SÉRGIO RICARDO TOLEDO SALGADO

**ESTUDO DOS PARÂMETROS DO DECAIMENTO DO
CLORO RESIDUAL EM SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DE
ÁGUA TRATADA CONSIDERANDO VAZAMENTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós –
Graduação em Hidráulica e Saneamento da
Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, como parte dos
requisitos para obtenção de título de Mestre em
Engenharia Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADORA: Profa. Titular Luisa Fernanda Ribeiro Reis

**SÃO CARLOS
2008**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTES
TRABALHOS, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO,
PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

S164e	<p>Salgado, Sérgio Ricardo Toledo</p> <p>Estudo dos parâmetros de decaimento do cloro residual em sistema de distribuição de água tratada considerando vazamento / Sérgio Ricardo Toledo Salgado ; Sérgio Ricardo Toledo Salgado. -- São Carlos, 2008.</p> <p>Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.</p> <p>1. Modelo de calibração. 2. Coeficiente de decaimento do cloro. 3. Sistema de distribuição de água. 4. Vazamento.</p> <p>I. Título.</p>
-------	---

Dedico este trabalho:

A Deus.

As minha queridas avós Matilde Ribeiro Toledo (in memoriam) e Maria Silva Salgado (in memoriam).

Aos meus amados pais: José Sérgio Salgado e Maria Marta Toledo Salgado por estarem comigo durante toda a minha vida, sempre com amor, carinho e dedicação.

A minha querida Irmã Monique Toledo Salgado por ser esse exemplo e por todo o carinho e amor.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Prof^a Tit. Luisa Fernanda R. Reis por oferecer a oportunidade de realizar este trabalho e proporcionar o meu crescimento profissional.

Aos professores Fernando João Guzzo e Élcio Casimiro da Faculdade Brasileira – UNIVIX pelo incentivo na busca do mestrado.

Ao professor Rodrigo Porto e ao Professor Eduardo Cleto Pires pelas sugestões na qualificação.

A professora Ruth de Gouvêa Duarte e ao professor Luiz Duarte (in memoriam) por me receberem em sua cidade e por terem colaborado durante o período do mestrado. Obrigado, prof^a Ruth pelo apoio especial na hora crucial.

Aos professores do Departamento de Hidráulica e Saneamento (EESC-USP) pela atenção e conhecimentos compartilhados

Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), em especial Pavi, Rose, Sá e André.

A minha irmã Monique Toledo Salgado pelo constante apoio e paciência.

Aos meus pais, José Sérgio Salgado e Maria Marta Toledo Salgado, por estarem sempre junto comigo.

A Gisele Valiati pelo apoio e paciência durante o tempo que estive em São Carlos-SP.

Aos amigos que fiz durante o mestrado: Alexandre Ono, Alexandre Pai, Paulino, Luciano, os Alagoanos (Neto e Eduardo), Hemerson, Marcelo Cavicchia, Sulita e Érika.

Aos amigos do laboratório de simulação numérica (LABSIN) que contribuíram na realização deste trabalho, em atenção especial ao Alexandre Kepler, José Eduardo, Peter Cheung, Fernando Colombo, Fausto Moraes e Katia Ventura

Aos amigos que peguei emprestado da Monique, Karina Querne de Carvalho, Fernando Passig, Lara Steil, Thiago Momenti, Sérgio Luis, Gláucio Cavalcante, Bruna Soares, Luciana Peixoto, Liliane Albertin. E a todos aqueles que de forma direta e indireta colaboraram com a elaboração deste trabalho. Muito Obrigado!

RESUMO

Salgado, S.R.T.(2008). **Estudo dos Parâmetros do Decaimento do Cloro Residual em Sistema de Distribuição de Água Tratada Considerando Vazamento**. São Carlos, 2006. 145p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

O uso do cloro como desinfetante em sistemas de água para abastecimento é prática comum nas estações de tratamento de água. Introduzido durante o processo de tratamento, o cloro participa de diversas reações com compostos de naturezas orgânicos e inorgânicos no interior das tubulações. Tais reações ocorrem na massa líquida e junto às paredes das tubulações e são responsáveis pelo decaimento do cloro ao longo das redes. Visualizando a modelagem como uma ferramenta eficiente para gerenciar o cloro residual em sistemas de distribuição de água, muitos estudos foram realizados e reportados pela literatura, assumindo que os efeitos de decaimento de cloro podem ser bem representados pelos coeficientes k_b e k_w . Entretanto, a determinação de valores para parâmetros em questão não é uma tarefa fácil, devido à complexidade dos sistemas enfocados em termos da diversidade de materiais das tubulações e mananciais (superficiais e subterrâneos). No Brasil, apesar de legislação recente estabelecer limites restritivos para o cloro na água potável (após desinfecção, a concentração de cloro deve observar a concentração mínima de 0,5 mg/L, sendo o mínimo nível aceito em sistemas de distribuição de 0,2 mg/L e o máximo de 2,0 mg/L), poucos estudos enfocam a avaliação dos parâmetros de decaimento. Esta pesquisa apresenta a aplicação de um modelo inverso elaborado para determinar a ordem para o modelo de decaimento do cloro e os valores globais e/ou locais para o k_b e o k_w . Sendo programado com o suporte do simulador de EPANET 2 (toolkit) e os algoritmos genéticos como ferramenta de otimização, implementado através da biblioteca de GALib C++. Os estudos foram realizados em dois sistemas reais da distribuição da água em que foram considerados parâmetros globais e parâmetros específicos da qualidade. Para a investigação da determinação de parâmetros de decaimento de cloro em sistemas de distribuição com vazamento em função da pressão, foi adotada uma rede hipotética com três fontes de cloro. Esse sistema permitiu a calibração e a validação do modelo, assim como a avaliação da influência hidráulica na determinação dos resultados de qualidade de água.

Palavras chave: modelo de calibração, coeficiente de decaimento do cloro, sistema de distribuição de água, vazamento

ABSTRACT

Salgado, S.R.T.(2008). **Study of the Residual Decay Parameters in Water Distribution Systems with Leakage**. São Carlos, 2006. 145p. M.Sc. Dissertation – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

The use of chlorine as disinfectant in water supply systems has been a common practice adopted by the water industry. Introduced during the treatment process, chlorine participates in several reactions with compounds of organic and inorganic nature inside the pipes. Such reactions that occur in the bulk and the wall of the pipes are responsible for chlorine decay along the networks. Visualizing the modeling as an efficient tool to manage the chlorine residual in water distribution systems, many studies have been conducted and reported by the literature, assuming that the Chlorine decay effects can be well represented by the decay coefficients k_b and k_w . However, the determination of values for these parameters is not an easy task, due to the complexity of the focused systems in terms of pipe materials and water supply sources diversity (surface water and groundwater). In Brazil, instead of recent legislation stating more strict limits for chlorine in drinking water (after disinfection, chlorine concentration has to observe the minimum concentration of 0.5 mg/L, being the minimum accepted level in the distribution system of 0.2 mg/L and the maximum of 2.0 mg/L), few studies focus on the evaluation of the decay parameters. This research reports the application of an inverse model built to determine the order for chlorine decay model and the global and/or local values for k_b and k_w . It is codified with the support of EPANET 2 (Toolkit) simulator and technology of Genetic Algorithms as optimization tool, which is implemented by using the GALib C++ library. The studies were conducted on two real water distribution systems considering both global and specific quality parameters. A hypothetical network with three sources of chlorine was studied too, admitting leakage as pressure function. This system permitted both calibration and validation of the model as well as the evaluation of hydraulic calibration influence on the water quality results.

Keywords: calibration model, chlorine decay coefficients, water supply system, leakage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Curva de cloro residual demonstrando o fenômeno típico de um break point.....	12
Figura 2.2 Esquema ilustrativo das reações do decaimento do cloro numa tubulação de ferro.....	17
Figura 2.3 Exemplo do processo de funcionamento de um AG	28
Figura 3.1 Fluxograma do processo proposto para avaliação hidráulica e determinação do fator de consumo para cada padrão horário de demanda.....	38
Figura 3.2 Fluxograma do processo de calibração dos parâmetros de qualidade AGs.....	41
Figura 3.3 Fluxograma do processo de calibração dos parâmetros de vazamento com os AGs.....	43
Figura 3.4 Sistema de distribuição da localidade de Jucu	45
Figura 3.5 Fatores de Consumo horário do sistema Jucu.....	46
Figura 3.6 Cloro residual na saída do reservatório do sistema Jucu.	47
Figura 3.7 Esqueleto do Sistema de distribuição de Fouras (França).....	48
Figura 3.8 Fatores de Consumo horário do sistema Jucu – Padrão de demanda 1	49
Figura 3.9 Fatores de Consumo horário do sistema Jucu – Padrão de demanda 2	49
Figura 3.10 Cloro residual na saída do reservatório do sistema Fouras	50
Figura 3.11 Rede hipotética utilizada para simulações com vazamento	52
Figura 4.1 Função objetivo para o primeiro cenário (geracional elitista).	56
Figura 4.2 Função objetivo para o primeiro cenário (Steady-State).....	57
Figura 4.3 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 6)	57
Figura 4.4 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 30)	58
Figura 4.5 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 38)	58
Figura 4.6 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 46)	58
Figura 4.7 Função objetivo para o segundo cenário (geracional elitista).	59
Figura 4.8 Função objetivo para o segundo cenário (Steady-State).....	60
Figura 4.9 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 6)	60
Figura 4.10 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 30).....	61
Figura 4.11 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 38).....	61
Figura 4.12 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 46).....	61
Figura 4.13 Função objetivo para o terceiro cenário (geracional elitista).	62
Figura 4.14 Função objetivo para o terceiro cenário (Steady-State).	63
Figura 4.15 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 6)	63
Figura 4.16 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 30)	63
Figura 4.17 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 38)	64
Figura 4.18 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 46)	64
Figura 4.19 Função objetivo para o quarto cenário (geracional elitista).....	65

Figura 4.20 Função objetivo para o quarto cenário (Steady-State).....	66
Figura 4.21 Resultado da simulação do quarto cenário - (nó 6).....	66
Figura 4.22 Resultado da simulação do quarto cenário - (nó 30).....	66
Figura 4.23 Resultado da simulação do quarto cenário - (nó 38).....	67
Figura 4.24 Resultado da simulação do quarto.....	67
Figura 4.25 Taxa de reação média. Considerando $k_b = 0,191$ (d ⁻¹) e $k_w = 0,015$ (md ⁻¹).	68
Figura 4.26 Taxa de reação média, primeiro cenário. Considerando $k_b = 0,191$ (d ⁻¹) e $k_w = 0,0085$ (md ⁻¹). ..	69
Figura 4.27 Taxa de reação média, segundo cenário. Considerando $k_b = 0,191$ (d ⁻¹) e $F = 0,0646$	69
Figura 4.28 Taxa de reação média, terceiro cenário. Considerando $k_b = 0,052$ (d ⁻¹) e $k_w = 0,0124$ (md ⁻¹).	69
Figura 4.29 Taxa de reação média, quarto cenário. Considerando $k_b = 0,040$ (d ⁻¹) e $F = 0,089$	69
Figura 4.30 Função objetivo média para o primeiro cenário	72
Figura 4.31 Resultado da simulação (SNCF) – Cenário 1.....	72
Figura 4.32 Resultado da simulação (MARO) – Cenário 1	73
Figura 4.33 Resultado da simulação (AUBO) – Cenário 1.....	73
Figura 4.34 Resultado da simulação (BARO) – Cenário 1.....	73
Figura 4.35 Função objetivo média para o segundo cenário (Steady-State).	76
Figura 4.36 Resultado da simulação (SNCF) – Cenário 2.....	77
Figura 4.37 Resultado da simulação (MARO) – Cenário 2	77
Figura 4.38 Resultado da simulação (AUBO) – Cenário 2.....	77
Figura 4.39 Resultado da simulação (BARO) – Cenário 2.....	78
Figura 4.40 Função objetivo média para o terceiro cenário (Steady-State).	79
Figura 4.41 Resultado da simulação (SNCF) – Cenário 3.....	79
Figura 4.42 Resultado da simulação (MARO) – Cenário 3	80
Figura 4.43 Resultado da simulação (AUBO) – Cenário 3.....	80
Figura 4.44 Resultado da simulação (BARO) – Cenário 3.....	80
Figura 4.45 Padrão temporal de consumo real.	83
Figura 4.46 Nível dos reservatórios durante a operação.....	84
Figura 4.47 Valores dos consumos característicos da rede hipotética.	84
Figura 4.48 Entrada de cloro residual na rede de acordo com cada reservatório	84
Figura 4.49 Simulação com traçador – Reservatório 16	85
Figura 4.50 Simulação com traçador – Reservatório 17	86
Figura 4.51 Simulação com traçador – Reservatório 18	86
Figura 4.52 Função objetivo média para calibração hidráulica (sem vazamento)	90
Figura 4.53 Fatores de consumo total ao longo do período de simulação.....	91
Figura 4.54 Função objetivo média da calibração da qualidade de água (sem vazamento)	92
Figura 4.55 Resultado da simulação nó 2 (sem vazamento).....	93
Figura 4.56 Resultado da simulação nó 3 (sem vazamento).....	93
Figura 4.57 Resultado da simulação nó 6 (sem vazamento).....	93
Figura 4.58 Resultado da simulação nó 11 (sem vazamento).....	94

Figura 4.59 Função objetivo média para calibração de parâmetros de vazamento.	95
Figura 4.60 Comparativo em Fatores de consumo efetivo real e determinado	97
Figura 4.61 Função objetivo média da calibração da qualidade de água (com vazamento).....	98
Figura 4.62 Resultado da simulação nó 2 (com vazamento)	98
Figura 4.63 Resultado da simulação nó 3 (com vazamento)	98
Figura 4.64 Resultado da simulação nó 6 (com vazamento)	99
Figura 4.65 Resultado da simulação nó 11 (com vazamento)	99
Figura 4.66 Resultado da simulação nó 9.....	100
Figura 4.67 Resultado da simulação nó 10.....	100
Figura 4.68 Tempo de percurso da água no nó 10.....	101
Figura 4.69 Tempo de percurso da água no nó 9.....	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Principais doenças veiculação hídricas.	6
Tabela 2.2 Denominação dos trihalometanos e respectivas fórmulas químicas.....	15
Tabela 2.3 Valores máximos permitidos para desinfetantes e produtos secundários da desinfecção	16
Tabela 2.4 Modelos cinéticos de decaimento do cloro	20
Tabela 3.1 Parâmetros dos AGs adotados nas simulações de vazamento.....	44
Tabela 3.2 Dados das tubulações do sistema de distribuição Jucu.....	46
Tabela 3.3 Características dos nós do sistema de distribuição Jucu.....	47
Tabela 3.4 Informações das tubulações do sistema de distribuição	50
Tabela 3.5 Características dos nós do sistema de distribuição Fouras	51
Tabela 3.6 Informações das tubulações do sistema de distribuição	53
Tabela 3.7 Informações das tubulações do sistema de distribuição	53
Tabela 4.1 Informações sobre as simulações realizadas.....	54
Tabela 4.2 Informações sobre as simulações realizadas.....	55
Tabela 4.3 Valores de concentração de cloro residual (mg/L) monitorados no sistema Jucu.....	55
Tabela 4.4 Resultado das simulações para o primeiro cenário.....	56
Tabela 4.5 Resultado das simulações para o segundo cenário.....	59
Tabela 4.6 Resultado das simulações para o terceiro cenário	62
Tabela 4.7 Resultado das simulações para o quarto cenário	65
Tabela 4.8 Valores médios dos parâmetros cinéticos – AG Geracional Elitista.....	68
Tabela 4.9 Valores médios dos parâmetros cinéticos – AG Steady-State	68
Tabela 4.10 Informações sobre as simulações realizadas.....	70
Tabela 4.11 Informações sobre os limites dos parâmetros.....	71
Tabela 4.12 Material das tubulações do sistema Fouras.....	71
Tabela 4.13 Resultados encontrados para o primeiro cenário	71
Tabela 4.14 Resultados encontrados considerando 1º ordem.....	75
Tabela 4.15 Resultados encontrados considerando ordem 1.2	75
Tabela 4.16 Resultados encontrados considerando ordem 1.4	75
Tabela 4.17 Resultados encontrados considerando ordem 1.6	75
Tabela 4.18 Resultados encontrados considerando ordem 1.8	76
Tabela 4.19 Resultados encontrados considerando ordem N	76
Tabela 4.20 Resultados encontrados para o terceiro cenário	78
Tabela 4.21 Parâmetros para simulação hidráulica considerando vazamento	82
Tabela 4.22 Valores de Kf de acordo com os parâmetros de vazamento.....	83
Tabela 4.23 Tubulações dividida por zona de k_b	87

Tabela 4.24 Tubulações divida por zona de k_w	87
Tabela 4.25 Valores de k_w	87
Tabela 4.26 Padrão de consumo selecionado para a calibração hidráulica	88
Tabela 4.27 Informações sobre os parâmetros do AG - Hidráulica	88
Tabela 4.28 Informações sobre os limites dos parâmetros de vazamento	88
Tabela 4.29 Informações sobre os parâmetros do AG - Qualidade	89
Tabela 4.30 Informações sobre os limites dos parâmetros de qualidade	89
Tabela 4.31 Resultado da calibração hidráulica sem vazamento	89
Tabela 4.32 Comparação entre valores de pressão simulados e observados	90
Tabela 4.33 Comparação entre valores de vazão simuladas e observadas	91
Tabela 4.34 Parâmetros k_b e k_w encontrados sem considerar vazamento	92
Tabela 4.35 Resultado da calibração dos parâmetros de vazamento	94
Tabela 4.36 Comparação entre valores de pressão simulados e observados	95
Tabela 4.37 Comparação entre valores de vazão simuladas e observadas	96
Tabela 4.38 Parâmetros k_b e k_w encontrados considerando vazamento	97

LISTA DE SÍMBOLOS

ε rugosidade absoluta (ou rugosidade de Darcy-Weisbach)

α expoente do emissor constante

C coeficiente da fórmula de Hazen-Williams, constante, concentração de uma substância, coeficiente de vazão

C_0 concentração no instante inicial

C_i concentração na tubagem i

$C_{i/x=0}$ concentração no início do troço i

$C_{i/x=L}$ concentração no final do troço i

C_L concentração-limite

C_t concentração no instante t

d diâmetro da tubagem

D difusão molecular

D_i consumo no nó i

DBT demanda base ou de referência

F fator que relaciona a reação na parede com a rugosidade da tubulação

FT fator temporal de consumo

g aceleração da gravidade

h perda de carga total

i índice do nó de montante

j índice do nó de jusante

k_b coeficiente de reação no escoamento

k_f coeficiente de transferência de massa

k_w coeficiente de reação na parede da tubulação

L comprimento da tubulação

L_j comprimento da tubulação j

n coeficiente de rugosidade de Manning, ordem da reação,

P pressão

Q vazão

Q_{ij} vazão na tubulação entre os nós i e j

Q_j vazão na tubulação j

$Q_{k,ext}$ origem externa da vazão que entra na rede através do nó k

R raio da tubulação

Re número de Reynolds

Sc n° de Schmidt

Sh n° de Sherwood

T tempo

TS vazão total abastecida

u_i velocidade do escoamento na tubulação i

SUMÁRIO

RESUMO	I
ABSTRACT	II
LISTA DE FIGURAS	III
LISTA DE SÍMBOLOS	VIII
SUMÁRIO	X
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 PROPOSIÇÃO	4
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 QUALIDADE DA ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO	5
2.1.1 Microrganismos patogênicos.....	5
2.1.2 A problemática da desinfecção	7
2.1.3 Cloração em água sem a presença de Amônia.....	10
2.1.4 Cloração em água com a presença de amônia	11
2.1.5 Cloro residual	13
2.2 FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANOS	14
2.3 DECAIMENTO DO CLORO EM SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA.....	16
2.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS NA MASSA DE ÁGUA	19
2.4.1 Determinação de parâmetros cinéticos na zona de influência da parede da tubulação ...	22
2.4.2 Trabalhos relacionados com a determinação de parâmetros de decaimento de cloro em sistemas de distribuição	23
2.5 ALGORITMOS GENÉTICOS.....	26
2.6 SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DO EPANET 2	29
2.6.1 Correlação com a perda de carga	32
3. MATERIAL E MÉTODOS	34

3.1	O PROBLEMA INVERSO	34
3.1.1	Calibração do modelo de qualidade	34
3.1.2	Calibração do modelo de vazamento.....	35
3.2	MODELO DE SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA (EPANET)	36
3.2.1	Simulação hidráulica	36
3.2.2	Modelo de vazamento em função da pressão nodal	38
3.3	PROCESSO DE CALIBRAÇÃO	40
3.3.1	Parâmetros de qualidade.....	40
3.3.2	Parâmetros de vazamento	42
3.3.3	Parâmetros dos Algoritmos Genéticos	43
3.4	SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO ESTUDADOS	44
3.4.1	Sistema de distribuição JUCU	44
3.4.2	Sistema de distribuição FOURAS	48
3.4.3	Sistema de distribuição Hipotético	51
4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	54
4.1	SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO JUCU	54
4.1.1	Primeiro Cenário	56
4.1.2	Segundo Cenário	59
4.1.3	Terceiro Cenário	62
4.1.4	Quarto Cenário	64
4.1.5	Análise entre cenários.....	67
4.2	SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO FOURAS.....	70
4.2.1	Primeiro Cenário	71
4.2.2	Segundo Cenário	74
4.2.3	Terceiro cenário	78
4.2.4	Análise entre cenários.....	81
4.3	SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO HIPOTÉTICO.....	82
4.3.1	Primeiro Cenário	89
4.3.2	Segundo cenário	94
4.3.3	Análise entre cenários.....	99
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	103
5.1	CONCLUSÃO	103
5.2	SUGESTÕES	105
6.	REFERÊNCIAS	106

APÊNDICE.....	113
APÊNDICE A – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DE QUALIDADE – REDE JUCU.....	114
APÊNDICE B – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DE QUALIDADE – REDE FOURAS	118
APÊNDICE C – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO VAZAMENTO – REDE HIPOTÉTICA.....	134
APÊNDICE D – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DE QUALIDADE – REDE HIPOTÉTICA ...	139

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas públicos de abastecimento de água figuram entre as grandes benfeitorias do saneamento ambiental, que podem proporcionar melhoria na qualidade de vida por meio de apropriadas condições de higiene, conforto e bem estar para as populações beneficiadas. Tais sistemas são grandes aliados no controle e na prevenção das doenças de veiculação hídrica, como o cólera e a febre tifóide e, juntamente com os sistemas públicos de coleta de esgoto, constituem um caminho para diminuir a procura por serviços de saúde.

As concessionárias de abastecimento de água são responsáveis pelo suprimento das demandas urbanas de uma região, considerando as necessidades das populações e das atividades industriais. Entretanto, a concepção de um bom sistema de abastecimento requer o planejamento sustentável dos mananciais, o bom desempenho do tratamento, a operação racional de reservatórios e a eficiência do sistema de distribuição de água. Em resumo, a função de um sistema de abastecimento é captar água, submetê-la ao tratamento para alcançar os padrões de potabilidade e, posteriormente, distribuí-la para a população.

Umas das mais importantes etapas nas estações de tratamento de água (ETA) é a desinfecção, que é responsável pela inativação dos microrganismos patogênicos remanescentes do tratamento. A desinfecção pode ser obtida com aplicação de agentes desinfetantes químicos ou físicos. Entretanto, o cloro e seus derivados são os agentes químicos freqüentemente mais utilizados nas ETAs. Segundo proposta da USEPA (1999), a eliminação de microrganismos patogênicos pode ser realizada por uma estratégia de desinfecção, e, não apenas pautada na escolha de um desinfetante.

Para a manutenção da qualidade e proteção contra a presença microbiana nos sistemas de distribuição de água, geralmente existe a presença de um residual com potencial desinfetante que deve ter ação até os pontos mais longínquos da rede. A finalidade deste residual desinfetante é limitar a presença de microrganismos patogênicos, que podem ser introduzidos acidentalmente no sistema por rupturas nas tubulações, podem se desprender do biofilme das paredes da tubulação e dos microrganismos eventualmente não eliminados durante o processo de desinfecção.

Como o cloro é um elemento não conservativo, sua concentração é reduzida conforme certas condições encontradas nos reservatórios e nas redes, acarretando diferença entre as condições da água tratada e da água que chega aos consumidores. Os responsáveis pela operação das ETAs geralmente monitoram a concentração residual de cloro, imediatamente, após o tratamento. Nas redes o que se faz é o monitoramento alternado de alguns pontos, porém o controle ao longo das tubulações é mais difícil de ser realizado.

O sistema de distribuição, na parte final do abastecimento, deve ser concebido para suportar as pressões desejadas em conformidade com as normas, suprir as demandas e garantir a qualidade adequada em toda sua extensão. No entanto, deve haver preocupação com a manutenção das tubulações instaladas, visto que a quantidade e a qualidade da água podem ser comprometidas de acordo com a condição da rede de distribuição.

Em grandes centros, a perda da eficiência no abastecimento é relacionada ao estado de desgaste das redes, principalmente dos sistemas mais antigos. A deterioração do sistema de distribuição, devida à falta de manutenção e de recuperação, pode levar à perda no faturamento da concessionária por causa dos vazamentos (SOBRINHO & MARTINS, 2006). Além disso, a perda da estanqueidade e danos nas juntas das tubulações podem colocar os usuários em risco, por possibilitarem a intrusão de microrganismos patogênicos e de matéria orgânica em geral.

Como referido anteriormente, a concentração de cloro residual decai e sua manutenção na rede depende das reações que ocorrem dentro da tubulação. O cloro residual ao reagir com substâncias presentes na água como a matéria orgânica, além de reduzir a concentração residual pode produzir subprodutos potencialmente cancerígenos, por exemplo, os trihalometanos (WHO, 2000). Por isto, é necessário estabelecer limites mínimos e máximos que possibilitem o controle microbiológico e não causem futuros problemas para a saúde da população. No Brasil, os padrões relativos à qualidade de água para consumo humano são estabelecidos, atualmente, pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde.

Na busca pela manutenção de níveis adequados de cloro residual em todos os pontos da rede, normalmente, eleva-se a concentração inicial na saída da ETA, uma situação que pode gerar problemas relacionados às questões estéticas, de sabor e odor, e à questão de saúde devido à possibilidade de formação de subprodutos prejudiciais a saúde. Outra possibilidade, para compensar a perda do residual de cloro é a introdução de estações para reforço de cloração em pontos estratégicos do sistema.

Existem muitas dificuldades no controle da qualidade de água em sistema de distribuição, principalmente em estudar os fatores responsáveis pelo decaimento do cloro nas redes. Assim, os simuladores hidráulicos associados a modelos de qualidade da água têm sido empregados como ferramenta para subsidiar pesquisas nesta área.

