



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

WHELTON BRITO DOS SANTOS

MODELAGEM DA DEGRADAÇÃO DE CLORO RESIDUAL
LIVRE NA REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA DA CIDADE
DE CAMPINA GRANDE – PB

Campina Grande

Março/2017

WHELTON BRITO DOS SANTOS

MODELAGEM DA DEGRADAÇÃO DE CLORO RESIDUAL
LIVRE NA REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA DA CIDADE
DE CAMPINA GRANDE – PB

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Mestre.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

Orientadoras: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura e Profa. Dra. Celeide Maria Belmont Sabino Meira

Campina Grande - PB
Março/2017

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

S237m

Santos, Whelton Brito dos.

Modelagem da degradação de cloro residual livre na rede de distribuição de água da cidade de Campina Grande-PB / Whelton Brito dos Santos. – Campina Grande, 2017.

74 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2017.

"Orientação: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura, Profa. Dra. Celeide Maria Belmont Sabino Meira".

Referências.

1. Decaimento do Cloro. 2. Cinética de Decaimento de Cloro Residual Livre. 3. Modelagem da Degradação de Cloro Residual Livre. I. Coura, Mônica de Amorim. II. Meira, Celeide Maria Belmont Sabino. III. Título.

CDU 628.1(043)

MODELAGEM DA DEGRADAÇÃO DE CLORO RESIDUAL LIVRE NA REDE DE
DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE – PB

DISSERTAÇÃO APROVADO EM: 34 / 03 / 2017

BANCA EXAMINADORA

Mônica de Amorim Coura

Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG
Orientadora

Celeide Maria Belmont Sabino Meira

Profa. Dra. Celeide Maria Belmont Sabino Meira
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
Coorientadora

Rui de Oliveira

Prof. Dr. Rui de Oliveira
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
Examinador Interno

Ruth Silveira do Nascimento

Profa. Dra. Ruth Silveira do Nascimento
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
Examinadora externa

AGRADECIMENTOS

A DEUS por ter permitido a realização de mais um sonho.

As mulheres da minha vida, minha mãe Rubenita, minhas avós Analia e júlia, e minha querida tia, Mercês, que não mediram esforços para que essa etapa da minha vida fosse concluída, e pelo amor e carinho incondicional.

Ao meu pai, Moaci, pelo carinho, cuidado e por respeitar todas as minhas escolhas.

Aos meus avós, que por mais que não estejam mais nesse plano foram grandes exemplos de dignidade e companheirismo.

Ao meu irmão de sangue, José, e a minha irmã que a vida me deu, Priscila Francielli, pelo amor dado, companheirismo e a certeza de nunca estarei sozinho.

Aos meus sobrinhos, Emmanoel e Maria Heloísa e sua mãe Daniele Brito, pelo seu imenso amor.

Aos meus primos, Valmi e Leandro Torres, por fazer parte de tudo isso.

Aos meus amados tios, primos e demais familiares, por sempre torcerem pelo meu sucesso e vibrarem a cada conquista minha.

Aos meus amigos, Rodrigo Andrade, Kamila Deys, que ao longo desses sete anos de convivência me mostraram cumplicidade, companheirismo, amor e muito cuidado.

Às grandes amizades que adquiri nesse período, Amanda Torquato, Yáscara Maia, Miqueias Soussa e Estela Garcia.

Aos funcionários e colegas de turma do Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, saibam que guardarei cada momento vivido, e estarei sempre disponível para ajudar, para mim vocês são muito mais que amigos.

Ao meu colega de pesquisa, George Belmino, pela dedicação e comprometimento a realização dessa pesquisa. Você se tornou um grande amigo. Conte comigo sempre. É tudo nosso.

A minha orientadora, Profa. Mônica Coura, pela orientação e dedicação, saiba que foi além de uma orientadora. Sempre guardarei e lembrarei com muito carinho de todas as conversas e conselhos.

A minha coorientadora Profa. Celeide Meira, a banca examinadora Prof. Rui de Oliveira e Profa. Ruth Nascimento e ao Eng. Cícero Fellipe do Laboratório de Eficiência Energética e Conforto Ambiental da UEPB pelas discussões e as contribuições desde o período de elaboração a conclusão desse trabalho.

A todos, Obrigado!

RESUMO

A qualidade sanitária da água é assegurada na etapa de desinfecção do processo de tratamento. No Brasil a Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade recomenda residual mínimo de cloro livre de $0,2\text{mgCl}_2/\text{L}$, máximo de $2,0\text{mgCl}_2/\text{L}$ e valor máximo permitido de $5,0\text{mgCl}_2/\text{L}$ que devem ser assegurados na rede de distribuição. Devido a fatores como, idade das tubulações, vazamentos, material, diâmetro e longas distâncias entre os sistemas de tratamento e os centros de consumo, nem sempre as concentrações recomendadas de cloro residual livre são mantidas em todos os pontos da rede de distribuição de água. Este trabalho tem como objetivo modelar o decaimento do cloro residual livre na rede de distribuição da cidade de Campina Grande, Paraíba, através da determinação dos coeficientes cinéticos de degradação da concentração de cloro residual livre no volume do escoamento (k_b), pelo teste da garrafa, e na parede das tubulações (k_w), pelo método da tentativa e erro. Como ferramenta de modelagem foi utilizado o EPANET 2.0. A área de estudo desta pesquisa foi a rede de distribuição do bairro da Prata, localizada na zona de pressão B. Este bairro foi escolhido por apresentar rede diversificada, com tubulações de PVC e cimento amianto sendo sua rede de distribuição abastecida pelo reservatório R5. Com os resultados obtidos foi possível concluir que o decaimento do cloro residual livre na rede de distribuição do bairro da Prata ocorre por reações no volume do escoamento, os valores de k_b são elevados nos trechos de ponta de rede e a degradação mais intensa da concentração de cloro residual livre ocorre devido à estagnação da água nas tubulações.

Palavras-chave: Decaimento do cloro; Cinética de decaimento de cloro residual livre; Modelagem da degradação de cloro residual livre.

ABSTRACT

The sanitary quality of the water is assured in the disinfection step of the treatment process. In Brazil Ordinance 2.914/2011 of the Ministry of Health, which regulates the procedures for controlling and monitoring water quality for human consumption and its potability water standard, recommends a minimum free chlorine residual of $0,2\text{mgCl}_2/\text{L}$, maximum of $2,0\text{mgCl}_2/\text{L}$ and the maximum permitted value of $5,0\text{mgCl}_2/\text{L}$ that must be ensured in the distribution network. Due to factors such as age of pipes, leaks, material, diameter and long distances between treatment systems and consumption centers, the recommended concentrations of free residual chlorine are not always maintained at all points in the water distribution network. This study aims to model the decay of free residual chlorine in the distribution network of the city of Campina Grande, Paraíba, by determining the residual chlorine concentration degradation kinetic free coefficients in the flow volume (k_b) by the bottle test and in the wall of the pipes (k_w) by the trial and error method. As a modeling tool was used EPANET 2.0. The study area of this research was the distribution network of the district of Prata, located in zone of pressure B. This local was chosen for presenting a diversified network, PVC pipes and asbestos cement being its distribution network supplied by the reservoir R5. With the results was concluded that the decay of the free residual chlorine in the distribution network of the district of Prata occurs by reactions in the volume of the flow, the values of k_b are high in the sections of the network and the degradation more intense concentration of free chlorine residual occurs due to stagnation of water in the pipes.

Keywords: Decay of chlorine; Kinetic coefficients; Modeling; EPANET 2.0;

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Prevalência do pH na quantidade relativa de HOCl e OCl ⁻	20
Figura 2 – Cloração ao <i>breakpoint</i>	21
Figura 3 – Reações nas tubulações	23
Figura 4 – Comportamento dos segmentos pelo Método Lagrangeano	30
Figura 5 – Etapas da pesquisa	35
Figura 6 – Representação esquemática do sistema de abastecimento de água de Campina Grande	36
Figura 7 – Vista Geral do açude Epitácio Pessoa	37
Figura 8 - Evolução do volume de armazenamento do manancial Epitácio Pessoa nos últimos 10 anos	38
Figura 9 – Sistema de captação flutuante	39
Figura 10 – Barriletes de chegada do sistema de captação flutuante	39
Figura 11 – Torre de equilíbrio do sistema de captação flutuante	40
Figura 12 – Detalhe do reservatório R9	41
Figura 13 - Detalhe do reservatório R5	42
Figura 14 – Zonas de pressão da rede de distribuição da cidade de Campina Grande – PB.	42
Figura 15 – Limites da zona de pressão B e do bairro da Prata.....	44
Figura 16 – Etapas de determinação dos coeficientes cinéticos	45
Figura 17 – Trechos utilizados no teste da garrafa para determinação de k_b	46
Figura 18 – Detalhe da execução do método DPD-SFA	47
Figura 19 – Equipamento utilizado para determinação da temperatura.	48
Figura 20 - Esquema das etapas realizadas na execução do teste da garrafa	48
Figura 21 - Rede de distribuição do bairro da Prata no EPANET.....	50
Figura 22 - Padrão de comportamento do nível de água no R5.....	51
Figura 23 – Curva de consumo diário de água no bairro da Prata	51
Figura 24 – Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 22 (cimento amianto, 50mm).....	53
Figura 25 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 34 (cimento amianto, 75mm).....	53
Figura 26 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 16 (cimento amianto, 100mm).....	54

Figura 27 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 94 (PVC, 50mm)	54
Figura 28 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 53 (PVC, 60mm)	54
Figura 29 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 26 (PVC, 75mm)	55
Figura 30 - Valores médios de k_b encontrados pelos métodos gráfico e de Euler	59
Figura 31 – Distribuição temporal da concentração de CRL no reservatório R5 nos dias de coleta	60
Figura 32 – Concentrações de CRL no monitoramento dos nós a jusante dos trechos analisados	61
Figura 33 – Comparação entre os resíduos obtidos em C1 e C2.....	63
Figura 34 – Simulação do perfil temporal de CRL nos nós no bairro da Prata para o Cenário C1	64
Figura 35 – Simulação do perfil temporal de CRL nos nós no bairro da Prata para Cenário C2	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais doenças de veiculação hídrica.....	17
Tabela 2 – Potencial de oxidação de alguns desinfetantes.....	18
Tabela 3 – Principais modelos de decaimento do cloro	25
Tabela 4 – Características das unidades de tratamento da ETA-Gravatá	40
Tabela 5 – Descrição das zonas de prensa do SACG.	43
Tabela 6 – Características dos trechos.....	49
Tabela 7 – Temperatura (°C) observada durante o teste da garrafa.....	55
Tabela 8 – Valores de k_b obtidos pelo método gráfico	56
Tabela 9 – Limites estimados para k_b para o método gráfico.....	57
Tabela 10 - Valores de k_b obtidos pelo método da integral de Euler.....	58
Tabela 11 – Limites estimados para k_b para o método de Euler	58
Tabela 12 – Concentração média de CRL nos nós.....	62
Tabela 13 – Parâmetros de simulação dos cenários.....	62
Tabela 14 – Concentração de CRL simulados desconsiderando a reação com a parede para C1	63
Tabela 15 – Concentração de CRL simulados desconsiderando a reação com a parede para C2	63

LISTA DE SIGLAS

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
AWWA – American Water Works Association
CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba
CCO – Centro de Controle de Operações
CRL – Cloro Residual Livre
DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra a Seca
DPD – N, N-dietil-p-fenilenediamina
EEAB – Estação Elevatória de Água Bruta
EEAT – Estação Elevatória de Água Tratada
ETA – Estação de Tratamento de Água
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
PMSB-CG – Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande
RNF – Reservatório de Nível Fixo
RNV – Reservatório de Nível Variado
SAA – Sistema de Abastecimento de Água
SACG – Sistema de Abastecimento de Água de Campina Grande
TCV – Válvula de Controle da Pressão
UEPB – Universidade Estadual da Paraíba

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Objetivos	15
1.1.1	Objetivo geral	15
1.1.2	Objetivos específicos	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	Qualidade da água no sistema de distribuição de água	16
2.2	Desinfecção	17
2.2.1	O uso do cloro como desinfetante	19
2.3	Decaimento de cloro em rede de distribuição	22
2.4	Modelagem matemática da qualidade da água	24
2.4.1	Cinética química	24
2.4.2	Modelagem da qualidade	27
2.4.3	EPANET 2.0 aplicado à modelagem da qualidade da água	29
2.5	Determinação dos coeficientes cinéticos de decaimento do cloro	33
3	METODOLOGIA	35
3.1	Caracterização sistema de abastecimento de água de Campina Grande	35
3.1.1	Manancial	37
3.1.2	Captação e sistema de adução de água bruta	38
3.1.3	Tratamento da água	40
3.1.4	Sistema de adução de água tratada	40
3.1.5	Reservatórios de distribuição	41
3.1.6	Rede de distribuição	42
3.2	Delimitação da área de estudo	43
3.3	Determinação dos coeficientes cinéticos de degradação de cloro residual livre	45
3.3.1	Métodos de análises	47
3.3.1.1	<i>Cloro Residual Livre (CRL)</i>	47
3.3.1.2	<i>Temperatura</i>	47

3.3.2	Coeficiente cinético de decaimento de CRL no volume do escoamento (k_b)	48
3.3.3	Coeficiente cinético de decaimento de CRL com a parede da tubulação (k_w)	49
3.3.4	Modelagem do sistema.....	50
4	RESULTADOS	53
4.1	Determinação do coeficiente cinético de decaimento do cloro residual livre no volume do escoamento (k_b)	53
4.1.1	Teste da garrafa	53
4.1.2	Determinação do coeficiente (k_b) pelo método gráfico	56
4.1.3	Determinação do coeficiente (k_b) pelo método da integral de Euler	57
4.2	Determinação do coeficiente cinético de decaimento na parede da tubulação (k_w)	59
4.2.1	Resultados do monitoramento dos dados de qualidade dos pontos monitorados.....	60
4.2.1.1	<i>Reservatório R5</i>	60
4.2.1.2	<i>Nós da rede</i>	61
4.2.2	Cenários	62
5	DISCUSSÃO	66
6	CONCLUSÕES	70
	REFERÊNCIAS	71

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de abastecimento de água têm como objetivo o fornecimento de água em quantidade e qualidade, assegurando o bem-estar da população abastecida. Por isso devem ser projetados, implantados, operados e mantidos com cuidado, visando superar os riscos à saúde pública.

O tratamento é a etapa que garantirá a qualidade da água a ser fornecida, sendo o processo de desinfecção responsável por garantir a sua qualidade sanitária (LIBÂNIO, 2008).

A desinfecção é realizada por agentes físicos e/ou químicos, sendo o cloro o agente desinfetante mais utilizado nas estações de tratamento de água, por ser eficiente na eliminação de organismos patogênicos, de fácil aplicação, baixo custo e garantir um residual que protege a qualidade da água na rede de distribuição. Porém, apresenta as desvantagens de conferir à água, em alguns casos, sabor e odor e, por ter um potencial reativo elevado, reagir com compostos orgânicos formando substâncias organocloradas prejudiciais à saúde (RICHTER, 2009).

O residual de cloro é essencial para manter a qualidade microbiológica ao longo da rede de distribuição até o usuário final, sendo que ao longo da rede, devido a diversos fatores como idade da tubulação, vazamentos e grandes distâncias entre os sistemas de tratamento e os centros de consumo, esse agente pode reagir com substâncias presentes na massa líquida e com as paredes das tubulações provocando o consumo desse residual.

Com relação ao cloro residual livre, a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS) estabelece parâmetros referentes a concentrações mínimas e máximas, recomendadas e permitidas, a serem atendidas pela água de consumo humano, suprida por rede geral ou por soluções alternativas de abastecimento de água, sendo, portanto, necessário o monitoramento contínuo dessas concentrações.

Conhecer o processo de degradação da qualidade da água, principalmente do cloro, é de extrema importância, pois sua compreensão e modelagem fornecem informações para o seu controle e vigilância.

A modelagem do comportamento do desinfetante na rede de distribuição de água é fundamental para diagnosticar as vulnerabilidades do sistema, permitindo a simulação de alterações de infraestrutura e operacionais na estação de tratamento e outras unidades do sistema, bem como a elaboração de programas de manutenção, a fim de manter uma desinfecção adequada e atender à legislação vigente. Para uma modelagem confiável do cloro no sistema de abastecimento são necessárias informações hidráulicas e a determinação de coeficientes cinéticos representativos.

No âmbito do sistema de abastecimento da cidade de Campina Grande, alguns trabalhos já foram desenvolvidos. Meneses (2011) realizou um diagnóstico operacional do sistema de abastecimento, apontando a necessidade de implantação de um plano de reabilitação de rede e de manutenção preditiva e preventiva para as unidades operacionais, além de verificar a possibilidade de definir um agendamento operacional diário para o sistema de abastecimento, atendendo aos critérios hidráulicos e redução dos custos de energia. Leal (2012) modelou a degradação da qualidade da água no sistema de adução de água tratada e estabeleceu os parâmetros cinéticos de decaimento do cloro residual livre. Nascimento (2016) propôs um modelo conceitual de gerenciamento de sistema de abastecimento de água de porte médio, tomando como base o comportamento de indicadores da degradação da qualidade da água tratada, utilizando a simulação do comportamento do cloro residual livre.

Embora os parâmetros determinados por Leal (2012) sejam de grande relevância, não são diretamente aplicáveis à rede de distribuição tendo em vista a diversidade de materiais, diâmetros e idades das canalizações, entre outros fatores. Em complementação, este trabalho propõe a determinação dos coeficientes cinéticos de decaimento do cloro residual livre na rede de distribuição de água de Campina Grande contribuindo para a compreensão e gestão da degradação da qualidade da água distribuída por rede geral.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Modelar o decaimento do cloro residual livre na rede de distribuição da cidade de Campina Grande, Paraíba.

1.1.2 Objetivos específicos

- Monitorar as concentrações de cloro residual livre em setores específicos da rede de distribuição de água;
- Estabelecer os parâmetros cinéticos de decaimento de cloro residual livre na rede de distribuição;
- Simulação do comportamento do cloro residual livre na rede de distribuição de água tratada.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Qualidade da água no sistema de distribuição de água

O crescimento urbano desordenado associado à falta de investimentos financeiros promove a precarização dos serviços de saneamento. Assim, o processo de deterioração dos sistemas de abastecimento de água é acelerado e compromete o desempenho operacional e econômico dos sistemas de distribuição de água (CHEUNG e REIS, 2007).

No Brasil a água a ser distribuída por rede geral deve ter as características de potabilidade segundo os critérios da Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011.

Dependendo da configuração do sistema de abastecimento, a qualidade da água pode mudar entre a saída da estação e o ramal predial, devido a fatores como falhas no processo de tratamento, reações nas tubulações, deterioração nos componentes do sistema, formação de biofilme e mistura de águas provenientes de diferentes fontes (CHEUNG e REIS, 2007). Também é importante enfatizar que as pressões negativas ocasionadas por problemas na manutenção e operação do sistema de distribuição de água o tornam vulnerável à intrusão de poluentes e contaminantes (LECHEVALLIER et al., 2002).

As doenças de veiculação hídrica são fortes indicadores da ineficiência dos serviços de saneamento, principalmente da qualidade da água fornecida à população (DANIEL, 2001). A Tabela 1 apresenta as doenças de veiculação hídrica mais comuns relacionadas a falta de saneamento.

O tratamento de água é a unidade do sistema de abastecimento de água responsável pela adequação da água aos padrões de potabilidade, garantindo a eliminação de organismos patogênicos, minimizando os problemas de saúde pública.

