



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

REJANE FELIX PEREIRA

**CALIBRAÇÃO DO COEFICIENTE DE DECAIMENTO DO
CLORO (K_w) EM REDES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA
UTILIZANDO O MÉTODO ITERATIVO DO GRADIENTE
HIDRÁULICO ALTERNATIVO (MIGHA)**

**FORTALEZA
2009**

REJANE FELIX PEREIRA

**CALIBRAÇÃO DO COEFICIENTE DE DECAIMENTO DO CLORO (k_w)
EM REDES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA UTILIZANDO O
MÉTODO ITERATIVO DO GRADIENTE HIDRÁULICO ALTERNATIVO
(MIGHA)**

**Dissertação Submetida à Coordenação do
Curso de Mestrado em Engenharia Civil, da
Universidade Federal do Ceará como
Requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre.**

Área de Concentração: Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Marco Aurélio Holanda de Castro, PhD

**FORTALEZA – CE
2009**

Esta Dissertação foi submetida como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Recursos Hídricos, outorgado pela Universidade Federal do Ceará, e encontra-se à disposição dos interessados na Biblioteca Central da referida Universidade.

A citação de qualquer trecho desta Dissertação é permitida, desde que seja feita de acordo com as normas da ética científica.

Rejane Felix Pereira

Dissertação aprovada em 02/09/2009.

Examinadores:

Prof. Marco Aurélio Holanda de Castro (orientador), PhD
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. John Kenedy de Araújo
Universidade Federal do Ceará

Prof. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral, PhD
Universidade Federal de Pernambuco

*"Há homens que lutam um dia e são bons.
Há outros que lutam um ano e são melhores.
Há os que lutam muitos anos e são muito bons.
Porém, há os que lutam toda a vida.
Esses são os imprescindíveis."
(Bertolt Brecht)*

Dedico este trabalho aos meus queridos pais, **Raimundo Nonato Pereira** e **Maria das Dores Felix Pereira**, por sempre me apoiarem com todo amor e dedicação, e pela transmissão de princípios e valores, que foram essenciais à minha formação.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade de compartilhar este momento e por estar presente em todas as etapas da minha vida.

Ao Professor Marco Aurélio Holanda de Castro, orientador e amigo, pela preciosa orientação que me proporcionou a oportunidade de desenvolver este trabalho.

Aos Professores John Kenedy e Jaime Cabral pela paciência, consideração e pelos excelentes conselhos.

Aos professores do Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelos conhecimentos repassados durante o curso.

Aos meus pais, Pereira e Dora, e aos meus irmãos queridos Reginaldo, Regis e em especial Regivando, pela compreensão, paciência e apoio nos momentos difíceis.

Ao meu grande amigo Francisco Moacir Mendes de Sousa pela forte amizade e incentivo ao ingresso no curso de mestrado.

À minha amiga Carla Pereira Machado pelo companheirismo e apoio nos momentos oportunos.

Aos colegas de estudo, Alberto, Holanda, Galiza, Mauro, Marcos Rodrigues, Magno, Carlos Henrique, Ediberto, Eloneide, Peroba, Luis Henrique, Germana, Márcio, Nilton, Adriano, Gustavo, Marcos Vinícius, Renato, Ari, Marcelo, Rosiel, Neilo, Shirley e Alessandro, pelo aprendizado e companheirismo.

À Umbelina Caldas Neta, Francisco Raimundo Xavier, Erivelton Ferreira da Costa, Shirley Carmem de Moura Gomes e Gilberto da Silva Junior, pela simpatia e assistência sempre que foi necessário.

Ao Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo suporte financeiro sem o qual não teria sido possível realizar esta pesquisa.

RESUMO

Um dos maiores desafios das companhias brasileiras de saneamento é a disponibilização de água potável dentro dos padrões de qualidade preconizados pela Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde. Para obtenção dessa qualidade, é prática comum a utilização de cloro nas estações de tratamento de água, porém, este participa de diversas reações com os compostos de natureza orgânica e inorgânica presentes no interior das tubulações, reagindo tanto no seio do líquido, quanto nas paredes dos tubos, ocasionando o decaimento do cloro ao longo da rede de distribuição. Diante do exposto, para tornar mais eficiente o gerenciamento do cloro residual em sistemas distribuição de água, a literatura expõe a utilização da modelagem, assumindo que os efeitos do decaimento do cloro podem ser representados pelos coeficientes k_{bulk} e k_{wall} . Contudo, o cálculo dos valores desses parâmetros é uma tarefa complexa, em virtude dos sistemas apresentarem diversos tipos de materiais das tubulações, variação da idade dos tubos que os compõem e os tipos de mananciais (superficiais e subterrâneos) inseridos no sistema. Neste trabalho, é desenvolvida uma rotina computacional a fim de determinar o parâmetro de decaimento do cloro nas paredes das tubulações (k_{wall}) em redes de distribuição de água potável, utilizando o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) como método de otimização. O modelo de calibração proposto foi aplicado em uma rede modelo, com resultados avaliados de acordo com a quantidade de nós com concentrações do residual de cloro conhecidas. Com o objetivo de comparação dos resultados, o modelo proposto, também foi aplicado em uma rede modelo estudada em outros trabalhos cuja determinação do parâmetro em questão foi realizada através do método dos algoritmos genéticos.

Palavras-chave: Decaimento do cloro, calibração, redes abastecimento de água, MIGHA.

ABSTRACT

One of the biggest challenges of the Brazilian companies to sanitation is the provision of drinking water within the quality standards recommended by the Ordinance No 518/2004 of the Ministry of Health. To obtain this quality, it is common practice to use chlorine in water treatment plants. However, it participates in various reactions with the compounds of organic and inorganic nature on the inside of pipes, reacting both within the liquid, as the walls of the pipes, causing the decay of chlorine throughout the distribution network. Considering the above, to make more efficient the management of residual chlorine in water distribution systems, the literature describes the use of modeling, assuming that the effects of the decay of chlorine can be represented by the coefficients k_{bulk} and k_{wall} . However, the calculation of these parameters is a complex task, because the systems have different types of piping materials, variation of age of the pipes that make up and the types of springs (surface and underground) entered in the system. In this work, it developed a computational routine to determine the parameter of decay of chlorine in the walls of the pipes (k_{wall}) in distribution networks for drinking water, using the Iterative Method of Hydraulic Gradient Alternative (MIGHA) as a method of optimization. The proposed calibration model was applied to a network model, with results evaluated according to the number of nodes with residual chlorine concentrations of the known. In order to compare the results, the proposed model was also applied to a hypothetical network studied in other works whose determination of the parameter in question was performed by the method of genetic algorithms.

Keywords: decay of chlorine, calibration, water supply networks, MIGHA.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Exemplo das reações de decaimento do cloro em uma tubulação de ferro	15
Figura 2.2 - Fluxograma do processo de modelagem	21
Figura 3.1 - Tela inicial do EPANET 2.0	37
Figura 3.2 - Tela inicial do programa desenvolvido	42
Figura 3.3 - Rede Modelo 1	43
Figura 3.4 - Variação horária do consumo	46
Figura 3.5 - Rede Modelo 2 utilizada por SALGADO (2008)	47
Figura 3.6 - Padrão temporal de consumo real da Rede Modelo 2	49
Figura 3.7 - Nível dos reservatórios da Rede Modelo 2 durante a operação	50
Figura 3.8 - Traçador Reservatório 16	51
Figura 3.9 - Traçador Reservatório 17	51
Figura 3.10 - Traçador Reservatório 18	53
Figura 4.1 - Considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido às 6:00h	56
Figura 4.2 - Considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido às 11:00h	57
Figura 4.3 - Considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido às 20:00h	57
Figura 4.4 - Concentração às 6:00h conforme número de concentrações conhecidas	59

Figura 4.5 - Concentração às 11:00h conforme número de concentrações conhecidas	59
Figura 4.6 - Concentração às 20:00h conforme número de concentrações conhecidas	60
Figura 4.7 - Resultado da simulação no nó 2	62
Figura 4.8 - Resultado da simulação no nó 3	62
Figura 4.9 - Resultado da simulação no nó 6	63
Figura 4.10 - Resultado da simulação no nó 11	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Cotas Topográficas dos nós (m)	43
Tabela 3.2 - Características físicas das tubulações da rede modelo 1	44
Tabela 3.3 - Demanda (L/s).....	44
Tabela 3.4 - Valores de k_w estimados para Rede Modelo 1.....	46
Tabela 3.5 - Valores das concentrações de cloro em cada nó.....	47
Tabela 3.6 - Características físicas dos trechos da Rede Modelo 2.....	50
Tabela 3.7 - Características físicas dos nós da Rede Modelo 2.....	49
Tabela 3.8 - Zoneamento da rede por valores de k_b	52
Tabela 3.9 - Valores de k_w da Rede Modelo 2	53
Tabela 4.1- Valores de k_w considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido.....	56
Tabela 4.2 - Valores de k_w de acordo com o número de nós conhecidos	58
Tabela 4.3 - Valores de k_w de acordo com o número de nós conhecidos.....	61

LISTA DE SÍMBOLOS

c_j - concentração de cloro no tubo "j"

x - distância

t - tempo

u_j - velocidade média do escoamento no tubo "j"

r - taxa de reação

k - constante de proporcionalidade

c_0 - concentração inicial de cloro

t_0 - tempo inicial zero

c - concentração de cloro no tempo t

k_b ou k_{bulk} - coeficiente de decaimento do cloro no seio líquido

k_w ou k_{wall} - coeficiente de decaimento do cloro na parede da tubulação

c^* - concentração inicial de cloro que se mantêm sem reagir

R - parâmetro de ajustamento

k - constante cinética total

n - ordem da reação

∇h^{calc} - gradiente hidráulico calculado

∇h^{obs} - gradiente hidráulico observado

R - domínio de fluxo

j - índice da zona

T_j - transmissividade média na zona j

i - índice de observação

M - número total de cargas hidráulicas observadas.

∇h_j - gradiente hidráulico na célula j ;

r_j - pequeno subdomínio do domínio R ;

T_j - Transmissividade média no subdomínio.

λ - fator de comprimento de passo;

φ - ângulo formado pelos vetores do gradiente hidráulico observado e calculado

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE SÍMBOLOS	xii
I – INTRODUÇÃO	1
1.1. Justificativa	2
1.2. Objetivos	3
1.3. Organização do Trabalho	3
II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Qualidade da Água em Redes de Abastecimento Público	5
2.1.1. <i>O Processo de Desinfecção</i>	5
2.1.2. <i>Os Principais Agentes Desinfetantes</i>	7
2.1.3. <i>O Cloro e Seus Compostos</i>	10
2.1.4. <i>O Cloro no Processo de Desinfecção da Água</i>	12
2.2. Decaimento do Cloro em Redes de Distribuição de Água	14
2.2.1. <i>Reação de Decaimento do Cloro no Seio do Fluido</i>	15
2.2.2. <i>Reação do Decaimento do Cloro nas Paredes da Tubulação</i>	16
2.3. Modelos de Qualidade da Água em Sistemas de Distribuição	17
2.3.1. <i>Modelos Estáticos de Qualidade da Água</i>	19
2.3.2. <i>Modelos Dinâmicos de Qualidade da Água</i>	20
2.4. Modelo Cinético do Decaimento do Cloro	22
2.5. EPANET - Caracterização do Modelo de Qualidade	23
2.5.1. <i>Equação Característica do Decaimento do Cloro no Seio do Fluido</i>	24

2.5.2. <i>Equação Característica do Decaimento do Cloro na Parede da Tubulação</i>	25
2.6. Calibração em Redes de Abastecimento de Água	27
2.6.1. <i>Métodos Iterativos</i>	28
2.6.2. <i>Métodos Explícitos</i>	29
2.6.3. <i>Métodos Implícitos</i>	29
2.7. Método Iterativo de Gradiente Hidráulico Alternativo – MIGHA	30
2.7.1. <i>MIGHA Adaptado para Calibração do k_w</i>	33
III – METODOLOGIA	36
3.1. O Simulador Hidráulico	37
3.2. A Técnica de Otimização	39
3.3. Interface entre o Simulador e o Modelo de Calibração	41
3.4. Redes de Distribuição de Água Estudadas	43
3.4.1. <i>Rede Modelo 1</i>	43
3.4.2. <i>Rede Modelo 2</i>	47
IV – RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1. Simulações na Rede Modelo 1	55
4.1.1. <i>Concentração medida em apenas um nó</i>	55
4.1.2. <i>Conhecimento da concentração em três, quatro e seis nós</i>	58
4.2. Simulações na Rede Modelo 2	60
V – CONCLUSÃO	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66
ANEXO A1	71
ANEXO A2	79

INTRODUÇÃO

A disponibilização de água potável dentro dos padrões de qualidade, de acordo com a Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde, e em quantidade suficiente é o maior desafio para as companhias de saneamento.

As águas destinadas ao consumo humano atravessam um processo de tratamento que, além de remover as partículas em suspensão na fase de desinfecção, promove a destruição ou inativação de microrganismos patogênicos que possam estar presentes na água. Essa desinfecção, em sua maioria, é realizada por agentes químicos, dentre eles, o mais utilizado é o cloro.

Por ser uma substância não conservativa e poder formar subprodutos cancerígenos, o cloro residual livre contido na água deve apresentar uma concentração mínima obrigatória de 0,2 mg/L em qualquer ponto da rede e uma concentração máxima de 2,0 mg/L (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004).

Um dos maiores problemas das companhias de abastecimento é a manutenção das concentrações mínima e máxima de cloro residual. Atualmente, realizam-se amostragens em determinados pontos da rede de abastecimento e o levantamento dessas amostras geram custos tanto com pessoal quanto com material.

O cálculo do decaimento do cloro em uma rede de abastecimento é determinado através da resolução de duas equações cinéticas de primeira ordem em que os coeficientes que mais contribuem para a reação de decaimento do cloro são: k_b e k_w , sendo este o coeficiente de decaimento do cloro na parede da tubulação e aquele, o coeficiente de decaimento do cloro no seio do líquido.

Sendo k_w , o principal fator que influencia o decaimento do cloro na parede da tubulação faz-se necessário o desenvolvimento de um modelo para calibração desse parâmetro.

Entre os diversos métodos de otimização existentes no meio científico, este trabalho abordará um método considerado “novo” – o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA), aplicado primeiramente por SHUSTER (2004), com o objetivo de abandonar o método de calibração tradicional dos mínimos quadrados. Nesta pesquisa, o MIGHA será adaptado para o cálculo do gradiente de concentração com a finalidade de calibração do k_w .

1.1. Justificativa

Os modelos de calibração, de um modo geral, são desenvolvidos com utilização de métodos de otimização considerados complexos, pois demandam de um maior tempo computacional e de restrições na quantidade de parâmetros a serem ajustados.

A literatura descreve que o valor do coeficiente k_w em uma rede de abastecimento pode variar em função de vários fatores, dentre eles os que mais influenciam são o diâmetro, a idade e o material da tubulação.

A maioria dos modelos aplicados na calibração do coeficiente k_w resultam apenas em um valor global calibrado desse coeficiente que se aplica a todas as tubulações da rede estudada.

Apesar dos avanços no desenvolvimento de modelos de calibração do coeficiente k_w , é fundamental o desenvolvimento de modelos utilizando métodos de otimização mais simples e precisos.

Dos métodos de otimização considerados simples e rápido destaca-se o Método do Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA), que neste trabalho será utilizado para estimar os valores do coeficiente de decaimento do cloro k_w em cada tubulação, verificados a partir da minimização da função objetivo

definida pela diferença dos gradientes de concentrações de residual de cloro observadas e calculadas no domínio do modelo.

1.2. Objetivos

Os principais objetivos desse trabalho são:

- Verificação da aplicação do MIGHA para calibração do parâmetro da equação de decaimento do cloro na parede da tubulação;
- Elaboração de uma rotina computacional cujo objetivo é gerar uma interação entre o MIGHA e o Simulador Hidráulico utilizado nesta pesquisa.

Os modelos de calibração do k_w , geralmente são desenvolvidos para obtenção de um único k_w global, um diferencial para o MIGHA, que abordará o cálculo do coeficiente k_w para cada tubo da rede.

1.3. Organização do Trabalho

O trabalho está organizado em seis capítulos. O presente capítulo apresenta uma introdução ao tema desenvolvido, seus objetivos e justificativa e descreve a maneira como a dissertação está organizada.

O Capítulo II oferece uma revisão bibliográfica contendo o embasamento teórico sobre sistemas de abastecimento, parâmetros de qualidade da água em redes de distribuição. Discorre, ainda, a respeito do Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo, que é utilizado como modelo de otimização.

O Capítulo III apresenta a metodologia aplicada, descrevendo as redes que serão estudadas e suas principais características hidráulicas e físicas, e como será efetuado o processo de calibração.

O Capítulo IV expõe os resultados obtidos em cada simulação e a

discussão dos mesmos.

E por fim, o Capítulo V que apresenta as conclusões desta pesquisa e faz algumas sugestões para estudos complementares.

Os Anexos proporcionam os arquivos de entrada do EPANET das redes estudadas.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Qualidade da Água em Redes de Abastecimento Público

A água é um mineral essencial à vida e sua distribuição com qualidade adequada e em quantidade suficiente, determina os diversos aspectos econômicos, sociais, culturais e históricos de uma sociedade.

No Brasil, a função de um sistema de abastecimento de água é captar água, submetê-la ao tratamento para atingir aos padrões de potabilidade preconizados pela portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde, e distribuí-la para população (SALGADO, 2008).

Para que a água obtenha os padrões de qualidade exigidos para sua distribuição e consumo, ela necessita receber tratamentos físicos e químicos, dentre os quais, a desinfecção é uma etapa importante.

2.1.1. O Processo de Desinfecção

A desinfecção constitui uma das mais importantes etapas na estação de tratamento de água (ETA), pois esta fase é responsável pela destruição ou inativação dos microrganismos patogênicos remanescentes das etapas anteriores. É obtida por intermédio de agentes desinfetantes que podem ser físicos ou químicos.

Não se deve associar o processo de desinfecção da água com o processo de esterilização, pois este compreende a total destruição de todas as formas vivas presentes na água, e aquele, destrói apenas os microrganismos patogênicos.

A desinfecção da água para abastecimento pode ser realizada por meio de processos físicos, químicos ou por combinação entre esses dois processos.

Na escolha do processo de desinfecção a ser adotado em um sistema de abastecimento, vários fatores são considerados dentre os principais destacam-se o poder desinfecção, os custos, a ação residual e a facilidade de aplicação (AZEVEDO NETTO, 1974).

Processos químicos

Este tipo de processo corresponde à exposição da água à ação de diversos produtos químicos durante um intervalo de tempo suficiente e em concentrações adequadas, com a finalidade de inativar os microorganismos patogênicos, geralmente por meio de oxidação (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

Segundo MINISTÉRIO DA SAÚDE (2006), os agentes químicos mais utilizados durante o processo de desinfecção podem ser:

- *Halogênios*: são produtos químicos desinfetantes dentre eles, os que mais se destacam são o cloro, o iodo e o bromo, cujo poder de oxidação decresce com o peso molecular, porém, as propriedades germicidas e de penetração, aumentam, de um modo geral, com o peso atômico do elemento.
- *Ozônio (O₃)*: é um gás produzido por descargas elétricas através do ar seco em aparelhos próprios. A obtenção do ozônio consome energia, tornando-se um processo de custo elevado, por isso o seu emprego é restrito ao uso doméstico em aparelhos chamados ozonizadores. É um agente oxidante poderoso, pouco solúvel na água, e exige que sua mistura seja executada de forma cuidadosa. A dosagem necessária à inativação dos microorganismos depende muito do teor de matéria orgânica. Para a desinfecção de águas coaguladas e filtradas, recomenda-se 0,125 mg a 0,750 mg de O₃ por litro de água.
- *Prata*: processo denominado “*katadyn*” que se baseia na ação

oligodinâmica da prata. O íon “Ag” destrói bactérias em concentrações acima de 15 mg/L. A prata é posta em contato com a água em areia, ou em material cerâmico, etc. Sua ação é lenta, não causando odor ou sabor. Esta técnica não possui efeito na presença de matéria orgânica ou amônia.