Estes modelos permitem a reprodução das condições hidráulicas das redes e a previsão do teor de cloro residual em cada nó do sistema e ainda podem ser associados com ferramentas de otimização que auxiliam o processo de calibração. A aplicação dessas ferramentas permite estudos mais apurados na caracterização do decaimento de cloro nos sistemas de distribuição e fornece base na busca de soluções no sentido de manter o residual de cloro em níveis desejáveis.

O decaimento do cloro ao longo das tubulações das redes resulta do efeito conjunto das reações que ocorrem junto às paredes das tubulações e na massa líquida (CLARK et al, 1993). Assim, o bom desempenho dos modelos depende da calibração dos parâmetros cinéticos de decaimento do cloro tanto na massa líquida, como junto às paredes das tubulações. Uma tarefa complexa, pois esses parâmetros não são globais e uniformes dentro do mesmo sistema de distribuição (SHEKHAR, 2001).

O presente estudo propõe o desenvolvimento de uma ferramenta que permita a determinação dos parâmetros cinéticos em sistemas de distribuição de água para abastecimento, utilizando o EPANET 2 (ROSSMAN, 2000) como modelo hidráulico e de simulação de qualidade da água em termos do cloro residual e do uso dos Algoritmos Genético (AG) como ferramentas de calibração dos referidos parâmetros.

Após a elaboração, o modelo foi testado para três sistemas de distribuição para avaliar seu desempenho. Foram estudadas duas redes reais, Sistema Jucu (CASAGRANDE, 1997) e Sistema Fouras (CHEUNG, 2005), com características distintas pois as tubulações da primeira rede são todas em PVC e a segunda contém tubulações de quatro diferentes materiais (PVC, PEAD, Cimento Amianto e Ferro Fundido). Essas redes possibilitaram analisar a capacidade do modelo em calibrar os parâmetros de qualidade de acordo com o material da tubulação e não apenas com valores globais.

O terceiro sistema é uma rede hipotética, que foi estudada por Tucciarelli et al 1999 em pesquisas sobre modelos de vazamento em função das pressões nodais. A adoção dessa rede permitiu a realização de simulações que reproduziram as condições reais de operação de

um sistema de distribuição, o que permitiu a avaliação do modelo de calibração em um sistema de distribuição com três fontes de cloração e o diagnóstico da influência da calibração hidráulica nos resultados do processo de busca voltado aos parâmetros de decaimento de cloro.

1.1 PROPOSIÇÃO

A proposta desta pesquisa tem como objetivo precípuo desenvolver e aplicar uma rotina computacional com base no *software* EPANET2 e com auxílio dos Algoritmos Genético (AG), para determinação da ordem das reações e dos valores dos parâmetros cinéticos de decaimento do cloro em sistemas de distribuição.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Recolher informações sobre os sistemas de distribuição escolhidos para o estudo;
- Realizar simulações com os sistemas de distribuição, adotando diferentes zoneamentos para os parâmetros cinéticos;
- Calibrar os parâmetros cinéticos para cada sistema de distribuição em estudo;
- Realizar simulação de qualidade em sistema de distribuição admitindo vazamento nos nós;
- Calibrar os parâmetros cinéticos do sistema de distribuição sem considerar o vazamento; e
- Calibrar os parâmetros cinéticos do sistema de distribuição considerando vazamento.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 QUALIDADE DA ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO

2.1.1 Microrganismos patogênicos

O meio aquático normalmente é habitado por microrganismos classificados como de vida livre, seres que extraem do meio as condições necessárias para sua sobrevivência. Portanto, todas as alterações químicas e físicas, causadas ao meio no qual habitam, devem ser classificadas como ecológicas. As atividades decorrentes dos organismos de vida livre podem causar interferência na qualidade da água, porém estão relacionadas ao meio e não podem ser classificadas como ação direta de um organismo humano. Normalmente, essas alterações ocorrem devido à produção de substâncias tóxicas provenientes de secreções liberadas pelos microrganismos na água.

Para VON SPERLING (2005), a classificação dos efeitos das interferências dos microrganismos de vida livre como benéficos ou nocivos depende do uso planejado da água. Um exemplo positivo é o enriquecimento nutritivo dos corpos de água na piscicultura devido à floração de algas que proporciona aumento de fonte básica de alimentação para os peixes.

No entanto, esse aumento de nutrientes pode levar a eutrofização do manancial, acarretando efeitos indesejáveis e causar problemas estéticos, por exemplo, a liberação de toxinas de cianobactérias. O que resulta na necessidade de tratamento mais acurado da água, que inclui a remoção de algas que entopem filtros e tubulações e causam sabor e odor (BRANCO,1974).

No meio aquático, também é possível encontrar microrganismos patogênicos, que, na maioria dos casos, estão presentes de forma transitória. Esses organismos geralmente não causam modificações ecológicas e usam a água apenas como um veículo eventual. Esses seres são parasitas e incapazes de viver e reproduzirem-se fora dos hospedeiros e sua sobrevivência em ambientes aquáticos depende da temperatura, presença de partículas suspensas e coloidais

(BRANCO, 1974). A presença destes microrganismos nas águas deve-se à contaminação por excretas humanas e animais parasitados. Essa contaminação pode ocorrer pela infiltração no solo, pelo carreamento devido às águas pluviais e pela extrapolação da calha do rio em épocas de cheias. No caso dos centros urbanos ocorre, principalmente, pelo lançamento de esgoto não tratado ou com tratamento ineficiente em águas de rios, lagos e mar. Os principais microrganismos patogênicos encontrados em águas contaminadas podem ser classificados como vírus, bactérias, protozoários e helmintos.

A contaminação por doenças de veiculação hídricas possui maior dependência das características físicas, químicas e biológicas das águas naturais. Pode, também, estar relacionada, de forma secundária, com as peculiaridades referentes à saúde, idade e condição de higiene em que a população exposta se encontra (DANIEL, 2001). Na Tabela 2.1 são apresentadas as principais doenças de veiculação hídricas e os respectivos agentes etiológicos, sintomas e fontes de contaminação.

Geralmente, a água natural não é o habitat original dos microrganismos patogênicos, por isso sua eliminação ocorre naturalmente pelo processo conhecido como autodepuração. Entretanto, por questões de saúde adota-se a etapa de desinfecção no tratamento da água para controle desses organismos nos sistemas de abastecimento de água para consumo

Tabela 2.1 Principais doenças veiculação hídricas.

Doença	Agente etiológico	Sintomas	Fontes de contaminação
Febre tifóide e paratifóide	<i>Salmonella typhi</i>	Febre elevada, diarreia	Fezes humanas
Disenteria baciliar	<i>Salmonella paratyphi</i> A e B	Diarreia	Fezes humanas
	<i>Shigella dysenteriae</i>	Diarreia, abscesso no fígado e intestino delgado	Fezes humanas
Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>		
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarreia e desidratação	Fezes humanas e águas costeiras
Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarreia, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Hepatite A e B	Vírus da hepatite A e B	Febre, icterícia	Fezes humanas
Poliomielite	Vírus da poliomielite	Paralisia	Fezes humanas
Criptosporidise	<i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>Cryptosporidium muris</i>	Diarreia, anorexia, dor intestinal, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> , <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Aeromonas hydrophyla</i> , Rotavírus e outros vírus entéricos.	Diarreia	Fezes humanas

Fonte: Adaptado de DANIEL (2001).

2.1.2 A problemática da desinfecção

As características sanitárias e toxicológicas da água do sistema de abastecimento são reguladas por legislação, para que haja garantia da isenção de microrganismos patogênicos e substâncias tóxicas, que causem mal a saúde dos consumidores.

A desinfecção tem a finalidade de destruição e inativação de microrganismos patogênicos (bactérias, protozoários, vírus e vermes) remanescentes na água após o tratamento, visto que os processos físico-químicos não asseguram remoção total destes microrganismos. Segundo Azevedo Netto et al (1998), a desinfecção é uma medida que pode ser corretiva ou preventiva, devendo ser obrigatória em todos os sistemas de abastecimento público, pois somente através desse processo, bem controlado, é possível garantir que a água tenha qualidade do ponto de vista de saúde pública.

Para assegurar a potabilidade da água, a concentração de microrganismos remanescentes após tratamento de água tem que ser reduzida. Em condições ótimas, um sistema de tratamento de água convencional pode atingir a meta de remoção de 99% (noventa e nove por cento) dos microrganismos patogênicos proveniente do manancial (GELDREICH, 1974).

A importância da desinfecção pode ser entendida no contexto da pesquisa realizada por Lahti e Hiisvirta, (1995)¹ (Apud Philippi Jr e Martins, 2005), a qual relata a ocorrência de 24 surtos de doenças relacionadas à água na Finlândia, no período de 1980 e 1992. A maioria dos surtos ocorreu pela contaminação da água de sistemas, dos quais 90% utilizavam águas de poço cujo tratamento apenas contemplava o equilíbrio do pH, sem desinfecção. Outros três surtos ocorreram em sistemas abastecidos por mananciais superficiais com tratamento por filtração rápida e cloração. Devido à preocupação com a formação de compostos organoclorados, a concentração de cloro foi reduzida e, como consequência, a desinfecção tornou-se inadequada.

¹ Lahti K, Hiisvirta L. Causes of waterborne outbreaks in community water systems in finland: 1980 - 1992. Water Science Technology 1995; 31:33-6.

Outro estudo, realizado por Raman et al (1978)² (apud Philippi Jr e Martins, 2005), informa que na cidade de Aurangabad, na Índia, com 1,5 milhões de habitantes, havia constantes surtos de hepatite infecciosa e doenças gastrintestinais. No ano de 1972, constatou-se que a tubulação do sistema de distribuição era de ferro galvanizado e estava enferrujada e a tubulação de água estava assentada embaixo do sistema coletor de esgoto. Durante a parada do abastecimento verificou-se a contaminação da água por sucção de material externo à tubulação. A baixa pressão nas torneiras e a intermitência do abastecimento faziam com que os consumidores construíssem tanques de alvenaria, para reserva de água, próximo ou abaixo do lençol freático o que possibilitou mais uma forma de contaminação.

Apesar do entendimento que esse processo elimina os microorganismos presentes nas águas, a ausência total dos organismos patogênicos no sistema de abastecimento é difícil de ocorrer. Di Bernado e Di Bernado (2005) asseguram que a desinfecção é um processo de seleção, que não destrói todas as formas vivas, incluindo os organismos patogênicos, e ainda comentam que a destruição total de formas vivas seria a esterilização. Azevedo Netto (1974) alerta para a distinção entre:

- Esterilizante: agente capaz de destruir completamente todos os organismos;
- Desinfetante: agente que destrói microrganismos patogênicos;
- Bactericida: agente que elimina bactérias;
- Cisticida: agente que elimina cistos.

Na desinfecção realizada nas ETAs são empregados agentes físicos e/ou químicos que atuam na destruição e inativação desses microrganismos patogênicos presentes na água, eliminando o risco de doenças. Os agentes químicos mais utilizados são: cloro, bromo, iodo, dióxido de cloro, ozônio, permanganato de potássio, peróxido de hidrogênio, ácido peracético, ferrato de potássio e os íons metálicos de prata e de cobre. Entre os agentes físicos mais utilizados destacam-se o calor e a radiação ultravioleta (DI BERNADO & DI BERNADO, 2005).

² Raman V, Parhad NM, Deshpande AW, Pathark SK. Assessment and control of water quality in a town distribution system with reference to the incidence of gastrointestinal diseases. Prog Water Technol 1978; 11(1/2):65-71

Os agentes químicos utilizados nas ETAs, segundo Azevedo Neto, 1974; Daniel, 2001 e Di Bernado e Di Bernado, 2005, devem apresentar características, como:

- Destruir, em tempo razoável, os organismos patogênicos na quantidade em que se apresentam e nas condições da água;
- Ser atóxico para homens e para animais domésticos. Nas dosagens usuais não devem causar odor e sabor que prejudiquem o consumo;
- Possuir custo razoável e oferecer condições seguras de transportes, armazenamento, manuseio e aplicação no tratamento;
- Ter sua concentração na água medida de forma rápida e por métodos simples e confiáveis; e
- Produzir residuais persistentes na água, assegurando, desse modo a qualidade da água contra eventuais contaminações nas diferentes partes do sistema de distribuição.

Segundo Daniel (2001) há três mecanismos principais utilizados pelos agentes químicos na ativação de organismos patogênicos:

- Ataque aos principais constituintes celulares causando destruição ou desarranjo estrutural da organização, por exemplo, destruindo a parede celular ou modificando as funções de semipermeabilidade das membranas;
- Transformação das enzimas em não funcionais, gerando interferência no metabolismo;
- Interferência na biossíntese e no crescimento, pelo prejuízo à síntese de proteínas, ácidos nucléicos, coenzimas ou parede celular.

Em grande parte, os agentes químicos são fortes oxidantes e, por isso, podem ser empregados em tratamento de águas com a finalidade de controlar odor, gosto, limpeza de filtros, remoção do ferro e do manganês, destruir sulfetos de hidrogênio, diminuir a cor, controlar o crescimento bacteriano nas redes, desinfecionar as adutoras, aprimorar a floculação, oxidar amônia na proteção de membranas filtrantes e controlar algas no pré-tratamento (ROSSIN, 1987); conforme os exemplos das reações a seguir:

- **Remoção de ácido sulfídrico:**

- **Remoção do ferro:**

Entre todos os outros agentes químicos citados anteriormente, o cloro é a substância mais empregada na desinfecção primária do processo de tratamento de água, seja superficial ou subterrânea. O cloro também pode ser empregado como pré-desinfetante e pós-desinfetante; no último caso para fim de manutenção de residual em redes de distribuição.

Por serem fortes oxidantes, suas reações podem gerar alguns subprodutos de desinfecção perigosos aos consumidores e ao meio ambiente, por exemplo:

- Os compostos orgânicos halogenados: como trihalometanos, ácidos haloacéticos, halocetonas;
- Outros compostos orgânicos: como aldeídos, cetonas, carbono orgânico assimilável e carbono orgânico biodegradável;
- Compostos inorgânicos: como cloritos e cloratos USEPA(1999).

2.1.3 Cloração em água sem a presença de Amônia

O cloro puro quando adicionado à água se dissocia, de acordo com as seguintes reações:

O cloro na forma de ácido hipocloroso e de íon hipoclorito presente na água é definido como cloro residual livre.

O ácido hipocloroso (HOCl) é o agente mais ativo na desinfecção e o íon de hipoclorito (OCl⁻), praticamente, não tem efeito sobre a desinfecção. O íon de hipoclorito prevalece nos valores maiores que pH 7,0 e o ácido hipocloroso para valores inferiores de pH 7,0. Deste modo, procura-se realizar a cloração para pH inferior a 7,0, considerando o efeito germicida de HOCl (DANIEL, 2001).

2.1.4 Cloração em água com a presença de amônia

O cloro na forma de ácido hipocloroso ao combinar com amônia, disponível na água, pode formar monoclорamina (NH_2Cl), dicloramina (NHCl_2) e tricloramina ou tricloreto de nitrogênio (NCl_3), de acordo com as seguintes reações

A monoclорamina é razoavelmente estável perante o excesso de amônia, decompõe na presença de excesso de cloro, seguindo a seguinte reação:

Na presença exclusiva de dicloramina, a mesma tende a se decompor formando ácido hipocloroso, segundo as seguintes reações:

Quando há presença de monoclорamina e dicloramina, ocorre também uma decomposição razoavelmente rápida, com tendência ao desaparecimento de uma ou outra dessas formas, segundo a reação:

No caso em que existem quantidades apreciáveis de monoclорamina, o tricloreto de hidrogênio se decompõe, segundo a reação:

A amônia presente pode ser totalmente destruída pelo cloro, como se ocorresse a seguinte reação simplificada:

A adição de cloro em águas contendo nitrogênio amoniacal poderá produzir uma série de reações que irá depender da relação entre o cloro dosado e a amônia presente, pH, temperatura e do tempo de reação. Nota-se que no princípio o cloro residual combinado aumenta com o aumento do cloro dosado, alcançando um ponto máximo, posteriormente um ponto mínimo e a partir desse último retorna a crescer. Nessa condição, cada aumento no cloro dosado resulta em aumento igual de cloro residual livre, o ponto de inflexão é conhecido como *break point* (ROSSIN, 1987).

O cloro combinado é menos ativo que o cloro livre como desinfetante, por exemplo, para um tempo de contato específico, com um pH 8,5 em que mais de 85% do ácido hipocloroso encontra-se dissociado, deve-se aumentar a dosagem em pelo menos 25 vezes do cloro combinado para que se o tenha o mesmo efeito germicida do cloro livre (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991).

Na presença de amônia, a adição de quantidades crescentes de cloro resulta na produção de residuais conforme a curva demonstrada na Figura 2.1. O comportamento dessa curva depende da forma de reação do cloro com a amônia.

Figura 2.1 Curva de cloro residual demonstrando o fenômeno típico de um break point

Fonte: ROSSIN(1987)

A técnica de cloração com amônia pode ser um processo recomendável apesar da deficiência do cloro combinado como agente desinfetante, recomendada em tratamento de águas contendo fenóis, cresóis ou taninos, quando não é possível remover esses compostos pela cloração. Também pode ser recomendado nos casos em que se pretende obter um residual mais estável (MANFRINI, 1974).

A cloração com residual livre apresenta maiores vantagens e, por isso, praticamente substitui a cloração combinada. São vantagens da cloração residual livre:

- A desinfecção é mais segura por ser feita com residual mais ativo que qualquer residual combinado;
- Destroem os compostos orgânicos presentes, responsáveis por problemas de odor, cor, desenvolvimento de microrganismos e demanda bioquímica de oxigênio.
- Reduz o crescimento de microrganismos nas diversas partes do sistema

2.1.5 Cloro residual

Após a cloração da água, com toda a demanda do cloro consumido e a desinfecção completa, a água apresenta concentração de cloro residual nula. Entretanto, a presença de cloro residual na água do sistema de distribuição tem a finalidade de proteger a qualidade da água contra o desenvolvimento de microrganismos prejudiciais à saúde. Por exemplo, no caso de ocorrer uma poluição moderada, o cloro residual poderá garantir a desinfecção da água no sistema de distribuição. Por outro lado, caso a poluição seja maior, o cloro residual será totalmente consumido e, deste modo, o cloro residual da rede pode servir como índice de qualidade da água facilmente monitorado (MANFRINI, 1974).

Para garantir a manutenção de cloro residual até nos pontos mais distantes do sistema de distribuição, normalmente, aumentam-se as dosagens de cloro nas estações de tratamento de água. Essa “estratégia” pode resultar em problemas relacionados com sabor e odor, principalmente nas áreas de influência mais próxima ao tratamento de água, e em problemas relacionados à saúde pela possibilidade da geração de subprodutos de potencial cancerígenos (CLARK et al, 1995; ROUHIINEN et al, 2003).

No Brasil as condições sobre a qualidade da água são estabelecidas pela Portaria do Ministério da Saúde 518/2004, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas

ao controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano e seu padrão de potabilidade; e estabelece outras providências.

O Artigo 13 da referida portaria estabelece que: “após a desinfecção, a água deve conter um teor mínimo de cloro residual livre de 0,5 mg/L, sendo obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg/L em qualquer ponto da rede de distribuição, Recomenda ainda que a cloração seja realizada em pH inferior a 8,0 e tempo de contato mínimo de 30 minutos e o teor máximo de cloro residual seja de 2,0 mg/L em qualquer ponto do sistema abastecido.”

Outra legislação importante no Brasil é o decreto Nº 5440 de 4 de maio de 2005, também do Ministério da Saúde. Trata-se de uma medida de caráter educativo, com a finalidade de promover o consumo sustentável da água e proporcionar o entendimento da relação entre a sua qualidade e a saúde pública. Esse decreto tornou obrigatória a divulgação dos parâmetros de qualidade da água pelos responsáveis pelo tratamento e distribuição através de informações referentes na conta de água mensal.

2.2 FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANOS

No ano de 1977, a *Environmental Protection Agency* (EPA) publicou o relatório do “*National Organics Monitoring Survey*”, com o resultado de pesquisa realizado em 113 sistemas de abastecimentos de água, envolvendo 27 compostos orgânicos suspeitos de causarem problemas à saúde da população. Entre eles estavam quatro compostos conhecidos como trihalometanos (THMs), encontrados em águas que receberam cloro como desinfetante. Em consequência do estudo realizado, em 1978 a EPA propôs o limite máximo aceitável de 100 µg/L THM para águas de abastecimento. Em 1979, esse limite foi regulamentado.

Os THMs são compostos de carbono simples que ocorrem na água potável como subproduto das reações de oxidação entre o agente oxidante e a matéria orgânica presente na água. Portanto a sua formação está ligada ao uso do cloro.

Segundo afirmações de Clark et al (1995), WHO (2004) e USEPA (1999), a presença desses compostos na água de abastecimento pode ser um risco a saúde, devido a sua característica de ser potencialmente cancerígeno. Mith et al (2005) encontraram evidências de

que esses subprodutos de desinfecção podem aumentar o risco de câncer no pâncreas. Itoh e Matsuoka (1996) relatam a possibilidade de potencial mutagênico da água tratada em que estão presentes esses subprodutos.

Os THMs possuem a forma geral CHX_3 , em que o X pode ser cloro, bromo, possivelmente o iodo, conforme Tabela 2.2. Nos sistema de abastecimento que usam cloro como agente desinfetante, normalmente, encontram-se as espécies de THM cloradas e bromadas, com predominância dos compostos 1 e 2 e os compostos 3 e 4 são freqüentemente encontrados. Os demais compostos não são comumente detectados (TOMINAGA & MIDIO, 1999). As referências aos THMs em sistemas de abastecimento tratam dos quatro primeiros compostos da Tabela 2.2 (MEYER, 1994).

No Brasil, a preocupação com os aspectos toxicológicos da água para fins de abastecimento limita o valor máximo permitido de THMs totais à concentração de 0,1 mg/L, conforme o Art. 14 da portaria 518/2004. Entende-se como trihalometanos totais a soma aritmética das concentrações desses compostos. A Tabela 2.3 apresenta o padrão de potabilidade para desinfetantes e produtos secundários da desinfecção que representam risco à saúde.

Tabela 2.2 Denominação dos trihalometanos e respectivas fórmulas químicas

Denominação	Fórmula Química
1 – Triclorometano, Clorofórmio	$CHCl_3$
2 – Bromodiclorometano	$CHBrCl_2$
3 – Dibromoclorometano	$CHBr_2Cl$
4 – Tribromometano, Bromofórmio	$CHBr_3$
5 – Dicloroiodometano	$CHCl_2I$
6 – Bromocloroiodometano	$CHClBrI$
7 – Clorodiiodometano	$CHClI_2$
8 – Dibromoidometano	$CHBr_2I$
9 – Bromodiodometano	$CHBrI_2$
10 - Triiodometano, Iodofórmio	CHI_3

Tominaga e Mídio (1999) e Souza (2006) comentam que estão em estudo algumas medidas alternativas com a finalidade de evitar a formação de THM. Por exemplo, substituir o cloro por outros agentes oxidativos. Entretanto, esses métodos diferenciados podem levar à formação de outros subprodutos dependendo da matéria orgânica disponível, cujos efeitos para a saúde humana são ainda desconhecidos.

Tabela 2.3 Valores máximos permitidos para desinfetantes e produtos secundários da desinfecção

Parâmetro	Unidade	VMP
Bromato	mg/L	0,025
Clorito	mg/L	0,2
Cloro Livre	mg/L	5
Monocloramina	mg/L	3
2,4,6 Triclorofenol	mg/L	0,2
Trhialometanos Totais	mg/L	0,1

Fonte: Ministério de Estado da Saúde (2004)

2.3 DECAIMENTO DO CLORO EM SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

O consumo do cloro residual nas redes de distribuição é uma função de muitos fatores, que inclui a velocidade do escoamento, o tempo de residência, o diâmetro da tubulação, o decaimento na massa de água e o decaimento na região da parede da tubulação (CLARK et al., 1995).

O decaimento do cloro residual nos sistemas de distribuição ocorre devido às reações com substâncias orgânicas e inorgânicas (ex: amônia, sulfetos, íons de ferro, íons de magnésio e matéria orgânica), às reações com o biofilme formado nas tubulações e ao consumo pelo processo de corrosão, principalmente nas tubulações de ferro. Na Figura 2.2, exemplo da combinação do decaimento do cloro devido às reações no escoamento com matéria orgânica

(MO) gerando subprodutos da desinfecção (SPD) e na região da parede da tubulação (CLARK, 1998; HALLAM et al., 2003 e POWELL et al, 2000a).

As características da água na saída da estação de tratamento (ETA) alteram-se ao longo do seu percurso pela rede de distribuição, inclusive podendo haver redução da desinfecção residual. Os sistemas de distribuição de água apresentam características semelhantes a um reator, aonde ocorrem reações de origens químicas e biológicas no escoamento e/ou entre a água e o material do reservatório e da tubulação (MARTINHO et al, 2006).

Figura 2.2 Esquema ilustrativo das reações do decaimento do cloro numa tubulação de ferro

Fonte: Adaptado de Rossman (2000)

Assim os modelos utilizados para descreverem o decaimento da concentração do cloro residual nos sistemas de distribuição, normalmente, consideram duas componentes: uma relacionada com o escoamento e outra relacionada com a região próxima a parede das tubulações que podem ser representadas pelas respectivas constantes cinéticas k_b e k_w (CLARK et al, 1993).

Usualmente os modelos de transporte de cloro são baseados nas leis de conservação da massa e geralmente são descritos por uma equação de advecção, que tem como simplificação, assumir dimensão única e pode ser expressa na forma:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + r(C_i) \quad (2.14)$$

Sendo que C_i a concentração (massa/volume) na tubulação i em função da distância x e do tempo t , u_i a velocidade média do escoamento (comprimento/ tempo) na tubulação i e r são

a taxa de reação (massa/volume/tempo), função da concentração, que representa a combinação dos efeitos das reações no escoamento e na região da parede da tubulação.

Muitos dos modelos de qualidade disponíveis assumem cinética de primeira ordem simples para o decaimento de cloro em sistemas de distribuição, definindo o consumo do cloro conforme as seguintes equações:

$$\frac{dC}{dt} = -KC \quad (2.15)$$

$$C = C_0 e^{-tK} \quad (2.16)$$

Onde C é a concentração de cloro no tempo t; C_0 é concentração de cloro inicial; e k é a constante de decaimento de primeira ordem.

Para representar os efeitos das duas parcelas de consumo do cloro residual (k_b e k_w), o método mais simples é o decaimento de primeira ordem simples, onde o K é uma constante de decaimento única, representando uma soma das duas constantes, conforme a equação (POWELL et al, 2000b):

$$K = k_b + k_w \quad (2.17)$$

Em que K é a constante global de decaimento de primeira ordem (h^{-1}), k_b é a constante de decaimento na massa de água (h^{-1}) e k_w é a constante de decaimento na parede, que nesse caso a sua unidade é (h^{-1}).