Tabela 1 – Principais doenças de veiculação hídrica

Doença	Agente etiológico	Sintomas	Fonte de contaminação
Febre tifoide e paratifoide	<i>Salmonella typhi</i> e <i>Salmonella aratyphi</i> A e B	Febre elevada e diarreia	Fezes humanas
Disenteria bacilar	<i>Shigella dysenteriae</i>	Diarreia	Fezes humanas
Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarreia, abscessos no fígado e intestino delgado	Fezes humanas
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarreia e desidratação	Fezes humanas e águas costeiras
Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarreia, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Hepatite A e B	Vírus da hepatite A e B	Febre, icterícia	Fezes humanas
Poliomielite (Erradicado no Brasil)	Vírus da poliomielite	Paralisia	Fezes humanas
Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium parvum</i> <i>Cryptosporidium muris</i>	Diarréia, anorexia, dor intestinal, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> , <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Aeromonas hydrophila</i> , Rotavírus e outros vírus entéricos	Diarreia	Fezes humanas

Fonte: DANIEL (2001)

2.2 Desinfecção

A desinfecção é um processo de natureza corretiva e preventiva do tratamento de água que tem como objetivo garantir a eliminação ou inativação de organismos patogênicos remanescentes das etapas anteriores e de substâncias indesejáveis, podendo ocorrer por meio de agentes físicos e/ou químicos.

Os agentes químicos utilizados na desinfecção são elementos ou compostos que, devido ao seu caráter oxidante, apresentam a característica de destruir ou romper a parede celular e promover a difusão do desinfetante no interior das células, envolvendo a troca de elétrons entre espécies químicas reagentes, num processo de oxirredução. Os compostos químicos mais empregados no processo de desinfecção são o cloro e seus compostos, dióxido de cloro e o ozônio, além de bromo, iodo, peróxido de hidrogênio, ácido acético, permanganato de potássio e cloreto de bromo. A Tabela 2 apresenta os potenciais de oxidação de alguns agentes oxidantes utilizados na desinfecção (LIBÂNIO, 2008).

Tabela 2 – Potencial de oxidação de alguns desinfetantes

Composto	Fórmula	Potencial de oxidação (V)
Ozônio	O ₃	2,07
Dióxido de cloro	ClO ₂	1,91
Cloro	Cl ₂	1,36
Bromo	Br ₂	1,09
Iodo	I ₂	0,54

Fonte: LIBÂNIO (2008)

Os agentes físicos atuam através de sua energia de radiação, interferindo na biossíntese e na reprodução celular, neste contexto destacam-se a radiação UV, radiação gama, radiação solar e fervura a nível domiciliar (DI BERNARDO e DI BERNARDO, 2005).

A eficiência da desinfecção pode ser afetada pelas características do desinfetante, da água, do tipo de microrganismo que se deseja inativar e da unidade de tratamento em que o processo ocorrerá (METCALF e EDDY, 2016).

A turbidez afeta a eficiência da desinfecção, devido ao efeito-escudo, protegendo os microrganismos da ação do desinfetante. A presença de compostos inorgânicos como ferro e manganês também influencia na eficiência do processo, uma vez que o agente irá reagir com essas substâncias (LIBÂNIO, 2008). A temperatura interfere diretamente na velocidade de inativação. Estima-se que com a elevação de 10°C a taxa aumenta em 2 a 3 vezes (AZEVEDO NETTO e RICHTER, 1998).

A escolha do desinfetante deve levar em conta, o máximo de desempenho possível, menor custo, atender aos padrões de potabilidade vigente e produzir um residual, que favoreça seu monitoramento e que garanta a qualidade sanitária da

água, sem apresentar sabor, odor e efeito tóxico ao usuário, minimização da formação de subprodutos da desinfecção, substâncias organocloradas, que causam efeitos deletérios à saúde, tempo de contato razoável, considerando as variações das características da água (DI BERNARDO, 1993; HELLER e PÁDUA, 2006).

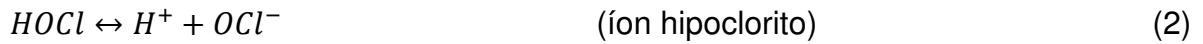
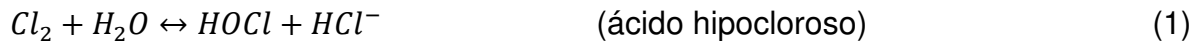
2.2.1 O uso do cloro como desinfetante

O desinfetante mais empregado no tratamento de água é o cloro, por ser facilmente disponível na forma gasosa, de fácil aplicação devido à sua alta solubilidade na massa de água, líquido (hipoclorito de sódio) ou sólido (hipoclorito de cálcio), barato, deixa residual em solução, de concentração facilmente determinável e protege o sistema de distribuição, sendo capaz de destruir a maioria dos microrganismos patogênicos. A grande desvantagem do cloro como desinfetante é a sua elevada capacidade de reagir com outros compostos e formar subprodutos da desinfecção, em altas concentrações e provocar sabor e odor na água (RICHTER, 2009; WHITE, 1992; CHEUNG e REIS, 2007).

No entanto, altas concentrações não são permitidas pela Portaria MS 2.914/2011, que recomenda o valor máximo de $2,0\text{mgCl}_2/\text{L}$ e o valor máximo permitido em $5,0\text{mgCl}_2/\text{L}$, a fim de minimizar os riscos inerentes ao uso do cloro, como na formação de subprodutos da desinfecção, e a proteção da qualidade da água na rede de distribuição devido a inserção de possíveis contaminantes ao longo de sua extensão.

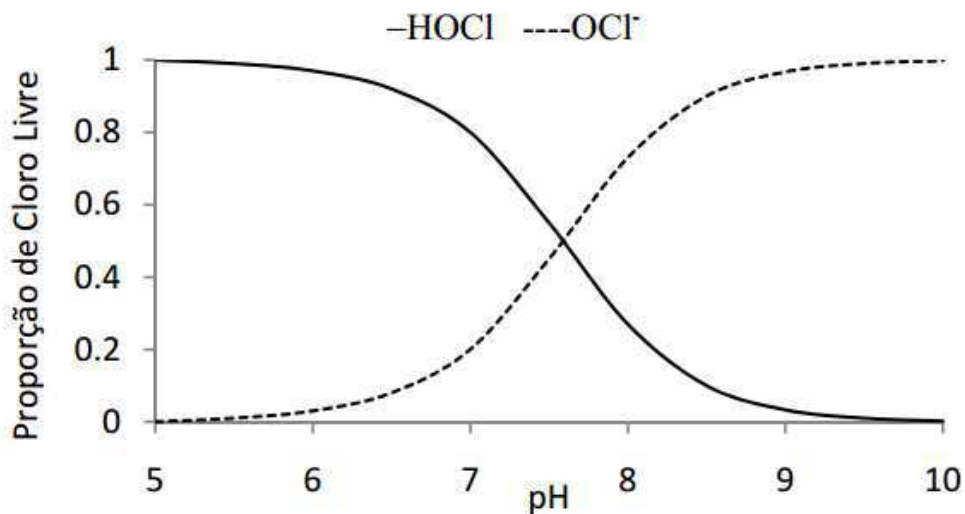
O cloro, na sua forma elementar, é um gás de coloração amarela esverdeada, de odor forte, formado por moléculas diatômicas, duas vezes mais pesada que o ar, tem massa específica 1,5 vezes maior que a da água e solubilidade de mais ou menos $7\text{g}/\text{m}^3$, não sendo encontrado na natureza em estado puro, obtido, principalmente, a partir da eletrólise do cloreto de cálcio em solução aquosa (RICHTER, 2009; AZEVEDO NETTO e RICHTER, 1998).

Na água, o cloro na forma de Cl_2 , reage formando o ácido hipocloroso (HOCl) e o íon hipoclorito (OCl^-). As reações de formação são descritas nas Equações (1) e (2) a seguir.



O somatório das frações de HOCl e OCl⁻ representa o cloro residual livre (CRL) presente na massa líquida e constitui um importante indicador de controle de qualidade de água de abastecimento. A eficiência de inativação do ácido hipocloroso é superior à do íon hipoclorito, dependendo diretamente do pH. O ácido hipocloroso é predominante em pH inferior a 5, apresentando uma maior dissociação e formação do íon hipoclorito para valores de pH superiores a 6, sendo o íon hipoclorito predominante em pH acima de 10. A prevalência dessas espécies em função do pH pode ser visualizada na Figura 1 (PIEREZAN, 2009).

Figura 1 – Prevalência do pH na quantidade relativa de HOCl e OCl⁻



Fonte: PIEREZAN (2009)

No processo de desinfecção da água com o cloro, é importante a garantia de uma quantidade residual a fim de que seja assegurada, em toda a rede, a integridade sanitária da água, porém o cloro não é seletivo, ou seja, irá reagir com outros compostos presentes na massa de água.

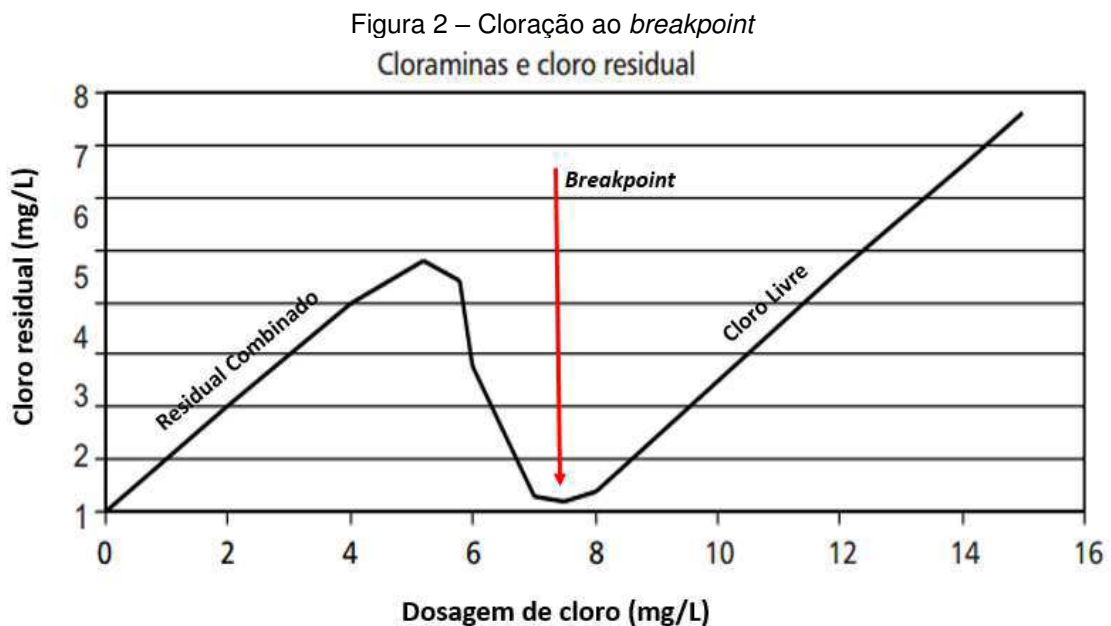
Na presença de compostos amoniacais o cloro livre reage formando composto clorados, denominados de cloraminas. A formação desses compostos depende do pH e da temperatura. Assim, o ácido hipocloroso reage com o nitrogênio amoniacal

formando as cloraminas (NH_2Cl), dicloraminas (NHCl_2) e tricloraminas (NCl_3), conforme descrito nas equações a seguir:



As frações de cloraminas presentes na água são denominadas de cloro residual combinado (CRC). Assim, o somatório das concentrações de CRL e CRC representa o cloro total disponível. Trimboli (2006) ressalta que o CRL apresenta 25 vezes mais ação desinfetante por ser mais ativo que o CRC.

Quando a desinfecção ocorre em água com compostos nitrogenados à medida em que o cloro é dosado ocorre um aumento na concentração de CRC até um máximo e, em seguida, ocorre uma redução até um mínimo, *breakpoint*, devido à oxidação das cloraminas, com consequente produção de compostos como óxidos de nitrogênio, HCL, N_2 , entre outros. A Figura 2 ilustra como ocorre a cloração ao *breakpoint*.



Fonte: Adaptado de DANIEL (2001)

A dosagem de cloro após o *breakpoint*, além de disponibilizar o desinfetante para uma maior eficiência na inativação dos microrganismos, assegura a

inobservância de sabor e odor nas águas de abastecimento, efeitos causados pela presença das cloraminas (DI BERNARDO e DI BERNARDO, 2005; LIBÂNIO, 2008).

A capacidade do cloro em reagir com diversas substâncias, formando substâncias indesejáveis com grande potencial para causar danos à saúde é um fator que promove a busca pela compreensão do seu comportamento no sistema de abastecimento (LEAL, 2012).

As reações com a matéria orgânica presente no meio, vêm se tornando uma preocupação constante, devido ao desconhecimento dos efeitos à saúde humana.

As reações que envolvem o cloro residual livre e os compostos orgânicos naturais são extremamente complexas, por apresentarem uma elevada diversidade de grupos funcionais aromáticos, carboxílicos, fenólicos, ligações duplas e triplas que são passíveis de serem atacadas pelo cloro. A formação de subprodutos da desinfecção pela reação entre o cloro e as águas naturais, envolve a quebra de determinadas moléculas substituindo-as pelo halogênio em sua estrutura molecular (FERREIRA FILHO e SAKAGUTI, 2008).

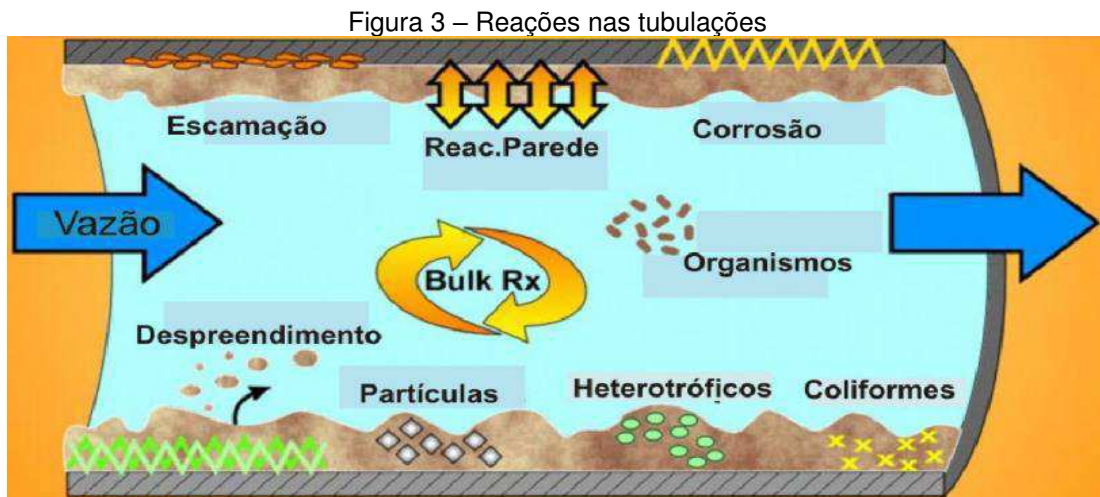
2.3 Decaimento de cloro em rede de distribuição

Devido às múltiplas razões do decaimento do cloro na rede de distribuição é necessário conhecer o processo de degradação do CRL, a fim de melhorar a gestão da qualidade da água na rede de distribuição.

Por ser uma substância não conservativa altamente reativa (CHEUNG e REIS, 2007; SALGADO, 2008), a concentração de cloro é reduzida com o tempo nos sistemas de abastecimento de água, devido às diferentes condições e características do sistema.

Fisher et al. (2011) aponta que o decaimento do cloro apresenta duas consequências indesejáveis, a primeira é a necessidade de uma dosagem elevada de cloro a fim de garantir ao usuário mais extremo do sistema um residual dentro das exigências. No entanto, essa dosagem elevada pode provocar reclamações por parte do usuário, com relação a sabor e odor na água, exigindo a necessidade de recloração em pontos intermediários do sistema para o controle desses eventos. Em segundo, o cloro pode reagir com matéria orgânica dissolvida criando subprodutos da desinfecção, conhecidos por serem prejudiciais à saúde humana.

O decaimento do cloro está relacionado à velocidade de escoamento, ao tempo de residência da água, diâmetro e material da tubulação e a reações com substâncias presentes no volume do escoamento (CLARK et al., 1995). As possíveis reações que ocorrem no interior das tubulações considerando-as como reatores, podem ser visualizadas na Figura 3.



Fonte: PIEREZAN (2009)

Pierezan (2009), ao abordar a tubulação como um reator (Figura 3), assume que o cloro ao entrar em uma extremidade, decai ao longo do percurso devido a reações com organismos e é consumido ao redor da parede da tubulação, ou em regiões próximas, devido ao material da tubulação, depósito de partículas e/ou presença de biofilme.

O consumo de cloro no volume de escoamento se dá por reações com substâncias orgânicas (ácidos húmicos e fúlvicos) e inorgânicas (amônia, ferro, manganês, sulfetos, nitritos e cianetos), reagindo de imediato com estes constituintes (WHITE, 1992). O decaimento no volume do escoamento independe do sistema de distribuição, mas sim da qualidade da água fornecida (FISHER et al., 2011).

Brant et al. (2004) apontam que, em muitos pontos do sistema, como pontas de rede e reservatórios mal projetados, diminuem a velocidade de escoamento da massa de água, promovendo um aumento do seu tempo de residência no sistema, formação de biofilme e de sedimentos, ocorrendo um maior consumo do cloro.

A demanda de cloro pela parede das tubulações se dá, principalmente, pelo material da tubulação, com depósito e biofilme (USEPA, 2001). O biofilme causa alguns problemas na rede de distribuição de água, como a redução da capacidade de

condução das tubulações, produz sabor e odor desagradáveis, além de causar corrosão, conseqüentemente, promove a redução do cloro residual presente na massa de água.

O desconhecimento do comportamento do CRL na rede de distribuição de água, leva gestores e operadores de sistemas de abastecimento recorrer a ferramentas de simulação. Com isso, para uma melhor confiabilidade é necessária a determinação dos parâmetros cinéticos de degradação de CRL na rede, sendo estes parâmetros de determinação complexa devido a inúmeros fatores que interferem no seu valor, como as características físicas da rede e da água.

2.4 Modelagem matemática da qualidade da água

2.4.1 Cinética química

A cinética química estuda a velocidade das reações de processos e os fatores que as influenciam, como temperatura, pressão e concentração dos reagentes, podendo ser aplicada em diversas áreas, como no tratamento de água.

A preocupação de como se processa a degradação da qualidade da água tem se tornado crescente, tendo em vista o fornecimento de água segura. Vários modelos têm sido propostos, tentando representar o comportamento do cloro, tomando como base a taxa de reação do cloro com substâncias dissolvidas e a taxa de consumo de cloro devido à transferência de massa no escoamento do líquido e a parede das tubulações (TRIMBOLI, 2006). Os modelos estudados para o decaimento do cloro em sistemas de distribuição seguem a reação global, descrita na Equação (6).



Essa reação engloba todas as reações que o cloro pode participar, cada uma caracterizada pela sua cinética e mecanismos particulares (PIEREZAN, 2009; VIEIRA et al., 2004). O *Cloro* representa todas as espécies de cloro presentes na massa líquida e *Reagentes* as substâncias que poderão reagir com as espécies de cloro, formando os *Produtos*.

Devido ao desconhecimento de todos os reagentes e das possíveis reações que podem ocorrer entre o cloro e essas substâncias, os modelos que tentam

descrever o comportamento do cloro, adotam aproximações e generalizações (TRIMBOLI, 2006). A partir da Equação (6) é obtida a Equação (7), que descreve a taxa de consumo do cloro.

$$\frac{dC}{dt} = -C^n(\text{Reagentes})^m \quad (7)$$

Onde C é a concentração do cloro, *Reagentes* é a concentração das substâncias que reagem com o cloro; dC/dt é a taxa de reação; k é a constante cinética de reação; n é a ordem da reação do cloro e m é a ordem da reação das substâncias.

Alguns dos principais modelos relatados na literatura para prever o decaimento do cloro estão resumidos na Tabela 3.