- *Cal*: é um desinfetante em pH bastante elevado (10 ou mais). Adicionando-se cal em quantidades tais que estabeleçam um mínimo de alcalinidade cáustica, verifica-se a ação bactericida. Dosagens muito variadas devem ser determinadas em cada caso.

Processos físicos

Os processos físicos correspondem à aplicação diretamente na água de energia sob a forma de luz (ultravioleta ou gama) ou calor. A luz ultravioleta é produzida por lâmpada de vapor de mercúrio em tubo de quartzo. São processos de desinfecção pouco utilizados devido a custos elevados.

A desinfecção com o emprego das radiações ultravioleta não proporciona sabor a água e nem dá origem a subprodutos, porém é eficaz apenas para águas com baixa turbidez e não garante o efeito residual do desinfetante.

A fervura da água é considerada o processo de desinfecção mais antigo, pois após um minuto de ebulição está assegurada a inativação de todos os microrganismos presentes na água. Porém este processo é praticamente restrito ao consumo doméstico (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

2.1.2. Os Principais Agentes Desinfetantes

O Quadro 2.1 apresenta as vantagens e desvantagens na utilização dos principais tipos de agentes desinfetantes.

Quadro 2.1 – Vantagens e desvantagens na utilização dos principais tipos de desinfetantes

Agente Desinfetante	Vantagens	Desvantagens
Radiação Ultravioleta	Eficiente na inativação de vírus e bactérias; Ausência da formação de subprodutos da desinfecção.	Pouco eficaz na inativação de alguns patogênicos; Eficiência reduzida com a turbidez da água.
Permanganato de Potássio	Oxida o ferro, o manganês e os compostos que causam odor e sabor; É fácil de transportar, armazenar e aplicar, e é utilizado para controlar a formação de <i>trihalometanos</i> (THM) e outros produtos.	Requer longos tempos de contato; Tem tendência para dar uma coloração rosa à água; É tóxico a doses elevadas.
Cloraminas	Menor formação de subprodutos halogenados; Decaimento relativamente lento; Pode ser utilizado como desinfetante residual.	Menor poder desinfetante que o cloro, o ozônio e o dióxido de cloro; Não oxidam o ferro, o manganês e os sulfetos; Tem subproduto cancerígeno.
Ozônio	Mais eficiente que o cloro, as cloraminas e o dióxido de cloro na inativação de alguns tipos microrganismos patogênicos. Reduz a turbidez da água e controla a cor, o sabor e o odor; Requer pouco tempo de contato; Desinfecção não é influenciada pelo pH.	Equipamento e gastos energéticos dispendiosos; É corrosivo e tóxico. Maior produção de subprodutos biodegradáveis que podem promover o crescimento microbiano durante o transporte.
Dióxido de cloro	Mais eficiente que as cloraminas na inativação de vírus e de alguns microrganismos patogênicos; Oxida ferro, manganês e sulfetos; Menor formação de subprodutos halogenados; Poder desinfetante não é afetado pelo pH; Permite ser utilizado como desinfetante residual.	Formação de clorito e clorato; Menos econômico; Decompõe-se sob a ação da luz solar; Deve ser produzido no local de aplicação; Pode dar origem a odores.
Cloro	Oxida ferro, manganês e sulfetos; Controla a cor, o sabor e o paladar; Biocida eficiente; É o desinfetante mais barato, mais fácil de utilizar e mais conhecido; Permite ser utilizado como desinfetante residual. Pode ser utilizado na forma de hipoclorito de sódio e de cálcio.	Origina subprodutos halogenados e cloretos. Pode proporcionar cheiro e sabor à água; Menos eficiente em meio básico; Forma subprodutos biodegradáveis que podem promover o crescimento microbiano no transporte e distribuição

Fonte: Adaptado de LOPES, 2005.

Os principais fatores que influenciam na escolha do tratamento a ser empregado no processo de desinfecção podem ser (LAUBUSH, 1971):

- *Espécie e concentração do microorganismo a ser destruído:* algumas espécies de microorganismos são resistentes a determinados tipos de desinfetantes e uma maior quantidade desses microorganismos faz com que haja uma maior demanda de desinfetante.
- *Tipo e concentração do desinfetante:* a morte de microorganismos pela ação de um agente químico é proporcional à concentração do desinfetante.
- *Tempo de contato do desinfetante:* o tempo de reação do desinfetante com a água é influenciado de acordo com a concentração do mesmo, portanto, podem-se utilizar altas concentrações e pouco tempo, ou baixas concentrações e um tempo maior.
- *Características químicas e físicas da água:* estas características influenciam consideravelmente na escolha do tratamento para desinfecção. Por exemplo, se a água contém material orgânico e outros compostos oxidáveis, e se o agente escolhido for um oxidante, então, parte da quantidade do desinfetante será consumida pelo material presente na água. Quanto às características físicas da água pode-se citar como exemplo a temperatura, pois alguns compostos podem se apresentar de formas diferentes, conforme a temperatura do meio.
- *Grau de dispersão do desinfetante na água:* para garantir uma concentração uniforme, os desinfetantes necessitam ser dispersos na água.

Critérios de seleção do tipo de desinfetante a ser utilizado

Além do preço e da facilidade de manuseio, a eficácia de cada desinfetante e a formação de subprodutos indesejáveis derivados da sua ação oxidante são os principais fatores que determinam a escolha do tipo de

desinfecção a ser aplicada no tratamento da água (MONTGOMERY, 1985 apud LOPES, 2005, p. 9).

Os principais atributos que os desinfetantes devem apresentar, para que eles possam ser utilizados no processo de desinfecção da água são:

- Devem destruir, em um tempo razoável, os microorganismos patogênicos nas quantidades e condições encontradas na água;
- Não devem ser tóxicos ao homem;
- Não conferir á água odor ou gosto, nas dosagens que forem empregadas;
- Devem ser legalmente disponíveis no mercado e apresentar custo razoável;
- Apresentar facilidade para transporte, armazenamento e manuseio;
- A sua concentração na água tratada deve ser fácil e rapidamente determinável;
- Devem produzir residuais permanentes na água a fim de prevenir contra uma recontaminação antes do uso.

2.1.3. O Cloro e Seus Compostos

O cloro e seus compostos são fortes agentes oxidantes. De uma maneira geral, com o aumento do pH, sua reatividade diminui, e sua velocidade de reação aumenta com a elevação da temperatura.

Cloro Elementar

O cloro é conhecido como um gás amarelo-esverdeado, e é facilmente identificado pelo cheiro irritante e sufocante, mesmo em pequenas quantidades.

Geralmente, é comercializado na forma líquida, e embalado em cilindros sob pressão. Com a diminuição da pressão, o cloro se gaseifica, tornando-se bastante solúvel na água.

Hipoclorito de sódio

Apresenta-se na forma líquida, contendo em torno de 10% de cloro ativo.

Por ser um composto instável, o hipoclorito de sódio deve ser armazenado em locais escuros e frios.

Hipoclorito de cálcio

É conhecido na forma sólida, apresenta em torno de 65% a 75% de cloro ativo em sua composição.

Antes de ser aplicado na água, o hipoclorito de cálcio deve ser dissolvido e depois filtrado para evitar que a água fique turva.

Residual de cloro

O cloro, ao ser adicionado a água, parte dele destrói os microorganismos patogênicos, parte dele é consumido pela matéria orgânica e a parte da quantidade de cloro que sobra é denominada de residual de cloro ou cloro residual.

O cloro residual é empregado no processo de desinfecção com a função de minimizar a propagação e/ou desenvolvimento dos microorganismos que resistem ao processo de tratamento ou, os que podem contaminar a água abastecida por infiltração ou durante os trabalhos de manutenção e reparação das redes de distribuição de água.

O cloro residual pode ser classificado em:

- *Residual de cloro livre*: quando se apresenta sem nenhuma

combinação.

- *Residual de cloro combinado*: quando se apresenta combinado com matéria nitrogenada ou amônia, originando os compostos de cloro chamados cloraminas, que também são desinfetantes, porém menos eficientes se comparadas com a ação desinfetante do cloro livre, conforme citado em parágrafo anterior.

De acordo com SALGADO (2008) as vantagens da cloração com o cloro residual livre são:

- Maior segurança na desinfecção, pois o residual de cloro livre é mais ativo que qualquer outro tipo de residual combinado;
- Destroem os compostos orgânicos responsáveis por cor e odor desagradáveis, e pelo desenvolvimento dos microorganismos e demanda bioquímica de oxigênio nas diversas partes do sistema.

2.1.4. O Cloro no Processo de Desinfecção da Água

O cloro, além ser um desinfetante econômico e de fácil aplicação é uma substância não-conservativa¹ e sua concentração na água se reduz conforme ele reage com outros elementos presentes nas tubulações e nos reservatórios de um sistema de distribuição, tornando-se o agente químico mais empregado na desinfecção de água para abastecimento público.

A desinfecção da água com o uso do cloro iniciou-se com a aplicação do hipoclorito de sódio (NaOCl). A princípio, o cloro era aplicado na desinfecção da água apenas em casos de epidemias e somente a partir de 1902, a cloração foi adotada de maneira contínua na Bélgica (MEYER, 1994).

A evolução dos processos de cloração da água pode ser caracterizada em diferentes décadas (ROSSIN, 1987 apud MEYER, 1994 p. 101):

- *1908 a 1918* – início da cloração das águas com aplicação de uma

¹ Substância não-conservativa é aquela cuja concentração decai em função do tempo.

pequena quantidade de cloro;

- 1918 a 1928 – acentuada expansão no uso de cloro líquido;
- 1928 a 1938 – uso de cloraminas, adição conjunta de amônia e cloro, de maneira a se obter um teor residual de cloraminas. Nesta década ainda não eram empregados testes específicos para se determinar os residuais de cloro;
- 1948 a 1958 – refinamento da cloração, nesta década, iniciou-se a determinação das formas de cloro combinado e livre, e a cloração baseada em controles bacteriológicos.

Por ser um forte oxidante, as reações do cloro com água podem originar alguns subprodutos de desinfecção perigosos ao homem e ao meio ambiente, por exemplo (SALGADO, 2008):

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

As principais vantagens e desvantagens na utilização da cloração em redes de abastecimento, de acordo com USEPA (1999) são:

Vantagens

- Inativa um amplo número de espécies patogênicas em água;
- Deixa residual (cloro residual) na água que pode ser facilmente medido e controlado;
- É econômico;

- É um produto com manuseio amplamente conhecido.

Desvantagens

- Pode formar subprodutos orgânicos clorados, que podem ser, em sua maioria, cancerígenos;
- Ocorrência de acidentes durante o manuseio do gás cloro;
- Alta dosagem do produto pode causar sabor e odor na água.

De acordo com o Artigo 13 da Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde a água a ser distribuída em um sistema de abastecimento deve apresentar um teor mínimo de cloro residual livre um valor de 0,5 mg/L, sendo obrigatória a manutenção de no mínimo 0,2 mg/L e de no máximo 2,0 mg/L em qualquer ponto da rede de distribuição de água.

2.2. Decaimento do Cloro em Redes de Distribuição de Água

Durante o percurso da água na rede de distribuição, a concentração de cloro residual não permanece constante. Sua concentração diminui não somente por causa das reações que ocorrem na massa líquida e das que ocorrem nas paredes da tubulação e em outros elementos do sistema, como também é influenciada pela velocidade do escoamento, vaporização natural e pelo diâmetro da tubulação.

O cloro residual reage facilmente com várias espécies orgânicas e inorgânicas presentes na água, e com as paredes da tubulação de um sistema. Estas duas reações são os mecanismos que mais atuam no decaimento do cloro em uma rede de distribuição, e são influenciadas pelas constantes cinéticas k_{bulk} , que caracteriza o decaimento do cloro no seio do fluido e k_{wall} , que caracteriza o decaimento do cloro na parede da tubulação.

Outro mecanismo que também influencia no decaimento do cloro residual

é a vaporização natural, porém este mecanismo não será abordado neste estudo.

A Figura 2.1 ilustra as reações de decaimento do cloro em uma tubulação de ferro. Nesta figura, a matéria orgânica é caracterizada por “M. O.”, e os subprodutos formado pela desinfecção, por “SPD”.

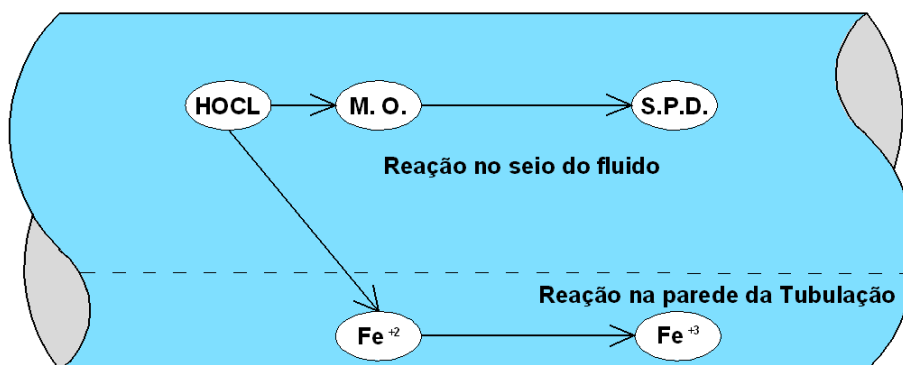


Figura 2.1 – Exemplo das reações de decaimento do cloro em uma tubulação de ferro.²

2.2.1. *Reação de Decaimento do Cloro no Seio do Fluido*

Entre os fatores que mais contribuem para o decaimento do cloro no seio do líquido em sistemas de abastecimento, os que mais se destacam são: a dosagem de cloro aplicada, a concentração de matéria inorgânica oxidável, o teor de matéria orgânica, o valor do pH da água e a temperatura da água (UBER et al., 2001).

Dosagem de cloro aplicada

Vários estudos afirmam que o aumento na dosagem de cloro também aumenta sua velocidade de decaimento (CASTRO, 2002).

Concentração de matéria inorgânica oxidável

A concentração de matéria inorgânica oxidável caracteriza a fase rápida do processo de decaimento do cloro no seio do líquido. Esta fase se deve,

² Fonte: Adaptado de ROSSMAN, 2000.

principalmente, à fácil oxidação dos compostos inorgânicos presentes na água, como é o caso da amônia, dos sulfetos, dos íons de ferro e de manganês (VIEIRA & COELHO, 2000).

Teor de matéria orgânica

O teor de matéria orgânica caracteriza a fase lenta do processo de decaimento do cloro que ocorre no seio do escoamento. A esta fase se deve fundamentalmente à oxidação de compostos orgânicos (MON), pois por serem menos reativos consomem o cloro de maneira mais lenta que os compostos inorgânicos (VIEIRA & COELHO, 2000).

Valor do pH da água

Quanto mais alto for o valor do pH, a velocidade do decaimento do cloro aumenta (UBER et al., 2001).

Temperatura da água

A elevação da temperatura da água aumenta a velocidade de consumo de cloro, principalmente pelos compostos orgânicos (CASTRO, 2002).

2.2.2. Reação do Decaimento do Cloro nas Paredes da Tubulação

Os fatores que influenciam na reação de decaimento do cloro nas paredes da tubulação são: material da tubulação, idade do tubo e a existência ou não de biofilme (CASTRO, 2002).

Se o tubo for novo e de material sintético, a interferência na reação de decaimento do cloro é fraca, porém, se nessa tubulação já tiver se desenvolvido uma camada de biofilme, a interferência se torna significativa. Se o tubo for metálico, a interferência é mais expressiva por causa da corrosão (VIEIRA & COELHO, 2000).

Quanto maior o diâmetro, menor será o volume de água associada à superfície do tubo, indicando uma menor interação da água com o tubo e, portanto, em um menor decaimento do cloro provocado pelas paredes da tubulação (CASTRO, 2002).

2.3. Modelos de Qualidade da Água em Sistemas de Distribuição

O objetivo dos modelos de qualidade da água é determinar a evolução dos parâmetros de qualidade desde a estação de tratamento até a torneira do consumidor, onde, finalmente deveria verificar o cumprimento das normas descritas pela Portaria nº 518/2004 estabelecida pelo Ministério da Saúde.

Segundo AYZA et al., (1994), destacam a frequente utilização desses modelos na determinação da concentração de flúor, quando este é adicionado a água como traçador ou por questões sanitárias. Os autores comentam ainda, a utilização dos modelos de qualidade para conseguir que a mistura de águas com diferentes salinidades no interior de uma rede de irrigação torne-se apta para o cultivo, porém, o cálculo mais referenciado na bibliografia é a determinação da evolução espacial e temporal da concentração de cloro na rede.

Somente em 1980 iniciou-se o desenvolvimento e a aplicação dos modelos de qualidade da água em sistemas de distribuição.

Segundo CASAGRANDE (1997), o primeiro registro da aplicação de um modelo matemático para qualidade da água de abastecimento foi apresentado por LIOU & KROON (1987). Eles desenvolveram um algoritmo para modelagem de propagação de substâncias conduzidas pela água por advecção ao longo da rede, no tempo e no espaço.

O Quadro 2.2 apresenta os autores e seus respectivos estudos com aplicação dos modelos de qualidade da água, descritos por CASAGRANDE (1997).

Quadro 2.2 – Estudos sobre os modelos de qualidade, segundo CASAGRANDE (1997).

Autores	Estudos
MALES et al., (1988)	Utilizaram um modelo para predição da mistura de substâncias em um sistema de distribuição desenvolvido pela EPA (U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Neste estudo utilizou-se o programa KENTUCKY (KYPIPE) para realização da simulação hidráulica no estado estacionário. O componente monitorado foi a concentração de trihalometanos e nesta ocasião, confirmou-se a importância da calibração hidráulica para precisão dos resultados da simulação da qualidade.
GRAYMAN e CLARK (1988)	Demonstraram a aplicação do modelo testado por MALES et al., (1988), comparando valores simulados e calculados pelo modelo, com as condições variando com o tempo e no espaço, utilizando também como elemento de controle a concentração de Trihalometanos.
CLARK & COYLE (1990),	Desenvolveram pesquisas que comprovaram a existência de grandes variações temporais e espaciais da qualidade da água no sistema de distribuição. Estes autores desenvolveram e utilizaram também de programas para aplicação em computadores pessoais, já que até então havia a necessidade de se utilizar grandes computadores no caso de sistemas de maior porte.
Rosmann et al., (1994)	Apresentaram estudos com a aplicação da equação da conservação de massa no processo de advecção/difusão do cloro em redes de distribuição

Fonte: elaborado a partir de CASAGRANDE, 1999.

Outros autores, entre eles, CLARK et al., (1993), ISLAM et al., (1997), WU et al., (1998), GAGNON et al., (1998), SMITH et al., (1998), e FERNANDES (2002), também desenvolveram modelos de simulação da qualidade da água tanto para condições permanentes quanto para condições dinâmicas.

Atualmente, existem vários modelos de *software* de modelagem no mercado. Eles auxiliam na análise hidráulica e na análise de qualidade. Dentre eles: H2Onet, SynerGEE, EPANET, WaterCad, Pipe2000, MikeNet. Para o desenvolvimento dos modelos, esses *softwares* apresentam uma robusta interface gráfica, códigos de cores, anotações, dados de contorno ou resultados, e ainda podem apresentar uma interface com dados de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), AutoCad, e diversas opções de cálculos.

Neste trabalho, o *software* utilizado como simulador hidráulico é o EPANET da EPA - U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, pois além deste programa possuir ampla credibilidade no meio acadêmico, no qual oferece

resultados satisfatórios quando utilizado em pesquisas que abordam a modelagem, seu código fonte e biblioteca computacional estão disponíveis aos usuários.

Os modelos de qualidade se compõem basicamente em duas partes:

- Modelagem hidráulica;
- Modelagem da qualidade propriamente dita.

Os modelos hidráulicos determinam as vazões e as pressões em todos os nós da rede, tanto em condições estáticas como dinâmicas.