Os modelos dinâmicos utilizados para representar os sistemas de distribuição podem ser baseados nos métodos de Euler ou nos métodos de Lagrange (OZDERMIR & UCAK, 2002). Segue os modelos citados:

- **Métodos de Euler:**
 - Método diferença finita (FDM)
 - Método do volume discreto (DVM)
- **Métodos de Lagrange:**
 - Método dirigido pelo tempo (TDM)
 - Método dirigido pelo evento (EDM)

Os métodos de Euler dividem todas as tubulações da rede em segmentos de tamanhos iguais e considera que as reações e transporte de água entre os segmentos ocorram em um intervalo de tempo. Os métodos Lagrange consideram a água em parcela discreta de diferentes tamanhos, calculando as novas condições em intervalos de tempos diferentes ou no tempo em que a parcela discreta de água se desloca na rede e se mistura em algum nó. A utilização de cada um desses métodos tem vantagens e desvantagens, para os autores a aproximação por Lagrange tem maior eficiência na precisão dos resultados e a aproximação por Euler tem melhor desempenho com relação ao tempo computacional (ROSSMAN & BOULOS, 1996).

2.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS NA MASSA DE ÁGUA

O parâmetro de decaimento do escoamento pode ser obtido através de ensaios laboratoriais, por meio da determinação da concentração de cloro através de amostras retiradas da rede em determinado instante e armazenadas em frascos de vidro respeitando-se algumas condições, como controle da temperatura ambiente, esse ensaio é conhecido como “teste da garrafa” (POWELL et al, 2000b).

O valor de k_b é estimado para modelos de primeira ordem, a reação de primeira ordem permite a representação gráfica dos valores de $\log (c_t/c_0)$ em função do tempo (C_t é a concentração no instante t e C_0 a concentração no instante inicial). Deste modo obtém-se uma reta, sendo o valor de k_b estimado a partir da declividade da reta (ROSSMAN, 2000).

Para a determinação dos valores dos parâmetros cinéticos do decaimento do cloro, os resultados obtidos no teste da garrafa são ajustados por meio da aplicação de modelos cinéticos que representam a propagação e a diminuição da concentração do cloro ao longo do tempo. As equações de decaimento do cloro mais utilizadas são apresentadas na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 Modelos cinéticos de decaimento do cloro

Modelo	Eq. Diferencial	Eq. Integrada	Parâmetros
Primeira Ordem	$\frac{dC}{dt} = -kC$	$C = C_0 e^{-tk}$	k
Segunda Ordem	$\frac{dC}{dt} = -kCC_R$	$C = \frac{C_0(1-R)}{1 - Re^{-tu}}$	R,u
Ordem n	$\frac{dC}{dt} = -k^n C^n$	$C = [k^n t(n-1) + C_0^{-(n-1)}]^{-1/(n-1)}$	k,n
Primeira Ordem Limitada	$\frac{dC}{dt} = -k(C - C^*)$	$C = C^* + (C_0 - C^*)e^{-tk_k}$	k, C*
Primeira Ordem paralela	$\frac{dC}{dt} = -k_{fast}C_{fast} - k_{slow}C_{slow}$	$C = C_0 z e^{-tk_{fast}} + C_0(1-z)e^{-tk_{slow}}$	k_{fast}, k_{slow} e z

Nos modelos cinéticos k é a constante de decaimento de primeira ordem; C_R é a concentração de todas as espécies que podem reagir com o cloro; n é a ordem da reação (adimensional); k^n é a constante de decaimento de ordem n ($L/[h(mg/L)(n-1)]$); C^* concentração limite do cloro (mg/L); k_{fast} constante de decaimento das reações rápidas (L/h); k_{slow} constante de decaimento do escoamento das reações lentas (L/h); C_{fast} concentração de cloro que decai nas reações rápidas (mg/L); C_{slow} concentração de cloro que decai nas reações lentas (mg/L); e z relação entre as reações rápidas e lentas.

Vieira e Coelho (2003) descrevem as principais características dos modelos de decaimento da seguinte forma:

- O modelo de decaimento de primeira ordem é baseado na suposição de que os compostos com os quais o cloro reage estão presentes em excesso na água distribuída. Trata-se de uma simplificação que tem como vantagem a simplicidade na resolução do problema e a necessidade de estimar apenas um parâmetro de decaimento.
- O modelo de segunda ordem trabalha com o conceito de que a taxa de reação é proporcional ao produto das concentrações do cloro e da outra substância que o cloro reage.

- No modelo de ordem n , a taxa de reação é proporcional à concentração do cloro residual elevada à potência n .
- O modelo de primeira ordem limitada supõe que uma fração do cloro residual inicial, C^* , mantenha-se sem reagir.
- No modelo de primeira ordem paralela, o decaimento ocorre através de dois mecanismos de cinética de primeira ordem e que depende de componentes residuais do cloro: a fração z da concentração C_0 z que decai rapidamente de acordo com o modelo de primeira ordem caracterizado pela constante k_{fast} e a quantidade restante C_0 $(1 - z)$ que decai com menor velocidade de acordo com a cinética de primeira ordem e caracterizado pela constante k_{slow} .

O desempenho dos modelos de decaimento depende dos valores dos seus respectivos parâmetros, para a representação do decaimento de cloro na rede devem-se considerar questões como a representatividade, a complexidade para determinação de parâmetros, a flexibilidade e a praticidade do modelo adotado (POWELL, 2000a). O decaimento do cloro na massa de água está razoavelmente definido e pode ser aceitável admitir reações de primeira ordem nos modelos de qualidade (MUNAVALLI & KUMAR, 2003).

O modelo que adota cinética de primeira ordem tradicionalmente é aplicado nos estudos de decaimento de cloro. As vantagens desse modelo são sua simplicidade e a solução analítica disponível, além do fato de apenas ser necessário determinar o parâmetro k (MAIER et al, 2000). Entretanto, a cinética de primeira ordem paralela pode proporcionar ajustes melhores em simulação de qualidade de água em sistemas de distribuição (VIEIRA & COELHO, 2003). Podem existir casos em que a cinética de primeira ordem não obtenha ajuste adequado. Por isso passa a ser necessária a adoção de modelos mais complexos, por exemplo, adoção de cinética de segunda ordem ou de cinética de ordem n para investigar o decaimento do cloro com espécies reagentes e/ou estudar o decaimento do cloro em relação à formação de subprodutos de desinfecção (CLARK, 1998 e CLARK & SIVAGANESAN, 1998 e 2002).

2.4.1 Determinação de parâmetros cinéticos na zona de influência da parede da tubulação

A separação do decaimento do cloro em duas parcelas, k_b e k_w , conduziram a necessidade em estudar esses fenômenos separados. As demandas de cloro devido às reações próximas as paredes das tubulações são atribuídas principalmente a fatores como a idade e o material da tubulação, diâmetro, temperatura e rugosidade (CLARK & HAUGHT, 2005). A velocidade, também, pode influenciar no decaimento do cloro, estudos realizados por Clark & Haught (2005) sobre os efeitos da velocidade do escoamento no decaimento do cloro residual livre em tubulações de ferro, indicaram que a taxa de decaimento aumenta com a velocidade.

O material da tubulação pode ser classificado de acordo com a reatividade (alto ou baixa reatividade), as tubulações de ferro fundido são mais reativas que as tubulações de ferro fundido revestida por cimento, de polietileno de média densidade e de policloreto de vinilo (HALLAM et al, 2002). O consumo do cloro devido ao material da tubulação pode prejudicar a desinfecção residual contra microrganismos patogênicos, o que o torna um fator a ser considerado quanto à estratégia de cloração residual.

Outro fator que deve ser considerado é o consumo de cloro no biofilme na região das paredes da tubulação (OZDEMIR & UCAK, 2002; E MUNAVALLI & KUMAR, 2005). Em ensaios laboratoriais, Lu, Kiéné e Lévi (1999) descobriram que o decaimento do cloro pelo consumo do biofilme é relacionado com a qualidade da água tratada e inversamente proporcional ao diâmetro da tubulação. Na referida pesquisa, para diâmetros superiores a 80 mm, o consumo devido ao biofilme teve menor importância que o decaimento no escoamento, mas para diâmetros menores que 40 mm, houve um alto consumo do cloro residual.

A determinação precisa dos parâmetros do decaimento das reações próximas às paredes das tubulações necessitaria de análises exaustivas em laboratórios, para entender o comportamento de água em tubulações retiradas de sistemas de distribuição em estudo. No entanto, podem ser feitas estimativas em função de medições de cloro residual em diferentes pontos na rede, para essa determinação deverão ser identificados e testados os tipos de tubulação (material/idade) mais significativos no sistema.

Considerando o decaimento do cloro conforme as equações 2.16 e 2.17, o procedimento mais simples passa pela determinação da constante de decaimento única (K) e o

conhecimento da constante de decaimento na massa d'água (k_b) em laboratório. A constante de decaimento na zona da parede da tubulação é determinada pela subtração da parcela de decaimento na massa d'água, conforme a equação (HALLAM et al, 2002 e ROSSMAN, 2006):

$$k_w = K - k_b \quad (2.18)$$

No entanto, essa consideração pode não descrever adequadamente o consumo de cloro em sistemas de distribuição. Modelos mais complexos incluem o mecanismo de transferência de massa do cloro entre a parede e a massa de água. O coeficiente k_w passa a ser uma função da velocidade, diâmetro e comprimento da tubulação, difusão e viscosidade (POWELL et al, 2000a). A reação de consumo de cloro na zona da parede pode ser descrita conforme:

Reações de primeira ordem na parede da tubulação

$$R_{wall} = \frac{k_{w,1}k_f}{r_h(k_{w,1} + k_f)}C \quad (2.19)$$

Reação de ordem zero na parede da tubulação

$$R_{wall} = Min \left(\frac{k_f C}{r_h}, \frac{k_{w,0} C}{r_h} \right) \quad (2.20)$$

Onde r_{hi} é o raio hidráulico (m), o $k_{w,1}$ é a constante de primeira ordem para reações na parede (m/d), o k_f é o coeficiente de transferência de massa (m/d) e o $k_{w,0}$ é a constante de ordem zero para reações na parede (mg/m²d).

2.4.2 Trabalhos relacionados com a determinação de parâmetros de decaimento de cloro em sistemas de distribuição

No estudo para ajuste dos parâmetros de decaimento do cloro residual, geralmente é realizado com uma combinação de amostragem em campo de valores de concentração de

cloro residual, da determinação de parâmetro em laboratórios e do ajuste com auxílio de um modelo matemático.

Clark et al (1993) realizaram pesquisas no sistema de distribuição de *Cherry Hill/Brushy plains*, relativas à qualidade de água em sistemas de distribuição. Foi identificado que a concentração em alguns nós estava abaixo do valor mínimo, devido ao período de residência nos trechos e às reações de decaimento. Através da variação das concentrações encontradas nos nós à montante e à jusante e pelo tempo decorrido, foi determinado o coeficiente de decaimento (k) para as principais linhas do sistema; os resultados encontrados variaram entre $0,59 \text{ d}^{-1}$ e $2,40 \text{ d}^{-1}$.

O parâmetro de decaimento na massa líquida (k_b) do sistema de distribuição *Cherry Hill/Brushy plains* foi determinado posteriormente em laboratório na pesquisa de Rossman et al (1994), considerando cinética de primeira ordem e encontrado o valor de $0,55 \text{ d}^{-1}$. Pode-se observar que os valores encontrados para k são maiores se comparados ao valor de k_b , isso ocorre devido ao consumo do cloro da parede e do biofilme da tubulação da rede não considerado no decaimento no escoamento. Por isso, Rossman et al (1994) ajustaram os valores do parâmetro de decaimento na parede (k_w) através das simulações no EPANET e posteriormente comparado com os valores observados em campo.

Segundo os autores, o valor k_w depende da velocidade e do diâmetro da tubulação. Quando a velocidade é reduzida, o efeito desse parâmetro decresce e quando o diâmetro é menor, aumenta a contribuição de k_w . Os valores encontrados para k_w neste estudo situam-se na faixa entre $0,15 \text{ md}^{-1}$ e $0,45 \text{ md}^{-1}$.

Os estudos de Sekhar (2001) tiveram preocupação com a formação dos subprodutos de desinfecção nas redes de abastecimento. Através de estudos em campo foram levantados valores de concentração de cloro e das concentrações desses subprodutos em uma parte no sistema de abastecimento situado em Kentucky. Para a entrada do modelo de propagação de cloro foi realizada a determinação para o parâmetro k_b em épocas distintas, uma no mês de fevereiro ($0,002 \text{ d}^{-1}$) e outra no mês de agosto ($0,925 \text{ d}^{-1}$). O aumento da taxa de decaimento do cloro no mês de fevereiro para o mês de agosto foi atribuído à alteração de algumas características da água bruta, por exemplo, a matéria orgânica, e pelo aumento de temperatura. Entende-se que fatores como concentração inicial, concentração de matéria orgânica e temperatura podem vir a interferir no consumo do cloro nas redes de distribuição, portanto esses fatores têm influência no valor de k_b (POWELL et al, 2000a; HALLAM et al, 2003).

No Brasil já foram realizados alguns trabalhos voltados para a área de modelagem de qualidade em sistemas de distribuição. Como a pesquisa de Casagrande (1997), que estudou um sistema de distribuição de água situado em Viana – ES, com objetivo avaliar o desempenho do módulo de qualidade de água, do simulador EPANET, aplicada a um sistema real. O k_b e o k_w foram considerados valores únicos para toda a extensão do sistema. O k_b foi determinado por ensaios laboratoriais e o k_w foi ajustado através da análise dos valores medidos em campo e os resultados obtidos pelo modelo. O decaimento na massa de água e na zona da parede foram considerados de primeira ordem, e foram determinados os seguintes valores $0,191 \text{ d}^{-1}$ e $0,015 \text{ md}^{-1}$ respectivamente.

Silva e Kishi (2003), em sua pesquisa, apresentaram um estudo de modelagem para parte do sistema de distribuição de água da cidade de Curitiba – PR. Para a representação matemática da hidráulica e da concentração de cloro utilizaram o software WaterCad. Os autores realizaram verificações em campo por meio de amostras e análises de cloro em partes da rede, a determinação do parâmetro k_b foi feita por meio de ensaios de laboratório. O valor encontrado para o parâmetro k_w foi $0,15 \text{ md}^{-1}$, sendo ajustado pelo método de tentativa após a determinação de k_b .

Danieli et al (2006) que realizaram estudo semelhante, utilizaram o EPANET para modelagem de parte do sistema de distribuição de Santa Maria. Através de amostra de água da rede foi determinado o valor de $-0,1046 \text{ d}^{-1}$ para o parâmetro k_b . Quanto ao parâmetro k_w , os estudos de sensibilidades mostraram pouca interferência do coeficiente nos resultados, por isso foi considerado nulo.

Para auxiliar a determinação desses parâmetros, existe a possibilidade de utilizar mecanismos de busca acoplados aos modelos matemáticos. Por exemplo, a pesquisa de Munavalli e Kumar (2003 e 2005), que utilizaram o algoritmo de Gauss-Newton para a minimização da diferença entre os valores de concentração de cloro observados e o gerado pela simulação, modelo inverso e, deste modo, determinar os parâmetros de decaimento. Os parâmetros k_b e k_w foram determinados como valor característico para todo o sistema de distribuição (valores globais).

Munavalli e Kumar (2005) realizaram calibrações com seu modelo na rede estudada por Rossman et al (1994) e na determinação de k_w realizaram testes assumindo primeira ordem e posteriormente ordem zero; os seguintes valores foram encontrados respectivamente $0,3654 \text{ m/d}$ e $201,61 \text{ mg/m}^2/\text{d}$.

Em novo estudo, também com a utilização do modelo inverso, Munavalli e Kumar (2006) adotaram os Algoritmos Genéticos como ferramenta de busca para estudo de parâmetros de qualidade de água. Neste trabalho foi mantida a possibilidade de encontrar valores globais para k_b e k_w , porém foram avaliadas novas situações como a determinação dos valores k_w associados a grupos de tubulações com características semelhantes.

Em estudo realizado na França, Cheung, (2005) desenvolveu um modelo de calibração para parâmetros de qualidade em redes. Para representação da rede foi utilizada a biblioteca OOTEN (EPANET) e a ferramenta de busca os algoritmos genéticos. O modelo foi aplicado para duas redes, uma rede com todas as tubulações em ferro e com mesmo diâmetro e uma segunda rede com tubulações de diversos materiais e diâmetros. Para as duas redes foram determinados valores iniciais de k_b por meio do teste da garrafa, considerando cinética de primeira ordem, valores encontrados $1,91 \text{ d}^{-1}$ e $1,9 \text{ d}^{-1}$. Posteriormente, foram feitos ajustes via modelo de calibração na ordem do decaimento, k_b e k_w .

Em ambos os casos, o modelo utilizando a constante de decaimento determinada em laboratório não reproduziu, de maneira satisfatória, as condições reais das redes. Os resultados da calibração indicaram valores diferentes para ordem de decaimento e para k_b , demonstrando que os valores determinados em laboratório necessitam de ajuste antes de serem utilizado nos modelos matemáticos.

2.5 ALGORITMOS GENÉTICOS

Os algoritmos genéticos (AGs) são métodos de otimização por busca inspirados nos mecanismos de evolução dos seres vivos. Foram introduzidos por John Holland, que desenvolveu o método, na Universidade de Michigan, juntamente com seus colaboradores e posteriormente popularizados por um de seus alunos, David Goldberg (GOLDBERG, 1989).

Os AGs são metáforas do fenômeno natural da evolução, o que explica o fato de utilizarem os termos de origem biológica, listados a seguir (GOLDBERG, 1989; LACERDA & CARVALHO, 1999):

- Cromossomo e Genoma: os dois representam a estrutura de dados que codifica uma solução para um problema, ou seja, um cromossomo ou genoma representa um simples ponto no espaço de busca;
- Gene: é um parâmetro codificado no cromossomo, ou seja, a representação de um elemento do vetor solução (cromossomo);
- Alelo: representa os valores que um gene pode assumir;
- Indivíduo: é um simples membro da população de cromossomos ao qual corresponde um valor de aptidão (ajuste ou adaptação);
- Genótipo: representa a informação contida no cromossomo ou genoma (composição genética contida no genoma).
- Fenótipo: representa o objeto, estrutura ou organismo construído a partir das informações do genótipo. É o cromossomo decodificado.
- Epistasia: interação entre genes do cromossomo, isto é, quando um valor de um gene influencia o valor de outro gene.
- Elitismo: é uma estratégia comum nos AGs tradicionais e baseia-se na transferência de melhores cromossomos de uma geração para outra sem alterações, já que os melhores cromossomos podem ser perdidos devido à aplicação dos operadores de recombinação e de mutação. Proposto por DeJong³ (1975) apud Lacerda & Carvalho, 1999), o AG com elitismo encontra a solução mais rapidamente que o AG sem elitismo, ressaltando que o AG ocasionalmente encontra máximos locais.

Os AGs funcionam como um processo iterativo a partir de uma determinada população de indivíduos inicial, sendo cada um deles um candidato potencial para a solução de determinado problema. A cada geração, os indivíduos da população são avaliados quanto à sua aptidão para solução do problema. Com base nas avaliações de aptidão, são aplicados operadores genéticos aos indivíduos criando uma nova população que substituirá a população atual. Quanto maior for a aptidão do indivíduo, maior será seu peso na formação da nova população. Deste modo, com o avanço das iterações as populações mais novas tendem a ficar

³ DEJONG, K.(1975). The analysis and behaviour of a class of genetic adaptive system. University of Michigan, (PhD thesis).

cada vez mais próximas da solução ótima do problema. A Figura 2.3 mostra de maneira esquemática o processo de interação de um AG.

Figura 2.3 Exemplo do processo de funcionamento de um AG

Fonte: Milare (2003).

Os AGs, geralmente, possuem três operadores que são inspirados na genética: seleção, crossover ou recombinação e mutação, que são utilizados de maneira sistemática na busca da solução que satisfaça o problema estudado.

No mecanismo de seleção, os melhores cromossomos são mantidos para próxima geração, resultando a sobrevivência das soluções mais aptas, ou seja, que resulta em valores mais eficientes na função objetivo. Na recombinação acontece troca parcial de segmentos entre dois cromossomos pais, que geram outros dois cromossomos denominados filhos. A mutação pode ser considerada uma degeneração casual dos valores, que permite a introdução de novas características genéticas na população.

Os AGs possuem uma série de particularidades que os fazem ser mais vantajosos que os métodos convencionais de busca direta. Por exemplo, eles trabalham com parâmetros contínuos, discretos ou uma combinação dos dois; fazem buscas simultâneas em diversas regiões de busca de espaço, pois trabalham com uma população e não com um único ponto; utilizam informações da função objetivo, contínua ou não, não necessitando derivadas ou outras informações; não é necessário conhecimento matemático complexo; otimizam

parâmetros de funções objetivos de superfície complexas e reduzem a incidência de mínimos locais; otimizam grande número de variáveis; adaptam-se bem à computação paralela; fornecem uma gama de parâmetros ótimos e não uma simples solução; podem ser facilmente hibridizados com outras técnicas.

Os AGs apresentam a propriedade de varrer o espaço de soluções de maneira eficiente. Entretanto, quando o número de variáveis de decisão do problema é muito grande, os AGS podem se tornar lentos e oscilar em torno da solução ótima.

2.6 SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DO EPANET 2

O EPANET 2 possui um módulo de qualidade de água que utiliza um modelo Lagrangeano, o qual permite acompanhar o destino de parcelas discretas, que representam a água, à medida que se deslocam no sistema de distribuição e se misturam nos nós. Os passos de cálculo de qualidade têm intervalos fixos e são muito menores se comparados aos passos de cálculo hidráulico, porque representam os pequenos intervalos de percursos que podem vir a ocorrer no interior da tubulação.

A princípio cada tubulação da rede é constituída por um único segmento, no qual a qualidade inicial é igual à do nó de montante. Sempre que ocorrer o escoamento, os vários segmentos constituídos são reordenados.

O modelo de qualidade de água permite acompanhar a formação e o decaimento de uma substância devida às suas reações ao longo do seu deslocamento na rede, mas para isso é necessário conhecer as taxas de reações.

Adota-se que a substância, a ser estudada, é transportada ao longo da rede com a velocidade média do escoamento e sujeita a uma taxa de reação de formação ou decaimento. O EPANET não considera a dispersão longitudinal. Deste modo obtém-se a seguinte equação de advecção com reação:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + r_{bulk}(C_i) + r_{wall}(C_i) \quad (2.21)$$

Em que C_i é a concentração (massa/volume) na tubulação i em função da distancia x e do tempo t , u_i é a velocidade média do escoamento (comprimento/ tempo) na tubulação i , r_{bulk} é a taxa de reação no escoamento e r_{wall} a taxa de reação na região da parede, ambas em função da concentração. Portanto, admite que não exista mistura de massas entre segmentos adjacentes que se deslocam ao longo da tubulação.

Assume-se que os nós recebem vazões de mais de uma tubulação, que fazem mistura completa e instantânea, dessa forma a concentração de uma substância, cloro residual, contida no escoamento pode ser obtida através de balanço de massas. Deste modo, pode-se escrever a seguinte equação para um nó específico:

$$C_{i|x=0} = \frac{\sum_{j \in I_k} Q_j C_{j|X=L_j} + Q_{k|ext} C_{k|ext}}{\sum_{j \in I_k} Q_j + Q_{k|ext}} \quad (2.22)$$

Em que i é a tubulação com vazão que sai do nó k , I_k é o conjunto de tubulação com vazão que convergem em k , L_j é o comprimento da tubulação j , Q_j é a vazão (volume/tempo) na tubulação j , $Q_{k,ext}$ é origem externa de vazão que entra na rede através no nó k e $C_{k,ext}$ é a concentração externa de vazão que entra no nó k . A notação $C_{i|x=0}$ representa a concentração no início da tubulação i , enquanto que $C_{i|x=L}$ é a concentração no final da tubulação.

Ao ser transportado ao longo de uma tubulação, uma substância pode reagir com outros constituintes químicos presentes na água. Pode-se descrever, genericamente, a taxa de reação em termos de concentração elevada à potência n :

$$r_{bulk} = k_b C^n \quad (2.23)$$

Em que k é o coeficiente de reação no escoamento e n é a ordem da reação. Quando existe uma concentração limitante C_L , no decaimento de uma substância, a taxa de reação pode ser descrita pelas seguintes expressões:

$$r_{bulk} = k_b (C - C_L) C^{(n-1)} \quad (2.24)$$

para $n > 0$, $k_b < 0$

Além das possíveis reações anteriormente descritas, as substâncias dissolvidas podem ser transportadas para a parede das tubulações e reagir com materiais que se encontram juntos ou com a parede da tubulação, como biofilme ou produtos da corrosão. O efeito de transferência de massa pode ser representado por um coeficiente e seu valor depende da

difusão molecular das espécies reativas e do número de Reynolds do escoamento. As reações que ocorrem na interface com a parede relacionam-se com a concentração no escoamento de acordo com a seguinte expressão:

$$r_w = \left(\frac{A}{V} \right) k_w C^n \quad (2.25)$$

Em que k_w coeficiente de reação da parede e (A/V) a área lateral por unidade de volume, tal termo permite que a massa do reagente por unidade de área da parede passa a ser expressa por unidade de volume. No modelo, a ordem da cinética de reação na parede, n , é limitada entre 0 ou 1.

Os valores a serem ajustados para o k_w devem refletir as limitações de transferência de massa, entre a troca de reagentes e produtos de reação no escoamento e na parede. Esse efeito é simulado pelo modelo de qualidade do EPANET, com base no valor definido para a difusão molecular do cloro e no número de Reynolds do escoamento. Os efeitos de transferência de massa podem ser ignorados, se atribuído valor nulo para difusão molecular (ROSSMAN, 2000).

Assumindo a condição de primeira ordem, a taxa de reação nas tubulações pode ser representada pela seguinte expressão:

$$r_{wall} = \frac{2k_w k_f C}{R(k_w + k_f)} \quad (2.26)$$

Na condição de ordem zero, a taxa de reações não pode ser maior que a taxa de transferência de massas:

$$r_{wall} = MIN\left(k_w, k_f C\right) \left(\frac{2}{R}\right) \quad (2.27)$$

O k_w é o coeficiente de reação da parede (comprimento/tempo), k_f é o coeficiente de transferência de massa (comprimento/tempo) e R é o raio de tubulação. Na equação de ordem zero, k_w terá como unidades massa/área/tempo.

