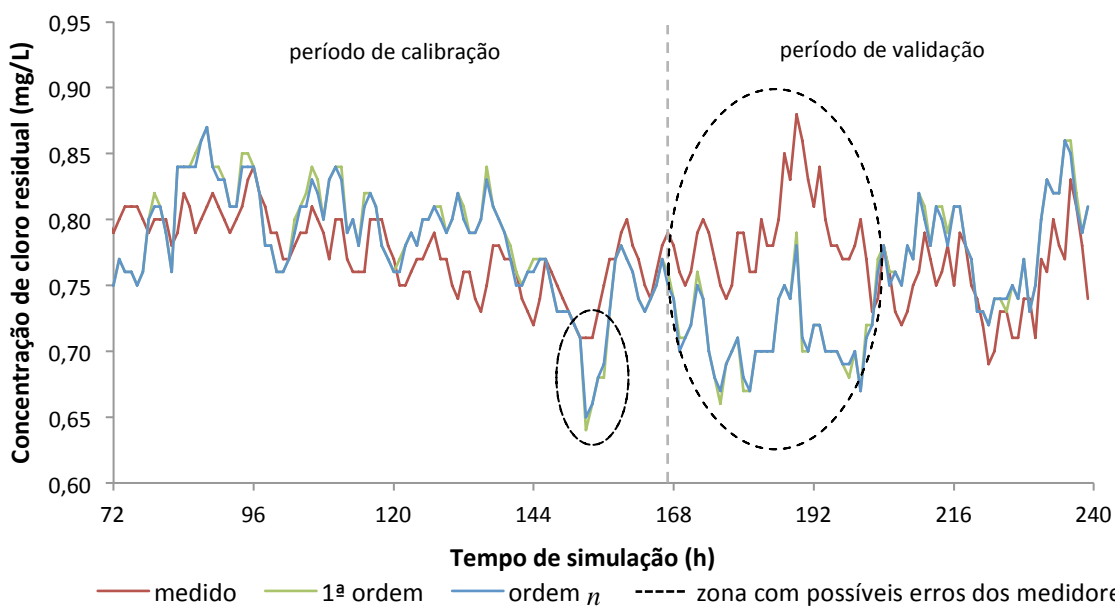


Figura 35 – Comparação da evolução da concentração do cloro medida com a calculada pelos dois modelos no ponto de entrega de Santa Rita.

Apesar dos analisadores de cloro residual livre serem periodicamente verificados, constata-se que algumas anomalias no funcionamento dos mesmos durante o período de calibração. Nos registos de cloro residual à saída do reservatório inicial (que corresponde ao padrão da concentração de cloro residual na entrada no sistema em estudo – Figura 22) existe um pico decrescente das 135 para as 136 h de simulação, que se reflete nos valores calculados por ambos os modelos nos dois PEnt (Perogil às 140 h e Santa Rita às 153 h), contrariamente ao que acontece nos registos dos analisadores nesses dois pontos de entrega.

No período de validação, para os dois PEnt, a evolução das concentrações de cloro residual calculadas não acompanha a das concentrações medidas, o que pode ser explicado por erros dos medidores. Por exemplo, nos registos do medidor à saída do reservatório inicial, observa-se um decréscimo acentuado às 174 h, que se reflete nos valores calculados às 179 h e às 192 h no PEnt de Perogil e de Santa Rita, respetivamente. Contudo esse decréscimo não se verifica com a mesma amplitude nos registos dos medidores de ambos pontos de entrega, o que indica a possibilidade de existir um erro de medição e se reflete numa subvalorização dos valores calculados, até às 190 h no PEnt de Perogil (Figura 34) e 203 h no PEnt de Santa Rita (Figura 35). Depois desse período, no PEnt de Santa Rita a evolução dos valores calculados relativamente ao dos registos é similar ao período de calibração.

No analisador existente no ponto de entrega de Santa Rita também se observam registos com uma evolução diferente ao que se verifica nos restantes medidores, o que evidencia a possibilidade de existir um erro de medição. Durante o período das 170 às 190 h, os registos do medidor *online* têm um tendência crescente, enquanto que nos medidores de Perogil e à saída do reservatório inicial se observa uma tendência decrescente seguida de um aumento. Este possível erro reflete-se numa sobrevalorização dos registos em Santa Rita durante este período.

As diferenças das evoluções dos valores calculados pela modelação do cloro residual e dos registos medidos também podem ser explicadas pela utilização de parâmetros dos modelos de decaimento do cloro no seio do líquido estimados para uma água similar e não para a que realmente passou no sistema no período em estudo (necessidade de fazer *bottle test* com água recolhida no mesmo período que se pretende modelar).

Estes resultados evidenciam a necessidade de se realizarem campanhas de recolha de amostras, de modo a validar as medições *online*, bem como para a calibração de k_w e validação do modelo. Um dos pontos mais importantes a validar é o analisador de cloro residual livre que existe no início do sistema, uma vez que as imprecisões deste se refletem na modelação de todo o sistema. A amostragem ao longo do sistema, também é comprovada pelos resultados, uma vez que os erros aumentaram com a distância ao ponto inicial.

Aplicação do modelo

Na análise da idade da água, identificaram-se os PEnt de Altura, de Cabeço e de Zona industrial como possíveis pontos críticos no que ao cloro residual diz respeito. Deste modo, aplicou-se o modelo do cloro residual anterior, que considera um decaimento no seio líquido de ordem 1,2 e um decaimento associado às paredes das condutas de ordem 1, nos três pontos de entrega. Na Figura 36, apresenta-se a evolução da concentração de cloro residual para os três PEnt (Altura, Cabeço e Zona industrial).

Nos PEnt de Altura e de Cabeço, verifica-se que os valores de cloro, durante o período de análise, se encontram acima do limiar dos 0,2 mg/L recomendado pela legislação nacional (Figura 36a e b).