Os modelos da qualidade determinam a variação temporal e espacial de um determinado parâmetro da qualidade da água, a porcentagem de procedência de cada uma das fontes de abastecimento, o tempo de permanência da água na rede antes de ser consumida, entre outros fatores. Estes modelos podem ser classificados em dinâmicos ou estáticos. A grande diferença entre estas abordagens é o fato da dinâmica considerar as variações da vazão consumida ao longo do tempo.

A modelagem hidráulica e de qualidade da água podem ser realizadas juntas, ou realizar primeiro a modelagem hidráulica e depois, a modelagem da qualidade da água (AYZA et al., 1994).

A base fundamental dos modelos estáticos e dinâmicos de qualidade da água está descrita nos itens seguintes.

2.3.1. Modelos Estáticos de Qualidade da Água

Nos modelos estáticos assume-se que a vazão demandada é sempre constante e que as condições de funcionamento da rede, definida pelo estado das válvulas e equipamentos, não variam e os níveis dos reservatórios permanecem constantes (AYZA et al., 1994).

Este modelo de qualidade da água se aplica ao estudo do transporte de

substâncias conservativas nas redes de abastecimento de água.

2.3.2. Modelos Dinâmicos de Qualidade da Água

Nos modelos dinâmicos se permite a variação temporal da vazão e das condições de funcionamento da rede (AYZA et al., 1994).

Os modelos dinâmicos são baseados no fluxo unidimensional, no regime permanente da rede, na mistura instantânea e completa das concentrações nos nós e na dispersão longitudinal (OZDEMIR & UCAK, 2002 apud SALGADO, 2008).

No transporte de uma substância através de uma rede distribuição de água potável estão inseridos basicamente três processos: transporte por convecção nos tubos, decaimento ou crescimento das concentrações com o tempo da reação, e os processos de mistura nos nós da rede.

Os modelos dinâmicos de qualidade da água são classificados em (ROSSMAN & BOULOS, 1996):

- Modelos Eulerianos { Método do Volume Discreto (DVM)
Método das Diferenças Finitas (FDM)
- Modelos Lagrangeanos { Método Dirigido pelo Tempo (TDM)
Método Dirigido pelo Evento (EDM)

Nos modelos Lagrangeanos, a água é estudada em parcelas de tamanhos diferentes e em cada parcela é calculado as novas condições em diferentes intervalos de tempo ou no tempo em que a parcela de água se desloca e se mistura em algum nó. E nos modelos Eulerianos, as tubulações da rede são divididas em segmentos de mesmo tamanho com a finalidade de obter uma série de volumes de controles fixos para analisar todas as mudanças que ocorrerem no contorno de cada segmento (ROSSMAN & BOULOS, 1996).

Neste estudo será abordado o modelo dinâmico de qualidade da água em

redes de distribuição, pois segundo CASTRO (2002), estes modelos produzem melhores resultados, apesar de ser necessário fornecer como “input” o consumo esperado no tempo a que corresponde à simulação.

O Modelo de qualidade apenas poderá ser aplicado se a rede de abastecimento já tiver sido modelada hidráulicamente, e quanto melhor se apresentarem os resultados das simulações hidráulicas, mais credíveis também serão os resultados de cálculo da qualidade da água a ser distribuída (CASAGRANDE & SARMENTO, 1999).

A Figura 2.2 mostra um exemplo de fluxograma para modelagem de qualidade da água em redes de abastecimento.

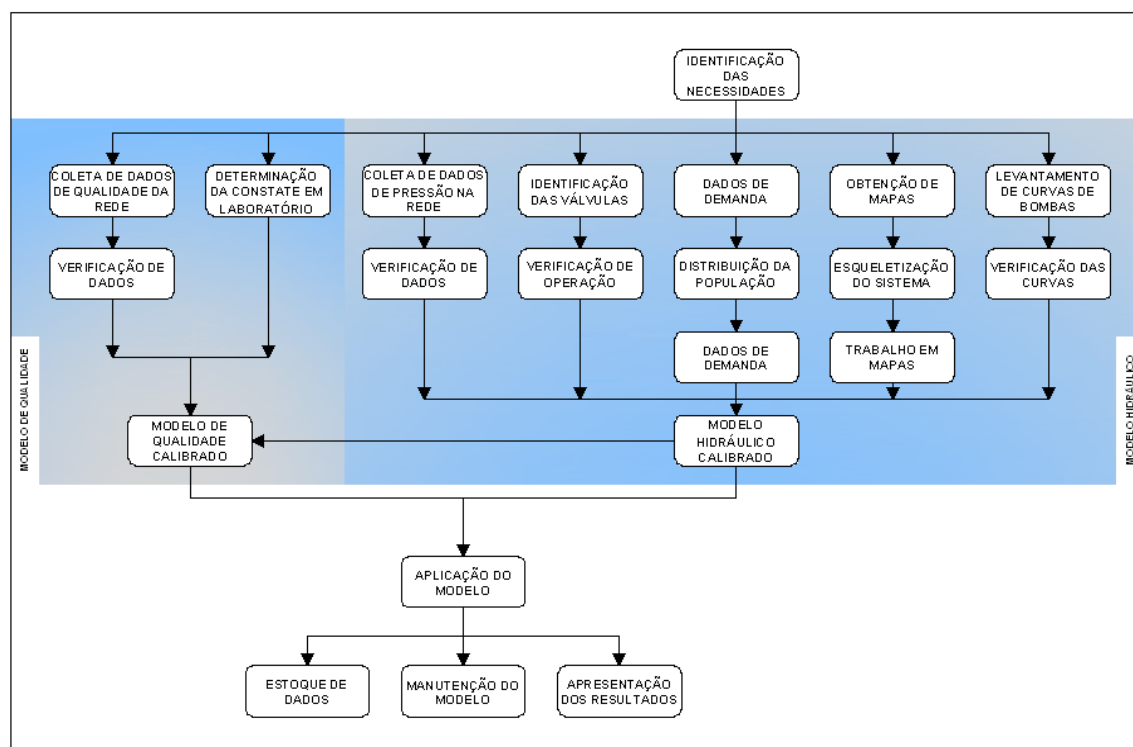


Figura 2.3 – Fluxograma do processo de modelagem³.

As equações básicas para solução de modelos de qualidade são fundamentadas no princípio da conservação de massa e nas reações cinéticas. O processo de qualidade da água dentro de um tubo geralmente inclui advecção, difusão e dispersão, reações químicas e biológicas, interações com superfície

³ Fonte: KISH & SILVIA, 2003

interna dos tubos e fontes externas (FERNANDES, 2002).

De maneira geral, o modelo que define o transporte de uma substância não conservativa dissolvida em uma rede abastecimento com a mesma velocidade média do escoamento, é a equação da advecção. A dispersão longitudinal é considerada um mecanismo de transporte insignificante e por isso pode ser desprezada na equação de advecção, resultando em (ROSSMAN et al., 2000):

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = - u_i \frac{\partial c_i}{\partial x} + r(c_i) \quad (2.1)$$

c_i = concentração no tubo “i”, [M.L⁻³];

x = distância [L];

t = tempo, [T];

u_i = velocidade média do escoamento no tubo “i”, [L.T⁻¹];

r = taxa de reação, [M.L⁻³.T]

A taxa de reação “ r ” representa a combinação dos efeitos das reações que ocorrem no seio do fluido e na parede da tubulação “ i ”.

Dos métodos propostos para resolução da Equação 2.1, o mais versátil e o que melhor se aproxima do comportamento do decaimento do cloro na água é o Método Lagrangeano Dirigido pelo Tempo (ROSSMAN & BOULLLOS, 1996).

2.4. Modelo Cinético do Decaimento do Cloro

Para simplificar a modelagem matemática do decaimento do cloro, considera-se que a complexidade das reações, interações e os processos que favorecem esse decaimento sejam conduzidos por uma lei cinética global de primeira ordem. Esta consideração pode provocar, em alguns casos, erros grosseiros, porém na maioria, converge para resultados satisfatórios (CASTRO, 2002).

A cinética de primeira ordem caracteriza-se pela definição de uma lei matemática para o decaimento da concentração de uma substância, no caso deste estudo, o cloro, em função do tempo, conforme apresentado na Equação 2.2 (LOREIRO & COELHO, 2002).

$$\frac{dc}{dt} = -Kc \quad (2.2)$$

K = constante de proporcionalidade [T^{-1}].

A constante de proporcionalidade é uma característica da reação e recebe o sinal negativo apenas para indicar o decaimento da substância.

A Equação 2.2 anuncia que a velocidade de decaimento é proporcional à concentração de cloro.

Integrando a Equação 2.2 para uma concentração inicial de cloro “ c_0 ” no tempo inicial zero e uma concentração de cloro “ c ” no tempo “ t ”, obtém-se:

$$\int_{c_0}^c \frac{dc}{c} = - \int_0^t k dt \quad (2.2)$$

$$c = c_0 \cdot \exp(kt) \quad (2.3)$$

A Equação 2.3 relaciona a concentração de cloro com o tempo em que a água clorada permanece na tubulação, tornando possível a previsão do teor de cloro que vai chegar a determinado ponto do sistema, sabendo apenas o tempo que ele demora a chegar ao referido ponto e a concentração inicial de cloro aplicada (CASTRO, 2002a).

2.5. EPANET - Caracterização do Modelo de Qualidade

No processo de calibração de uma rede abastecimento, por possuir vários parâmetros com valores desconhecidos, faz-se necessária a utilização de um modelo de simulação hidráulica associado a algum método de calibração para

auxiliar nos cálculos desses parâmetros.

Conforme citado no item 2.4, o EPANET é um simulador que realiza simulações hidráulicas e de qualidade da água em redes de abastecimento, ambas dinâmicas ou estáticas. A disponibilização de seu código fonte pode facilitar a integração do programa com o método de calibração escolhido.

Para obter uma solução de qualidade da água, o EPANET, se utiliza de equações baseadas nos princípios da conservação de massa combinados com leis cinéticas de reação, que podem ser de ordem zero ou de primeira ordem.

Neste estudo, será utilizada no EPANET a lei cinética de primeira ordem para simulação de decaimento do cloro.

Conforme citado anteriormente, os dois principais aspectos considerados na modelagem de qualidade da água estão representados através das Equações 2.4 e 2.5.

2.5.1. *Equação Característica do Decaimento do Cloro no Seio do Fluido*

LOREIRO & COELHO (2002) afirmam que as reações no seio do fluido podem ser aproximadas pela Equação 2.4, que é uma lei cinética de primeira ordem.

$$\frac{dc}{dt} = -k_b c \quad (2.4)$$

A constante de proporcionalidade na Equação acima é o coeficiente de decaimento do cloro no seio líquido, k_b , cujas dimensões são [L.T⁻¹].

Embora os modelos de primeira ordem sejam os mais utilizados para descrever a cinética de decaimento do cloro no seio do fluido, existem outros modelos mais complexos: modelo de ordem “n”, de primeira ordem limitada, de primeira ordem paralela e de segunda ordem (CLARK, 1998 apud LOPES, 2005).

No Quadro 2.3 está descrito as equações dos modelos de decaimento do cloro no seio fluido.

Quadro 2.3 – Modelos de equações cinéticas de decaimento do cloro

Modelo	Equações	Parâmetros Ajustáveis
Primeira ordem	$\frac{dc}{dt} = -kc$	k
Segunda Ordem	$\frac{dc}{dt} = -kCC_R$	R
Ordem “n”	$\frac{dc}{dt} = -k^n c^n$	k, n
Primeira Ordem Limitada	$\frac{dc}{dt} = -k(c - c^*)$	c^*, k
Primeira Ordem Paralela	$\frac{dc}{dt} = -k_1c_1 - k_2c_{12}$	k_1, k_2

c : concentração de cloro
 c^* : concentração inicial de cloro que se mantém sem reagir
 R : parâmetro de ajustamento
 k : constante cinética total
 n : ordem da reação

Fonte: Adaptado de LOPES, 2005.

O modelo de segunda ordem é o único modelo que apresenta a cinética do decaimento que depende das concentrações dos reagentes presentes na água. No modelo de ordem “n”, a velocidade da reação é proporcional ao resto da concentração de cloro elevada à potência “n”.

O modelo de primeira ordem limitada admite que a concentração de cloro se reduz até um certo limite e depois não ocorre mais reação.

O modelo de primeira ordem paralela divide as reações em dois diferentes grupos, um em que ocorrem reações lentas (k_2), e outro relativo a reações rápidas (k_1) (Vieira and Coelho, 2000 apud LOPES, 2005 p. 15).

2.5.2. Equação Característica do Decaimento do Cloro na Parede da Tubulação

LOREIRO & COELHO (2002) também afirmam que as reações que ocorrem na parede da tubulação são descritas por outra lei cinética de primeira ordem e podem ser aproximadas pela Equação 2.4.

$$\frac{dc}{dt} = - \frac{k_w k_f c}{R_h (k_w + k_f)} \quad (2.5)$$

k_w = coeficiente de decaimento das reações na parede do tubo (k_{wall}), [L.T⁻¹];

k_f = coeficiente de transferência de massa, [L.T⁻¹];

R_h = raio hidráulico da tubulação, [L].

A área da tubulação disponível para reação e a taxa da transferência de massa entre o volume do escoamento e a parede do tubo influenciam a taxa de reação. O raio hidráulico de uma tubulação corresponde ao raio dividido por dois, determina o fator de forma. O efeito de transferência de massa é representado por um coeficiente de transferência de massa, e o valor desse coeficiente depende da difusão molecular das espécies reativas e do número de *Reynolds* do escoamento (ROSSMAN et al., 2000).

Somando-se as Equações 2.4 e 2.5 tem-se:

$$\frac{dc}{dt} = -k_b c - \frac{k_w k_f c}{R_h (k_w + k_f)} \quad (2.6)$$

$$\frac{dc}{dt} = \left(-k_b - \frac{k_w k_f}{R_h (k_w + k_f)} \right) c \quad (2.7)$$

Fazendo:

$$k = \left[k_b + \frac{k_w k_f}{R_h (k_w + k_f)} \right] \quad (2.8)$$

Obtêm-se a Equação 2.9 de cinética de primeira ordem global para o decaimento total do cloro.

$$\frac{dc}{dt} = -kc \quad (2.9)$$

No modelo cinético de primeira ordem para decaimento do cloro, o EPANET utiliza três parâmetros: k_b , k_w e k_f . Os dois primeiros são fornecidos ao modelo como dados de entrada. E o coeficiente de transferência de massa, k_f , é calculado pelo próprio programa através de sub-rotinas de análise adimensional que correlacionam à velocidade do fluido, o regime de escoamento, o diâmetro, o comprimento da tubulação, etc.

Segundo ROSSMAN (2000), para reações de primeira ordem, o coeficiente k_w pode assumir qualquer valor compreendido entre zero e um máximo de 1,5 m/dia.

ROSSMAN (2000) também afirma que o k_w pode depender da temperatura e também ser relacionado com a idade da tubulação e com o material desta. A rugosidade das tubulações metálicas aumenta com a idade destas, devido a fenômenos de incrustação e de tuberculização de produtos de corrosão nas paredes das tubulações. Com o aumento da rugosidade, o valor do fator C da fórmula de Hazen-Williams diminui, ou aumenta a rugosidade absoluta (ou rugosidade de Darcy-Weisbach), resultando em maiores perdas de carga através da tubulação.

2.6. Calibração em Redes de Abastecimento de Água

Calibração é o processo de ajuste dos parâmetros de um modelo para que o comportamento apresentado por esse modelo seja parecido com os resultados obtidos em campo.

O processo de calibração é fundamental para obtenção de dados adequados para ilustrar o real funcionamento do sistema de abastecimento, através da produção de dados que se aproximam satisfatoriamente dos valores observados no sistema existente (NEVES, 2007).

Existem três tipos de procedimentos que podem ser utilizados no processo de calibração: métodos iterativos; métodos explícitos, diretos ou analíticos; métodos implícitos ou inversos (KISHI et al., 2003). Abaixo, uma breve

descrição dos procedimentos utilizados na calibração.

2.6.1. Métodos Iterativos

Os procedimentos iterativos baseiam-se em uma aproximação inicial seguida de um processo sucessivo de atribuição de valores aos parâmetros desconhecidos, ou seja, os parâmetros são atualizados a cada iteração, após esse processo é realizada uma comparação entre os valores observados e calibrados.

Uma solução é obtida quando se consegue um valor que esteja inserido na faixa de erro pré-estabelecida, de acordo com a precisão necessária ou depois de atingida um número determinado de interações.

Segundo TUCCI (1998), os métodos iterativos podem ser caracterizados de acordo com:

Fixação do valor inicial dos parâmetros a serem otimizados

Se o valor do ponto inicial for muito distante da solução, pode ocorrer uma demora na convergência e a obtenção de solução inadequada.

Funções que apresentam muitos vales podem possuir muitos ótimos locais, portanto, o ponto de partida pode levar a soluções de um ótimo local e não ao desejado ótimo global.

Direção de pesquisa

É o vetor que define a ordem em que serão realizadas as atualizações das variáveis.

A definição da direção da pesquisa tende a buscar sempre o mínimo de tentativas, com o máximo de ganho em cada tentativa.

Espaçamento de cada alternativa

Este item indica a variação que será adotada na direção de pesquisa a cada tentativa. Cada alternativa envolve o cálculo da função objetivo com um determinado conjunto de variáveis.

O espaçamento é escolhido procurando minimizar o número máximo de tentativas.

Critério de parada

Envolve a definição dos critérios para aceitar uma determinada solução como ótimo da função. Se o critério for muito folgado a solução poderá estar muito distante da solução considerada ótima e se for muito restritivo poderá resultar num exagerado número de tentativas.

2.6.2. *Métodos Explícitos*

Conhecido também como métodos analíticos ou diretos, eles definem que os parâmetros desconhecidos do sistema sejam iguais ao número de equações que descrevem o comportamento da rede, ou melhor, o conjunto de “n” parâmetros desconhecidos é obtido diretamente a partir da resolução de um sistema de “n” equações não-lineares.

2.6.3. *Métodos Implícitos*

Conhecido também como método inverso, no qual, os parâmetros desconhecidos são definidos a partir de valores que apresentem um menor desvio entre os valores simulados e aqueles coletados em campo.

Em alguns modelos a função objetivo deve ser minimizada, e com isso, ser composta pelo inverso do quadrado das diferenças entre os valores simulados e observados.

2.7. Método Iterativo de Gradiente Hidráulico Alternativo - MIGHA

“Otimizar” é investigar um valor para uma variável ou “n” variáveis, que determine a melhor solução para uma função que depende dessas variáveis, obedecendo as restrições pré-estabelecidas na busca de um objetivo.

Dentre as técnicas de otimização mais conhecidas estão, a saber, os algoritmos genéticos, *particle swarm optimization*, programação linear, programação dinâmica, programação inteira, programação inteira mista, algoritmos heurísticos, método de enumeração e método de busca por gradiente.

Guo & Zhang (2000) publicaram uma técnica de otimização baseada nos princípios da minimização de uma função objetiva das diferenças dos gradientes hidráulicos observados e calculados através de procedimentos iterativos, com parâmetro inicial arbitrário sendo ajustado a cada novo ciclo de iteração. Este método é considerado um método inverso indireto de calibração e foi nomeado pelos autores como Método Integrado do Gradiente Hidráulico (MIGH), cuja função objetivo está descrita na Equação 2.10.

$$F_{obj} = \int_R (\nabla h^{calc} - \nabla h^{obs})^2 dx dy \quad (2.10)$$

∇h^{calc} = gradiente hidráulico calculado;

∇h^{obs} = gradiente hidráulico observado;

R = domínio de fluxo [L²].

O MIGH foi elaborado para estimativa dos parâmetros hidrodinâmicos, principalmente para transmissividade ou condutividade hidráulica, na modelagem das águas subterrâneas de um aquífero.

A derivada da Equação 2.10 em relação à transmissividade através da técnica dos mínimos quadrados é dada pela Equação 2.11.

$$\frac{\partial F_{obj}}{\partial T_j} = -2 \sum_{i=1}^M \left[(\nabla h_i^{obs} - \nabla h_i^{calc}) \cdot \frac{\partial h_i^{calc}}{\partial T_j} \right] = 0 \quad (2.11)$$

j = índice da zona;

T_j = transmissividade média na zona j ;

i = índice de observação;

M = número total de cargas hidráulicas observadas.