O coeficiente de transferência de massa é usualmente expresso em termos do número adimensional de Sherwood (Sh):

$$k_f = Sh \frac{D}{d} \quad (2.28)$$

Sendo d o diâmetro da tubulação em metros e D o valor da difusão molecular do cloro na água ($0,10 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{dia}$) a 20° C . O número de Sherwood pode ser expresso em função do número de Reynolds:

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668(d/L) Re Sc}{1 + 0,04(d/L) Re Sc} \quad \text{Para } Re < 2300 \quad (2.29)$$

Em que o Re é o número de Reynolds e Sc é o número de Schmidt que é a viscosidade cinemática da água dividida pela difusão molecular da substância. Nos escoamentos turbulentos o número de Sherwood pode ser expresso por (NOTTER & SLEICHER⁴, 1971 apud ROSSMAN, 2000):

$$Sh = 0,01490 Re^{0,88} Sc^{1/3} \quad \text{Para } Re > 2300 \quad (2.30)$$

2.6.1 Correlação com a perda de carga

Existem indicações de que o processo responsável pelo aumento da rugosidade da tubulação com a idade promove aumento da reatividade da parede com algumas espécies químicas, particularmente como o cloro.

Munuvalli e Kumar (2005) utilizaram a correlação do decaimento com o coeficiente de perda de carga de Hazen-Williams para uma das redes estudadas, os resultados da calibração do parâmetro F foram semelhantes aos resultados de calibração direta de k_w , para primeira ordem e para ordem zero.

O coeficiente F apresenta a vantagem de requerer um único parâmetro para caracterizar a variação dos coeficientes de reação na parede de todas as tubulações ao longo do sistema de distribuição (ROSSMAN, 2000).

⁴ NOTTER, R.H and SLEICHER, C.A. (1971). The eddy diffusivity in the turbulent boundary layer near wall., Chem. Eng. Sci., VOL. 26 pp.167-171

Sobre este aspecto, o EPANET 2, também, permite que o coeficiente k_w seja uma função do coeficiente da rugosidade. Utiliza-se uma função diferente, consoante a fórmula adotada para calcular a perda de carga na tubulação:

Fórmula de Perda de Carga

Fórmula do Coeficiente de Reação na parede

Hazen-Williams	$k_w = F / C$	(2.31)
----------------	---------------	--------

Darcy-Weisbach	$k_w = -F / \log(\varepsilon/d)$	(2.32)
----------------	----------------------------------	--------

Chezy-Manning	$k_w = F n$	(2.33)
---------------	-------------	--------

Em que C é o coeficiente da fórmula de Hazen-Williams, ε é a rugosidade absoluta (ou rugosidade de Darcy-Weisbach), d é o diâmetro da tubulação, n é o coeficiente de rugosidade de Chezy-manning, e F é o fator que relaciona a reação na parede da tubulação com a respectiva rugosidade.

3. MATERIAL E MÉTODOS

A calibração e demais simulações computacionais deste trabalho foram realizadas no Laboratório de Simulação Numérica (LABSIN), que está devidamente equipado com computadores, impressora e softwares como simulador hidráulico e de qualidade EPANET 2 (ROSSMAN, 2000), que foi desenvolvido pela US Environmental Protection Agency – EPA, de domínio publico, compilador de linguagem de programação C++ Builder 5, a biblioteca GAlib ++ (WALL, 1996) do Departamento de Engenharia Mecânica do Massachutes Institute of Technology – MIT, de distribuição livre e planilhas eletrônicas.

3.1 O PROBLEMA INVERSO

3.1.1 Calibração do modelo de qualidade

O processo de calibração dos parâmetros de decaimento do cloro no sistema de distribuição é feito por meio do modelo inverso, que consiste na minimização dos desvios dos valores de concentração de cloro observados pelo monitoramento e os valores obtidos pela simulação do EPANET de concentração de cloro. A função objetivo para calibração dos parâmetros de decaimento do cloro é:

$$\min FO_1 = \sum_{i=0}^M \sum_{j=1}^N W_j [C_{i,j} - C_{i,j}^*]^2 \quad (3.1)$$

Em que o M é o número de observações feitas, N é o número de nós observados, C é a concentração observada de cloro em (mg/L) no nó j e no instante de tempo t, C* é a concentração simulada de cloro em (mg/L) no nó j e no instante de tempo t e W_j é o peso associado ao nó j.

O valor de W_j tem como objetivo atenuar os erros dos valores observados em campo. Munavalli & Kumar (2003 e 2005) avaliaram diferentes métodos para determinação de peso,

incluindo o peso baseado na média dos valores observados em campo para cada nó monitorado; adotado neste trabalho. O peso pode ser descrito conforme a equação:

$$W_j = \left(\frac{1}{C_{j\text{médio}}} \right)^n \quad (3.2)$$

Em que $C_{j\text{médio}}$ (mg/L) média da concentração de cloro residual monitorada do nó j e que n varia entre 1 e 2, para este estudo $n=2$.

No modelo de calibração de parâmetros de qualidade podem ser variáveis de decisão, a ordem do decaimento no escoamento (n) na zona da parede, a constante de decaimento no escoamento (k_b) e a constante de decaimento na zona da parede escoamento (k_w), considerando valores globais ou valores por zonas (conjuntos de tubos) pré-definidas da rede, a concentração limitante do cloro (C_L) e o valor do coeficiente (F) que correlaciona a constante (k_w) com a rugosidade.

3.1.2 Calibração do modelo de vazamento

Para que os parâmetros do modelo de qualidade possam ser calibrados, primeiramente deve-se proceder à calibração do modelo hidráulico. Neste caso, a função objetivo para a calibração, também foi baseada no modelo inverso, porém minimizando os desvios entre as variáveis de pressões e vazões observadas e os respectivos valores obtidos via simulação hidráulica do modelo, utilizando o EPANET como módulo de avaliação auxiliar.

O processo de calibração deve seguir as seguintes etapas: preparação dos dados de entrada do modelo, definição das variáveis de decisão do problema (parâmetros hidráulicos) e aplicação do modelo de otimização (SOARES, 2003).

A função objetivo adotada baseia-se no somatório dos quadrados das diferenças entre valores observados e simulados de pressões e vazões ponderados por pesos (SOARES, 2003):

$$\min FO_2 = \sum_{t=1}^{n^{PD}} \left\{ \sum_{j=1}^{n_t^P} w_j^P \left[\frac{(P_{t,j} - P_{t,j}^*)^2}{(P_{t,i} / n_t^P)^2} \right] + \sum_{j=1}^{n_t^Q} w_j^Q \left[\frac{(Q_{t,j} - Q_{t,j}^*)^2}{(Q_{t,i} / n_t^Q)^2} \right] \right\} \quad (3.3)$$

Em que n^{PD} é o número de padrões de demanda observados, n^P é o número de padrões de demanda quando há observações de pressões, n^Q é o número de padrões de demanda quando há observações de vazões, w^P e w^Q são pesos atribuídos às observações de pressões e vazões, respectivamente, P são as pressões simuladas, P^* as pressões observadas, Q as vazões simuladas e Q^* as vazões observadas.

Soares (2003) avaliou os pesos da Equação 3.3, de acordo com seus resultados os menores desvios encontrados foram decorrentes a utilização de $w^P = 0,4$ e $w^Q = 0,6$. Sendo assim, esses mesmo valores foram adotados neste trabalho.

Neste modelo de calibração podem ser variáveis de decisão a rugosidade absoluta (ϵ) e os parâmetros do modelo vazamento dirigido pela pressão, coeficiente (θ) e expoente (α) para tubulações ou setores de tubulações.

3.2 MODELO DE SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA (EPANET)

3.2.1 Simulação hidráulica

Na simulação hidráulica realizada pelo EPANET, são calculadas as cargas hidráulicas nos nós e as vazões nas tubulações, a cada passo de cálculo. Os níveis de água nos reservatórios de nível fixo e os consumos nos nós são atualizados, de acordo com os padrões temporais que lhes são associados.

As cargas hidráulicas e as vazões nos pontos da rede, em determinado instante, são obtidas por meio da resolução simultânea da equação da continuidade (Conservação da Massa) para cada nó e da equação da conservação da energia para cada tubulação da rede. Para o cálculo do balanço hidráulico utilizam técnicas iterativas para resolver as equações não lineares envolvidas. O simulador utiliza um Método Híbrido Nó-Malha (TODINI &

PILATI, 1987⁵ apud ROSSMAN, 2000) e o Método do Gradiente (SALGADO et al, 1988⁶ apud ROSSMAN, 2000).

Uma das dificuldades inerentes ao problema dos vazamentos é a avaliação da parcela da vazão abastecida total que corresponde aos vazamentos. Assim, é necessária uma suposição quanto à composição da vazão abastecida (SOARES, 2003). Neste caso, admitiu-se que a vazão total abastecida (TS) corresponde à vazão efetivamente abastecida, acrescida dos vazamentos. Inicialmente pode-se considerar que a vazão total abastecida é uma demanda base (DBT) multiplicado por um fator temporal de consumo total (FT), fator esse que incorpora consumo real e vazamento. O balanço de massa correspondente pode ser escrito como:

$$TS = DBT \times FT \quad (3.4)$$

Pode ser reescrita, considerando que (TS) possa ser subdividida em demanda total efetivamente abastecida (TS*) e vazamentos (Vtotal). O balanço de massa passa ser escrito como:

$$TS = TS^* + V_{total} \quad (3.5)$$

Supondo que a vazão efetivamente abastecida é a demanda de base multiplicada por um Fator temporal apenas de consumo real (FT*), conforme:

$$TS^* = DBT \times FT^* \quad (3.6)$$

Substituindo a equação 3.6 em 3.5, temos o seguinte balanço de massa :

$$TS = DBT \times FT^* + V_{total} \quad (3.7)$$

Deste modo pode-se considerar que o fator temporal de consumo efetivo pode ser determinado subtraindo do consumo total o valor de vazamento, FT* pode ser obtido através da seguinte equação:

$$FT^* = \frac{TS - V_{total}}{DBT} \quad (3.8)$$

⁵ Todini, E., Pilati, S. . A gradient method for the analysis of pipe networks. International Conference on Computer Applications for Water Supply and Distribution, Leicester Polytechnic, UK, September 8-10, 1987.

⁶ Salgado, R., Todini, E., O'Connell, P.E. (1988). Extending the gradient method to include pressure regulating valves in pipe networks. Proc. Inter. Symposium on Computer Modeling of Water Distribution Systems, University of Kentucky, May 12-13.

Na Figura 3.1 é mostrado o fluxograma do processo de avaliação hidráulica para determinar o fator de consumo real para cada padrão horário. Em que o FLi é a porcentagem inicial admitida de vazamento do sistema para uma determinada hora de operação. FL é a porcentagem de vazamento encontrada ao final do processo de avaliação.

$$V_{total} = \sum_i^n V_i \quad N \text{ é o número de nós.} \quad (3.9)$$

Figura 3.1 Fluxograma do processo proposto para avaliação hidráulica e determinação do fator de consumo para cada padrão horário de demanda.

3.2.2 Modelo de vazamento em função da pressão nodal

Os softwares disponíveis podem ser Modelos de Simulação Hidráulica Dirigido pela Demanda (MSHDD), caracterizados por avaliarem a pressão nos nós e as vazões nas tubulações de forma a satisfazer totalmente as demandas impostas para todos os nós, sem

considerar a pressão disponível. Esses modelos geralmente não consideram vazamentos nas avaliações hidráulicas.

O EPANET também não considera vazamento diretamente nas simulações, entretanto possibilita a associação de dispositivos emissores aos nós, que modelam o escoamento através de orifícios, variando em função da pressão no nó, de acordo com uma lei de vazão do tipo:

$$Q_e = KfP^\alpha \quad (3.10)$$

Sendo Q_e o vazamento do emissor no nó, P é a pressão do nó provido de emissor, Kf o coeficiente do emissor e α o expoente do emissor.

Araújo et al. (2003) consideraram esses emissores nos nós, para impor vazamentos como uma função das pressões nodais. Em que Kf , passa a ser um valor em função da área de influência de cada nó (metade dos comprimentos das tubulações ligadas a ele), conforme a equação:

$$Kf_i = c \sum_{j=1}^m 0,5 * L_{ji} \quad (3.11)$$

Sendo c um coeficiente de vazamento e L o comprimento da tubulação que liga o nó j ao nó i (m).

Entretanto, existem autores que consideram o vazamento por unidade de área superficial da tubulação. Tucciarelli et al. (1999) apresentou a seguinte equação para avaliação dos vazamentos:

$$Q_{s_i} = (P_i)^a \sum_{j=1}^{M_i} \frac{\pi}{2} D_{ij} \theta_{ij} L_{ij} \quad (3.12)$$

Em que Q_{s_i} é o vazamento no nó, a é o expoente de perda, D_{ij} é o diâmetro da tubulação ligando o nó i ao nó j , θ_{ij} é a taxa de vazamento por unidade de superfície da tubulação ligando o nó i ao nó j , e M_j é o conjunto das tubulações ligadas ao nó i .

O uso dos emissores, conforme apresentado por Araújo et al. (2003), permite realizar simulações dinâmicas e possibilita ainda utilizar o módulo de qualidade de água do EPANET 2 (ROSSMAN,2000). Deste modo, o que se pretende é representar através dos emissores o vazamento devido às pressões nodais, porém adotando a proposta de Tucciarelli et al (1999) para vazamentos.

Assim, para esta pesquisa foi considerada a ocorrência de vazamento por meio da Equação 3.10, sendo adotado o coeficiente do emissário passa a ser uma relação por unidade de área superficial da tubulação, descrita pela equação:

$$Kf_i = \sum_{j=1}^{M_i} \frac{\pi}{2} D_{ij} \theta_{ij} L_{ij} \quad (3.13)$$

3.3 PROCESSO DE CALIBRAÇÃO

3.3.1 Parâmetros de qualidade

Com vistas à determinação dos parâmetros relativos ao decaimento de cloro em sistemas de distribuição, foi elaborada uma rotina computacional em linguagem C++, que faz a ligação do simulador EPANET, como módulo de avaliação da concentração do cloro na rede, e a biblioteca Galib C++ para aplicação dos Algoritmos Genéticos como ferramenta de otimização. O modelo desenvolvido possui quatro arquivos de entrada:

- Arquivo 1: Este arquivo contém os dados observados de cloro residual, com as respectivas identificações de localização dos nós e o tempo de monitoramento.
- Arquivo 2: Este arquivo contém os parâmetros estabelecidos para os AGs, como o tipo do AG (geracional elitista ou Steady-State), operador de seleção (Ordenamento, Roda da Roleta, Torneio, Uniforme, Amostragem Determinística e Stochastic Remainder Sampling - SRS), número de cromossomos a serem trocados (no caso do AG Steady-State), operador de recombinação (Uniforme, Um Ponto, Dois Pontos, Aritmética e BLX- α), probabilidades de recombinação e mutação, tamanho da população, número de gerações, semente aleatória e limites máximo e mínimo definido das variáveis de decisão.
- Arquivo 3: Este arquivo contém as informações sobre os parâmetros a serem calibrados para decaimento do cloro no sistema de distribuição de água, incluindo a ordem do decaimento na massa de água; a ordem do decaimento na parede da

tubulação; o zoneamento da rede de distribuição de água em relação ao coeficiente de decaimento no escoamento e ao coeficiente de decaimento na parede da tubulação; a concentração limitante e o fator que relaciona a reação na zona da parede da tubulação e a respectiva rugosidade.

- Arquivo 4: Este arquivo corresponde ao arquivo de entrada do EPANET 2, que contém a configuração da rede, como demandas e cota topográficas dos nós, níveis dos reservatórios, comprimentos, diâmetros e rugosidades das tubulações, bombas, válvulas e regras de operação do sistema, além de opções quanto ao uso de equações de perda de carga (Darcy-Weisbach, Hazen-Williams ou Chezy-Manning), unidades, tolerância e outros.

Deste modo, o fluxograma da Figura 3.2 mostra o processo de calibração para qualidade com a utilização dos AGs como método de busca.

Figura 3.2 Fluxograma do processo de calibração dos parâmetros de qualidade AGs.

3.3.2 Parâmetros de vazamento

Foi elaborada uma segunda rotina computacional, também em C++, que possibilita determinar os parâmetros pertinentes à determinação de vazamentos em redes de distribuição.

O processo de calibração possui o mesmo princípio que o modelo de calibração de qualidade. Utiliza a biblioteca Galib C++ para aplicação dos Algoritmos Genéticos como ferramenta de otimização; porém o simulador EPANET funciona como módulo de avaliação das condições hidráulicas (pressão e vazão). O modelo desenvolvido possui quatro arquivos de entrada:

- Arquivo 1: Este arquivo contém os padrões de demandas observados com dados observados em campo como pressão e vazão, com as respectivas identificações dos nós em que ocorreu o monitoramento.
- Arquivo 2: Este arquivo contém os parâmetros estabelecidos para os AGs, como o tipo do AG (geracional elitista ou Steady-State), operador de seleção (Ordenamento, Roda da Roleta, Torneio, Uniforme, Amostragem Determinística e Stochastic Remainder Sampling - SRS), número de cromossomos a serem trocados (no caso do AG Steady-State), operador de recombinação (Uniforme, Um Ponto, Dois Pontos, Aritmética e BLX- α), probabilidades de recombinação e mutação, tamanho da população, número de gerações, semente aleatória e limites máximo e mínimo definidos das variáveis de decisão.
- Arquivo 3: Este arquivo contém as informações sobre o vazamento no sistema de distribuição de água, incluindo o coeficiente de vazamento, o expoente de vazamento, o zoneamento das redes dos sistemas de distribuição de água em relação às áreas de rugosidade e o zoneamento das redes dos sistemas de distribuição de água em relação às áreas de vazamentos, identificando as tubulações que compõem cada zona.
- Arquivo 4: Trata-se do arquivo de entrada do EPANET 2, que contém a configuração da rede, como demandas e cota topográficas dos nós, níveis dos reservatórios, comprimentos, diâmetros e rugosidades das tubulações, bombas, válvulas e regras de operação do sistema, além de opções quanto ao uso de equações de perda de carga (Darcy-Weisbach, Hazen-Williams ou Chezy-Manning), unidades, tolerância e outros.

Deste modo, o fluxograma da Figura 3.3 mostra o processo de calibração para qualidade com a utilização dos AGs como método de busca.

Figura 3.3 Fluxograma do processo de calibração dos parâmetros de vazamento com os AGs.

3.3.3 Parâmetros dos Algoritmos Genéticos

Para o processo de calibração foi escolhida a representação real (números inteiros ou ponto flutuante), com limites máximos e mínimos definidos na entrada do modelo e como critério de parada será o número de gerações adotado para o uso dos Algoritmos Genéticos

Os parâmetros dos AGs aplicados nas simulações para o processo de calibração são descritos na Tabela 3.1

Tabela 3.1 Parâmetros dos AGs adotados nas simulações de vazamento

Tipo do Algoritmo Genético	Geracional elitista	Steady-State
Representação das soluções População de soluções	Real Dependente do nº de variáveis de decisão	Real Dependente do nº de variáveis de decisão
Recombinação	Aritmética	Aritmética
Probabilidade de recombinação	0,90	0,90
Seleção	Uniforme	Uniforme
Mutação	gaussiana	gaussiana
Probabilidade de mutação	0,1	0,1
Taxa de elitismo	0,5	0,5
Número de gerações	Dependente do nº de variáveis de decisão	Dependente do nº de variáveis de decisão
Escalonamento	linear (c =1,5)	linear (c =1,5)

3.4 SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO ESTUDADOS

3.4.1 Sistema de distribuição JUCU

Para análise da rotina de calibração de parâmetros de qualidade de água, foi estudada a rede do sistema de abastecimento da localidade de JUCU, Figura 3.4, situada no município de Viana – ES, utilizada na pesquisa de (CASAGRANDE, 1997). Trata-se de um sistema de abastecimento que utiliza um manancial subterrâneo e é composto de adutora de água bruta, estação de tratamento completa e reservatório de distribuição.

O sistema tem como característica a capacidade de produção do sistema de aproximadamente 490 m³/dia, com vazão instantânea de 8,50 L/s e tempo de funcionamento de 16 horas/dia. A rede é constituída de 47 tubulações, sendo que todas são de PVC e considerada a rugosidade absoluta igual a 0,1 mm. As informações sobre as tubulações e os nós do sistema de distribuição podem ser visualizadas nas Tabelas 3.2 e 3.3.

Figura 3.4 Sistema de distribuição da localidade de Jucu

Fonte: (Casagrande, 1997)

Os fatores de consumo horário e a concentração de cloro residual na saída do reservatório podem ser visualizados nas Figuras 3.5 e 3.6. Foram realizadas simulações dinâmicas, considerando o período de 24 horas de operação e o reservatório com nível de 44,67 m não variável. Cabe ressaltar que o consumo é constante nos nós 47 e 48; representação que foi adotada por Casagrande (1997) para considerar o vazamento diário nesses dois pontos.

Nessa rede foram determinados os parâmetros de qualidade de água, assumindo que os parâmetros de decaimento no escoamento k_b e de decaimento na parede k_w são parâmetros

globais. No entanto, o parâmetro k_w , também foi estimado através da determinação do fator (F) da Equação 2.32.

Tabela 3.2 Dados das tubulações do sistema de distribuição Jucu

Tubulação	Comprimento (m)	Diâmetro (mm)	Tubulação	Comprimento (m)	Diâmetro (mm)
1	30	156.4	23	100	100
2	110	156.4	24	20	54.6
3	50	54.6	25	190	54.6
4	380	156.4	46	1	54.6
5	25	100	26	25	100
47	1	100	27	65	54.6
6	155	100	28	100	24.8
7	50	54.6	29	190	100
8	105	27.8	30	75	78.2
9	65	100	31	110	54.6
10	95	54.6	32	75	54.6
11	110	27.8	33	90	54.6
12	110	100	34	80	24.8
45	15	100	35	300	78.2
13	135	54.6	36	670	78.2
14	130	27.8	37	450	78.2
15	55	100	38	100	54.6
16	40	54.6	39	95	54.6
17	65	54.6	40	74	54.6
18	90	24.8	41	56	54.6
19	40	100	42	124	54.6
20	30	100	43	86	54.6
21	70	27.8	44	26	54.6
22	90	100

Figura 3.5 Fatores de Consumo horário do sistema Jucu.

Tabela 3.3 Características dos nós do sistema de distribuição Jucu

Nó	Cota (m)	Demanda (m ³ /s)	Nó	Cota (m)	Demanda (m ³ /s)
2	38.00	0.000	25	6.52	0.014
3	9.19	0.000	26	6.46	0.133
4	9.34	0.065	27	7.37	0.018
5	8.82	0.491	28	7.50	0.046
6	8.86	0.022	29	8.00	0.070
48	8.86	0.810	30	10.02	0.133
7	8.49	0.139	31	23.58	0.053
8	8.34	0.045	32	37.55	0.077
9	9.04	0.094	33	26.85	0.053
10	8.76	0.058	34	27.15	0.063
11	8.41	0.085	35	30.47	0.056
12	9.22	0.099	36	9.88	0.000
13	8.64	0.099	37	18.00	0.000
14	7.85	0.121	38	10.94	0.000
15	9.88	0.117	39	34.08	0.068
16	7.33	0.039	40	34.42	0.065
17	9.33	0.028	41	20.47	0.050
18	10.24	0.046	42	19.00	0.038
19	10.49	0.063	43	30.00	0.084
20	7.70	0.028	44	30.46	0.059
21	8.03	0.021	45	30.45	0.018
22	7.50	0.049	46	8.76	0.011
23	7.51	0.063	47	6.46	0.380
24	7.07	0.070

Figura 3.6 Cloro residual na saída do reservatório do sistema Jucu.

3.4.2 Sistema de distribuição FOURAS

O sistema de Fouras (Figura 3.7), localizado na França, constitui alvo dos estudos realizados por Cheung (2005). As tubulações dessa rede são de diversos materiais, como PVC, PEAD, Cimento Amianto e Ferro Fundido. Na sua composição inclui um único reservatório e 26 nós de consumo, interconectados por 29 tubulações, cujas características são apresentadas nas Tabelas 3.4 e 3.5.

Foi considerado um tempo total de 144 horas de simulação que, de maneira adequada, representam as observações necessárias para a qualidade de água da rede. O sistema possui dois padrões de consumo, conforme apresentados nas Figuras 3.8 e 3.9, que foram levantados em campo por Cheung (2005). A concentração do cloro residual na saída do reservatório pode ser visualizada na Figura 3.10.

Figura 3.7 Esqueleto do Sistema de distribuição de Fouras (França)

Fonte: (Cheung, 2005).

Figura 3.8 Fatores de Consumo horário do sistema Jucu – Padrão de demanda 1

Figura 3.9 Fatores de Consumo horário do sistema Jucu – Padrão de demanda 2

Para a determinação dos parâmetros de decaimento do cloro foram adotados os dois cenários propostos por Cheung (2005); no primeiro k_b é um parâmetro global e o sistema é dividido em zonas de acordo com o material da tubulação para determinação de k_w no segundo é apenas determinado o k_b , que foi dividido em zonas de acordo com os materiais das tubulações. Também, foi investigado um terceiro cenário com o objetivo de averiguar a calibração dos parâmetros de qualidade adotando k_b como um parâmetro global e o efeito do k_w determinado através do fator F da Equação 2.32.

Figura 3.10 Cloro residual na saída do reservatório do sistema Fours

Tabela 3.4 Informações das tubulações do sistema de distribuição

Tubulação	Nó 1	Nó 2	Comprimento (m)	Diâmetro (mm)
1	STLA	BOUI	450	175
2	BOUI	4VOI	700	175
3	4VOI	SNCF	650	175
4	SNCF	TOUC	750	100
5	TOUC	N35	350	100
6	YVES	ROCH	1750	98.8
7	ROCH	MARO	1460	60
8	SNCF	SAIN	150	200
9	SAIN	PIER	600	200
10	PIER	RAIZ	360	200
11	PIER	FOUR	200	80
12	FOUR	BARR	380	80
13	RAIZ	FOUR	300	53.6
14	PIER	BARR	700	64
15	BARR	N36	300	64
16	RAIZ	N112	260	200
17	N112	N111	280	98.8
18	N112	CANA	1200	200
19	PIQ2	SABLIERE	375	200
20	DAUP	CITE	1050	127.8
21	CITE	YVES	730	98.8
22	STLA	roche	1850	80
23	STLA	N31	700	150
24	N31	AUBO	700	150
29	N35	DAUP	840	139.6
30	N36	N111	250	42.6
31	SABLIERE	CANA	2425	200
32	roche	1	160	64
33	1	BARO	120	26.8

Tabela 3.5 Características dos nós do sistema de distribuição Fouras

Nó	Cota (m)	Demanda (m³/s)
STLA	8	63
BOUI	11	122
4VOI	11	32
SNCF	6	15
TOUC	20	51
YVES	10	79
ROCH	5	3
MARO	3	83
SAIN	7	56
PIER	17	62
RAIZ	20	30
FOUR	12	20
BARR	8	112
N111	12	23
N112	20	0
CANA	5	0
DAUP	8	0
CITE	9	0
roche	3	15
AUBO	5	111
N31	5	30
N35	5	0
N36	10	0
SABLIERE	7,5	0
1	3	0
BARO	3	0,69

3.4.3 Sistema de distribuição Hipotético

As análises que envolveram o sistema Jucu e o sistema Fouras apenas trataram dos aspectos de determinação de parâmetros de qualidade de água; não foi avaliada a interferência da calibração hidráulica nos modelos de qualidade de água. Com vistas a estudar tais interferências foi adotada a rede hipotética utilizada nas pesquisas de Tucciarelli et al (1999) e Soares (2003), visualizada na Figura 3.11.