Tabela 3 – Principais modelos de decaimento do cloro

MODELO	DIFERENCIAL	INTEGRADA	PARÂMETROS AJUSTÁVEIS	
1ª Ordem	$-kC$	$C_0 e^{-kt}$	k	(8)
2ª Ordem	$-kCC_R$	$C_0(1 - R)/(1 - Re^{-u})$	R, u	(9)
Ordem n	$-kC^n$	$[k t (n - 1) + (1/C_0)^{(n-1)}]^{-\frac{1}{(n-1)}}$	k, n	(10)
1ª Ordem limitada	$-k(C - C^*)$	$C^* + (C_0 - C^*)e^{-kt}$	k, C^*	(11)
1ª Ordem paralela	$-k_1C_1 - k_2C_2$ com $C_{1,0} = C_0x$ $C_{2,0} = C_0(1 - x)$	$C_0xe^{-k_1t} + C_0(1 - x)e^{-k_2t}$	k_1, k_2, x	(12)

Fonte: Vieira et al. (2004)

Onde C é a concentração do cloro; C_0 é a concentração inicial do cloro; C_R é a concentração de todos os reagentes que podem reagir com o cloro; C^* é a concentração limite; k representa as constantes de decaimento; k_1 e k_2 representam as constantes de decaimento das reações rápidas e lentas, respectivamente; C_1 concentração de cloro que decai nas reações rápidas; C_2 concentração de cloro que

decai nas reações lentas; R , u são parâmetros de ajustes do modelo de segunda ordem; t é o tempo.

O modelo de primeira ordem supõe que as substâncias que reagem com o cloro sempre estão em excesso, enquanto que o de segunda ordem admite que a taxa de reação é proporcional às concentrações das substâncias envolvidas. O modelo de primeira ordem limitada supõe que uma fração de cloro não reage (VIEIRA e COELHO, 2003).

Trimboli (2006) observa que várias experiências realizadas comprovam que os modelos de primeira ordem são eficientes para a análise de qualidade da água em redes de abastecimento de água, devido a sua simplicidade, além de se ajustar bem aos dados. Porém, mostra deficiência em algumas situações como nas primeiras horas ou em longos períodos dos testes de decaimento (HUA et al., 1998; POWELL et al., 2000; CLARK e SIVAGANESAN, 2002).

Segundo TRIMBOLI (2006) os métodos de solução dos modelos de qualidade são divididos em dois grandes grupos: os métodos estacionários e os dinâmicos. Os métodos estacionários fixam as condições hidráulicas para toda a simulação, distribuindo espacialmente a qualidade da água em toda a rede de abastecimento, tendo uma representação de todos os pontos de entrada e saída para uma determinada condição hidráulica. Os métodos dinâmicos ou de período estendido, proporcionam realizar a análise de qualidade da água de uma série de intervalos de tempo, apresentando resultados mais confiáveis da modelagem de qualidade do que os modelos estacionários.

Os métodos numéricos mais conhecidos para encontrar a solução dos modelos dinâmicos são os Métodos de Euler e de Lagrange. O método de Euler divide a tubulação em pequenos volumes de controle fixos, interligados e registra as mudanças de fluxos através desses volumes. No método de Lagrange as mudanças são registradas nas parcelas do escoamento, utilizando o método dirigido pelo tempo (TDM) ou o dirigido pelo evento (EVM) (ROSSMAN, 1994).

Em estudos realizados por Rossman e Boulos (1996), nos quais foram aplicados vários métodos, o de Lagrange foi o que levou a melhores resultados, sendo este método o utilizado pelo software EPANET 2.0, desenvolvido por Rossman, o qual será utilizado nesse trabalho.

2.4.2 Modelagem da qualidade

Modelos de qualidade da água que simulam decaimento de cloro são ferramentas valiosas para a gestão de cloro residual. Tais modelos são atualmente utilizados para a otimização de dosagem, instalações de cloração, localização e previsão de locais críticos onde o cloro pode decair para níveis ineficazes (MONTEIRO *et al.*, 2014).

Rossman *et al.* (1994) desenvolveu um modelo de primeira ordem de decaimento do cloro ao longo das tubulações, baseado numa equação de conservação de massa unidimensional. Nesse modelo, assumiu-se que as reações que ocorrem na parede são afetadas pela taxa com que o cloro é transportado do volume do escoamento para a parede, através de um coeficiente de transferência de massa, adequando o regime do fluxo para representar esse efeito, conforme a Equação 13.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - k_b C - \frac{k_f}{r_h} (C + C_w) \quad (13)$$

Onde C é a concentração de cloro na massa do escoamento; t o tempo; u é a velocidade do escoamento na tubulação; x a distância ao longo da tubulação; k_b coeficiente de reação no volume do escoamento; k_f o coeficiente de transferência de massa; r_h raio hidráulico da tubulação e C_w a concentração de cloro na parede da tubulação.

O lado esquerdo da Equação (13) representa a variação da concentração de cloro na seção da tubulação. O primeiro termo do lado direito da Equação (13) se refere ao fluxo advectivo do cloro, uma vez que a dispersão pode ser negligenciada em condições típicas de operação do sistema. O segundo termo representa o decaimento da concentração do cloro seguindo uma cinética de primeira ordem e o terceiro termo representa o transporte do cloro da massa do escoamento para a parede. O inverso do raio hidráulico representa a área específica disponível para a reação (LEAL, 2012).

Admitindo que a reação do cloro com a parede da tubulação (k_w), com relação à concentração na parede (C_w) seja de primeira ordem, considerando que não há

acúmulo (a reação se processa à mesma taxa com que o cloro é transportado para a parede), o balanço de massa na parede resulta na Equação 14.

$$k_f(C - C_w) = k_w C_w \quad (14)$$

Onde k_w tem unidade igual a comprimento/tempo. Colocando a Equação 14 em função do C_w e substituindo-a na Equação 13, obtêm-se a Equação 15 a seguir.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - k_b C - \frac{k_w k_f C}{r_h(k_w + k_f)} \quad (15)$$

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

$$k_f = Sh \frac{D}{d} \quad (16)$$

Onde D é a difusão molecular da espécie a ser transportada (comprimento²/tempo) e d é o diâmetro da tubulação.

O número de Sherwood pode ser obtido para regime laminar através da Equação (17) e para regime turbulento com base na correlação empírica de Nothher e Sleicher (1971), conforme descrito na Equação 18 (ROSSMAN, 2000).

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668(d/L) Re Sc}{1 + 0,04[(d/L) Re Sc]^{2/3}} \quad (\text{Regime laminar}) \quad (17)$$

$$Sh = 0,0149 Re^{0,88} Sc^{1/3} \quad (\text{Regime turbulento}) \quad (18)$$

Onde Re é o número de Reynolds; L o comprimento da tubulação; d é o diâmetro da tubulação e Sc é o número de Schmidt.

Os números de Reynolds e de Schmidt podem ser obtidos pelas Equações 19 e 20, respectivamente.

$$Re = \frac{ud}{\nu} \quad (\text{Número de Reynolds}) \quad (19)$$

$$Sc = \frac{\nu}{D} \quad (\text{Número de Schmidt}) \quad (20)$$

Onde u é a velocidade média do escoamento (m/dia); ν é a viscosidade cinemática da água (m²/dia) e D é a difusão molecular do cloro na água (ROSSMAN, 2000).

A equação da conservação da massa para o i -ésimo trecho é dada pela Equação 21.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x_i} + K_i C_i \quad (21)$$

Onde i indica a i -ésima tubulação da rede; K o coeficiente de reação global, que pode ser estabelecido pela Equação 22, englobando os coeficientes de reação no volume do escoamento (k_b) como o de reação com a parede da tubulação (k_w), o raio hidráulico (r_h) e o coeficiente de transferência de massa (k_f) no trecho i .

$$K = k_b + \frac{k_w k_f}{r_h (k_w + k_f)} \quad (22)$$

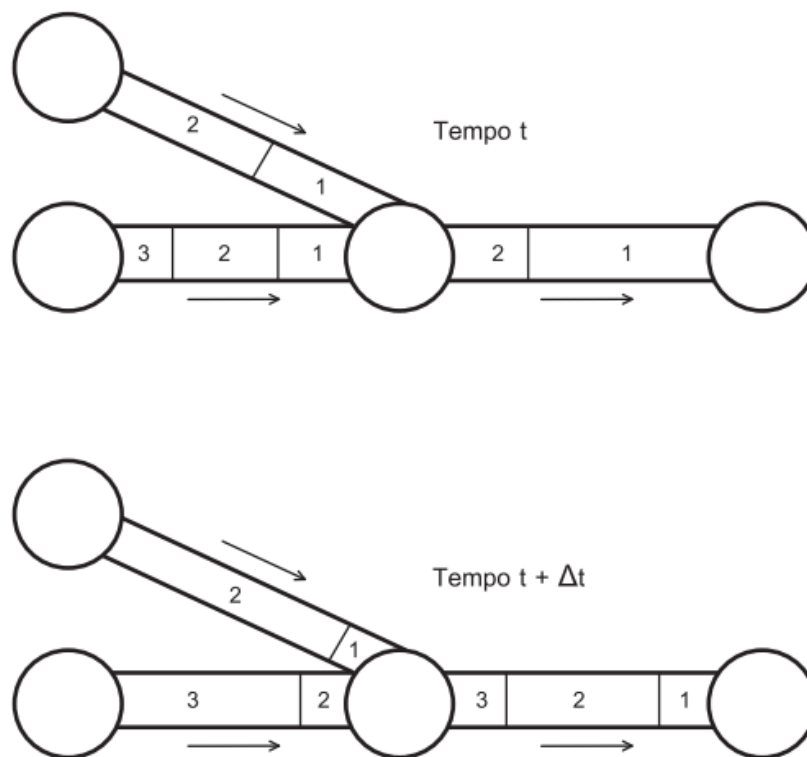
2.4.3 EPANET 2.0 aplicado à modelagem da qualidade da água

O EPANET 2.0 é um programa computacional desenvolvido pelo *National Risk Management Research Laboratory*, um dos laboratórios da USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), que permite executar simulações estáticas e dinâmicas do comportamento hidráulico e de qualidade em redes pressurizadas, servindo como uma importante ferramenta de apoio à análise de sistemas de distribuição, melhorando a compreensão do transporte e o destino das substâncias contidas na água de abastecimento humano, auxiliando em uma melhor gestão do sistema de abastecimento (ROSSMAN, 2000).

O programa permite a construção do modelo de rede completo, sendo um conjunto de trechos ligados a nós. Os trechos representam as tubulações, bombas e válvulas de controle e os nós representam conexões, reservatórios de níveis fixo e variável.

O Módulo de qualidade do EPANET utiliza o Modelo Lagrangeano que modela a água em segmentos que se deslocam nas tubulações e se misturam nos nós, em intervalos de cálculo fixos (ROSSMAN, 2000). Os tamanhos desses segmentos são alterados à medida que o tempo avança, como pode ser visualizado na Figura 4.

Figura 4 – Comportamento dos segmentos pelo Método Lagrangeano



Fonte: ROSSMAN (2000)

Conforme apresentado na Figura 4, à medida que o tempo avança o tamanho do segmento a montante aumenta com a entrada de água, havendo uma diminuição de mesma magnitude no segmento mais a jusante à medida que a água sai da tubulação e os segmentos intermediários permanecem inalterados.

O EPANET utiliza uma série de equações para obter uma solução de qualidade da água baseando-se nos princípios da conservação de massa junto com as leis da cinética química. Substâncias dissolvidas são transportadas ao longo de uma tubulação com a mesma velocidade média e sujeitas a taxas de reação, tanto de

consumo (decaimento) como de formação (crescimento), tanto na parede quanto na massa líquida. O modelo proposto pelo software desconsidera a dispersão longitudinal, admitindo apenas o transporte advectivo, conforme a Equação 23 (ROSSMAN, 2000).

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + r(C_i) \quad (23)$$

Onde C_i é a concentração (massa/volume) na tubulação i em função da distância x e do tempo t ; u_i é a velocidade média do escoamento (comprimento/tempo) na tubulação i ; r é taxa de reação (massa/volume/tempo) que depende da concentração.

Assume-se que a mistura de águas nos nós da rede é completa e instantânea, provenientes de duas ou mais tubulações. Assim sendo, a concentração de uma substância na saída de um nó é obtida através de um balanço de massa, resultando na Equação 24:

$$C_{i|x=0} = \frac{\sum_{j \in l_k} Q_j C_{j|x=L_j} + Q_{k,ext} C_{k,ext}}{\sum_{j \in l_k} Q_j + Q_{k,ext}} \quad (24)$$

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

O EPANET permite a representação de dois tipos de reservatórios, com nível fixo (RNF) e nível variável (RNV), como origem ou sumidouros de água externos ao sistema (LEAL, 2012). O modelo de mistura desses reservatórios varia dependendo do seu tipo e de sua operação. Os principais modelos são o de mistura completa, mistura de dois compartimentos, escoamento em êmbolo FIFO (*First In First out*) e o escoamento em êmbolo LIFO (*Last In First out*).

É conveniente admitir que nos RNFs e RNVs ocorra mistura completa, tornando-se uma hipótese razoável para RNFS que operam em condições de enchimento e esvaziamento com fluxo suficiente (ROSSMAN, 2000).

Em condições de mistura completa em RNVs a concentração de uma determinada substância é resultante da mistura entre o conteúdo do reservatório e a vazão que entra. Dessa forma, a concentração interna pode ser alterada por reações de decaimento ou crescimento, fenômeno este representado pela Equação (25).

$$\frac{\partial(V_s C_s)}{\partial t} = \sum_{i \in I_s} Q_i C_i|_{x=L_i} - \sum_{j \in O_s} Q_j C_s + r(C_s) \quad (25)$$

Onde V_s é o volume armazenado no instante t ; C_s é a concentração na estrutura de armazenamento; I_s é o conjunto de trechos que fornecem vazão à estrutura de armazenamento; O_s é o conjunto de trechos que recebem vazão da estrutura de armazenamento.

Enquanto uma substância é transportada através de tubulações ou permanece num RNV, pode reagir com outros constituintes químicos presentes no volume do escoamento, podendo a taxa de reação dessas substâncias ser estimada pela Equação 26.

$$r_b = k_b C^n \quad (26)$$

Onde r_b é a taxa de reação; k_b é coeficiente de reação no volume do escoamento; n a ordem da reação e C a concentração da substância.

Rossmann (2000) enfatiza que esse modelo pode ser utilizado para modelar o comportamento de diversas substâncias como o decaimento de cloro residual livre, e o crescimento de subprodutos da desinfecção, tal como os trihalometanos.

Durante o transporte de uma determinada massa líquida em tubulações, as substâncias presentes na massa, como o cloro, podem se deslocar para a parede das tubulações reagindo com matérias, como os produtos de corrosão ou biofilme presentes junto à parede das tubulações.

A taxa de reação na parede das tubulações considerando a transferência de massa entre água e a tubulação é expressa pela Equação (27).

$$r_w = \frac{2k_w k_f C}{R(k_w + k_f)} \quad (27)$$

Onde r_w é a taxa de reação na parede da tubulação; k_w é o coeficiente de reação na parede (comprimento/tempo); k_f é o coeficiente de transferência de massa (comprimento/tempo) e R o raio da tubulação.

2.5 Determinação dos coeficientes cinéticos de decaimento do cloro

A reação de decaimento do cloro no volume do escoamento é devida à sua reação com substâncias, incluindo matéria orgânica dissolvida, que permanecem na massa de água após o tratamento, dependendo das características químicas da água. O decaimento com a parede da tubulação é devido à reação de cloro com a parede do tubo, o biofilme que cresce nele e produtos de corrosão e outras partículas que aderem a ela, dependendo das características da rede de distribuição (FISHER et al., 2011).

Assim, para se obter um modelo que represente bem o decaimento do cloro na rede de distribuição, é necessária a determinação desses coeficientes ao longo de toda rede, tendo em vista que irão variar de acordo com as características encontradas.

Para a determinação desses coeficientes não se tem um método padronizado para sistemas de abastecimento. Silveira (1996) menciona que não há um método direto e geral para avaliar as constantes de velocidade da reação, ou a ordem das mesmas, apontando apenas para ferramentas e métodos de análise, como o método das tentativas e erros. Leal (2012) observa que, para um melhor ajuste, combinando-se a determinação das concentrações observadas em campo, a determinação do parâmetro em laboratório e o uso de um modelo matemático para confirmar se os parâmetros obtidos em laboratório permitem representar dados reais. A estimativa dos parâmetros é realizada com base na minimização do desvio entre os valores observados em campo e os simulados.

Os parâmetros de decaimento no volume do escoamento são determinados com base num método laboratorial chamado de teste da garrafa ou *bottle test* (CHEUNG, 2006). Esse método consiste na coleta de amostras de águas na rede, acondicionamento em frascos âmbar, mantendo-as sob condições controladas de temperatura e luminosidade e posterior determinação das concentrações de cloro residual livre em períodos regulares de tempo.

Rossmann (2000) propõe a determinação da constante k_b para reações de primeira ordem por meio da declividade da linha reta do gráfico dos valores de $\text{Log}(C_t/C_0)$ em função do tempo. Ele ainda relata que esses coeficientes, usualmente, crescem com o aumento da temperatura.

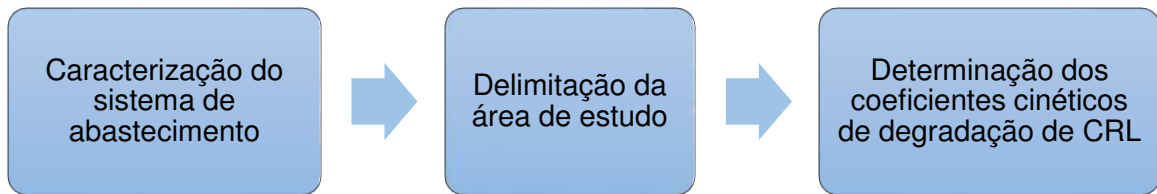
Para a determinação do coeficiente de decaimento com a parede da tubulação é utilizado o método da tentativa e erro, com base em pesquisas em sistemas semelhantes ou pela diferença entre o coeficiente de decaimento global e o coeficiente de decaimento no volume do escoamento (HALLAN et al., 2002; ROSSMAN, 2000).

O coeficiente de decaimento com a parede pode assumir valores entre 0 e no máximo 1,5m/dia para reações de primeira ordem (ROSSMAN, 2000), podendo ser considerado nulo para sistemas nos quais é dosado políortofosfato na água, visando neutralizar as reações com as paredes devido à formação de uma película (LEAL, 2012).

3 METODOLOGIA

A execução da pesquisa foi realizada conforme as etapas esquematizadas na Figura 5, de caracterização do sistema de abastecimento, de delimitação da área de estudo, e de determinação dos coeficientes cinéticos de degradação de cloro residual livre, determinados por meio de análises laboratoriais e simulações computacionais.