Já a derivada parcial da Equação 2.10 em relação à transmissividade calculada através do MIGH:

$$\frac{\partial F_{obj}}{\partial T_j} = -\frac{2}{T_j} \int_{r_j} (\nabla h_j^{calc} - \nabla h_j^{obs}) \cdot \nabla h_j^{calc} dx dy = 0 \quad (2.11)$$

∇h_j = gradiente hidráulico na célula j ;

r_j = pequeno subdomínio do domínio R ;

T_j = Transmissividade média no subdomínio.

No método inverso ocorre a dependência espacial da carga hidráulica em relação ao parâmetro hidrodinâmico, gerando um aumento exponencial do tempo de computação com o aumento dos parâmetros a serem ajustados (YEH, 1986 apud SCHUSTER, 2004 p. 32).

Segundo SHUSTER (2004), o método do gradiente hidráulico, por ser mais simples que os métodos inversos tradicionais e por ajustar um número ilimitado de parâmetros, pode ser aplicado em estudos muito complexos, enquanto a técnica inversa tradicional torna-se complicada por causa do problema de convergência.

O MIGH é composto por um processo iterativo que começa com uma estimativa inicial arbitrária do parâmetro hidrodinâmico, neste caso, a transmissividade. Após cada iteração o modelo será ajustado de acordo com a Equação 2.12.

$$T_j^{i+1} = T_j^i - \lambda \cdot \left(\frac{\partial F_{obj}}{\partial T_i} \right)^i \quad (2.12)$$

λ = fator de comprimento de passo;

$\frac{\partial F_{obj}}{\partial T_i}$ = derivada parcial da função objetivo em relação a transmissividade da célula j (1, 2, ..., N);

Neste modelo de otimização são introduzidas restrições que definem o limite mínimo e o máximo do valor de transmissividade a ser ajustado, ver Equação 2.13.

$$T_j^{min} < T_j < T_j^{max} \quad (2.13)$$

O Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) foi desenvolvido com o objetivo de abandonar o método de calibração tradicional dos mínimos quadrados, pois nesse método, quando o zoneamento do campo de distribuição hidráulico não era conhecido, os resultados apresentavam-se insatisfatórios. O MIGHA se difere do MIGH apenas por substituição da Equação 2.12 pela Equação 2.14 (SHUSTER, 2004).

$$T_j^{i+1} = T_j^i \cdot \frac{|\nabla h_j^{i, calc}|}{|\nabla h_j^{i, obs}|} \quad (2.14)$$

T_j^{i+1} = transmissividade da célula j na iteração $i+1$;

T_j^i = transmissividade da célula j na iteração i ;

$|\nabla h_j^{i, calc}|$ = módulo do gradiente hidráulico calculado da célula j na iteração i ;

$|\nabla h_j^{i, obs}|$ = módulo do gradiente observado da célula j na iteração i .

Em cada ciclo da iteração i , será calculado um φ formado pelos vetores do gradiente hidráulico observado e calculado na célula j de acordo com a Equação 2.15.

$$\cos \varphi_j = \frac{\nabla h_j^{obs} \cdot \nabla h_j^{calc}}{|\nabla h_j^{obs}| \cdot |\nabla h_j^{calc}|} \quad (2.15)$$

A tática de otimização pelo MIGHA é a consideração apenas dos ângulos de $\varphi_j < 60^\circ$, os ângulos maiores que 60° não são considerados até que as transmissividades nas células vizinhas induzam a diminuição de φ_j nos ciclos subseqüentes de iteração, quando este for maior que 60° . Este processo está equacionado:

$$T_j^{i+1} = \begin{cases} T_j^i \frac{|\nabla h_j^{i,calc}|}{|\nabla h_j^{i,obs}|} & \text{se } \varphi < 60^\circ \\ T_j^i & \text{se } \varphi > 60^\circ \end{cases} \quad (2.16)$$

O critério de convergência no procedimento de otimização é a minimização do somatório dos ângulos φ_j , conforme se verifica na Equação 2.16.

$$\sum_{j=1}^N \varphi_j = \text{Mínimo} \quad (2.17)$$

O procedimento iterativo termina quando a raiz do erro quadrático médio, descrito na equação 2.18, alcança um valor pré-definido e/ou quando o valor de critério de convergência, mostrado na Equação 2.17, não diminui, porém atinge um valor estável. Segundo o autor, isto, geralmente ocorre após 10 a 15 ciclos de iteração.

$$\text{RMSEH} = \left[\frac{1}{M} \sum_{i=1}^M (h_{obs} - h_{calc})_i^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (2.18)$$

2.7.1. MIGHA Adaptado para Calibração do k_w

Neste estudo, o MIGHA será aplicado como técnica de otimização na calibração do coeficiente de decaimento do cloro na parede da tubulação k_w através de procedimentos iterativos em conjunto com o simulador

hidráulico EPANET.

O MIGHA, aqui aplicado, corrige a cada iteração o coeficiente de decaimento do cloro através da Equação 2.19.

$$k_{wj}^{i+1} = k_{wj}^i \frac{|\nabla C_j^{i,obs}|}{|\nabla C_j^{i,calc}|} \quad (2.19)$$

k_{wj}^{i+1} = coeficiente de decaimento do cloro no trecho j na iteração $i+1$;

k_{wj}^i = coeficiente de decaimento do cloro no trecho j na iteração i ;

$|\nabla C_j^{i,calc}|$ = módulo do gradiente de concentração calculado no trecho j na iteração i ;

$|\nabla C_j^{i,obs}|$ = módulo do gradiente de concentração observado no trecho j na iteração i .

Em cada ciclo da iteração i , como critério de convergência, será calculado um φ formado pelos vetores dos gradientes da concentração observado e calculado no espaço unidimensional. Ver Equação 2.20.

$$\cos \varphi = \frac{\nabla C_j^{obs} \cdot \nabla C_j^{calc}}{|\nabla C_j^{obs}| \cdot |\nabla C_j^{calc}|} \quad (2.20)$$

De acordo com a fórmula 2.20, os valores do critério de convergência só podem ser $\varphi=0^\circ$ ou $\varphi=180^\circ$. O critério é a aceitação apenas de $\varphi<60^\circ$, para valores de $\varphi>60^\circ$, estes não serão considerados até que os valores dos coeficientes de decaimento do cloro nas paredes da tubulação em trechos vizinhos induzam a diminuição do φ nas próximas iterações. Estes procedimentos está melhor descrito na Equação 2.21.

$$k_{wj}^{i+1} = \begin{cases} k_{wj}^i \frac{|\nabla C_j^{i,obs}|}{|\nabla C_j^{i,calc}|} & \text{se } \varphi < 60^\circ \\ k_{wj}^i & \text{se } \varphi > 60^\circ \end{cases} \quad (2.21)$$

A função objetivo utilizada neste estudo está descrita na equação a seguir:

$$F_{obj} = \sum (\tau c^{calc} - \tau c^{obs})^2 \quad (2.22)$$

Os critérios de parada das iterações são os seguintes:

- Número máximo de iterações igual a 100;
- Função objetivo menor que 0,001.

METODOLOGIA

Para aplicação do modelo de simulação utilizou-se técnicas e métodos que, quando administrados em conjunto obtêm-se um programa que estima o parâmetro de qualidade calibrado, neste estudo, o k_w .

Para a determinação dos parâmetros de decaimento do cloro, foi elaborado uma rotina computacional em linguagem Delphi 7.0 que faz a ligação entre o simulador hidráulico (EPANET) e a ferramenta de otimização utilizada (MIGHA). Os testes para modelagem foram executados em um microcomputador Intel® Core™ 2 Duo E4600 com 2 GB de memória RAM.

O processo de calibração realizou-se em cinco etapas, resumidamente:

- 1ª Etapa: escolha do melhor simulador hidráulico que se aplica ao problema da calibração do parâmetro da reação de decaimento do cloro na parede da tubulação (k_w). O Simulador Hidráulico utilizado é o EPANET 2.0.
- 2ª Etapa: estudo e adaptação da técnica de otimização a ser aplicada no processo de calibração. A técnica de otimização aplicada é o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo.
- 3ª Etapa: escolha do procedimento matemático para calibração. O procedimento iterativo é o que mais se aplica nesse estudo.
- 4ª Etapa: desenvolvimento de um programa de calibração automática do parâmetro da rede, utilizando em conjunto, o simulador hidráulico, a técnica de otimização e o procedimento matemático.

- 5ª Etapa: análise comparativa dos valores do k_w e da concentração residual do cloro, obtidos na simulação com os valores previamente conhecidos desses parâmetros. Primeiramente foi realizada a simulação em uma Rede Gabarito (Rede 1) com os valores de k_w e de concentração de cloro residual conhecidos, depois se aplicou a simulação em outra rede gabarito (Rede 2), utilizada por SALGADO (2008) para fins de comparação.

3.1. O Simulador Hidráulico

Neste trabalho, o simulador hidráulico utilizado é o EPANET 2.0, desenvolvido pela *U.S. Environmental Protection Agency*, agência de proteção ambiental dos Estados Unidos. Selecionado por ser o mais utilizado em pesquisas na engenharia hidráulica. Este simulador destaca-se por apresentar uma interface amigável e de fácil manuseio, e por ser de uso público. A disponibilização de seu código fonte aos usuários torna fácil o desenvolvimento de programas, simplificando a interação entre o simulador e o método de otimização. Sua interface pode ser visualizada na Figura 3.1.

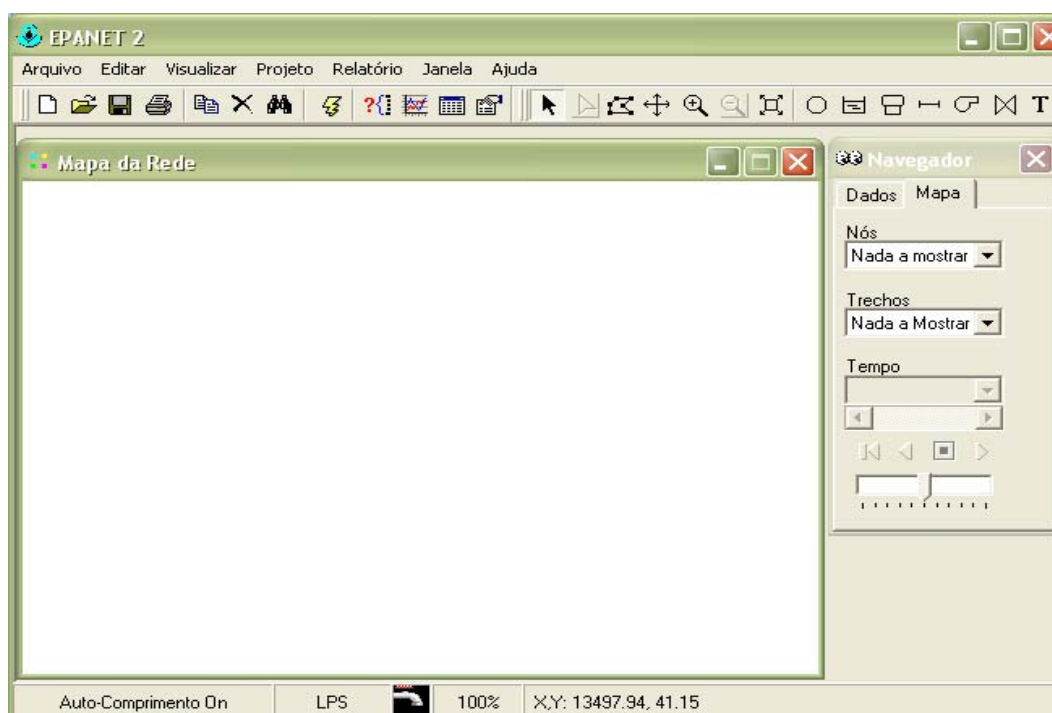


Figura 3.1 – Tela inicial do EPANET 2.0

O EPANET realiza simulações hidráulicas estáticas e dinâmicas da rede bem como trata do comportamento da qualidade da água ao longo da rede de distribuição e do tempo.

O módulo de simulação de qualidade da água do EPANET utiliza um modelo Lagrangeano para seguir o destino dos segmentos (parcelas discretas de água), à medida que estes se deslocam nas tubulações e se misturam nos nós, entre pequenos passos de cálculo com comprimento fixo para levar em conta os pequenos tempos de percurso que possam ocorrer no interior das tubulações (ROSSMAN, 2000).

O método Lagrangeano segue a concentração e o tamanho de uma série de segmentos não sobrepostos, que preenchem cada trecho da rede. À medida que o tempo passa, o tamanho dos segmentos situados mais a montante num trecho aumenta com a entrada de água; ao mesmo tempo, ocorre uma diminuição igual no tamanho dos segmentos mais a jusante, à medida que a água sai do trecho. O tamanho dos segmentos intermédios permanece inalterado.

Em cada passo de cálculo de qualidade da água, o conteúdo de cada segmento é submetido a reações com diferentes espécies químicas, a massa total acumulada e as vazões são controladas em cada nó e as posições dos segmentos são atualizadas. Novas concentrações nos nós são calculadas, as quais podem incluir contribuições de origem externa. Se a concentração nesse nó diferir da concentração do último segmento do trecho num valor superior à tolerância previamente especificada, um novo segmento será criado na entrada de cada trecho que recebe a vazão a partir de um nó.

A modelagem da rede de abastecimento através do EPANET é realizada da seguinte maneira:

- Desenhar uma representação esquemática do sistema de distribuição;
- Editar as propriedades dos objetos que constituem o sistema (características dos nós, dos trechos, dos reservatórios, de qualidade, entre outras);

- Descrever as condições de operacionalidade do sistema (ex. curvas, padrões temporais, origem da qualidade);
- Selecionar as opções de simulação hidráulica e de qualidade;
- Executar a simulação hidráulica e de qualidade da água.

3.2. A Técnica de Otimização

Neste trabalho, o modelo utilizado para calibrar o coeficiente que influencia a reação de decaimento do cloro nas paredes da tubulação k_w , foi otimizado através do Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) adaptado para gradiente de concentração.

Este processo de modelagem inicia-se com a coleta e preparação dos dados de entrada no modelo que são, além dos valores das características da rede, os valores observados das concentrações do residual de cloro e das demandas em cada nó, o padrão temporal dos níveis do reservatório entre outros.

Para o desenvolvimento do modelo, definiram-se três tipos de redes que serão utilizadas:

- *Rede Gabarito*: é a rede característica, cujos valores dos coeficientes de decaimento do cloro em cada tubulação são conhecidos e, após lançados no simulador EPANET, obtêm-se os valores de concentração em cada nó da rede gabarito.
- *Rede Observada*: é uma rede obtida a partir da rede gabarito, onde se apresentam a medição da concentração de cloro residual apenas em alguns nós, e os valores iniciais dos coeficientes de decaimento do cloro em cada trecho da tubulação são atribuídos de forma aleatória para que se possa obter valores de gradiente de concentração, que nesta rede, serão considerados “gradientes de concentração observados”. Se em todos os nós da rede observada forem medidos os

valores de concentração e estes coincidirem com os valores da Rede Gabarito, após o processo de calibração do k_w da rede observada observar-se-á que os valores finais de k_w são iguais aos da rede gabarito. Neste processo, notou-se também que, quanto menor o número de amostras de concentração (nós medidos), mais esta rede se afasta da rede gabarito em termos de k_w .

- *Rede Calculada*: é a rede em que, da mesma forma da rede observada, são atribuídos os mesmos valores iniciais do k_w , porém, a rede calculada não apresenta nenhum valor de concentração medido. Neste caso, o simulador calcula o valor das concentrações nos diferentes nós para que se possam calcular os gradientes de concentração, considerados “gradientes de concentração calculados”.

O MIGHA é um processo de calibração cujo objetivo, neste trabalho, é tornar os gradientes de concentração calculados o mais próximo possível dos gradientes de concentração observados. Para alcançar este objetivo, o número de nós com concentração conhecida (medida) possui importância fundamental, pois, na ocorrência das concentrações de todos nós seja conhecida, a rede observada equivale à rede modelo.

Geralmente, em uma grande rede distribuição de água, há poucos pontos medidos, ocasionando uma grande diferença, em alguns trechos, entre os resultados dos gradientes encontrados na rede observada e os resultados dos gradientes reais da rede gabarito. Portanto, para que se obtenha sucesso neste modelo de calibração, faz-se necessário a medição da concentração de cloro no maior número de nós possíveis, pois a rede calibrada, ao se aproximar da rede observada, se aproximará também da rede modelo.

Neste estudo, será analisada a influência do número de nós em que a concentração é conhecida na precisão dos resultados da calibração e, também será realizada uma comparação entre os resultados da calibração dos parâmetros da qualidade em uma rede modelo calculado pelo MIGHA e os resultados gerados por Algoritmos Genéticos apresentados por SALGADO (2008).

O MIGHA, nesta pesquisa, será apresentado através do seguinte processo de calibração:

- *Processo*: a cada iteração, os coeficientes de decaimento do cloro e as concentrações em cada ponto são atualizados tanto na rede calculada quanto na rede observada.

Os critérios de parada no processo de calibração do coeficiente de decaimento do cloro nas paredes da tubulação da rede modelo são: número máximo de iterações igual a 100 e função objetivo menor que 0,001 m.

3.3. Interface entre o Simulador e o Modelo de Calibração

O Simulador EPANET é disponibilizado pela EPA (Environmental Protection Agency) em três versões:

- Código fonte em linguagem computacional C++ e em linguagem Delphi;
- Formato executável (extensão de arquivo “.exe”);
- Compilação em formato de biblioteca dinâmica – Direct Link-Library (DLL) – (extensão “.dll”).

Para esta simulação foi incorporada ao MIGHA uma biblioteca dinâmica de funções do EPANET (EPANET Programmer’s Toolkit) permitindo personalizar a rotina computacional do EPANET 2.0. A biblioteca, armazenada no arquivo EPANET2.DLL, contém funções de análise hidráulica e de qualidade da água nas linguagens C++, Delphi e Visual Basic.

O EPANET Toolkit possui módulos distintos para entrada de dados, simulação hidráulica, simulação da qualidade da água e geração de relatórios.

A simulação de uma rede de distribuição pelo EPANET Toolkit pode ser descrita da seguinte maneira:

- A entrada de dados do modelo é feita a partir de um arquivo externo

com extensão (.INP) contendo a descrição da rede a ser simulada.

- Os resultados gerados da simulação para um período estendido são registrados em um arquivo binário com extensão (.HYD).
- Os resultados hidráulicos e de qualidade da água são registrados em um arquivo de saída, também binário, com extensão (.OUT).
- O módulo de geração de relatórios acessa os resultados da simulação armazenados e transcreve-os para um arquivo formatado com extensão (.RPT) que é um relatório de dados formatados.

Para executar o processo de calibração desenvolveu-se um programa para interagir o simulador hidráulico e o método de otimização.

A tela inicial do programa desenvolvido está apresentada na Figura 3.2

Figura 3.2 - Tela inicial do programa desenvolvido

Os dados de entrada para o programa são:

- Arquivo com extensão “.inp” da Rede modelo;

- Arquivo com extensão “.inp” da Rede Observada;
- Arquivo com extensão “.inp” da Rede Calculada;
- Número de iterações desejadas.

3.4. Redes de Distribuição de Água Estudadas

3.4.1. Rede Modelo 1

A Rede modelo 1 deste estudo é uma rede exemplo adotada por PORTO (2003). Ver Figura 3.3.