Contudo no PEnt da Zona industrial (Figura 36c), a concentração do cloro residual esteve durante aproximadamente 20 horas inferior a 0,2 mg/L, limiar legislado, o que indica a não garantia da existência de uma barreira sanitária. Todavia é pertinente realçar que o EPANET não incorpora a dispersão longitudinal (Rossman, 2000), no entanto, para regimes de escoamento com velocidades reduzidas, este fenómeno é importante (Blokker *et al.*, 2008). Não obstante os erros associados às simulações, estes resultados sugerem que a zona industrial deve ser um local a ser monitorizado e avaliar a necessidade de proceder a descargas periódicas da água estagnada no ramal.

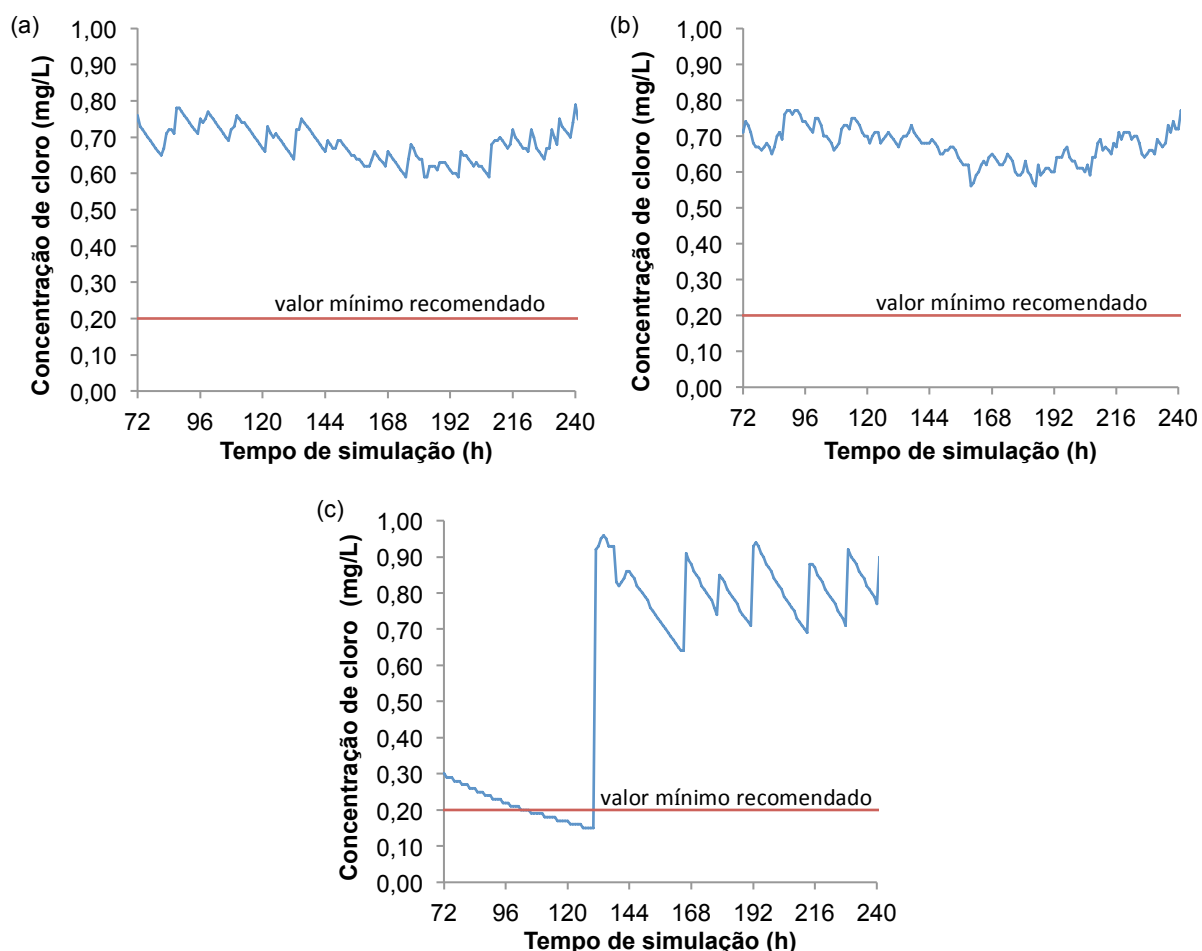


Figura 36 – Evolução da concentração de cloro residual simulada para o ponto de consumo de Altura (a), Cabeço (b) e Zona industrial (c).

6.4 CONCLUSÕES

Neste capítulo procedeu-se à modelação do cloro residual para o subsistema da AdA. Neste estudo utilizaram-se dois modelos diferentes para descrever as cinéticas das reações do cloro no seio da água, modelo de ordem 1 e n (em relação à concentração de cloro residual), com inclusão de modelos de ordem 1 para a cinética das reações associadas às paredes das condutas. Ambos os modelos resultaram em ajustes à evolução das concentrações medidas pelos analisadores de cloro *online* semelhantes, ajustes estes que são razoáveis, com algumas inconsistências.

Estas imprecisões têm várias explicações possíveis, nomeadamente:

- as incertezas dos modelos da cinética de decaimento utilizados, modelos estes que são simples, dado que só dependem da concentração de cloro residual e não incorporam fatores adicionais (Fisher *et al.*, 2011b), como por exemplo a temperatura (Vieira *et al.*, 2004) e as condições hidrodinâmicas do escoamento (Menaia *et al.*, 2003), assim como as incertezas do ajuste dos modelos selecionados aos ensaios do laboratório;
- as incertezas associadas ao facto dos modelos que descrevem as reações no seio da água terem sido ajustados para águas de características similares, provenientes da mesma origem e tratamento, mas para ensaios de laboratório de fevereiro de 2013, período diferente do simulado;
- erros do sistema SCADA da telegestão que estão reproduzidos nos registos utilizados, tanto para a modelação hidráulica, através dos padrões de consumo, como para a modelação da evolução do cloro residual, através do padrão inicial de cloro, na calibração da constante k_w e na validação da modelação global;
- A constante k_w , que é determinada por calibração através da estimativa da componente do decaimento do cloro total que não é explicada pela simulação do decaimento no seio da água, faz com que todas as incertezas descritas acima sejam compensadas na sua estimativa; de modo a diminuir as incorreções na estimativa da constante do decaimento na parede da conduta, deveriam ser efetuadas várias medições da concentração de cloro residual ao longo da rede.