Figura 5 – Etapas da pesquisa

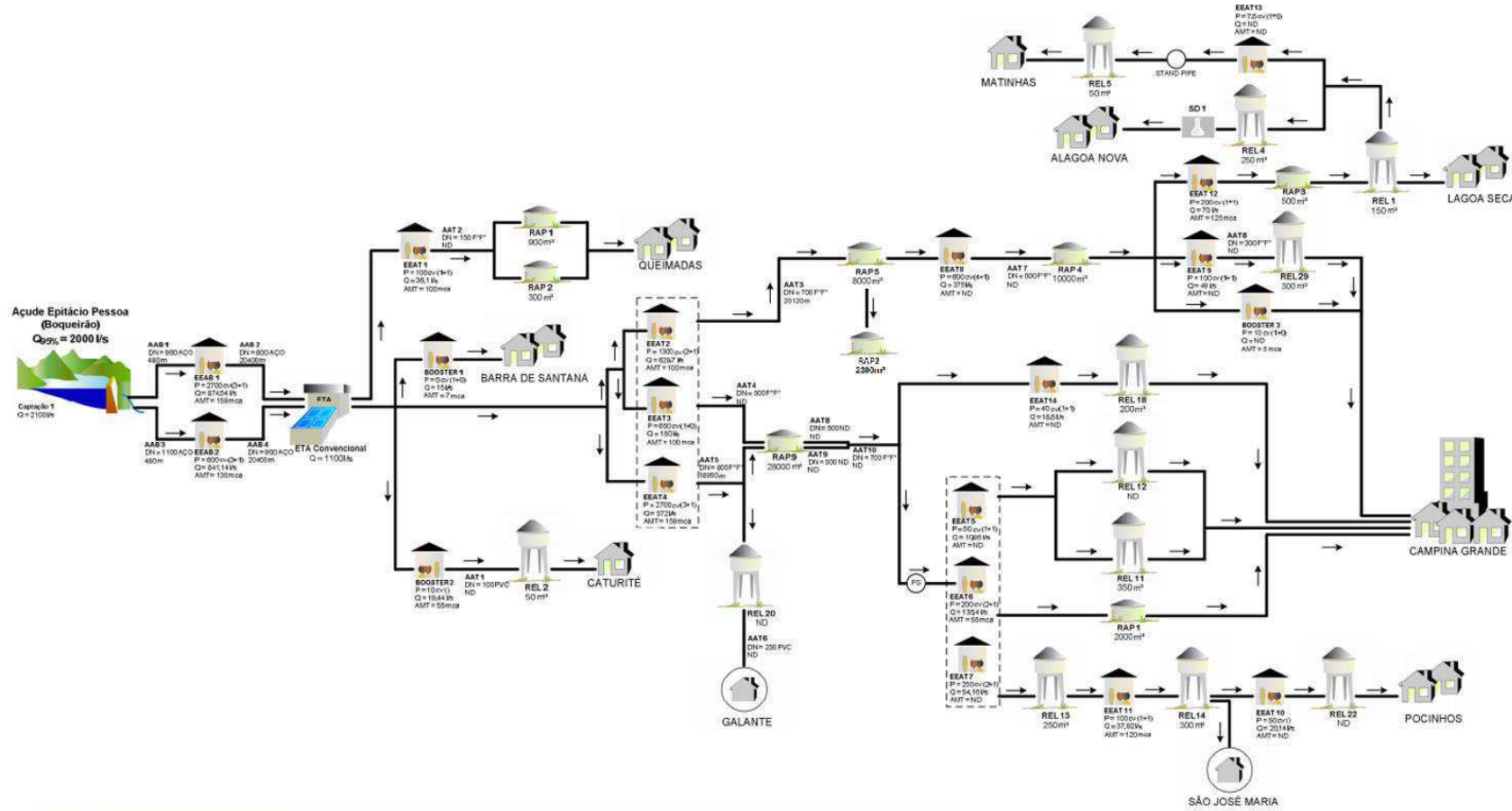


3.1 Caracterização sistema de abastecimento de água de Campina Grande

O sistema de abastecimento de água de Campina Grande (SAACG) é constituído pelo manancial superficial, Epitácio Pessoa, sistema adutor de água bruta, estações elevatórias de água bruta e tratada (EEAB e EEAT), ETA-Gravatá, o sistema adutor de água tratada composto por quatro adutoras, responsáveis por transportar a água tratada pela ETA até os principais reservatórios de distribuição de água (Figura 6).

O SAACG é operado pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), empresa estadual de economia mista que tem sua estrutura organizacional dividida em quatro diretorias (administrativa financeira, operação e manutenção, comercial, expansão) e que dispõem de órgãos de apoio técnico chamados de gerências e suas respectivas subgerências, sendo a gerência regional da Borborema (GRBO) responsável pela operação do SAACG e dos sistemas de mais 72 cidades (MENESES, 2011).

Figura 6 – Representação esquemática do sistema de abastecimento de água de Campina Grande



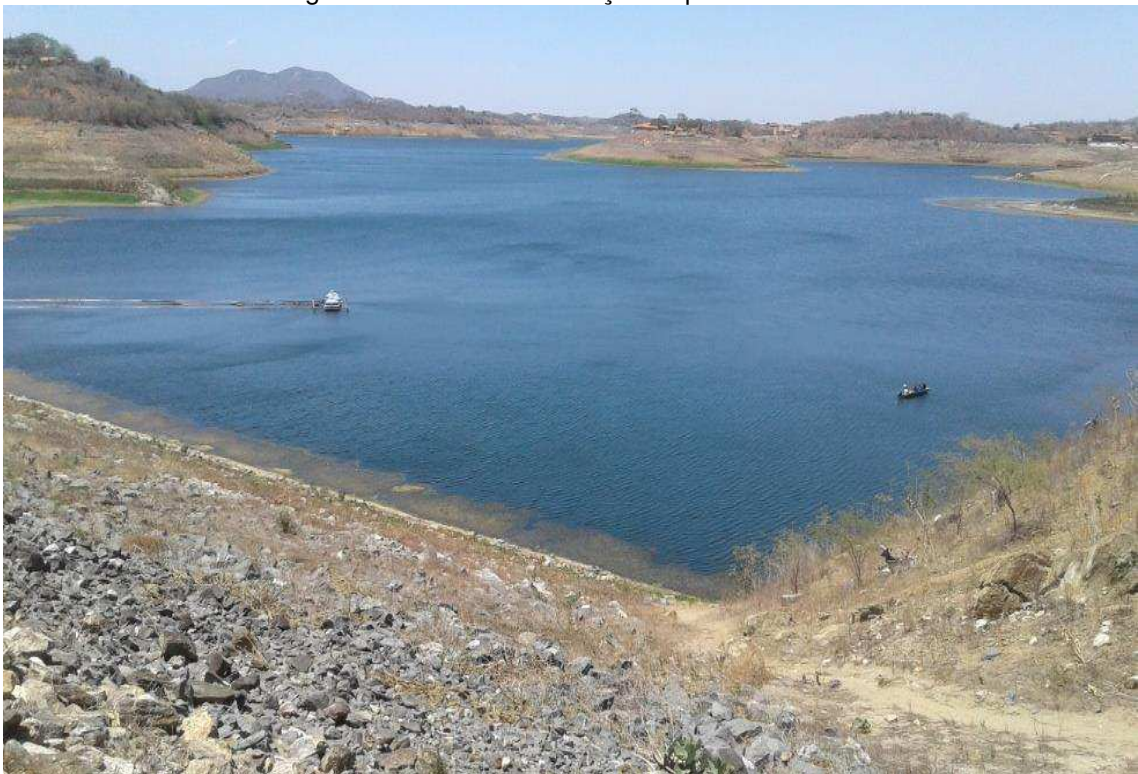
POPULAÇÃO URBANA (hab)	SISTEMA PRODUTOR	TIPOS DE CAPTAÇÃO	SITUAÇÃO	SISTEMA INTEGRADO CAMPINA GRANDE		Nº
<ul style="list-style-type: none"> Bairro/Distrito/Povoado Até 5.000 De 5.000 a 50.000 	<ul style="list-style-type: none"> Adutora Estação Elevatória Estação de Tratamento de Água Reservatório Dessalinizador 	<ul style="list-style-type: none"> Captação Fio d'Água Barragem/Açude Poço 	<ul style="list-style-type: none"> Bateria de n poços Chafariz Carro pipa 	SISTEMA INTEGRADO CAMPINA GRANDE Município VÁRIOS Estado PARÁIBA Data 19/09/2009		Nº 0000
				consórcio ENGECORPS GEORAMBIENTE Grupo de Engenharia Consultoria Ltda.		Fonte CAGEPA

Fonte: Nascimento (2016)

3.1.1 Manancial

O Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) é responsável pelo gerenciamento do manancial que abastece o SAACG, açude Epitácio Pessoa (Figura 7), popularmente chamado de Boqueirão, que tem capacidade atual de acumulação de 411.686.287 m³ (AESAs, 2017).

Figura 7 – Vista Geral do açude Epitácio Pessoa



Nos últimos anos a bacia de contribuição do açude vem enfrentando uma seca prolongada, resultando no esvaziamento do mesmo, devido a demandas para consumo humano, agrícola e industrial e alta taxa de evaporação característica da região semiárida.

A evolução histórica do volume armazenado nos últimos 10 anos do referido açude é ilustrada na Figura 8. Como pode ser observado, desde os últimos meses de 2011 o açude encontra-se em um processo de esvaziamento contínuo, tendo atingido, no final de 2015, o volume mínimo de operação de cerca de 13% do volume total da sua capacidade de armazenamento, correspondendo ao seu volume morto ou volume intangível. Segundo a AESA (2017), atualmente, o reservatório encontra-se em situação precária sendo operado com 3,6% do seu volume total.

Figura 8 - Evolução do volume de armazenamento do manancial Epitácio Pessoa nos últimos 10 anos



Fonte: AESA (2017)

3.1.2 Captação e sistema de adução de água bruta

Em condições normais de operação a captação é realizada pela descarga de fundo da barragem, através de uma tubulação de aço de 1500mm, dividindo-se em outras duas de 1100 e 900mm, ambas em aço (MENESES, 2011, NASCIMENTO, 2016).

A jusante do manancial está situada a Estação Elevatória de Água Bruta (EEAB-Boqueirão), subdividida em duas unidades, que recalcam água através das adutoras de 900mm e 800mm, ambas em aço, com aproximadamente 22 km de extensão cada uma (MENESES, 2011). Cada elevatória opera com 4 conjuntos moto-bomba sendo um conjunto reserva, conduzindo uma vazão média de 1,3m³/s de água bruta para a ETA-Gravatá (NASCIMENTO, 2016).

Atualmente, devido à captação pela tomada de fundo não ser mais tecnicamente viável, em consequência do baixo nível de água do manancial, foi necessária a instalação de um sistema de captação flutuante do volume intangível.

O sistema (Figura 9) é composto por 3 bombas flutuantes com vazão de 1.250m³/h, motores de 200CV, ligados a tubos de material flexível (PEAD) que suportam a variação do nível no reservatório.

Figura 9 – Sistema de captação flutuante



A vazão captada é direcionada a barriletes de chegada (Figura 10), compostos por equipamentos de proteção (válvulas de retenção, registros, ventosas) contra golpes de aríete e recebendo a vazão recalçada pelas bombas flutuantes que dissipam parte da energia. Em seguida, a vazão aduzida é encaminhada à torre de equilíbrio (Figura 11) do sistema de captação flutuante, que funciona como sistema de reserva e como zona de transição entre o trecho de recalque e o trecho por gravidade que encaminha a água para EEAB-Boqueirão, através das adutoras descritas anteriormente.

Figura 10 – Barriletes de chegada do sistema de captação flutuante

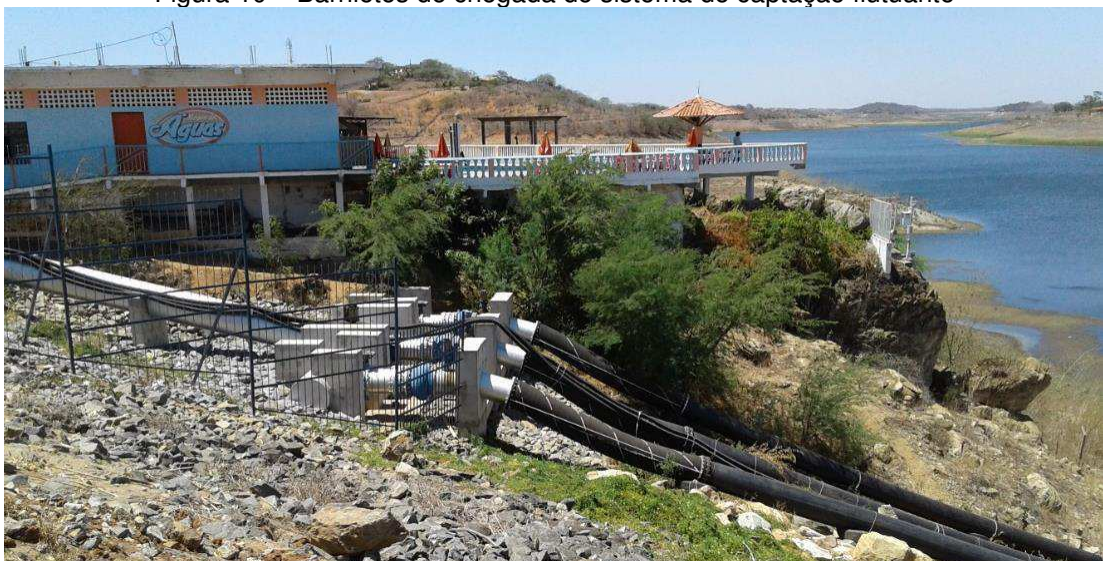


Figura 11 – Torre de equilíbrio do sistema de captação flutuante



3.1.3 Tratamento da água

O tratamento da água do SACG é realizado pela ETA-Gravatá, localizada no município de Queimadas, cerca de 21 km de Campina Grande. A ETA é do tipo convencional, contendo uma calha Parshall, flocladores mecânicos, decantadores convencionais de fluxo horizontal, filtros de gravidade, tanque de contato de cloro e casa de química completa, e tem capacidade para tratar 1,5 m³/s (MENESES, 2011). A Tabela 4 apresenta as características das unidades da ETA-Gravatá.

Tabela 4 – Características das unidades de tratamento da ETA-Gravatá

Vazão	Floculador	Decantador	Filtros	Tanque de contato
1500 l/s	Mecânico com 8 câmaras; volume total de 1.341,20 m ³	Convencional de fluxo horizontal com 6 unidades; Área total de 6.730 m ²	Dupla camada com 11 unidades; Área total de 475 m ²	Uma câmara; Volume total de 4.000 m ³

Fonte: MENESES (2011)

3.1.4 Sistema de adução de água tratada

Após o tratamento a água é recalçada para Campina Grande através de duas elevatórias, localizadas junto à ETA-Gravatá, da primeira elevatória partem duas adutoras de aço de 500 e 700mm e da segunda elevatória parte uma adutora de ferro fundido de 800mm de diâmetro (MENESES, 2011).

As adutoras transportam a água tratada para os dois principais reservatórios do SAACG, R9 e R5, sendo que, no decorrer dessas, existem algumas derivações. Na adutora de 500mm a água é conduzida para o R9, com derivações nos bairros da Catingueira, Cidades, Catolé de Zé Ferreira e Conjunto Nenzinha Cunha Lima. Na adutora de 800mm, a água também é direcionada ao R9 havendo derivações para o Distrito Industrial de Queimadas, Bairro Ligeiro, indústrias ao longo da alça sudoeste e para a fábrica da COTEMINAS, com possibilidade de atender o distrito de Galante. Já na de 700mm, o volume de água é conduzido para os reservatórios R9 e R5, atendendo aos Distrito Industriais de Campina Grande e Galante (Ibid.).

3.1.5 Reservatórios de distribuição

O SACG tem 29 reservatórios, alguns desativados, sendo o R9 e o R5 os principais reservatórios do sistema, responsáveis pela distribuição da água proveniente da ETA-Gravatá para as demais regiões (MENESES, 2011; LEAL, 2012).

O R9 (Figura 12) é um reservatório do tipo apoiado, localizado no bairro Santa Rosa, com capacidade de reserva de 29.000 m³ de água, com níveis máximo e mínimo de 554 e 548,5 m, respectivamente. Abastecido pelas adutoras de 500 e 800mm e pela derivação da adutora de 700mm, é responsável pelo abastecimento das Zonas de Pressão A e D da rede de distribuição do SACG (ibid.).

Figura 12 – Detalhe do reservatório R9



O R5 (Figura 13) é um reservatório do tipo semi-enterrado, localizado no bairro da Prata, com capacidade de reserva de 8.000m³, com níveis máximo e mínimo de 567 e 563 m, respectivamente. Responsável pelo abastecimento das zonas de pressão B e C da rede de distribuição do SAACG, recebe água exclusivamente da

adutora de 700mm. Além de ter o papel de reservatório de distribuição, desempenha a função de poço de sucção (Ibid.).

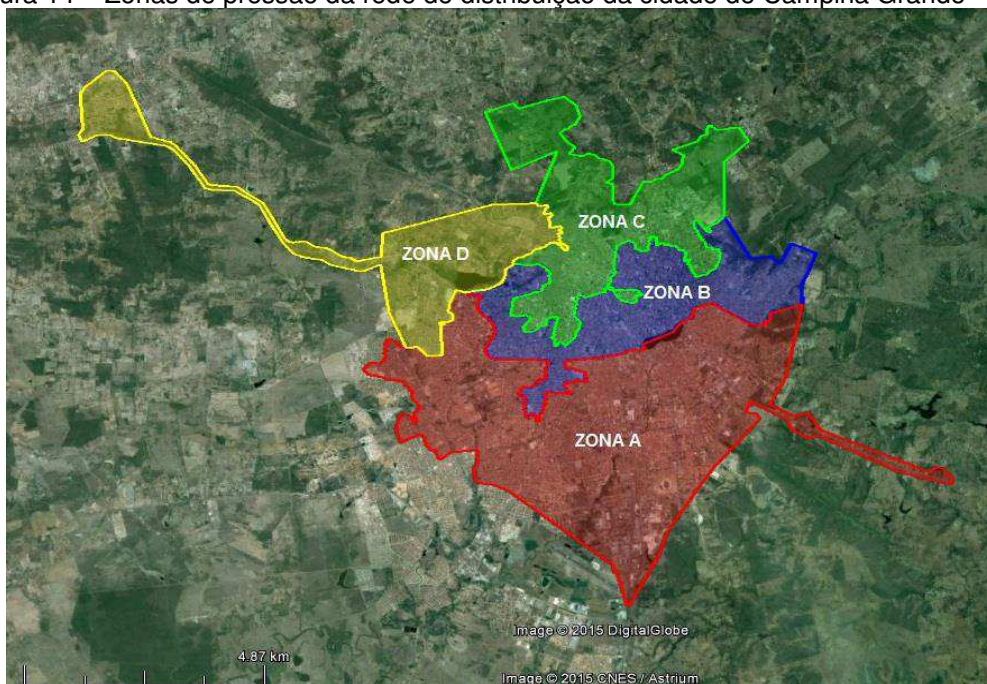
Figura 13 - Detalhe do reservatório R5



3.1.6 Rede de distribuição

Devido à topografia da cidade de Campina Grande apresentar grandes variações de altitude, no projeto elaborado em 1980 pela firma ACQUAPLAN, a rede de distribuição de água foi dividida em quatro zonas de pressão, denominadas de A, B, C e D (MENESES, 2011). A configuração dessas zonas pode ser visualizada na Figura 14.

Figura 14 – Zonas de pressão da rede de distribuição da cidade de Campina Grande – PB.



Fonte: NASCIMENTO (2016)

As localidades atendidas pelas zonas de pressão e seus respectivos números de economias estão descritos na Tabela 5. Sobre as zonas B e C, Nascimento (2016) ressalta que, apesar de terem seus limites bem definidos, não há separação de fato entre essas zonas.

Tabela 5 – Descrição das zonas de pressão do SACG.

ZONA	LOCALIDADES	NÚMERO DE ECONOMIAS
A	Quarenta, Liberdade, Cruzeiro, Santa Rosa, Jardim Paulistano, Catolé, Mirante, José Pinheiro, Malvinas, Presidente Médici e Distrito Industrial.	97.315
B	Centro, Santo Antônio, São José, Prata, Centenário, Lauritzen, Monte Castelo, Prata, Monte Santo, Castelo Branco, Nova Brasília, Jardim Tavares, Conceição, Pedraal. Coniunto dos Professores.	33.628
C	Alto Branco, Juracy Palhano, Nações, Cuités, Palmeira, o distrito de Jenipapo e cidades de Lagoa Seca, Alagoa Nova, São Sebastião de lagoa de Roça e Matinhas.	29.996
D	Jeremias, Bodocongó, São Januário, Severino Cabral, Lagoa de Dentro, São José da Mata, zona rural de São José da Mata e a cidade de Pocinhos.	20.514
TOTAL		180.453

Fonte: NASCIMENTO (2016)

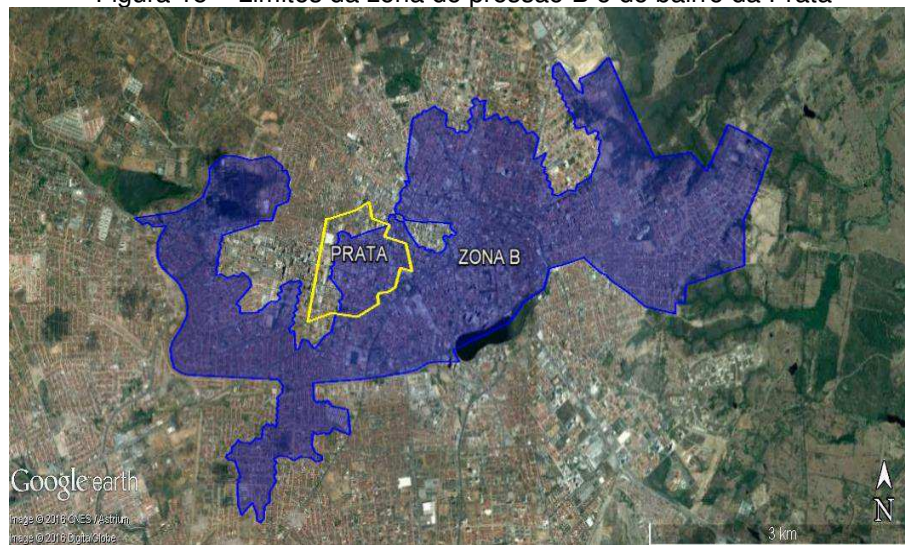
Segundo Meneses (2011), o material empregado na rede de distribuição é de cimento amianto e de ferro fundido para trechos mais antigos e de PVC para trechos mais recentes, tendo um comprimento total de 1.350.821,57 metros.