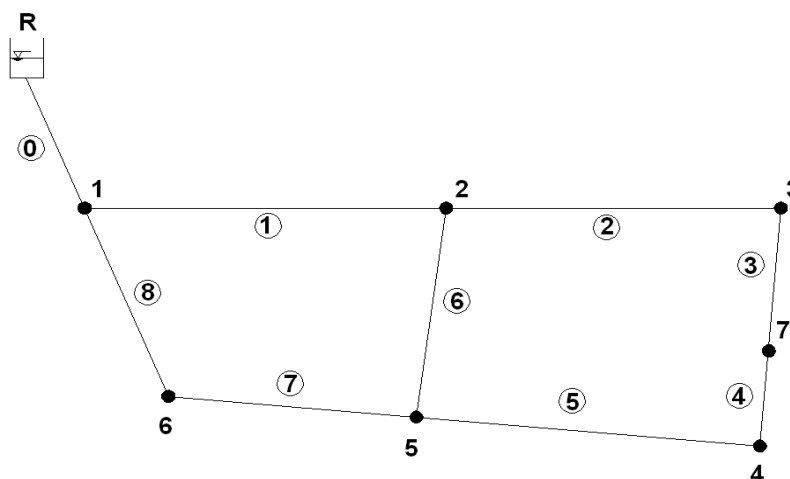


Figura 3.3 – Rede modelo 1

As características da rede, como cotas topográficas, diâmetro e rugosidade estão descritas nas tabelas abaixo.

A tabela 3.1 apresenta as cotas topográficas dos nós da rede.

Tabela 3.1 – Cotas Topográficas dos nós (m).

Reservatório	Nó 1	Nó 2	Nó 3	Nó 4	Nó 5	Nó 6	Nó 7
503,00	463,20	460,20	458,90	461,20	457,70	463,20	459,20

A tabela 3.2 mostra as características de cada trecho da tubulação.

Tabela 3.2 – Características físicas das tubulações da rede modelo 1

Tubo	Nó inicial	Nó final	Comprimento (m)	Diâmetro (mm)	Rugosidade $C(m^{0,3676}/s)$
0	R1	1	520	250	110
1	1	2	1850	150	122
2	2	3	790	125	105
3	3	7	700	100	133
4	7	4	600	100	130
5	4	5	980	100	129
6	5	2	850	100	121
7	5	6	650	200	83
8	6	1	850	200	107

A tabela 3.3 exhibe as demandas em cada nó.

Tabela 3.3 – Demanda (L/s).

Reservatório	Nó 1	Nó 2	Nó 3	Nó 4	Nó 5	Nó 6	Nó 7
40,00	0,00	10,00	8,00	5,00	10,00	5,00	2,00

Na rede exemplo de PORTO (2003) não consta dados de concentração, porém, para calibrar o coeficiente de decaimento do cloro, considerou-se o valor de 1,5 m/dia para o coeficiente F que relaciona a reação na parede da tubulação com a respectiva rugosidade, e o valor de $1,2 \text{ dia}^{-1}$ para o coeficiente de decaimento do cloro no seio do líquido, k_b . O valor da concentração inicial de cloro aplicado no reservatório é de 3,00 mg/L.

Segundo ROSSMAN (2000), o EPANET calcula o coeficiente da reação de decaimento do cloro k_w em função do coeficiente da rugosidade. A fórmula adotada para seu cálculo é de acordo com a equação escolhida para o cálculo da perda de carga na tubulação:

- Quando a perda de carga é calculada pela fórmula de Hazen-Williams, o valor de k_w é definido pela Equação 3.1.

$$k_w = \frac{F}{C} \quad (3.1)$$

F = fator que relaciona a reação na parede da tubulação com a respectiva rugosidade [T⁻¹];

C = coeficiente da fórmula de Hazen-Williams.

- Se a perda de carga for calculada pela fórmula de Darcy-Weisbach, calcula-se k_w por:

$$k_w = - \frac{F}{\log\left(\frac{\varepsilon}{d}\right)} \quad (3.2)$$

ε = rugosidade absoluta [L];

d = diâmetro da tubulação [L].

- A Equação 3.3 é utilizada para calcular k_w quando a perda de carga for definida pela fórmula de Chezy-Manning.

$$k_w = F.n \quad (3.3)$$

n = coeficiente de rugosidade de Chezy-Manning;

É importante ressaltar que o EPANET considera adimensionais os coeficientes das fórmulas de perda de carga, exceto o coeficiente da fórmula de Darcy-Weisbach cuja unidade atribuída é em milímetros.

A partir da consideração do fator F e da concentração inicial de cloro e da curva horária de demanda, estimou-se através do EPANET, o valor do coeficiente da reação de decaimento do cloro nas paredes da tubulação k_w para cada trecho, e o valor da concentração do residual de cloro em cada nó da rede.

Os valores estimados de k_w serão considerados valores reais da rede modelo 1.

A Tabela 3.4 apresenta os valores de k_w estimado através da Equação

3.1 para cada tubulação da rede modelo 1.

Tabela 3.4 – Valores de " k_w " estimados para Rede modelo 1 (m/dia).

Trecho	Trecho	Trecho	Trecho	Trecho	Trecho	Trecho	Trecho	Trecho
0,014	0,012	0,014	0,011	0,0112	0,012	0,0122	0,018	0,014

A simulação da qualidade é uma simulação dinâmica, ou seja, o valor da concentração do cloro residual varia com o tempo. Ver figura 3.4.

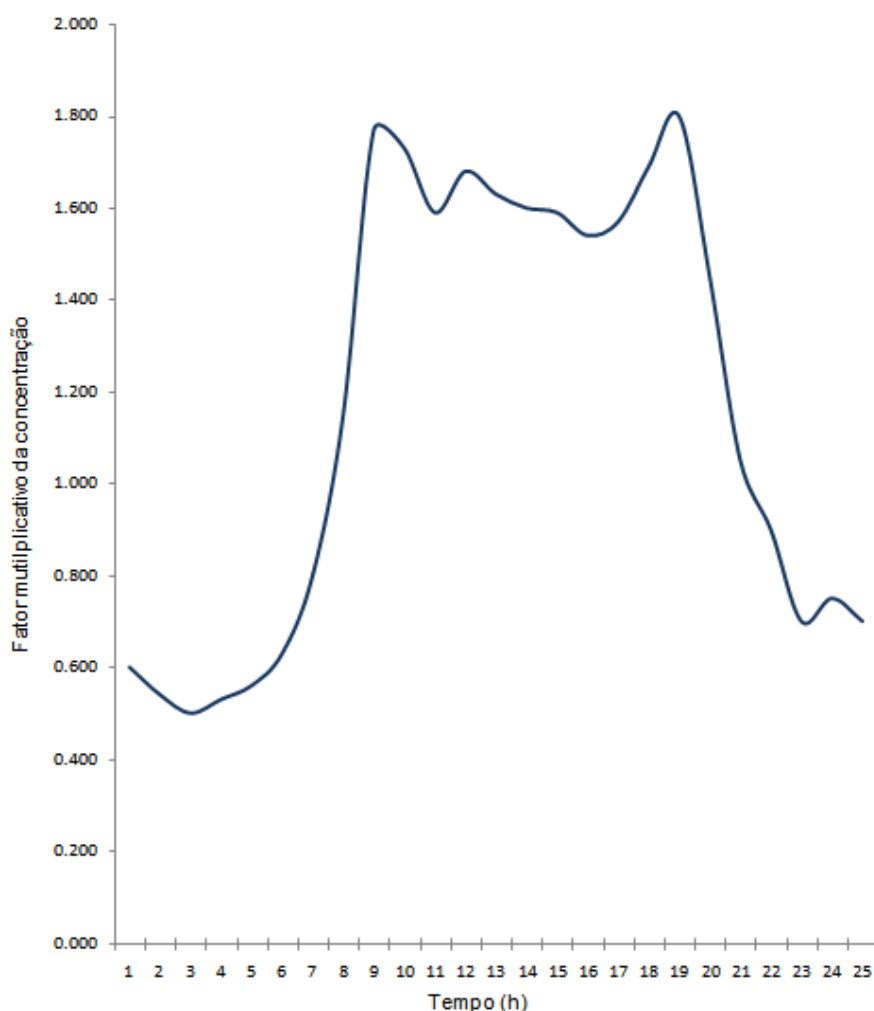


Figura 3.4 – Variação horária do consumo

Na rede modelo 1 considera-se conhecidas as concentrações de cloro em todos os nós nos tempos 6:00h, 11:00h e 20:00h. A análise desta rede foi

realizada para um período de 24 horas.

A Tabela 3.5 contém os valores das concentrações de cloro residual em cada nó da rede modelo 1 nos horários definidos.

Tabela 3.5 – Valores das concentrações de cloro em cada nó.

Nó	Concentração Cloro (mg/L)		
	6:00h	12:00h	18:00h
Reservatório	3,00	3,00	3,00
1	2,99	2,99	2,99
2	2,85	2,92	2,93
3	2,50	2,78	2,80
4	2,63	2,83	2,85
5	2,75	2,88	2,89
6	2,91	2,96	2,96
7	2,48	2,78	2,79

3.4.2. Rede Modelo 2

Nesta pesquisa, será feito um comparativo dos valores dos parâmetros de qualidade calibrados por SALGADO (2008) em uma mede modelo.

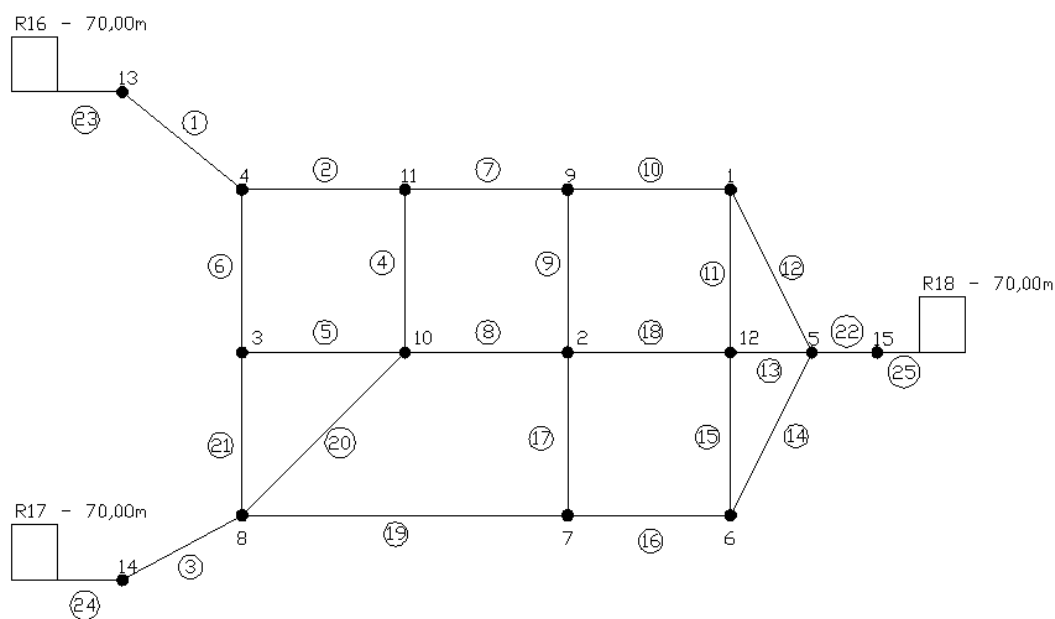


Figura 3.5 – Rede modelo 2, utilizada por SALGADO (2008).

Por ser uma rede modelo, os dados citados como de campo foram originados por simulações com EPANET. Para realizar a análise dessa rede, SALGADO (2008) seguiu várias etapas que permitiram a avaliação do modelo de calibração da qualidade de água em um sistema de distribuição com três fontes de cloração.

Foram realizadas simulações com padrões de consumo e parâmetros de decaimento de cloro para a reprodução das condições semelhantes às reais de operação de um sistema de distribuição.

As informações referentes às características físicas da rede modelo 2 estão descritas na Tabela 3.6 e Tabela 3.7.

Tabela 3.6 – Características físicas dos trechos da Rede Modelo 2

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

Fonte: SALGADO, 2008

Tabela 3.7 – Características físicas dos nós da Rede Modelo 2

Nó	Cota (m)	Demanda (L/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

Fonte: SALGADO, 2008

Para a simulação da rede modelo 2, SALGADO (2008) adotou o tempo de operação de 120 horas. As Figuras 3.6 e 3.7 apresentam os valores adotados para padrão horário de consumo e para variação do nível dos reservatórios.

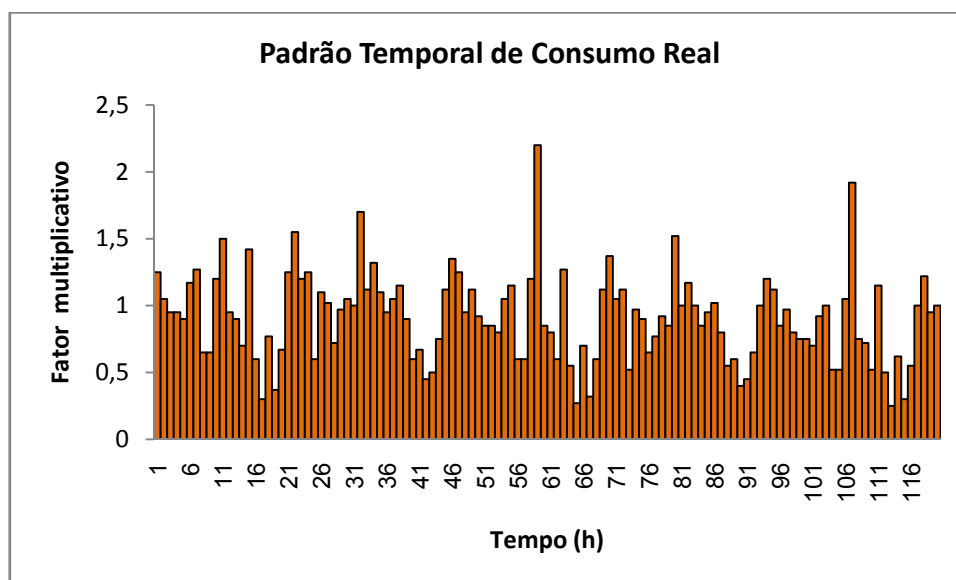


Figura 3.6 – Padrão temporal de consumo real da rede modelo 2.⁴

⁴ Fonte: Adaptado de SALGADO, 2008.

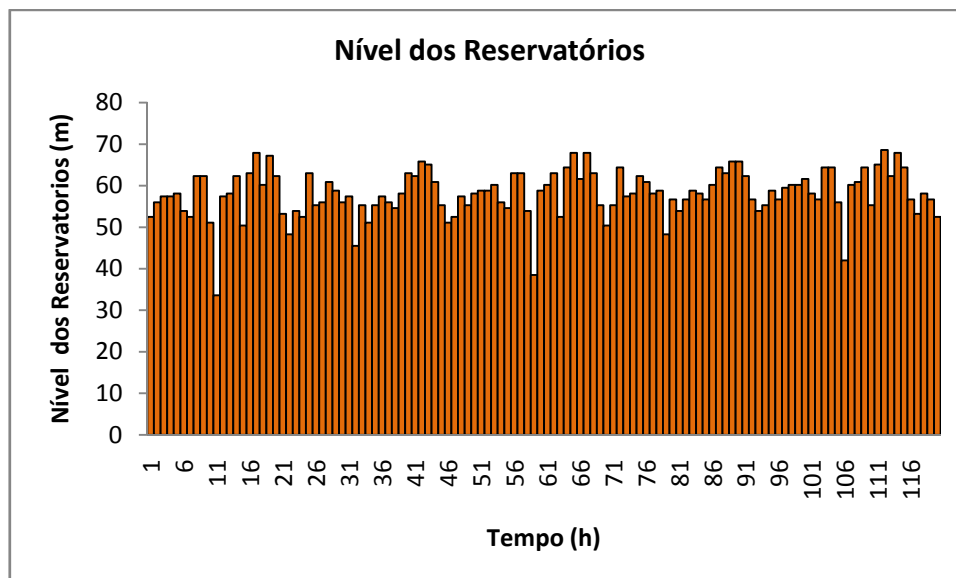


Figura 3.7 – Nível dos reservatórios da rede modelo 2 durante a operação.⁵

Por apresentar três fontes de água, reservatórios 16,17 e 18 (Figura 3.4), foram criadas zonas de k_b , de acordo com a influência de cada reservatório, para representar os efeitos do decaimento do cloro no seio do líquido. O zoneamento foi executado com o auxílio do EPANET, através do monitoramento fictício da concentração de um traçador, que permitiu mostrar a quantidade de água que cada reservatório contribui em cada ponto de mistura ao longo do tempo. (SALGADO, 2008).

SALGADO (2008) distribuiu as tubulações em zonas de k_b de acordo com a quantidade de água de cada reservatório nas tubulações e para tubulações com traçador proveniente de mais de uma origem, essas ficaram na zona pertencente ao reservatório com maior influência.

As zonas de influência de cada reservatório estão demonstradas nas Figuras 3.8 a 3.10 e na Tabela 3.8.

⁵ Fonte: Adaptado de SALGADO, 2008.