Os resultados das simulações da idade da água permitiram concluir que as simulações de qualidade da água no EPANET são muito sensíveis ao passo de cálculo de qualidade, sendo o valor recomendado do mesmo até um minuto.

Conclui-se que a realização de uma campanha de recolha de amostras e respetiva análise de concentrações de cloro residual é de extrema importância, para diminuir as incertezas de todo o processo de calibração da constante k_w e validação do modelo. A campanha deve incluir vários pontos ao longo do sistema e no ponto de entrada de água, que neste caso é a saída do reservatório inicial, uma vez que as imprecisões do padrão inicial de concentração de cloro se refletem em toda a modelação do desinfetante residual no sistema.

A seleção de um modelo cinético das reações do seio da água que inclua mais fatores é uma necessidade, conforme concluído no Capítulo 5. Para a utilização de formulações que incluam diversos fatores poderá ser utilizada a extensão EPANET-MSX (*EPANET Multi-Species Extension*) que permite editar as formulações pretendidas pelo utilizador.

Capítulo 7

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste último capítulo, apresenta-se uma breve reflexão sobre o trabalho desenvolvido, bem como a síntese das principais conclusões e sugestões de estudos futuros.

7.1 CONCLUSÕES

A manutenção de teores de desinfetante residual desejáveis na água dos sistemas de abastecimento é necessária para manter as características organoléticas, a existência de uma barreira sanitária e baixas concentrações de subprodutos de desinfecção. Para tal é essencial conhecer a dinâmica do seu decaimento e dispor de ferramentas que permitam prever a sua concentração em qualquer ponto da rede, para poder decidir quanto à melhor localização dos pontos de recloração (se necessário), assim como as dosagens de cloro a adicionar.

O presente trabalho teve como objectivo contribuir para o aprofundamento do conhecimento na influência de condições hidráulicas no decaimento do cloro e obter uma formulação empírica que descreva a variação da constante de decaimento do cloro no seio do líquido em função de parâmetros hidráulicos. Adicionalmente, este trabalho pretendeu contribuir para a implementação da modelação do cloro residual num sector do sistema da AdA em EPANET. Foram testadas diferentes leis cinéticas do decaimento do cloro e avaliados os principais fatores que influenciam as incertezas do modelo.

A revisão da literatura sobre a influência das condições hidráulicas no decaimento do cloro residual evidenciou a necessidade de se realizarem ensaios experimentais com águas reais, de forma a compreender se as conclusões obtidas por outros autores para águas modelo se verificavam em águas reais. Assim sendo, foi construído um circuito no LHA do IST que recria o funcionamento de um sistema em pressão composto por uma conduta longa sem ramificações.

A instalação experimental é constituída por uma conduta de polietileno, com cerca de 100 m de comprimento, com um diâmetro nominal de 32 mm, disposta de forma helicoidal e por um grupo eletrobomba com variador de velocidade. Foram realizadas duas campanhas de ensaios, tendo a primeira campanha o objetivo de calibrar a velocidade média de escoamento no circuito e a segunda estudar o efeito de características do regime de escoamento no decaimento do cloro residual.

A estimativa da velocidade média no circuito foi conseguida através do estudo da resistência ao escoamento no circuito. A resistência não pode ser descrita pelas formulações desenvolvidas para condutas retas, uma vez que a conduta está disposta de forma helicoidal, estando o fluido sujeito a uma força centrífuga que altera a distribuição de velocidades e cria um escoamento secundário. As formulações desenvolvidas para condutas helicoidais na literatura também não descrevem a resistência ao escoamento observada no circuito. Deste modo obtiveram-se formulações específicas para o circuito em estudo com os resultados obtidos na campanha de ensaios I. Estas formulações permitiram estimar de forma indireta a velocidade média de escoamento no circuito com base na diferença de cotas piezométricas em duas secções do mesmo.

Da análise dos resultados da campanha de ensaio II, conclui-se que as constantes de decaimento do cloro residual no seio do líquido aumentam com a velocidade média de escoamento para regimes

turbulentos. A utilização de uma constante de decaimento do cloro no seio do líquido, K_b , tipicamente determinada em ensaios estáticos (*bottle tests*) para descrever o decaimento do cloro no circuito (ensaios dinâmicos), traduz-se em maiores imprecisões nos ajustes dos modelos de decaimento aos resultados observados. Isto evidencia a necessidade de corrigir a constante em função da velocidade média de escoamento. Para tal, determinou-se a relação empírica entre as constantes de decaimento determinadas em condições dinâmicas e estáticas, K_b^d / K_b , e a velocidade média de escoamento para a água tratada da ETA de Tavira. Esta correção empírica permitirá diminuir a parcela de decaimento de cloro que atualmente é atribuída ao efeito de parede na modelação do cloro residual nos SAA, contribuindo para uma modelação mais rigorosa do fenómeno. Contudo, é uma formulação específica para a água estudada e para condições experimentais em que foram realizados os ensaios, pelo que deverá ser utilizada com parcimónia quando usada noutras condições.

Na modelação do cloro residual do sector do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água do Algarve efetuaram-se simulações com dois modelos de cinética de decaimento do cloro residual no seio do líquido, o modelo de ordem 1 e n (em relação à concentração do cloro), e com inclusão de modelos de ordem 1 para a cinética das reações associadas às paredes das condutas. Ambas as simulações resultaram em ajustes à evolução das concentrações medidas pelos analisadores de cloro *online* semelhantes, ajustes estes que são razoáveis, com algumas inconsistências.