3.2 Delimitação da área de estudo

A área de estudo deste trabalho é a rede de distribuição de água que faz parte do sistema de abastecimento de Campina Grande (7° 13' 17" Sul 35° 52' 24" Oeste), tipicamente uma cidade de médio porte, e que dista cerca de 120 km da capital do estado da Paraíba, sede do município homônimo, localizado no Agreste Paraibano na região do Planalto da Borborema. Segundo IBGE (2017), o município de Campina Grande possui uma população estimada de 407.754 habitantes, ocupa uma área de 593,026 km², e tem densidade demográfica de 648,31 hab/km².

A pesquisa foi realizada na rede de distribuição de água do bairro da Prata, localizado na Zona de Pressão B, conforme ilustrado na Figura 15.

Figura 15 – Limites da zona de pressão B e do bairro da Prata



Fonte: Adaptado do *Google Earth*

A Zona de Pressão B apresenta o mesmo perímetro da zona de qualificação urbana definida pelo Plano Diretor/2006, abrangendo os bairros mais centrais da cidade e possui infraestrutura instalada e dinâmica de crescimento urbano associado à verticalização. A população residente nesta zona é de aproximadamente 80.000 habitantes, distribuídos em 14 bairros (Centro, Quarenta, Conceição, Jardim Tavares, Santo Antônio, São José, Prata, Centenário, Lauritzen, Monte Santo, Pedregal, Castelo Branco, Monte Castelo e Nova Brasília) localizados em uma área de 10,1 km² e compreendendo 33.650 economias (NASCIMENTO, 2016).

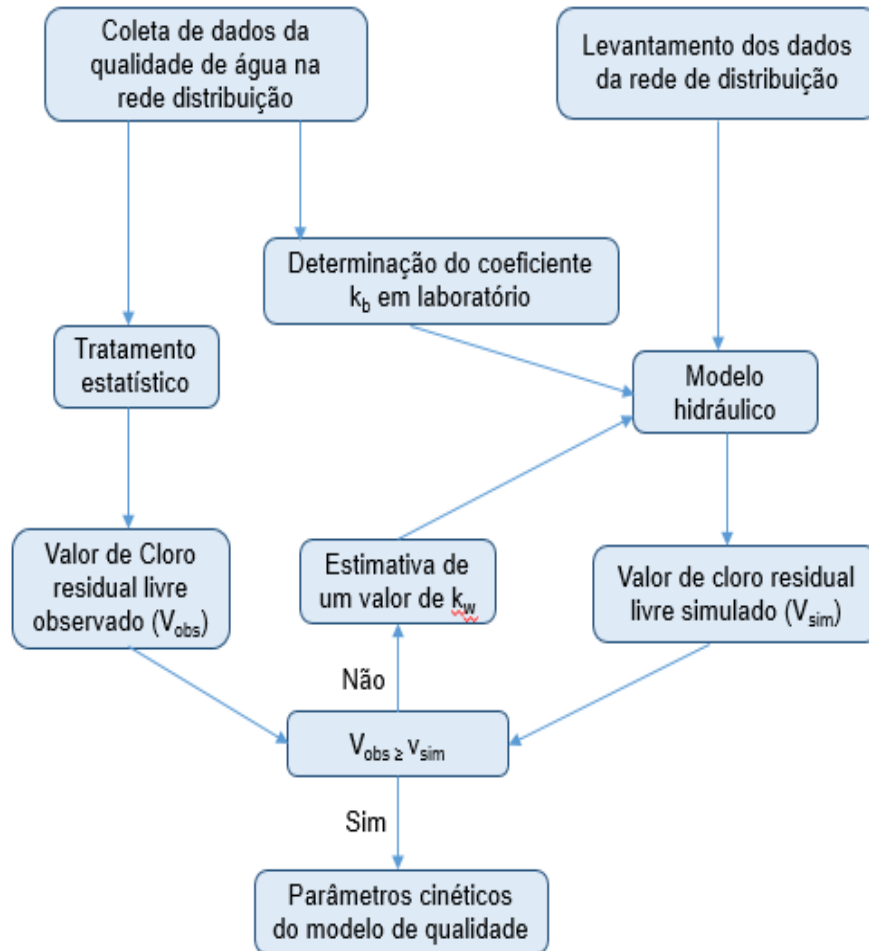
A rede de distribuição de água desta zona possui 170 km de canalizações, constituídas por 46,7% de PVC, 34,9% de cimento amianto e 18,4% de ferro fundido e é abastecida pelo reservatório R5 que redistribui água para os reservatórios, R2 e R4 (Ibid.).

O bairro da Prata, cenário desta pesquisa, é localizado na zona oeste da cidade de Campina Grande, sendo um dos bairros mais antigos da cidade. Com infraestrutura instalada, concentra vários centros médicos, hospitais, escolas, igrejas, além de abrigar umas das maiores feiras da cidade, Feira da Prata, onde comerciantes regiões adjacentes vêm aos domingos vender seus produtos. Está situado em uma área de 761.621 m² e contempla uma população de 8507 habitantes, entre residentes e flutuantes (NASCIMENTO et al., 2016). A sua rede de distribuição de água é composta por tubulações de cimento amianto e PVC com diâmetros variando entre 50 e 100mm, sendo abastecida diretamente pelo reservatório R5.

3.3 Determinação dos coeficientes cinéticos de degradação de cloro residual livre

De forma geral, a determinação dos coeficientes cinéticos de degradação de cloro residual livre seguiu as etapas utilizadas por Leal (2012), conforme apresentado na Figura 16.

Figura 16 – Etapas de determinação dos coeficientes cinéticos



Fonte: Adaptado de Leal (2012)

Foram selecionados seis trechos de tubulações da rede de distribuição de água, no bairro da Prata, constituídos de materiais e diâmetros variados de forma que fossem representadas as diversidades de tubulações existentes na rede para a determinação do coeficiente cinético (k_b), através do procedimento denominado teste da garrafa que será descrito posteriormente.

As coletas eram realizadas em pontos intermediários dos trechos. Para a escolha dos trechos foram utilizados como critério de escolha a disponibilidade para

a realização da coleta, tendo em vista a necessidade de adentrar as residências e/ou prédios, além disso, foi levado em consideração o pleno conhecimento da rede predial, garantindo que a água coletada era proveniente da chegada da água da rede de abastecimento e não do sistema de reservação predial.

Então, as coletas foram realizadas em centros públicos, como no Centro de Apoio Psicossocial (CAPS) da Prata (Trecho 22), câmara de vereadores de Campina Grande (Trecho 53), e em residências e estabelecimentos comerciais (Trechos 16, 34, 26 e 94). Os trechos utilizados nessa pesquisa podem ser visualizados na Figura 17.

Figura 17 – Trechos utilizados no teste da garrafa para determinação de k_b



Fonte: Google Earth (2016)

O monitoramento da qualidade da água foi baseado no levantamento dos parâmetros, cloro residual livre e temperatura, em seis pontos, cada um correspondente ao nó a jusante de cada trecho mencionado anteriormente, e um ponto na saída do reservatório R5.

As campanhas de monitoramento e para o teste da garrafa, foram realizadas sempre no período da manhã, entre os meses de junho e dezembro de 2016. As amostras eram coletadas e encaminhadas para análise, em triplicata, ao laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

3.3.1 Métodos de análises

A metodologia analítica utilizada seguiu as especificações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2012).

3.3.1.1 Cloro Residual Livre (CRL)

Para a determinação das concentrações de CRL foi utilizado o método titulométrico DPD-SFA, baseado na reação de cloro com o sulfato ferroso amoniacal (SFA) usando o N, N-dietil-p-fenilenediamina (DPD) como indicador, tendo como vantagem a possibilidade da determinação de praticamente todas as frações de cloro residual (CRL e CRC), além de permitir o controle de possíveis interferências, como o bromo e iodo (SILVA e OLIVEIRA, 2001). A Figura 18 ilustra o procedimento de titulação da amostra com SFA, ocorrendo coloração avermelhada após a reação do cloro com o DPD.

Figura 18 – Detalhe da execução do método DPD-SFA



3.3.1.2 Temperatura

Para a monitoramento da temperatura no decorrer das análises, foi utilizado um termômetro infravermelho modelo CEM DT-8867H Professional, com resolução de 0,1°C e acurácia de $\pm 1,0^\circ\text{C}$. O equipamento utilizado pode ser observado na Figura 19.

Figura 19 – Equipamento utilizado para determinação da temperatura.

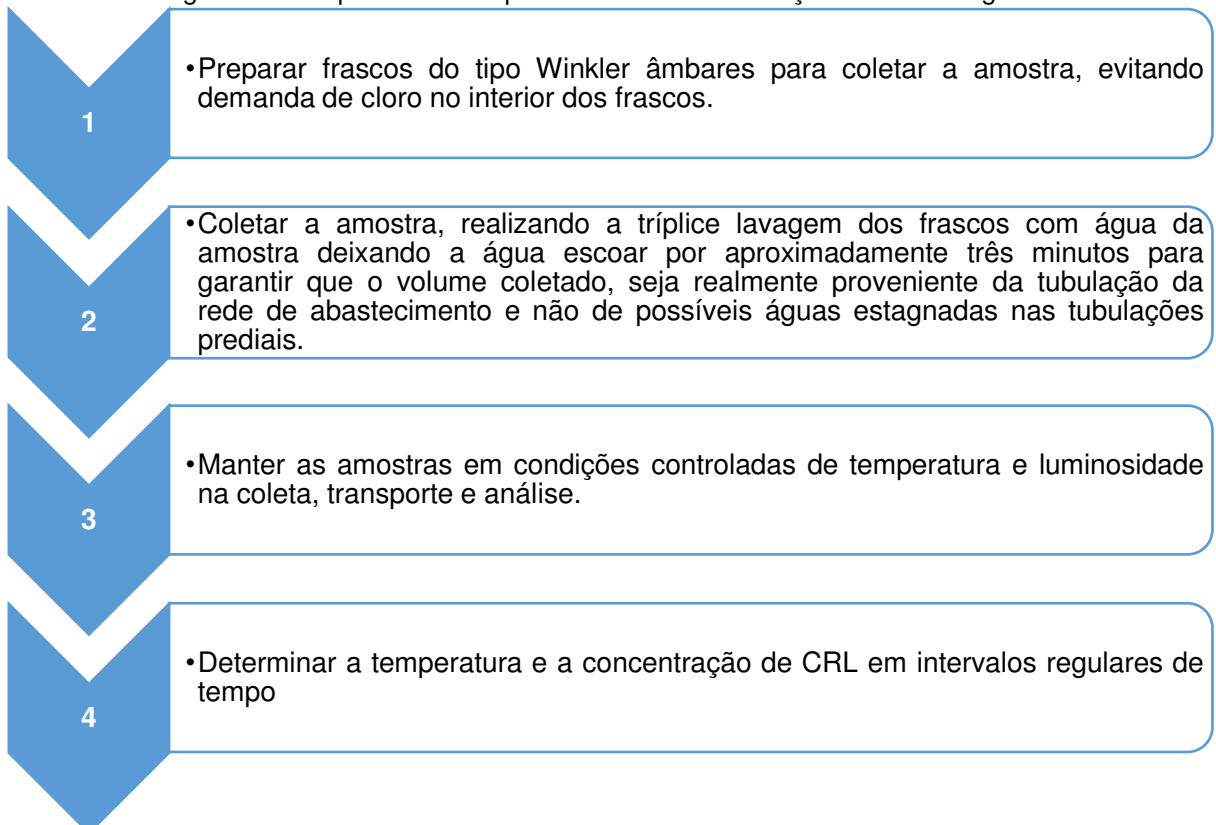


3.3.2 Coeficiente cinético de decaimento de CRL no volume do escoamento (k_b)

Para a determinação do coeficiente de decaimento do cloro residual livre no volume do escoamento (k_b) foi utilizado o teste da garrafa (*Bottle test*), método sem roteiro de execução definido (POWELL et al., 2006; VIEIRA et al., 2004; TRIMBOLI, 2005; LEAL, 2012).

O teste da garrafa consiste em coletar amostras de água na rede, acondicioná-la em frascos âmbar, mantendo-os sob condições controladas de temperatura e luminosidade, para posterior determinação do cloro residual livre em intervalos regulares de tempo. As etapas de execução do teste são apresentadas na Figura 20.

Figura 20 - Esquema das etapas realizadas na execução do teste da garrafa



Como definido anteriormente, foram selecionados trechos de diferentes materiais e diâmetros a fim de analisar a degradação do CRL em diversas situações. Para cada trecho foram realizadas quatro campanhas durante os meses de junho a dezembro de 2016. As características dos trechos estão descritas na Tabela 6.

Tabela 6 – Características dos trechos

TRECHO	DIÂMETRO (mm)	MATERIAL
TRECHO 16	100	Cimento amianto
TRECHO 22	50	Cimento amianto
TRECHO 26	75	PVC
TRECHO 34	75	Cimento amianto
TRECHO 53	60	PVC
TRECHO 94	50	PVC

As amostras eram armazenadas em uma caixa térmica, contendo uma certa lâmina de água, levadas ao laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) para a determinação das concentrações de CRL em triplicata, pelo método titulométrico DPD-SFA. Os testes tinham uma duração total de 75 minutos, com 15 minutos de intervalo entre uma determinação e outra, realizadas sempre no período da manhã.

Como a temperatura é um fator que afeta diretamente a velocidade de reação, seu valor foi monitorado através de um termômetro infravermelho, com características descritas anteriormente.

Após a realização do teste da garrafa foi realizada a determinação do coeficiente k_b pelo método gráfico, conforme estabelecido por ROSSMAN (2000) e por um método de solução numéricos, chamado de método de Euler.

O método gráfico consiste na estimativa da constante por meio da declividade da linha da reta do gráfico dos valores do logaritmo da relação entre as concentrações no tempo t e a concentração inicial, em função do tempo e o método de Euler é baseado na minimização da soma das diferenças ao quadrado entre os valores simulados e observados.

3.3.3 Coeficiente cinético de decaimento de CRL com a parede da tubulação (k_w)

O coeficiente de reação com a parede da tubulação (k_w) foi estimado pelo método da tentativa e erro, através da constante k_b obtida pelo teste da garrafa e com

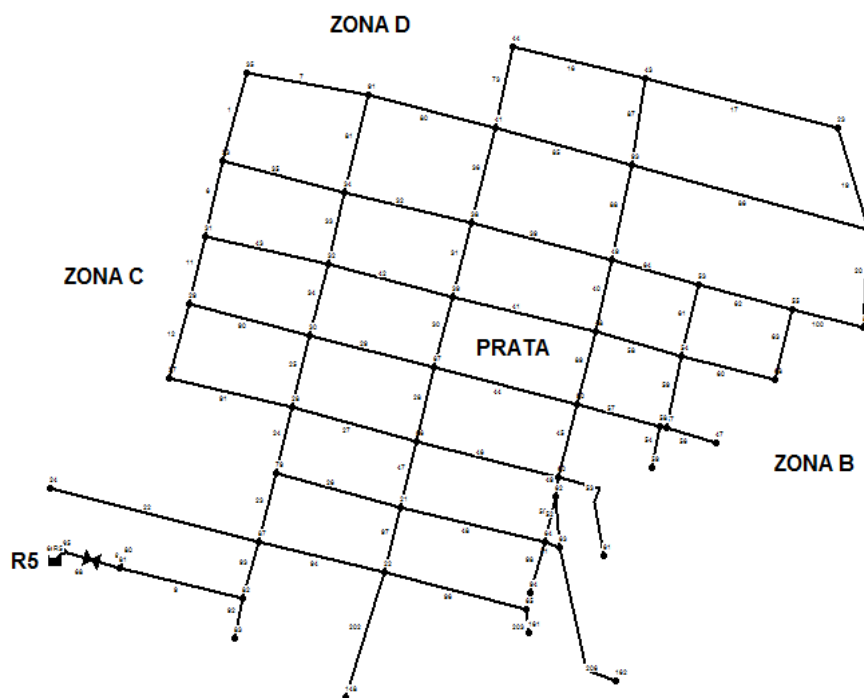
o uso do modelo hidráulico desenvolvido no EPANET 2.0, reduzindo a diferença entre os valores de cloro residual livre simulados e os observados em campo.

Foram realizadas 4 campanhas para a determinação de k_w para cada trecho, nos nós a jusante dos trechos utilizados para a determinação de k_b .

3.3.4 Modelagem do sistema

As informações necessárias para a modelagem da rede foram obtidas dos trabalhos realizados por Nascimento (2016) e Nascimento et al. (2016). O modelo da rede de abastecimento do bairro da Prata construído no software EPANET 2.0, a partir do modelo real da rede de distribuição de água da cidade de Campina Grande pode ser visualizado na Figura 21.

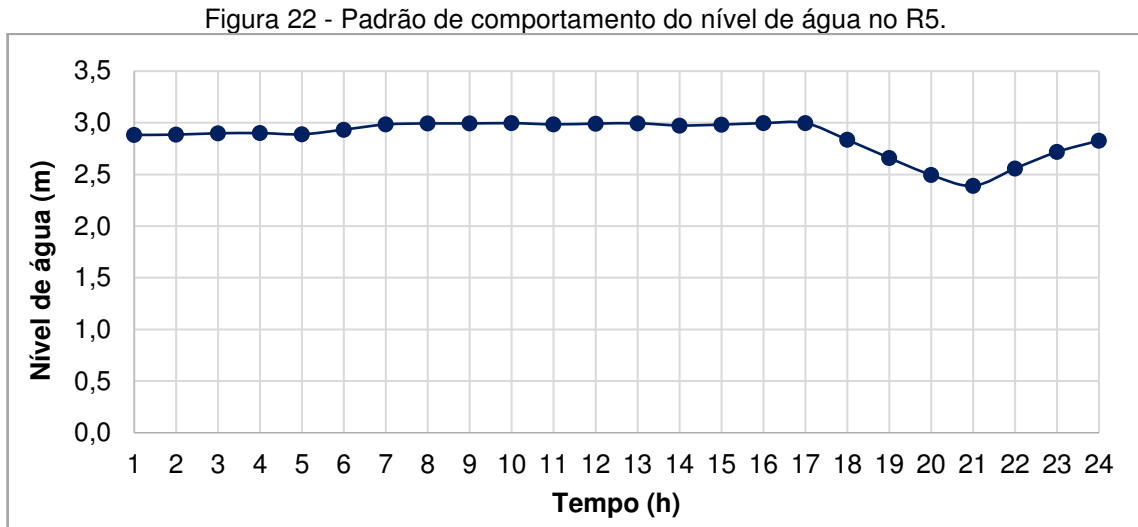
Figura 21 - Rede de distribuição do bairro da Prata no EPANET



O R5, reservatório de alimentação da rede de abastecimento do bairro da Prata, é de nível variado (RNV), mas como a simulação foi aplicada a uma parcela do sistema, foi admitido que o mesmo seria representado computacionalmente como reservatório de nível fixo (RNF) e modelo de mistura completa (MIXED).