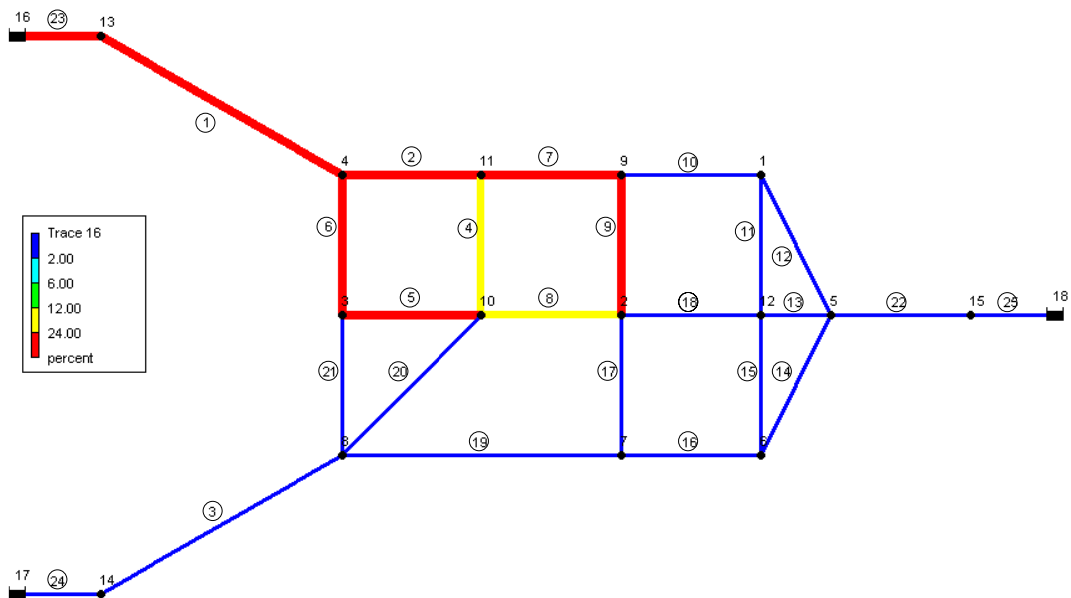


Figura 3.8 – Traçador Reservatório 16⁶

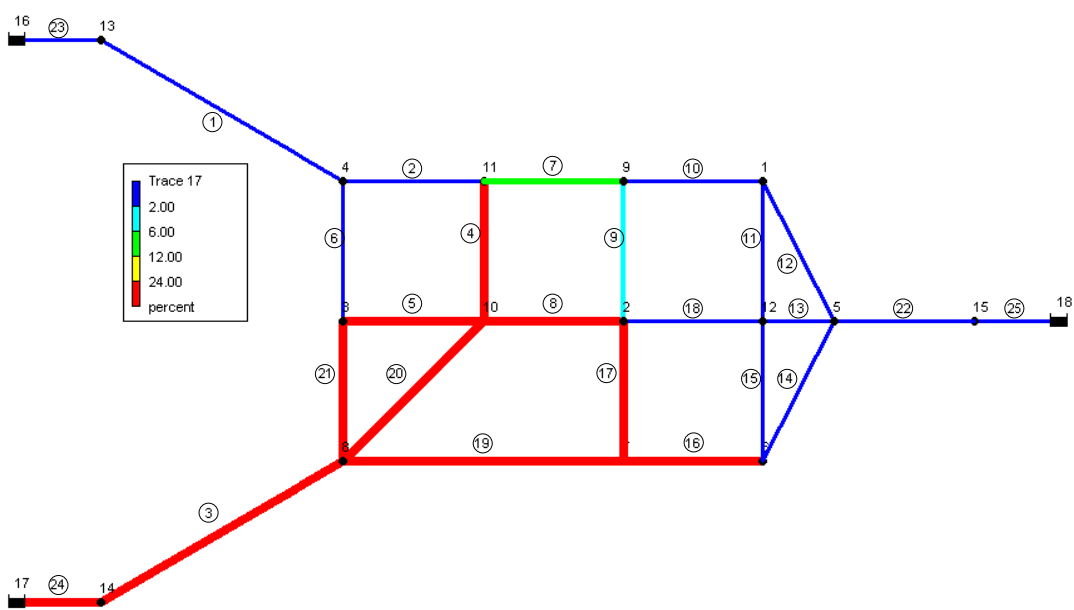
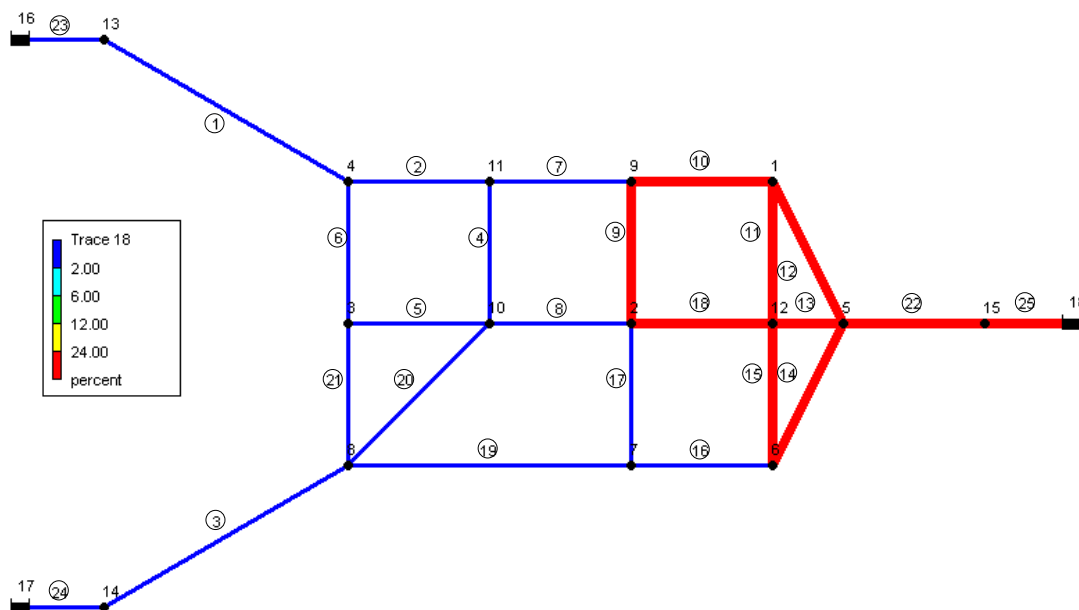


Figura 3.9 – Traçador Reservatório 17⁷

⁶ Fonte: Adaptado de SALGADO, 2008

⁷ Fonte: Adaptado de SALGADO, 2008

Figura 3.10 – Traçador Reservatório 18⁸Tabela 3.8 – Zoneamento da rede por valores de k_b

Reservatório	16	17	18
$k_b(\text{dia}^{-1})$	1,2	1,8	0,5
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

Fonte: SALGADO, 2008

Para o efeito de decaimento do cloro próximo as paredes da tubulação, foi atribuído ao fator F , o valor de 1,5 m/dia e $\varepsilon=3,153$. O Simulador EPANET calcula, neste caso, o k_w através da Equação 3.2., pois a perda de carga foi calculada pela equação de Darcy-Weisbach.

Entretanto, de acordo com SALGADO (2008), após a realização de algumas simulações verificou-se que para repetir os efeitos do fator F , utilizando os valores de k_w devem ser empregados no EPANET metade dos valores calculados pela Equação 3.2.

A Tabela 3.9 apresenta os valores de k_w para cada tubo.

⁸ Fonte: Adaptado de SALGADO, 2008

Tabela 3.9 – Valores de k_w da Rede Modelo 2

Tubulação	k_w (m.dia⁻¹)	Diâmetro (mm)
1	-0.340	500
2	-0.400	250
3	-0.340	500
4	-0.450	150
5	-0.450	150
6	-0.400	250
7	-0.400	250
8	-0.450	150
9	-0.450	150
10	-0.340	250
11	-0.450	150
12	-0.400	250
13	-0.400	250
14	-0.400	250
15	-0.450	150
16	-0.340	250
17	-0.450	150
18	-0.450	150
19	-0.400	250
20	-0.450	150
21	-0.400	250
22	-0.340	500
23	-0.340	500
24	-0.340	500
25	-0.340	500

Fonte: SALGADO, 2008

Para esta rede, foram observados valores de concentração de cloro residual nos nós 2, 6, 3 e 11 no período de 25 a 72 horas.

IV RESULTADOS E DISCUSSÃO

No EPANET, para que se realize a simulação da qualidade da água em uma rede de abastecimento é fundamental que antes, se execute a simulação hidráulica sobre o qual o modelo de qualidade será aplicado.

O Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo, nesta pesquisa, buscou aproximar os valores da concentração de cloro residual da rede calculada aos valores da concentração de cloro residual da rede observada.

Em situações reais não há como medir a concentração do cloro residual em todos os pontos do sistema, por isso, o simulador hidráulico EPANET estima a concentração nos pontos em que esta não é conhecida, implicando, conseqüentemente em uma rede observada sensivelmente diferente da rede gabarito (real). A conseqüência disto é uma calibração realizada na rede calculada que se aproxima da rede observada, mas que não se aproxima muito da rede gabarito apresentada por PORTO (2003) e por SALGADO (2008).

Como solução para o problema exposto no parágrafo anterior, este trabalho propõe que o processo de calibração seja realizado de forma iterativa com a rede observada, ou seja, a cada iteração, o novo conjunto de k_w e de concentração de cloro seja aplicado tanto à rede calculada quanto à rede observada e, a partir destes novos valores seja realizada uma nova iteração. Com a adoção desta medida, deverá haver uma aproximação dos valores da rede calculada aos valores das redes consideradas reais, já que aproxima a rede calculada da rede observada e esta, por sua vez, da rede gabarito, em termos de concentração de cloro residual.

4.1. Simulações na Rede Modelo 1

Foram executadas simulações na rede modelo1 às 6:00, 11:00 e 20:00 horas considerando:

- Concentração medida em apenas 1 nó.
- Concentração medida em 3 nós.
- Concentração medida em 4 nós.
- Concentração medida em 6 nós.

4.1.1. Concentração medida em apenas um nó

Com o objetivo de comparar os valores simulados de k_w conhecendo-se a concentração em apenas um nó e a influência de cada nó no resultado final, a rede foi simulada considerando conhecidas as concentrações nos nós 2, 3 e 5 individualmente.

Primeiramente, a rede foi simulada considerando conhecido apenas o nó 2, depois, considerou-se conhecido apenas o nó 3 e a mesma consideração ocorreu com nó 5. Foram realizadas 100 iterações para cada nó.

A Tabela 4.1 apresenta os valores dos coeficientes da reação de decaimento do cloro na parede da tubulação simulados considerando conhecida a concentração em apenas um nó.

As Figura 4.1 a 4.3 apresentam os gráficos com os valores das concentrações (mg/L) obtidas nos períodos de 6, 11 e 18 horas considerando os nós 2, 3 e 5 com valores de concentração conhecidos individualmente na rede simulada, com realização de 100 iterações para cada nó conhecido.

Tabela 4.1 – Valores de k_w considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido

Tubo	k_w (m.dia ⁻¹) Rede Modelo	k_w (m.dia ⁻¹) Rede Calculada Nó Conhecido		
		Nó 2	Nó 3	Nó 5
0	-0,014	-0,012	-0,011	-0,012
1	-0,012	-0,008	-0,088	-0,013
2	-0,014	-0,015	-0,010	-0,046
3	-0,011	-0,025	-0,237	-0,018
4	-0,012	-0,015	-0,017	-0,016
5	-0,012	-0,013	-0,090	-0,014
6	-0,018	-0,014	-0,082	-0,011
7	-0,018	-0,011	-0,083	-0,011
8	-0,014	-0,017	-0,162	-0,011
Função Objetivo	-	0,003	0,005	0,002

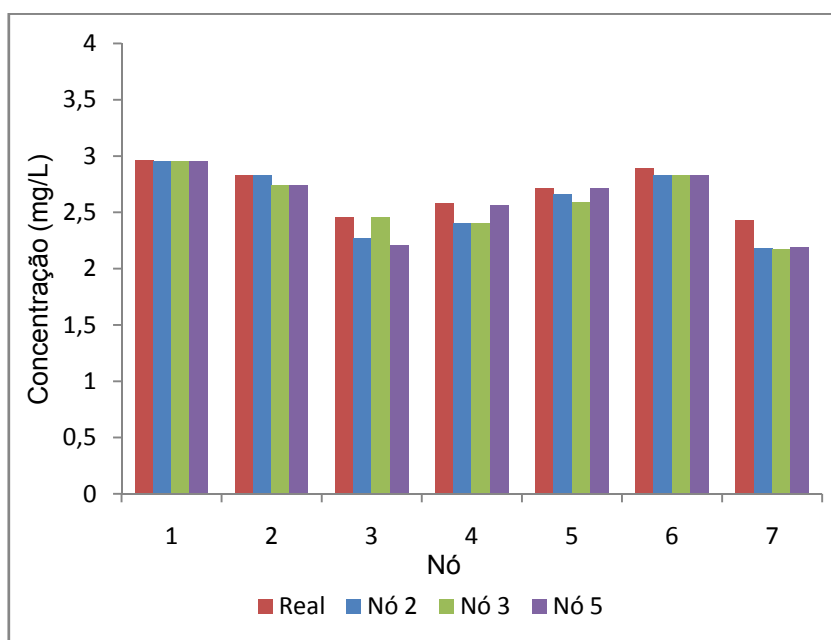


Figura 4.1 – Considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido às 6:00h.

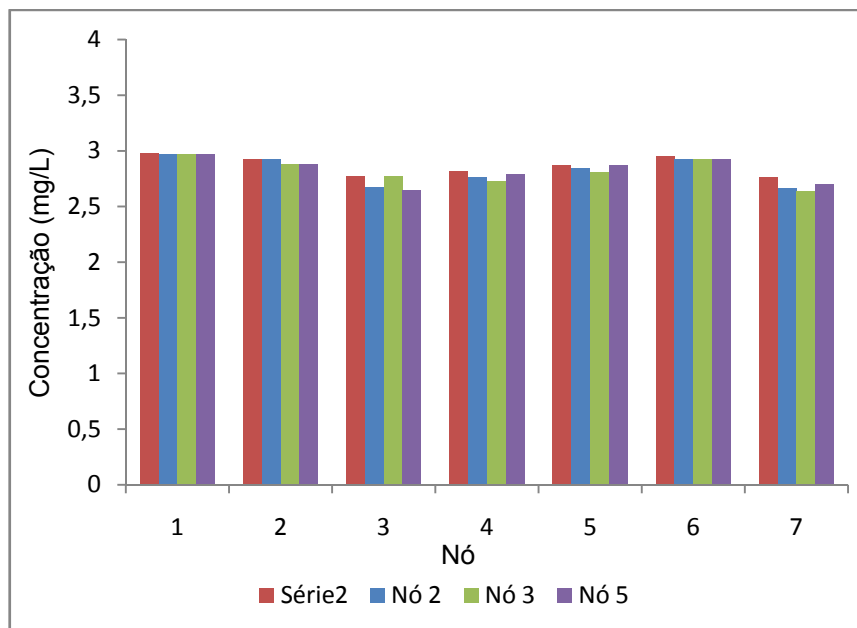


Figura 4. 2 – Considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido às 11:00h.

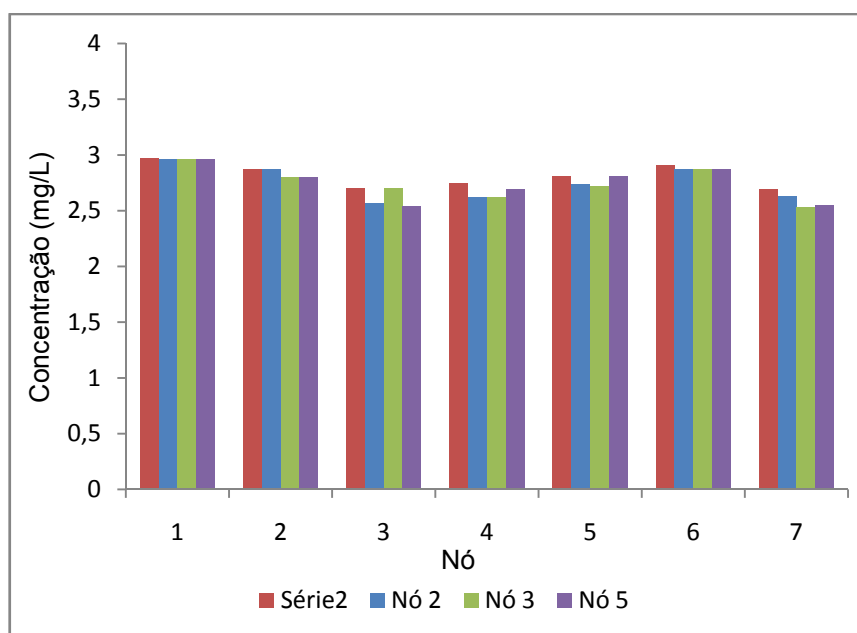


Figura 4. 3 – Considerando apenas um nó com o valor da concentração conhecido às 20:00h.

De acordo com a Tabela 4.1 e com as Figuras 4.1 a 4.3, verifica-se que os valores do parâmetro k_w são muito diferentes, porém os valores da função objetivo são mínimos e as concentrações simuladas são semelhantes às reais, principalmente quando o nó com o valor da concentração conhecida estiver mais próximo do ponto de cloração.

4.1.2. Conhecimento da concentração em três, quatro e seis nós

Para analisar a influência do número de nós com concentrações conhecidas sob o resultado do parâmetro k_w , a rede foi simulada considerando primeiramente três nós com os valores das concentrações conhecidos, depois com quatro e seis nós.

Conforme Tabela 4.2 o valor do parâmetro torna-se mais próximo do real quando há uma maior quantidade de nós com os valores das concentrações conhecidos, a função objetivo também diminui. O mesmo ocorre com as concentrações (ver Figuras 4.4 a 4.6).

Tabela 4.2 – Valores de k_w de acordo com o número de nós conhecidos

Tubo	k_w (m.dia ⁻¹) Real	k_w (m.dia ⁻¹) conforme a quantidade de nós com concentrações conhecidas		
		3	4	6
0	-0,014	0,014	0,014	0,013
1	-0,012	0,015	0,015	0,017
2	-0,014	0,014	0,014	0,017
3	-0,011	0,040	0,027	0,010
4	-0,012	0,026	0,017	0,014
5	-0,012	0,017	0,078	0,014
6	-0,018	0,012	0,012	0,009
7	-0,018	0,008	0,012	0,013
8	-0,014	0,019	0,019	0,014
Função Objetivo	-	0,00927	0,0003	0,0003

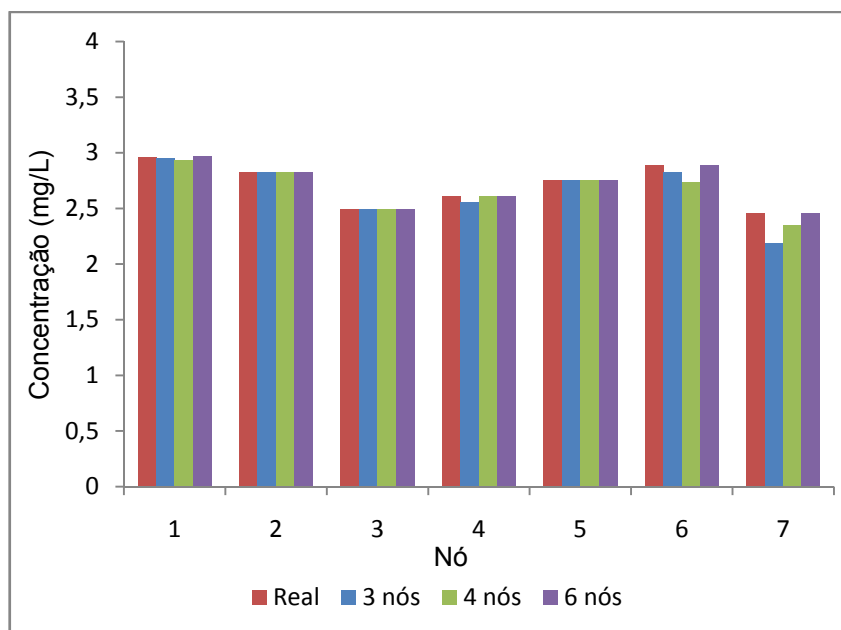


Figura 4.4 – Concentração às 6:00h conforme número de concentrações conhecidas.

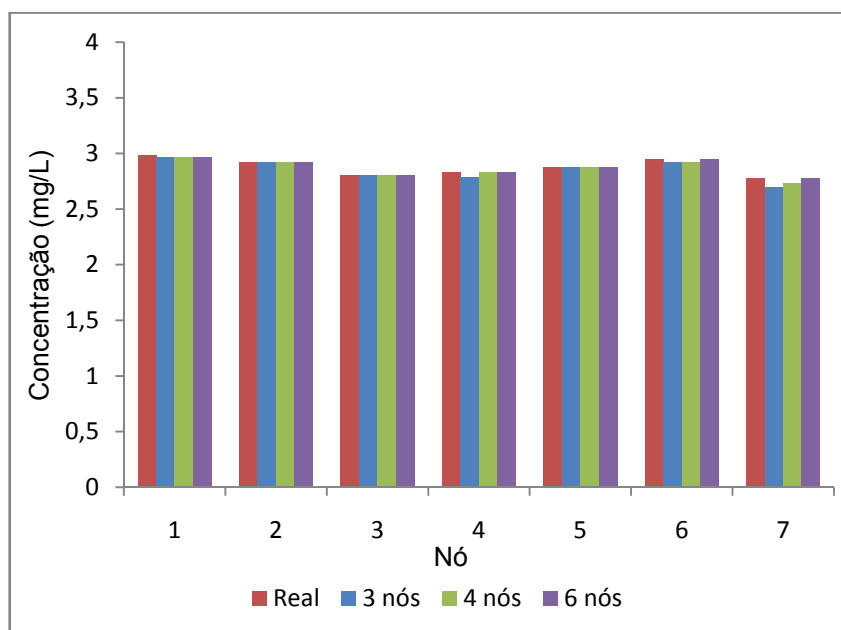


Figura 4.5 – Concentração às 11:00h conforme número de concentrações conhecidas.

