UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

ANÁLISE DO DECAIMENTO DO CLORO RESIDUAL LIVRE COM CONTAMINAÇÃO PONTUAL NA REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA DO LAGO NORTE – DF EM SITUAÇÃO DE INTERMITÊNCIA

ISABELA MIRNA MARQUES LOURENÇO

ORIENTADOR: ARTHUR TAVARES SCHLEICHER

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA AMBIENTAL

BRASÍLIA/DF: JULHO/2018

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

ANÁLISE DO DECAIMENTO DO CLORO RESIDUAL LIVRE COM CONTAMINAÇÃO PONTUAL NA REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA DO LAGO NORTE – DF EM SITUAÇÃO DE INTERMITÊNCIA

ISABELA MIRNA MARQUES LOURENÇO

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

_____

ARTHUR TAVARES SCHLEICHER, MsC (ENC/UnB)
(ORIENTADOR)

_____

YOVANKA PEREZ GINORIS, DsC (ENC/UnB)
(EXAMINADORA INTERNA)

_____

SÉRGIO KOIDE, PhD (ENC/UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

DATA: BRASÍLIA/DF, 05 DE JULHO DE 2018.

FICHA CATALOGRÁFICA

LOURENÇO, ISABELA MIRNA MARQUES

Análise do decaimento do cloro residual livre com contaminação pontual na rede de distribuição de água do Lago Norte – DF em situação de intermitência.

ix, 85 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2018)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Decaimento do cloro residual
2. Ultrafiltração
3. Lago Paranoá
4. Rede de distribuição de água
I. ENC/FT/UnB
II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Lourenço, I.M.M. (2018). *Análise do decaimento do cloro residual livre com contaminação pontual na rede de distribuição de água do Lago Norte – DF em situação de intermitência.* Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 85 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DA AUTORA: Isabela Mirna Marques Lourenço

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Análise do decaimento do cloro residual livre com contaminação pontual na rede de distribuição de água do Lago Norte – DF em situação de intermitência.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2018

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

_____

Isabela Mirna Marques Lourenço
bela.mirna@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Neste momento sou gratidão. Sou grata à Deus, que nunca me abandonou, que sempre me deu forças, que me manteve calma, iluminada e persistente, nesta tão difícil caminhada. Que a cada manhã me presenteou com o sopro da vida e com um lindo amanhecer, me mostrando que desisti nunca é uma opção e que nada é impossível quando se tem Ele como guia.

Sou grata aos meus pais, por sempre me apoiarem, por confiarem em mim e no meu potencial, o sacrifício de vocês me colocou onde estou hoje, sem vocês não sou nada, vocês são a melhor parte de mim. Mãe, muito obrigada pela paciência, pelo abraço nos momentos de estresse, pelas palavras que tanto me confortaram nos momentos de crise. Pai, muito obrigada pelo ombro amigo, por nunca desistir de mim e por sempre me lembrar que sou capaz de conquistar tudo aquilo que desejo.

Agradeço ao meu orientador, Arthur Tavares Schleicher, pela dedicação, orientação impecável, paciência, convívio e conversas sempre tão esclarecedoras e tranquilizantes.

Agradeço às minhas amigas de infância, Larissa e Leticia Lira, a amizade de vocês me faz mais forte e me faz crescer a cada dia, minhas irmãs de alma. Sou grata as amigas, Desireé e Tábata que foram minhas válvulas de escape todos esses anos de luta, obrigada por sempre estarem presente na alegria e nas crises de ansiedade, o ombro amigo de vocês fez toda diferença. À amiga, Brenda Coimbra, obrigada por todo incentivo, por comemorar minhas vitórias como se fossem suas, obrigada por sempre me lembrar que no fim tudo fica bem. À grande amiga, Stefanie Katrin, muito obrigada pela amizade sincera e por todas as palavras de incentivo e de tranquilidade, elas fizeram toda diferença nessa caminhada. À colega de profissão, veterana e amiga, Mariana Santos, obrigada por ser sempre tão bondosa e generosa, você me ajudou muito, de muitas formas. Ao grande amigo, Daniel Valencia, que foi essencial de tantas formas nessa última etapa do curso.

Gratidão imensa ao grupo especial de amigos AOA, amigos, colegas de profissão e fortalezas para mim durante todos esses anos de UnB, vocês fizeram toda essa caminhada ser mais bonita e leve.

Sou Gratidão. Grata à tantas pessoas e amigos que gostaria de citar nominalmente, mas que infelizmente não é possível, sendo assim, finalizo com um imenso obrigada, a todos que contribuíram direta e indiretamente na realização desse projeto e para minha formação.

RESUMO

Brasília, no ano de 2016, enfrentou uma das maiores crises hídricas vivenciadas na região, fazendo-se necessária a elaboração do Plano Integrado de Enfrentamento a Crise Hídrica, o qual introduziu medidas de redução da pressão na rede de distribuição de água, racionamento com interrupção completa do abastecimento em todas as regiões administrativas do Distrito Federal, entre outras. Além disso, também se fez necessária a construção da Estação de Tratamento de água Emergencial do Lago Norte, sendo sua captação realizada no Lago Paranoá e tecnologia de tratamento utilizada do tipo Ultrafiltração, introduzindo assim água de reuso à vazão de abastecimento para consumo humano do DF, considerando que o Lago Paranoá também estabelece função de corpo receptor das ETEs da região.

A ETA Emergencial do Lago Norte tem como objetivo principal reforçar o sistema Santa Maria/Torto e indiretamente o Descoberto, além de abastecer diretamente as regiões administrativas do Lago Norte, Paranoá, Itapoã, Taquari, Asa Norte e Noroeste. Sua inauguração foi realizada em outubro de 2017, frente a protestos da população e reclamações recorrentes referentes a qualidade da água que chegara as ligações prediais dos habitantes das regiões de responsabilidade de abastecimento dessa ETA. Sendo assim, necessária a realização de estudos referentes a possível contaminação da água no interior do sistema de abastecimento dessas regiões administrativas, considerando a total eficiência da ultrafiltração como tratamento de água para consumo humano, além de observar se a operação de intermitência de distribuição da vazão tem relação com essa diminuição da qualidade da mesma.

Sendo assim, o presente estudo tem como objetivo analisar o comportamento do decaimento do cloro residual livre no interior da rede de distribuição de água da Região Administrativa do Lago Norte, fazendo uso do Software EPANET, utilizando três cenários de simulação, sendo o primeiro de operação habitual do sistema, o segundo considerando racionamento e o terceiro de introdução pontual de contaminante na rede.

Nota-se que o decaimento do cloro no interior da rede é bastante influenciado pela distância do ponto de análise até o reservatório de abastecimento e a ETA, sendo que sua concentração apresenta decaimento exponencial, assumindo menores valores em pontos mais distantes. Em situação de racionamento, é notório um maior decaimento da concentração do cloro nas 24 horas de interrupção do fornecimento da vazão, devendo-se este as reações de parede com as tubulações e reservatório do sistema.

Palavras-chave: cloro residual livre, decaimento, racionamento, Lago Norte

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 20
2. OBJETIVOSDA 23
2.1. OBJETIVO GERAL 23
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 23
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 24
3.1. CONTAMINANTESEMERGENTES 24
3.1.1. Características dos contaminantes emergentes 27
3.2. CONTAMINANTES MICROBIOLÓGICOS 28
3.2.1. Características dos contaminantes microbiológicos 30
3.3. TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO 31
3.3.1. Limitações das Tecnologias de Tratamento Convencionais 33
3.3.2. Processo de Separação por membranas 35
3.3.3. Ultrafiltração 36
3.3.4. Limitações da Ultrafiltração 37
3.2.6. Métodos para conservação da qualidade da água na rede de abastecimento público 39
3.2.7. Limitações da cloração 40
3.4. MODELAGEM DE REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO 42
3.4.1. Tipos de rede 43
3.5. EQUAÇÕES HIDRÁULICAS PARA DIMENSIONAMENTO DE REDES DE ABASTECIMENTO 45
3.5.1. Vazão de distribuição 45
3.5.2. Perdas de carga 46
3.5.3. Pressões na rede 47
3.5.4. Velocidade de escoamento na rede 47
3.6. EQUAÇÕES DE DISPERSÃO DE CONTAMINANTES NA REDE DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA 48
3.7. DEGRADAÇÃO DE CONTAMINANTES E DECAIMENTO DO CLORO RESIDUAL NO INTERIOR DA REDE DE DISTRIBUIÇÃO 50
3.8. PACOTES DE MODELAGEM COMPUTACIONAL DE REDES DE ABASTECIMENTO 55
3.9. RISCOS PARA REDES DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA 56

3.9.1. Riscos gerais de contaminações e falhas 56
3.9.2. Riscos específicos de contaminação – Falha no tratamento de água para consumo 59
4. METODOLOGIA 60
4.1. ÁREA DE ESTUDO 60
4.1.1. Localidades escolhidas para simulação de contaminação por micropoluentes 62
4.2. USO DO EPANET 65
4.2.1. EPANET 2.0 65
4.2.2. Simulações utilizadas no EPANET 66
4.2.3. Tratamento dos dados 70
4.2.4. Simplificação do Sistema de abastecimento de água do Lago Norte 74
4.2.5. Parâmetros inseridos no software EPANET para simulação da qualidade da água na rede 77
4.3. SIMULAÇÃO DAS QUATRO SITUAÇÕES SELECIONADAS 79
4.3.1. Situação operacional habitual 79
4.3.2. Situação de racionamento 80
4.3.3. Situação de contaminação pontual 81
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES 82
5.1.1. Situação operacional habitual 83
5.1.2. Simulação operacional em situação de racionamento 88
5.1.3. Simulação da contaminação pontual na rede em situação habitual e de intermitência 94
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 100

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Mapa Hidrográfico do Distrito Federal (Adasa – Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal) 26
Figura 3.2 Vias de entrada de contaminantes emergentes em mananciais naturais 27
Figura 3.3 Configuração das instalações de uma Estação de Tratamento de água em ciclo completo (Francisco *et al*., 2011) 33
Figura 3.4 Principais características dos tratamentos por separação de membranas (Habert *et al.*, 2006) 36
Figura 3.5 Representação de sistemas simples de abastecimento de água. (Tsutiya, 2006) 43
Figura 3.6 Esquema de rede malhada (a) em blocos (b) em anéis (Tsutiya, 2006; JWWA, 1978). 44
Figura 3.7 Esquema de rede ramificada (Tsutiya, 2006). 44
Figura 3.8 Velocidades máximas em função do diâmetro (a) e vazões máximas a partir das velocidades recomendadas pela tabela (b). (Martins, 1976) 48
Figura 3.9 Componentes das reações de decaimento do cloro residual em redes de distribuição de água para consumo humano. (Fernandes, 2002) 51
Figura 4.1 Cronograma geral do trabalho 60
Figura 4.2 Balaço hídrico do Lago Paranoá (Caesb e PGIRH, 2012) 61
Figura 4.3 Localização da ETA do Lago Norte (Caesb, 2017) 62
Figura 4.4 Regiões administrativas do Distrito Federal (Geoportal, 2018) 65
Figura 4.5 Zonas de reação no interior da rede de distribuição de água (EPA, 2000) 68
Figura 4.6 Curva típica de comportamento de 22 setores de abastecimento de água da Região Metropolitana de SP (adaptado Tsutiya, 2006) 73
Figura 4.7 Representação do sistema de abastecimento de água do Lago Norte no EPANET 75
Figura 4.8 Imagens de satélite da RA XVIII - Lago Norte, DF. (Geoportal, 2018) 76
Figura 4.9 Sistema de abastecimento de água do Lago Norte simplificado 76
Figura 5.1 Nós de análise da Rede de distribuição de água do Lago Norte, representado no desenho do EPANET 83
Figura 5.2 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QI 02 do Lago Norte 85
Figura 5.3 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QI 02 do Lago Norte com qualidade inicial alterada 85

Figura 5.4 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QL 02 do Lago Norte 86
Figura 5.5 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QI/QL 07 e 08 do Lago Norte 87
Figura 5.6 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QL 15 do Lago Norte (Fim de rede) 88
Figura 5.7 Decaimento do CRL no interior do RAPO Lago Norte durante situação de racionamento 89
Figura 5.8 Decaimento do CRL em situação de racionamento para os nós da QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15 90
Figura 5.9 Decaimento do CRL para o nó de fim de rede "n9" 91
Figura 5.10 Decaimento do CRL em situação de racionamento para os nós da QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15 para o pior cenário de concentração inicial nos nós 92
Figura 5.11 Taxas de reações médias do sistema de abastecimento de água do Lago Norte em situação operacional de intermitência 93
Figura 5.12 Decaimento do CRL em duas tubulações de materiais distintos na altura da QI 07 93
Figura 5.13 Decaimento do cloro residual livre durante as 168 horas de simulação diante de possível contaminação por matéria orgânica para as QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15. 95
Figura 5.14 Decaimento do cloro residual livre durante as 168 horas de simulação diante de possível contaminação por matéria orgânica para as QI/QL 07 e 08 95
Figura 5.15 Decaimento do cloro residual livre durante as 168 horas de simulação diante de possível contaminação por matéria orgânica para a QL 15 96
Figura 5.16 Decaimento do cloro residual livre em situação operacional de racionamento diante de possível contaminação por matéria orgânica para as QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15. 97

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Principais características dos microcontaminantes (Geldreich, 1996) 30
Tabela 3.2 Limitações das tecnologias convencionais de tratamento de água para consumo humano 34
Tabela 3.3 Tecnologias de tratamento necessárias complementares a ultrafiltração (Vickers, 2005a) 39
Tabela 3.4 Valores de Kb e Kw obtidos em diferentes estudos para distintas localidades . 54
Tabela 4.1 Características físico-químicas e de qualidade da água sendo distribuída pela Caesb no Sistema de abastecimento Torto-Santa Maria (Caesb, 2017) 64
Tabela 4.2 Consumo *per capita* Lago Norte (Caesb, 2017) 72
Tabela 4.3 Análise dos dados de qualidade da água do sistema de abastecimento do Lago Norte, para os anos de 2016, 2017 e 2018 74
Tabela 4.4 Dados da reação cinética de decaimento do cloro residual livre inseridos no EPANET 78
Tabela 4.5 Piores registros de CRL no sistema de abastecimento de água do Lago Norte no ano de 2017 80

LISTA DE ABREVIAÇÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

4n-NP	4-n-Nonilfenol
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Adasa	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal
ATZ	Atrazina
BPA	Bisfenol A
Caesb	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federa
CAF	Cafeína
CRL	Cloro residual livre
DCF	Diclofenaco
DF	Distrito Federal
E1	Estrona
E2	Estradiol
E3	Estriol
EE2	17α-etinilestradiol
EPA	Environmental Protection Agency
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
GIS	Sistema de Informação Geográfica
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
m.c.a.	Metros de Coluna d'água
MO	Matéria Orgânica
NMP	Número mais provável de coliformes
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PGIRH	Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PVC	Policloreto de Vinila
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RNF	Reservatórios de Nível d'água Fixo
RNV	Reservatórios de Nível d'água Variável
SMX	Sulfametoxazol
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manto de Lodo *(Upflow Anaerobic Sludge Blanket)*
UF	Ultrafiltração
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos *(United States Enviromental Protection Agency)*
USGS	Serviço Geológico dos Estados Unidos *(United States Geological Survey)*

1. INTRODUÇÃO

A acentuada ampliação de áreas urbanas, aumento exponencial da população mundial e avanços tecnológicos e industriais contribuem fortemente para um significativo aumento da degradação do meio ambiente. Efluentes industriais, lixiviados de aterros sanitários, águas pluviais urbanas e águas residuárias domésticas são alguns exemplos de fontes de contaminação de mananciais superficiais urbanos.

No Brasil, a Lei 11.445, de 05 de janeiro de 2007, estabelece as diretrizes nacionais e a Política Federal de Saneamento Básico, a qual determina a prestação dos serviços de saneamento e o fornecimento de água potável em quantidade e qualidade adequadas e suficientes à população. A resolução CONAMA Nº 357/2005, a Nº 430/2011 e a Portaria Nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde dispõem sobre as classificações dos corpos d'água superficiais para diferentes usos, estabelece condições e padrões para lançamento de efluentes em mananciais superficiais e retratam procedimentos de controle e vigilância da qualidade e potabilidade da água para consumo humano. Tais exigências legais tornam-se mais rígidas com o passar dos anos, o que exige maior dedicação nas áreas de estudo de tratamento de águas para consumo humano e residuárias.

No Brasil, as chamadas tecnologias de tratamento em ciclo completo são as mais utilizadas nas Estações de Tratamento de água (IBGE, 2010), essa configuração de tratamento apresenta instalações robustas, além de contar com várias etapas de separação de impurezas até se atingir um efluente final purificado. Entretanto, as chamadas tecnologias convencionais de tratamento de água para consumo humano apresentam algumas falhas em relação a remoção de determinados poluentes dissolvidos na água, além de utilizar altas dosagens de coagulantes químicos no tratamento, o que pode causar a incorporação de subprodutos químicos no clarificado e no lodo da ETA, podendo gerar graves problemas ambientais, entre outras dificuldades operacionais que podem comprometer a qualidade do efluente final da ETA.

As chamadas tecnologias não convencionais de tratamento de água são alternativas para se obter uma efluente final de maior qualidade nas estações de tratamento de água, tendo destaque a ultrafiltração, que trata-se de um processo de separação por membranas, sendo capaz de remover coloides, bactérias, protozoários, vírus, além de substâncias responsáveis pela presença de cor e turbidez na água. Quando combinada com outra tecnologia simples de tratamento, como por exemplo a coagulação química, pode apresentar efluente final de qualidade ainda mais elevada.

A desinfecção, além de ser a etapa de refinamento final da água para consumo humano, também desempenha papel importante na preservação da qualidade e potabilidade desta na rede, a fim de preservar seu estado de pureza até que esta atinja seu destino final, as ligações prediais de seus consumidores. O agente de desinfecção mais comumente utilizado em ETAs é o cloro, pois este além de apresentar baixo custo, ampla disponibilidade e elevada ação germicida, ainda é capaz de deixar um residual em solução, denominado cloro residual livre, o qual auxiliará na prevenção e desenvolvimento de bactérias e outros seres patógenos no interior do sistema de distribuição de água. As exigências da Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde é de no mínimo 0,2 mg/L de cloro residual livre em todo o interior do sistema de distribuição de água para consumo humano.

Deve-se preocupar com a qualidade e potabilidade da água na saída da estação de tratamento de água bem como no interior da rede de distribuição, podendo esta ser comprometida por alterações na integridade física e operacional do sistema de distribuição como um todo. Assim, deve-se analisar a eficiência do cloro residual livre quando o sistema encontra-se em situação de contaminação da água na rede, podendo esta ser acarretada por ligações clandestinas, as quais comprometem a estabilidade e plenitude física das tubulações podendo facilitar a intrusão de contaminantes na rede. Situações de racionamento também podem estar ligadas ao comprometimento da qualidade e potabilidade da água no interior das tubulações de transporte, pois esta altera as características hidráulicas do sistema, como pressão e velocidade, o que pode causar o desprendimento de biofilmes das paredes das tubulações, os quais devem ser combatidos pelo cloro residual ali presente para não se observar uma queda na qualidade organoléptica da água distribuída aos consumidores.

Em Brasília, nota-se que há 80% de coleta de águas residuais domésticas e 100% deste percentual é tratado em 15 estações de tratamento de esgoto, sendo que duas destas utilizam o Lago Paranoá como corpo receptor de seus efluentes tratados (SNIS, 2015). Nos últimos anos, a capital do país tem enfrentado uma severa crise hídrica, a qual exigiu medidas emergenciais para controlar a escassez de água na região, evitando grandes prejuízos no abastecimento para a população. Uma dessas medidas foi a construção da ETA Lago Norte, a qual é operada com tecnologia de tratamento do tipo ultrafiltração e tem como objetivo reforçar o sistema de abastecimento Torto/Santa Maria. Pelo fato do Lago Paranoá ter um histórico com episódios de eutrofização e por desempenhar função de corpo receptor de ETEs da região, uma falha no tratamento de água para consumo humano poderia causar grandes prejuízos à saúde e bem-estar da população abastecida. Além disso, por estar em

situação de racionamento e pela capital apresentar um índice de perdas na distribuição de 35,21%, segundo série histórica do SNIS (2016), sendo este percentual relacionado, segundo a Caesb, principalmente a ligações clandestinas observadas na região central do país, torna-se notório o estudo da possibilidade de contaminação da água na rede de distribuição.

Considerando as recorrentes reclamações por parte dos moradores das localidades de responsabilidade de abastecimento da ETA temporária do Lago Norte, em relação a qualidade da água, e a possível contaminação desta no interior do sistema de distribuição, o presente estudo busca analisar o decaimento do cloro no sistema de distribuição de água da região administrativa do Lago Norte, observação esta realizada por simulação de qualidade da água no software EPANET, frente a três cenários distintos, com funcionamento habitual do sistema de distribuição, com contaminação pontual na rede e com intermitência na distribuição de água aos ramais prediais da mesma.

2. OBJETIVOSDA

2.1. OBJETIVO GERAL

Simular a qualidade da água, com o auxílio do software EPANET, para analisar os residuais de cloro livre no interior da rede de abastecimento de água do Lago Norte.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os residuais de cloro livre em situação habitual de operação e em situação de racionamento, frente a três cenários distintos de quantidade de cloro residual livre em cada situação operacional.
- Simular um cenário de contaminação pontual da qualidade da água na rede em situação habitual de operação e de intermitência do abastecimento.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. CONTAMINANTESEMERGENTES

De acordo com a Agência de Pesquisas Geológicas dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* – USGS) contaminantes emergentes são substâncias químicas, de origem antrópica ou natural, ou qualquer micro-organismo que não é normalmente controlado no ambiente, mas que tem poder de adentrar o ecossistema e causar efeitos adversos ecológicos e/ou à saúde humana (USGS, 2012).