Trata-se de uma rede amplamente estudada na área de vazamentos devido à pressão que tem como características três reservatórios, três zonas homogêneas em termos do parâmetro de vazamento (θ), uma única zona para o expoente de vazamento (α) e uma de rugosidade absoluta (ϵ), essas informações podem ser encontradas nas Tabelas 3.6 e 3.7.

Figura 3.11 Rede hipotética utilizada para simulações com vazamento

Fonte: (Tucciarelli et al, 1999)

Cabe ressaltar que se trata de uma rede hipotética, por isso os dados citados como de campo foram proveniente de simulações, portanto o estudo dessa rede seguiu os seguintes passos:

- Foram realizadas simulações com padrões de consumo, parâmetros de vazamento (EQ. 3.10 e EQ. 3.13) e parâmetros de decaimento de cloro para a reprodução das condições similares as reais de operação de um sistema de distribuição;
- Monitoramento fictício em tubulações e nós para obter dados de vazão e pressão, respectivamente;
- Monitoramento fictício em nós para obter dados de cloro residual;
- Com os dados de pressão e vazão foi realizada a calibração hidráulica sem considerar vazamento e logo depois foram calibrados os valores dos parâmetros de qualidade de água com os dados de cloro residual; e
- A calibração hidráulica foi realizada considerando vazamento e, a seguir foi feita a calibração de parâmetros de decaimento.

Esses passos permitiram a avaliação do modelo de calibração de qualidade de água em um sistema de distribuição com três fontes de cloração e o diagnóstico da influência da calibração hidráulica nos resultados do processo de busca voltados aos parâmetros de decaimento de cloro.

Tabela 3.6 Informações das tubulações do sistema de distribuição

Tubulação	Comprimento (m)	Diâmetro (mm)	Zona (θ)
1	1000	500	3
2	500	250	1
3	1000	500	3
4	500	150	1
5	500	150	1
6	500	250	1
7	500	250	1
8	500	150	1
9	500	150	2
10	500	250	2
11	500	150	2
12	560	250	2
13	250	250	2
14	560	250	2
15	500	150	2
16	500	250	2
17	500	150	2
18	500	150	2
19	500	250	2
20	700	150	2
21	500	250	2
22	500	500	3
23	1	500	3
24	1	500	3
25	1	500	3

Tabela 3.7 Informações das tubulações do sistema de distribuição

Nó	Cota(m)	Demanda (m³/s)
1	25	36.
2	20	36.
3	22	36.
4	27	0.
5	3	0.
6	27.	36.
7	22	0.
8	25	0.
9	25	0.
10	20	0.
11	22	36.
12	27	0.
13	25	0.
14	25	0.
15	30	0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO JUCU

Para o processo de determinação dos parâmetros de qualidade do sistema Jucu foram propostos quatro cenários. No primeiro foi considerado o valor de $0,191 \text{ d}^{-1}$ para k_b , determinado por Casagrande (1997) e através do modelo foi ajustado o valor de k_w para todas as tubulações. No segundo cenário manteve-se o valor para k_b , porém foi determinado o fator (F) que permite simular os efeitos de k_w por meio da EQ 2.32, que correlaciona o coeficiente de decaimento na zona da parede com rugosidade e diâmetro da tubulação.

No terceiro cenário foram determinados, através do modelo de calibração, os valores globais de k_b e k_w únicos para todas as tubulações da rede. Para o quarto cenário ajustou-se um valor global de k_b para todo o sistema, porém os valores de k_w foram determinados de forma indireta através do fator F da EQ. 2.32. Para todos os cenários foi considerado decaimento de primeira ordem no escoamento e na zona próxima à parede da tubulação.

No processo de calibração dos parâmetros, foram utilizados dois tipos de AGs, o AG Geracional elitista e Steady-State, e a função objetivo FO_1 (EQ 3.1). O critério de parada adotado para as simulações foi o número máximo de gerações. Os limites dos parâmetros e as informações sobre as simulações constam das Tabelas 4.1 e Tabela 4.2.

Para o processo de calibração foram utilizados os dados de concentração de cloro residual monitorados nos nós 6, 30, 38 e 46 por Casagrande (1997). Os valores podem ser visualizados na Tabela 4.3.

Tabela 4.1 Informações sobre as simulações realizadas

Parâmetro	Limite mínimo	Limite máximo
k_b	1,0	0,001
k_w	0,1	0,0001
F	0,1	0,0001

Tabela 4.2 Informações sobre as simulações realizadas

AG	Simulação	População	Geração	Semente Aleatória
Geracional Elitista	1	300	500	10
	2			100
	3			500
	4			1200
Steady-State	1	150	50	10
	2			100
	3			500
	4			1200

Tabela 4.3 Valores de concentração de cloro residual (mg/L) monitorados no sistema Jucu

Tempo	Nó 6	Nó 30	Nó 38	Nó 46
1	0,50	0,45	0,40	0,45
2	0,50	0,45	0,45	0,50
3	0,55	0,45	0,40	0,50
4	0,65	0,50	0,45	0,60
5	0,70	0,55	0,45	0,70
6	0,65	0,65	0,55	0,70
7	0,60	0,70	0,60	0,65
8	0,55	0,65	0,65	0,60
9	0,45	0,55	0,60	0,55
10	0,30	0,50	0,55	0,45
11	0,30	0,40	0,50	0,30
12	0,40	0,30	0,50	0,30
13	0,40	0,30	0,40	0,40
14	0,40	0,30	0,40	0,40
15	0,40	0,30	0,35	0,35
16	0,40	0,30	0,35	0,35
17	0,40	0,30	0,35	0,40
18	0,40	0,30	0,35	0,40
19	0,35	0,25	0,30	0,35
20	0,35	0,30	0,30	0,30
21	0,40	0,30	0,30	0,35
22	0,20	0,35	0,25	0,30
23	0,20	0,35	0,25	0,20
24	0,30	0,20	0,30	0,20

4.1.1 Primeiro Cenário

Os valores encontrados para o parâmetro k_w , juntamente, com o valor da função objetivo para cada simulação são apresentados na Tabela 4.4. No processo de calibração com o AG Geracional Elitista foram encontrados valores entre $0,0081 \text{ md}^{-1}$ a $0,0088 \text{ md}^{-1}$ para o k_w e os valores da função objetivo variaram entre 0,296 a 0,301. Em todas as simulações, a função objetivo média tendeu a encontrar os menores valores no início das simulações, apresentou valores de picos e depressões e apenas estabilizou com avançado número de gerações para todas as simulações realizadas, Figura 4.1

Tabela 4.4 Resultado das simulações para o primeiro cenário

AG	Simulação	$k_w \text{ (md}^{-1}\text{)}$	FO
Geracional Elitista	1	0,0087	0,297
	2	0,0085	0,296
	3	0,0088	0,297
	4	0,0081	0,301
Steady-State	1	0,0106	0,296
	2	0,0107	0,297
	3	0,0087	0,297
	4	0,0083	0,298

Figura 4.1 Função objetivo para o primeiro cenário (Geracional elitista).

Nas simulações com auxílio do AG Steady-State os valores determinados para k_w mantiveram-se no intervalo entre $0,0083 \text{ md}^{-1}$ a $0,0107 \text{ md}^{-1}$, variação maior comparada com os resultados anteriores. Entretanto, a função objetivo apresentou pouca variação nos resultados das simulações. Na Figura 4.2 pode ser visualizado o comportamento da função objetivo média. À medida que as iterações avançaram, seu valor decresceu sem apresentar picos ou depressões, até estabilizar.

Figura 4.2 Função objetivo para o primeiro cenário (Steady-State).

As Figuras 4.3 a 4.6 mostram os resultados do processo de calibração com AG Geracional Elitista e com AG Steady-State para o primeiro cenário. Nas figuras são apresentadas as concentrações de cloro residual monitoradas em campo e as simuladas definidas assumindo o valor determinado de $0,0085 \text{ (md}^{-1}\text{)}$ para k_w para os nós 6, 30, 38 e 46.

Figura 4.3 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 6)

Figura 4.4 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 30)

Figura 4.5 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 38)

Figura 4.6 Resultado da simulação do primeiro cenário - (nó 46)

4.1.2 Segundo Cenário

Os valores encontrados para o fator F e para a função objetivo ficaram próximos em todas as simulações no segundo cenário, conforme apresentado na Tabela 4.5. A função objetivo média do AG Geracional Elitista apresentou baixa variação nos valores encontrados e a função objetivo média do AG Steady-State apresentou comportamento semelhante ao cenário anterior. As Figuras 4.7 e 4.8 apresentam os resultados das funções objetivas médias para todas as simulações dos AGs Geracional e Steady-State.

Tabela 4.5 Resultado das simulações para o segundo cenário

AG	Simulação	F	FO
Geracional Elitista	1	0,0646	0,285
	2	0,0646	0,285
	3	0,0645	0,285
	4	0,0647	0,285
Steady-State	1	0,0646	0,285
	2	0,0635	0,286
	3	0,0642	0,285
	4	0,0646	0,285

Figura 4.7 Função objetivo para o segundo cenário (Geracional elitista).

Figura 4.8 Função objetivo para o segundo cenário (Steady-State).

Os resultados do segundo cenário considerando os valores da concentração de cloro residual para os nós monitorados podem ser visualizados nas Figuras 4.9 a 4.12, assumindo o valor de 0,0645 para F .

Figura 4.9 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 6)

Figura 4.10 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 30)

Figura 4.11 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 38)

Figura 4.12 Resultado da simulação do segundo cenário - (nó 46)

4.1.3 Terceiro Cenário

Os resultados de cada simulação para determinar os valores de k_b e k_w no terceiro cenário com o respectivo valor da função objetivo estão disponíveis na Tabela 4.6. Os valores para o k_w apresentaram pequena variação em todas as simulações, entre $0,0115 \text{ md}^{-1}$ e $0,0124 \text{ md}^{-1}$. Os valores encontrados para k_b ficaram entre $0,052 \text{ d}^{-1}$ e $0,114 \text{ d}^{-1}$, sendo na simulação 2 do AG Geracional Elitista que foi encontrado o valor destoante dos demais.

Tabela 4.6 Resultado das simulações para o terceiro cenário

AG	Simulação	$k_b \text{ (d}^{-1}\text{)}$	$k_w \text{ (md}^{-1}\text{)}$	FO
Geracional Elitista	1	0,065	0,0120	0,278
	2	0,114	0,0115	0,283
	3	0,052	0,0124	0,277
	4	0,052	0,0124	0,277
Steady-State	1	0,056	0,0122	0,279
	2	0,059	0,0123	0,278
	3	0,054	0,0124	0,278
	4	0,063	0,0120	0,279

Os resultados das simulações realizadas, em termos da evolução do valor da função objetivo média para os dois tipos de AGs são apresentados nas Figuras 4.13 e 4.14. Nas Figuras 4.15 a 4.18 são apresentados as comparações dos valores da concentração de cloro residual monitorado e simulado para os nós monitorados.

Figura 4.13 Função objetivo para o terceiro cenário (Geracional elitista).

Figura 4.14 Função objetivo para o terceiro cenário (Steady-State).

Figura 4.15 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 6)

Figura 4.16 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 30)

Figura 4.17 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 38)

Figura 4.18 Resultado da simulação do terceiro cenário - (nó 46)

4.1.4 Quarto Cenário

Os resultados obtidos nesse cenário em termos dos parâmetros ajustados e o valor da função objetivo para cada simulação são apresentados na Tabela 4.7. Nas simulações com o AG Geracional Elitista foram encontrados valores de k_b entre 0,013 d⁻¹ e 0,040 d⁻¹ e no AG Steady-State foram encontrados valores de 0,056 d⁻¹ a 0,123 d⁻¹. No caso do parâmetro F os valores permaneceram entre 0,073 a 0,094 e a função objetivo com valores 0,270 a 0,278, considerando os resultados de todas as simulações.

Tabela 4.7 Resultado das simulações para o quarto cenário

AG	Simulação	k_b (d ⁻¹)	F	FO
Geracional Elitista	1	0,040	0,089	0,272
	2	0,013	0,094	0,270
	3	0,016	0,093	0,270
	4	0,023	0,094	0,270
Steady-State	1	0,123	0,073	0,278
	2	0,044	0,088	0,272
	3	0,056	0,089	0,273
	4	0,090	0,080	0,274

A função objetivo média das simulações com AG Gerecional Elitista apresentou menores valores no início das simulações e apenas estabilizou nas ultimas gerações, com exceção da simulação 1, conforme apresentado na Figura 4.19. Novamente, observa-se a rápida convergência da função objetivo média para o AG Steady-State, com menos de 10 gerações, conforme a Figura 4.20.

Os resultados de comparação entre os valores da concentração de cloro residual monitorado e simulado são apresentados nas Figuras 4.21 a 4.24, de acordo com os valores de F e k_b determinado pelo o processo de calibração.

Figura 4.19 Função objetivo para o quarto cenário (Geracional elitista).

Figura 4.20 Função objetivo para o quarto cenário (Steady-State).

Figura 4.21 Resultado da simulação do quarto cenário - (nó 6)

Figura 4.22 Resultado da simulação do quarto cenário - (nó 30)

Figura 4.23 Resultado da simulação do quarto cenário - (nó 38)

Figura 4.24 Resultado da simulação do quarto

4.1.5 Análise entre cenários

Nas simulações realizadas com o AG Geracional Elitista, a função objetivo média tendeu a encontrar os valores menores no início das primeiras gerações e apresentou comportamento pouco estável, com exceção das simulações realizadas no segundo cenário. No caso do AG Steady-State, a função objetivo média não apresentou picos ou depressões e convergiu rapidamente com menos de 10 gerações.

Casagrande (1997) ajustou seu modelo de qualidade de água através da determinação do valor de k_b por ensaios de laboratório. Encontrou o valor de $0,191 \text{ d}^{-1}$ considerando o período de decaimento de um dia e o valor de $0,107 \text{ d}^{-1}$ considerando o decaimento de quatro dias; para o modelo foi considerado o primeiro valor. Entretanto, o valor de k_w foi encontrado

por meio de tentativa sobre a análise dos valores monitorados em campo e dos resultados obtidos pelo modelo; valor encontrado $0,015 \text{ md}^{-1}$. A Figura 4.25 apresenta a porcentagem de contribuição de cada parcela de reação para o decaimento do cloro na rede, de acordo com os parâmetros adotados por Casagrande (1997).

Figura 4.25 Taxa de reação média. Considerando $k_b = 0,191 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ e $k_w = 0,015 \text{ (md}^{-1}\text{)}$.

Neste trabalho, para os dois primeiros cenários foi proposto apenas ajustar o parâmetro referente às reações próximas a parede das tubulações, considerando o valor de k_b utilizado por Casagrande (1997). O terceiro e o quarto cenário tiveram a proposta de ajustar, também, o valor de k_b , e produziram os menores valores para a função objetivo. As Tabelas 4.8 e 4.9 apresenta os valores médios encontrados dos parâmetros cinéticos de acordo com Algoritmo Genético.

Tabela 4.8 Valores médios dos parâmetros cinéticos – AG Geracional Elitista

Cenário	K_b	K_w	F	FO
1	0,191	0,0085	-	0,298
2	0,191	-	0,065	0,285
3	0,071	0,0121	-	0,279
4	0,023	-	0,093	0,271

Tabela 4.9 Valores médios dos parâmetros cinéticos – AG Steady-State

Cenário	K_b	K_w	F	FO
1	0,191	0,0096	-	0,297
2	0,191	-	0,064	0,285
3	0,058	0,0122	-	0,279
4	0,078	-	0,083	0,274

A representação matemática do consumo do cloro residual ocorre pelo somatório das reações no escoamento e das reações próximas à parede da tubulação. Nesse caso, os resultados obtidos indicaram que a taxa de reação na parede da tubulação é a maior responsável pelo decaimento do cloro em todos os cenários. Entretanto, com os valores obtidos no terceiro e no quarto cenários ocorreu aumento na importância das reações na parede da tubulação em detrimento do decaimento que ocorre no escoamento. As Figuras 4.26 a 4.29 apresentam a contribuição de cada parcela de reação para o decaimento do cloro na rede, considerando os valores obtidos nos quatros cenários propostos nesta pesquisa.

Figura 4.26 Taxa de reação média, primeiro cenário. Considerando $k_b = 0,191 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ e $k_w = 0,0085 \text{ (md}^{-1}\text{)}$.

Figura 4.27 Taxa de reação média, segundo cenário. Considerando $k_b = 0,191 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ e $F = 0,0646$.

Figura 4.28 Taxa de reação média, terceiro cenário. Considerando $k_b = 0,052 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ e $k_w = 0,0124 \text{ (md}^{-1}\text{)}$.

Figura 4.29 Taxa de reação média, quarto cenário. Considerando $k_b = 0,040 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ e $F = 0,089$.

Com relação ao fator F , pode-se afirmar que sua adoção para essa rede é viável, comprovado com o resultado do segundo e do quarto cenário. O fator F permite determinar os efeitos de k_w considerando a rugosidade e o diâmetro de cada tubulação, com a vantagem de apenas calibrar um valor característico para toda a rede. .

4.2 SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO FOURAS

O estudo desse sistema foi dividido em três cenários, no primeiro a parcela de decaimento no escoamento foi representada por um valor global de k_b e a parcela do decaimento próxima à parede é dividido em zonas de acordo com o material da tubulação para determinação de k_w ; no segundo foi considerada a divisão em zonas por material de tubulação e diversas ordens de decaimento para k_b ; e no terceiro foi determinado um valor global para k_b e os efeitos de k_w foram considerados através do fator F . A Tabela 4.10 contém as informações sobre o AG utilizado nas simulações e a Tabela 4.11 contém informação sobre os limites dos parâmetros calibrados.

As tubulações da rede foram divididas em zonas de acordo com os respectivos materiais (Tabela 4.12): zona de ferro fundido, zona de cimento amianto (CA), e zona de plástico. As tubulações de PEAD foram colocadas nas zonas de PVC.

Para o processo de calibração foram utilizados os valores de concentração de cloro residual monitoradas por Cheung (2005) nos nós: SNF, AUBO, BARO e MARO, por um período de 144 horas.

Tabela 4.10 Informações sobre as simulações realizadas

AG	Simulação	Semente	População	Geração
Steady-State	1	100	300	100
	2	500		
	3	2400		
	4	3000		

Tabela 4.11 Informações sobre os limites dos parâmetros

Parâmetro	Limite mínimo	Limite máximo
$k_b \text{ d}^{-1}$	10	0,5
$k_w \text{ (md}^{-1}\text{)}$	0,5	0,0001
$F \text{ (md}^{-1}\text{)}$	0,5	0,0001
N	1	3

Tabela 4.12 Material das tubulações do sistema Fouras

Tubulação	Material	Tubulação	Material
1	FERRO	16	PVC
2	FERRO	17	PVC
3	FERRO	18	PVC
4	CA	19	PVC
5	CA	20	PEHD
6	PVC	21	PVC
7	CA	22	CA
8	PVC	23	FERRO
9	PVC	24	FERRO
10	PVC	29	PEHD
11	CA	30	PVC
12	CA	31	PVC
13	PVC	32	PEHD
14	PVC	33	PEHD
15	PVC		

4.2.1 Primeiro Cenário

Os resultados de todas as simulações considerando os parâmetros encontrados, o valor da função objetivo e o comportamento da função objetivo média, são apresentados respectivamente na Tabela 4.13 e na Figura 4.30.

Tabela 4.13 Resultados encontrados para o primeiro cenário

Parâmetro	Simulação				Média	Cheung (2005)
	1	2	3	4		
$k_b \text{ (d}^{-1}\text{)}$	1,21	1,15	1,19	1,15	1,15	2,0
$k_{w\text{ferro}} \text{ (md}^{-1}\text{)}$	0,19	0,21	0,20	0,20	0,20	0,6
$k_{w\text{CA}} \text{ (md}^{-1}\text{)}$	0,0006	0,0004	0,0015	0,0010	0,0010	0,1
$k_{w\text{plástico}} \text{ (md}^{-1}\text{)}$	0,0011	0,0026	0,0017	0,0036	0,0023	0,1
FO	8,98	9,33	9,09	9,20	9,15	224,52

Figura 4.30 Função objetivo média para o primeiro cenário

As tubulações de ferro demonstram ter maior contribuição no decaimento do cloro, comprovado pelo valor encontrado para o k_w . Os demais materiais demonstraram menor interferência no consumo do cloro, apresentando menores valores de k_w para as tubulações de cimento amianto. Os resultados referentes às concentrações de cloro residual, simuladas em conjunto com as concentrações monitoradas, podem ser visualizadas nas Figuras 4.31 a 4.34.

Figura 4.31 Resultado da simulação (SNCF) – Cenário 1

Figura 4.32 Resultado da simulação (MARO) – Cenário 1

Figura 4.33 Resultado da simulação (AUBO) – Cenário 1

Figura 4.34 Resultado da simulação (BARO) – Cenário 1

4.2.2 Segundo Cenário

Nesse cenário foram avaliadas diversas ordens de decaimento e determinados os valores de k_b distribuídos em zonas separadas pelo tipo da tubulação, de modo a representar o somatório dos efeitos do decaimento no escoamento e o decaimento que ocorre na parede da tubulação. Os resultados da calibração de acordo com a ordem de decaimento adotada estão disponíveis nas Tabelas 4.14 a 4.18.

Em todas as simulações realizadas, os valores de k_b da zona de tubulações de ferro apresentaram valores mais altos, reafirmando que esse tipo de material por ser mais reativo contribui com maior intensidade no decaimento do cloro residual. Os valores de k_b das zonas de tubulação de cimento amianto estiveram abaixo dos valores encontrados para as zonas de tubulação de plástico, apesar de materiais como PVC e PEAD serem menos reativos que o cimento amianto (HALLAM et al, 2002).

O modelo de calibração foi utilizado para determinar os parâmetros de decaimento sob seis diferentes ordens. Pelos resultados encontrados e adotando o critério de menor valor para a função objetivo, o modelo apresentou ajustes melhores ao considerar cinética de 1º ordem e ordem 1.2, ao contrário dos resultados anteriores de Cheung (2005) que apontaram melhores ajustes com cinética de ordem 1.4. Deste modo foi realizado um novo processo de busca na qual, além dos parâmetros, foi calibrado a ordem, esses resultados estão disponíveis na Tabela 4.19.

Os resultados das quatro simulações apresentaram valores destinados para os parâmetros e para a função objetivo, demonstrando não ter havido convergência. Essa opção aumenta o grau de indefinição desse problema de otimização, visto que a ordem do decaimento interfere na determinação dos valores de k_b .

Tabela 4.14 Resultados encontrados considerando 1º ordem

Parâmetro	Simulação				Média	Cheung (2005)
	1	2	3	4		
k_b	4,53	4,41	4,43	4,45	4,46	4,8
k_{bCA}	1,16	0,79	0,96	0,97	0,97	1,40
k_{nPVC}	1,24	1,34	1,33	1,28	1,30	1,40
FO	9,47	9,52	9,51	9,38	9,47	18,67

Tabela 4.15 Resultados encontrados considerando ordem 1.2

Parâmetro	Simulação				Média	Cheung (2005)
	1	2	3	4		
k_b	5,97	6,08	5,97	5,97	6,00	6,00
k_{bCA}	0,76	0,91	0,50	0,76	0,73	1,80
k_{nPVC}	1,55	1,49	1,67	1,55	1,57	1,50
FO	9,36	9,45	9,63	9,35	9,45	21,52

Tabela 4.16 Resultados encontrados considerando ordem 1.4

Parâmetro	Simulação				Média	Cheung (2005)
	1	2	3	4		
k_b	8,09	8,26	8,05	8,09	8,12	8,00
k_{bCA}	0,61	0,67	0,62	0,61	0,63	2,10
k_{nPVC}	1,88	1,84	1,91	1,88	1,88	1,80
FO	10,56	10,72	10,93	10,56	10,69	98,54

Tabela 4.17 Resultados encontrados considerando ordem 1.6

Parâmetro	Simulação				Média	Cheung (2005)
	1	2	3	4		
k_b	11,41	11,52	11,43	11,50	11,47	8,90
k_{bCA}	1,48	1,61	1,38	1,31	1,45	3,50
k_{nPVC}	1,98	1,93	1,96	1,93	1,95	1,90
FO	13,74	13,66	13,58	13,54	13,63	98,54

Tabela 4.18 Resultados encontrados considerando ordem 1.8

Parâmetro	Simulação				Média	Cheung (2005)
	1	2	3	4		
k_b	15,57	15,51	16,07	15,82	15,74	9,2
k_{bCA}	0,77	0,77	0,85	1,17	0,89	4,70
k_{nPVC}	2,50	2,43	2,38	2,41	2,43	2,30
FO	16,81	16,90	16,75	16,55	16,75	82,43

Tabela 4.19 Resultados encontrados considerando ordem N

Parâmetro	Simulação				Média
	1	2	3	4	
N	1	1	1,43	1	1,13
k_b	4,67	9,93	9,31	4,67	8,48
k_{bCA}	0,78	0,85	0,92	0,78	0,79
k_{nPVC}	1,48	2,77	1,96	1,48	2,61
FO	10,42	22,75	12,16	10,42	31,50

A evolução da função objetivo média e os resultados em termos de concentrações de cloro residual simulada e monitorada, de acordo com o melhor ajuste são apresentadas nas Figuras 4.35 a 4.39.

Figura 4.35 Função objetivo média para o segundo cenário (Steady-State).

Figura 4.36 Resultado da simulação (SNCF) – Cenário 2

Figura 4.37 Resultado da simulação (MARO) – Cenário 2

Figura 4.38 Resultado da simulação (AUBO) – Cenário 2

Figura 4.39 Resultado da simulação (BARO) – Cenário 2

4.2.3 Terceiro cenário

Nesse cenário foi analisada a viabilidade de calibrar os efeitos do decaimento na parede da tubulação com determinação de apenas um parâmetro, o fator F , em conjunto de um valor global para k_b . Foram encontrados valores altos para a função objetivo, o que indica que o modelo não ajustou de maneira satisfatória. Portanto, para essa rede não é viável utilizar o fator F para considerar o decaimento na parede da tubulação. Os resultados de todas as simulações realizadas estão disponíveis nas Tabelas 4.20.

Tabela 4.20 Resultados encontrados para o terceiro cenário

Parâmetro	Simulação				Média
	1	2	3	4	
$k_b (d^{-1})$	2,62	2,62	2,57	2,65	2,62
$F (md^{-1})$	0,04	0,04	0,11	0,022	0,053
FO	121,79	121,81	122,26	122,23	122,02

O AG Steady-State apresentou rápida convergência, indicada pela estabilização do valor da função objetivo média com menos de 10 gerações. Na Figura 4.40 são visualizadas a evolução dos valores da função objetivo média para cada simulação.