A cota do reservatório foi estabelecida através da carta de curvas de nível da cidade de Campina Grande, e o nível de água utilizado foi o máximo mais frequente

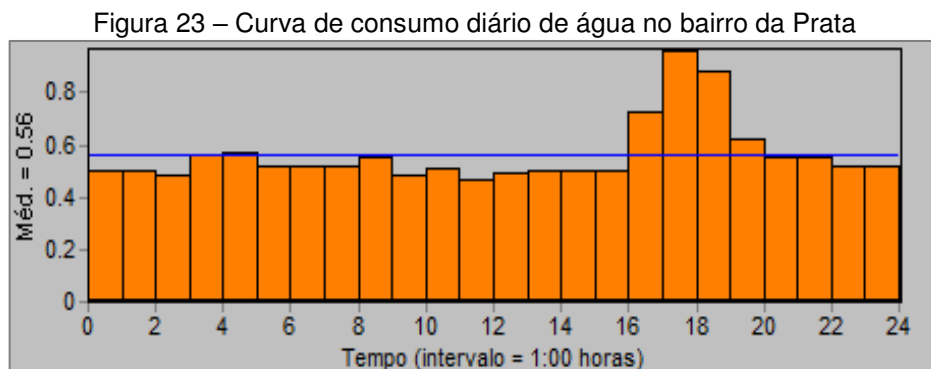
num período de 12 meses, entre 2013 e 2014. Para este mesmo período, Nascimento (2016), em seu estudo, estabeleceu o padrão de nível do reservatório R5. O padrão do comportamento do nível de água no reservatório R5 para um período de 24 horas, é ilustrado na Figura 22.



Fonte: NASCIMENTO (2016)

A vazão total consumida para o bairro é de 548.331,83 m³/ano, valor estimado tomando como base o balanço de vazão entre os reservatórios R5, R4 e R2 (NASCIMENTO, 2016).

O padrão de consumo estimado para o bairro da Prata foi com base na variação de volume do reservatório. O resultado do padrão de consumo para o bairro da Prata num período de 24 horas é ilustrado na Figura 23.



Fonte: NASCIMENTO et al. (2016)

O consumo base nos nós foi obtido pelo produto da população representada pelo nó e o consumo per capita do bairro. A população foi estimada através do levantamento do número de lotes, através de plantas baixas do bairro e das imagens de satélite do *Google Earth*, admitindo uma média de 3,3 habitantes por lote, conforme

o Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande (PMSB, 2014), obtendo uma população de 8.507 habitantes para o bairro. O consumo per capita foi obtido através da razão entre a vazão consumida e a população, chegando ao valor de 176L/hab.dia (NASCIMENTO, 2016; NASCIMENTO et al., 2016).

O sistema de distribuição e controle do R5 apresenta 3 válvulas de controle de perda de carga ou válvula borboleta. Para o modelo estudado, foi inserido apenas uma válvula de 500 mm de diâmetro, localizada na tubulação de ferro fundido, recebe água do nó ligado à saída de água do R5, para a rede de distribuição que atende aos bairros da Prata e Centro, operando sempre aberta, adotando-se uma perda de carga singular de 0,3 (NASCIMENTO, 2016).

Os coeficientes de rugosidade, estabelecidos a partir do material das tubulações, para aplicação da perda de carga pela fórmula de Hazen-Williams, foram de 120 para cimento amianto e 135 para PVC.

O tempo de duração da simulação escolhido foi de 168 horas, com intervalos de 5 segundos para os cálculos hidráulicos e de qualidade. Segundo Nascimento (2016) esse tempo representa melhor o comportamento hidráulico, conseqüentemente, a distribuição do CRL na rede. Além disso, o mesmo tempo para os intervalos auxilia na coesão da simulação, tendo em vista que os módulos computacionais que determinam as condições de qualidade são dependentes do modelo hidráulico.

4 RESULTADOS

4.1 Determinação do coeficiente cinético de decaimento do cloro residual livre no volume do escoamento (k_b)

4.1.1 Teste da garrafa

A determinação do coeficiente cinético no volume do escoamento foi baseada no teste da garrafa, através da determinação das concentrações de CRL em amostras coletadas em pontos intermediários dos trechos, em quatro campanhas para cada trecho, no período de junho a dezembro de 2016.

O comportamento do decaimento do CRL ao longo do tempo, determinado pelo método da garrafa para cada trecho em suas respectivas campanhas foi plotado em gráficos, conforme ilustrado nas Figuras 24 a 29. O coeficiente de decaimento, k_b , foi determinado pelo método proposto por ROSSMAN (2000) e pelo método de Euler.

Figura 24 – Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 22 (cimento amianto, 50mm)

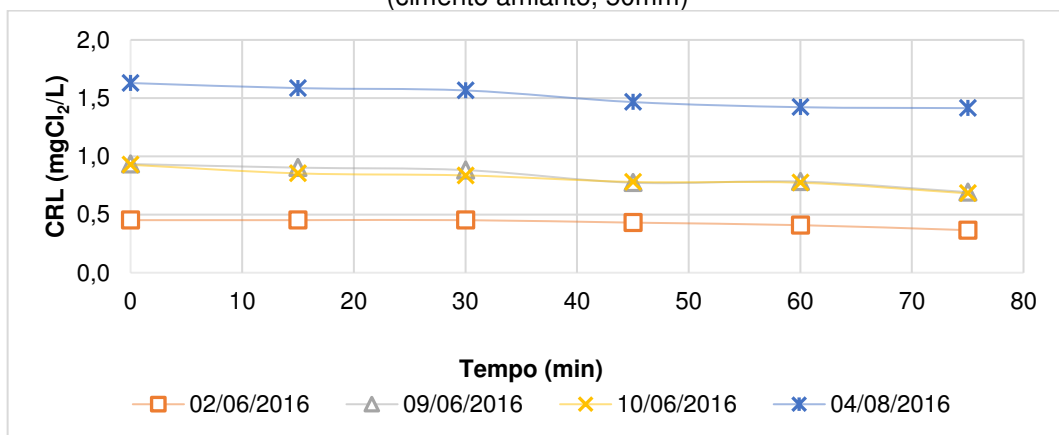


Figura 25 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 34 (cimento amianto, 75mm)

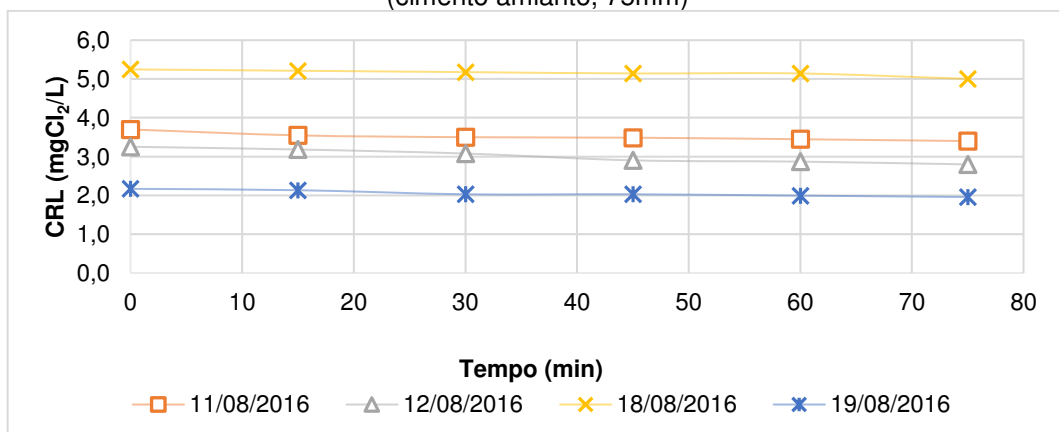


Figura 26 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 16 (cimento amianto, 100mm)

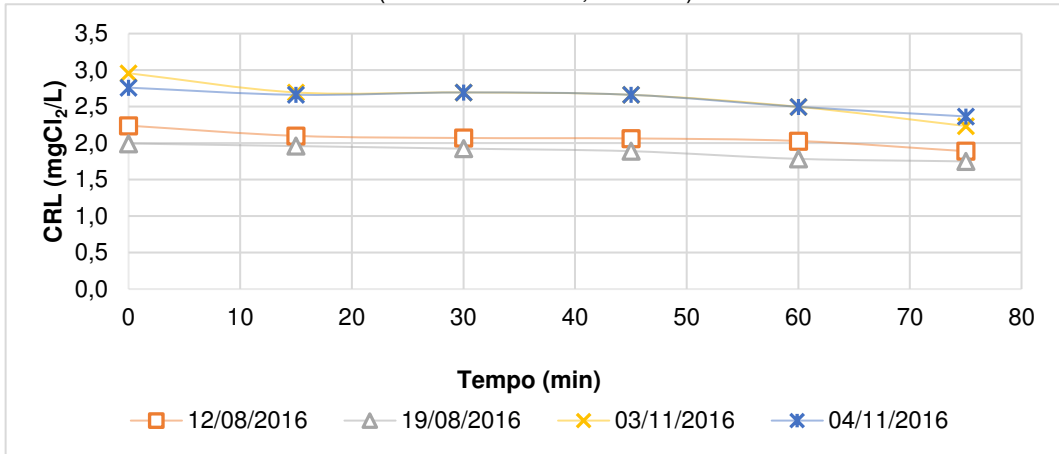


Figura 27 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 94 (PVC, 50mm)

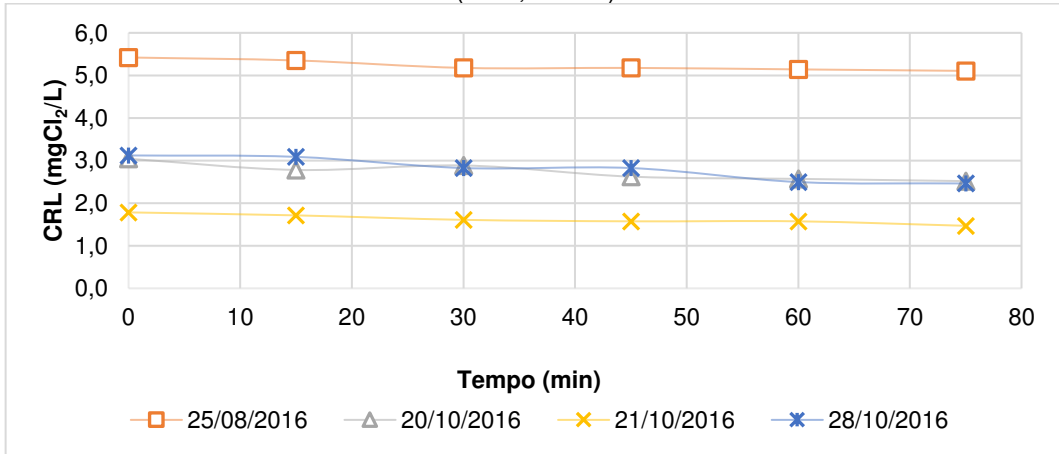


Figura 28 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 53 (PVC, 60mm)

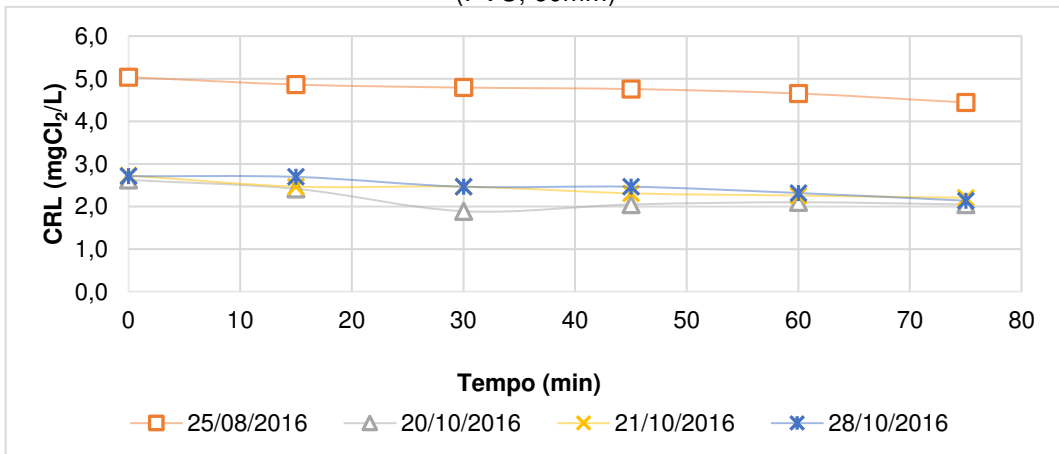
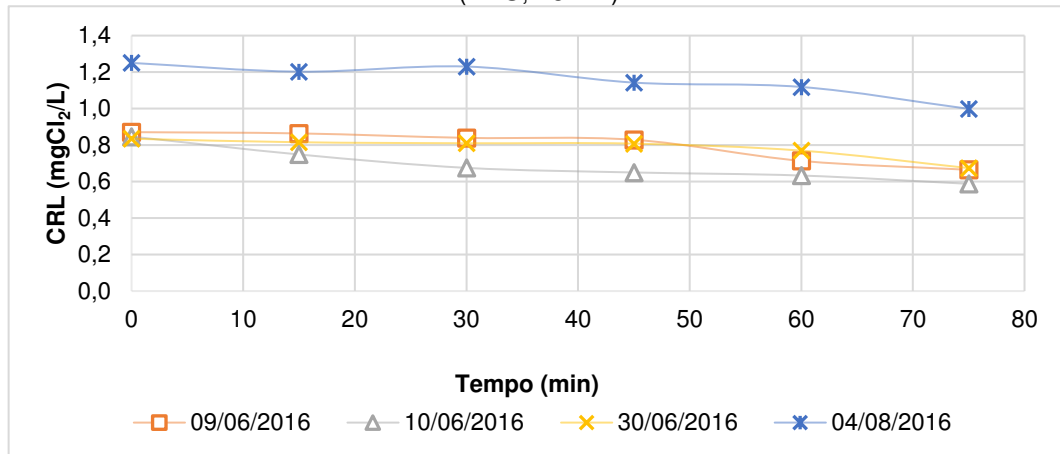


Figura 29 - Decaimento do CRL com base no teste da garrafa para as campanhas do Trecho 26 (PVC, 75mm)



A temperatura, por ser um fator que influencia diretamente na velocidade de reação do CRL, e, conseqüentemente na constante de decaimento do cloro, foi monitorada durante a execução do teste da garrafa, sendo seus parâmetros descritivos, para cada trecho, apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Temperatura (°C) observada durante o teste da garrafa

		02/06/2016	09/06/2016	10/06/2016	04/08/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
Trecho 22	MÉDIA	27,6	27,7	27,4	24,9	26,9	1,36
	MÍNIMA	27,5	27,5	27,0	23,8	26,5	1,78
	MÁXIMA	27,8	27,8	27,5	25,6	27,2	1,06
Trecho 26		09/06/2016	10/06/2016	30/06/2016	04/08/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
	MÉDIA	27,9	27,6	25,3	25,4	26,6	1,38
	MÍNIMA	27,8	27,5	25,0	23,9	26,1	1,91
	MÁXIMA	28,0	27,8	25,5	25,9	26,8	1,28
Trecho 34		11/08/2016	12/08/2016	18/08/2016	19/08/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
	MÉDIA	26,5	26,6	26,4	26,4	26,4	0,10
	MÍNIMA	25,4	26,1	25,2	25,4	25,5	0,39
	MÁXIMA	27,2	26,8	26,8	26,9	26,9	0,19
Trecho 16		12/08/2016	19/08/2016	03/11/2016	04/11/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
	MÉDIA	25,4	25,5	30,6	30,6	28,0	2,94
	MÍNIMA	25,2	24,0	30,0	30,0	27,3	3,16
	MÁXIMA	25,6	26,0	31,2	31,2	28,5	3,12
Trecho 94		25/08/2016	20/10/2016	21/10/2016	28/10/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
	MÉDIA	26,6	27,9	29,6	27,9	28,0	1,25
	MÍNIMA	25,3	26,0	29,2	26,5	26,8	1,71
	MÁXIMA	27,3	29,4	30,1	28,8	28,9	1,19
Trecho 53		25/08/2016	20/10/2016	21/10/2016	28/10/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
	MÉDIA	27,3	28,3	29,8	28,7	28,5	1,03
	MÍNIMA	25,8	26,0	29,0	28,1	27,2	1,58
	MÁXIMA	27,8	30,0	30,3	30,0	29,5	1,16

A variação de temperatura para os trechos, ao longo do teste da garrafa, foi semelhante, sendo observada uma temperatura média de 27,4°C, com variação de 0,9°C para mais ou para menos.

4.1.2 Determinação do coeficiente (k_b) pelo método gráfico

O método gráfico utilizado para a determinação de k_b foi o sugerido por ROSSMAN (2000) com base num modelo cinético de primeira ordem, através da inclinação da reta do gráfico, conforme relatado no item 3.3.2. Os valores obtidos para k_b , por este método, estão apresentados na Tabela 8, com os seus respectivos coeficientes de determinação (R^2). Os trechos 34 e 16 apresentaram os menores desvios padrões.

Tabela 8 – Valores de k_b obtidos pelo método gráfico

TRECHO	DN	MATERIAL	k_b (dia ⁻¹)	02/06/2016	09/06/2016	10/06/2016	04/08/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
				R^2					
TRECHO 22	50	Cimento Amianto	k_b (dia ⁻¹)	3,86	5,62	5,21	3,02	4,43	1,20
			R^2	0,797	0,920	0,941	0,948	-	-
TRECHO 26	75	PVC	k_b (dia ⁻¹)	5,32	6,49	3,42	3,88	4,78	1,40
			R^2	0,843	0,936	0,723	0,836	-	-
TRECHO 34	75	Cimento Amianto	k_b (dia ⁻¹)	1,40	3,08	0,79	1,95	1,80	0,97
			R^2	0,877	0,970	0,855	0,926	-	-
TRECHO 16	100	Cimento Amianto	k_b (dia ⁻¹)	2,62	2,62	4,50	2,67	3,10	0,93
			R^2	0,865	0,952	0,873	0,823	-	-
TRECHO 94	50	PVC	k_b (dia ⁻¹)	1,15	3,50	3,42	4,99	3,27	1,58
			R^2	0,868	0,866	0,939	0,928	-	-
TRECHO 53	60	PVC	k_b (dia ⁻¹)	2,11	4,34	3,84	4,51	3,70	1,10
			R^2	0,938	0,479	0,918	0,937	-	-

Para um intervalo de confiança (IC) de 95% os valores médios do coeficiente cinético no volume do escoamento podem assumir limites superiores e inferiores conforme apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 – Limites estimados para k_b para o método gráfico

TRECHOS	DIÂMETRO (mm)	MATERIAL	LIMITE SUPERIOR k_b (dia ⁻¹)	LIMITE INFERIOR k_b (dia ⁻¹)
TRECHO 22	50	Cimento Amianto	6,34	2,51
TRECHO 26	75	PVC	7,00	2,55
TRECHO 34	75	Cimento Amianto	3,35	0,25
TRECHO 16	100	Cimento Amianto	4,59	1,62
TRECHO 94	50	PVC	5,79	0,74
TRECHO 53	60	PVC	5,45	1,95

A diferença dos valores de k_b entre os trechos, pode ser atribuída à obtenção dos decaimentos obtidos pelo teste da garrafa em diferentes dias, ao logo do período estudado, fazendo com que houvesse uma variação na qualidade da água, refletindo nos dados obtidos. A variação de qualidade pode ser atribuída ao período de crise hídrica enfrentada, provocando o esvaziamento do reservatório que abastece o SAACG, conseqüentemente, comprometendo a qualidade da água.

4.1.3 Determinação do coeficiente (k_b) pelo método da integral de Euler

O método numérico da integral de Euler foi empregado para a determinação da constante k_b admitindo o modelo de primeira ordem. O ajuste foi realizado a partir da redução da soma das diferenças entre os valores simulados e observados (Σ^2). Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 10.

Os resultados obtidos mostram bom ajuste do método, pois apresentam pequenos valores para a soma quadrada da diferença entre os valores simulados e os observados em campo.