Também podem ser definidos como compostos químicos ou materiais de ocorrência natural ou produzidos pelo homem de descoberta recente ou possível presença nos compartimentos ambientais, podendo afetar negativamente o meio ambiente em virtude de sua toxicidade e/ou persistência ambiental. Esses compostos químicos não são necessariamente novos, podendo estarem presentes no meio ambiente há anos, porém, a preocupação com seus efeitos nocivos à biota e à saúde humana ocorreu recentemente. (Horvat *et al*, 2012; Sauvé e Desrosiers, 2014)

Alguns produtos químicos utilizados diáriamente, incluindo medicamentos, drogas ilícitas, retardantes de chamas, surfactantes e metabólitos, aditivos de gasolina, agrotóxicos e pesticidas, produtos de higiene pessoal e seus aditivos químicos entre outros,estão presentes no ambiente e associados a várias fontes, como lodos de estações de tratamento de água, efluentes de estações de tratamento de esgoto, escoamento das superfícies agrícolas e urbanas, lixiviado proveniente de aterros sanitários e deposição irregular de esgoto *in natura* em corpos d'água. Esses contaminantes são referidos coletivamente como contaminantes emergentes (contaminantes de interesse emergente/emergencial) e representam uma mudança no pensamento tradicional, já que muitos são produzidos industrialmente e ainda são lançados no meio ambiente por atividades domésticas comuns. (USGS, 2012).

Atualmente, o estilo de vida das populações urbanas é caracterizado pelo elevado consumo de medicamentos, drogas e produtos de limpeza cada vez mais industrializados e com grandes quantidades de reagentes químicos, plastificantes, entre outros produtos. Essas substâncias *in natura* são integradas às águas residuais domésticas e dessa forma os contaminantes emergentes incorporam-se ao meio ambiente. No caso do Brasil, essa situação se torna mais grave, devido à precariedade dos serviços de saneamento básico, onde apenas 50,3% do esgoto gerado em todo país é coletado, e desse percentual, 42,67% recebe devido

tratamento (SNIS, 2015), havendo grande registro de deposição *in natura* de esgoto nos mananciais de inúmeras regiões brasileiras.

Contudo, em relação à Brasília e as regiões administrativas do Distrito Federal, a situação de prestação de serviços de saneamento básico é bem diferente da registrada no restante do país. De acordo com dados do SNIS (2015), Brasília tem 82,17% de coleta de esgoto, sendo que 100% dessas águas residuárias são purificadas em diferentes estações de tratamento de esgoto da região.

Os efluentes das estações de tratamento de esgoto de Brasília (ETE Norte e Sul) são descartados no lago Paranoá, corpo d'água artificial formado pelo represamento do rio Paranoá e seus tributários Gama, Torto, Riacho Fundo e Bananal. Por desempenhar função de corpo receptor de esgoto tratado e drenagem pluvial urbana, o Lago Paranoá já apresentou episódios de eutrofização, devido ao alto volume de nutrientes recebidos dos efluentes das ETEs Norte e Sul da região. Na Figura 3.1 é apresentado o mapa hidrográfico do Distrito Federal, onde é possível observar a bacia do Paranoá e seus principais mananciais.

O tratamento do esgoto urbano de Brasília é realizado pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – Caesb, que o faz em 15 Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) espalhadas por todo seu território. Essas apresentam as mais variadas tecnologias de tratamento, sendo algumas delas: lodos ativados, lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, lagoa de alta taxa e reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA), sendo que cada uma dessas opções de tratamento apresenta determinadas limitações e falhas no que diz respeito à remoção de contaminantes emergentes das águas residuais da região. Dessa maneira, despertando certa preocupação, pois em outubro de 2017, a partir da crise hídrica, o Lago Paranoá, além de corpo receptor de efluentes de ETEs também se tornou manancial para captação de água destinada ao consumo humano, assim podendo introduzir determinados contaminantes emergentes na água designada à população, o que comprometeria o bem-estar e a saúde dos habitantes da capital do país

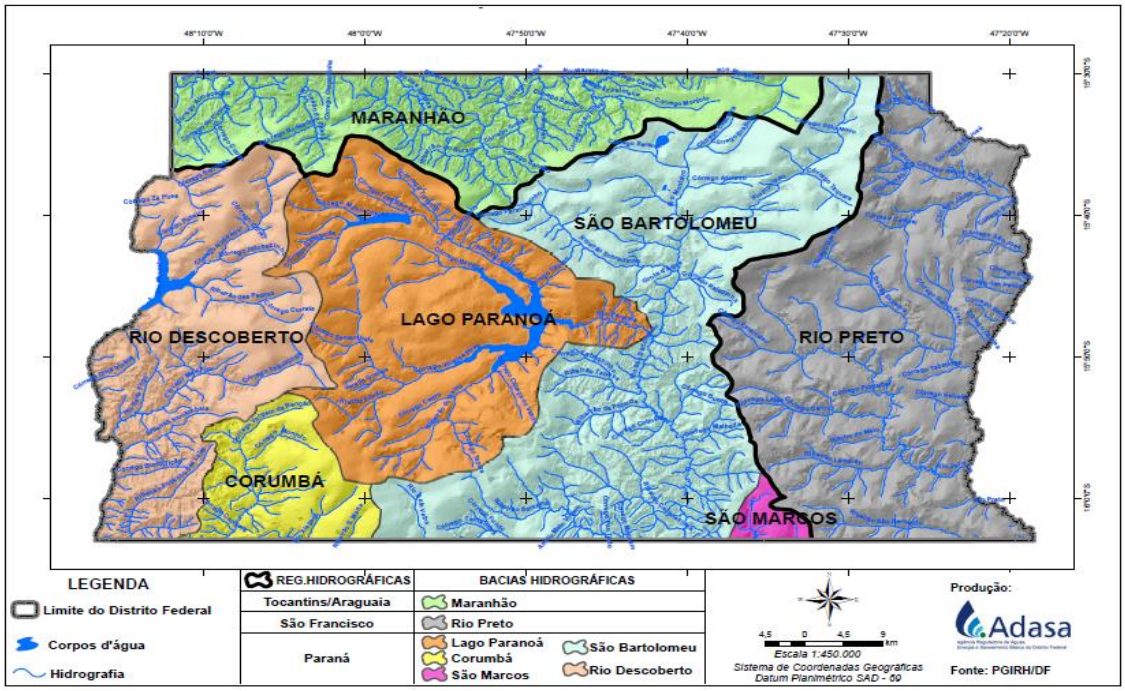


Figura 3.1 Mapa Hidrográfico do Distrito Federal (Adasa – Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal)

A incorporação dos contaminantes emergentes no meio ambiente é feita geralmente por meio de mecanismos de descarte, como já citado. Contudo, ainda se tem o registro de contaminantes emergentes provenientes de toxinas oriundas de algas naturais do próprio corpo d'água. As vias de incorporação de contaminantes emergentes estão resumidas na Figura 3.2.

Vale a pena ressaltar que, uma vez que esses contaminantes adentram a rede de distribuição de água para consumo humano, após tratamento em ETA, seu destino final é incerto, podendo este ser as ligações prediais dos consumidores, ou ainda incorporação nos biofilmes e paredes dos condutos e tubulações da rede.

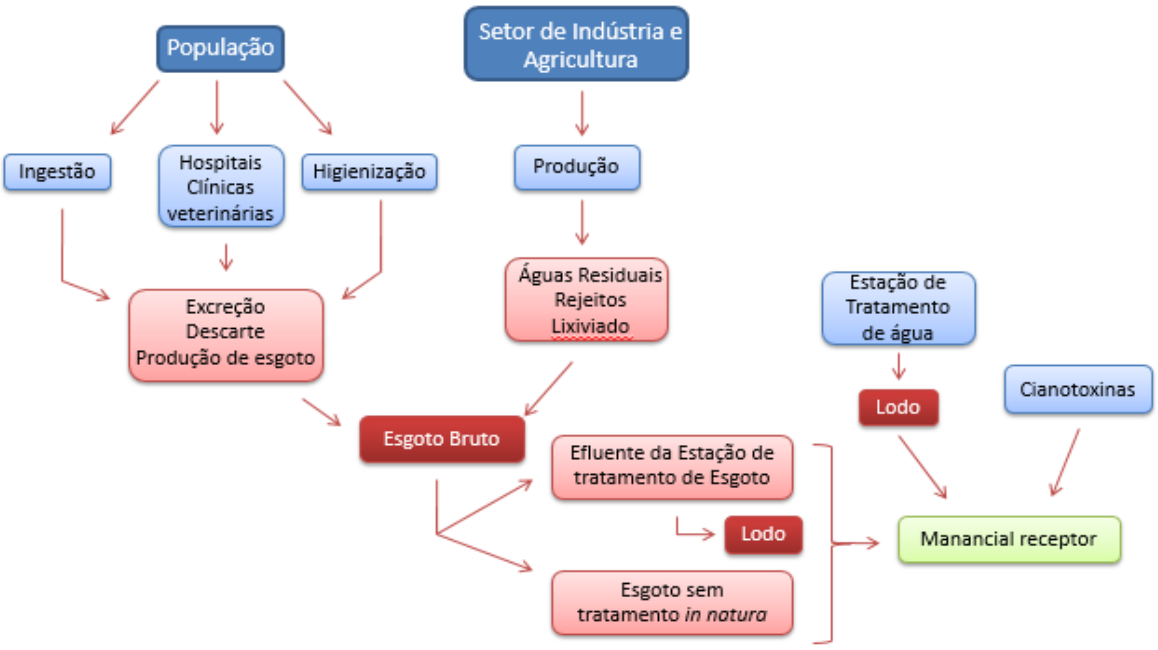


Figura 3.2 Vias de entrada de contaminantes emergentes em mananciais naturais

3.1.1. Características dos contaminantes emergentes

Os contaminantes emergentes presentes nos corpos aquáticos naturais costumam se apresentar em concentrações muito baixas, na ordem de µg/L a ng/L, ou ainda em pg/L. (Weigel *et al.*, 2002; Kuch e Ballschimiter, 2001). Devido às baixas concentrações, se faz necessário o uso de técnicas e métodos analíticos sofisticados para se conseguir detectar e quantificar esses poluentes no meio ambiente estudado.

Estudos realizados por Kuster *et al.* (2009), Sodré *et al.* (2007) e Locatelli *et al.* (2011), no Brasil, e Kolpin *et al.* (2002), nos EUA, buscaram efetuar a coleta e caracterização de contaminantes emergentes, assim observando baixas concentrações dessas substâncias no meio ambiente, algumas sendo detectadas na ordem de 0,57 ng/L, como foi o caso da progesterona, estudado por Benotti *et al*. (2009) em águas tratadas dos Estados Unidos. Contudo, mesmo em concentrações tão baixas, podem afetar as funções endócrinas de determinados seres, assim causando efeitos adversos em organismos saudáveis ou em seus descendentes. (IPCS, 2006)

Kummerer (2010) aponta que a exposição contínua a águas que apresentam certas concentrações residuais de fármacos pode causar efeitos adversos à saúde humana, como por exemplo lesão celular, desregulação endócrina, infertilidade, entre outros. Entretanto é importante ressaltar a complexidade de se obter resultados conclusivos em relação aos efeitos dos contaminantes emergentes à saúde humana, devido à complexidade e dificuldade

de se realizar estudos em humanos (questões éticas), ou ainda a demora da manifestação de efeitos de certos poluentes no corpo humano (podendo levar décadas ou manifestar-se em futuras gerações). Além disso, estudos realizados em diversos países revelam que a presença de contaminantes emergentes nos corpos d'água pode aumentar a quantidade de indivíduos hermafroditas como peixes, pássaros e anfíbios, além de diminuir a qualidade dos ovos destes animais. (Guillette *et al.*, 1996; Fernandez *et al.*, 2002; Guillette *et al.*, 1999; Milnes *et al.*, 2002; Gagné *et al.*, 2001; Fry, 1995). Suspeita-se que a ingestão de água contendo excesso de hormônios também pode estar relacionada com a diminuição do número de espermatozoide de homens e aumento da ocorrência de câncer de testículos. (Weber *et al*., 2002; Auger *et al*., 1995)

Os poluentes emergentes apresentam propriedades físico-químicas como persistência, volatilidade (apresentam mudanças repentinas em sua estrutura química), lipofilicidade (afinidade a gorduras), capacidade de bioacumulação, entre outras ainda não conhecidas que podem afetar o sistema endócrino (ou desenvolvimento) de determinados organismos. Além disso, as propriedade físico-químicas dos poluentes emergentes definem os destinos os quais estes atingirão no ambiente em que estão inseridos, como por exemplo solubilidade em água (γ_{sat}) que determina a concentração máxima dissolvida do contaminante, seus coeficientes de partição e de adsorção e hidrofobicidade influenciam a distribuição dos poluentes nos diferentes compartimentos do meio aquático (Halling-Sorensen *et al*., 1998; Ghiselli e Jardim, 2007).

Com todas essas características, muitos dos contaminantes emergentes são classificados como interferentes endócrinos. De acordo com a USEPA (2012), perturbadores endócrinos são agentes externos que causam alterações na síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de hormônios naturais responsáveis pela reprodução e/ou desenvolvimento.

3.2. CONTAMINANTES MICROBIOLÓGICOS

A Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, define água para consumo humano como aquela destinada à ingestão, preparação de alimentos e à higiene pessoal. Além disso define que esta deve ser potável, descrita como água que não ofereça riscos à saúde humana e que atenda aos padrões organolépticos e de potabilidade exigidos legalmente no país.

Além disso, o Ministério da Saúde dispõe, na Portaria supracitada, os padrões de qualidade e potabilidade da água para consumo humano. Dentre esses padrões de potabilidade

encontram-se parâmetros físicos, organolépticos e bacteriológicos, sendo esse último relevante, pois faz o monitoramento da qualidade microbiológica da água, assim identificando possíveis micro-organismos patógenos, prejudiciais à saúde humana, ou ainda aqueles relacionados à propagação de doenças de veiculação hídrica e epidemias.

Dentro dos contaminantes patógenos, podem-se citar as bactérias, vírus, protozoários, helmintos e algas, que quando presentes na água podem parasitar e/ou intoxicar seus consumidores. (Souza *et al.*, 1983; Szewzyk *et al.*, 2000). A presença destes micro-organismos na água está vinculada a uma via de acesso que pode ser seguida por germes e/ou agentes patógenos presentes nas fezes de pessoas contaminadas, as quais são introduzidas ao meio ambiente através do descarte ilegal e/ou inadequado de esgoto, daí a importância da implantação de tecnologias de tratamento adequadas que eliminem e/ou inativem esses tipos de micro-organismos das águas residuárias, além de evitar a possível contaminação cruzada da água residuárias com a água para consumo humano nas redes de coleta e distribuição.

Alguns exemplos de doenças de veiculação hídrica são: Amebíase, que apresenta como principal sintoma diarreia persistente; Giardíase e Criptosporidíase, infecção que pode ser assintomática ou causar dores abdominais, diarreia intermitente e má absorção de nutrientes; Gastroenterite, relacionada a diarreia, vômitos, febre e desidratação, podendo levar a óbito crianças com menos de um ano; Febre tifoide e paratifoide que causa febre, calafrios, indisposição gástrica, diarreia, dores de cabeça, mal-estar, fadiga, boca amarga e aumento considerável do baço; Hepatite infecciosa dividida em dois tipos A e B; dentre outras.

Para monitoramento da qualidade microbiológica da água para consumo humano utilizam-se indicadores biológicos específicos, sendo os coliformes, bastonetes gram-negativos do tipo *Enterobacteriaceae*, os mais comumente utilizados para esse tipo de inspeção. (Silva, 1999). Eles se comportam como bons bioindicadores de contaminação microbiológica, pois são de fácil e rápida detecção, tratam-se de bactérias habituais do intestino de animais homeotermos, assim indicando a presença de fezes e/ou esgoto sanitário no ambiente os quais são encontradas, além de estarem amplamente distribuídos no meio ambiente tendo maior destaque de crescimento em água, sendo o principal tipo encontrado os coliformes fecais, os quais estão diretamente relacionados à maioria das infecções intestinais humanas, assim despertando interesse na saúde pública (Koneman *et al.*, 2001).

3.2.1. Características dos contaminantes microbiológicos

A Tabela 3.1 apresenta os principais contaminantes microbiológicos encontrados em águas superficiais contaminadas de todo o planeta, algumas características importantes destes seres e doença relacionada ao patógeno.

Tabela 3.1 Principais características dos microcontaminantes (Geldreich, 1996)

Organismo	**Doença**	**Quantidade excretada por indivíduos contaminados (por grama de fezes)**	**Sobrevivência máxima na água (dias)**	**Dosagem infectante**
Bactérias				
Escherichia coli	Infecção intestinal e urinária	10^8	90	10^2 a 10^9
Salmonella	Febre tifoide/paratifoide	10^6	60 a 90	10^6 a 10^7
Shigella	Desinteria bacilar	10^6	30	100
Campylobacter	Diarreia	10^7	7	10^6
Vibrio cholerae	Cólera	10^6	30	10^8
Yersinia enterocolitica	Peste bulbônica/ Pseudotuberculose	10^5	90	10^9
Aeromonas		-	90	10^8
Leptospira	Leptospirose	-	-	3
Vírus				
Enterovírus	Infecção por ebterovírus	10^7	90	1 a 72
VHA	Hepatite A	10^6	5 a 27	1 a 10
Rotavírus	Rotavirose	10^6	5 a 27	1 a 10
Norwalk	Infecção por Vírus Norwalk	-	5 a 27	-
Protozoários				
Entamoeba	Amebíase	10^7	25	10 a 100
Giardia	Giardíase	10^5	25	1 a 10
Cryptosporidium	Gastroenterite/Infecção urinária	100	-	1 a 30
Balantidium coli	Balantidiose	-	20	25 a 100
Helmintos				
Ascaris	Ascaridíase	1.000	365	2 a 5
Taenia	Teníase	1.000	270	1

No Brasil, é possível observar o relato de inúmeros incidentes relacionados a contaminação da água para consumo humano em redes de distribuição e sistemas de abastecimento público. Em 2015, moradores de algumas localidades da cidade de São Paulo fizeram queixas a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) em relação a qualidade da água que chegara às suas residências. Moradores de Jardim Paulista, bairro da zona norte da capital, de topografia elevada e localizado próximo à Serra da Cantareira, observaram uma água de aparência amarronzada e de odor desagradável saindo de suas torneiras, além

de relatos de pessoas com sintomas de infecção intestinal, diarreia e cólicas após ingestão da mesma, os moradores ainda relatam que os episódios ocorrem sempre em momentos antes de se interromper o abastecimento e quando a vazão de água retorna as ligações residenciais. M'Boi Mirim, outro bairro de São Paulo localizado na zona sul, também teve confirmação relatada pela Sabesp de contaminação da água relacionada aos períodos de interrupção do abastecimento devido às medidas de racionamento implantadas no município. Segundo a Companhia de Saneamento a contaminação em Jardim Paulista deve-se ao vazamento de uma rede de coleta de esgoto localizada próxima às tubulações de distribuição de água, onde houve infiltração de esgoto devido à baixa pressão nas tubulações causada pelo racionamento observado na região.

Além de casos de ingestão de água contaminada por manobras de racionamento, no Brasil, também se observa inúmeros registros de contaminação por contato com água contaminada em casos de enchentes, problema bastante relatado em diversas regiões do país. Em Rondônia, por exemplo, em 2014, a Agência Estadual em Vigilância Sanitária (Agevisa) registrou a maior enchente do Rio Madeira dos últimos dez anos, a qual foi responsável por 49 casos de leptospirose, 2 de febre tifoide, inúmeros casos de diarreia, além de suspeita de 2 casos de cólera, todas doenças de vinculação hídrica por ingestão e contato com água contaminada.

O problema de ingestão de água contaminada não se restringe ao ambiente urbano, em áreas rurais, infecções relacionadas a contaminação hídrica também são muito comuns. Casali (2008) realizou pesquisas na área rural do Rio Grande do Sul com o intuito de levantar dados a cerca da qualidade organoléptica e microbiológica da água disponível para consumo humano em escolas da área rural do estado anteriormente supracitado. Nesse estudo foram avaliadas amostras de águas distribuídas a 34 escolas em termos de qualidade química, física, organoléptica e microbiológica, feito as análises, notou-se que 73,5% destas está em discordância com os padrões de qualidade.

3.3. TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Com os constantes avanços tecnológicos e industriais tem-se observado um constante aumento da poluição e redução da qualidade de águas superficiais de todo o planeta, assim tornando indispensável o tratamento prévio da água destinada a consumo humano.

Di Bernardo e Dantas (2005) relatam que a maioria das epidemias que se alastram em países em desenvolvimento estão relacionadas a água de qualidade microbiológica insatisfatória e

possível contaminação físico-química da mesma, gerando assim as chamadas doenças de veiculação hídrica e de origem hídrica, que podem ser evitadas com tecnologias de tratamento de água adequadas.

Em relação ao Brasil, como citado anteriormente, a situação se torna mais preocupante, pois a prestação de serviços de saneamento básico, em determinadas regiões do país, é precária, se tendo registros de lançamento de esgoto bruto em águas superficiais utilizadas para consumo humano, as quais, muitas vezes, não são submetidas a tecnologias de tratamento de água adequadas para remoção dos poluentes que podem estar incorporados a esse efluente.

A escolha da tecnologia de tratamento deve relacionar aspectos ambientais e socioeconômicos da localidade em que se pretende instalar a estação de tratamento de água. Assim, considerando características físicas, químicas e biológicas da água do manancial que pretende ser instrumento de captação da ETA, sendo essas características da água obtidas através de experimentos laboratoriais ou estações piloto de tratamento. Além de ser necessário considerar a disponibilidade financeira e de pessoal qualificado para operação das instalações da estação de tratamento, observando se os equipamentos serão bem manuseados pelos servidores da ETA de forma a não comprometer a qualidade do efluente final por equívocos operacionais (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Importante ressaltar que, atualmente, surge grande discussão em torno de investimentos maiores em tratamento de efluentes e tecnologias empregadas em ETEs, assim poupando a poluição de mananciais superficiais urbanos, gerando economia e menor exigência das tecnologias de tratamento empregadas em ETAs.

De acordo com pesquisas realizadas pelo IBGE (2002), as tecnologias de tratamento de água para consumo humano são classificadas em convencionais, as quais incluem todas as etapas tradicionais de tratamento e as chamadas não-convencionais que utilizam técnicas não tradicionais para clarificação da água para consumo humano (PROSAB, 2003).