Figura 4.40 Função objetivo média para o terceiro cenário (Steady-State).

Os parâmetros encontrados em cada simulação apresentaram valores altos na função objetivo, indicando que a configuração desse cenário não proporcionou ajuste satisfatório. O que pode ser confirmado pelos comparativos; em termos de concentrações de cloro residual simulada e monitorada apresentadas nas Figuras 4.41 a 4.44.

Figura 4.41 Resultado da simulação (SNCF) – Cenário 3

Figura 4.42 Resultado da simulação (MARO) – Cenário 3

Figura 4.43 Resultado da simulação (AUBO) – Cenário 3

Figura 4.44 Resultado da simulação (BARO) – Cenário 3

4.2.4 Análise entre cenários

O AG Steady-State adotado para calibrar os parâmetros da rede Fouras apresentou rápida convergência; a função objetivo média apresentou estabilização veloz nos três cenários, com menos de 10 gerações.

Cheung (2005) ao estudar os parâmetros de decaimento da rede Fouras, inicialmente determinou o parâmetro k_b em laboratório pelo teste da garrafa, valor encontrado 1,9 d'. Entretanto, o autor identificou a necessidade de refinar o valor determinado em laboratório, propondo o estudo de dois cenários que consideram também o decaimento na parede da tubulação.

Neste trabalho foram propostos três cenários que consideram o decaimento no escoamento e na parede da tubulação. Após a calibração, as simulações foram avaliadas com relação ao nível de representação das condições encontradas em campo.

Com o critério de menor função objetivo, o primeiro cenário apresentou o melhor ajuste. Trata-se de um cenário em que o valor de k_b é único para toda rede e que a determinação dos valores de k_w está relacionado ao tipo de material da tubulação (PVC, Cimento Amianto e Ferro).

No segundo cenário foram determinados três valores k_b dividido em áreas conforme o tipo de material da tubulação para cinco ordens de decaimento. Cabe ressaltar, nesse cenário, k_b representa o somatório das duas parcelas do decaimento. A parametrização sob a condição de decaimento de ordem 1.2 apresentou o melhor ajuste. No entanto, a condição de 1º ordem apresentou resultados bem próximos, o que indica a viabilidade de aplicar uma aproximação mais simples para essa rede.

Após determinadas as simulações com as ordens do decaimento no escoamento, também, foi verificada a calibração da ordem para a rede Fouras. No entanto, como a ordem do decaimento interfere na determinação dos valores de k_b essa opção aumentou a indefinição do problema de otimização, levando a não convergência dos valores encontrados.

Para o terceiro cenário foi proposta a simplificação de determinar o valor de k_b , usar apenas o fator F para representar o decaimento na parede. Porém, como se trata de uma rede

de diversos materiais com reatividades diferentes, não foi viável a utilização de um fator F característico da rede.

No primeiro e segundo cenários foram criadas zonas para determinação dos parâmetros de decaimento, porém essas zonas de parâmetro foram divididas apenas pelo tipo do material da tubulação, sem considerar outros fatores como a idade e o diâmetro que também exercem influência na demanda de cloro residual (CLARK & HAUGHT, 2005). Os diâmetros das tubulações de cimento amianto estão entre 60 mm a 100 mm e no caso das tubulações plásticas os diâmetros estão entre 26,8 mm a 200 mm. Provavelmente, as tubulações de diâmetros menores são responsáveis por influenciar o valor do parâmetro de decaimento maior nas tubulações de PVC e PEAD com relação às tubulações de cimento amianto.

4.3 SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO HIPOTÉTICO

Com o objetivo de investigar a aplicação do modelo de calibração de qualidade em redes de distribuição com vazamentos, utilizou-se a rede estudada por Tucciarelli et al (1999). O consumo foi considerado dirigido pela demanda, porém as condições de vazamento foram representadas dependente da pressão conforme as equações 3.10 e 3.13. Os dados adotados para o expoente do emissor (α), o coeficiente de vazamento (θ) para cada zona, a rugosidade absoluta (ϵ) são apresentados na Tabelas 4.21 e os valores calculados de K_f estão disponíveis na Tabela 4.22.

Tabela 4.21 Parâmetros para simulação hidráulica considerando vazamento

Expoente de emissor (α)	Coeficiente do emissor			Rugosidade absoluta (ϵ) (mm)
	θ_1	θ_2	θ_3	
1,253	0,7504 E-07	1,909 E-07	0	3,153

Fonte: Tucciarelli et al (1999).

Para a simulação realizada foi adotado o tempo de operação de 120 horas. As Figuras 4.45 a 4.47 apresentam os valores para padrão horário de consumo; a variação do nível dos reservatórios e os valores como consumo total, consumo real e vazamento provenientes da simulação hidráulica, respectivamente. A saída de cloro residual por cada reservatório da rede pode ser visualizada na Figura 4.48.

Tabela 4.22 Valores de Kf de acordo com os parâmetros de vazamento

Nó	Kf
1	0,102
2	0,076
3	0,061
4	0,029
5	0,103
6	0,102
7	0,097
8	0,106
9	0,074
10	0,058
11	0,038
12	0,086
13	0
14	0
15	0

Figura 4.45 Padrão temporal de consumo real.

Figura 4.46 Nível dos reservatórios durante a operação.

Figura 4.47 Valores dos consumos característicos da rede hipotética.

Figura 4.48 Entrada de cloro residual na rede de acordo com cada reservatório

Nessa rede existem três fontes de água, os reservatórios 16, 17 e 18 (Figura 3.9), e para representar os efeitos do decaimento no escoamento na massa de água foram criadas zonas de k_b de acordo com a influência de cada reservatório.

O zoneamento foi feito com auxílio de simulações do EPANET 2, o programa permite mostrar a quantidade de água que, a partir de determinada origem, se mistura com aquela proveniente de outra(s) origens, assim como a variação espacial desta mistura ao longo do tempo. O reservatório analisado passa a ser a origem de um traçador, substância não reativa, que entra na rede com uma concentração de 100, através do monitoramento fictício da concentração do traçador ao longo do tempo é possível conhecer a porcentagem de água que sai do reservatório e chega às tubulações e aos nós.

Para a divisão das zonas de k_b da rede hipotética foram realizadas três simulações, em cada simulação foi escolhido um reservatório para ser a origem da fonte do traçador. Como resultado foi apurado a quantidade do traçador em cada tubulação da rede, o que definiu o alcance do fornecimento de água de cada fonte de abastecimento e permitiu separar as tubulações de acordo com os valores propostos de k_b . Nas Figuras 4.49 a 4.51 são apresentados os resultados das três simulações em termos de propagação de traçador.

Figura 4.49 Simulação com traçador – Reservatório 16

Figura 4.50 Simulação com traçador – Reservatório 17

Figura 4.51 Simulação com traçador – Reservatório 18

As zonas de tubulações de k_b , Tabela 4.23, foram distribuídas de acordo com a quantidade de água de cada reservatório nas tubulações. No caso de tubulações com concentração de traçador proveniente de mais de uma origem, essas receberam valores de k_b de acordo com o reservatório com maior influência.

Tabela 4.23 Tubulações divida por zona de k_b

Reservatório	16	17	18
k_b	1,2 d ⁻¹	1,8 d ⁻¹	0,5 d ⁻¹
Tubulação	1,2,5,6,7,23	3, 4,8,16,17,19,20,21,24	9, 10,11,12,13,14,15,18,22,25

Os efeitos do decaimento próximo à parede das tubulações foram representados através do fator F (EQ 2.32), com o valor adotado de 1,5 md⁻¹. Entretanto, as tubulações foram divididas em três zonas conforme o diâmetro (Tabela 4.24) e os valores do k_w estão disponíveis na Tabela 4.25.

Tabela 4.24 Tubulações divida por zona de k_w

DN (mm)	500	250	150
Tubulação	1,3,4,22,23,24,25	2,6,7,10,12,13,14,16,19,21	5,8,9,11,15,17,18,20

Tabela 4.25 Valores de k_w

Parâmetro	EQ. 2.32	Real
$k_{wD150}(\text{md}^{-1})$	0,90	0,45
$k_{wD250}(\text{md}^{-1})$	0,80	0,40
$k_{wD500}(\text{md}^{-1})$	0,68	0,34

Cabe ressaltar que após a realização de algumas simulações, constatou-se que para repetir os efeitos do fator F utilizando valores de k_w , devem ser empregados no EPANET 2 a metade dos valores calculados pela EQ. 2.32.

Com o objetivo de analisar a influência do vazamento nodal na qualidade de água da rede, foram analisados dois cenários para os processos de calibração dos parâmetros de decaimento do cloro. No primeiro foi realizada a calibração em termos de rugosidade absoluta sem vazamento e, em seguida, a calibração dos parâmetros de qualidade. No segundo inicialmente é feita à calibração dos parâmetros de vazamento e, em seguida, determina os parâmetros de qualidade de água.

Para a calibração hidráulica foram eleitos três padrões de consumo colocados em ordem decrescente do nível do reservatório, Tabela 4.26. Sendo monitoradas as pressões dos nós 1,2,3,6 e 11 e as vazões nas tubulações 22, 23 e 24.

Tabela 4.26 Padrão de consumo selecionado para a calibração hidráulica

Padrão de Consumo	Hora	Nível dos reservatórios (m.c.a)
1	64	68,75
2	41	66,00
3	53	56,65

Com relação ao processo de calibração dos parâmetros da modelagem hidráulica, a Tabela 4.27 contém as informações sobre o AG utilizado na calibração e a Tabela 4.28 contém informação sobre os limites dos parâmetros calibrados.

Tabela 4.27 Informações sobre os parâmetros do AG - Hidráulica

AG	Simulação	Semente	População	Geração
Steady-State	1	1		
	2	10	300	70
	3	20		

Tabela 4.28 Informações sobre os limites dos parâmetros de vazamento

Parâmetro	Limite mínimo	Limite máximo
α	1,2	3
θ	0,01	3
ε	1	5

No caso do modelo de qualidade foram observados valores de concentração de cloro residual nos nós 2,6, 3 e 11 no período de 25 a 72 horas para o processo de calibração e o período de 73 a 120 horas para o processo de validação. As informações referentes aos parâmetros do AG e dos limites das variáveis do processo de calibração de qualidade estão disponíveis nas Tabelas 4.29 e 4.30.

Tabela 4.29 Informações sobre os parâmetros do AG - Qualidade

AG	Simulação	Semente	População	Geração
Steady-State	1	1	300	70
	2	20		
	3	1000		
	4	1200		

Tabela 4.30 Informações sobre os limites dos parâmetros de qualidade

Parâmetro	Limite mínimo	Limite máximo
k_b	2	0,1
k_w	2	0,1

4.3.1 Primeiro Cenário

4.3.1.1 Calibração dos parâmetros hidráulicos

Como nesse cenário não foi considerado vazamento nos nós, no processo de calibração das condições hidráulicas da rede foi apenas determinado o valor da rugosidade absoluta (ϵ). Os valores encontrados com a comparação dos valores reais são apresentados na Tabela 4.31. As evoluções da função objetivas média das simulações estão disponíveis na Figura 4.52.

Tabela 4.31 Resultado da calibração hidráulica sem vazamento

Parâmetro	Simulação			Real
	1	2	3	
ϵ (mm)	1,87	1,83	1,83	3,153
FO	5,83	5,83	5,83	-

Figura 4.52 Função objetivo média para calibração hidráulica (sem vazamento)

Apesar de não ter sido considerado vazamento, os valores de pressão das simulações apresentaram erros baixos, com erro máximo de 0,72 m.c.a que ocorreu no nó 2, na simulação 1 com o padrão de consumo 1, conforme apresentado na Tabela 4.32.

Tabela 4.32 Comparação entre valores de pressão simulados e observados

Padrão de Consumo	Nó	Pressão Simulada (m.c.a)			Pressão Observada	Erro Absoluto (m.c.a)		
		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3
1	1	42,28	42,29	42,28	42,61	0,33	0,32	0,32
	2	46,41	46,43	46,43	47,14	0,72	0,71	0,71
	3	46,11	46,12	46,11	46,36	0,25	0,24	0,24
	6	41,01	41,02	41,02	40,96	0,06	0,06	0,06
	11	45,26	45,28	45,27	45,67	0,40	0,39	0,39
2	1	39,04	39,06	39,05	39,35	0,31	0,29	0,29
	2	42,89	42,91	42,91	43,59	0,70	0,68	0,68
	3	43,15	43,16	43,16	43,4	0,24	0,24	0,24
	6	38,02	38,03	38,03	37,94	0,09	0,09	0,09
	11	42,02	42,04	42,04	42,4	0,37	0,36	0,36
3	1	27,68	27,71	27,70	27,71	0,03	0,00	0,00
	2	30,35	30,39	30,39	30,53	0,18	0,14	0,14
	3	32,93	32,95	32,95	33,02	0,08	0,07	0,07
	6	27,67	27,69	27,68	27,42	0,26	0,27	0,27
	11	30,64	30,67	30,67	30,72	0,07	0,05	0,05

As simulações sem vazamento foram realizadas dependentes da demanda total da rede, por isso as vazões monitoradas nas saídas dos reservatórios, apresentadas na Tabela 4.33,

apresentam os mesmos valores nas três simulações. Os erros relativos à vazão podem ser considerados significativos, com destaque para os maiores erros que ocorreram na tubulação 23, com valor de 23% em todas as simulações do padrão 1. Nota-se que os dois primeiros padrões, que têm o nível dos reservatórios mais elevados possuem erros maiores na distribuição das vazões.

Tabela 4.33 Comparação entre valores de vazão simuladas e observadas

Padrão de Consumo	Trecho	Vazão (l/s)			Vazão Obs.	Erro relativo (%)		
		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3
1	23	47,26	47,26	47,26	38,38	23%	23%	23%
	24	41,72	41,72	41,72	46,01	9%	9%	9%
	25	65,68	65,68	65,68	70,27	7%	7%	7%
2	23	54,60	54,60	54,60	46,42	18%	18%	18%
	24	48,21	48,21	48,20	52,49	8%	8%	8%
	25	75,87	75,87	75,87	79,77	5%	5%	5%
3	23	77,99	77,99	77,99	72,27	8%	8%	8%
	24	68,89	68,89	68,89	72,65	5%	5%	5%
	25	108,37	108,37	108,37	110,33	2%	2%	2%

4.3.1.2 Calibração dos parâmetros de qualidade de água

Na realização da calibragem de qualidade foi adotada uma simulação dinâmica em que o consumo de água foi definido pela EQ. 3.4, considerando os fatores de demanda de consumo total (FT) para todo o período estudado, Figura 4.53.

Figura 4.53 Fatores de consumo total ao longo do período de simulação

Na busca pelos parâmetros de decaimento foram encontrados três valores de k_b de acordo com influência dos reservatórios e três valores de k_w divididos por zonas relacionadas ao diâmetro das tubulações. Os resultados das simulações, em termos dos parâmetros encontrados e do valor da função, são apresentados na Tabela 4.34 na Figura 4.54 consta a função objetivo média.

Com exceção dos valores encontrados para k_{wD500} e k_{b17} , todos os parâmetros apresentaram valores distantes dos valores reais, por isso não é possível afirmar que os resultados são satisfatórios em termos da determinação de parâmetros. Entretanto, foram encontrados valores baixos da função objetivo e valores de concentração de cloro simulados próximos aos valores dos nós monitorados, Figuras 4.55 a 4.58.

Tabela 4.34 Parâmetros k_b e k_w encontrados sem considerar vazamento

Parâmetro	Simulação				Real
	1	2	3	4	
$k_{br16} (d^{-1})$	1,74	1,50	1,39	1,89	1,20
$k_{b17} (d^{-1})$	2,00	2,00	2,00	2,00	1,80
$k_{b18} (d^{-1})$	0,15	0,18	0,20	0,18	0,50
$k_{wD150} (md^{-1})$	0,61	0,58	0,59	0,65	0,45
$k_{wD250} (md^{-1})$	0,18	0,15	0,12	0,19	0,40
$k_{wD500} (md^{-1})$	0,34	0,40	0,44	0,30	0,34
FO	0,072	0,069	0,068	0,078	-

Figura 4.54 Função objetivo média da calibração da qualidade de água (sem vazamento)

Figura 4.55 Resultado da simulação nó 2 (sem vazamento)

Figura 4.56 Resultado da simulação nó 3 (sem vazamento)

Figura 4.57 Resultado da simulação nó 6 (sem vazamento)

Figura 4.58 Resultado da simulação nó 11 (sem vazamento)

4.3.2 Segundo cenário

4.3.2.1 Calibração parâmetros de vazamentos

Neste cenário admitiu-se que a rede não seja um sistema estanque e foram consideradas as perdas de água no sistema através do modelo pressão x vazamento. Para tanto, foi necessário determinar os parâmetros do modelo de vazamento bem como a rugosidade absoluta da rede.

Portanto, para a rede hipotética foram realizadas simulações com foco na calibração em termos de rugosidade absoluta e dos parâmetros do modelo de vazamento, como o coeficiente θ e o expoente α . Os resultados encontrados estão apresentados de acordo com os valores obtidos para os parâmetros (Tabela 4.35), a comparação entre valores simulados e observados de pressão e vazão (Tabelas 4.36 e 4.37) e a evolução do valor da função objetivo média (Figura 4.59).

Tabela 4.35 Resultado da calibração dos parâmetros de vazamento

Parâmetro	Simulação			Real
	1	2	3	
α	1,218	1,283	1,237	1,253
ε (mm)	3,133	3,139	2,954	3,153
θ_1 (E-07)	0,814	0,674	0,555	0,7504
θ_2 (E-07)	2,16	1,7	1,85	1,909
FO	0,0015	0,0005	0,0035	-

Pode-se considerar que os valores encontrados do expoente e da rugosidade foram ajustados e apresentaram pequenas variações se comparados aos valores reais. No caso dos coeficientes de perda θ_1 e θ_2 foram encontrados valores em torno dos valores considerados de campo.

Figura 4.59 Função objetivo média para calibração de parâmetros de vazamento.

Os valores de pressão encontrados nas três simulações ficaram próximos aos valores reais, podendo ser confirmado com erros pouco significativos. O máximo erro absoluto foi no valor de 0,07 m.c.a, encontrado para o padrão de consumo 3 no nó 2.

Tabela 4.36 Comparação entre valores de pressão simulados e observados

Padrão de Consumo	Nó	Pressão Simulada (m.c.a)			Pressão Observada	Erro Absoluto (m.c.a)		
		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3
1	1	42,61	42,61	42,59	42,61	0,00	0,00	0,02
	2	47,13	47,14	47,07	47,14	0,01	0,00	0,07
	3	46,36	46,36	46,35	46,36	0,00	0,00	0,01
	6	40,95	40,96	40,95	40,96	0,01	0,00	0,01
	11	45,67	45,67	45,66	45,67	0,00	0,00	0,01
2	1	39,35	39,35	39,34	39,35	0,00	0,00	0,01
	2	43,58	43,59	43,52	43,59	0,01	0,00	0,07
	3	43,40	43,40	43,38	43,40	0,00	0,00	0,02
	6	37,93	37,94	37,93	37,94	0,01	0,00	0,01
	11	42,40	42,40	42,41	42,40	0,00	0,00	0,01
3	1	27,72	27,71	27,73	27,71	0,01	0,00	0,02
	2	30,54	30,52	30,53	30,53	0,01	0,01	0,00
	3	33,03	33,02	33,03	33,02	0,01	0,00	0,01
	6	27,42	27,43	27,44	27,42	0,00	0,01	0,02
	11	30,74	30,72	30,76	30,72	0,02	0,00	0,04

Os resultados das vazões também foram encontrados erros poucos significativos, como, por exemplo, o maior erro relativo encontrado foi de 0,26 % na tubulação 23 com padrão de consumo 1 e simulação 1 e na tubulação 24 com padrão 3 na simulação 3.

Os baixos valores de erro para pressão e vazão indicam que o modelo consegue representar as condições hidráulicas para qual foi calibrado.

Tabela 4.37 Comparação entre valores de vazão simuladas e observadas

Padrão de Consumo	Trecho	Vazão (l/s)			Vazão Obs.	Erro relativo (%)		
		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3		Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3
1	23	38,28	38,42	38,35	38,38	0,26%	0,10%	0,08%
	24	46,00	46,02	45,92	46,01	0,02%	0,02%	0,20%
	25	70,37	70,22	70,39	70,27	0,14%	0,07%	0,17%
2	23	46,31	46,48	46,36	46,42	0,24%	0,13%	0,13%
	24	52,50	52,49	52,44	52,49	0,02%	0,00%	0,10%
	25	79,88	79,71	79,89	79,77	0,14%	0,08%	0,15%
3	23	72,14	72,35	72,25	72,27	0,18%	0,11%	0,03%
	24	72,66	72,63	72,46	72,65	0,01%	0,03%	0,26%
	25	110,44	110,26	110,53	110,33	0,10%	0,06%	0,18%

4.3.2.2 Calibração parâmetros de qualidade de água

A busca de parâmetros de qualidade é realizada com simulação dinâmica então, após a determinação dos parâmetros de vazamento foram calculados os fatores multiplicadores para o consumo efetivo FT^* (Figura 4.60), por meio da EQ 3.8. Esses novos fatores possibilitam a realização da simulação dinâmica com a divisão do consumo efetivo e dos vazamentos nodais relacionados à pressão, EQ 3.7.

No processo de determinação dos parâmetros de qualidade a rede foi dividida em três zonas de k_b correspondentes à influência dos reservatórios e três zonas de k_w divididas pelos diâmetros das tubulações. Os resultados encontrados nas simulações são analisados sob comparação dos valores reais na Tabela 4.38 e na Figura 4.61 consta a evolução da função objetivo média do AG aplicado.

Figura 4.60 Comparativo em Fatores de consumo efetivo real e determinado

Os resultados para as zonas k_b foram considerados satisfatórios, os parâmetros encontrados nas simulações ficaram em torno dos respectivos valores reais. Resultado esperado quando se utiliza AGs. No entanto, os valores de k_w também se mantiveram próximos, porém, na maioria das simulações abaixo dos valores reais, isso pode significar uma redistribuição na contribuição de cada parcela de reação no decaimento do cloro residual do sistema estudado.

Os valores da função objetivo ficaram baixos, o que demonstra bom desempenho do modelo de calibração e resulta em valores de concentração de cloro simulados estiveram próximos aos valores dos nós monitorados tanto para o período de calibração quanto o de validação, Figuras 4.62 a 4.65.

Tabela 4.38 Parâmetros k_b e k_w encontrados considerando vazamento

Parâmetro	Simulação				Real
	1	2	3	4	
$k_{br16} (d^{-1})$	1,25	1,02	1,58	1,35	1,2
$k_{b17}(d^{-1})$	1,82	1,63	2,00	1,93	1,8
$k_{b18} (d^{-1})$	0,38	0,41	0,51	0,55	0,5
$k_{wD150}(md^{-1})$	0,43	0,37	0,40	0,38	0,45
$k_{wD250}(md^{-1})$	0,34	0,34	0,33	0,35	0,40
$k_{wD500} (md^{-1})$	0,28	0,34	0,23	0,27	0,34
FO	0,005	0,002	0,007	0,003	-

Figura 4.61 Função objetivo média da calibração da qualidade de água (com vazamento)

Figura 4.62 Resultado da simulação nó 2 (com vazamento)

Figura 4.63 Resultado da simulação nó 3 (com vazamento)

Figura 4.64 Resultado da simulação nº 6 (com vazamento)

Figura 4.65 Resultado da simulação nº 11 (com vazamento)

4.3.3 Análise entre cenários

Para essa rede foi criada uma representação da operação de um sistema de distribuição sob os aspectos de vazamento e qualidade de água e, com esses dados sintetizados, foi avaliada a calibração dos parâmetros de qualidade sem considerar vazamento (cenário 1) e em um segundo momento a calibração dos mesmos foi feita após a calibração dos parâmetros de vazamento.

No cenário 1, apesar dos parâmetros ficarem distantes dos valores reais, as concentrações de cloro residual simulado ficaram bem próximas às concentrações nos nós

monitorados. Inicialmente, pode-se concluir que a rede, sob os aspectos de qualidade de água, está calibrada, apesar de ela não estar em condições ideal de representação hidráulica.

No entanto, ao estender a análise dos dois cenários para os quais nós que não foram utilizados no monitoramento pode-se afirmar que os resultados do cenário 1 não foram satisfatórios, o que reafirma o cuidado da representação hidráulica (cenário 2) na modelagem de decaimento de cloro residual, conforme pode ser visualizado nas Figuras 4.66 e 4.67.

Figura 4.66 Resultado da simulação nó 9

Figura 4.67 Resultado da simulação nó 10

O tempo de residência da água é uma variável importante nas equações de modelagem da qualidade de água, porém esse tempo de percurso da água está ligado às condições hidráulicas da rede, principalmente nas vazões das tubulações. No caso do primeiro cenário

alguns nós apresentaram valores de tempo de residência próximo ao real, como por exemplo, o nó 10 (Figura 4.68)

Figura 4.68 Tempo de percurso da água no nó 10

No entanto, no cenário 1 foram encontrados nós com valores diferenciados para o tempo de residência, como exemplo o nó 9 (Figura 4.69). Isso demonstra que as condições hidráulicas desse cenário interferiram no processo de calibração dos parâmetros de qualidade de água.

Figura 4.69 Tempo de percurso da água no nó 9

A calibração dos parâmetros de vazamento no segundo cenário possibilitou o ajuste da rede para a representação de valores de pressão e de vazão, conseqüentemente o tempo de

residência. As condições hidráulicas bem representadas possibilitaram melhores resultados da calibração de qualidade de água nesse cenário.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1 CONCLUSÃO

Pode-se considerar que foi alcançado o objetivo de elaborar uma rotina computacional que determine parâmetros de decaimento do cloro residual em sistemas de distribuição.

O modelo foi capaz de determinar os valores dos parâmetros k_b e k_w , assumindo valores globais ou valores homogêneos por zonas características. Os efeitos de k_w podem ser determinados, também, de maneira indireta através do fator F que correlaciona esses efeitos com a rugosidade, com o diâmetro da tubulação e com a equação de perda de carga utilizada.

O modelo pode também determinar a ordem de decaimento tanto para as reações no escoamento quanto para as reações próximas as paredes.

Para os quatro cenários analisados no sistema Jucu foram testados a combinação de valores fixos para k_b , os valores calibrados para k_b e k_w e a viabilidade de se determinar o fator F . Os resultados das simulações indicaram que para esse sistema é possível assumir o valor global para k_b e que o decaimento próximo à parede pode ser representado pelo fator F .