Verificou-se que a utilização exclusiva de registos de concentração de cloro obtidos por analisadores de cloro online é insuficiente para a calibração e validação do modelo, uma vez que as medições obtidas têm inconsistências (*outliers*) em valor e instante de ocorrência. Assim, conclui-se que na modelação do cloro residual em sistemas de abastecimento de água é de extrema importância a realização de campanhas de recolha de amostras de água e respetiva análise de concentrações de cloro residual por forma a diminuir as imprecisões referidas. As campanhas devem incluir vários pontos ao longo do sistema, assim como o local referente ao padrão da concentração inicial de cloro, que neste caso é a saída do reservatório inicial. Adicionalmente, verificou-se que a utilização de valores de passo de cálculo de qualidade superiores a um minuto nas simulações de qualidade geram imprecisões significativas.

A modelação do cloro residual em sistemas de abastecimento reais deve incorporar o efeito da velocidade de escoamento nas reações que ocorrem no seio da água. Para a utilização de formulações que incluam diversos fatores pode-se utilizar a extensão EPANET-MSX (*EPANET Multi-Species Extension*) que permite editar as formulações pretendidas pelo utilizador.

7.2 RECOMENDAÇÕES DE TRABALHOS FUTUROS

Durante o desenvolvimento do presente trabalho, identificaram-se alguns temas de investigação que permaneceram em aberto e que merecem estudo futuro:

Resistência ao escoamento

- Realização de campanhas de ensaios que cubram um domínio de número de Reynolds mais alargado e permitam determinar com maior precisão as leis empíricas de resistência ao escoamento em condutas dispostas de forma helicoidal.

Decaimento do cloro no seio do líquido

- Realização de ensaios no circuito experimental com águas de diferentes origens, de modo a avaliar a influência das características da água (e.g. matéria orgânica natural) e a validar a formulação desenvolvida.
- Realização de ensaios em circuito experimental composto essencialmente por condutas retas para avaliar a influência da disposição da conduta nos resultados obtidos.
- Desenvolvimento de formulações de decaimento do cloro no seio do líquido que incorporem simultaneamente o regime de escoamento, a temperatura e características da matéria orgânica natural, que possam ser integradas nos simuladores de modelação de qualidade de água.

Modelação do cloro residual em sistemas reais

- Validação da formulação empírica desenvolvida para a influência da velocidade nas constantes de decaimento do cloro no seio do líquido na modelação do sistema real da AdA, utilizando o EPANET MSX.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al-Jasser, A.O., 2007. Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: pipe service age effect. *Water Res.* 41, 387–396. doi:10.1016/j.watres.2006.08.032
- Ali, S., 2001. Pressure drop correlations for flow through regular helical coil tubes. *Fluid Dyn. Res.* 28, 295–310. doi:10.1016/S0169-5983(00)00034-4
- APHA, AWWA, WEF, 1999. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed, Health laboratory science. American Public Health Association, Washington, D.C.
- Blokker, E.J.M., Vreeburg, J.H.G., Buchberger, S.G., van Dijk, J.C., 2008. Importance of demand modelling in network water quality models: a review. *Drink. Water Eng. Sci.* 1, 27–38. doi:10.5194/dwes-1-27-2008
- Brown, D., Bridgeman, J., West, J.R., 2011. Predicting chlorine decay and THM formation in water supply systems. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology* 10, 79–99. doi:10.1007/s11157-011-9229-8
- Cioncolini, A., Santini, L., 2006. An experimental investigation regarding the laminar to turbulent flow transition in helically coiled pipes. *Exp. Therm. Fluid Sci.* 30, 367–380. doi:10.1016/j.expthermflusci.2005.08.005
- Clark, R.M., 2011. Chlorine fate and transport in drinking water distribution systems: Results from experimental and modeling studies. *Front. Earth Sci.* 5, 334–340. doi:10.1007/s11707-011-0194-x
- Clark, R.M., Sivaganesan, M., 2002. Predicting chlorine residuals in drinking water: Second order model. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 128, 152–161. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(2002)128:2(152)
- Clark, R.M., Yang, Y.J., Impellitteri, C.A., Haught, R.C., Schupp, D.A., Panguluri, S., Krishnan, E.R., 2010. Chlorine Fate and Transport in Distribution Systems: Experimental and Modeling Studies. *J. – Am. Water Work. Assoc.* 105, 144–155.
- Coelho, S.T., Loureiro, D., Alegre, H., 2007. A iniciativa inicial para a simulação de sistemas de abastecimento de água (INSSAA): a implementação de capacidades de modelação, in: I Conferência INSSAA – Modelação de Sistemas de Abastecimento de Água. Barcelos, pp. 1–13.
- Covas, D., Ramos, H., Stoianov, I., Graham, N., Maksimovic, C., 2003. Dissipation of pressure surges in water pipeline systems, in: Cabrera, E., Cabrera Jr, E. (Eds.), *Pumps, Electromechanical Devices and Systems Applied to Urban Water Management*. Taylor & Francis, Valencia, pp. 711–720.
- Dean, W.R., 1927. XVI. Note on the motion of fluid in a curved pipe. *Philos. Mag. Ser. 7* 4, 208–223. doi:10.1080/14786440708564324
- Dean, W.R., 1928. LXXII. The stream-line motion of fluid in a curved pipe (Second paper). *Philos. Mag. Ser. 7* 5, 673–695. doi:10.1080/14786440408564513
- Deborde, M., von Gunten, U., 2008. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Res.* 42, 13–51. doi:10.1016/j.watres.2007.07.025

- Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, 2013. Relatório anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal (2012) Volume 4 – Controlo da qualidade da água para consumo humano.
- Eustice, J., 1910. Flow of Water in Curved Pipes. *Proc. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* 84, 107–118. doi:10.1098/rspa.1910.0061
- Eustice, J., 1911. Experiments on Stream-Line Motion in Curved Pipes. *Proc. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* 85, 119–131. doi:10.1098/rspa.1911.0026
- Fisher, I., Kastl, G., Sathasivan, A., 2011a. Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems. *Water Res.* 45, 4896–4908. doi:10.1016/j.watres.2011.06.032
- Fisher, I., Kastl, G., Sathasivan, A., 2012. A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems. *Water Res.* 46, 3293–3303. doi:10.1016/j.watres.2012.03.017
- Fisher, I., Kastl, G., Sathasivan, A., Jegatheesan, V., 2011b. Suitability of Chlorine Bulk Decay Models for Planning and Management of Water Distribution Systems. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 41, 1843–1882. doi:10.1080/10643389.2010.495639
- Georgescu, A.-M., Georgescu, S.-C., 2012. Chlorine concentration decay in the water distribution system of a town with 50000 inhabitants. *Univ. Politeh. Bucharest Sci. Bull. Ser. D Mech. Eng.* 74, 103–114.
- Grayman, W.M., 2008. A Quarter of a Century of Water Quality Modeling in Distribution Systems, in: *Water Distribution Systems Analysis Symposium 2006*. American Society of Civil Engineers, pp. 1–12. doi:10.1061/40941(247)4
- Hach Company, 2013. *Pocket Colorimeter II Analysis Systems - Instruction Manual*, 8th ed. Loveland, Colorado.
- Hallam, N.B., West, J.R., Forster, C.F., Powell, J.C., Spencer, I., 2002. The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems. *Water Res.* 36, 3479–3488. doi:10.1016/S0043-1354(02)00056-8
- Hua, F., West, J.R., Barker, R.A., Forster, C.F., 1999. Modelling of chlorine decay in municipal water supplies. *Water Res.* 33, 2735–2746.
- Itō, H., 1959. Friction Factors for Turbulent Flow in Curved Pipes. *J. Basic Eng. Trans. ASME, Ser. D* 81, 123–134.
- Kastl, G.J., Fisher, I.H., Jegatheesan, V., 1999. Evaluation of chlorine decay kinetics expressions for drinking water distribution systems modelling. *J. water supply Res. Technol. - AQUA* 48, 219–226.
- Kiene, L., Lu, W., Levi, Y., 1998. Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution systems. *Water Sci. Technol.* 38, 219–227. doi:10.1016/S0273-1223(98)00583-6
- KSB Aktiengesellschaft, 2012. *Type Series Booklet Filtra N*, 2127.5/03. Frankenthal.
- Leite, P., Covas, D.I.C., Ramos, H.M., Valente, J.T., Figueiredo, M.M.P., 2012. Evaluation of flow resistance in unsteady pipe flow: numerical developments and first experimental results, in: *11th International Conference on Pressure Surges*. Lisbon, pp. 1–14.

- Loureiro, D., 2003. A influência de regimes transitórios em parâmetros característicos hidráulicos e de qualidade da água. Instituto Superior Técnico (UTL).
- Menaia, J.F., Coelho, S.T., Lopes, A., Fonte, E., Palma, J., 2003. Dependency of bulk chlorine decay rates on flow velocity in water distribution networks. *Water Sci. Technol. Water Supply* 3, 209–214.
- Mishra, P., Gupta, S.N., 1979. Momentum Transfer in Curved Pipes. 1. Newtonian Fluids. *Ind. Eng. Chem. Process Des. Dev.* 18, 130–137. doi:10.1021/i260069a017
- Monteiro, L.P., Figueiredo, D., Dias, S., Freitas, R., Covas, D., Menaia, J.F., Coelho, S.T., 2014. Modeling of chlorine decay in drinking water supply systems using EPANET MSX. *Procedia Eng.* 70, 1192–1200. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.132
- Morris, J.C., 1966. The Acid Ionization Constant of HOCl from 5 to 35°. *J. Phys. Chem.* 70, 3798–3805. doi:10.1021/j100884a007
- Munavalli, G.R., Kumar, M.S.M., Kulkarni, M.A., 2009. Wall decay of chlorine in water distribution system. *J. Water Supply Res. Technol. - Aqua* 58, 316–326. doi:10.2166/aqua.2009.048
- Murphy, S.B., 1985. Modeling Chlorine Concentrations in Municipal Water Systems. Montana State University.
- Pasha, M.F.K., Lansey, K., 2010. Effect of parameter uncertainty on water quality predictions in distribution systems-case study. *J. Hydroinformatics* 12, 1–21. doi:10.2166/hydro.2010.053
- Pasha, M.F.K., Lansey, K., 2012. Effect of Data Collection on the Estimation of Wall Reaction Coefficients for Water Distribution Models. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 138, 614–623. doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000207.
- Piazza, I. Di, Ciofalo, M., 2010. Numerical prediction of turbulent flow and heat transfer in helically coiled pipes. *Int. J. Therm. Sci.* 49, 653–663. doi:10.1016/j.ijthermalsci.2009.10.001
- Powell, J.C., Hallam, N.B., West, J.R., Forster, C.F., Simms, J., 2000a. Factors which control bulk chlorine decay rates. *Water Res.* 34, 117–126. doi:10.1016/S0043-1354(99)00097-4
- Powell, J.C., West, J.R., Hallam, N.B., Forster, C.F., Simms, J., 2000b. Performance of Various Kinetic Models for Chlorine Decay. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 126, 13–20. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(2000)126:1(13)
- Quintela, A. de C., 2007. Hidráulica, 10^a Edição. ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Ramos, H.M., Loureiro, D., Lopes, A., Fernandes, C., Covas, D., Reis, L.F., Cunha, M.C., 2010. Evaluation of Chlorine Decay in Drinking Water Systems for Different Flow Conditions: From Theory to Practice. *Water Resour. Manag.* 24, 815–834. doi:10.1007/s11269-009-9472-8
- Richardson, S.D., 2002. The role of GC-MS and LC-MS in the discovery of drinking water disinfection by-products. *J. Environ. Monit.* 4, 1–9. doi:10.1039/b105578j
- Rossman, L.A., 2000. EPANET 2 Users Manual. Cincinnati, OH.
- Rossman, L.A., Boulos, P.F., 1996. Numerical methods for modeling water quality in distribution systems: A comparison. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 122, 137–146. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(1996)122:2(137)