As chamadas tecnologias de tratamento em ciclo completo são as mais utilizadas nas estações de tratamento de água brasileiras (IBGE, 2010). Essa configuração de instalações para tratamento de água consiste em coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração, desinfecção, fluoração e correção do pH. (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Está apresentada na Figura 3.3 a configuração típica de uma estação de tratamento de água em ciclo completo.

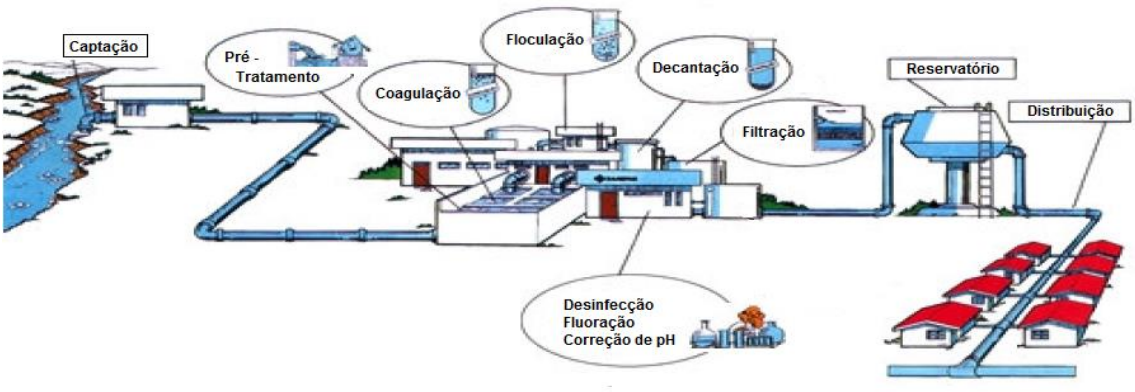


Figura 3.3 Configuração das instalações de uma Estação de Tratamento de água em ciclo completo (Francisco *et al*., 2011)

Essa configuração de tratamento se tornou muito popular, pois apresenta estruturas de tratamento robustas o que permite menores exigências em relação à qualidade da água bruta a ser tratada, além de apresentar operação relativamente simplificada. Em relação à eficiência, estações de tratamento de água que trabalham em ciclo completo fornecem efluentes de boa qualidade e apresentam boa remoção de turbidez, cor aparente, sólidos em suspenção e patógenos.

3.3.1. Limitações das Tecnologias de Tratamento Convencionais

De acordo com pesquisas realizadas pelo IBGE (2002), as tecnologias de tratamento de água para consumo humano são classificadas em convencionais, as quais incluem todas as etapas tradicionais de tratamento (coagulação, floculação, sedimentação ou flotação e filtração) e as chamadas não-convencionais que utilizam técnicas avançadas para clarificação da água para consumo humano (PROSAB, 2003).

Apesar das tecnologias em ciclo completo serem aplicáveis a diversos tipos de água bruta, não apresentando grandes restrições em relação à qualidade do afluente a ser tratado para boa operação da ETA e apresentarem, em geral, boa eficiência, esta pode apresentar algumas falhas quando se trata da remoção de determinados tipos de poluentes dissolvidos presentes na água.

A Tabela 3.2 apresenta as principais desvantagens da tecnologia de tratamento de água em ciclo completo, suas limitações e possíveis problemas que podem ser incorporados ao efluente final da ETA quando determinadas falhas são registradas.

Tabela 3.2 Limitações das tecnologias convencionais de tratamento de água para consumo humano

Tecnologia de Tratamento de água em Ciclo Completo ou Convencional	
Limitações	**Problemas**
Coagulação/Floculação	
Ineficiente na desestabilização de partículas orgânicas dissolvidas na água;	Prejudica as etapas seguintes de tratamento, não contribuindo para bom funcionamento do processo de floculação e dos demais;
Uso de altas dosagens de coagulantes químicos;	Incorporação de subprodutos químicos no clarificado e no lodo da ETA podendo gerar sérios problemas ambientais;
Problemas de operação não gerando a desestabilização adequada das partículas de impurezas;	Comprometimento de todas as etapas seguinte do tratamento;
O processo de coagulação não é capaz de desestabilizar efetivamente as partículas de cianotoxinas. (Tsuji *et al*., 1997; Hart *et al*., 1998; Keijola *et al*., 1988; Chow*et al*., 1999; Maatouk*et al*., 2002)	Prejuízo na eficiência de tratamento e remoção de cianotoxinas realizadas nas etapas seguintes. Possível efluente contaminado; (Tsuji *et al*., 1997; Hart *et al*., 1998; Keijola *et al*., 1998; Chow*et al*., 1999; Maatouk*et al*., 2002)
Schmidt *et al*., (2002) indica que as etapas de coagulação, floculação e sedimentação empregadas em águas contendo grande quantidade de cianobactérias favorece a liberação de cianotoxinas ao meio extracelular;	Contaminação do clarificado e do lodo da ETA. (Schmidt *et al*., 2002);
Remoção precária, na faixa de 40%, de fármacos e desreguladores endócrinos (DCF, SMX, EE2, BPA, E2, E1 e E3) submetidos as etapas de tratamento de coagulação (com cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio), floculação e sedimentação; (Lima *et al*., 2014)	Clarificado final contendo grande parte dos contaminantes emergentes encontrados na água bruta;
Decantação/Flotação	
Processos de sedimentação apresentam eficiência insatisfatória na remoção de algas presentes em água bruta com grandes valores de cor e baixa turbidez;	Recomenda-se tratamento por flotação, o qual é mais oneroso que o tratamento feito em unidades de decantação;
Apresenta elevado custo de instalação, principalmente referentes as obras civis necessárias para implementação da ETA;	Localidades com baixo poder aquisitivo, muitas vezes, não têm condições de adquirir uma ETA de ciclo completo de tratamento.
Desinfecção e etapas finais de refinamento	
Presença de compostos orgânicos na água de refinamento submetidos a cloração;	Formação de subcompostos como trihalometanos (THM) e ácido haloacêtico (AIH) que são considerados substâncias prejudiciais à saúde humana;
Segundo Rosa (2013), a cloração apresenta incompleta desestabilização de protozoários;	*Cryptosporidum* são resistentes a cloração e causadores de criptosporidíase;

3.3.2. Processo de Separação por membranas

Com a crescente urbanização e crescimento industrial registrado no Brasil, atualmente, em paralelo com os lentos avanços na universalização dos serviços de saneamento básico previstos na Lei 11.445 e no PLANSAB, tem-se observado que as tecnologias existentes nas estações de tratamento de água de todo o país, que em sua grande maioria tratam-se de tecnologias de ciclo completo, já não são capazes de atender aos padrões de potabilidade exigidos para consumo humano.

Assim, vê-se a necessidade de se aplicar novas tecnologias de tratamento de água, sendo uma delas o processo de separação por membranas, tecnologia já utilizada por indústrias para tratamento de seus efluentes devido à sua praticidade com instalações compactas e fácil controle operacional. (Lainé *et al*., 2000; Gao *et al*., 2011).

O processo de separação de membranas surgiu por volta de 1970, a fim de se utilizar membranas sintéticas como barreira seletiva, com o intuito de simular as características de permeabilidade e seletividade de membranas naturais (Habert *et al.*, 2006). O procedimento de tratamento de água realizado com membranas consiste em metodologias que utilizam pressão hidráulica para promover a separação de duas fases distintas.

Membrana pode ser definida como uma região de superfície descontínua que é alocada entre duas fases, restringindo a passagem, parcialmente ou totalmente, de determinado material de uma fase para outra, podendo ser naturais ou sintéticas. (Hwang e Kammermeyer, 1975 *apud* Li, 2008). Estas podem ser divididas em 2 grandes grupos: as denominadas membranas porosas que realizam processos de microfiltração e ultrafiltração, e as membranas densas que são utilizadas na nanofiltração e osmose reversa. De acordo com a IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*) as membranas porosas podem apresentar macroporos com diâmetro maiores que 0,05 µm, mesoporos com diâmetros entre 0,002 e 0,05µm, e microporos que apresentam diâmetro menor que 0,002 µm. (IUPAC, 1976)

Na Figura 3.4 pode-se visualizar um esquema que ilustra os tipos de substâncias que podem ser retidos ou não pelos processos de tratamento de microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração.

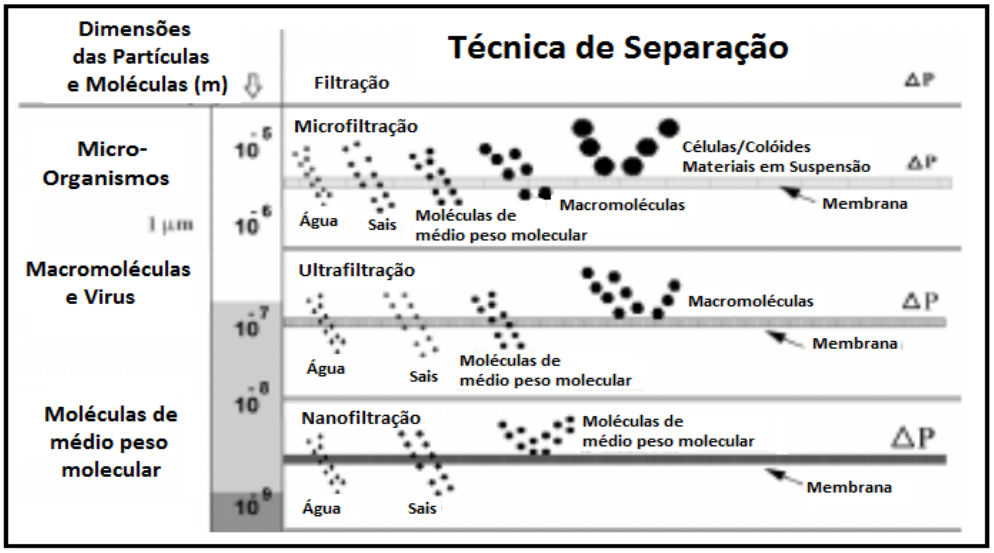


Figura 3.4 Principais características dos tratamentos por separação de membranas (Habert *et al.*, 2006)

3.3.3. Ultrafiltração

A ultrafiltração (UF) consiste em um processo de tratamento por separação de membranas que apresentam poros com diâmetros entre 1 e 100nm, as quais são capazes de remover macromoléculas (estruturas de massa molecular elevada e imprecisa).

Comumente, para esse tipo de tratamento, utilizam-se membranas de fibra oca que, segundo Vickers (2005a), apresentam como principais vantagens a alta densidade de empacotamento e resistência mecânica bidirecional, que permite a retrolavagem dessas membranas sem que se comprometa a integridade física das mesmas.

A ultrafiltração utilizada no tratamento de água para abastecimento público é capaz de remover coloides, material particulado presente na água bruta, bem como bactérias, protozoários, vírus, além de substâncias dissolvidas na água responsáveis pela presença de cor e turbidez, quando estas apresentam peso molecular elevado. O mecanismo de separação realizado no tratamento por UF é feito geralmente por via de exclusão física, onde observa-se que partículas com tamanho maiores que o dos poros da membrana de UF ficam retidas na superfície da mesma.

A utilização da UF se torna vantajosa, pois além da vasta capacidade de remoção de impurezas da água bruta, esta, ainda é capaz de remover protozoários patógenos, assim aumentando a qualidade microbiológica do efluente final e diminuindo a possível formação de subprodutos após a etapa de desinfecção realizada no final do tratamento (EPA,2001a).

Essa tecnologia de tratamento vem ganhando destaque nas últimas décadas principalmente devido sua capacidade eficaz na remoção de contaminantes e micro-organismos patógenos, assim exigindo menor dosagem de desinfetantes químicos nas etapas finais de refinamento do efluente, além de, dependendo da qualidade da água bruta, ser capaz de produzir um efluente final dentro dos padrões de potabilidade sem a necessidade de adição de coagulantes químicos (Schneider e Tsutiya; 2001).

No Brasil, o uso de ultrafiltração em ETAs ainda está em desenvolvimento, pois encontra-se dificuldades relacionadas ao alto custo das instalações dessa tecnologia. Isso deve-se a falta de fabricantes de membranas no país, contudo é um ramo promissor que tem reduzido bastante os gastos relacionados a essa etapa do tratamento, assim incentivando companhias de saneamento básico a considerarem a UF como opção de tratamento e o desprendimento da tecnologia de ciclo completo, assim gerando estações de tratamento mais compactas que resultam em produtos de maior qualidade.

Projetos realizados pelo PROSAB (2009) analisaram o desempenho da ultrafiltração na remoção de perturbadores endócrinos de águas provindas do Reservatório Guarapiranga em escala de bancada e através de unidades piloto. Os resultados obtidos revelam que, em escala de bancada, a UF foi capaz de remover tais contaminantes, com uma eficiência de 95,6% para 17-beta-estradiol e 94,2% para etinilestradiol. Já os resultados referentes ao experimento em escala piloto revelam que a UF é eficiente, quando operada em condições adequadas, no fornecimento de água com elevado grau de qualidade, sendo capaz de atingir uma eficiência de até 60% na remoção de compostos orgânicos dissolvidos na água bruta.

Assim, a ultrafiltração apresenta-se como alternativa ao tratamento convencional de água para consumo humano, com registros de grande eficiência na remoção de cor e turbidez da água bruta, além de ser capaz de remover micro-organismos e alguns tipos de perturbadores endócrinos e contaminantes emergentes. Possibilita a construção de estações de tratamento de água mais compactas e economia com coagulantes químicos e desinfetantes finais de tratamento.

3.3.4. Limitações da Ultrafiltração

Estudos revelam que essa tecnologia avançada de tratamento de água apresenta eficiência elevada na remoção de turbidez, cor aparente, matéria orgânica, coloides e micro-organismos, além de ser capaz de remover determinados tipos de contaminantes emergentes da vazão em tratamento. Contudo, a boa qualidade do efluente submetido a UF depende de

fatores de operação e instalação adequados, além da qualidade da água bruta, assim podendo apresentar certas limitações.

Em relação a qualidade da água bruta, Nystrom *et al.* (1996) relatam que a presença de elevada concentração de matéria orgânica natural contribui para o declínio no fluxo pela membrana, além de potencializar o processo de colmatação da mesma. Além disso, Hong e Elimelech *et al.* (1997) levantaram a hipótese de que o aumento da colmatação de membranas de UF durante o tratamento de águas está relacionada a formação de uma camada de impurezas espessa resultante de uma configuração mais compacta das macromoléculas de ácidos húmicos.

Outro fenômeno prejudicial a operação do tratamento por ultrafiltração é a ocorrência de *fouling*, que se trata de um tipo de incrustação observada nos poros da membrana tendo relação com as espécies presentes na solução tratada. Este fenômeno causa a redução ao longo do tempo do fluxo de permeado, o que acarreta uma diminuição da vazão tratada e maior custos com energia elétrica para atender a demanda de água tratada necessária, além de aumentar o número de lavagens químicas necessárias para se reestabelecer a permeabilidade da membrana de tratamento. Formas de reduzir esse efeito prejudicial ao tratamento efetivo da água por ultrafiltração, seria um pré-tratamento da água de alimentação, além de uma escolha adequada do módulo de instalação das membranas e cuidado com os valores de velocidade de fluxo e pressão de operação (Habert *et al.*, 2006; Nakatsuka *et al.*, 1996; Mulder, 1996).

Em relação as impurezas presentes na água, a ultrafiltração não é capaz de remover açucares simples, alguns tipos de substâncias orgânicos e inorgânicas, sais minerais e íons inorgânicos. Para efetiva remoção dessas impurezas da água seria necessária a aplicação de um pré-tratamento, o que gera maiores custos de instalação de unidades de tratamento complementares.

A Tabela 3.3 apresenta os tipos de pré-tratamento necessários para remoção efetiva de determinados contaminantes os quais a ultrafiltração apresenta certa limitação em remove-los.

Tabela 3.3 Tecnologias de tratamento necessárias complementares a ultrafiltração (Vickers, 2005a)

Parâmetros/Contaminante		**Pré-Tratamento**
Partículas Microbiológicas	Turbidez	Nenhum
	Protozoários	Nenhum
	Bactérias	Nenhum
	Vírus	Nenhum
Partículas Orgânicas	Carbono orgânico total	Coagulação química
	Subprodutos de desinfecção	Coagulação química
	Cor	Coagulação química
	Pesticidas	Coagulação química
	Substâncias relacionadas a gosto e odor	Carvão ativado em pó
Partículas Inorgânicas	Ferro e manganês	Oxidação
	Arsênio	Coagulação
	Sulfeto de hidrogênio	Oxidação

Nota-se que o tratamento de água para consumo humano feito por ultrafiltração apresenta bons resultados em relação a remoção de macromoléculas que estão relacionados a turbidez e alguns tipos de micro-organismos patógenos presentes no efluente em tratamento. Contudo, esta tecnologia não é capaz de remover com sucesso partículas dissolvidas na água sem o auxílio de uma coagulação química prévia, que possibilitará a precipitação destas substâncias que assim poderão ficar retidas na superfície da membrana.

Assim, para se obter um produto dentro dos padrões de qualidade e potabilidade exigidos pela legislação brasileira recomenda-se que a ultrafiltração seja empregada em ETAs em conjunto com algum tipo de tratamento prévio para minimizar falhas que esta apresenta em relação a remoção de determinados contaminantes da água.

3.2.6. Métodos para conservação da qualidade da água na rede de abastecimento público

A água para consumo humano além de receber tratamento adequado nas estações de tratamento de água, também deve ter este estado de potabilidade e pureza preservado até atingir seu destino final, as ligações prediais de seus consumidores. Para isso, não pode haver contaminação desta no interior do sistema de distribuição de água, para que assim este não se comporte como disseminador de doenças de vinculação hídrica.

Na última etapa do processo de tratamento de água ocorre o refinamento do efluente tratado, onde ocorre a desinfecção, fluoração e correção do pH. A desinfecção ocorre com o objetivo

de destruir e/ou inativar micro-organismos patógenos, sendo esta necessária, pois não se é possível assegurar total remoção de micro-organismos patogênicos da água nas etapas de tratamento físico-químicas da ETA. Existem variados tipos de desinfecção disponíveis no mercado atualmente, podendo ser feita por métodos químicos como é o caso da cloração, dióxido de cloro e ozônio, e métodos físicos com uso de radiação ultravioleta. (Richter, 2009)

O cloro é o agente de desinfecção mais largamente empregado em estações de tratamento de água de todo o planeta. Esse fato se deve ao seu baixo custo, ampla disponibilidade, podendo apresentar-se de forma gasosa (cloro elementar, Cl_2), líquida (hipoclorito de sódio) ou sólida (hipoclorito de cálcio), contudo é mais utilizado na forma gasosa devido sua alta solubilidade em água. Em relação a eficiência, o cloro é capaz de eliminar a maioria dos micro-organismos patógenos possivelmente presentes na água, essa eficácia está relacionada a sua alta capacidade oxidante da matéria orgânica e inorgânica, que é feita por contato direto água e agente químico, sendo necessário ao menos 20 minutos de reação, a eficiência desse processo também está diretamente ligada ao pH da água. (Richter, 2009; FUNASA, 2014)

Além de apresentar uma elevada ação germicida, a cloração se faz vantajosa, pois o cloro é capaz de deixar um residual em solução, o qual auxiliará na prevenção e desenvolvimento de bactérias e outros seres patógenos no interior do sistema de distribuição de água. Essa propriedade residual e de persistência ainda permite fácil monitoramento da concentração de cloro no interior da rede de distribuição, assim atendendo os requisitos da Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde que exige no mínimo 0,2 mg/L de cloro residual livre ou 2mg/L de cloro residual combinado ou 0,2 mg/L de dióxido de cloro, e máximo de 2mg/L de cloro residual livre em todo o interior do sistema de distribuição de água para consumo humano, incluindo reservatórios. (FUNASA, 2014)

3.2.7. Limitações da cloração

Apesar de tantas vantagens, o uso do cloro na desinfecção pode apresentar alguns problemas. Por se tratar de um gás venenoso, nocivo à saúde humana e corrosivo requer manuseio extremamente cuidadoso, além de causar problemas de odor e gosto, principalmente quando há presença de fenóis na água. Em estações de tratamento de água é utilizado na maioria dos casos em estado gasoso, o que exige extremo cuidado no transporte e manuseio, pois o cloro gasoso é letal em concentrações de 1L/m³ de ar, e pode causar tosse e irritação na mucosa em concentrações acima de 0,015 L/m³. A densidade do cloro é outro fator importante a ser

considerado para se evitar acidentes em ETAs, esta está diretamente relacionada a temperatura, sendo que quanto menor a temperatura menor será a densidade do cloro, assim afetando diretamente seu volume, ou seja, quanto maior a temperatura maior será o volume ocupado pelo gás, sendo não recomendado o total preenchimento dos cilindros e reservatórios com cloro líquido, assim para evitar rompimento do recipiente deve-se preencher apenas 85% de seu volume com cloro liquido, deixando os outros 15% para o cloro gasoso. (Richter, 2009)

Outro problema relacionado ao uso do cloro como agente de desinfecção é que este reage com substâncias orgânicas naturais presentes na água (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, clorofila, geralmente substâncias que dão cor à água bruta) dando origem aos triclorometanos ($CHCl_3$) pertencentes à família dos trihalometanos (THMs). Pesquisas indicam que estes compostos causam inúmeros males à saúde humana, estando diretamente relacionado a incidência de câncer. Meyer (1994) retratou que os THMs se mostraram cancerígenos para ratos, observando o surgimento de tumores no fígado, estomago, rins, tireoide, intestino e reto dos animais, concluindo que como o metabolismo destes roedores é bastante semelhante ao humano, há consideráveis suspeitas de que essa substância possa também causar câncer nesses indivíduos. (Pianowski *et al.*, 2009; Borges *et al.*, 2002; Ferreira Filho *et al.*, 2008; Tominaga *et al.*, 1999)

Também há registros de problemas relacionados ao cloro na rede de distribuição de água, principalmente quando age sob as *ferro bactérias*, (bactérias capazes de extrair ferro da própria água ou das canalizações da rede) ou sob os biofilmes formados por essa contínua extração e/ou oxidação causada por esses seres, produzindo odor e sabor desagradável a água, assim comprometendo sua qualidade organoléptica. (Richter, 2009)

O cloro como agente de desinfecção pode ter sua ação germicida prejudicada quando há falhas nas etapas de tratamento responsáveis pela remoção de turbidez utilizadas na ETA, deixando passar cistos e oocistos de protozoários resistentes à cloração. O cloro também pode ser falho na eliminação e desestabilização de protozoários do tipo *Cryptosporidium spp*. e *Giardia spp*., tendo sua eficiência de remoção de bactérias e vírus também prejudicada em águas com altos valores de turbidez. (Heller *et al*., 2004)

3.4. MODELAGEM DE REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

A rede de distribuição de água corresponde à parcela do sistema de abastecimento composta por tubulações e acessórios hidráulicos (conexões, bombas, válvulas e reservatórios) designados a transportar água potável até seus consumidores, de forma contínua em quantidade, qualidade e pressão adequadas. Já o sistema de abastecimento de água é composto por: (i) manancial (corpo d'água superficial ou subterrâneo o qual será retirada a vazão de água necessária para atender a demanda); (ii) captação (conjunto de equipamentos instalados próximo ao manancial para retirada da água para abastecimento); (ii) estação elevatória (conjunto de instalações utilizadas para recalcar a água para a próxima unidade de distribuição e/ou tratamento); (iv) adutora (tubulações utilizadas para transporte de água entre as unidades que antecedem a rede de distribuição final); (v) estação de tratamento de água (conjunto de unidades e instalações utilizadas para tratamento e purificação da água bruta); (vi) reservatório (local de armazenamento de água que também controla as variações de vazão de adução, de distribuição e valores de pressão na rede de distribuição) e (vii) rede de distribuição (Tsutiya, 2006).