Tabela 10 - Valores de k_b obtidos pelo método da integral de Euler

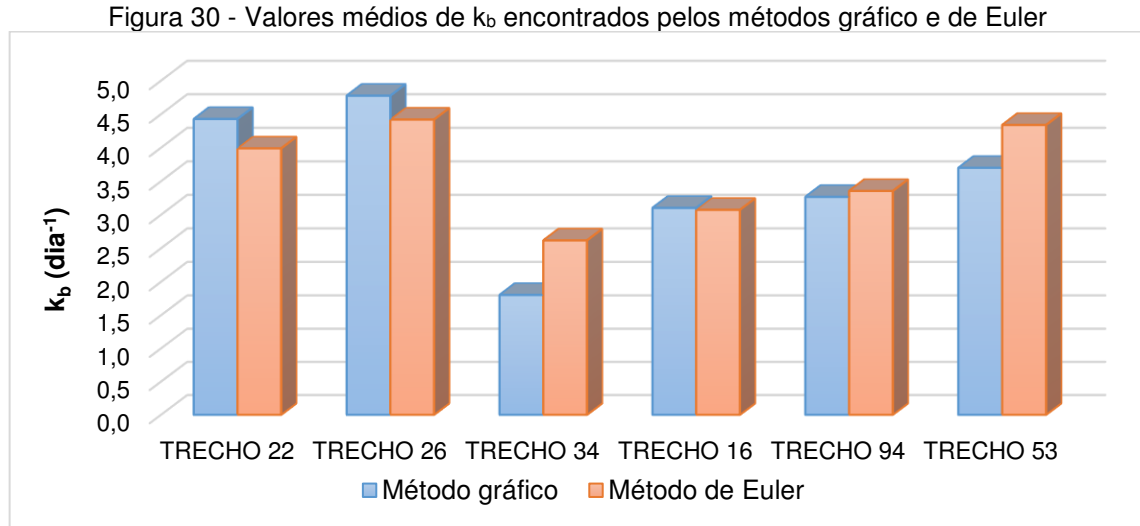
TRECHO 22			02/06/2016	09/06/2016	10/06/2016	04/08/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
DN	MATERIAL	k_b (dia ⁻¹)	2,69	5,01	5,33	2,93	3,99	1,37
50	Cimento Amianto	Σ^2	0,0017	0,0039	0,0020	0,0022	-	-
TRECHO 26			09/06/2016	10/06/2016	30/06/2016	04/08/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
DN	MATERIAL	k_b (dia ⁻¹)	3,99	7,78	2,65	3,26	4,42	2,31
75	PVC	Σ^2	0,0083	0,0042	0,0053	0,0080	-	-
TRECHO 34			11/08/2016	12/08/2016	18/08/2016	19/08/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
DN	MATERIAL	k_b (dia ⁻¹)	1,81	3,02	0,72	2,09	2,62	0,95
75	Cimento Amianto	Σ^2	0,0122	0,0051	0,0054	0,0026	-	-
TRECHO 16			12/08/2016	19/08/2016	03/11/2016	04/11/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
DN	MATERIAL	k_b (dia ⁻¹)	2,98	2,34	4,62	2,34	3,07	1,08
100	Cimento Amianto	Σ^2	0,0103	0,0029	0,0373	0,0206	-	-
TRECHO 94			25/08/2016	20/10/2016	21/10/2016	28/10/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
DN	MATERIAL	k_b (dia ⁻¹)	1,32	3,97	3,67	4,46	3,35	1,39
50	PVC	Σ^2	0,0124	0,0326	0,0041	0,0335	-	-
TRECHO 53			25/08/2016	20/10/2016	21/10/2016	28/10/2016	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
DN	MATERIAL	k_b (dia ⁻¹)	2,18	6,55	4,66	3,97	4,34	1,81
60	PVC	Σ^2	0,0126	0,2129	0,0244	0,0196	-	-

Para um intervalo de confiança (IC) de 95% os valores médios do coeficiente cinético no volume do escoamento podem assumir limites superiores e inferiores conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 – Limites estimados para k_b para o método de Euler

TRECHOS	DIÂMETRO (mm)	MATERIAL	LIMITE SUPERIOR k_b (dia ⁻¹)	LIMITE INFERIOR k_b (dia ⁻¹)
TRECHO 22	50	Cimento Amianto	6,17	1,81
TRECHO 26	75	PVC	8,09	0,75
TRECHO 34	75	Cimento Amianto	4,12	1,11
TRECHO 16	100	Cimento Amianto	4,79	1,36
TRECHO 94	50	PVC	5,57	1,14
TRECHO 53	60	PVC	7,21	1,46

A Figura 30 ilustra comparativamente os valores médios obtidos para k_b pelos métodos gráfico e de Euler. Foi observada uma pequena diferença para os trechos 16 e 94 e diferença mais significativa entre os valores estimados para os trechos 34 e 53.



4.2 Determinação do coeficiente cinético de decaimento na parede da tubulação (k_w)

Com a determinação do coeficiente cinético de degradação do CRL no volume do escoamento (k_b) foram realizadas simulações com o modelo hidráulico estudado por Nascimento (2016) e Nascimento et al. (2016), desenvolvido no EPANET 2.0, para estimar o coeficiente de degradação do CRL na parede da tubulação (k_w), com base no resíduo positivo obtido pela diferença entre os valores simulados e os observados.

Os valores de k_b são inseridos no modelo com sinal negativo por se tratar de uma reação de decaimento (LEAL, 2012). A concentração média de CRL do reservatório R5 foi introduzida no EPANET como a qualidade inicial do sistema e os valores das concentrações nos nós a jusante de cada trecho como os valores observados, a fim de obter o ajuste dos coeficientes.

Como as coletas das amostras para a execução do teste da garrafa foram realizadas em dias diferentes, o valor da qualidade inicial atribuído ao reservatório R5 corresponde à média das concentrações observadas no reservatório nos dias das respectivas campanhas dos trechos, possibilitando a determinação do coeficiente k_w para cada trecho; por fim, foram realizadas simulações com o valor médio de todos os valores da concentração de CRL para todos os 15 dias de monitoramento do R5.

Como observado, os valores obtidos para k_b sofreram variações para os diferentes métodos utilizados, com isso, foram elaborados cenários de simulação para a obtenção de valores de k_w que melhor se ajustem aos dados observados em campo. Os cenários elaborados são descritos a seguir.

- ✓ Cenário 1 (C1): Determinação de k_w pela média do coeficiente cinético obtido pelo método gráfico;
- ✓ Cenário 2 (C2): Determinação de k_w pela média do coeficiente cinético obtido pelo método da integral de Euler.

4.2.1 Resultados do monitoramento dos dados de qualidade dos pontos monitorados

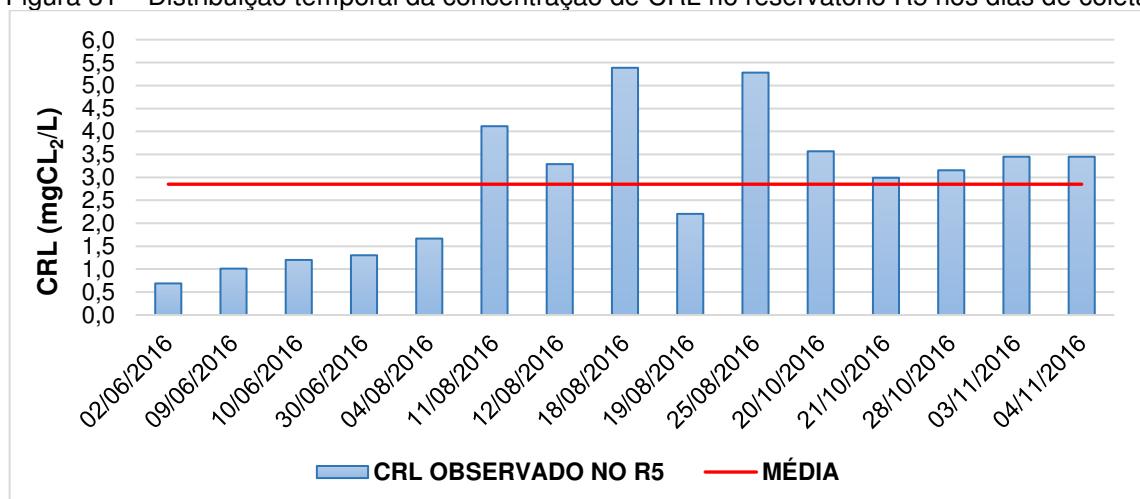
Antes de descrever e analisar os cenários propostos para a determinação de k_w é necessário apresentar os dados de qualidade do monitoramento do reservatório R5 e dos nós a jusante dos trechos analisados que serviram como parâmetros de ajuste dos coeficientes de reação do decaimento do cloro.

Foram realizadas 15 amostragens no reservatório R5 e 4 amostragens em cada nó a jusante dos 6 trechos analisados. A determinação das concentrações de CRL era realizada *in loco*.

4.2.1.1 Reservatório R5

As concentrações de CRL determinadas no reservatório R5 para cada dia de amostragem são representadas na Figura 31.

Figura 31 – Distribuição temporal da concentração de CRL no reservatório R5 nos dias de coleta

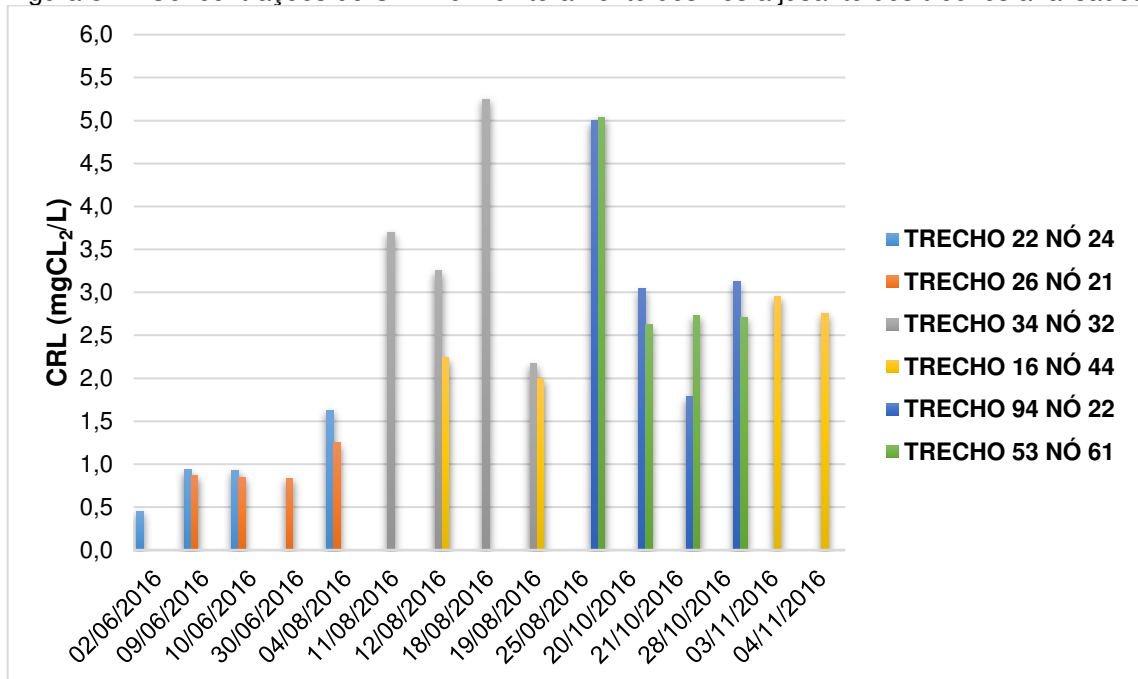


O monitoramento realizado apresenta não conformidade da concentração de CRL em relação à Portaria MS 2.914/2011 que estabelece os valores máximo de 2,0mgCl₂/L, mínimo de 0,2mgCl₂/L, podendo alcançar um valor máximo permitido (VMP) de 5,0mgCl₂/L. Conforme observado na Figura 31, as concentrações foram superiores à concentração mínima, porém a grande maioria também foi superior ao máximo recomendado pela portaria e duas amostras (18/08 e 25/08) apresentaram valor superior ao máximo permitido. A concentração média na saída do R5 foi de 2,85mgCl₂/L.

4.2.1.2 Nós da rede

As concentrações de CRL nos nós a jusante dos trechos podem ser visualizadas na Figura 32.

Figura 32 – Concentrações de CRL no monitoramento dos nós a jusante dos trechos analisados



As amostras coletadas apresentam valores superiores ao mínimo estabelecido pela Portaria MS 2.914/2011, sendo verificadas concentrações superiores ao máximo recomendado e, em alguns pontos, concentrações superiores ao máximo permitido, coincidindo com as amostragens do R5 que mostraram esse mesmo comportamento. Os valores médios de CRL nos nós a jusante dos seus respectivos trechos são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Concentração média de CRL nos nós

TRECHO	NÓ	CRL (mgCl ₂ /L)
TRECHO 22	NÓ 24	0,99
TRECHO 26	NÓ 21	0,95
TRECHO 34	NÓ 32	3,59
TRECHO 16	NÓ 44	2,49
TRECHO 94	NÓ 22	3,34
TRECHO 53	NÓ 61	3,27

Conforme apresentado na Tabela 12, foi verificada a ocorrência de concentrações médias com valores superiores a 2,0mgCl₂/L, recomendado pela portaria para concentrações pontuais, em quatro dos seis nós monitorados.

4.2.2 Cenários

Para a execução da simulação dos cenários propostos foram utilizados os coeficientes (k_b) estimados pela média dos valores encontrados pelo método gráfico proposto por ROSSMAN (2000) e pelo método da integral de Euler, C1 e C2, respectivamente. Os parâmetros utilizados para cada trecho na determinação de k_w , estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Parâmetros de simulação dos cenários

TRECHOS	DIÂMETRO (mm)	MATERIAL	COEFICIENTE DE HAZEN – WILLIAMS	CRL R5 (mgCl ₂ /L)	C1 k_b (dia ⁻¹)	C2 k_b (dia ⁻¹)
TRECHO 22	50	Cimento Amianto	120	1,14	4,43	3,99
TRECHO 26	75	PVC	135	1,29	4,78	4,42
TRECHO 34	75	Cimento Amianto	120	3,75	1,80	2,62
TRECHO 16	100	Cimento Amianto	120	2,10	3,10	3,07
TRECHO 94	50	PVC	135	3,75	3,27	3,35
TRECHO 53	60	PVC	135	3,75	3,70	4,34

Inicialmente foram introduzidos os parâmetros no modelo hidráulico, executando a simulação dos cenários desconsiderando a reação com as paredes das tubulações, atribuindo o valor zero ao coeficiente k_w de cada trecho, a fim de analisar o comportamento do CRL nessas condições. Os resultados obtidos na simulação dos cenários C1 e C2 são apresentados nas Tabela 14 e Tabela 15.

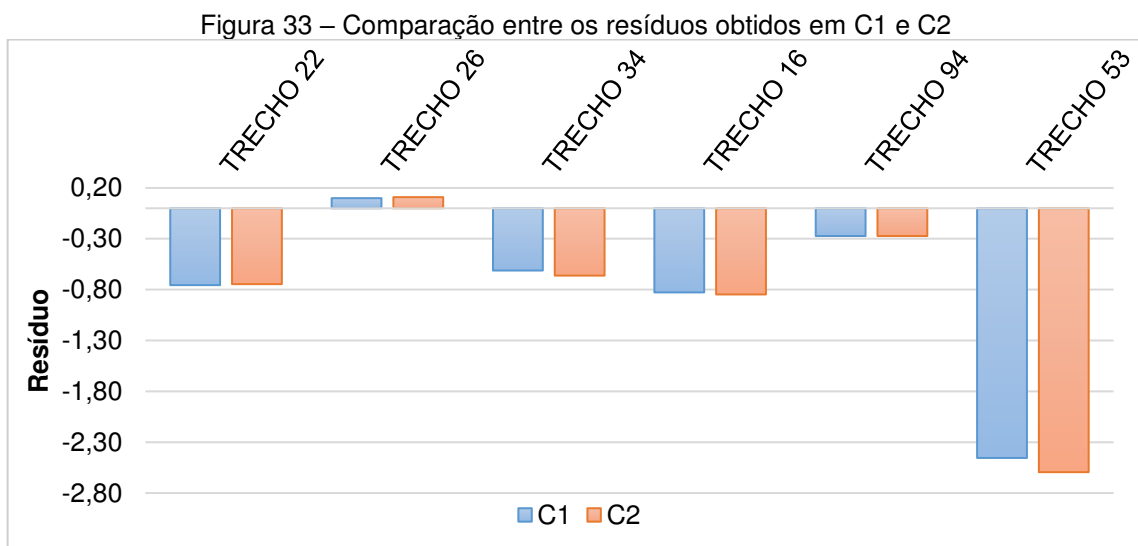
Tabela 14 – Concentração de CRL simulados desconsiderando a reação com a parede para C1

		TRECHO 22	TRECHO 26	TRECHO 34	TRECHO 16	TRECHO 94	TRECHO 53
CENÁRIO 1 (C1)	k_w (m/dia)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	CRL_{sim} (mgCl ₂ /L)	0,23	1,05	2,98	1,66	3,07	0,82
	CRL_{obs} (mgCl ₂ /L)	0,99	0,95	3,59	2,49	3,34	3,27
	Resíduo	-0,76	0,10	-0,61	-0,83	-0,27	-2,45

Tabela 15 – Concentração de CRL simulados desconsiderando a reação com a parede para C2

		TRECHO 22	TRECHO 26	TRECHO 34	TRECHO 16	TRECHO 94	TRECHO 53
CENÁRIO 2 (C2)	k_w (m/dia)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	CRL_{sim} (mgCl ₂ /L)	0,24	1,06	2,93	1,64	3,07	0,68
	CRL_{obs} (mgCl ₂ /L)	0,99	0,95	3,59	2,49	3,34	3,27
	Resíduo	-0,75	0,11	-0,66	-0,85	-0,27	-2,59

Foram observados comportamentos similares para os trechos nos cenários estabelecidos, obtendo-se resíduos negativos em cinco dos seis trechos. O resíduo negativo indica que os valores simulados são inferiores aos observados em campo. A representação gráfica do comportamento dos resíduos em ambos os cenários pode ser visualizada na Figura 33.



As melhores respostas foram obtidas pelo trecho 94, com o menor resíduo negativo (-0,27) em ambos os cenários. Os trechos 22, 94 e 53, também apresentaram resíduo negativo, porém, o trecho 53 apresentou os maiores resíduos negativos para C1 e C2.

Os resultados obtidos nos cenários para o trecho 26 apresentaram resíduo positivo (0,10 e 0,11 para C1 e C2, respectivamente), significando que os valores de CRL simulados eram superiores ao observado em campo.

Após a tentativa de estimar os coeficientes cinéticos de decaimento do cloro residual livre foram realizadas simulações inserindo no EPANET os valores de k_b para os seus respectivos cenários e para os valores de k_w iguais a zero, pois não foi verificada interferência com a parede da tubulação para os cenários estabelecidos, e o valor médio das concentrações de CRL (2,85mgCl₂/L) para as 15 coletas no R5 como o valor de qualidade inicial do sistema. As Figuras 34 e 35 apresentam os valores de CRL para os nós da malha da rede de distribuição do bairro da Prata, para C1 e C2, respectivamente.