- Rossman, L.A., Clark, R.M., Grayman, W.M., 1994. Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *J. Environ. Eng.* 120, 803–820. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:4(803)
- Shang, F., Uber, J.G., Rossman, L.A., 2008. Modeling Reaction and Transport of Multiple Species in Water Distribution Systems. *Environ. Sci. Technol.* 42, 808–814. doi:10.1021/es072011z
- Srinivasan, P.S., Nandapurkar, S.S., Holland, F.A., 1970. Friction factors for coils. *Trans. Inst. Chem. Eng* 48, T156–T161.
- Taylor, G.I., 1929. The criterion for turbulence in curved pipes. *Proc. R. Soc. London. Ser. A* 124, 243–249. doi:10.1098/rspa.1929.0111
- U. S. Environmental Protection Agency, 2005. *Water Distribution System Analysis: Field Studies, Modeling and Management - A Reference Guide for Management* (No. EPA/600/R-06/028). U. S. Environmental Protection Agency Office, Cincinnati, Ohio.
- Vasconcelos, J.J., Rossman, L.A., Grayman, W.M., Boulos, P.F., Clark, R.M., 1997. Kinetics of chlorine decay. *J. – Am. Water Work. Assoc.* 89, 54–65.
- Vieira, P., Coelho, S.T., Loureiro, D., 2004. Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. *J. Water Supply Res. Technol. - Aqua* 53, 453–467.
- Vieira, P., Coelho, S.T., Praça, P., 2001. Controlo do residual de cloro em sistemas de transporte e distribuição de água. *Actas do Encontro Nac. Entidades Gestoras* 1–20.
- Walski, T.M., Chase, D. V., Savic, D.A., Grayman, W., Beckwith, S., Koelle, E., 2003. *Advanced water distribution modeling and management*, 1st ed. ed. Haestad Press, Waterbury, CT.
- White, C.M., 1929. Streamline Flow through Curved Pipes. *Proc. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* 123, 645–663. doi:10.1098/rspa.1929.0089
- White, F.M., 1999. *Fluid Mechanics*, 4th Editio. ed. WCB/McGraw-Hill, Boston.
- White, G.C., 1999. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*, 4th editio. ed. John Wiley & Sons, Inc., New York. doi:10.1002/9780470561331
- World Health Organization, 2011. *Guidelines for drinking-water quality*, 4th ed. ed. Geneva.
- Wu, Z.Y., 2006. Optimal calibration method for water distribution water quality model. *J. Environ. Sci. Heal. Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.* 41, 1363–1378. doi:10.1080/10934520600657115
- Zhou, Y., Shah, S.N., 2004. Fluid Flow in Coiled Tubing: A Literature Review and Experimental Investigation. *J. Can. Pet. Technol.* 43, 52–61. doi:10.2118/04-06-03

ANEXOS

ANEXO A – CURVA CARACTERÍSTICA DA BOMBA FILTRA N24D DA KSB

Filtra N; 6, 8, 12, 14, 18, 22, 24, 30; $n = 2800 \text{ min}^{-1}$

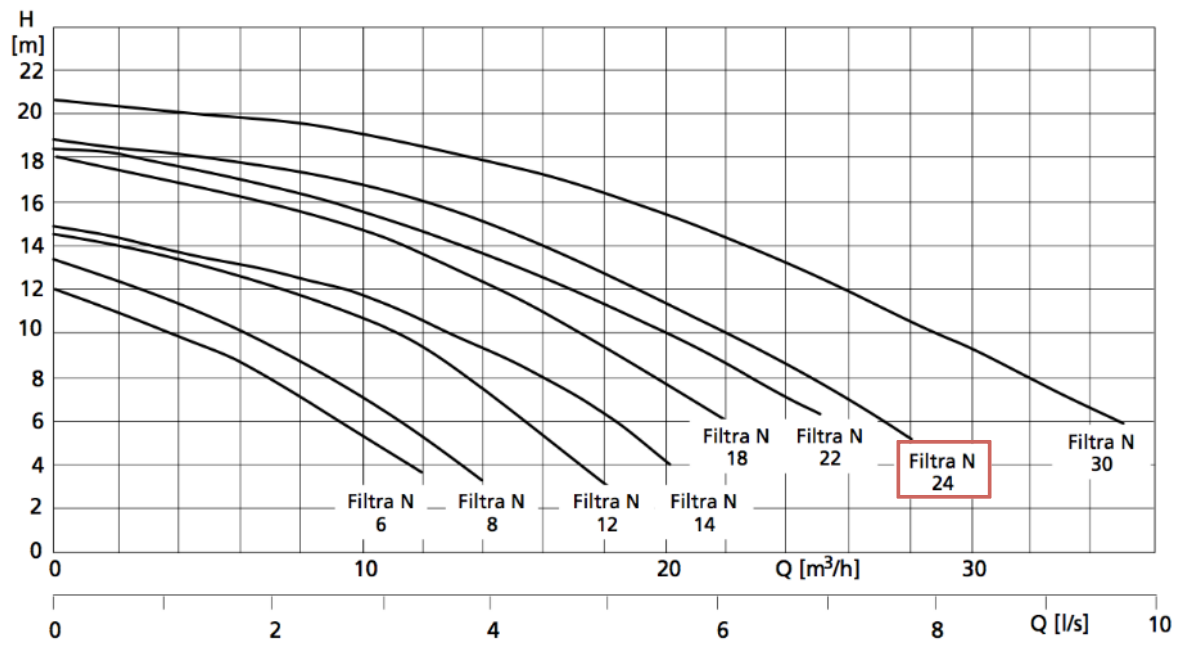


Figura 37 – Curva característica da bomba Filtra N 24D da marca KSB (KSB Aktiengesellschaft, 2012).