Deve-se realizar um estudo detalhado da área a qual se pretende instalar esse sistema de distribuição de água, obtendo características físicas do terreno, dados topográficos e hidrológicos da bacia de interesse, bem como informações sobre o uso e ocupação do solo, aspectos sociais e econômicos da população a ser atendia, dados demográficos para determinação da vazão de demanda e perfis de consumidores a serem atendidos (residências, comércios, indústrias) e diagnóstico do sistema de abastecimento existente. (Tsutiya, 2006). A Figura 3.5 apresenta duas configurações típicas de sistemas de abastecimento de água urbanos, uma com o reservatório do tipo enterrado e elevado e outra do tipo apoiado.

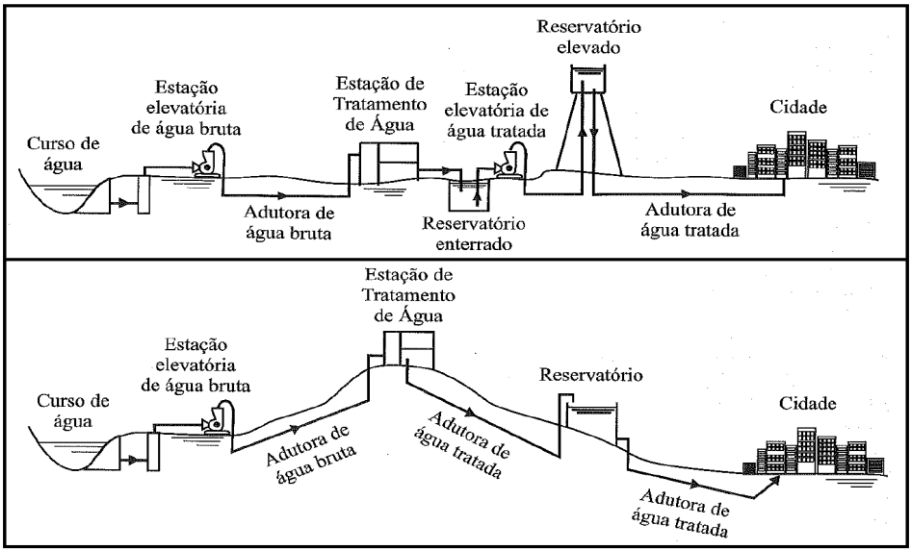


Figura 3.5 Representação de sistemas simples de abastecimento de água. (Tsutiya, 2006)

A rede de distribuição de água para consumo humano corresponde ao componente do sistema de abastecimento público mais oneroso, compreendendo cerca de 50 a 75% do custo total das obras de abastecimento público. Além disso, a rede de abastecimento de água e suas respectivas ligações prediais não recebem constante vigilância de operação e manutenção como feita nas outras componentes do sistema de distribuição de água (como ETAs e elevatórias, por exemplo). Isso se deve ao fato dessas instalações estarem dispostas de forma enterrada e de difícil acesso (Tsutiya, 2006).

3.4.1. Tipos de rede

As redes de abastecimento de água geralmente são dispostas de duas formas distintas de canalização, a principal que corresponde às tubulações de maiores diâmetros que abastecem as tubulações secundárias, sendo estas um conjunto de canalizações de menor diâmetro que tem como objetivo abastecer o consumidor diretamente através de ligações prediais (Tsutiya, 2006).

Já em relação à disposição das canalizações da rede de distribuição de água, observam-se os seguintes tipos:

- Malhada: tubulações dispostas em anéis ou blocos que podem abastecer qualquer ponto do sistema por diferentes caminhos, assim possibilitando maior flexibilidade no atendimento à demanda, além de permitir manutenções na rede com pouca ou nenhuma interrupção de abastecimento de água. Além disso, apresenta-se como configuração de instalação de rede de distribuição de água que melhor conserva a qualidade da água no interior das tubulações, pois permite mistura do cloro nos anéis

das instalações o mantendo mais ativo por todo o sistema. Esquemas desse tipo de rede estão ilustrados na Figura 3.6.

- Ramificada: nesta configuração de abastecimento, o escoamento se dá a partir de uma tubulação principal que o direciona diretamente aos condutos secundários das ligações prediais, sendo sempre conhecido o sentido da vazão de todos os trechos da rede. A instalação dessa disposição de canais da rede é recomendada apenas para regiões em que a topografia do terreno não permite a construção de uma rede malhada, pois na ocorrência de um problema que interrompa o escoamento em determinado ponto da tubulação, este comprometerá todo o abastecimento a jusante da mesma, além de apresentar pontas secas que podem comprometer a qualidade da água sendo distribuída por formação de biofilmes nessas tubulações. Esse tipo de sistema está ilustrado na Figura 3.7.

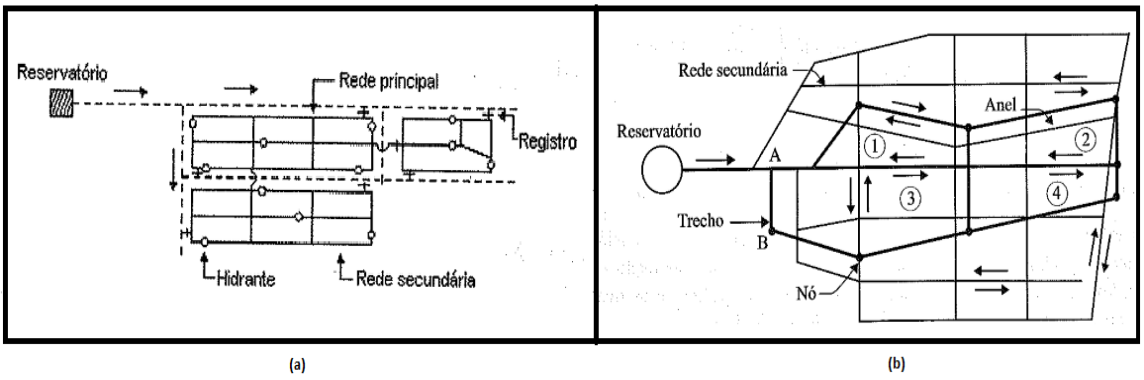


Figura 3.6 Esquema de rede malhada (a) em blocos (b) em anéis (Tsutiya, 2006; JWWA, 1978).

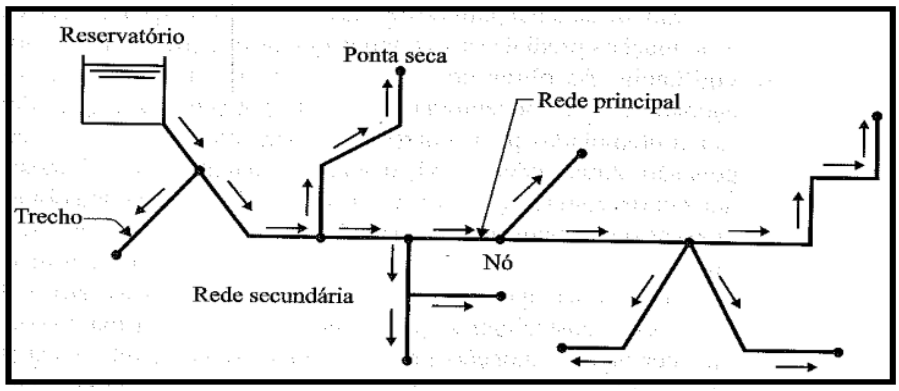


Figura 3.7 Esquema de rede ramificada (Tsutiya, 2006).

3.5. EQUAÇÕES HIDRÁULICAS PARA DIMENSIONAMENTO DE REDES DE ABASTECIMENTO

Quando se trata de dimensionamento de redes de abastecimento público deve-se realizar dois procedimentos importantes para que esse projeto tenha pleno sucesso. O primeiro consiste na verificação da capacidade máxima da rede de distribuição de água existente, nela se faz a determinação das vazões nos trechos e das cotas piezométricas dos nós, considerando dados de diâmetro e comprimento de tubulações conhecidos. Já o segundo passo é de fato o dimensionamento da nova rede de abastecimento de água, no qual se determinam os diâmetros, vazões nos trechos e cotas piezométricas nos nós com restrições nos valores de velocidades e pressões.

3.5.1. Vazão de distribuição

Corresponde ao consumo distribuído mais as perdas que ocorrem nas tubulações da rede. Essa demanda de vazão a ser distribuída está diretamente relacionada a porção da população a ser atendida, à área de distribuição dessa rede e o consumo *per capita* de água, que pode envolver fatores sociais e econômicos (Heller e Pádua, 2010; Tsutiya, 2006). A vazão de distribuição pode ser estimada pela Equação 3.1.

$$Q = \frac{K_1 \cdot K_2 \cdot P \cdot q}{86400} \qquad \text{Equação 3.1.}$$

Sendo: Q = Vazão (L/s);

K_1 = Coeficiente do dia de maior consumo;

K_2 = Coeficiente da hora de maior consumo;

P = População residente da área a ser abastecida (hab);

q = Consumo *per capita* de água (L/hab.dia)

Outro fator importante para o dimensionamento da rede de distribuição de água são as vazões específicas relativas à extensão da rede e à área de abastecimento expressas pela Equação 3.2.

$$q_m = \frac{Q}{L}; \qquad q_d = \frac{Q}{A} \qquad \text{Equação 3.2.}$$

Sendo: q_m = Vazão de distribuição em marcha (L/s)

L = Extensão total da rede de distribuição de água (m)

q_d = Vazão específica de distribuição (L/s.ha)

A = Área a ser abastecida (ha)

Importante ressaltar que a rede de distribuição de água é dividida em nós e trechos, sendo nó o ponto referente ao encontro entre dois ou mais trechos e é representado com um ponto de consumo associado a uma demanda. Essa é determinada por meio da multiplicação do valor da área de influência de cada nó pela vazão específica desta área.

Para realizar a análise hidráulica do dimensionamento da rede de abastecimento, utilizam-se a equação da continuidade, que expressa conservação de massa, e que estabelece, para redes, em situações de equilíbrio, ser nula a soma das vazões em cada nó da rede, ou seja toda vazão que chega no ponto sairá do mesmo na mesma proporção. Além disso, como auxilio de avaliação hidráulica para projeto de rede de abastecimento, também se utiliza uma equação de resistência, a Equação 3.3.

$$\Delta H = r \cdot Q^n \qquad \text{Equação 3.3.}$$

3.5.2. Perdas de carga

Para cálculo das perdas de carga que ocorrem nas tubulações da rede, geralmente utiliza-se as equações de Darcy-Weisbach (Equação 3.3.) e de Hazen-Williams (Equação 3.4.), sendo mais recomendável, segundo a Norma NBR 12.218/2017, o uso da primeira, também conhecida como fórmula Universal de perda de carga, por ser a mais adequada para operação de sistemas de distribuição de água, tendo em vista que a equação de Hazen-Williams apresenta grandes erros de velocidade em situações de operação, contudo nota-se bem razoável seu uso para situações de concepção de rede. (Tsutiya, 2006).

$$h_f = f \cdot \frac{L}{D} \cdot \frac{V^2}{2 \cdot g} \qquad \text{(Equação 3.3.)}$$

$$J = 10{,}643 \cdot \frac{Q^{1,85}}{C^{1,85} \cdot D^{4,87}} \qquad \text{(Equação 3.4.),}$$

Sendo: h_f = Perda de carga (m.c.a.);

f = Fator de atrito, depende da natureza do material utilizado na tubulação e do número de Reynolds;

L = Comprimento da tubulação (m);

D = Diâmetro da tubulação (m);

V = Velocidade do escoamento (m/s);

g = Aceleração da gravidade (m/s²);

J = Perda de carga unitária (m/m);

Q = Vazão (m³/s);

C = Coeficiente que depende da natureza e estado do material das paredes das tubulações;

D = Diâmetro da tubulação (m);

3.5.3. Pressões na rede

No dimensionamento da rede de distribuição de água devem-se considerar os valores de pressão dinâmica mínima e pressão estática máxima. Se considera pressão estática aquela registrada quando a água está em total repouso e corresponde à diferença de altura entre o reservatório e um ponto de saída da demanda, já a pressão dinâmica corresponde àquela registrada quando a água está em movimento e seu valor é dado pela diferença entre a pressão estática e as perdas de carga distribuída e localizada. Fixa-se um valor de pressão mínima para que a água consiga de fato alcançar os reservatórios domiciliares e pressões máximas para que não se ultrapasse a resistência das tubulações da rede, além de fazer controle das perdas de água na rede (Tsutiya, 2006).

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, por meio da NBR 12.218/2017, a pressão estática máxima na rede de abastecimento deve ser de 40 m.c.a., admitindo-se até 50 m.c.a. mediante justificativa plausível. E a pressão dinâmica mínima deve ser de 10 m.c.a. Essa mesma norma admite que os trechos que não fazem abastecimento direto aos consumidores não estejam sujeitos a essas restrições de pressões máximas e mínimas. Para atendimento dessas exigências deve-se subdividir a rede em zonas de pressão, sendo cada uma dessas abastecida por um reservatório distinto. Não há restrições para um número máximo de subdivisões, dessa forma uma rede de abastecimento pode ser dividida em quantas zonas de pressão forem necessárias para atendimento das condições técnicas exigidas.

Importante salientar que no Distrito Federal, devido à crise hídrica vivida nos últimos anos, a Caesb optou pela redução da pressão nas tubulações de distribuição de água. (Caesb, 2017)

3.5.4. Velocidade de escoamento na rede

Também se admitem limites mínimos e máximos de velocidade de escoamento nas tubulações da rede de abastecimento, estes estão associados tanto à segurança e a durabilidade das tubulações, como ao custo de instalação e operação da rede. Sendo que velocidades baixas favorecem a durabilidade das tubulações e minimizam transitórios hidráulicos provocados pelas variações de pressão, contudo favorecem a sedimentação e acumulo de materiais existentes na água. Já as altas velocidades possibilitam se utilizar tubulações com menores diâmetros, assim reduzindo custos de instalação, contudo causam aumento nas perdas de carga, elevando os custos de operação da rede, com aquisição de

bombas mais potentes e energia elétrica para funcionamento das mesmas, além de favorecer fenômenos de cavitação de peças e válvulas, aumentando a frequência e custos de manutenções (Tsutiya, 2006).

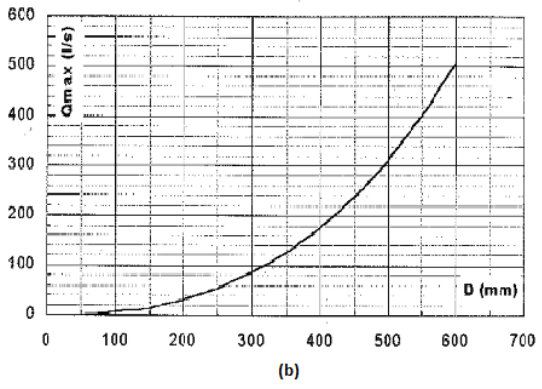
De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, por meio da NBR 12.218/2017, a velocidade máxima nas tubulações deve ser de 3,5 m/s, e a mínima 0,6 m/s. Entretanto, em redes de menor porte, que operam com pequenas vazões nos trechos, nem sempre é possível obter as velocidades mínimas de 0,6 m/s, isso se deve ao fato de que essa mesma NBR exige que o diâmetro mínimo das tubulações secundárias de abastecimento de água deve ser de 50 mm, com o intuito de minimizar perdas no sistema e facilitar operações de manutenção.

No dimensionamento de redes de abastecimento urbano é usual a utilização da tabela presente na Figura 3.8 relacionada às vazões máximas expressas na mesma imagem. Além disso, é recomendado o uso da Equação 3.5 para determinação da vazão máxima em função do diâmetro da rede.

$$V_{máx} = 0{,}60 + 1{,}5 \cdot D \qquad \text{Equação 3.5}$$

D (mm)	Vmáx (m/s)	Qmáx (ℓ/s)
50	0,50	1,0
75	0,50	2,2
100	0,60	4,7
150	0,80	14,1
200	0,90	28,3
250	1,10	53,9
300	1,20	84,8
350	1,30	125,0
400	1,40	176,0
450	1,50	238,0
500	1,60	314,0
550	1,70	403,0
600	1,80	509,0

(a)



(b)

Figura 3.8 Velocidades máximas em função do diâmetro (a) e vazões máximas a partir das velocidades recomendadas pela tabela (b). (Martins, 1976)

3.6. EQUAÇÕES DE DISPERSÃO DE CONTAMINANTES NA REDE DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Além da aplicação de tecnologias adequadas para tratamento de água nas ETAs é de extrema importância que se faça a instalação da rede de distribuição de forma que esta não permita a contaminação da água no momento do transporte até seus consumidores.

A aplicação de modelos de qualidade de água em sistemas de abastecimento público é feita para simular e prever o transporte e propagação de substâncias dissolvidas na água. Estes

geralmente trabalham com valores de oferta e demanda como condições de contorno, sendo estas, muitas vezes, não constantes devido, por exemplo, à degradação do manancial de captação e à flexibilidade do sistema de tratamento de água, assim gerando concentrações distintas de desinfetantes utilizados no efluente, podendo interferir nos mecanismos de transporte e provocar diferentes cenários hidráulicos na rede. O aumento na utilização desses modelos de simulação de transporte de substâncias na rede de distribuição de água relaciona-se com o aumento das exigências legais de potabilidade para consumo humano, além do crescente número de registros de incidentes envolvendo contaminação e comprometimento da qualidade da água no sistema de distribuição (Rossman e Boulos, 1996; Fernandes, 2004).

Qualquer modelo de qualidade de água tem como base uma equação que descreve o transporte de água e contaminante (ou qualquer outro tipo de substância química residual do tratamento realizado na ETA). A Equação 3.6 expressa o transporte físico unidimensional feito por advecção-dispersão, considerando decaimento do contaminante. Nela a advecção é feita por transporte de volume e a dispersão ocorre por efeitos de mistura dos contaminantes e movimento desordenado dessas substâncias.

$$\frac{\partial C_i(x,t)}{\partial t} + u_i \cdot \frac{\partial C_i(x,t)}{\partial t} + D \cdot \frac{\partial^2 C_i(x,t)}{\partial x^2} + K \cdot C_i(x,t) = 0 \qquad \text{Equação 3.6}$$

Sendo: $C_i(x,t)$ = Concentração do contaminante;

x = Dimensão no espaço longitudinal;

t = Tempo;

u_i = Velocidade média do escoamento no segmento i do tubo;

K = Coeficiente de decaimento da concentração do contaminante;

D = Coeficiente de dispersão longitudinal;

A Equação 3.6 também conhecida como equação clássica unidimensional de advecção-dispersão com reação, representa, na maioria dos casos, o mecanismo principal de transporte de contaminantes no interior da rede de distribuição de água. Esse mecanismo considera um perfil de velocidade uniforme e não atribui, diretamente, o cisalhamento nos contornos das tubulações da rede. Sendo que na prática, quando esta última é considerada, observam-se efeitos sobre a distribuição de velocidades transversais à seção. Nota-se que na ocorrência de escoamento lentos, os efeitos dispersivos tornam-se consideráveis e importantes, devendo ser inclusos nos cálculos de modelos advectivos (Axworthy e Karney, 1996).

Importante citar que a modelagem hidráulica de sistemas de distribuição de água é feita, geralmente, utilizando modelos permanentes ou “quase permanentes”. Sendo que os efeitos

transientes surgem de forma significativa através de ações externas, contaminação da água na rede por exemplo, o que gera alterações nos parâmetros hidráulicos no interior das tubulações, como pressão e distribuição das velocidades, o que pode causar prejuízos na estrutura física da rede podendo causar vazamentos, o que potencializa a contaminação da água na rede, principalmente sob condições de baixa pressão. (Fernandes, 2004; Prodanoff, 2005)

3.7. DEGRADAÇÃO DE CONTAMINANTES E DECAIMENTO DO CLORO RESIDUAL NO INTERIOR DA REDE DE DISTRIBUIÇÃO

Quando se tem registros de determinada contaminação da água no interior do sistema de abastecimento, nota-se além do transporte desses contaminantes pelas instalações da rede, certa degradação natural dessas substâncias. Além disso, há registros de oxidação desses poluentes devido a presença de cloro residual livre na rede, reagente de desinfecção introduzido nas tubulações justamente para prevenir ação de micro-organismos patógenos, matéria orgânica e outros tipos de contaminações.

Para o caso de poluentes emergentes e micropoluentes é importante analisar as taxas de biodegradação e decaimento natural dessas substâncias em situações de escuridão, para representar de fato a presença destas no interior de uma rede de distribuição de água. Além disso, fatores como concentração de cloro utilizada na rede, tempo de contato com o poluente e pH registrado na água, influenciam essa taxa de oxidação de substâncias poluentes.