No caso do sistema de distribuição Fouras foram propostos três cenários, o primeiro determinando um valor global para k_b e valores k_w de acordo com o material da tubulação; o segundo determinando valores k_b divididos por zonas de acordo com o material da tubulação; e o terceiro determinou um valor global para k_b e avaliado a adoção do fator F para essa rede.

Para o primeiro cenário, as tubulações de ferro apresentaram o maior valor de k_w , em seguida, as tubulações de plástico e por último, as tubulações de cimento amianto, o que indica, neste caso, que as tubulações de ferro têm maior contribuição para o decaimento do cloro. No segundo cenário, os valores de k_b foram mais altos para as zonas de tubulações de ferro e, novamente, os parâmetros relativos às tubulações de plástico estiveram acima das tubulações de cimento amiantos.

Essas zonas de tubulação foram apenas divididas pelo tipo de material sem considerar o diâmetro das tubulações, fator que influencia o consumo de cloro na parede da tubulação (HALLAM et al, 2002 e CLARK E HAUGHT, 2005). Dentro da zona dos materiais plásticos, havia tubulações com diâmetros pequenos, que influenciaram o valor dos parâmetros de decaimento.

No terceiro cenário foi proposta a simplificação de determinar o valor de k_b e o fator F , porém os resultados das simulações não foram satisfatórios. Por se tratar de rede com diversos materiais de reatividades diferentes, foi inviável determinar um valor característico para o fator F .

O estudo da qualidade de água em redes com vazamento foi feito em rede Hipotética, para qual foi elaborada uma representação da operação da rede sobre os aspectos da qualidade de água considerando vazamento devido à pressão nos nós. Com os dados da simulação foi realizada a análise da influência das condições hidráulicas para determinação dos parâmetros de decaimento do cloro residual.

Na rede sem vazamento os valores encontrados de k_b e k_w ficaram distantes dos valores reais. O modelo apenas foi ajustado para os nós utilizados na calibração, apresentando valores divergentes em termos de concentração de cloro residual para nós não utilizados na calibração.

O cenário em que ocorreu a calibração dos parâmetros de vazamento apresentou melhores resultados, incluindo os nós que não estavam contemplados no processo de calibração.

Vale lembrar o fato de a calibração hidráulica auxiliar na distribuição das vazões e pressões na rede, influenciando o tempo de residência da água, variável hidráulica importante para modelos de qualidade de água, o que confirma que a determinação de parâmetros de qualidade é sensível ao nível da representação hidráulica da rede.

5.2 SUGESTÕES

O Modelo foi aplicado em duas redes reais e em um sistema hipotético; os resultados encontrados indicaram a viabilidade de se aplicar a rotina computacional para determinar os parâmetros de decaimento de cloro em sistemas de distribuição.

Nas duas redes reais foram encontrados valores diferentes de k_b com relação aos parâmetros determinados em laboratório, indicando que esses valores necessitam ser ajustados antes de serem utilizados nos modelos matemáticos.

Portanto sugere-se a continuação do estudo de modelos de calibração para parâmetros de qualidade em sistema reais de distribuição, porém contemplando modelos de redes que permitam assumir vazamento devido à pressão nodal.

Ainda sobre k_b , sugere-se que seja realizada pesquisa em redes com mais de uma fonte de cloro residual para o desenvolvimento de metodologia adequada para a divisão de zonas desse parâmetro.

Com relação ao decaimento na parede da tubulação, sugere-se a continuação de estudo da utilização do fator F , porém não apenas como valor característico do sistema e sim como valor característico de cada material da rede.

Sugere-se que sejam realizados estudos de k_w não apenas valores atribuídos ao material da tubulação, mas sim contemplando outras características, por exemplo, o diâmetro e a idade da tubulação.

6. REFERÊNCIAS

ARAUJO, L.S.; RAMOS, H.M.; COELHO, S.T (2003). Estimation of distributed pressure-dependent leakage and consumer demand in water supply network. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ADVANCES IN WATER SUPPLY MANAGEMENT, 2003, London. Proceedings. London: Imperial College.

AZEVEDO NETTO, J. M. (1974). A desinfecção. Princípios. Agentes físicos e químicos. A ação dos desinfetantes. Fatores envolvidos. equações. In: AZEVEDO NETTO, J. M (COORD). Desinfecção de águas, p 210, São Paulo: CETESB.

AZEVEDO NETTO, J. M., FERNANDEZ Y FERNANDEZ, Y., ÁRAUJO, R., ITO, A. E. (1998)Manual de hidráulica. 8 ed. São Paulo: Edgar BIÜncher LTDA.

BRANCO, S. M. (1974) As águas e os microrganismos: amebas, bactérias e vírus. Presença nas águas naturais, nas águas poluídas e nas águas residuárias. In: AZEVEDO NETTO, J. M (COORD). Desinfecção de águas, p 210, São Paulo: CETESB.

BRASIL. Agencia Nacional da Vigilância Sanitária. Decreto Nº 5.440, DE 4 DE MAIO DE 2005. Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. Diário Oficial [da] Republica Federativa do Brasil, Brasília, DF, 05 mai. 2005. Disponível em : <http://e-legis.anvisa.gov.br>. Acesso em:10 mai. 2006.

BRASIL. Ministério de Estado da Saúde. Portaria 518 de 25 de Março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial [da] Republica Federativa do Brasil, Brasília, DF, 26 mar. 2005. Disponível em: <http://e-legis.anvisa.gov.br>. Acesso em: 10 de maio de 2006.

- CASAGRANDE, J. Modelagem matemática da qualidade de água em sistemas de distribuição. Vitória, (1997). 145p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- CHEUNG, P. B. (2005). Computation tools for water Quality modeling in hydraulic networks – Calibrations Model. Technical Report at Cemagref Bodeaux.
- CLARK, R, GRAYMAN, W. MALES, R, HESS, A. (1993). Modeling contaminant propagation in drinking water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*.119(2):349-364.
- CLARK, R. (1998). Chlorine demand and TTHM formation kinetics: a second-order model. *Journal of Environmental Engineering* 124:16-24.
- CLARK, R. , HAUGHT R. C. (2005). Charactering pipe wall demand: implications for water quality modeling. *Journal of water resources planning and management* 131:208-217.
- CLARK, R., ROSSMAN L. A, WYNER L. J. (1995). Modeling distribution system water quality: Regulatory implications. *Journal of water resources planning and management*.V. 121, p. 423-428.
- CLARK, R., SIVAGANESAN M. (1998). Predicting Chlorine Residuals and Formation of TTHMs in Drinking Water. *Journal of Environmental Engineering* 124:1203-1210.
- CLARK, R., SIVAGANESAN M. (2002). Predicting Chlorine Residuals in drinking water: second order model. *Journal of water resources planning and management* 128:152-160.
- DANIEL, L. A. (2001) Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável, PROSAB, coord. Luiz Antônio Daniel, ABES, Rio de Janeiro.
- DANIELI, R. D., GASTALDINI, M. C., BARROSO, L. B. (2006). Modelagem do cloro residual em redes de distribuição – Aplicação ao sistema de abastecimento de Santa. RBRH *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol 11. 4: 201{208.
- DI BERNADO L, DI BERNADO A. (2005). Métodos e técnicas de tratamento de água. 2 ed. São Carlos.: RIMA. P 1152-1312.
- GELDREICH, E. E. (1974) Qualidade microbiológica em águas potáveis. In: AZEVEDO NETTO, J. M (COORD). Desinfecção de águas, p 210, São Paulo: CETESB.

GOLDBERG D. E.(1989) Genetic algorithms in search, optimization, and machine learning. Addison-Wesley, Reading, Massachusetts.

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. Wat. Res., 36:3479{3488.

HALLAM, N. B., HUA F., WEST J. R., FOSTER C. F., SIMMS J. (2003). Bulk decay of chlorine in water distribution systems. Journal of water resources planning and management. Vol. 129:1, p 79-81.

ITOH S., MATSUOKA Y.(1996). Contributions of disinfection by-products to activity inducing chromosomal aberrations of drinking water. Water. Res. Vol 30, No.6, 1403{1410.

LACERDA, E. G. M.; CARVALHO, A. C. P. L. F. (1999). Introdução aos Algoritmos Genéticos. In: GALVÃO, C. O. (org.); VALENÇA, M. J. S. (org.): Sistemas Inteligentes: aplicações a recursos hídricos e sistemas ambientais. Ed. Universidade/UFRGS/ABRH, Porto Alegre, p. 99-150.

LU W, KIÉNÉ L, LÉVI Y. (1999). Chlorine demand of biofilms in water distribution systems. Wat. Res. Vol. 33, No. 3, 827-835.

MAIER, S. H., POWELL, R. S., WOODWARD, C A. (2000). Calibration and comparison of chlorine decay models for a test water distribution system. Wat. Res.v 36:2301{2309.

MANFRINI, C. (1974) Técnicas de cloração. In: AZEVEDO NETTO, J. M (COORD). Desinfecção de águas, p 210, São Paulo: CETESB.

MARTINHO N., COSTA C., MARIANO T., MOURATO S. (2006). Aplicação de um modelo de simulação hidráulica e da qualidade da água no sistema de abastecimento de Abadia. In: 8º. Congresso da água, Figueira da Foz, 13-17 de março de 2006.

MEYER S. T. (1994).O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Trihalometanos e os Riscos Potenciais à Saúde Pública. Caderno. Saúde Pública, vol. 10 (1): 99-110, jan/mar.

MILARÉ, C. R. Extração de conhecimento de redes neurais artificiais utilizando sistema de aprendizado simbólico e algoritmo genético. (2003). São Carlos, 121p. Tese (Doutorado) – Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

- MITH, T. D.; NICHOLAS, J. B.; KENNETH, C. J; KREWSKI D (2005). Chlorination disinfection by-products and pancreatic cancer risk. *Environment Health perspectives*. 113:4, 418-424.
- MUNAVALLI, G.R., KUMAR M. S. M. (2003). Water quality parameter estimation in steady-state distribution system. *Journal of water resources planning and management*. Vol. 129(2):124{134.
- MUNAVALLI, G.R., KUMAR M. S. M. (2005). Water quality parameter estimation in a distribution system under dynamic state. *Water Res.*39:4287{4298.
- MUNAVALLI, G.R., KUMAR M. S. M. (2006). Autocalibration of a water distribution model for water quality parameter using GA. *Journal American Water Works Association*.98:109{123.
- OZDEMIR, O. N., UCAK, A. (2002). Simulation of chlorine decay in drinking-water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering* 128:31-39.
- PHILIPPI JR, A., MARTINS, G. (2005). Água de abastecimento. In: PHILIPPI JR, A. (COORD). *Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. São Paulo: Manoel. 117-180p.
- POWELL, J. C., HALLAM N. B., WEST, J. R. FOSTER C. F., SIMMS JOHN (2000a). Factor which control bulk chlorine decay rates. *Wat. Res.* v 34:117{126.
- POWELL, J. C., WEST, J. R., HALLAM, N. B., FORSTER. C. F., SIMMS, J.(2000b). Performance of various kinetics models for chlorine decay. *Journal of water resources planning and management*. Vol. 126(1):13-20.
- RICHTER, C. A., AZEVEDO NETTO, J. M. (1991). *Tratamento de água : tecnologia atualizada*. Sao Paulo: Edgard Blucher.
- ROSSIN, A. C.(1987) Desinfecção. In: *Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água (Tratamento de Água)*, Vol. 2, São Paulo: CETESB/ASCETESB.
- ROSSMAN L., BOULOS P.(1996). Numerical methods for modeling water quality in distribution systems: A comparison. *Journal of water resources planning and management*.122:137-146.

- ROSSMAN, L. A. (2000) EPANET 2 users manual. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Set. 2000. Disponível em: www.epa.gov/nrmrl/wswrd/. Acesso em: 10 abr de 2006.
- ROSSMAN, L. A. (2006). The effect of advanced treatment on chlorine decay in metallic pipes. U.S. Environmental Protection Water Res.40:2493{2502.
- ROSSMAN, L., CLARK, R., GRAYMAN, W (1994). Grayman. Modeling chlorine residuals in drinking- water distribution systems. ASCE J. of Env. Eng., 120:803{820.
- ROUHIAINEN C. J., TADE M. O., WEST G.(2003). Multi-objective genetic algorithm for optimal scheduling of chlorine dosing in water distribution system. Proc. Computing and Control for the Water Industry.
- SEKHAR M. (2001). Disinfection by-product formation in the water distribution system of Morehead, Kentucky. 229p. Dissertação (Mestrado) – University of Cincinnati, Cincinnati – KY.
- SILVA, K. R. G., KISHI, R. T. (2003). Modelagem matemática do cloro em redes de distribuição de água. Saneare. Vol. 19,26-40.
- SOARES, A. K. (2003). Calibração de modelos de redes de distribuição de água para abastecimento considerando vazamentos e demanda dirigida pela pressão. São Carlos. 153p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Brasil.
- SOBRINHO, P. A, MARTINS G. (2006). Abastecimento de água. In: TSUTIYA, M T (COORD). Abastecimento de água. 3º Ed. São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 643p.
- SOUZA, J. B.(2006) Avaliação de métodos para desinfecção de água, empregando cloro, ácido peracético, ozônio e o processo de desinfecção combinado ozônio/cloro. São Carlos, 2006. 176p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- TOMINAGA, M. Y., MIDIO A. F. (1999)Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. Revista Saúde Pública, 33(4), 413-21.

TUCCIARELLI, T.; CRIMINISI, A.; TERMINI, D., 1999. "Leak Analysis in Pipeline Systems by Means of Optimal Valve Regulation." Journal of Hydraulic Engineering, v. 125, n. 3, p. 277-285, Mar.

USEPA (U.S. environmental Protection Agency) (1999) Guidance manual – Alternative disinfectants and oxidants. Washington, D.C. Report n.815-r-99-014.1999.

VIEIRA P., COELHO S. T. (2003). Practical conditions for the use of a first order chlorine decay model in water supply. Proc. Computing and Control for the Water Industry.

VON SPERLING, M. (2005) Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol. 1. 3 ed. Belo Horizonte : Ed. da UFMG. P 452.

Wall M.(1996) GAlib: A C++ Library of Genetic Algorithm Components. Mechanical Engineering Department, Massachusetts Institute of Technology.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Disinfectants and disifectant by-product. WHO: Geneva, 2004. (Environmental health criteria 216). Disponível em <http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_216/en/>, acesso em 15 dez. 2005.

APÊNDICE

APÊNDICE A – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DE QUALIDADE – REDE JUCU

Arquivo de Rede : jucu.inp

Avaliação : 76

Função Objetivo anterior :0.275767

Função Objetivo :0.272064

Parâmetros

ORDER BULK : 1

ORDER WALL : 1

Roughness Correlation : -0.0894435

Limiting Potential : 0

Kbulk1 -0.0404913

Concentração

	Simulado	Campo
TEMPO 1		
Nó 5	0.489789	0.5
Nó 30	0.439695	0.45
Nó 38	0.388093	0.4
Nó 46	0.453419	0.45
TEMPO 2		
Nó 5	0.486369	0.5
Nó 30	0.429626	0.45
Nó 38	0.37654	0.45
Nó 46	0.480944	0.5
TEMPO 3		
Nó 5	0.591583	0.55
Nó 30	0.459399	0.45
Nó 38	0.411005	0.4
Nó 46	0.482418	0.5
TEMPO 4		
Nó 5	0.690179	0.65

Nó 30	0.465018	0.5
Nó 38	0.444773	0.45
Nó 46	0.587771	0.6
TEMPO 5		
Nó 5	0.739479	0.7
Nó 30	0.552654	0.55
Nó 38	0.442527	0.45
Nó 46	0.672234	0.7
TEMPO 6		
Nó 5	0.695804	0.65
Nó 30	0.650855	0.65
Nó 38	0.532047	0.55
Nó 46	0.712504	0.7
TEMPO 7		
Nó 5	0.591586	0.6
Nó 30	0.686333	0.7
Nó 38	0.621943	0.6
Nó 46	0.680744	0.65
TEMPO 8		
Nó 5	0.549844	0.55
Nó 30	0.670627	0.65
Nó 38	0.662706	0.65
Nó 46	0.578742	0.6
TEMPO 9		
Nó 5	0.453074	0.45
Nó 30	0.571871	0.55
Nó 38	0.632779	0.6
Nó 46	0.529959	0.55
TEMPO 10		
Nó 5	0.295791	0.3
Nó 30	0.538122	0.5
Nó 38	0.540098	0.55
Nó 46	0.441391	0.45
TEMPO 11		
Nó 5	0.291499	0.3
Nó 30	0.434651	0.4
Nó 38	0.5121	0.5
Nó 46	0.294729	0.3
TEMPO 12		
Nó 5	0.394392	0.4
Nó 30	0.299156	0.3

Nó 38	0.496898	0.5
Nó 46	0.287961	0.3
TEMPO 13		
Nó 5	0.388674	0.4
Nó 30	0.292362	0.3
Nó 38	0.399644	0.4
Nó 46	0.383724	0.4
TEMPO 14		
Nó 5	0.383052	0.4
Nó 30	0.286807	0.3
Nó 38	0.389812	0.4
Nó 46	0.374949	0.4
TEMPO 15		
Nó 5	0.387284	0.4
Nó 30	0.281222	0.3
Nó 38	0.380067	0.35
Nó 46	0.366365	0.35
TEMPO 16		
Nó 5	0.381683	0.4
Nó 30	0.275894	0.3
Nó 38	0.370733	0.35
Nó 46	0.368295	0.35
TEMPO 17		
Nó 5	0.385886	0.4
Nó 30	0.270798	0.3
Nó 38	0.361753	0.35
Nó 46	0.359885	0.4
TEMPO 18		
Nó 5	0.38031	0.4
Nó 30	0.265819	0.3
Nó 38	0.353011	0.35
Nó 46	0.366068	0.4
TEMPO 19		
Nó 5	0.33521	0.35
Nó 30	0.260932	0.25
Nó 38	0.34448	0.3
Nó 46	0.35771	0.35
TEMPO 20		
Nó 5	0.376041	0.35
Nó 30	0.255974	0.3
Nó 38	0.336006	0.3

Nó 46	0.331637	0.3
TEMPO 21		
Nó 5	0.382132	0.4
Nó 30	0.314465	0.3
Nó 38	0.327606	0.3
Nó 46	0.35878	0.35
TEMPO 22		
Nó 5	0.219319	0.2
Nó 30	0.325631	0.35
Nó 38	0.219024	0.25
Nó 46	0.306672	0.3
TEMPO 23		
Nó 5	0.199175	0.2
Nó 30	0.347134	0.35
Nó 38	0.212514	0.25
Nó 46	0.203882	0.2
TEMPO 24		
Nó 5	0.295792	0.3
Nó 30	0.205184	0.2
Nó 38	0.286393	0.3
Nó 46	0.199197	0.2

APÊNDICE B – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DE QUALIDADE – REDE FOURAS

Arquivo de Rede : Fouras.inp

Avaliação : 3938

Função Objetivo anterior :9.10955

Função Objetivo :8.98452

Parâmetros

ORDER BULK : 1

ORDER WALL : 1

Roughness Correlation : 0

Limiting Potential : 0

Kbulk1 -1.21155

Kwall1 -0.193561

Kwall2 -0.000586737

Kwall3 -0.00108196

Concentração

	Simulado	Campo
TEMPO 24		
Nó 4	0.48031	0.441
Nó 8	0.351746	0.312
Nó 26	0.22042	0.204
Nó 20	0.0798397	0.069
TEMPO 25		
Nó 4	0.472499	0.512
Nó 8	0.353771	0.365
Nó 26	0.238444	0.202
Nó 20	0.086426	0.08
TEMPO 26		
Nó 4	0.544058	0.497
Nó 8	0.361256	0.383
Nó 26	0.226042	0.196

Nó 20	0.0909648	0.084
TEMPO 27		
Nó 4	0.537866	0.477
Nó 8	0.36639	0.4
Nó 26	0.214284	0.185
Nó 20	0.0882935	0.08
TEMPO 28		
Nó 4	0.510872	0.393
Nó 8	0.363192	0.404
Nó 26	0.203139	0.166
Nó 20	0.0892294	0.08
TEMPO 29		
Nó 4	0.495415	0.43
Nó 8	0.344712	0.39
Nó 26	0.192573	0.16
Nó 20	0.0900425	0.08
TEMPO 30		
Nó 4	0.470551	0.453
Nó 8	0.339518	0.379
Nó 26	0.182557	0.155
Nó 20	0.0820712	0.08
TEMPO 31		
Nó 4	0.474731	0.444
Nó 8	0.322242	0.355
Nó 26	0.173061	0.144
Nó 20	0.0750225	0.068
TEMPO 32		
Nó 4	0.473229	0.514
Nó 8	0.305845	0.318
Nó 26	0.16406	0.133
Nó 20	0.0680752	0.057
TEMPO 33		
Nó 4	0.520725	0.526
Nó 8	0.290282	0.332
Nó 26	0.155526	0.131
Nó 20	0.0679291	0.056
TEMPO 34		
Nó 4	0.511589	0.497
Nó 8	0.275511	0.302
Nó 26	0.147437	0.148
Nó 20	0.0639847	0.056

TEMPO 35

Nó 4	0.51931	0.43
Nó 8	0.267362	0.276
Nó 26	0.164513	0.154
Nó 20	0.0585019	0.051

TEMPO 36

Nó 4	0.503478	0.501
Nó 8	0.30368	0.292
Nó 26	0.170976	0.148
Nó 20	0.0557765	0.046

TEMPO 37

Nó 4	0.538166	0.539
Nó 8	0.308031	0.344
Nó 26	0.179822	0.158
Nó 20	0.0710668	0.057

TEMPO 38

Nó 4	0.603265	0.571
Nó 8	0.292357	0.304
Nó 26	0.182539	0.163
Nó 20	0.0742144	0.068

TEMPO 39

Nó 4	0.584848	0.54
Nó 8	0.277481	0.299
Nó 26	0.183988	0.184
Nó 20	0.0693492	0.057

TEMPO 40

Nó 4	0.588226	0.5
Nó 8	0.285725	0.319
Nó 26	0.215909	0.182
Nó 20	0.0706752	0.056

TEMPO 41

Nó 4	0.56975	0.522
Nó 8	0.325139	0.31
Nó 26	0.204679	0.178
Nó 20	0.073783	0.056

TEMPO 42

Nó 4	0.559348	0.513
Nó 8	0.32384	0.378
Nó 26	0.194033	0.169
Nó 20	0.0885238	0.066

TEMPO 43

Nó 4	0.567695	0.495
Nó 8	0.307362	0.347
Nó 26	0.18394	0.158
Nó 20	0.0808782	0.068
TEMPO 44		
Nó 4	0.549783	0.422
Nó 8	0.319483	0.342
Nó 26	0.188416	0.161
Nó 20	0.0757888	0.068
TEMPO 45		
Nó 4	0.48897	0.452
Nó 8	0.303226	0.323
Nó 26	0.20157	0.173
Nó 20	0.0769291	0.068
TEMPO 46		
Nó 4	0.483299	0.388
Nó 8	0.325192	0.302
Nó 26	0.212005	0.185
Nó 20	0.0714045	0.059
TEMPO 47		
Nó 4	0.459043	0.41
Nó 8	0.371881	0.339
Nó 26	0.208178	0.181
Nó 20	0.0746882	0.061
TEMPO 48		
Nó 4	0.448373	0.407
Nó 8	0.352958	0.353
Nó 26	0.216945	0.184
Nó 20	0.086331	0.072
TEMPO 49		
Nó 4	0.451532	0.406
Nó 8	0.364849	0.367
Nó 26	0.205661	0.189
Nó 20	0.0839569	0.078
TEMPO 50		
Nó 4	0.511243	0.493
Nó 8	0.346284	0.348
Nó 26	0.194964	0.184
Nó 20	0.0822519	0.072
TEMPO 51		
Nó 4	0.506195	0.464

Nó 8	0.337818	0.351
Nó 26	0.197548	0.175
Nó 20	0.0826577	0.072
TEMPO 52		
Nó 4	0.48079	0.396
Nó 8	0.320628	0.364
Nó 26	0.199709	0.154
Nó 20	0.0807454	0.083
TEMPO 53		
Nó 4	0.474008	0.422
Nó 8	0.32003	0.355
Nó 26	0.189322	0.143
Nó 20	0.0813176	0.073
TEMPO 54		
Nó 4	0.450219	0.404
Nó 8	0.303746	0.354
Nó 26	0.163571	0.138
Nó 20	0.0774567	0.072
TEMPO 55		
Nó 4	0.438981	0.44
Nó 8	0.28829	0.318
Nó 26	0.155064	0.127
Nó 20	0.0713724	0.062
TEMPO 56		
Nó 4	0.449761	0.406
Nó 8	0.273621	0.277
Nó 26	0.146998	0.127
Nó 20	0.0594424	0.06
TEMPO 57		
Nó 4	0.46392	0.406
Nó 8	0.259698	0.275
Nó 26	0.139352	0.13
Nó 20	0.0564243	0.06
TEMPO 58		
Nó 4	0.445982	0.445
Nó 8	0.246483	0.261
Nó 26	0.132104	0.148
Nó 20	0.053927	0.049
TEMPO 59		
Nó 4	0.46729	0.442
Nó 8	0.266449	0.254

Nó 26	0.157704	0.164
Nó 20	0.0559611	0.048
TEMPO 60		
Nó 4	0.49005	0.489
Nó 8	0.287267	0.286
Nó 26	0.16242	0.16
Nó 20	0.0533372	0.048
TEMPO 61		
Nó 4	0.551984	0.578
Nó 8	0.294608	0.336
Nó 26	0.168025	0.161
Nó 20	0.0646731	0.06
TEMPO 62		
Nó 4	0.594769	0.534
Nó 8	0.295138	0.314
Nó 26	0.173521	0.157
Nó 20	0.0667019	0.062
TEMPO 63		
Nó 4	0.610761	0.503
Nó 8	0.28012	0.305
Nó 26	0.180075	0.163
Nó 20	0.0639231	0.062
TEMPO 64		
Nó 4	0.587182	0.502
Nó 8	0.277383	0.291
Nó 26	0.18093	0.157
Nó 20	0.0710548	0.062
TEMPO 65		
Nó 4	0.573376	0.51
Nó 8	0.280865	0.284
Nó 26	0.171519	0.156
Nó 20	0.0700763	0.062
TEMPO 66		
Nó 4	0.559673	0.501
Nó 8	0.268905	0.291
Nó 26	0.172522	0.163
Nó 20	0.0707717	0.062
TEMPO 67		
Nó 4	0.542343	0.442
Nó 8	0.255222	0.284
Nó 26	0.174119	0.174