ANEXO B – CAMPANHA DE ENSAIOS II

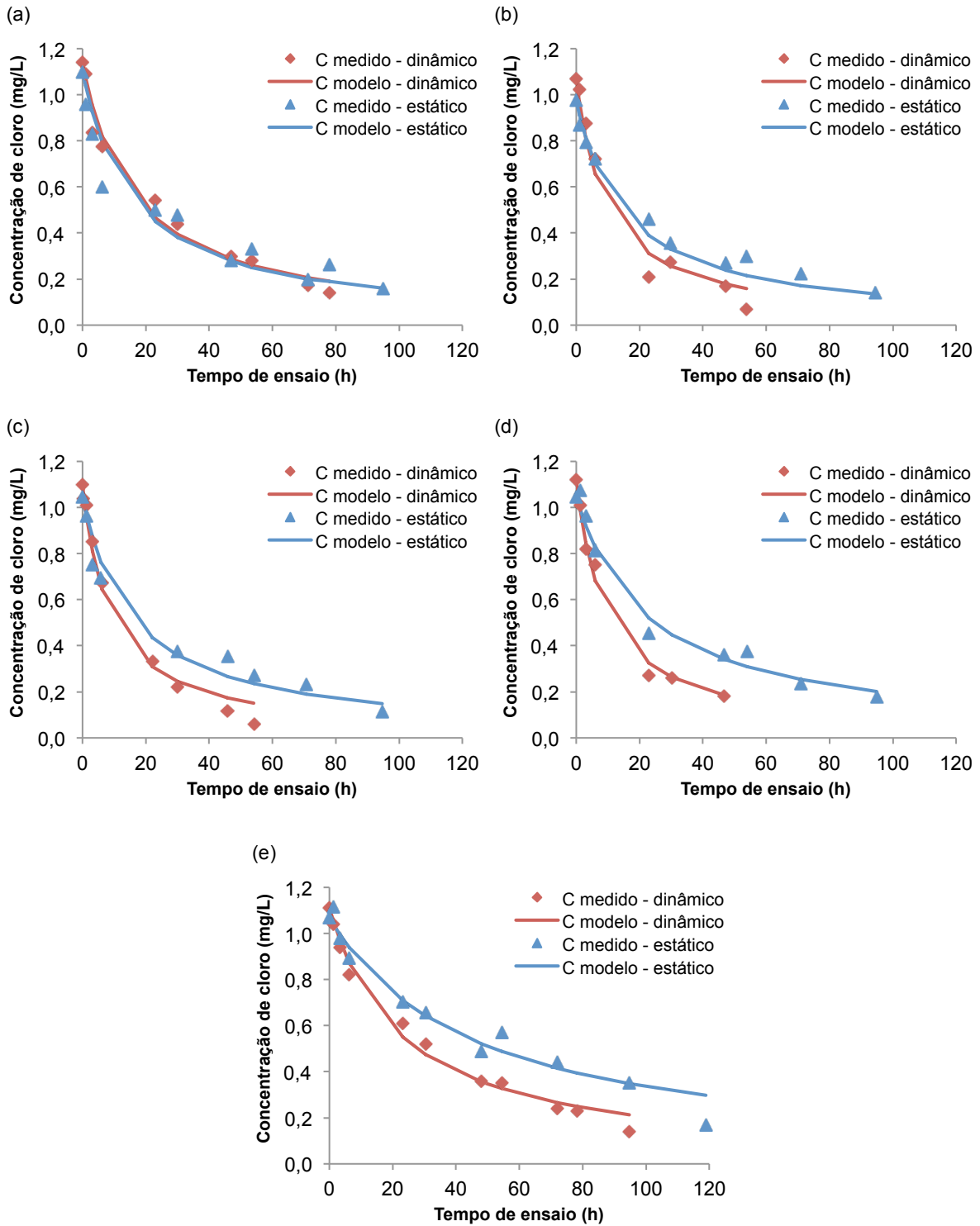


Figura 38 – Decaimento do cloro nos ensaios: 1 (a), 2 (b), 3 (c), 4 (d), 5 (e).