No caso de bactérias do tipo coliformes, essas apresentam decaimento natural extremamente sensível a incidência solar e temperatura do meio o qual estão inseridos. Estudos de D'Aoust *et al*. (1974) e Hamkalo e Swenson (1969) apontam que a luz visível pode provocar danos ao citocrosmos de bactérias e em *E. coli* pode afetar o transporte ativo de glicina e nutrientes.

Além de analisar como se dá o decaimento de substâncias presentes na rede que podem vir a comprometer a qualidade da água sendo transportada aos consumidores, também é importante analisar como se dá o decaimento do cloro no interior das instalações do sistema de distribuição de água para consumo humano. Este consumo de cloro residual no interior das tubulações depende de uma série de fatores incluindo: velocidade do escoamento, tempo de contato e diâmetros das tubulações, estando diretamente relacionado com as reações que ocorrem entre o cloro e substâncias orgânicas e inorgânicas, biofilmes e materiais que integram as tubulações da rede, corrosão e transporte de cloro entre a massa líquida e as paredes dos tubos. (Clark *et al.*, 1995)

A Figura 3.9 ilustra as possíveis reações dentro das tubulações de distribuição de água para consumo humano as quais contribuem para o decaimento da concentração deste desinfetante.

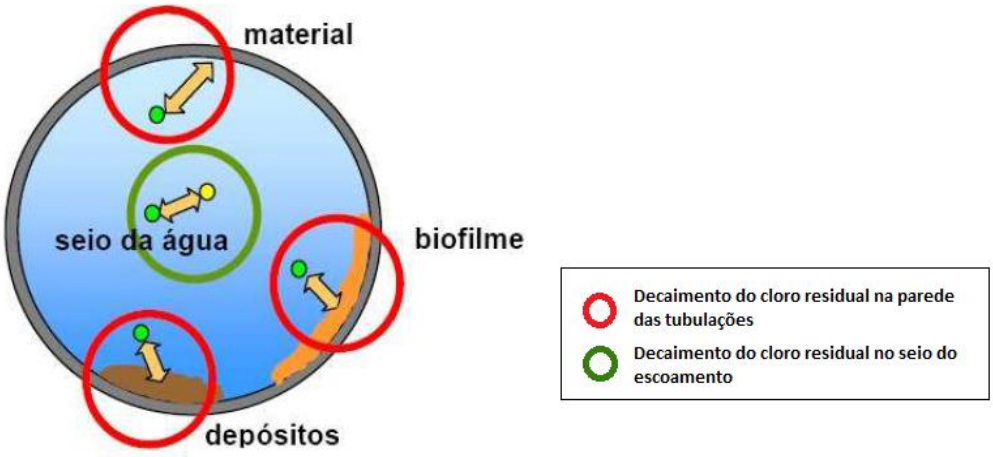


Figura 3.9 Componentes das reações de decaimento do cloro residual em redes de distribuição de água para consumo humano. (Fernandes, 2002)

Em relação a cinética de reação do cloro residual, o sistema de abastecimento de água comporta-se como um reator, onde nota-se a ocorrência de reações químicas e biológicas na massa d'água e nas paredes das tubulações. (Martinho *et al*., 2006).

Normalmente, os modelos que descrevem o transporte de cloro no interior das tubulações de distribuição de água baseiam-se em leis de conservação da massa e geralmente fazem uso da equação de advecção, descrita anteriormente. Já os modelos que descrevem a qualidade da água costumam considerar cinética de primeira ordem simples para o decaimento do cloro na rede como ilustra a Equação 3.8.

$$C = C_0 \cdot e^{-t \cdot K} \qquad \text{Equação 3.8.}$$

Sendo C a concentração do cloro no tempo t, C_0 a concentração de cloro inicial e k a constante de decaimento de primeira ordem simples, que pode ser considerada, em situações simplificadas, como o somatório das constantes cinéticas de decaimento do cloro no volume de escoamento (k_b) e na parede da tubulação (k_w).

Esses parâmetros cinéticos de decaimento do cloro residual livre presente em sistemas de distribuição de água são geralmente determinados de forma laboratorial. O coeficiente de reação de decaimento do cloro no volume do escoamento é determinado com o emprego do método laboratorial denominado *bottle test* (teste de garrafa), o qual consiste na coleta de amostras de água provenientes da rede analisada, as quais são armazenadas em frascos

âmbares com condições de temperatura e luminosidade controladas, e são definidas as concentrações de cloro residual livre com o passar do tempo (Cheung, 2006). De posse dos resultados experimentais do teste de garrafa é possível se determinar a constante K_b pela declividade da reta do gráfico dos valores de log (C_t/C_0) Vs tempo, para reações de primeira ordem (EPA, 2000). Já o K_w pode ser determinado por meio de método de tentativa e erro, em que se faz uso de dados de pesquisas em sistemas de distribuição de água semelhantes ao estudado ou pela diferença entre o coeficiente de decaimento global da reação de decaimento do cloro residual e o coeficiente de decaimento no volume de escoamento, ou ainda fazendo uso da fórmula$\left(K_w = {}^{F}/_{C}\right)$, utilizada pelo software EPANET para deduzir o valor do coeficiente de reação de decaimento do cloro nas paredes das tubulações, baseando-se nos valores de coeficiente de Hazen-Williams (C) e fator que relaciona reação de parede de tubulação com sua respectiva rugosidade. (Hallan *et al*., 2002; EPA, 2000)

Segundo estudos realizados por Vasconcelos *et al.* (1997), a cinética do decaimento do cloro no interior de sistemas de distribuição de água pode ser representada por reações de primeira ordem cinética quando se considera apenas reações na massa líquida, e reações de ordem zero quando se considera reações na parede da tubulação. Contudo, é importante salientar a complexidade de se compreender essa reação de decaimento do cloro residual resultante de sua iteração química com diferentes tipos de reagentes (qualquer tipo de espécie presente na rede que potencialmente possa reagir com o cloro), assim os modelos que descrevem essas reações são modelos do tipo "caixa preta" que considera a reação como um todo, desconsiderando as reações únicas que originam o decaimento do cloro, trabalhando apenas com velocidade global e lei cinética global para representar o decaimento do cloro residual no interior de sistemas de abastecimento de água. (Vieira *et al*., 2004).

Pierezan (2009) desenvolveu um estudo com o intuito de monitorar o residual do cloro em sistemas de distribuição de água para abastecimento humano na cidade de Campo Grande (MS). Neste projeto o autor faz testes de garrafas para determinar o coeficiente de reação do decaimento do cloro residual no escoamento, e para determinação do coeficiente de reação de decaimento nas paredes da tubulação, o autor faz uso de um coeficiente global calculado através do software EPANET. Na metodologia utilizada, calculou-se os coeficientes para reações de decaimento de primeira, segunda e enésima ordem cinética, sendo que essa última melhor representou o decaimento do cloro residual ilustrando o consumo rápido deste nos primeiros instantes de contato e decaimento mais suave nos períodos seguintes. Os

resultados obtidos foram de 0,099 dia^{-1} para o coeficiente de reação de decaimento do cloro no seio do escoamento (k_b) quando se considera a reação cinética de primeira ordem, e 0,444 dia^{-1} para o mesmo coeficiente em enésima ordem de reação cinética, que feito os devidos cálculos conclui-se que para esse valor de k_b a ordem da reação foi de 4,915. Já o valor do coeficiente de reação de decaimento do cloro nas paredes das tubulações (k_w), o qual foi calculado pelo EPANET fornecendo o valor de 0,028 m/dia. Importante salientar as características da água presentes nesse sistema de abastecimento de água para consumo humano, a qual foi utilizada para obtenção de tais valores. Trata-se de uma vazão tratada em ETA de tecnologia de tratamento convencional com captação realizada na represa Guariroba, localizada na Bacia Guariroba. Este reservatório disponibiliza água para consumo humano e de animais, além de verificar-se no local a pesca amadora, piscicultura e diluição de esgoto doméstico das residências rurais ali existentes. Em relação aos parâmetros físico-químicos da água bruta, nota-se ferro total com valores entre 0,11 e 0,77 mg/L e sólidos totais de 12 a 30 mg/L. Em relação ao Índice de Qualidade da água (IQA) da represa de Guariroba, segundo a companhia de saneamento Águas Guariroba (2014), este enquadra-se como bom e apresenta valor em torno de 77.

Junqueira, em 2010, também fez testes de garrafas para determinar o coeficiente de reação de decaimento do cloro no escoamento considerando reação de primeira ordem cinética, obtendo um valor de k_b = -0,18 dia^{-1}, e através de tentativa e erro encontrou o valor do coeficiente de decaimento do cloro na parede das tubulações (k_w) de -0,15 m/dia também para primeira ordem cinética de reação. O estudo foi realizado em Jardim Higienópolis – Maringá (PR) em um sistema de abastecimento de água de responsabilidade da Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, o qual opera com dois reservatórios (um elevado e outro apoiado) que armazena água proveniente de captação superficial e poço tubular profundo tratada numa ETA de tecnologia convencional de tratamento. A água bruta é retirada do Rio Pirapó localizado na Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó de aproximadamente 5.023 km². Trata-se de um manancial de Classe 2 segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, apresentando variação de sólidos totais de 94 a 588 mg/L e sólidos suspensos voláteis de 3 a 73 mg/L, já o oxigênio dissolvido (OD) costuma variar entre 4,05 e 9,6 mg/L. Andreola *et al*. (2005) realizaram ensaios de análise da concentração de carbono orgânico total (COT) na entrada da ETA e em pontos distintos do tratamento, obtendo os valores de 20 mg/L para água bruta no período chuvoso e 5 mg/L para o período de estiagem. Em relação ao Índice de Qualidade da água (IQA) do Rio Pirapó, segundo a Agência Nacional

de águas (ANA) não existem informações suficientes de monitoramento para cálculo de tal parâmetro de qualidade. (Junqueira, 2010; Alves *et al*., 2008; Andreola *et al*., 2005).

Santos (2017) também desenvolveu experimentos para determinação de k_b do Sistema de abastecimento de água de Campina Grande – PB utilizando como metodologia teste de garrafas. Para primeira ordem cinética de reação o autor obteve valores de k_b entre 0,74 dia^{-1} e 7 dia^{-1} para tubulações de PVC e 0,25 a 6,34 dia^{-1} para trechos de cimento amianto. O manancial que fornece água para esse sistema de abastecimento é o açude Epitácio Pessoa que recebe devido tratamento através de tecnologias convencionais na ETA Gravatá. Este corpo d'água apresentou, em 2017, um IQA de 44,99 classificado como aceitável.

A Tabela 3.4 reúne mais um copilado de estudos que tiveram como objetivo a obtenção dos coeficientes, K_b e K_w, de decaimento do cloro residual livre no interior de sistemas de abastecimento de água para consumo humano, em diferentes regiões do Brasil e do mundo.

Tabela 3.4 Valores de Kb e Kw obtidos em diferentes estudos para distintas localidades

Referência	Localidade	Manancial	K_b (dia^{-1})	K_w (m/dia)
Leal (2012)	Campina Grande (Paraíba)	Açude Vaca Brava	2,71 a 4,82	0,54
Rossman *et al* (1994)	Nova Jersey (EUA)	Brushy Plains	0,55	0,15 a 0,45
Casagrande (1997)	Viana (Espirito Santo)	-	0,191	0,015
Castro e Neves (2003)	Lousana (Canadá)	-	-0,35	-
David (2015)	Leira (Portugal)	-	-0,20	-0,007

Em relação a hormônios, Deborde *et al.* (2004) realizaram estudos referentes a cinética de oxidação do estradiol (E2) com cloro, chegando a resultado que mostram que a reação de degradação do hormônio segue uma cinética de segunda ordem em águas com pHs entre 3,5 e 12 e tempo de contato de até 30 minutos. Já Pereira *et al.* (2013) encontraram, para oxidação do mesmo tipo de hormônio com cloro, uma ordem cinética de pseudo-primeira ordem para tempos de contato de até 720 minutos. Além disso, Leinster *et al*. (1981) relatam que os desreguladores endócrinos podem sofrer fotodegradação, contudo de forma muito lenta, pois esses contaminantes apresentam tempo de meia-vida de aproximadamente 10 dias.

Souza (2014) analisou a remoção por meio de oxidação com cloro de dois tipos de fármacos (sulfametoxazol e diclofenaco) e do hormônio estradiol e para tempos de contato de 30 minutos foi observada uma cinética de reação de pseudo-segunda ordem para todos os micropoluentes analisados. Fármacos estes amplamente utilizados no Brasil, sendo excretados por seus consumidores quase que exclusivamente pela urina, em uma proporção de 10 a 30% da concentração inicial ingerida, podendo apresentar tempo de meia-vida de 11 horas (Brenner, 2009)

Para cianotoxinas, Zamyadi *et al.* (2012) verificaram que a remoção de *Microcystis aeruginosa*por oxidação com cloro apresenta cinética de reação de segunda ordem, como também retratado por Acero *et al.* (2005) em experimentos semelhantes. Estudos realizados por Chriswell *et al*. (1999, *apud* Apeldoorn *et al*., 2007) relatam que a cilindrospermopsina em águas naturais apresentam tempo de meia-vida de 11 a 15 dias, e quando submetidas a luz solar decompõe-se rapidamente (de 1,5 a 4 horas).

Como citado anteriormente, utiliza-se a *Escherichia coli*, do gênero coliformes, como organismo indicador de contaminação fecal e possível presença de patógenos na água. Esses organismos são facilmente inativados na desinfecção e decaem rapidamente na ação do cloro. Koide *et al.* (1994), relataram em experimentos laboratoriais o decaimento de coliformes com a ação de diferentes dosagens de cloro residual aplicadas na água (0,3; 0,6 e 1 mg/L). Neste experimento nota-se uma redução considerável do número de coliformes nos 5 primeiros minutos de cloração, e consequentemente uma redução do nível de cloro também foi observada. Também foi relatado que após esta redução drástica inicial, o número de coliformes se manteve constante (em torno de 10 NMP coliformes/100ml) nos 60 minutos seguintes do experimento, não sendo observado ação considerável do cloro residual ali presente.

3.8. PACOTES DE MODELAGEM COMPUTACIONAL DE REDES DE ABASTECIMENTO

Atualmente se tem disponível no mercado inúmeros modelos e softwares específicos para dimensionamento de sistemas de distribuição de água. Estes fazem uso de modelos matemáticos e auxiliam na análise hidráulica e de qualidade da água no interior da rede. Alguns exemplos são: EPANET – *Environmental Protection Agency* (EPA), H2Onet- *Montgomery Watson Inc*., MikeNet - *Boss International*, Pipe2000 - KYPipe (*University of Kentucky*), SynerGEE – *Stoner Workstation Service*, WaterCad – *Haestad Methods Inc*. Cada um desses programas apresenta robusta interface gráfica para pleno desenvolvimento

dos projetos, além de possuírem conexão com dados de Sistemas de Informações Geo-referenciadas (GIS) e com o software AutoCad, funções de cálculo de bomba com velocidades variáveis, análise de custo de energia, calibrações com opções de ajustes de parâmetros como coeficiente de Hazen-Williams e valores de demanda.

Em termos de análise de qualidade da água no interior da rede de distribuição os modelos utilizam como base o EPANET, pois trata-se de um programa de modelagem hidráulica e de qualidade de água mais empregado no mundo, além de ser propriedade da EPA, agência estatal norte américa que procura oferecer ações, informação e suporte técnico que procura atingir o equilíbrio entre atividades antrópicas de desenvolvimento e preservação ambiental. (EPA, 2000)

O software EPANET destaca-se também por ser capaz de executar simulações estáticas e dinâmicas do comportamento hidráulico e da qualidade da água em sistemas de abastecimento pelo uso das características da rede (material, comprimento e diâmetro das tubulações, demanda requerida nos nós, cotas topográficas entre outros), além de possibilitar analises mais complexas do projeto por incorporação de dados de outros programas, como por exemplo AutoCad e Spring.

Estudos como os de Figueiredo (2014), Beleza (2005), Roopali *et al*. (2015) e Suse *et al*. (2014) buscaram representar o comportamento do residual do cloro livre no interior de sistemas de distribuição de água, também fazendo uso do software EPANET, sendo que o de Roopali *et al*. (2015) considerou situação operacional de intermitência e o de Suse *et al*. (2014) simulou distintas contaminações pontuais na rede, avaliando a qualidade da água também por meio do software anteriormente supracitado.

3.9. RISCOS PARA REDES DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

A contaminação da água para consumo humano no interior do sistema de distribuição pode ocorrer tanto por erros no projeto e instalação da rede, como por erros na operação do sistema ou ainda por falta de manutenção das instalações do sistema público de abastecimento de água.

3.9.1. Riscos gerais de contaminações e falhas

Ao se analisar as probabilidades de contaminação no interior de uma rede de distribuição de água deve-se primeiramente definir o que será esse risco de contaminação, quais são os níveis aceitáveis de contaminação e o valor que exige medidas de intervenção nas instalações da rede para solução do problema (NRC, 1983). Além disso, é importante se determinar,

medir e prever os agentes adversos de contaminação que podem estar presentes na rede, podendo apresentar vias de contaminação externas ou internas, e seus possíveis efeitos adversos a saúde humana. (NRC, 2006)

A preservação da qualidade da água desde sua saída da ETA até chegar aos consumidores depende diretamente da integridade física do sistema de distribuição de água, que quando comprometido pode acarretar contaminação da água a ser distribuída e consequentemente podendo causar prejuízos à saúde e bem-estar da população. As falhas na estrutura do material componente da rede de abastecimento geralmente ocorrem devido a problemas de corrosão nos canos, danificação das instalações e acessórios, envelhecimento dos materiais componentes da rede, entrada de solo, águas subterrâneas, infiltração de escoamento superficial contaminado por resíduos de atividades antrópicas através de falhas na estrutura física das tubulações e acessórios. Também há a possibilidade de contaminação da água nas estruturas de armazenamento por meio de rupturas existentes nas instalações do reservatório, possibilitando a entrada de chuva, insetos e outras formas de vida.

A falha dos materiais constituintes do sistema de distribuição de água pode ocorrer tanto pela corrosão interna ou externa das tubulações da rede, ou ser intensificada quando se opera o sistema em pressões muito elevadas, ou ainda causadas por tensões e sobrecargas nos tubos integrantes da rede durante desastres naturais, como furacões e terremotos que causam grandes danos à rede de distribuição como um todo. (Geldreich, 1996)

A integridade hidráulica da rede de abastecimento também é um fator importante para se preservar a qualidade da água e proporcionar um transporte seguro da mesma, de forma que se consiga atender todas as demandas do sistema (Cesario, 1995; NRC, 2006).Como citado anteriormente, é de extrema importância se manter as pressões no interior da rede dentro dos valores máximos e mínimos indicados pela norma, pois valores de pressão muito baixos causados por problemas operacionais como falhas de válvulas ou bombas podem acarretar, em casos extremos, intrusão de água contaminada na rede. Por outro lado, pressões muito altas acarretam um aumento excessivo da velocidade do escoamento, o que pode causar ressuspensão de partículas sedimentadas na rede, bem como desprendimento de biofilmes existentes nas tubulações. (NRC, 2006)

A idade do sistema de distribuição de água também é um parâmetro que influencia o funcionamento hidráulico do sistema de abastecimento, pois com o passar dos anos de uso, muitos parâmetros de qualidade da água se alteram, como por exemplo, o residual de cloro no interior da rede que diminui com o envelhecimento da rede. Tubulações antigas tendem

a apresentar desprendimento de materiais e componentes dos tubos, os quais, em tempos de contato elevado, podem contaminar a água de abastecimento, algo relacionado diretamente ao tempo de residência da água tanto em tubulações como em reservatórios de armazenamento do sistema.

A velocidade do escoamento também pode influenciar na contaminação da água de abastecimento público, pois em velocidades muito baixas causam sedimentação de partículas presentes no fluido, que se acumulam no interior da tubulação de abastecimento formando biofilmes resistentes aos desinfetantes residuais presentes na rede. Além disso, a deposição de partículas no interior da rede resultará em tubulações de aspecto mais áspero, o que prejudicará sua capacidade hidráulica. Em situações de operação adversas do sistema, com picos de velocidade do escoamento na rede, rompimento de tubulações, enchimento ou descarga de reservatórios, abertura e fechamento de válvulas devido a manutenções ou racionamentos, descarga de hidrantes e pressões inesperadas no sistema causam o possível desprendimento desses depósitos de partículas, as quais podem contaminar a água que chega aos consumidores. A integridade hidráulica dos sistemas de distribuição de água pode ser afetada por vazamentos, mudanças bruscas de pressão e fluxo, atividades de manutenção de emergência e controle operacional impróprio.

Ligações clandestinas realizadas na rede de distribuição também contribuem para a contaminação da água a ser distribuída à população. O comprometimento da qualidade da água se deve ao fato de que essas ligações são feitas com uso de técnicas e materiais inadequados, assim favorecendo a ocorrência de vazamentos que acarretam perda de pressão na rede, falta de água à população, intrusão de solo, insetos e substâncias contaminantes. Esse tipo de instalação encontra-se geralmente em comunidades carentes, periferias, áreas não regularizadas, sujeitas a enchentes, o que pode agravar ainda mais a possibilidade de contaminação da água destinada à população daquela área e até mesmo de outras localidades próximas.

No caso do Distrito Federal, segundo a CAESB (2016), há cerca de 36 mil casos de ligações clandestinas espalhadas por todo seu território. A empresa relata que o desvio e furto de água agrava a escassez hídrica do DF, compromete a qualidade da água a ser distribuída, além de causar grandes prejuízos financeiros à companhia de saneamento ambiental. O diretor financeiro da CAESB ainda relata que as ligações clandestinas se encontram em maior número em invasões e regiões irregulares que surgem no DF. Com registro de imagens aéreas a companhia de saneamento ambiental do Distrito Federal aponta as regiões de Sol

Nascente, em Ceilândia, Morro da Cruz, em São Sebastião e Condomínio Mestre D'Armas, em Planaltina como as que possuem maior registros de furto de água no DF.

3.9.2. Riscos específicos de contaminação – Falha no tratamento de água para consumo

Além dos problemas relacionados a distribuição da água que podem acarretar contaminações, observa-se que a degradação de bacias hidrográficas, má ocupação do solo acarretando maiores riscos de enchentes na região e inapropriado descarte de resíduos sólidos e líquidos causam grande comprometimento da qualidade da água bruta captada, o que pode gerar a interrupção da distribuição de água devido a essa sobrecarga de poluentes na ETA. Quedas de energia e aumento significativo da vazão de entrada da ETA são outros fatores que podem comprometer a efetiva operação das unidades de tratamento e por consequência a qualidade final do produto tratado.