Figura 34 – Simulação do perfil temporal de CRL nos nós no bairro da Prata para o Cenário C1

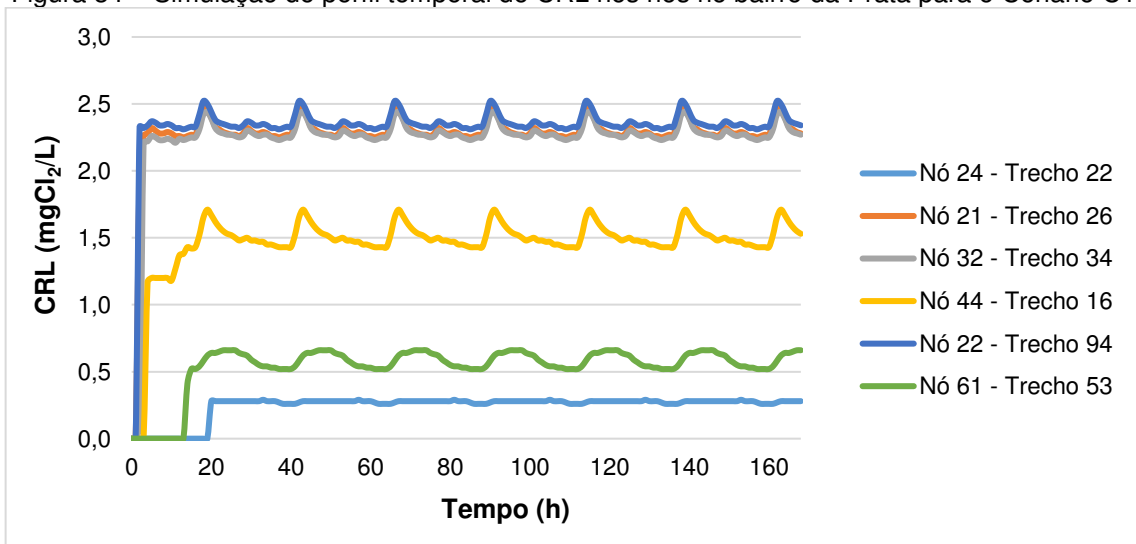
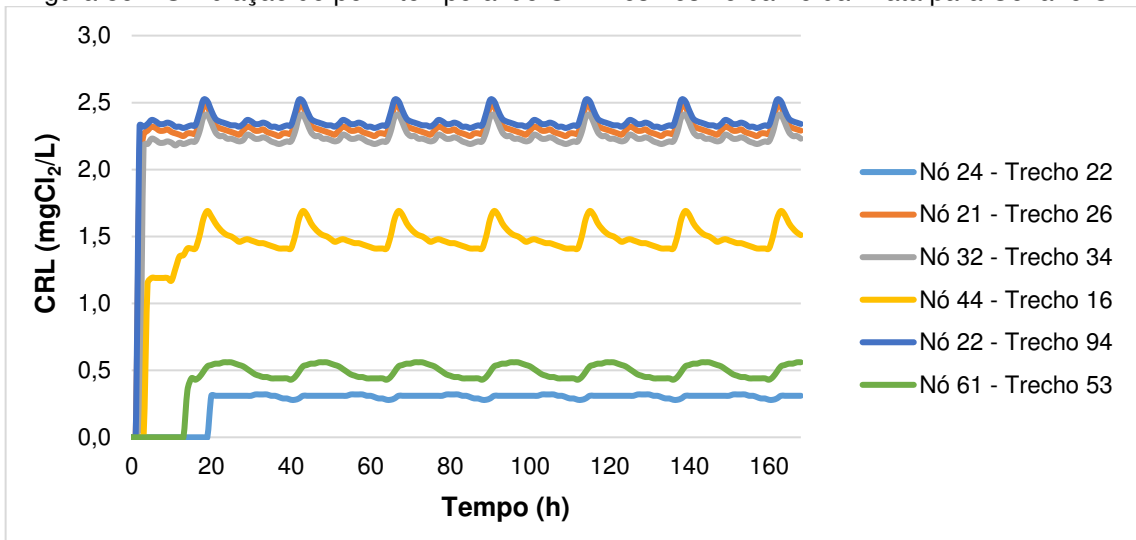


Figura 35 – Simulação do perfil temporal de CRL nos nós no bairro da Prata para Cenário C2



Como pode ser observado nas Figuras 34 e 35, a rede de abastecimento do bairro da Prata apresenta conformidade com a Portaria MS 2.914/2011 em relação à concentração de CRL para os dados monitorados. Porém, demonstrando que o decaimento da concentração à medida que os nós se afastam da entrada do reservatório R5 (nó 44) é forte o decaimento para os nós de ponta de rede (nós 24 e 61).

5 DISCUSSÃO

A escolha da rede de distribuição como objeto de estudo se deu a partir da necessidade de compreender o comportamento do cloro na grande malha de distribuição de água da cidade de Campina Grande – PB. Estudos anteriormente realizados mostraram a vulnerabilidade do usuário frente ao uso da água do SAACG em determinados setores da rede (GALDINO, 2009; GUIMARÃES, 2010), e que as concentrações de cloro residual livre que garantem a qualidade sanitária da água, apresentam um acelerado decaimento na rede de abastecimento. Só no sistema adutor de água tratada, até a chegada no reservatório R5, um dos principais reservatórios do SAACG, esse valor chega a decair cerca de 40% (NASCIMENTO et al., 2016), sendo muitas vezes empregadas concentrações elevadas de cloro para garantir o residual mínimo em todos os pontos da rede, atendendo aos padrões estabelecidos pela Portaria MS 2.914/2011.

A Zona de Pressão B foi escolhida por agrupar os bairros mais antigos da cidade, inclusive o bairro da Prata, e com rede de distribuição constituída por materiais diversos, tais como cimento amianto, ferro fundido e PVC, diversidade esta que contribui para a degradação da qualidade da água. Além de apresentar as características descritas, a escolha do bairro da Prata para o estudo da degradação de CRL e determinação dos coeficientes cinéticos de degradação se deu por apresentar concentrações de cloro que permitiriam a execução do teste da garrafa.

A modelagem da degradação do CRL na rede de distribuição do bairro da Prata, se deu inicialmente pelo levantamento dos dados hidráulicos e de qualidade do sistema real. Os dados hidráulicos do sistema foram obtidos por estudo realizado por Nascimento et al. (2016) e Nascimento (2016). Os dados de qualidade foram obtidos através monitoramento das concentrações de CRL na saída do reservatório R5 e nos nós a jusante dos trechos analisados, para a determinação dos coeficientes cinéticos de degradação de CRL e para ajuste do modelo.

O monitoramento das concentrações de CRL demonstrou não conformidade com o estabelecido pela Portaria MS 2.914/2011, em alguns dos dias de monitoramento, no que diz respeito ao valor máximo recomendado de $2,0\text{mgCl}_2/\text{L}$ e o valor máximo permitido (VMP) de $5,0\text{mgCl}_2/\text{L}$, porém revelando o atendimento ao mínimo estabelecido de $0,2\text{mgCl}_2/\text{L}$. Para a saída do R5, foi observada não

conformidade em 67% das amostras para a concentração máxima recomendada e 13% para o VMP. Já nos nós, foi observada não conformidade de 63% das amostras acima do valor máximo recomendado e 13% acima do VMP, para as 24 amostras coletadas em quatro campanhas para os seis trechos estudados.

O decaimento de CRL em sistemas de distribuição se dá por reações do cloro com substâncias presentes no volume do escoamento e por reação com a parede da tubulação devido ao material e pela presença de biofilmes. Essas reações são representadas nos modelos pelas constantes cinéticas k_b e k_w que são, respectivamente, a constante de decaimento no volume do escoamento e constante de decaimento relacionada à parede da tubulação.

Embora não se tenha um procedimento padronizado para a determinação da constante no volume do escoamento, foram realizadas adaptações do procedimento descrito na literatura para o teste da garrafa. O teste foi realizado em seis trechos de tubulações diferentes. Foram realizadas quatro campanhas para cada trecho, com características diferentes, três de cimento amianto com diâmetros de 50, 75 e 100mm e três trechos de PVC de 50, 60 e 75mm de diâmetro. As amostras coletadas eram armazenadas em caixa térmica para o controle de temperatura e luminosidade, apresentando uma temperatura média de 27,4°C com variação de $\pm 0,9^\circ\text{C}$. A pequena variação da temperatura mostra um bom controle da mesma durante o processo de análise. As amostras eram transportadas ao laboratório para determinação das concentrações de CRL em intervalos regulares de tempo.

Com o teste de decaimento realizado, foram determinadas as constantes de decaimento no volume do escoamento para o modelo cinético de primeira ordem, devido à simplicidade e ajuste aos dados por dois métodos. O primeiro foi o método gráfico proposto por Rossman (2000) e o segundo o método numérico da integral de Euler, através da minimização do somatório dos resíduos ao quadrado.

Os valores médios obtidos para cada trecho pelos métodos utilizados na determinação de k_b foram semelhantes. No entanto, algumas considerações sobre esses valores devem ser feitas. Os trechos próximos aos reservatórios (trechos 22, 26 e 94) apresentam coeficientes de decaimento elevados. Isso pode ter se dado pela presença de substâncias que reagem com o cloro livre presente na massa líquida no reservatório ou nas tubulações, provocando um maior decaimento já no início da rede

de distribuição, diferentemente dos trechos mais distantes do reservatório (trechos 34 e 16), que apresentaram valores de k_b um pouco inferiores. O trecho 53 apresentou valores elevados do coeficiente, sendo isso atribuído a característica de ser ponta de rede, favorecendo a estagnação da massa líquida, conseqüentemente, proporcionando um maior tempo de contato do cloro livre.

Cenários foram estabelecidos para fundamentar a escolha de k_b e para a obtenção de k_w , tomando como critério de ajuste dos parâmetros na simulação a redução do resíduo entre os valores simulados e os observados em campo, assumindo um resíduo positivo ou uma margem de erro para mais ou para menos de $0,2\text{mgCl}_2/\text{L}$, estabelecido pela Portaria MS 2.914/2011, sendo esta concentração uma garantia do fornecimento de água segura, tornando-se uma das grandes preocupações dos fornecedores de água potável.

Em ambos os cenários estabelecidos foram observados resíduos negativos para cinco dos seis trechos (trechos 22, 34, 16, 94, 53), representando que os valores simulados são menores que os observados em campo. O trecho 26 apresentou resíduo positivo, porém inferior à concentração mínima estabelecida. Sendo assim, para os cenários estabelecidos, foi descartado o decaimento de CRL devido a reações com as paredes das tubulações.

Apesar das incertezas relacionadas à metodologia de análise, os coeficientes obtidos servem para simular o comportamento do cloro residual livre no sistema. Com isso, foi realizada uma simulação com duração de 168 horas para C1 e C2 utilizando a concentração média de CRL na saída do reservatório R5 para verificar o comportamento do desinfetante, quando a água entra pela primeira vez no sistema. As simulações, para ambos os cenários, demonstraram que, para os nós mais próximos ao reservatório R5, a água chega mais rapidamente nas primeiras horas de simulação (nós 22, 21 e 32), diferente do nó 44, localizado mais distante do R5, obedecendo, ao longo do tempo, a um padrão de repetição, coincidindo com o padrão de consumo diário. Já nos nós 61 e 24, por estarem localizados em ponta de rede, o tempo de chegada da água leva mais tempo. Esse comportamento é explicado pela demanda de água nos nós, o padrão de nível do reservatório, consumo base de cada nó e o coeficiente de degradação no volume do escoamento. No bairro da Prata esse comportamento se deu devido principalmente à curva de consumo dos nós, em função

do pequeno tempo de residência da água na malha, promovendo a renovação da água na rede, mesmo com valores altos atribuídos a k_b , conforme relatado por Nascimento (2016) e Nascimento et al. (2016).

Outra característica observada no perfil temporal de concentração de CRL nos nós foi que, à medida que há distanciamento do reservatório, as concentrações diminuem proporcionalmente pelo efeito dos coeficientes de reação promovendo a degradação da qualidade da água.

Os nós de ponta de rede mostraram comportamento peculiar em relação à concentração de CRL, apresentando um decaimento para C1 de 19,6 e 11,2% e para C2 de 23,2 e 10,2%, para os nós 61 e 24, respectivamente. Este fato é atribuído, conforme relatado anteriormente, à característica de estagnação da água nos trechos, promovendo um maior tempo de contato entre o cloro livre e substâncias orgânicas e inorgânicas presentes na massa líquida. No entanto, Nascimento (2016) e Nascimento et al. (2016), em estudo realizado no mesmo sistema estimaram que a degradação da qualidade da água em relação à constante cinética k_b se dá predominantemente devido a compostos inorgânicos, sendo a matéria orgânica responsável por 5% da demanda.

Por fim, os nós da rede de distribuição do bairro da Prata apresentam conformidade em relação à concentração de CRL mesmo apresentando uma forte degradação da qualidade da água. Como visto, essa degradação se deu principalmente por reações no volume do escoamento, independentemente das características da rede como, diâmetro e material das tubulações.

6 CONCLUSÕES

A partir deste trabalho é possível chegar às seguintes conclusões:

- ✓ O monitoramento na saída do reservatório R5 e em setores da rede, revelaram que as concentrações de cloro residual livre observadas se encontram, em sua grande maioria, entre o valor máximo recomendado e o valor máximo permitido pela Portaria MS 2.914/2011, evidenciando a prática da supercloração na ETA, a fim de atender às exigências nos pontos mais distantes do sistema de abastecimento de água de Campina Grande.
- ✓ A falta de metodologia específica para a determinação dos coeficientes cinéticos de degradação de cloro residual livre leva a incertezas na sua estimativa, evidenciando a necessidade do desenvolvimento de uma metodologia mais adequada para este fim.
- ✓ Por mais que existam estudos realizados em diversos sistemas de abastecimento pelo mundo, podendo ser uma boa extrapolação para sistemas similares, é fundamental a estimativa dos parâmetros de decaimento de cloro para cada sistema isoladamente, sendo estes dependentes da origem da água e particularidades de cada sistema;
- ✓ Os coeficientes de decaimento k_b demonstram um valor elevado, evidenciando uma forte demanda de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes na água. Para os cenários analisados, o decaimento do cloro independe das características físicas da rede de distribuição (diâmetro, material das tubulações) e sim, devido à qualidade da água fornecida. Com isso, verifica-se a necessidade de investigação das substâncias que possivelmente estão ocasionando a degradação do desinfetante.

REFERÊNCIAS

- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado Da Paraíba. Açudes monitorados. Disponível em: < <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/volumesAcudes.do?metodo=preparaGraficos&codAcude=531> >. Acesso em: 19 de Fevereiro de 2017.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 th ed. Washington, D.C. 2012.
- AZEVEDO NETO, J. M.; RICHTER, C. **Tratamento de água**. São Paulo: Edgard Blucher, 1998.
- BRANDT, M.,J., CLEMENT, J. POWELL, R.CASEY, D., HOLT, N. HARRIS, AND C. TA. **Managing Distribution Time to Improve Water Quality**- Phase I. AwwaRF. Denver, CO, 2004.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Diário Oficial da União, Brasília, DF. 14 dez. 2011.
- CHEUNG, P. B.; REIS, L. F. R.. **Gerenciamento da qualidade da água em sistemas de distribuição - técnicas computacionais**. In: GOMES, H. P. ; GARCIA, R. P.; REY, P. L. (Org.). Abastecimento de água - O estado da arte e técnicas avançadas. João Pessoa: Editora Universitária UFPB, 2007.
- CHEUNG, PETER B. – **Computational tools for water quality modeling in hydraulic networks** – calibration model. Hydraulic and Civil Engineering Research Unit, Cemagref Bordeaux. France, 2006.
- CLARK, R.; ROSSMAN L.A.; WYNER L. J. Modeling distribution system water quality: Regulatory implications. **Journal of water resources planning and management**. V.121,p. 423-428, 1995.
- CLARK, R.;SIVAGENESAN, M. Predicting Chlorine Residuals in drinking water: second order model. **Journal of water resources planning and management**. 128:152-160, 2002.
- DANIEL, L. A. **Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável**. Prosab: São Carlos, 2001
- DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. v. 1. Rio de Janeiro: ABES, 1993.
- DI BERNARDO L., DI BERNARDO A. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ed. São Carlos: RIMA, 2005.
- FERREIRA FILHO, S. S.; SAKAGUTI, M. **Comportamento cinético do cloro livre em meio aquoso e formação de subprodutos da desinfecção**. v. 13, p. 198-206, 2008.

- FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A. Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems. **Water Research**, v. 45, n. 16, p. 4896-4908, 2011.
- GALDINO, F. A. G. **Indicadores sentinelas para a formulação de um plano de amostragem de vigilância da qualidade da água de abastecimento de Campina Grande (PB)**. 2009. 107f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, 2009.
- GUIMARÃES, R. M. **Ocorrência de cloro residual combinado no sistema de distribuição de água de Campina Grande (PB)**. Campina Grande - PB: UFCG, 2010. 89f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande. 2010.
- HALLAM, N.B.; HUA F.; WEST J. R.; FOSTER C. F.; SIMMS J. Bulk decay of chlorine in water distribution systems. **Journal of water resources planning and management**. Vol. 129:1, 2002 p 79-81.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2006. 859p.
- HUA F.; WEST J.R.; BARKER R.A.; FORSTER C. F. Modeling of chlorine decay in municipal water supplies. **Water Research**, v. 33, n. 12, p. 2735- 2746, Aug, 1998.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **IBGE Cidades**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2017.
- LEAL, E.S. **Modelagem da degradação de cloro residual livre em sistemas de adução de água de abastecimento de porte médio**. UFCG. 106p. **Dissertação** (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.
- LECHEVALLIER, M.; GULLICK, R.; KARIM, M. The potencial for health Risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients. Draft Distribution System White Pater, 2002.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2ª ed. São Paulo: Átomo, 2008.
- MENESES. R.A, **Diagnóstico operacional de sistemas de abastecimento de água: o caso de Campina Grande**. (2011). 144 p. **Dissertação** (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**; Tradução. 5 ed. AMGH, Porto Alegre: 2016.
- MONTEIRO, L., FIGUEREDO, D., DIAS, S., FREITAS, R., COVAS, D., MENAINA, J., COELHO, S. T. **Modeling of chlorine decay in drinking water supply systems using EPANET MSX**. 12th International Conference on Computing and Control for the Water Industry, Procedia engineering. n. 70, p. 1192-1200. 2014.

NASCIMENTO, R.S.; CURI, R.C.; CURI, W.F.; OLIVEIRA, R.; SANTANA, C.F.D.; MEIRA, C.M.B.S.. Simulação de alterações numa ETA convencional de porte médio para a produção de água segura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, p. 439-450, 2016.

NASCIMENTO, R.S. **modelo conceitual para a gestão da qualidade da água em sistemas de abastecimento de médio porte**. 2016. 199f. **Tese** (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2016.

PIEREZAN, M.L. **Monitoramento contínuo do residual do Cloro em sistema de distribuição de água para abastecimento**. UFMS.150p. **Dissertação** (Mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

POWELL, J. C.; WEST, J. R.; HALLAM, N.B., FORSTER. C. F., SIMMS, J.. Performance of various kinetics models for chlorine decay. **Journal of water resources planning and management**. Vol. 126 (1):13-20, 2000

RICHTER, C.A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

ROSSMAN, L.A.; CLARK, R.M; GRAYMAN, W.M. Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. **Journal of Environmental Engineering**, v.120, n.4, p.803-820, jul/ago.1994.

ROSSMAN, L. A.; BOULOS P. Numerical methods for modeling water quality in distribution systems: A comparason. **Journal of water resources planning and management**. 122:137-146, 1996.

ROSSMAN, L. A. **EPANET 2 user's manual**: U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 2000.

SALGADO, S.R.T. **Estudo dos Parâmetros do Decaimento do Cloro Residual em Sistema de Distribuição de Água Tratada Considerando Vazamentos**. São Carlos, 2008.145p. **Dissertação** (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil.

SILVEIRA, B.I. **Cinética Química das reações homogêneas**. São Paulo: Edgard Blucher, 1996.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análise físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande: O Autor, 200. 266p.

TRIMBOLI, Marcelo José. **Aplicação e análise de um modelo de qualidade de água para a determinação da concentração de cloro residual livre em um setor de abastecimento de água**. Campinas, Faculdade de Eng. Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2006.153p. **Dissertação** (Mestrado).

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Controlling disinfection by-products and microbial contaminants in drinking water**. Washington: USEPA, 2001.

VIEIRA P.; COELHO S.T., LOUREIRO D. Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modeling chlorine decay in water supply. **Journal of Water Supply Research and Technology**, v.53, n.7,p.453-467, Nov, 2004

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

WHITE, G.C. **The handbook of chlorination and alternative disinfectants**. 3e edition. Van Nostrand Reinhold, New York, 1992.