ANEXO C – PADRÕES DE CONSUMO

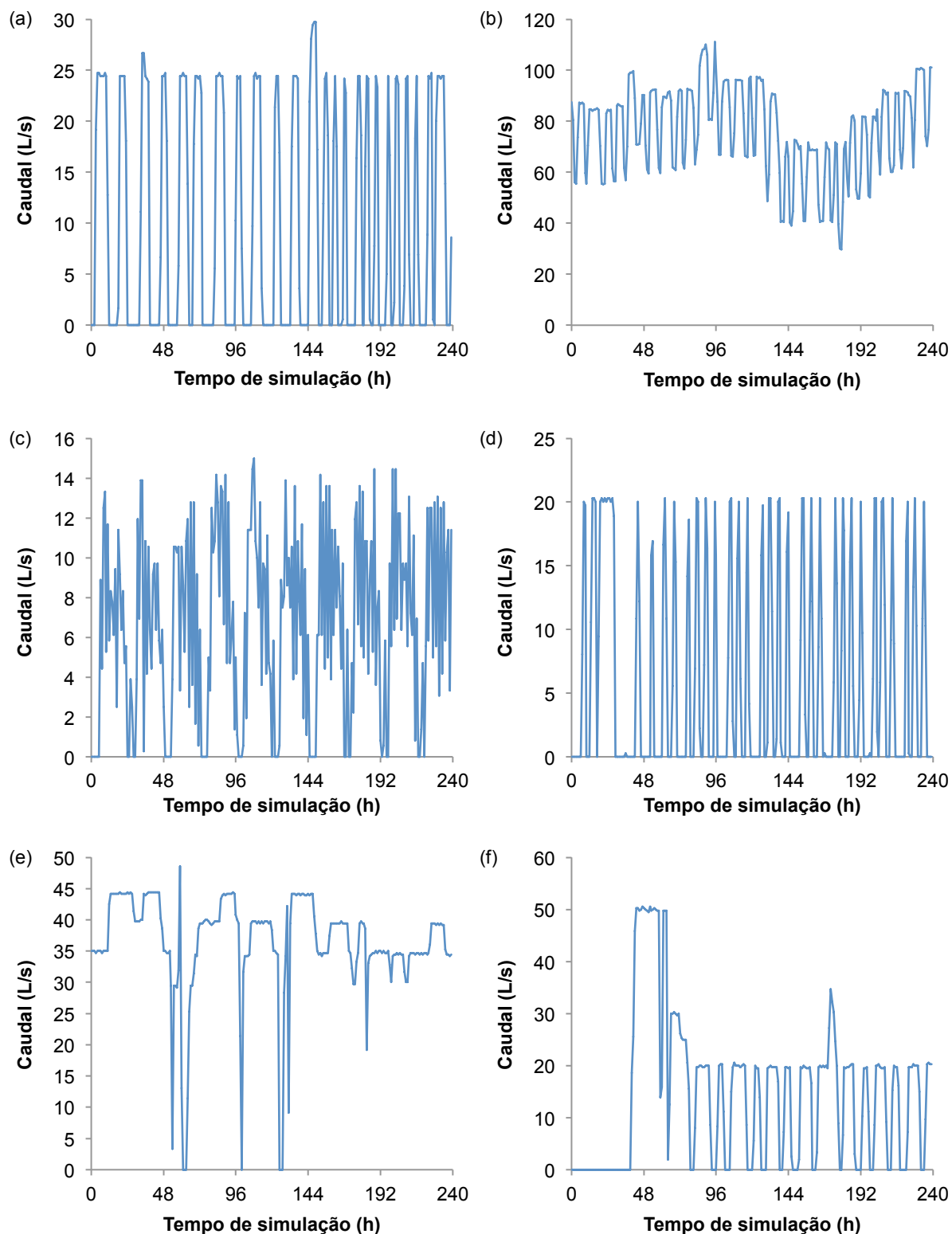


Figura 39 – Padrões de consumo dos PEnt Altura (a), Cabeço (b), Cruz do Areal (c), Cumeada (d), Perogil (e), Pocinho (f), Poente (g), Santa Rita (h) e Zona Industrial (i).

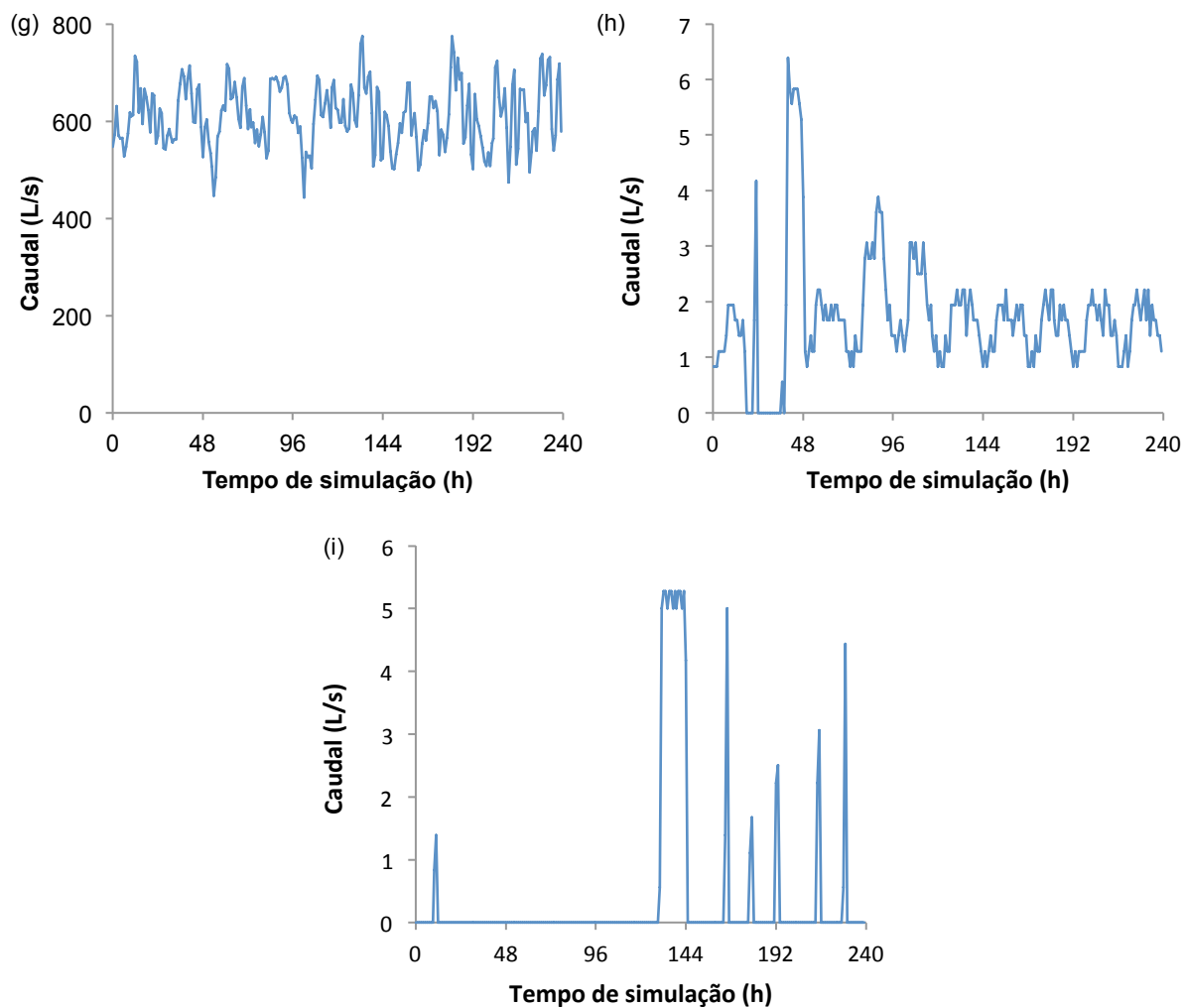


Figura 39 – Padrões de consumo dos PEnt Altura (a), Cabeço (b), Cruz do Areal (c), Cumeada (d), Perogil (e), Pocinho (f), Poente (g), Santa Rita (h) e Zona Industrial (i) (continuação).