Esses problemas e adversidades operacionais podem causar a interrupção da distribuição continua da água por determinado período de tempo, o que altera completamente as características hidráulicas da rede (valores de pressão e velocidade) o que podem propiciar ambiente propício para contaminação da água a ser distribuída a população ou ainda em casos de escassez hídrica que exige medidas compensatórias como racionamento, o qual altera de forma significativa os padrões hidráulicos de operação da rede.

4. METODOLOGIA

O presente projeto visa a simulação da contaminação da rede de distribuição de água, trabalhando com diferentes cenários, um deles incluindo coliformes totais, a partir da estação de tratamento de água do Lago Norte. A metodologia utilizada segue o cronograma apresentado na Figura 4.1.

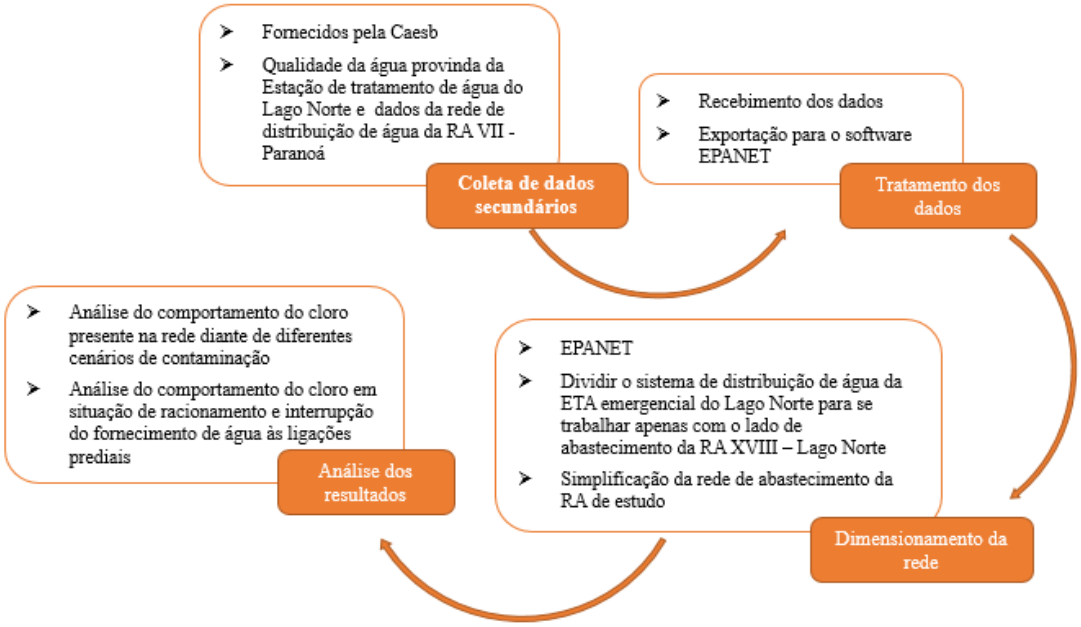


Figura 4.1 Cronograma geral do trabalho

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo iniciará a simulação de distribuição de água partindo da estação de tratamento de água do Lago Norte, inaugurada recentemente, a qual foi projetada com o intuito de reduzir os impactos causados pela crise hídrica registrada no Distrito Federal nos anos de 2014 a 2018. Esta apresenta vazão de captação de 700 L/s, assim sendo capaz de aliviar cerca de 20% da vazão retirada da Bacia do Descoberto, a qual apresenta reservatório com apenas 6,2% da capacidade disponível para uso. (ADASA, 03/11/2017)

A ETA do Lago Norte faz captação no Lago Paranoá, reservatório de 48km² de área, localizado na Bacia Paranoá, na altura do braço do Torto, local este que apresentou melhor qualidade de água bruta para captação (Caesb, 2017). Trata-se de uma estação de tratamento compacta que o realiza no próprio local de captação e faz uso da tecnologia avançada de tratamento do tipo ultrafiltração. Esta é responsável pelo abastecimento de água do Lago Norte, Paranoá, Itapoã, Taquari, Asa Norte e Noroeste, localidades abastecidas

anteriormente pelo Sistema Santa Maria-Torto, o qual fará transferência dessa vazão para dois reservatórios (um no Parque da Cidade e outro no Cruzeiro) a qual ficará disponível para reforço do abastecimento realizado pelo Sistema Descoberto.

O balanço hídrico do Lago Paranoá encontra-se ilustrado na Figura 4.2, bem como a localização da captação de água. Na Figura 4.3 encontra-se o local de captação e a ETA Lago Norte com mais detalhes. Nestas é possível observar a proximidade da área de captação com o local de descarte dos efluentes da ETE Norte.

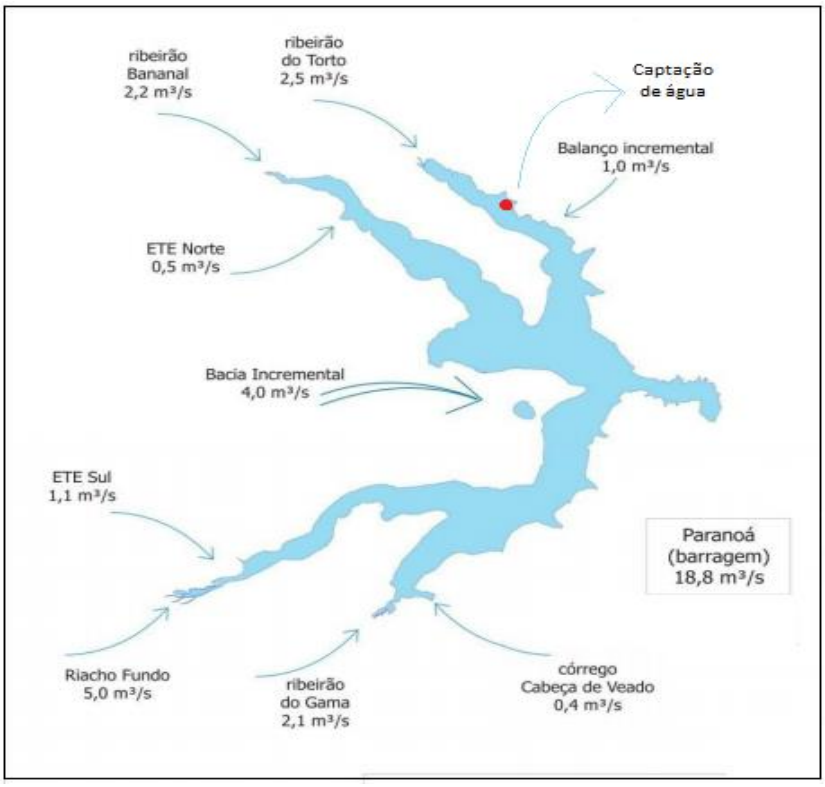


Figura 4.2 Balaço hídrico do Lago Paranoá (Caesb e PGIRH, 2012)

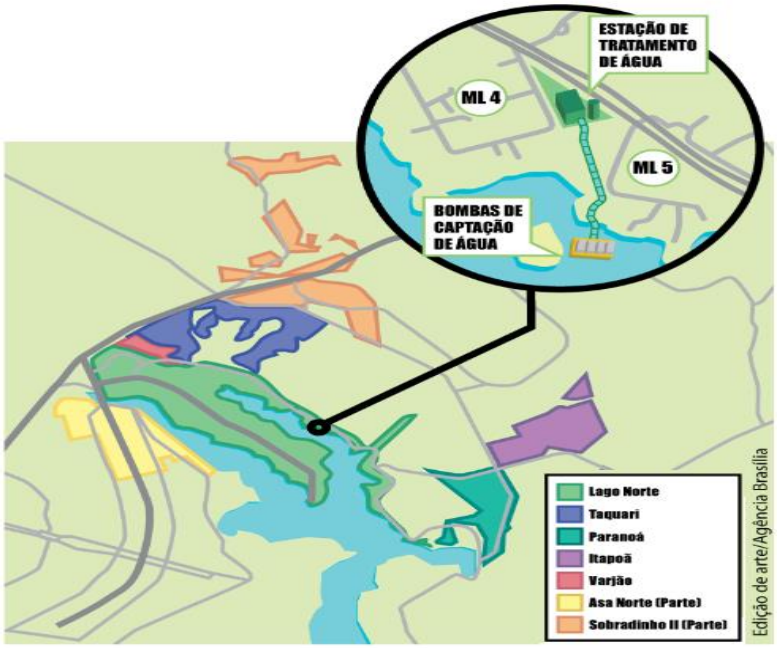


Figura 4.3 Localização da ETA do Lago Norte (Caesb, 2017)

4.1.1. Localidades escolhidas para simulação de contaminação por micropoluentes

Tendo em vista o atual cenário de crise hídrica de Brasília, a implantação de inúmeras medidas de enfrentamento a crise, como redução da pressão na rede de distribuição e racionamento com interrupção completa do abastecimento de água em todas as regiões administrativas do Distrito Federal em esquema de rodízio semanal, e elaboração do Plano Integrado de Enfrentamento a Crise Hídrica que tem atuação nas áreas de educação, fiscalização, infraestrutura, comunicação e regulação. Percebe-se a importância de se analisar a possível contaminação da água para consumo humano dentro das tubulações de distribuição do sistema de abastecimento, que devido a estas mudanças, encontra-se em situação não habitual de operação, podendo gerar cenários propícios a contaminação da água e gerar problemas mais graves como epidemias relacionadas a doenças de veiculação hídrica.

Analisando reportagens realizadas recentemente na região de responsabilidade de abastecimento da ETA emergencial do Lago Norte nota-se diversas queixas em relação à qualidade da água. Moradores reclamam do sabor e odor da água, e ainda contam que após o banho apresentaram coceiras na pele e cabelos com odor incomum, havendo ainda relatos de casos de gastrenterite, diarreia e vômitos, principalmente entre os moradores das cidades do Paranoá e Itapoã, além dos problemas gástricos relacionados ao consumo da água registrados na Asa Norte e no Lago Norte. Por outro lado, o atual Governador de Brasília

Rodrigo Rollemberg afirma que não há surto de infecção intestinal no DF provocado pelo consumo da água tratada do Lago Paranoá, além disso, a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – Caesb garante que a qualidade da água provinda da ETA Lago Norte encontra-se dentro dos padrões de potabilidade legais e que o produto está apto ao consumo humano. A tecnologia avançada de tratamento de água utilizada é bastante eficiente e refinada, capaz de fornecer clarificado de ótima qualidade livre de cor, turbidez e diferentes tipos de patógenos, assim indicando que a contaminação deste possa ocorrer no transporte até as ligações prediais dos consumidores.

O Distrito Federal, também apresenta problemas em relação ao desvio de água, tendo um índice de perdas na distribuição de 35,21% segundo série histórica do SNIS (2016), o qual engloba valores de consumo faturado e não faturado. Estas estão relacionadas, segundo a Caesb, principalmente às ligações clandestinas observadas na região central do país, com a ocupação desordenada do solo surgem comunidades irregulares que usufruem da água provinda da rede pública por ligações não autorizadas que geram vazamentos, desperdícios e possível contaminação da água presente na rede, pois o material utilizado para tal desvio de vazão nem sempre é o mais adequado.

Para o presente projeto, optou-se por trabalhar com o sistema de distribuição de água da Região Administrativa nº XVIII do Distrito Federal, chamada Lago Norte, a qual abriga cerca de 37.455 habitantes em seus 66 km², segundo Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios (PDAD, 2015/2016) da CODEPLAN. Esta região administrativa é composta por 5 setores: Setor de Mansões, Setor Centro de Atividades (área comercial e habitacional da região), Setor Taquari, Setor Península (composto por quadra do Lago – QL e quadras internas – QI) e o Setor núcleo rural. O Lago Norte é uma região de alto poder aquisitivo que apresenta uma das maiores rendas *per capita* da capital do país, sendo observado que 59,60% de sua população apresenta renda superior a 10 salários mínimos. Em relação ao saneamento básico a RA XVIII conta com um único reservatório que abastece todos os seus setores, rede de abastecimento com tubulações recém substituídas por canalizações de polietileno (anteriormente de ferro fundido, instalados na década de 70). Ligações de esgotamento sanitário foram instaladas nas residências do Lago Norte apenas em 2013, sendo que anteriormente o tratamento de esgoto domiciliar da região era realizado de forma individual, geralmente por meio de fossa séptica ou lançamento clandestino e *in natura* no Lago Paranoá.

Optou-se por trabalhar com o sistema de distribuição de água dessa região tendo em vista as reclamações recorrentes em relação à qualidade da água que os moradores têm levantado após o início da captação de água do Lago Paranoá, pois mesmo não se tratando de uma região de baixo poder aquisitivo ou de desordenada ocupação do solo e elevada ocorrência de ligações clandestinas, esses problemas podem ser observados nas outras regiões administrativas de responsabilidade do mesmo sistema de abastecimento de água da ETA Lago Norte, estando a rede interligada à da RA XVIII, assim podendo propagar problemas de contaminação observados, por exemplo no Paranoá ou Itapoã, regiões as quais os moradores vêm apresentando maiores queixas e infecções relacionadas ao uso e consumo da água, assim indicando possível contaminação da água no interior da rede de distribuição do sistema de abastecimento.

Além disso, segundo Relatório da Qualidade da água Distribuída pela Caesb em 2017 e como revela a Tabela 4.1, nota-se que o sistema de distribuição de água Torto – Santa Maria apresentou, em alguns meses do ano de 2017, falhas em relação a concentração mínima e máxima de cloro residual presente na rede e a presença de coliformes totais e *E. coli* na água sendo distribuída.

Tabela 4.1 Características físico-químicas e de qualidade da água sendo distribuída pela Caesb no Sistema de abastecimento Torto-Santa Maria (Caesb, 2017)

Sistema	Período	Cor (<15 UC)			Turbidez (<5 NTU)			Cloro Residual Livre (0,2 a 2,0 mg/L)			Coliformes Totais (ausência em 95% das amostras)			**E.coli** (ausência)		
		N° de amostras			N° de amostras			N° de amostras			N° de amostras			N° de amostras		
		exigidas	analisadas	em conformidade	exigidas	analisadas	em conformidade	exigidas	analisadas	em conformidade	exigidas	analisadas	em conformidade	exigidas	analisadas	em conformidade
01 - Sistema Torto - Santa Maria	Jan-17	70	162	161	253	253	252	253	253	244	253	253	246	253	253	253
	Fev-17	70	161	160	253	259	248	253	259	257	253	259	253	253	259	259
	Mar-17	70	186	183	253	281	271	253	281	273	253	281	273	253	281	281
	Abr-17	70	181	178	253	282	268	253	282	275	253	282	273	253	282	282
	Mai-17	70	192	191	253	289	285	253	289	284	253	289	287	253	289	289
	Jun-17	70	184	181	253	278	272	253	278	274	253	278	272	253	278	278
	Jul-17	70	199	194	253	306	302	253	306	298	253	306	302	253	306	306
	Ago-17	70	188	184	253	281	276	253	281	269	253	281	281	253	281	281
	Set-17	70	178	178	253	286	285	253	286	278	253	286	279	253	286	286
	Out-17	70	189	189	253	278	277	253	278	259	253	276	266	253	275	274
	Nov-17	70	179	178	253	266	263	253	266	253	253	266	255	253	266	266
	Dez-17	70	173	172	253	260	254	253	260	244	253	260	251	253	260	260

Assim, considerando todas essas adversidades e problemas de operação devido à crise hídrica e os possíveis problemas de ligações clandestinas nos sistemas de distribuição de água para consumo humano da capital federal, justifica-se a importância de se conduzir análises como as propostas neste trabalho.

A Figura 4.4 ilustra o Distrito Federal com suas respectivas regiões administrativas delimitadas, estando em destaque a RA XVIII Lago Norte.

Figura 4.4 Regiões administrativas do Distrito Federal (Geoportal, 2018)

4.2. USO DO EPANET

Optou-se pelo uso do software EPANET, pois trata-se de um programa gratuito e bastante utilizado nacionalmente e internacionalmente, apresentando resultados confiáveis, além de não possuir restrições de uso.

4.2.1. EPANET 2.0

O software EPANET foi desenvolvido pela *Enviromental Protection Agency* (EPA) para realização de simulações estáticas e dinâmicas do comportamento hidráulico e de qualidade da água em sistemas de abastecimento. Apresenta base de cálculo que permite obtenção dos valores de vazão nas tubulações da rede, pressões nos nós, perda de carga nas tubulações, concentração de espécies químicas no interior da rede durante determinado período de tempo, idade da água entre outros parâmetros.

Em termos de modelagem da qualidade da água, o programa é capaz de simular o transporte, mistura e transformação de componentes (reativos ou não) à medida que estes sofrem decaimento ou crescimento, o tempo de percurso da água através da rede, é capaz de calcular a porcentagem de vazão que atinge determinado local assumindo determinado nó de origem, modela reações de decaimento do cloro ao longo da rede e nas paredes das tubulações, faz

utilização de reações cinéticas de ordem “n” para modelagem das reações de determinado composto presente no escoamento através das tubulações e reservatório, e de ordem 0 e 1 para mesma modelagem nas paredes das tubulações, também é capaz de definir os limites de transferência de massa nas reações de parede de tubos, permite controlar as reações de crescimento e decaimento de constituintes através de concentrações-limite, além de permitir relacionar coeficientes de reações na parede com rugosidade do material das tubulações e definir a variação temporal da concentração de constituintes em qualquer ponto da rede. (EPA, 2000)

4.2.2. Simulações utilizadas no EPANET

Para o presente estudo será feita a simulação de contaminação da rede de distribuição de água partindo da ETA do Lago Norte, onde pretende-se simular pontos de contaminação em diferentes trechos do sistema de distribuição de água do Paranoá, procurando trabalhar com áreas que apresentam histórico de ligação clandestinas na rede. Pretende-se simular a contaminação por coliformes em três diferentes cenários e analisar o residual do cloro nestas situações, além de analisar o comportamento do cloro na rede em situação de intermitência com total interrupção do abastecimento nas ligações prediais. A simulação foi realizada no software EPANET, assim possibilitando a análise da qualidade da água por toda extensão da rede.

Optou-se pela contaminação microbiológica da água, devido à dificuldade de se obter dados referentes à presença de contaminantes emergentes nos efluentes de uma ETA, além do tempo de meia-vida destes ser relativamente grande, quando comparado ao de patógenos e coliformes, não tendo ação considerável do cloro residual presente na rede nestes poluentes emergentes. Também foi considerado o cenário atual de Brasília, de crise hídrica e recente inauguração da ETA emergencial do Lago Norte, além de relatos de insatisfação da população em relação à qualidade da água sendo distribuída nas regiões de responsabilidade desta Estação de Tratamento, considerando assim importante a simulação de uma contaminação na rede, tendo causa ou por ligações clandestinas ou por mudanças nas características hidráulicas da rede devido ao racionamento.

Trabalhou-se com quatro situações de simulação distintas para se observar o residual do cloro livre no interior da rede, sendo a primeira representativa para a situação operacional habitual de abastecimento de água do Lago Norte. A segunda simulou a situação de intermitência da distribuição da água, simulando uma interrupção do abastecimento de 24 horas para todo o Lago Norte. A terceira simulou a ocorrência de contaminação por matéria

orgânica em nós pontuais da rede, e finalmente a quarta situação que simulou a mesma ocorrência da simulação anterior em estado operacional de racionamento.

Para modelagem da qualidade da água, o programa EPANET utiliza primeiramente condições hidráulicas de escoamento baseadas em equações unidimensionais do momento linear e da continuidade, as quais são aplicadas considerando previamente determinado cenário hidráulico (permanente, compressível não permanente ou incompressível não permanente). Posteriormente faz-se a análise da qualidade da água que depende dessas condições hidráulicas previamente determinadas para avaliação dos caminhos de fluxo do sistema de abastecimento, bem como da mistura a partir de diferentes fontes, da diluição dos contaminantes e dos tempos de percurso e detenção da água na rede. (Karney, 1996; Elton *et al.*, 1995)

Assim, foi feita a modelagem hidráulica da rede de distribuição de água partindo da ETA Lago Norte até os trechos da rede de distribuição de água da RA Lago Norte. A rede já se encontrava caracterizada com todos os dados de tubulações (material, diâmetro, comprimento), topografia da área e nível d'água do reservatório de abastecimento, fornecidos pela Caesb, os quais foram inseridos no software.

Para obtenção de resultados de qualidade da água, o software faz uso de equações que se baseiam nos princípios de conservação da massa e leis de cinética de reação. Além disso, o EPANET faz uso de um Modelo Lagrangeano, o qual descreve o movimento de um aglomerado de partículas em um escoamento.

O modelo é aplicado pelo software de forma que a concentração do poluente dissolvida em água é representada por uma série de seguimentos não sobrepostos que se encontram no interior da rede. O comprimento desses seguimentos varia à medida que o tempo de simulação evolui, sendo que os seguimentos mais a montante são maiores que os seguimentos a jusante de um trecho a medida que a água entra e sai do mesmo, representando as diferentes reações químicas que ocorrem com essas partículas de poluentes ao longo da evolução do escoamento. O volume de água que entra e sai de cada nó é calculado pelo produto da vazão presente na tubulação (já misturada com as contribuições de outros tubos e com o valor de qualidade da água atualizado) pelo intervalo de cálculo da modelagem.

Pretende-se avaliar o transporte de matéria orgânica de forma semelhante a que o software faz quando simula as reações de cloro livre e decaimento deste no interior da rede como ilustra a Figura 4.5.