Nó 20	0.0676517	0.062
TEMPO 68		
Nó 4	0.502146	0.392
Nó 8	0.242235	0.263
Nó 26	0.196355	0.184
Nó 20	0.0690306	0.062
TEMPO 69		
Nó 4	0.476944	0.441
Nó 8	0.249661	0.244
Nó 26	0.219049	0.209
Nó 20	0.0665981	0.062
TEMPO 70		
Nó 4	0.463941	0.368
Nó 8	0.24726	0.228
Nó 26	0.220151	0.217
Nó 20	0.0760339	0.062
TEMPO 71		
Nó 4	0.455958	0.366
Nó 8	0.234679	0.228
Nó 26	0.208701	0.212
Nó 20	0.0889372	0.07
TEMPO 72		
Nó 4	0.433074	0.342
Nó 8	0.222737	0.213
Nó 26	0.209656	0.207
Nó 20	0.0860582	0.085
TEMPO 73		
Nó 4	0.411339	0.305
Nó 8	0.231099	0.201
Nó 26	0.198751	0.206
Nó 20	0.0865806	0.082
TEMPO 74		
Nó 4	0.390695	0.288
Nó 8	0.228523	0.197
Nó 26	0.205386	0.195
Nó 20	0.0848298	0.08
TEMPO 75		
Nó 4	0.371087	0.306
Nó 8	0.231968	0.192
Nó 26	0.194704	0.178
Nó 20	0.082066	0.08

TEMPO 76

Nó 4	0.383517	0.385
Nó 8	0.220165	0.185
Nó 26	0.184577	0.165
Nó 20	0.0822926	0.08

TEMPO 77

Nó 4	0.385985	0.401
Nó 8	0.220296	0.18
Nó 26	0.174976	0.152
Nó 20	0.0736158	0.071

TEMPO 78

Nó 4	0.400553	0.353
Nó 8	0.238906	0.179
Nó 26	0.151267	0.148
Nó 20	0.0699536	0.068

TEMPO 79

Nó 4	0.392291	0.402
Nó 8	0.22675	0.178
Nó 26	0.143399	0.139
Nó 20	0.0640591	0.068

TEMPO 80

Nó 4	0.413199	0.364
Nó 8	0.228261	0.173
Nó 26	0.145651	0.129
Nó 20	0.0584349	0.057

TEMPO 81

Nó 4	0.408064	0.396
Nó 8	0.228598	0.18
Nó 26	0.138075	0.122
Nó 20	0.0553136	0.056

TEMPO 82

Nó 4	0.423569	0.422
Nó 8	0.216966	0.202
Nó 26	0.130894	0.114
Nó 20	0.0527478	0.056

TEMPO 83

Nó 4	0.479215	0.407
Nó 8	0.205926	0.216
Nó 26	0.124085	0.109
Nó 20	0.0510985	0.052

TEMPO 84

Nó 4	0.47158	0.517
Nó 8	0.195448	0.232
Nó 26	0.117631	0.123
Nó 20	0.0493425	0.044
TEMPO 85		
Nó 4	0.550309	0.517
Nó 8	0.197819	0.257
Nó 26	0.132592	0.139
Nó 20	0.0483532	0.044
TEMPO 86		
Nó 4	0.597591	0.495
Nó 8	0.187754	0.264
Nó 26	0.1592	0.147
Nó 20	0.0481017	0.044
TEMPO 87		
Nó 4	0.611255	0.568
Nó 8	0.179293	0.252
Nó 26	0.173726	0.152
Nó 20	0.0531509	0.05
TEMPO 88		
Nó 4	0.623419	0.569
Nó 8	0.180283	0.238
Nó 26	0.174761	0.153
Nó 20	0.0595341	0.056
TEMPO 89		
Nó 4	0.614522	0.516
Nó 8	0.17111	0.229
Nó 26	0.175443	0.16
Nó 20	0.0702318	0.056
TEMPO 90		
Nó 4	0.607401	0.5
Nó 8	0.162403	0.218
Nó 26	0.188175	0.171
Nó 20	0.0703692	0.056
TEMPO 91		
Nó 4	0.566395	0.534
Nó 8	0.15414	0.211
Nó 26	0.18388	0.185
Nó 20	0.0709726	0.056
TEMPO 92		
Nó 4	0.565425	0.484

Nó 8	0.146296	0.202
Nó 26	0.202223	0.206
Nó 20	0.0741481	0.062
TEMPO 93		
Nó 4	0.537048	0.449
Nó 8	0.138852	0.182
Nó 26	0.213516	0.208
Nó 20	0.078013	0.068
TEMPO 94		
Nó 4	0.510094	0.419
Nó 8	0.131787	0.163
Nó 26	0.218763	0.213
Nó 20	0.0791184	0.069
TEMPO 95		
Nó 4	0.484493	0.454
Nó 8	0.141177	0.147
Nó 26	0.230496	0.223
Nó 20	0.0904254	0.08
TEMPO 96		
Nó 4	0.485979	0.43
Nó 8	0.147498	0.136
Nó 26	0.218508	0.231
Nó 20	0.0915304	0.088
TEMPO 97		
Nó 4	0.477683	0.434
Nó 8	0.150102	0.125
Nó 26	0.219547	0.22
Nó 20	0.0914107	0.088
TEMPO 98		
Nó 4	0.467909	0.461
Nó 8	0.151949	0.113
Nó 26	0.220603	0.211
Nó 20	0.0931714	0.097
TEMPO 99		
Nó 4	0.476242	0.445
Nó 8	0.155048	0.107
Nó 26	0.209128	0.218
Nó 20	0.0910405	0.098
TEMPO 100		
Nó 4	0.47328	0.483
Nó 8	0.147159	0.102

Nó 26	0.198251	0.216
Nó 20	0.0889727	0.088
TEMPO 101		
Nó 4	0.484931	0.45
Nó 8	0.139671	0.097
Nó 26	0.187939	0.202
Nó 20	0.0803157	0.088
TEMPO 102		
Nó 4	0.474953	0.433
Nó 8	0.132564	0.093
Nó 26	0.178164	0.19
Nó 20	0.0731957	0.088
TEMPO 103		
Nó 4	0.451116	0.422
Nó 8	0.139171	0.093
Nó 26	0.168897	0.186
Nó 20	0.0722501	0.088
TEMPO 104		
Nó 4	0.428476	0.435
Nó 8	0.153589	0.1
Nó 26	0.160112	0.185
Nó 20	0.0675297	0.081
TEMPO 105		
Nó 4	0.446957	0.44
Nó 8	0.145774	0.116
Nó 26	0.151784	0.183
Nó 20	0.0616335	0.076
TEMPO 106		
Nó 4	0.451322	0.43
Nó 8	0.171025	0.138
Nó 26	0.14389	0.179
Nó 20	0.0569073	0.076
TEMPO 107		
Nó 4	0.46903	0.405
Nó 8	0.189845	0.157
Nó 26	0.136405	0.183
Nó 20	0.0618456	0.074
TEMPO 108		
Nó 4	0.469715	0.469
Nó 8	0.200171	0.175
Nó 26	0.15886	0.198

Nó 20	0.0586123	0.064
TEMPO 109		
Nó 4	0.523577	0.494
Nó 8	0.200487	0.176
Nó 26	0.163051	0.198
Nó 20	0.0542138	0.064
TEMPO 110		
Nó 4	0.563258	0.568
Nó 8	0.212956	0.194
Nó 26	0.174922	0.198
Nó 20	0.0609437	0.069
TEMPO 111		
Nó 4	0.636493	0.594
Nó 8	0.203055	0.213
Nó 26	0.170754	0.206
Nó 20	0.0694516	0.076
TEMPO 112		
Nó 4	0.667455	0.595
Nó 8	0.192722	0.205
Nó 26	0.203095	0.206
Nó 20	0.0725121	0.076
TEMPO 113		
Nó 4	0.662552	0.522
Nó 8	0.182916	0.204
Nó 26	0.192532	0.197
Nó 20	0.0738304	0.076
TEMPO 114		
Nó 4	0.640099	0.589
Nó 8	0.183486	0.218
Nó 26	0.192418	0.192
Nó 20	0.0767083	0.076
TEMPO 115		
Nó 4	0.636344	0.561
Nó 8	0.184548	0.228
Nó 26	0.190754	0.187
Nó 20	0.083232	0.076
TEMPO 116		
Nó 4	0.626002	0.514
Nó 8	0.186715	0.22
Nó 26	0.192381	0.195
Nó 20	0.0771676	0.076

TEMPO 117

Nó 4	0.574974	0.499
Nó 8	0.2006	0.231
Nó 26	0.198471	0.203
Nó 20	0.0754461	0.076

TEMPO 118

Nó 4	0.532131	0.45
Nó 8	0.190393	0.22
Nó 26	0.200799	0.234
Nó 20	0.0758016	0.076

TEMPO 119

Nó 4	0.519233	0.502
Nó 8	0.180705	0.202
Nó 26	0.236236	0.252
Nó 20	0.0790982	0.076

TEMPO 120

Nó 4	0.512755	0.524
Nó 8	0.17151	0.19
Nó 26	0.250583	0.263
Nó 20	0.0855503	0.081

TEMPO 121

Nó 4	0.517922	0.527
Nó 8	0.176089	0.183
Nó 26	0.23755	0.258
Nó 20	0.09433	0.098

TEMPO 122

Nó 4	0.527724	0.517
Nó 8	0.176756	0.178
Nó 26	0.246251	0.264
Nó 20	0.101285	0.102

TEMPO 123

Nó 4	0.524984	0.546
Nó 8	0.167763	0.179
Nó 26	0.233443	0.26
Nó 20	0.0980522	0.113

TEMPO 124

Nó 4	0.537151	0.51
Nó 8	0.172381	0.186
Nó 26	0.221301	0.249
Nó 20	0.0944821	0.103

TEMPO 125

Nó 4	0.523936	0.497
Nó 8	0.163609	0.189
Nó 26	0.20979	0.226
Nó 20	0.0922419	0.102
TEMPO 126		
Nó 4	0.497641	0.472
Nó 8	0.167111	0.186
Nó 26	0.198878	0.207
Nó 20	0.0850146	0.102
TEMPO 127		
Nó 4	0.485116	0.386
Nó 8	0.16953	0.192
Nó 26	0.176726	0.196
Nó 20	0.082915	0.101
TEMPO 128		
Nó 4	0.43623	0.37
Nó 8	0.174239	0.213
Nó 26	0.156497	0.208
Nó 20	0.0757291	0.09
TEMPO 129		
Nó 4	0.414337	0.398
Nó 8	0.197052	0.219
Nó 26	0.148357	0.217
Nó 20	0.0630709	0.08
TEMPO 130		
Nó 4	0.435412	0.396
Nó 8	0.203492	0.205
Nó 26	0.158866	0.227
Nó 20	0.0629057	0.078
TEMPO 131		
Nó 4	0.441644	0.422
Nó 8	0.209928	0.196
Nó 26	0.172845	0.233
Nó 20	0.0642826	0.078
TEMPO 132		
Nó 4	0.467207	0.486
Nó 8	0.228779	0.183
Nó 26	0.163266	0.214
Nó 20	0.0677957	0.086
TEMPO 133		
Nó 4	0.526665	0.486

Nó 8	0.228058	0.18
Nó 26	0.154167	0.202
Nó 20	0.0764813	0.096
TEMPO 134		
Nó 4	0.590527	0.547
Nó 8	0.216454	0.181
Nó 26	0.157086	0.182
Nó 20	0.0845327	0.07
TEMPO 135		
Nó 4	0.592825	0.498
Nó 8	0.216028	0.178
Nó 26	0.148332	0.167
Nó 20	0.0885131	0.088
TEMPO 136		
Nó 4	0.584695	0.575
Nó 8	0.215552	0.179
Nó 26	0.152745	0.154
Nó 20	0.0853913	0.086
TEMPO 137		
Nó 4	0.608284	0.564
Nó 8	0.204584	0.181
Nó 26	0.144233	0.14
Nó 20	0.077705	0.076
TEMPO 138		
Nó 4	0.590446	0.526
Nó 8	0.194174	0.209
Nó 26	0.136195	0.126
Nó 20	0.0725714	0.076
TEMPO 139		
Nó 4	0.560813	0.492
Nó 8	0.184294	0.229
Nó 26	0.128606	0.117
Nó 20	0.0751127	0.076
TEMPO 140		
Nó 4	0.522387	0.463
Nó 8	0.196976	0.247
Nó 26	0.135651	0.108
Nó 20	0.0745001	0.084
TEMPO 141		
Nó 4	0.508846	0.457
Nó 8	0.211105	0.249

Nó 26	0.128091	0.098
Nó 20	0.0813818	0.088
TEMPO 142		
Nó 4	0.532515	0.505
Nó 8	0.214401	0.258
Nó 26	0.120953	0.091
Nó 20	0.0857636	0.105
TEMPO 143		
Nó 4	0.517138	0.443
Nó 8	0.203492	0.25
Nó 26	0.114212	0.085
Nó 20	0.0968304	0.117
TEMPO 144		
Nó 4	0.475526	0.443
Nó 8	0.193137	0.234
Nó 26	0.107848	0.078
Nó 20	0.0976278	0.12

APÊNDICE C – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO VAZAMENTO – REDE HIPOTÉTICA

Arquivo de Rede : Tucciarelli.inp

Avaliação : 1405

Função Objetivo anterior :0.0025907

Função Objetivo :0.000499142

Parâmetros

Expoente do emitter : 1.28311

Rugosidade 1 3.1391

Coeficiente C :1 0.674445

Coeficiente C :2 1.70321

Coeficiente do Emitter :1 0.0909637

Coeficiente do Emitter :2 0.0681422

Coeficiente do Emitter :3 0.0546308

Coeficiente do Emitter :4 0.0264854

Coeficiente do Emitter :5 0.0916325

Coeficiente do Emitter :6 0.0909637

Coeficiente do Emitter :7 0.0869506

Coeficiente do Emitter :8 0.0949768

Coeficiente do Emitter :9 0.0667507

Coeficiente do Emitter :10 0.0519286

Coeficiente do Emitter :11 0.034431

Coeficiente do Emitter :12 0.0769178

Coeficiente do Emitter :13 0

Coeficiente do Emitter :14 0

Coeficiente do Emitter :15 1.98984e-43

Pressão

	Simulado	Campo
TEMPO 1		
Nó 1	42.6108	42.61
Nó 2	47.1411	47.14

Nó 3	46.3612	46.36
Nó 6	40.9589	40.96
Nó 11	45.6667	45.67

TEMPO 2

Nó 1	39.3511	39.35
Nó 2	43.5872	43.59
Nó 3	43.3956	43.4
Nó 6	37.9389	37.94
Nó 11	42.3985	42.4

TEMPO 3

Nó 1	27.7076	27.71
Nó 2	30.5233	30.53
Nó 3	33.0196	33.02
Nó 6	27.4272	27.42
Nó 11	30.7177	30.72

Vazão

	Simulado	Campo
TEMPO 1		
Tubulação 23	38.417	38.3764
Tubulação 24	46.0178	46.0101
Tubulação 25	70.2219	70.2744
TEMPO 2		
Tubulação 23	46.4757	46.4208
Tubulação 24	52.4905	52.4903
Tubulação 25	79.7131	79.7737
TEMPO 3		
Tubulação 23	72.3544	72.2683
Tubulação 24	72.6308	72.6523
Tubulação 25	110.255	110.325

Consumo

	Demanda Base	Consumo Real	Vazamento	Consumo Potencial
TEMPO 1				
nó 1	36	9.8953	11.2129	21.1082
nó 2	36	9.8953	9.56245	19.4577
nó 3	36	9.8953	7.50404	17.3993

nó 4	0	0	3.16757	3.16757
nó 5	0	0	9.92763	9.92763
nó 6	36	9.8953	10.6582	20.5535
nó 7	0	0	11.8115	11.8115
nó 8	0	0	12.0441	12.0441
nó 9	0	0	8.21776	8.21776
nó 10	0	0	7.381	7.381
nó 11	36	9.8953	4.63869	14.534
nó 12	0	0	9.05766	9.05766
nó 13	0	0	0	0
nó 14	0	0	0	0
nó 15	0	0	2.17145e-41	2.17145e-41

Consumo Total da Hora : 154.657

Vazamento da Hora : 105.184

Consumo Real da Hora : 49.4732

Demanda Base : 180

Multiplicador do Consumo Real : 0.274869

Porcentagem de vazamento da hora : 0.68011

TEMPO 2

nó 1	36	16.5879	10.1244	26.7123
nó 2	36	16.5879	8.6475	25.2354
nó 3	36	16.5879	6.89378	23.4816
nó 4	0	0	2.89582	2.89582

nó 5	0	0	9.00781	9.00781
nó 6	36	16.5879	9.66061	26.2485
nó 7	0	0	10.8311	10.8311
nó 8	0	0	11.0579	11.0579
nó 9	0	0	7.41747	7.41747
nó 10	0	0	6.74755	6.74755
nó 11	36	16.5879	4.21712	20.805
nó 12	0	0	8.23966	8.23966
nó 13	0	0	0	0
nó 14	0	0	0	0
nó 15	0	0	1.97569e-41	1.97569e-41

Consumo Total da Hora : 178.679
 Vazamento da Hora : 95.7407
 Consumo Real da Hora : 82.9386
 Demanda Base : 180
 Multiplicador do Consumo Real : 0.460774
 Porcentagem de vazamento da hora : 0.535824

TEMPO 3

nó 1	36	38.1815	6.45472	44.6362
nó 2	36	38.1815	5.47468	43.6562
nó 3	36	38.1815	4.85496	43.0365
nó 4	0	0	2.00938	2.00938
nó 5	0	0	6.0277	6.0277

nó 6	36	38.1815	6.37103	44.5526
nó 7	0	0	7.60449	7.60449
nó 8	0	0	7.84405	7.84405
nó 9	0	0	4.71953	4.71953
nó 10	0	0	4.61781	4.61781
nó 11	36	38.1815	2.78888	40.9704
nó 12	0	0	5.5707	5.5707
nó 13	0	0	0	0
nó 14	0	0	0	0
nó 15	0	0	1.34314e-41	1.34314e-41

Consumo Total da Hora : 255.24
 Vazamento da Hora : 64.3379
 Consumo Real da Hora : 190.903
 Demanda Base : 180
 Multiplicador do Consumo Real : 1.0606
 Porcentagem de vazamento da hora : 0.252068

APÊNDICE D – RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DE QUALIDADE – REDE HIPOTÉTICA

Arquivo de Rede : Tucciarellicvc.inp

Avaliação : 12236

Função Objetivo anterior :0.00539255

Função Objetivo :0.0051944

Parâmetros

ORDER BULK : 1

ORDER WALL : 1

Roughness Correlation : 0

Limiting Potential : 0

Kbulk1 -1.24909

Kbulk2 -1.82065

Kbulk3 -0.382678

Kwall1 -0.428998

Kwall2 -0.339718

Kwall3 -0.280923

Concentração

	Simulado	Campo
TEMPO 25		
Nó 2	0.429724	0.4322
Nó 6	0.610748	0.6085
Nó 3	0.359636	0.359
Nó 11	0.302847	0.3017
TEMPO 26		
Nó 2	0.434076	0.4362
Nó 6	0.565866	0.5645
Nó 3	0.374981	0.3745
Nó 11	0.336085	0.3361
TEMPO 27		

Nó 2	0.435688	0.4382
Nó 6	0.583327	0.5818
Nó 3	0.372543	0.3713
Nó 11	0.32219	0.3188
TEMPO 28		
Nó 2	0.408995	0.4118
Nó 6	0.568922	0.5689
Nó 3	0.354983	0.3525
Nó 11	0.31555	0.3216
TEMPO 29		
Nó 2	0.406585	0.4092
Nó 6	0.544886	0.5458
Nó 3	0.358359	0.3564
Nó 11	0.316476	0.3208
TEMPO 30		
Nó 2	0.423291	0.4254
Nó 6	0.566375	0.5648
Nó 3	0.363128	0.3599
Nó 11	0.31422	0.3072
TEMPO 31		
Nó 2	0.437508	0.4389
Nó 6	0.597349	0.5958
Nó 3	0.357389	0.3569
Nó 11	0.29751	0.2897
TEMPO 32		
Nó 2	0.498333	0.5003
Nó 6	0.632736	0.6313
Nó 3	0.445348	0.4446
Nó 11	0.370947	0.3713
TEMPO 33		
Nó 2	0.51839	0.5216
Nó 6	0.699228	0.6974
Nó 3	0.429701	0.429
Nó 11	0.36196	0.3624
TEMPO 34		
Nó 2	0.5581	0.5597
Nó 6	0.730642	0.7287
Nó 3	0.443261	0.4426
Nó 11	0.359639	0.3599
TEMPO 35		
Nó 2	0.538539	0.5417

Nó 6	0.72396	0.7221
Nó 3	0.426796	0.426
Nó 11	0.356985	0.3573
TEMPO 36		
Nó 2	0.516798	0.5194
Nó 6	0.701382	0.6986
Nó 3	0.418682	0.4182
Nó 11	0.347251	0.3476
TEMPO 37		
Nó 2	0.504152	0.5055
Nó 6	0.677086	0.6747
Nó 3	0.414323	0.4138
Nó 11	0.353314	0.3537
TEMPO 38		
Nó 2	0.472934	0.4751
Nó 6	0.611985	0.6103
Nó 3	0.400707	0.4
Nó 11	0.332355	0.3326
TEMPO 39		
Nó 2	0.45256	0.4554
Nó 6	0.622191	0.6202
Nó 3	0.360178	0.3597
Nó 11	0.302406	0.3026
TEMPO 40		
Nó 2	0.421738	0.4261
Nó 6	0.606792	0.6043
Nó 3	0.351244	0.3507
Nó 11	0.29194	0.2919
TEMPO 41		
Nó 2	0.406649	0.4075
Nó 6	0.577573	0.5749
Nó 3	0.329998	0.3295
Nó 11	0.270924	0.2709
TEMPO 42		
Nó 2	0.378163	0.3814
Nó 6	0.578768	0.5768
Nó 3	0.302923	0.3024
Nó 11	0.26804	0.2678
TEMPO 43		
Nó 2	0.399431	0.4032
Nó 6	0.649418	0.6463

Nó 3	0.303753	0.3032
Nó 11	0.27113	0.2709
TEMPO 44		
Nó 2	0.424894	0.4275
Nó 6	0.626142	0.6238
Nó 3	0.363291	0.3627
Nó 11	0.318323	0.3185
TEMPO 45		
Nó 2	0.466763	0.4692
Nó 6	0.619039	0.6169
Nó 3	0.391025	0.3866
Nó 11	0.326283	0.3211
TEMPO 46		
Nó 2	0.490895	0.4931
Nó 6	0.63666	0.6352
Nó 3	0.395255	0.3957
Nó 11	0.321995	0.3152
TEMPO 47		
Nó 2	0.480785	0.4825
Nó 6	0.632466	0.6308
Nó 3	0.386205	0.3834
Nó 11	0.3205	0.3202
TEMPO 48		
Nó 2	0.484251	0.4856
Nó 6	0.694426	0.6926
Nó 3	0.370684	0.3702
Nó 11	0.303247	0.3037
TEMPO 49		
Nó 2	0.463042	0.4649
Nó 6	0.601343	0.5997
Nó 3	0.381768	0.3811
Nó 11	0.327921	0.3286
TEMPO 50		
Nó 2	0.422146	0.4246
Nó 6	0.564871	0.5631
Nó 3	0.370467	0.37
Nó 11	0.333319	0.3335
TEMPO 51		
Nó 2	0.425496	0.4281
Nó 6	0.575267	0.5734
Nó 3	0.363195	0.3626

Nó 11	0.318607	0.3188
TEMPO 52		
Nó 2	0.413952	0.4166
Nó 6	0.565496	0.5641
Nó 3	0.357702	0.3572
Nó 11	0.317673	0.3179
TEMPO 53		
Nó 2	0.403277	0.4022
Nó 6	0.547587	0.5457
Nó 3	0.355901	0.3554
Nó 11	0.308207	0.3082
TEMPO 54		
Nó 2	0.422681	0.4258
Nó 6	0.565779	0.5642
Nó 3	0.359269	0.3588
Nó 11	0.315605	0.3157
TEMPO 55		
Nó 2	0.445404	0.4474
Nó 6	0.600551	0.599
Nó 3	0.36344	0.3628
Nó 11	0.309688	0.3102
TEMPO 56		
Nó 2	0.430146	0.4331
Nó 6	0.618178	0.6156
Nó 3	0.360593	0.36
Nó 11	0.303074	0.3018
TEMPO 57		
Nó 2	0.466927	0.4683
Nó 6	0.679459	0.6765
Nó 3	0.402208	0.4015
Nó 11	0.342061	0.3418
TEMPO 58		
Nó 2	0.53939	0.5418
Nó 6	0.726466	0.7245
Nó 3	0.446899	0.4462
Nó 11	0.352786	0.3532
TEMPO 59		
Nó 2	0.586004	0.5871
Nó 6	0.739065	0.7376
Nó 3	0.452903	0.4552
Nó 11	0.382792	0.3831

TEMPO 60

Nó 2	0.518974	0.5227
Nó 6	0.706374	0.7038
Nó 3	0.419803	0.4145
Nó 11	0.349812	0.35

TEMPO 61

Nó 2	0.490598	0.4933
Nó 6	0.678189	0.6768
Nó 3	0.40371	0.4031
Nó 11	0.341063	0.3412

TEMPO 62

Nó 2	0.438044	0.4394
Nó 6	0.620018	0.6176
Nó 3	0.37334	0.3727
Nó 11	0.327719	0.3277

TEMPO 63

Nó 2	0.471194	0.4729
Nó 6	0.626983	0.6253
Nó 3	0.375435	0.375
Nó 11	0.313902	0.3143

TEMPO 64

Nó 2	0.421145	0.4237
Nó 6	0.611254	0.6085
Nó 3	0.351366	0.3508
Nó 11	0.290464	0.2903

TEMPO 65

Nó 2	0.3855	0.3891
Nó 6	0.601184	0.5974
Nó 3	0.304509	0.3041
Nó 11	0.267006	0.2668

TEMPO 66

Nó 2	0.392406	0.394
Nó 6	0.57476	0.5725
Nó 3	0.312672	0.3121
Nó 11	0.266786	0.2666

TEMPO 67

Nó 2	0.366124	0.369
Nó 6	0.665298	0.6613
Nó 3	0.2938	0.2933
Nó 11	0.264756	0.2646

TEMPO 68

Nó 2	0.412376	0.413
Nó 6	0.629652	0.6269
Nó 3	0.353881	0.3532
Nó 11	0.311738	0.3115

TEMPO 69

Nó 2	0.466301	0.4684
Nó 6	0.618602	0.6165
Nó 3	0.390788	0.3903
Nó 11	0.325324	0.3257

TEMPO 70

Nó 2	0.493603	0.4957
Nó 6	0.637705	0.6361
Nó 3	0.395976	0.3932
Nó 11	0.322264	0.3225

TEMPO 71

Nó 2	0.469506	0.4719
Nó 6	0.625002	0.6229
Nó 3	0.378867	0.3782
Nó 11	0.309425	0.3098

TEMPO 72

Nó 2	0.491751	0.4941
Nó 6	0.698638	0.6968
Nó 3	0.376081	0.3754
Nó 11	0.316167	0.317