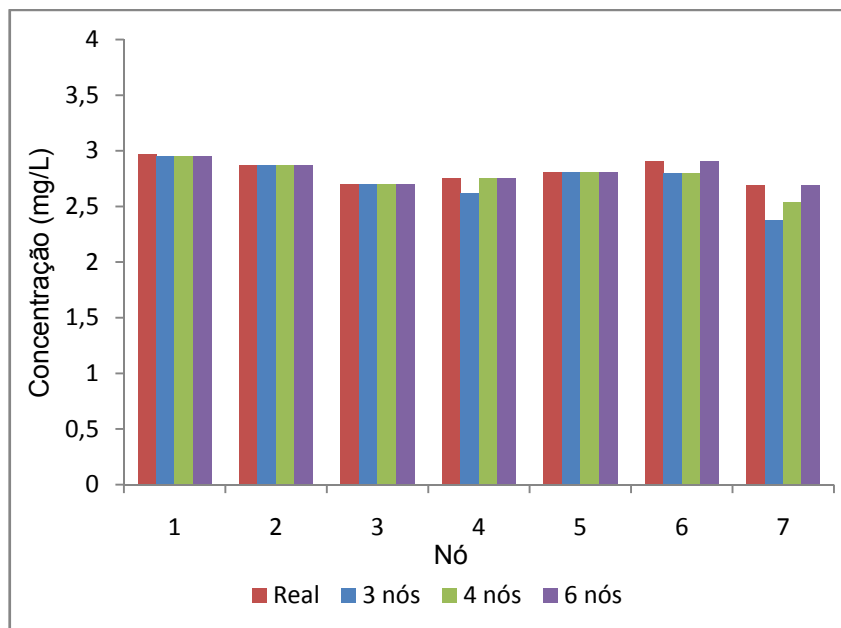


Figura 4.6 – Concentração às 20:00h conforme número de concentrações conhecidas.

4.2. Simulações na Rede Modelo 2

Para comparar o Método do Gradiente Hidráulico Alternativo com outro método de otimização, foi escolhido o trabalho desenvolvido por SALGADO (2008). Nessa pesquisa, o autor realiza, através dos Algoritmos Genéticos, a calibração dos dois parâmetros de decaimento do cloro em dois cenários, um considerando as perdas por vazamento e outro sem considerar esse tipo de perda. Este último será o objeto para comparação nesta pesquisa.

Na rede modelo 2, os pontos considerados conhecidos foram: 2, 6, 3 e 11. Os resultados estão dispostos na Tabela 4.11.

Tabela 4.3 – Valores de k_w de acordo com o número de nós conhecidos

Tubo	k_w (m.dia ⁻¹) Real	k_w (m.dia ⁻¹) SALGADO (2008)				k_w (m.dia ⁻¹) Rede Calculada Nó Conhecido		
		S1	S2	S3	S4	Nó 2	Nós 2 e 6	Nós 2, 6, 3 e 11
1	-0.340	-0,34	-0,40	-0,44	-0,30	-0.353	-0.353	-0.353
2	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.114	-0.215	-0.389
3	-0.340	-0,34	-0,40	-0,44	-0,30	-0.351	-0.366	-0.385
4	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.660	-0.620	-0.785
5	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.591	-0.582	-0.526
6	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.314	-0.819	-0.683
7	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.216	-0.026	-0.288
8	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.561	-0.601	-0.761
9	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.560	-0.613	-0.461
10	-0.340	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.155	-0.391	-0.314
11	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.867	-0.638	-0.763
12	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.614	-0.450	-0.635
13	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.610	-0.519	-0.631
14	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.619	-0.406	-0.672
15	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.561	-0.696	-0.670
16	-0.340	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.258	-0.485	-0.293
17	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.563	-0.600	-0.576
18	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.664	-0.666	-0.668
19	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.320	-0.422	-0.608
20	-0.450	-0,61	-0,58	-0,59	-0,65	-0.763	-0.664	-0.561
21	-0.400	-0,18	-0,15	-0,12	-0,19	-0.521	-0.521	-0.698
22	-0.340	-0,34	-0,40	-0,44	-0,30	-0.256	-0.359	-0.262
23	-0.340	-0,34	-0,40	-0,44	-0,30	-0.354	-0.358	-0.261
24	-0.340	-0,34	-0,40	-0,44	-0,30	-0.355	-0.419	-0.346
25	-0.340	-0,34	-0,40	-0,44	-0,30	-0.158	-0.389	-0.355

Os valores simulados da concentração de cloro podem ser visualizados nas Figuras 4.7 a 4.10.

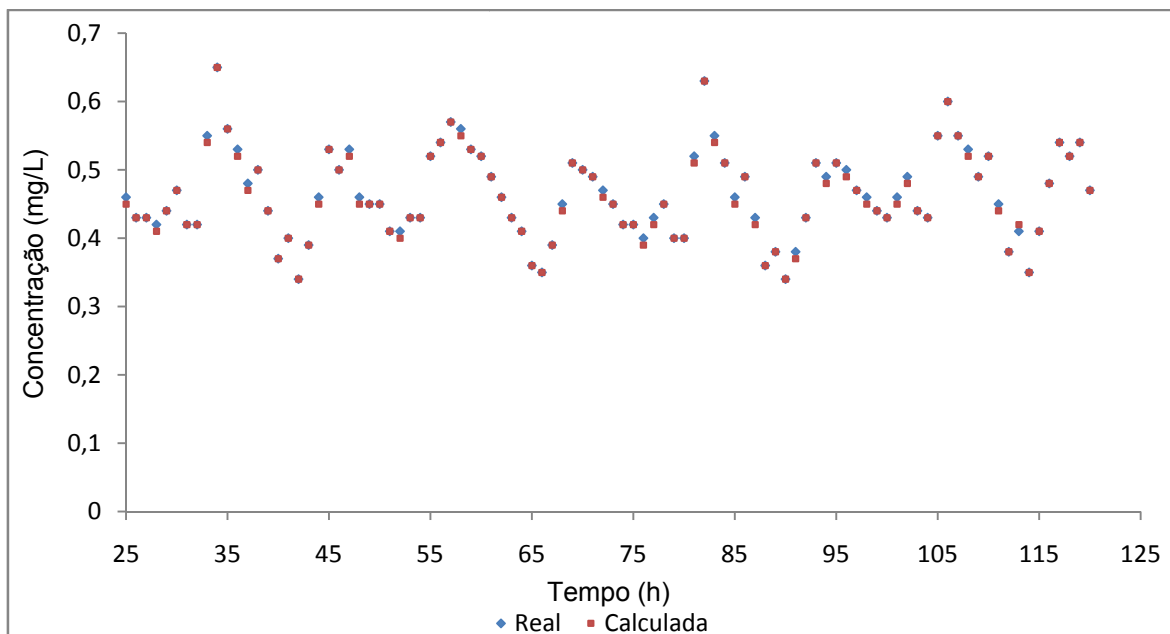


Figura 4.7 – Resultado da simulação no nó 2.

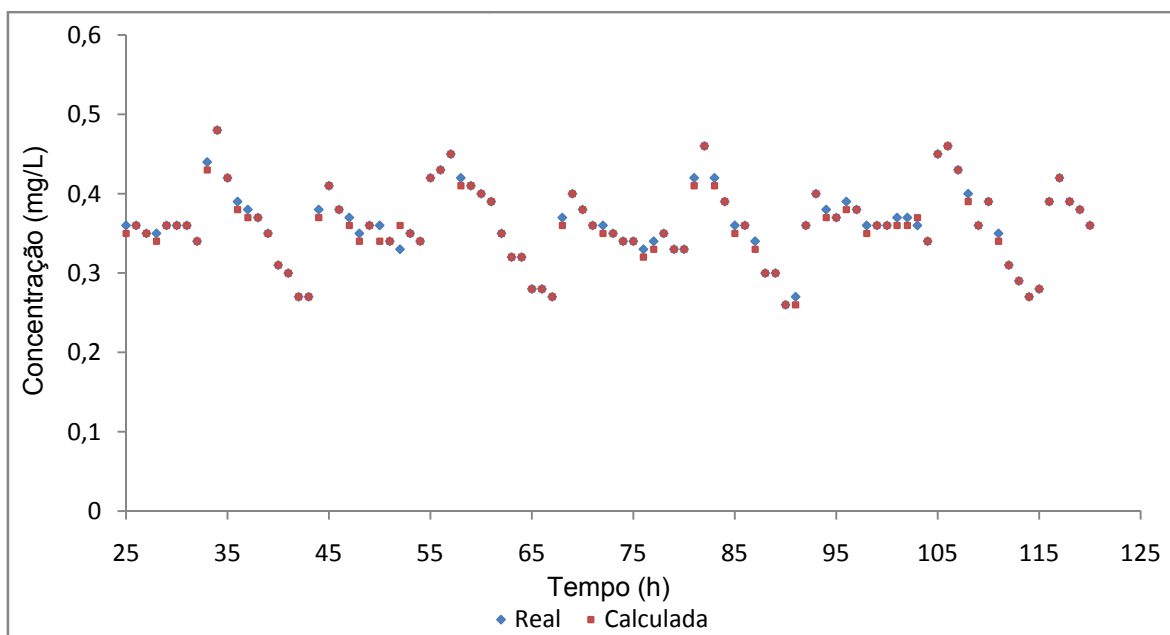


Figura 4.8 – Resultado da simulação no nó 3.

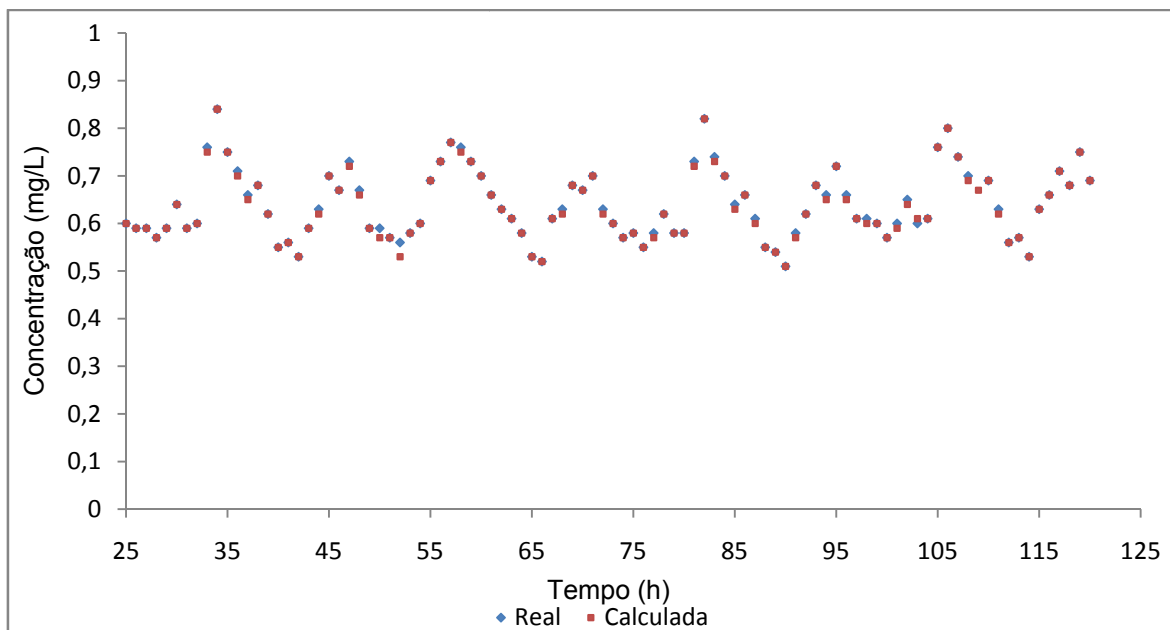


Figura 4.9 – Resultado da simulação no nó 6.

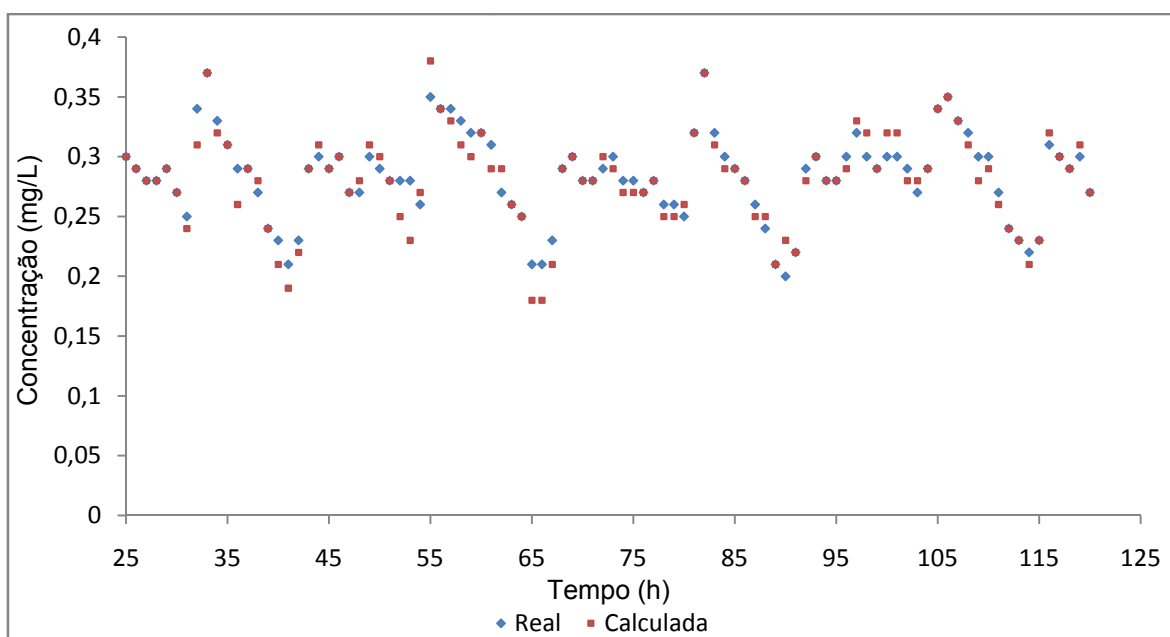


Figura 4.10 – Resultado da simulação no nó 11.

Neste caso, os valores dos parâmetros simulados são distantes dos valores considerados reais, contudo, os valores das concentrações simuladas são próximos dos valores das concentrações monitoradas (conhecidas).

V CONCLUSÃO

O objetivo de testar um novo método de otimização (MIGHA) aplicado na calibração do parâmetro da equação de decaimento do cloro na parede da tubulação k_w , e de elaborar uma rotina computacional que faz a interação do método com o simulador hidráulico (EPANET) foi obtido.

Neste trabalho buscou-se deduzir os valores do parâmetro k_w , em situações em que não se conhecem as concentrações de cloro residual em todos os nós, utilizando um método de otimização consideravelmente novo.

Nos testes que foram realizados na rede modelo 1 considerando apenas um nó com a concentração conhecida, os parâmetros simulados k_w apresentaram valores k_w muito elevados em relação aos valores considerados reais, entretanto, as concentrações de cloro residual apresentaram valores próximos aos reais.

Ainda na rede modelo 1, foram realizados testes considerando três, quatro e seis nós com os valores das concentrações conhecidos, apenas no último, os valores dos parâmetros k_w das tubulações 0, 3, 4, 5, 8 apresentaram valores parecidos aos reais, porém, isto se deve ao fato destes trechos se localizarem entre pontos cuja concentração foi considerada conhecida.

A rede modelo 2 foi utilizada apenas para comparação entre os valores calibrados pelo MIGHA e os valores já calibrados por Algoritmo Genético na pesquisa do autor. Foram considerados os valores simulados sem análise dos vazamentos.

No trabalho de SALGADO (2008), a calibração dos parâmetros desconsiderando as perdas por vazamento e utilizando como técnica de

otimização o Algoritmo Genético, os valores dos parâmetros ficaram distantes dos valores reais e os valores das concentrações de cloro residual ficaram semelhantes aos valores reais, o mesmo ocorreu quando se aplicou o MIGHA. Os valores calculados pelo MIGHA são diferentes dos valores calculados por SALGADO (2008), porém são mais próximos dos valores de k_w considerados reais na rede modelo 2.

Durante as simulações com o MIGHA pode ocorrer em um certo tempo que a concentração de cloro de um ponto a montante seja igual a concentração de um ponto a jusante, perfazendo um gradiente igual a zero, impossibilitando a aplicação do método. Neste caso, deve-se desconsiderar a iteração nesse horário.

Sugere-se, para trabalhos futuros, a análise do MIGHA na calibração do coeficiente de decaimento do cloro nas paredes da tubulação para cada tubo, através de simulação em redes reais.

Recomenda-se também a verificação do MIGHA na calibração dos parâmetros hidráulicos e de qualidade considerando perdas por vazamento e contemplando o diâmetro e a idade da tubulação, ou ainda a formação ou não de biofilme. E realizar uma simulação com o MIGHA utilizando redes reais para encontrar o parâmetro k_w em cada trecho da rede a ser estudada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZEVEDO NETTO, J.M.; FERNANDEZ Y FERNANDEZ, M.; ARAÚJO, R.; ITO, A.E. (1998). Manual de Hidráulica. 8ª ed., São Paulo: Edgard Blücher LTDA.

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.

AYZA, M.; MARTÍNEZ, F.; VIDAL, R.; Aplicaciones de los Modelos de Calidade en la Simulación de las Redes de Distribución de Agua Potable. Ingenieria del Agua, vol. 1, n. 3, p 55-68, 1994.

BARROS, R.T. de V. *et al.* (1995). Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

BRASIL; Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Diário Oficial da União, Brasília, 26 de março de 2004. Disponível em: <portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518.pdf>. Acesso em 16 mar. 2009.

BRASIL; Ministério da Saúde (2006). Vigilância e Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano. Brasília, Distrito Federal.

CASAGRANDE, J. (1997). Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Sistemas de Distribuição. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

CASAGRANDE, J.; SARMENTO, R.; O Uso de Modelagem Matemática da Qualidade da Água no Controle de Cloro Residual em Sistemas de Distribuição. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19º, Foz do Iguaçu, Pr.: ABES, 1999, vol. 2.

CASTRO, J.P. (2002). Decaimento do Cloro em Sistemas de Distribuição de Água. Trabalho Final da Disciplina de Estudo de Casos. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal. Disponível em: <<http://webmail.fe.up.pt/~pea01028/>>. Acesso em 16 mar. 2009.

CLARK, R. M.; SMALLEY, G.; GOODRICH J. A.; TULL R.; ROSSMAN, L. A. (1993). Managing Water Quality in Distribution Systems: Minimizing Chemical and Microbial Risk. Annual Conference American Water Works Association,

COELHO, S. T.; LOUREIRO, D. (2002). EPANET 2 Manual do Utilizador (versão em Português). Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Lisboa, Portugal.

COELHO, S.T.; PRAÇA, P.; VIEIRA, P. (2000) Controlo do Residual de Cloro em Sistemas de Transporte e Distribuição de Água. Laboratório Nacional de Engenharia Civil – LNEC, Portugal.

FERNANDES, C. (2002). Water Quality Modeling in Pipelines Including the Impact of Hydraulic Transients. Tese de Doutoramento. Universidade de Toronto, Toronto, Canadá.

GUO, X.; C-M. ZHANG. (2000). Hydraulic Gradient Comparison Method to Estimate Aquifer Hydraulic Parameters Under Steady-state Conditions. Ground Water, vol. 38, n. 6, p 815-826.

ISLAM, M. R.; CLARK, R. M. (1997) Inverse modeling of chlorine concentration in pipe networks under dynamic condition. Journal of Environmental Engineering, vol. 123, n. 10, p 1033-1040.

JIMÉNEZ, P.A.L.; PATIÑO, G.L.; SEBASTIÁN, I.J.; SOLANO, F.J.M.; El Processo de Calibración de los Modelos de Calidade de Agua em Redes de Suministro. El Análisis de Sensibilidad. In: SEMINARIO IBERO AMERICANO SOBRE PLANIFICACIÓN, PROYECTO Y OPERACIÓN DE SISTEMAS DE ABASTECIMIENTO DE ÁGUA. Valência, Espanha, 2005.

KISHI, R.T.; SILVA, K.R.G. da; Modelagem Matemática do Cloro em Redes de Distribuição de Água. SANARE – REVISTA Técnica da Sanepar, v. 19, n. 19, p 26-40, jan./jun. 2003, Curitiba, Paraná.

LAUBUSH, E.J. (1971). Chlorination and Other Desinfection Processes. In: Water Quality and Treatment: A Handbook of Public Water Supplies (American Water Works Association), p 158-224, New York: McGraw-Hill Book Company.

LIU, C.P.; KROON, J.R.; Modeling the Propagation of Waterborne Substances in Distribution Networks. Journal of American Water Works Association, v.79, n.11, p 54-58, 1987.