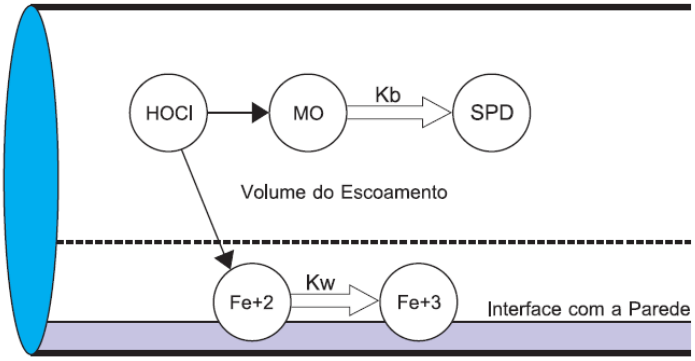


Figura 4.5 Zonas de reação no interior da rede de distribuição de água (EPA, 2000)

No presente trabalho a fração de matéria orgânica (MO) ilustrada acima foi substituída por coliformes fecais e totais, que da mesma forma reagiram com as concentrações de cloro residual livre (HOCl) presente na rede, estando este em concentrações de 0,2 mg/L segundo as exigências da Portaria Nº 2.914/2011. Além de reagir com o material liberado nas paredes da tubulação devido a efeitos de corrosão. Analisou-se se essa fração de cloro residual livre seria capaz de consumir todo o contaminante, em quanto tempo essa fração iria se esvair e se parte da rede poderia ficar desprovida de cloro residual livre devido à contaminação proposta nos diferentes cenários.

Primeiramente, o EPANET simula o transporte nas tubulações por advecção, desprezando a dispersão longitudinal dessas substâncias. O programa faz uso da Equação 4.1 de advecção com reação.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \cdot \frac{\partial C_i}{\partial t} + r \cdot (C_i) \qquad \text{Equação 4.1.}$$

Sendo: C_i = Concentração na tubulação i (massa/volume)

u_i = Velocidade média do escoamento na tubulação i (comprimento/tempo)

r = Taxa de reação que depende da concentração (massa/volume/tempo)

Feito isso o software segue a simulação de qualidade da água considerando que em um nó que recebe vazão de duas ou mais tubulações ocorrerá mistura instantânea e completa, assim podendo se obter a concentração de determinada substância em um nó, fazendo uso da Equação 4.2.

$$C_{i|x=0} = \frac{\sum_{j\varepsilon I_K} Q_j \cdot C_{j|x=Lj} + Q_{k,ext} \cdot C_{k,ext}}{\sum_{j\varepsilon I_K} Q_j + Q_{k,ext}} \qquad \text{Equação 4.2.}$$

Sendo: i = Trecho com vazão que sai do nó K

I_k = Conjunto de trechos com vazão que convergem em K

L_j= Comprimento do trecho j

Q_j = Vazão no trecho j (volume/tempo)

$Q_{k,ext}$ = Origem externa de vazão que entra na rede através no nó k

$C_{k,ext}$ = Concentração externa de vazão que entra no nó K

Além da mistura nos nós, também deve-se considerar a mistura realizada no interior das estruturas de armazenamento do sistema de distribuição de água projetado. Segundo Rossman e Grayman (1999) é razoável considerar que ocorre mistura completa tanto nos reservatórios de nível variável como nos de nível fixo. Assim, no interior de uma estrutura de armazenamento de nível variável, ocorre a mistura do volume interno com a vazão que entra e a possível alteração da concentração interna devido às reações de decaimento ou crescimento de substâncias, fenômeno este descrito pela Equação 4.3.

$$\frac{\partial(V_S C_S)}{\partial t} = \sum_{i\varepsilon I_S} Q_i \cdot C_{i|x=Lj} - \sum_{j\varepsilon O_S} Q_j \cdot C_S + r \cdot (C_S) \qquad \text{Equação 4.3.}$$

Sendo: V_S = Volume armazenado no instante t

C_S = Concentração na estrutura de armazenamento

I_S = Conjunto de trechos que fornecem vazão à estrutura de armazenamento

O_S = Conjunto de trechos que recebem vazão da estrutura de armazenamento

Para representar as reações entre contaminantes, desinfetantes e outras substâncias presentes na água das tubulações e reservatórios, o programa possibilita o cálculo da taxa de reação instantânea (R) para diferentes ordens de reação. Já para as reações de parede (entre contaminantes e material da tubulação da rede) o software considera apenas reações de ordem zero ou um.

$$R = K_b \cdot C^n \qquad \text{(Decaimento de ordem “n”)}$$

Sendo: R = Taxa de reação instantânea (massa/volume/tempo)

K_b = Coeficiente de reação no volume do escoamento (assume valores negativos por se tratar de uma reação de decaimento)

C = Concentração da substância reagente (massa/volume)

n = Ordem da reação

E por fim, para representar as reações de parede, entre substâncias contaminantes e algum tipo de material presente na parede da tubulação (produtos da corrosão do material da rede ou biofilmes) o EPANET faz uso da Equação 4.6 para cálculo da taxa de reação quando se trabalha com leis cinéticas de primeira ordem.

$$r = \frac{2 \cdot k_w \cdot k_f \cdot C}{R \cdot (k_w + k_f)}$$ Equação 4.6

Sendo: r = Taxa da reação na parede tubulação

k_w = Coeficiente de reação na parede (comprimento/tempo)

k_f = Coeficiente de transferência de massa (comprimento/tempo)

R = Raio da tubulação

4.2.3. Tratamento dos dados

Para a realização do presente estudo foi necessária a solicitação de determinados dados relacionados ao sistema de abastecimento de água para consumo humano do Distrito Federal, sendo estes requeridos a Caesb, companhia de saneamento básico responsável pela prestação de serviços de água e esgoto da região. Foram solicitados dados de qualidade da água provinda do sistema que abastece a região do Lago Norte, sendo estes resultados de análises de cor aparente, turbidez, cloro residual livre, coliformes e *Escherichia Coli* realizados nas saídas dos reservatórios, das ETAs e na própria rede de distribuição do sistema de abastecimento de água, para os anos de 2016, 2017 e 2018. Além disso, também se fez necessário a requisição de dados referentes ao cadastro completo da rede de distribuição de água da região administrativa do Lago Norte e do consumo médio *per capita* da área de estudo.

4.2.3.1. Sistema de distribuição de água para consumo humano do Lago Norte

O departamento de Interferência de Rede da Caesb disponibilizou o cadastro completo da rede de abastecimento de água da região administrativa do Lago Norte. Os arquivos foram disponibilizados em formato shapefile, os quais foram analisados em um primeiro momento com o auxílio do software QGIS (software livre, gratuito, que permite a visualização, edição e análise de dados georreferenciados), com o qual foi possível avaliar os dados recebidos. Este cadastro de rede era composto por 5 camadas, sendo a primeira o desenho da rede propriamente dita, contando com dados de diâmetro, extensão e material da tubulação, a segunda denominada válvulas de manobra que correspondem às válvulas de controle operacional, redução de pressão ou de diâmetro de tubulações, a terceira corresponde às unidades operacionais que se tratam justamente dos reservatórios, pontos de captação de água, poços, elevatórias e estações de tratamento, a quarta corresponde às conexões de água que são basicamente os nós da rede, as junções de duas ou mais tubulações distintas, e por

fim, a quinta camada denominada componentes que descreve os hidrantes e unidades de descarga do sistema de abastecimento de água.

Foi feita a conversão desses dados em shapefile para um arquivo .dxf, que posteriormente foi aberto pelo software AutoCAD. O EPANET possui uma ferramenta de conversão de arquivos .dxf para .inp (formato lido pelo EPANET) denominada Dxf2epa, assim fez-se uso de tal programa e por fim foi possível finalmente abrir os dados no software de trabalho EPANET. Nesta etapa corrigiram-se todos os erros da rede provocados pela conversão de arquivos, como nós e tubulações soltas, além de acrescentar as elevações do terreno aos pontos de interesse, sendo estas obtidas pelas curvas de nível da região (SICAD DF).

A rede é composta em sua grande maioria por tubulações de 63 mm de diâmetro, de material de polietileno de alta densidade (PEAD), sendo estas as tubulações que abastecem diretamente as residências do Lago Norte, contudo a rede também conta com tubulações de policloreto de vinila (PVC), ferro fundido, cimento amianto, poliarme e ferro galvanizado. Além disso, o sistema de abastecimento de água dessa região é formado por dois reservatórios principais, um estando a uma cota de 1086 metros e o outro a 1114 metros. Composto por uma adutora principal com tubulações de diâmetros que variam entre 100 e 500 mm com materiais predominantes de ferro fundido e policloreto de vinila (PVC). Além disso, o cadastro da rede do Lago Norte conta com ETAs de abastecimento, a ETA emergencial do Lago Norte e a ETA Paranoá.

4.2.3.2. Consumo *per capita*

A PGO – Superintendência de gestão operacional da Caesb forneceu os dados de vazão média mensal de consumo das regiões administrativas do Distrito Federal no ano de 2017, em litros por habitante dia. Com esses valores foi possível calcular o consumo base requerido nos nós da rede, além de auxiliar na escolha do padrão de consumo utilizado na simulação. A Tabela 4.2 apresenta estes valores para a RA XVIII.

Tabela 4.2 Consumo *per capita* Lago Norte (Caesb, 2017)

Média Móvel de consumo *per capita* do Lago Norte nos meses de 2017 (L/hab·dia)	
Janeiro	215
Fevereiro	213
Março	209
Abril	205
Maio	200
Junho	196
Julho	191
Agosto	188
Setembro	185
Outubro	184
Novembro	183
Dezembro	181

De acordo com Narchi (1989), pode-se definir como demanda a quantidade total de água consumida por uma determinada comunidade urbana ou rural para distintos fins, podendo ser classificada de acordo com o tipo de imóvel que atende, podendo ser residencial, comercial, público e industrial. A demanda de consumo de água do Distrito Federal é majoritariamente caracterizada como residencial tendo seu pico de consumo em torno de meio dia e tem variação do volume de água consumido em cada região administrativa de acordo com o poder aquisitivo e perfil de consumo dos moradores. A vazão de consumo de uma determinada população varia constantemente em função do tempo, sendo diretamente relacionada com o clima da região de estudo e dos hábitos das pessoas que ali residem (Tsutiya, 2006).

A área de estudo do presente projeto apresentou uma média per capita de consumo de água para o ano de 2017 de 196 L/hab·dia, valor este obtidos através dos dados supracitados. Contudo, como se trata de uma série histórica de dados de apenas um ano, não é possível calcular os valores de K_1 e K_2 que correspondem aos coeficientes do dia de maior consumo e da hora de maior consumo. Assim, optou-se pela utilização de dados presentes na literatura, decidindo-se trabalhar com os valores de $K_1 = 1,2$ e $K_2 = 1,5$ dentro dos intervalos recomendados por Yassuda e Nagomi (1976) e Azevedo Netto (1973) para situações de projeto. De posse desses valores e com o auxílio da Equação 3.1 pode-se chegar ao valor de consumo base, o qual foi inserido no EPANET para se prosseguir com a simulação.

Trabalhou-se com o valor médio dos 12 meses de consumo *per capita* (196 L/hab·dia), com o auxílio de imagens do GeoPortal observou-se que há em média 18 lotes por rua no Lago Norte (nove em cada lado e em certas ocasiões uma casa no final da rua). Segundo Pesquisa

Distrital por Amostra em Domicílio – PDAD, Lago Norte (2016), a RA apresenta 12.161 domicílios, com uma população de 37.455, tendo uma média de moradores por domicílio de 3,08 pessoas, assim tem-se um consumo de 588 L/dia por residência e de 10.861 L/dia, por rua. Optou-se por colocar o consumo em apenas um nó localizado ao final da rua, representando a demanda requerida para todas as residências ali presentes, sendo este valor de 0,2264, obtido por meio da Equação 3.1.

Como o consumo de água varia de acordo com as horas do dia, é recomendado que se trabalhe com um padrão de consumo, também denominado curva de perfil de consumo. Para o presente estudo, utilizou-se a curva típica de 22 setores de abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), sendo esta obtida por uma série histórica de dados de 3,5 anos, em que os valores foram calculados dividindo-se a vazão média de consumo em cada hora pelo consumo médio do setor em análise. Esta curva será apresentada na Figura 4.6, na qual é possível observar que sua vazão de consumo mínima ocorre por volta das 03:00 e a máxima por volta de 12:00, característica semelhante a encontrada nas regiões administrativas do Distrito Federal, sendo razoável a utilização deste padrão de consumo para o presente projeto.

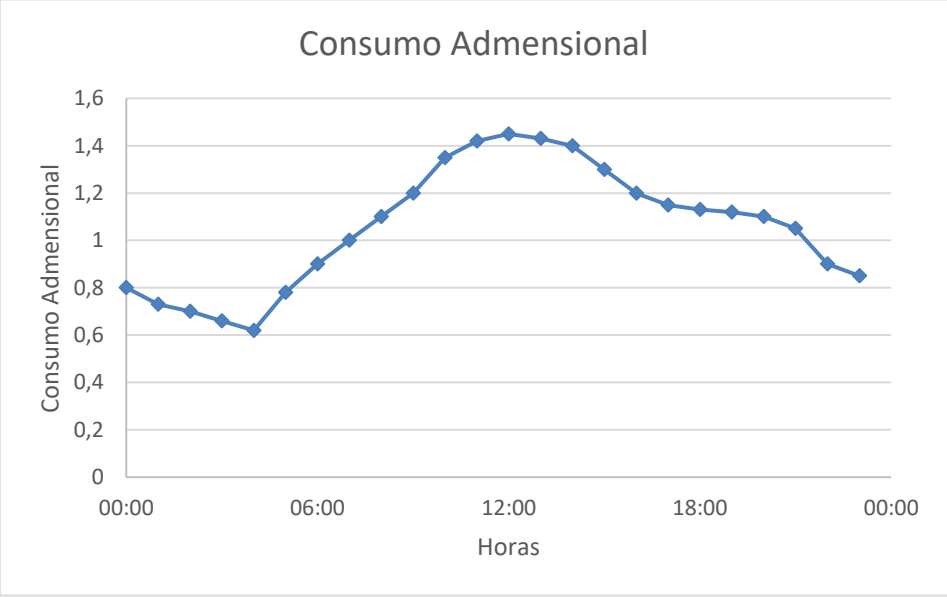


Figura 4.6 Curva típica de comportamento de 22 setores de abastecimento de água da Região Metropolitana de SP (adaptado Tsutiya, 2006)

4.2.3.3. Qualidade da água

Foram requisitados dados de qualidade da água provinda das unidades operacionais que compunham tal sistema de distribuição, assim o Laboratório de Análise de Qualidade de Água da Caesb forneceu resultados de análises de cloro residual livre, coliformes totais, cor

aparente e *Escherichia Coli*, variando a análise destes em campo, laboratório de análise físico-química e laboratório de bacteriologia, para os meses de 2016, 2017 e início de 2018. Os resultados das análises de cloro residual livre encontram-se em grande maioria dentro dos padrões de potabilidade recomendados pela Portaria nº 2.914/2011, tendo duas amostras acima do valor máximo permitido de 2mg/L (09/02/2017) e 58 amostras com valor abaixo do mínimo exigido de 0,2mg/L. As análises referentes a coliformes totais mostraram-se ausente para grande maioria dos dados tendo presença de coliformes em 45 amostras provindas de reservatórios que compõem a rede de distribuição de água do Lago Norte. Em relação a cor aparente e *Escherichia Coli*, as análises indicam que grande maioria das amostrasse encontram dentro das exigências do Ministério da Saúde em relação a potabilidade de água para consumo humano. Já os resultados das análises de turbidez mostram que muitos trechos da rede apresentam água com valor de turbidez superior a 0,5uT, diferindo das recomendações da Portaria supracitada anteriormente.

A Tabela 4.3, apresenta um compilado de analises dos dados de qualidade da água provinda dos reservatórios, ETAs de abastecimento e pontos de medição da rede de abastecimento de água do Lago Norte, para os anos de 2016, 2017 e 2018, ilustrando o número de amostras que se encontram dentro das recomendações legais de potabilidade e as que não estão em conformidade de tais exigências.

Tabela 4.3 Análise dos dados de qualidade da água do sistema de abastecimento do Lago Norte, para os anos de 2016, 2017 e 2018

Parâmetros	Em conforme	Fora dos padrões de potabilidade legais	Recomendações da Portaria nº 2.914/2011
Cloro residual livre (mg/L)	1471	60	0,2 mg/L a 2 mg/L
Coliformes	1480	45	Ausência
Cor aparente	1133	11	Até 15uH
Escherichia Coli	1524	1	Ausência
Turbidez	471	1059	Até 0,5uT

4.2.4. Simplificação do Sistema de abastecimento de água do Lago Norte

Para o presente estudo, fez-se necessária a simplificação do cadastro de rede disponibilizado pela Caesb, tendo em vista que este continha todas as ligações de água presentes na RA XVIII. Assim, analisando imagens de satélites disponibilizadas pelo GeoPortal, optou-se pela remoção das tubulações que resultavam em ligações comerciais e de edifícios públicos, visando a análise majoritária de consumo residencial, para analisar o decaimento do cloro

nas tubulações que resultam em ligações domiciliares para análise da qualidade da água que chega aos consumidores dessa região administrativa. Foram excluídos da análise de qualidade da água resultante do software EPANET aqui apresentada, certas demandas de água consumido na RA de estudo.

Também se subtraiu parte da adutora que aduzia para a ETA Paranoá e sua respectiva elevatória, visando análise da vazão provinda da ETA emergencial do Lago Norte e as misturas que ocorrem nos reservatórios desse sistema de abastecimento. Além disso, o Condomínio Privê e o Setor de Mansões do Lago Norte (SMLN) foram simplificados no desenho da rede, sendo representados como um único nó com consumo-base compatível com o número de residências observados na região, também baseado em imagens de satélite. Assim, a Figura 4.7 ilustra o desenho da rede completa de abastecimento de água do Lago Norte visualizada no software EPANET, a Figura 4.8 representa o mapeamento da região administrativa do Lago Norte, e a Figura 4.9 apresenta a rede final, simplificada, de trabalho do presente estudo.

Figura 4.7 Representação do sistema de abastecimento de água do Lago Norte no EPANET

Figura 4.8 Imagens de satélite da RA XVIII - Lago Norte, DF. (Geoportal, 2018)

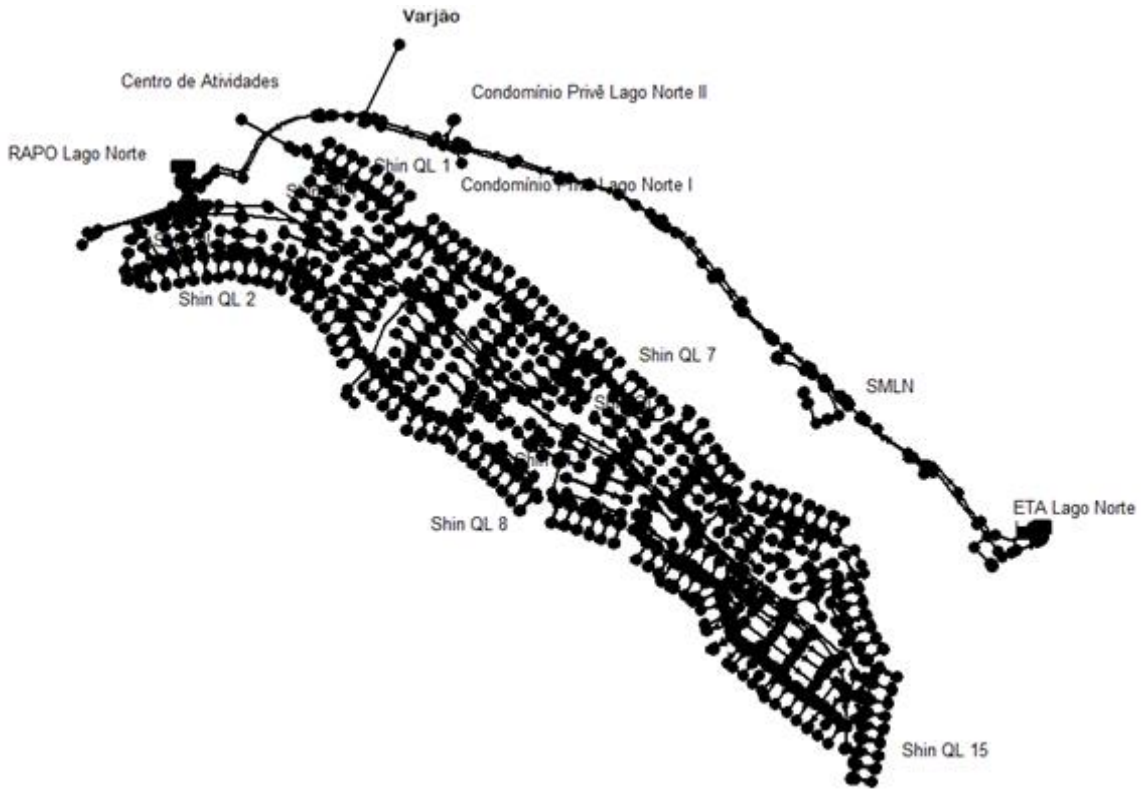


Figura 4.9 Sistema de abastecimento de água do Lago Norte simplificado

4.2.5. Parâmetros inseridos no software EPANET para simulação da qualidade da água na rede

Para simulação do decaimento do cloro residual livre no interior do sistema de distribuição de água do Lago Norte, realizada no EPANET, foi considerada cinética de reação de primeira ordem tanto para o decaimento do cloro residual na massa de água, quanto para o decaimento nas paredes das tubulações da rede, pois ao se analisar a literatura nota-se que os modelos que melhor representam as reações do cloro em sistemas de abastecimento de água para consumo humano são os de primeira ordem, segunda ordem, primeira ordem paralela e enésima ordem. Destaque para o último, que melhor descreve o decaimento do cloro livre no seio do escoamento, pois se comporta de forma representativa ao consumo do cloro nas primeiras horas de reação, onde ocorre um decaimento mais acelerado do desinfetante, além de se comportar bem na representação de reações com cloro em longos períodos de duração, algo evidenciado em experimentos laboratoriais de trabalhos de Vasconcelos e*t al* (1996) e Pierezan (2009). Contudo, considerando a inviabilidade de se trabalhar com ensaios laboratoriais para o presente estudo e a dificuldade em se encontrar o valor exato de reação (1, 2, 3) quando trabalha-se com enésima ordem, tendo em vista que tal valor é obtido através da determinação do coeficiente de reação, também feito de forma experimental, optou-se pela primeira ordem de reação que é um modelo de reação cinética de simples aplicação e que se ajusta bem ao decaimento do cloro, algo também relatado em trabalhos experimentais de Pierezan (2009). (Dugan *et al.*, 1995; Kastl *et al.*, 1999; Koechling, 1998)

Em relação às constantes cinéticas utilizadas no estudo, Sekhar (2001) declara que os coeficientes de decaimento do cloro livre residual não são valores globais para todos os sistemas de distribuição de água, sendo necessária a calibração dos mesmos para que se obtenha um modelo de simulação de qualidade da água confiável e eficiente para cada sistema estudado. No caso do presente estudo não foram encontrados trabalhos experimentais que determinassem os valores dos coeficientes de reação de decaimento do cloro para o Distrito Federal, assim, foi feito um levantamento de estudos na literatura, expostos no item 3.7 deste trabalho, o qual expõe distintos valores de k_b e k_w para diferentes localidades do Brasil e do mundo. Procurou-se o local que apresentou manancial de captação de água para o sistema de abastecimento que mais se aproxima das características do Lago Paranoá, sendo assim escolhido como base o trabalho de Junqueira (2010), um estudo realizado em um sistema de abastecimento de água que tem como ponto de captação um manancial que também recebe cargas de águas residuárias e se enquadra na Classe 2

segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, assim como o Lago Paranoá, corpo hídrico de captação da ETA Lago Norte. Assim, a Tabela 4.3 traz os coeficientes de reação cinética de decaimento do cloro residual livre utilizados na simulação do presente estudo.