LOPES, A.J.P.C. da S. (2005). Subprodutos da Desinfecção da Água para Consumo Humano. Dissertação de Mestrado. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

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

MOURA, V.M. (2006). Modelação Matemática e Sistema de Informação Geográfica como Suporte ao Gerenciamento de Sistema de Abastecimento de Água – Subsistema COOPHEMA de Cuiabá/MT. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

NEVES, C. de L. (2007). Calibração de Parâmetros de Modelos Hidráulicos de Redes de Distribuição de Água para Estudos de Operação de Rede. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Distrito Federal.

ROCHA, V.A.G. de R. (2008). Calibração de Coeficientes de Rugosidade de Redes de Distribuição de Água Usando o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo – MIGHA. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

PORTO, Rodrigo de Melo. Hidráulica Básica. 3 ed. São Paulo: EESC/USP, 2003, 540p.

ROSSMAN, L.A.; BOULOS, P.F. (1996). Numerical Methods for Modeling Water Quality in Distribution Systems: A Comparison. Journal of Water Resources Planning and Management, vol.122, p 137-146.

ROSSMAN, L.A.; BOULOS, P.F.; ALTMAN, T.; Discrete Volume-element Method for Network Water-quality Models. Journal of Water Resources Planning and Management, vol.119, n.5, p 505-517, 1993.

ROSSMAN, L.A.; CLARK, R.M.; GRAYMAN, W.M. (1994). Modeling Chlorine Residuals in Drinking-water Distribution Systems. Journal of Environmental Engineering, vol. 120, n.4, p 803-820, jul./ago.

ROSSMAN, L.A. (2000). The Epanet programmers toolkit. In: PROCEEDINGS OF WATER RESOURCES PLANNING AND MANAGEMENT DIVISION ANNUAL SPECIALTY CONFERENCE, Tempe, Arizona.

SALGADO, S.R.T. (2008). Estudo dos Parâmetros de Decaimento do Cloro Residual em um Sistema de Distribuição de Água Tratada Considerando Vazamento. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SCHUSTER, H. D. M. (2004). Uma Formulação Alternativa do Método Iterativo de Gradiente Hidráulico Alternativo no Procedimento de Calibração dos Parâmetros Hidrodinâmicos do Sistema Aquífero. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol. 9, n. 2, p 31-37, Abr/Jun.

SMITH, D. J. et al. (1998). Modeling chlorine residuals within large distribution systems. *Water Suply*, Madrid, vol. 16, n. 1-2, p 347-355.

SOARES, A.K. (2003). Calibração de Modelos de Redes de Distribuição de Água para abastecimento Considerando Vazamentos e Demandas Dirigidas pela Pressão. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SOUZA, J.B. de (2006). Avaliação de Métodos para Desinfecção de Água, Empregando Cloro, Ácido Peracético, Ozônio e o Processo de Desinfecção Combinado Ozônio/Cloro. Tese de Doutorado.

TUCCI, C. E. M. (COORD.) (1998). Modelos Hidrológicos. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

UBER, J. G.; SUMMERS, R.S.; BOCELLI, D.L.; TRYBY, M.E. (2001). Maintaining Distribution System Residuals Through Booster Chlorination. Awwa Reserch Foundation and American Water Works Assotiation.

USEPA (1999). Guidance Manual – Alternative disinfectants and oxidants. Washington, D.C. Report n. 815-r-99r014.1999.

VIEIRA, P.; COELHO, S.T.; Decaimento do Cloro em Sistemas de Distribuição de Água para Consumo Humano. In: 5º CONGRESSO DA ÁGUA, Lisboa, Portugal, 2000.

WU, J. L.; SELISKAR, D. M.; ÇALLAGHER, J. L. (1998) Stress tolerance in the marsh plane *Spartina patens*: Impact of NaOCl on growth and root plasma membrane lipid composition. *Physiology Plant*. Vol. 102, p 307-317.

A1 ANEXO

Arquivo de Entrada do EPANET – Rede gabarito 1

[DADOS DE ENTRADA - Rede - Porto (2003)]

[JUNCTIONS]

;ID	Elev	Demand	Pattern	
1	463.2	0	1	;
6	463.2	5	1	;
2	460.2	10	1	;
3	458.9	8	1	;
5	457.7	10	1	;
4	461.2	5	1	;
7	459.2	2	1	;

[RESERVOIRS]

;ID	Head	Pattern	
0	503		;

[TANKS]

;ID	Elevation VolCurve	InitLevel	MinLevel	MaxLevel	Diameter	MinVol
-----	-----------------------	-----------	----------	----------	----------	--------

[PIPES]

;ID	Node1 MinorLoss	Node2 Status	Length	Diameter	Roughness
0	0 Open ;	1	520	250	110 0
1	1 Open ;	2	1850	200	122 0
2	2 Open ;	3	790	100	105 0
3	3 Open ;	7	700	150	133 0
4	7 Open ;	4	600	150	130 0
5	4 Open ;	5	980	150	129 0
6	2 Open ;	5	850	200	121 0
7	5 Open ;	6	650	150	83 0
8	1 Open ;	6	850	150	107 0

[PUMPS]

;ID	Node1	Node2	Parameters
-----	-------	-------	------------

[VALVES]

;ID	Node1	Node2	Diameter	Type	Setting	MinorLoss
-----	-------	-------	----------	------	---------	-----------

[TAGS]

[DEMANDS]

;Junction	Demand	Pattern	Category
-----------	--------	---------	----------

[STATUS]

;ID	Status/Setting
-----	----------------

[PATTERNS]

;ID	Multipliers
-----	-------------

;Consumo

1	0.6	0.54	.5	.56	.63	.8
1	1.15	1.77	1.73	1.59	1.68	1.63
1	1.6	1.59	1.54	1.57	1.69	1.8
1	1.45	1.05	0.9	0.7	0.75	0.7

[CURVES]

;ID	X-Value	Y-Value
-----	---------	---------

[CONTROLS]

[RULES]

[ENERGY]

Global Efficiency 75

Global Price 0

Demand Charge 0

[EMITTERS]

;Junction Coefficient

[QUALITY]

;Node InitQual

0 3

[SOURCES]

;Node Type Quality Pattern

0 SETPOINT 3

[REACTIONS]

;Type Pipe/Tank Coefficient

Wall	0	-0.014
Wall	1	-0.012
Wall	2	-0.014
Wall	3	-0.011
Wall	4	-0.012
Wall	5	-0.012
Wall	6	-0.018
Wall	7	-0.018
Wall	8	-0.014

[REACTIONS]

Order Bulk	1
Order Wall	1
Global Bulk	-1.2
Global Wall	0
Limiting Potential	0
Roughness Correlation	0

[MIXING]

;Tank Model

[TIMES]

Duration	23:59
Hydraulic Timestep	1:00
Quality Timestep	0:05
Pattern Timestep	1:00
Pattern Start	0:00
Report Timestep	1:00
Report Start	0:00
Start ClockTime	12 am
Statistic	None

[REPORT]

Status	No
Summary	No
Page	0

[OPTIONS]

Units	LPS
Headloss	H-W
Specific Gravity	1
Viscosity	1
Trials	40
Accuracy	0.001

Unbalanced	Continue 10
Pattern	1
Demand Multiplier	1.0
Emitter Exponent	0.5
Quality	Chemical mg/L
Diffusivity	1
Tolerance	0.01

[COORDINATES]

;Node	X-Coord	Y-Coord
1	300.00	-800.00
6	600.00	-1600.00
2	2100.00	-800.00
3	3800.00	-800.00
5	1900.00	-1800.00
4	3650.00	-2000.00
7	3700.00	-1500.00
0	0.00	0.00

[VERTICES]

;Link	X-Coord	Y-Coord
-------	---------	---------

[LABELS]

;X-Coord Y-Coord Label & Anchor Node

[BACKDROP]

DIMENSIONS 0.00 0.00 10000.00 10000.00

UNITS None

FILE

OFFSET 0.00 0.00

[END]

A2 ANEXO

Arquivo de Entrada do EPANET – Rede gabarito 2

[Dados de Entrada - Rede - Salgado 2008)

[JUNCTIONS]

;ID	Elev	Demand	Pattern	
1	25	36	1	;
2	20	36	1	;
3	22	36	1	;
4	27	0	1	;
5	30	0	1	;
6	27	36	1	;
7	22	0	1	;
8	25	0	1	;
9	25	0	1	;
10	20	0	1	;
11	22	36	1	;
12	27	0	1	;
13	25	0	1	;
14	25	0	1	;

15 30 0 1 ;

[RESERVOIRS]

;ID Head Pattern

16 70 2 ;

17 70 2 ;

18 70 2 ;

[TANKS]

;ID Elevation InitLevel MinLevel MaxLevel Diameter MinVol
 VolCurve

[PIPES]

;ID Node1 Node2 Length Diameter Roughness
 MinorLoss Status

1 13 4 1000 500 3.153 0
Open ;

2 4 11 500 250 3.153 0
Open ;

3 14 8 1000 500 3.153 0
Open ;

4 10 11 500 150 3.153 0
Open ;

5 3 10 500 150 3.153 0
Open ;

6 4 3 500 250 3.153 0
Open ;

7 11 9 500 250 3.153 0
Open ;

8 10 2 500 150 3.153 0
Open ;

9 9 2 500 150 3.153 0
Open ;

10	1 Open ;	9	500	250	3.153	0
11	12 Open ;	1	500	150	3.153	0
12	5 Open ;	1	560	250	3.153	0
13	5 Open ;	12	250	250	3.153	0
14	5 Open ;	6	560	250	3.153	0
15	12 Open ;	6	500	150	3.153	0
16	7 Open ;	6	500	250	3.153	0
17	7 Open ;	2	500	150	3.153	0
18	12 Open ;	2	500	150	3.153	0
19	8 Open ;	7	500	250	3.153	0
20	8 Open ;	10	700	150	3.153	0
21	8 Open ;	3	500	250	3.153	0
22	15 Open ;	5	500	500	3.153	0
23	16 Open ;	13	1	500	3.153	0
24	17 Open ;	14	1	500	3.153	0
25	18 Open ;	15	1	500	3.153	0

[PUMPS]

;ID	Node1	Node2	Parameters
-----	-------	-------	------------

[VALVES]

;ID	Node1	Node2	Diameter	Type	Setting	MinorLoss
-----	-------	-------	----------	------	---------	-----------

[TAGS]

[DEMANDS]

;Junction	Demand	Pattern	Category
-----------	--------	---------	----------

[STATUS]

;ID	Status/Setting
-----	----------------

[PATTERNS]

;ID	Multipliers
-----	-------------

;Horário de consumo

1	1.25	1.05	0.95	0.95	0.9	1.17
1	1.27	0.65	.65	1.2	1.5	.95
1	.9	.7	1.42	.6	.3	.77
1	.37	.67	1.25	1.55	1.2	1.25
1	.6	1.1	1.02	.72	.97	1.05
1	1	1.7	1.12	1.32	1.1	.95
1	1.05	1.15	.9	.6	.67	.45
1	.5	.75	1.12	1.35	1.25	.95
1	1.12	.92	.85	.85	.8	1.05
1	1.15	.6	.6	1.2	2.2	.85
1	.8	.6	1.27	.55	.27	.7
1	.32	.6	1.12	1.37	1.05	1.12
1	.52	.97	.9	.65	.77	.92
1	.85	1.52	1	1.17	1	.85

1	.95	1.02	.8	.55	.6	.4
1	.45	.65	1	1.2	1.12	.85
1	.97	.8	.75	.75	.7	.92
1	1	.52	.52	1.05	1.92	.75
1	.72	.52	1.15	.5	.25	.62
1	.3	.55	1	1.22	.95	1

;nivel dos reservatorios

2	.75	.8	.82	.82	.83	.77
2	.75	.89	.89	.73	.48	.82
2	.83	.89	.72	.9	.97	.86
2	.96	.89	.76	.69	.77	.75
2	.9	.79	.8	.87	.84	.8
2	.82	.65	.79	.73	.79	.82
2	.8	.78	.83	.9	.89	.94
2	.93	.87	.79	.73	.75	.82
2	.79	.83	.84	.84	.86	.8
2	.78	.9	.9	.77	.55	.84
2	.86	.9	.75	.92	.97	.88
2	.97	.90	.79	.72	.79	.92
2	.82	.83	.89	.87	.83	.84
2	.69	.81	.77	.81	.84	.83
2	.81	.86	.92	.9	.94	.94
2	.89	.81	.77	.79	.84	.81
2	.85	.86	.86	.88	.83	.81
2	.92	.92	.8	.6	.86	.87
2	.92	.79	.93	.98	.89	.97
2	.92	.81	.76	.83	.81	.75

;res. 16

3	0.4139	.3948	.3951	.3982	.3856	.3591
3	.3782	.4342	.4386	.427	.4319	.427
3	.4101	.3656	.3685	.3457	.3424	.3496
3	.3985	.3988	.388	.3701	.3773	.3805
3	.4091	.3945	.393	.3921	.3857	.3588
3	.3782	.4341	.4377	.4277	.4324	.4267
3	.4088	.3654	.3693	.3458	.3421	.349
3	.398	.3985	.3867	.3693	.3761	.3808
3	.4092	.3947	.3944	.3924	.3861	.3586
3	.3776	.4334	.4381	.426	.4326	.4268
3	.4092	.365	.3699	.3463	.3431	.3499
3	.3975	.3979	.3874	.3701	.3762	.3798
3	.4101	.3939	.3943	.3934	.3853	.3586
3	.3785	.4332	.4373	.426	.4323	.4277
3	.4089	.3666	.3688	.3447	.3425	.3501
3	.3987	.3996	.3871	.3688	.3762	.3817
3	.4095	.3946	.395	.3915	.3852	.3601
3	.3785	.4339	.4386	.426	.4303	.4252
3	.4111	.3659	.3703	.3458	.3427	.3497
3	.3991	.3983	.3887	.37	.3767	.3808

;concentração res. 17

4	.5228	.5328	.5252	.5258	.5199	.5399
4	.5719	.6371	.6734	.6361	.6292	.6147
4	.571	.5495	.5579	.5207	.4844	.4695
4	.5477	.5626	.5952	.5728	.5551	.5644
4	.5244	.5337	.5253	.5253	.5207	.5393
4	.5728	.6361	.6706	.6361	.6305	.6138
4	.57	.5514	.5588	.5197	.4844	.4685

4	.5486	.5638	.5952	.5712	.5546	.5647
4	.5222	.5333	.5232	.5222	.5213	.5407
4	.5721	.6368	.6709	.6368	.6312	.6128
4	.571	.5502	.5585	.5233	.4839	.4673
4	.5461	.5627	.5958	.571	.5533	.5647
4	.5222	.5316	.5243	.5253	.5191	.539
4	.5702	.638	.6719	.6371	.6297	.6144
4	.5702	.5519	.5573	.5209	.483	.4668
4	.5459	.56	.5952	.5695	.5519	.5641
4	.5215	.5337	.5242	.5242	.5202	.5384
4	.573	.6371	.6701	.6355	.6295	.6135
4	.5688	.5502	.557	.5232	.4835	.4666
4	.5451	.5595	.5949	.5722	.5527	.5646

;concentração res.18

5	.7508	.7075	.7391	.7183	.6859	.7142
5	.7591	.7849	.8743	.9141	.9152	.8845
5	.852	.7667	.797	.7611	.723	.732
5	.8845	.8082	.7902	.7925	.7958	.8989
5	.7477	.7085	.7376	.7152	.6861	.7141
5	.7555	.7858	.8757	.9122	.9122	.8855
5	.8533	.7667	.7967	.7622	.7234	.7322
5	.8466	.81	.7889	.7911	.7922	.9011
5	.75	.7078	.7367	.7178	.6845	.7145
5	.7567	.7844	.8744	.9133	.9133	.8844
5	.8555	.7645	.7974	.7629	.7268	.733
5	.8493	.8069	.7927	.7927	.7974	.8949
5	.7468	.7074	.7334	.7109	.6876	.7136
5	.754	.7854	.8734	.911	.9119	.8859

5	.8507	.7695	.7994	.7619	.7221	.7327
5	.846	.8112	.7911	.7925	.7941	.8989
5	.7494	.7112	.7373	.7173	.686	.7129
5	.7564	.7859	.8753	.9091	.9089	.8834
5	.8528	.7651	.7953	.7604	.7246	.7321
5	.8464	.8107	.7905	.7917	.7953	.8999

[CURVES]

;ID	X-Value	Y-Value
-----	---------	---------

[CONTROLS]

[RULES]

[ENERGY]

Global Efficiency	75
Global Price	0
Demand Charge	0

[EMITTERS]

;Junction	Coefficient
-----------	-------------

[QUALITY]

;Node	InitQual
16	.95
17	1.1
18	1.15

[SOURCES]

;Node	Type	Quality	Pattern
16	CONCEN	.95	3
17	CONCEN	1.1	4
18	CONCEN	1.15	5

[REACTIONS]

;Type	Pipe/Tank	Coefficient
Bulk	1	-1.2
Wall	1	-0.34
Bulk	2	-1.2
Wall	2	-0.40
Bulk	3	-1.8
Wall	3	-0.34
Bulk	4	-1.8
Wall	4	-0.45
Bulk	5	-1.8
Wall	5	-0.45
Bulk	6	-1.2
Wall	6	-0.40
Bulk	7	-1.2
Wall	7	-0.40
Bulk	8	-1.8
Wall	8	-0.45
Bulk	9	-0.5
Wall	9	-0.45
Bulk	10	-0.5
Wall	10	-0.40

Bulk	11	-0.5
Wall	11	-0.45
Bulk	12	-0.5
Wall	12	-0.40
Bulk	13	-0.5
Wall	13	-0.40
Bulk	14	-0.5
Wall	14	-0.45
Bulk	15	-0.5
Wall	15	-0.45
Bulk	16	-1.8
Wall	16	-0.45
Bulk	17	-1.8
Wall	17	-0.45
Bulk	18	-0.5
Wall	18	-0.45
Bulk	19	-1.8
Wall	19	-0.40
Bulk	20	-1.8
Wall	20	-0.45
Bulk	21	-1.8
Wall	21	-0.40
Bulk	22	-0.5
Wall	22	-0.34
Bulk	23	-1.2
Wall	23	-0.34
Bulk	24	-1.8
Wall	24	-0.34

Bulk	25	-.5
Wall	25	-0.34

[REACTIONS]

Order Bulk	1
Order Wall	1
Global Bulk	0
Global Wall	0
Limiting Potential	0
Roughness Correlation	0

[MIXING]

;Tank Model

[TIMES]

Duration	120:00
Hydraulic Timestep	1:00
Quality Timestep	0:05
Pattern Timestep	1:00
Pattern Start	25:00
Report Timestep	1:00
Report Start	0:00
Start ClockTime	12 am
Statistic	None

[REPORT]

Status	No
Summary	No

Page 0

[OPTIONS]

Units	LPS
Headloss	D-W
Specific Gravity	1
Viscosity	1
Trials	40
Accuracy	0.001
Unbalanced	Continue 10
Pattern	1
Demand Multiplier	1.0
Emitter Exponent	0.5
Quality	Chemical mg/L
Diffusivity	1
Tolerance	0.01

[COORDINATES]

;Node	X-Coord	Y-Coord
1	0.00	0.00
2	-500.00	-500.00
3	-1500.00	-500.00
4	-1500.00	0.00
5	250.00	-500.00
6	0.00	-1000.00
7	-500.00	-1000.00
8	-1500.00	-1000.00
9	-500.00	0.00

10	-1000.00	-500.00
11	-1000.00	0.00
12	0.00	-500.00
13	-2366.02	500.00
14	-2366.02	-1500.00
15	750.00	-500.00
16	-2666.02	500.00
17	-2666.02	-1500.00
18	1050.00	-500.00

[VERTICES]

;Link	X-Coord	Y-Coord
-------	---------	---------

[LABELS]

;X-Coord	Y-Coord	Label & Anchor Node
----------	---------	---------------------

[BACKDROP]

DIMENSIONS	0.00	0.00	10000.00	10000.00
------------	------	------	----------	----------

UNITS	None
-------	------

FILE

OFFSET	0.00	0.00
--------	------	------

[END]