Tabela 4.4 Dados da reação cinética de decaimento do cloro residual livre inseridos no EPANET

Ordem	K_b	K_w
1º	-0,18	-0,15

O EPANET faz uso da rugosidade nas características do trecho, sendo esta a forma que o software entende qual material que compõe a tubulação ali ilustrada, além de ser dado necessário para cálculo da perda de carga que ocorre em tais localidades. Determinou-se que o EPANET fizesse o cálculo da perda de carga utilizando a equação de Darcy-Weisbach (Equação 3.3.), considerando que esta é a mais adequada para cálculo de perdas de carga em situações operacionais de rede, além de considerar o envelhecimento do material componente da tubulação, algo importante de ser considerado para o estudo aqui retratado, que visa também a análise do decaimento do cloro em reações de parede, fortemente influenciadas pela idade do material.

Sendo assim, a rugosidade a ser fornecida ao programa foi a rugosidade absoluta equivalente. Baseou-se nos valores presentes nas tabelas dos livros de hidráulica de Leancastre (1996), adotaram-se o valor de 0,001mm para tubulações de PVC e polietileno de alta densidade, de 1,5mm para ferro fundido velho, de 0,025mm para cimento amianto, de 0,0015mm para poliarme e de 0,15mm para ferro galvanizado revertido.

Trabalhou-se com tempo de simulação total de 168 horas (7 dias) e configuraram-se os intervalos básicos de tempo para cálculos hidráulicos e de qualidade como 5 segundos, pois considera-se que trabalhando com intervalos iguais para os dois tipos de simulação auxilia-se na coesão das mesmas, tendo em vista que os módulos computacionais que determinam a qualidade da água dependem dos modelos computacionais hidráulicos, os quais apresentam resultados mais exatos quando utiliza-se passos de cálculo menores. (Nascimento *et al*., 2016; Georgescu, 2012)

Com a rede devidamente simplificada e com todas as características dos trechos e nós dispostas no software EPANET, nota-se que a rede conta com 2948 trecho, 2610 nós 1 reservatório o qual representa a ETA Lago Norte, 2 tanques de nível variável, os quais representam os reservatórios de abastecimento do sistema, e 4 bombas.

No reservatório de nível fixo, introduziu-se o comando “origem da qualidade” para representar a entrada de cloro residual livre (CRL) na rede, sendo o valor inicial inserido de 1,25 mg/L, valor este obtido através da média dos dados de medição de cloro residual livre nos reservatórios e saídas da ETA para o ano de 2016, 2017 e início de 2018.

4.3. SIMULAÇÃO DAS QUATRO SITUAÇÕES SELECIONADAS

4.3.1. Situação operacional habitual

Neste caso buscou-se simular como o sistema de abastecimento de água do Lago Norte funciona em cenários habituais de operação, considerando uma entrada de cloro residual livre na rede a partir da Estação de Tratamento de água emergencial do Lago Norte, sendo esta concentração de injeção de desinfetante de 1,25 mg/L, valor este escolhido através da média dos dados das medições de CRL realizadas nas saídas dos reservatórios do sistema de distribuição de água da região, fornecidos pelo Laboratório de Análise de Qualidade de Água da Caesb. A simulação da entrada desse agente de desinfecção na rede no software EPANET foi realizada com o auxílio do comando “Origem de Qualidade” no nó correspondente ao Reservatório de nível fixo que representa a ETA, neste controle operacional selecionou-se a opção “Fixação de concentração”, a qual fixa a concentração (mg/L) na vazão que deixa o nó, assim adicionando sempre a mesma concentração de cloro nas tubulações da rede. Importante salientar que tal concentração de CRL na saída da ETA se manteve inalterada para todos os cenários trabalhados.

Os menores registros de CRL na rede foram registrados nos últimos meses do ano de 2017 (outubro, novembro e dezembro). Os piores valores de concentração de CRL na rede e nos reservatórios, para o ano de 2017, são exibidos na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 Piores registros de CRL no sistema de abastecimento de água do Lago Norte no ano de 2017

Rede (mg/L)	Reservatórios (mg/L)
0,01	0,01
0,01	0,23
0,01	
0,01	
0,01	
0,01	
0,01	
0,01	
0,01	
0,05	
0,07	
0,08	
0,09	
0,1	
0,12	
0,13	
0,14	
0,14	
0,17	
Média: 0,06	Média: 0,22

4.3.2. Situação de racionamento

Para essa simulação, foi utilizado o valor de qualidade inicial de cloro residual livre, nos nós e reservatórios da rede, de cloro na rede, de 0,2 mg/L. Para representar a intermitência da distribuição da vazão de água na rede, primeiramente selecionou-se o dia de simulação para o qual o abastecimento seria interrompido por 24 horas, sendo escolhido o dia 6 de simulação, sendo este iniciado na hora 120:00 e finalizado as 144:00. Também se fez um aumento de 2 dias nas simulações dessa situação analisada, a fim de se observar o restabelecimento da normalidade do sistema, rodando o programa com tempo total de simulação de 216 horas.

Posteriormente, trabalhou-se com os comandos de “Controle Simples” que o EPANET disponibiliza, nestes é possível introduzir regras para alterar o estado das tubulações ou das bombas da rede (aberto/fechado) em determinados instantes da simulação. Sendo assim utilizado o comando de fechar a tubulação de denominação “p66”, a qual liga a adutora de saída da ETA emergencial do Lago Note ao reservatório da região, assim impedindo o abastecimento deste e de toda rede por ele atendida.

4.3.3. Situação de contaminação pontual

Para simulação da introdução de contaminação rede, trabalhou-se apenas com o cenário habitual, assumindo concentração mínima permissível em todos os nós da rede de 0,2 mg/L de cloro residual livre. Optou-se pelo aumento do coeficiente de decaimento do cloro livre no seio do escoamento (K_b) utilizando valores encontrados na literatura, sendo o primeiro K_b aplicado, na grande maioria das tubulações do sistema de abastecimento de água do Lago Norte, o de -0,925 dia^{-1}, valor este encontrado por Sekhar (2001) em estudo de análise de formação dos subprodutos de desinfecção nas redes de abastecimento de Kentucky (EUA). Foi feita a determinação do parâmetro K_b para diferentes estações do ano, chegando ao valor utilizado no presente estudo no mês de agosto, mês em que se observou alterações das características da água bruta tratada, com elevada concentração de matéria orgânica e aumento da temperatura. O segundo valor utilizado foi o de K_b = -2,0016 dia^{-1}, empregado apenas nos trechos 1110 e 1107, localizados logo a jusante das bombas da ETA Lago Norte, assim simulando a intrusão de água contaminada nessa região da rede. Este valor de K_b foi empregado com base em estudos de Huang *et al*. (1997), que analisaram o decaimento do cloro no seio do escoamento para água residual após tratamento secundário em ETE. Já o coeficiente de decaimento do cloro nas paredes das tubulações se manteve inalterado, utilizando-se o valor anteriormente supracitado de K_w = -0,15 dia^{-1}

A alteração desses coeficientes de decaimento do CRL no interior das tubulações da rede de distribuição de água tem como objetivo simular uma grande contaminação da água decorrente da entrada de matéria orgânica na rede, algo semelhante a um caso típico que geralmente pode ocorrer em estações de tratamento de água que é a parada da bomba devido a falhas operacionais e mecânicas. Com essa intrusão de contaminante na rede, tão próxima a ETA de abastecimento, nota-se um elevado consumo de cloro logo na saída da estação de tratamento, podendo assim comprometer todo o residual destinado ao restante da rede de abastecimento, assim gerando um cenário críticos aos nós de consumo mais distantes do reservatório, no que diz respeito a concentração de cloro residual livre presente na rede.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para a apresentação dos resultados, e tendo em vista a extensão e complexidade da rede trabalhada no estudo, foram escolhidos pontos estratégicos para se avaliar o comportamento do cloro frente aos diferentes cenários de simulação. Sendo assim, serão apresentados os resultados de comportamento do CRL nas Quadras do Setor de Habitações Individuais Norte (Shin), variando entre quadras internas (QI) e quadras do Lago (QL). Primeiro avaliou-se os nós “n1”, “n2”, “n3” e o “n4”, localizados na altura das quadras QI/QL 02, a fim de se analisar o comportamento do decaimento do cloro nas ligações prediais mais próximas ao RAPO Lago Norte. Os nós “n5”, “n6” “n7” e o “n8”, localizados na altura das QI/QL 7 e 8 respectivamente, também foram analisados com o intuito de se apresentar o comportamento do agente de desinfecção na rede do Lago Norte em pontos de distância intermediárias do reservatório e da ETA emergencial. Por fim, apresenta-se resultados referentes aos nós “n9” e “n10”, localizados na altura da QL 15, correspondendo aos pontos de consumo mais distantes do RAPO e da ETA Lago Norte.

Em relação às distâncias dos nós analisados, nota-se que, da ETA Lago Norte até o Reservatório que abastece a região, considerado no estudo, há uma adutora de aproximadamente 10 km. Já os dois primeiros nós analisados na Shin QI 02 encontram-se a distâncias de aproximadamente 600 e 870 metros do reservatório do Lago Norte. Já os nós analisados na Shin QL 02 encontram-se a aproximadamente 980 metros do reservatório. Os nós das QI/QL 07 e 08 encontram-se a uma distância de aproximadamente 4,5 km do reservatório de abastecimento da região, e por fim, os nós de fim da rede se encontram a aproximadamente 8 km do RAPO Lago Norte. A Figura 5.1 ilustra a localização desses nós de analise utilizados para o presente estudo no desenho da rede apresentado no software EPANET.

Figura 5.1 Nós de análise da Rede de distribuição de água do Lago Norte, representado no desenho do EPANET

Em relação aos resultados obtidos através das simulações hidráulicas, foram registrados ocorrências de pressões em alguns nós da rede acima de 50 m.c.a., tendo pressões mais elevadas registradas em localidades pontuais.

5.1.1. Situação operacional habitual

Os resultados dessa simulação mostraram, que os 0,2 mg/L de CRL de qualidade inicial presentes nos nós da rede foram decaindo com o passar das horas, sendo consumido até que a vazão de reabastecimento alcançasse o nó de interesse. Além disso, foi possível notar uma grande variação da concentração do cloro e do comportamento de decaimento do mesmo nas primeiras 72 horas de simulação, algo que não se era esperado. Isso se deve ao fato de que a qualidade inicial de cada nó (0,2mg/L), foi escolhida de forma arbitraria, considerando a inviabilidade de se medir a concentração real de CRL em campo nos pontos analisados da rede. Além disso, os dados fornecidos pela Caesb, os quais correspondem ao controle de cloro residual livre na rede, são coletados em localidades pontuais, sendo estas, em grande maioria, localizadas no Mansões do Lago Norte, local distante dos pontos de analise objetos deste estudo.

A Figura 5.2 mostra o comportamento do cloro residual livre ao longo das 168 horas de simulação para os nós “n1” e “n2”, localizados na QI 02, bem próximo ao RAPO Lago Norte, sendo o “n1”, o primeiro ponto com demanda de consumo abastecido pelo reservatório.

Nota-se que o CRL, da qualidade inicial do nó, decai até meados de 05:00 horas, horário de simulação em que a vazão de reabastecimento começa a chegar no nó, além disso é possível observar que para nenhum dos dois nós o decaimento do cloro é completo, não chegando a atingir a marca de zero, notando-se que o nó mais próximo do reservatório tem concentração mínima registrada de 0,13 mg/L as 04:00 e a do nó "n2" de 0,15 mg/L as 5:00. Também é notável um certo padrão de decaimento do cloro, o qual segue o padrão de consumo inserido no software que representa a curva de como se dá o consumo de água ao longo das horas do dia na região, mas que esse padrão se mantem invariável apenas no 3º dia de simulação, após às 70 horas, como esclarecido anteriormente, podendo-se assim concluir que o regime permanente do sistema é atingido apenas as 70:00 e que os resultados obtidos após este horário são mais representativos para o comportamento do residual de cloro da rede na região.

Em relação ao padrão de decaimento do CRL observado nesse canário 1, nas horas de maior demanda do dia, sua concentração se manteve em 1.1 e 0.95 mg/L para os nós "n1" e "n2", respectivamente. Apenas nas primeiras 5 horas de simulação, nota-se a concentração de cloro residual livre inferior a recomendada pela Portaria nº 2.914/2011, e mesmo nos horários de menor consumo em que a água teoricamente está em repouso na tubulação o cloro residual livre se mantém em uma concentração acima de 0,5 mg/L.

Sendo assim, esse comportamento atípico e de variação brusca do cloro nas primeiras horas de simulação, ilustram uma falha na escolha do valor de concentração de CRL como qualidade inicial dos nós da rede, e pela ausência de dados suficientes para calibração satisfatória do modelo, o mesmo passa a funcionar em regime permanente após 72 horas de simulação, algo que se repede para todas as situações e cenários apresentados nesse estudo. A fim de minimizar este efeito, buscou-se introduzir nos nós analisados, uma concentração de CRL de qualidade inicial próximo a média de concentração deste quando o sistema se encontra em regime permanente e que o padrão de decaimento do mesmo se mantem mais dentro do esperado, sem grandes variações de decaimento bruscas. Sendo assim, para os nós "n1" e "n2", introduziu-se uma qualidade inicial de 1,05 mg/L e 0,9 mg/L respectivamente, em que os resultados dessa simulação estão apresentados na Figura 5.3. Nota-se que o decaimento do cloro se dá de forma extremamente acelerada, pois a cinética das reações de interior de rede, no EPANET, é proporcional a concentração de cloro ali presentes e que o regime permanente e o padrão de decaimento do CRL mais representativo realmente se dá

após as 70:00, e que a calibração adequada do modelo poderia corrigir tais falhas observadas no início da simulação.

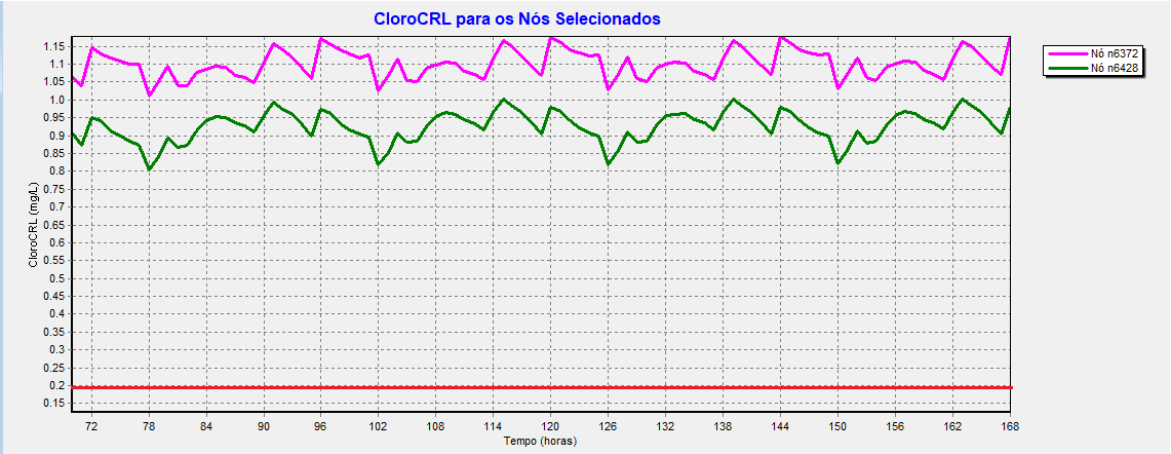


Figura 5.2 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QI 02 do Lago Norte

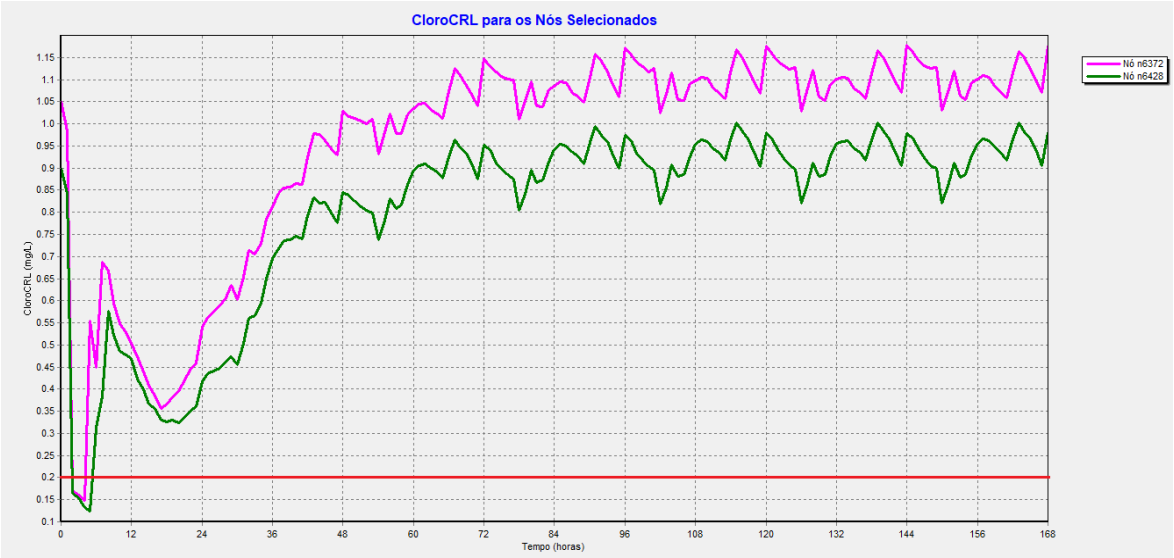


Figura 5.3 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QI 02 do Lago Norte com qualidade inicial alterada

Ao se observar o comportamento do decaimento do CRL nos nós representantes da QL 02, ilustrados na Figura 5.4, nota-se que seus padrões de consumo de cloro não são tão semelhantes como o dos nós anteriormente apresentados. Isso se deve ao fato de que o nó "n4" está localizado em uma das primeiras ruas da Shin QL 02, nos primeiros conjuntos 1/2, assim tendo um percurso de vazão com cloro na rede inferior ao do nó "n3", que mesmo localizado na altura do conjunto 4, da forma como a rede está desenhada no EPANET, o cloro percorre cerca de 1,6 km até alcançar esse nó de consumo, sendo que nesse percurso há uma adutora de 358 metros composta por tubulação de ferro fundido, o qual tende a reagir

mais com o cloro presente na rede. Enquanto que o nó “n3” tem vazão reabastecida, com cloro percorrendo apenas 1,2 km de tubulação, sendo 191 metros desse percurso de ferro fundido. Os dois nós apresentam o mesmo comportamento de decaimento do cloro de qualidade inicial ali presente, não chegando a marca do zero para nenhum dos dois, tendo o nó “n4” concentração de CRL mínima registrada de 0,1 mg/L das 5 às 6 horas da manhã, já o “n3” tem concentração mínima registrada no tempo de 168 horas de simulação de 0,07 mg/L às 07:00. Nota-se essa diferença de uma hora para reabastecimento da vazão nos nós e de duas horas para os primeiros dois nós da QI 02, isso se deve às distâncias destes em relação ao reservatório de abastecimento do sistema, sendo possível observar que essa distância também influencia a concentração de cloro que chegará ao nó analisado, e a concentração de equilibro após 70 horas de simulação, sendo que para esse caso, o CRL apresenta valores máximo de 0,9 mg/L e 0,73 mg/L para os nós “n4” e “n3”, respectivamente.

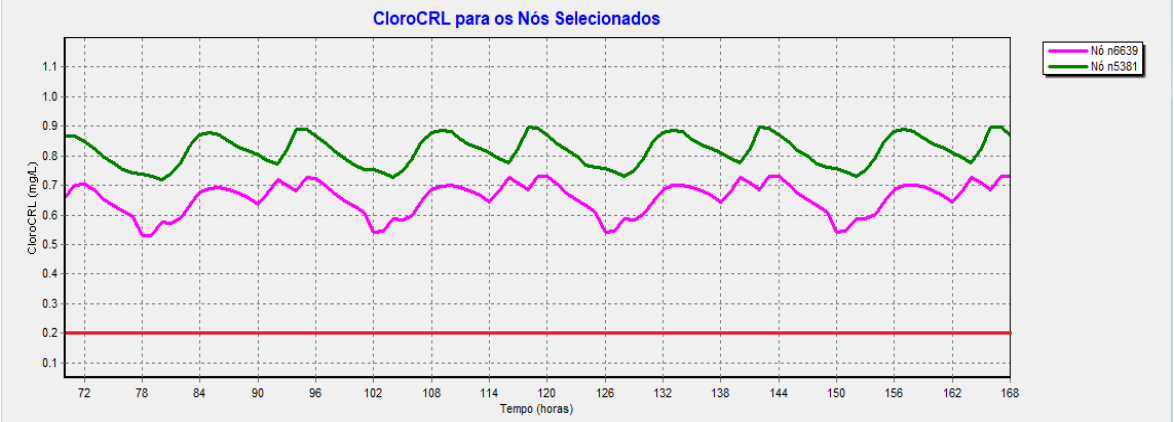


Figura 5.4 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QL 02 do Lago Norte

A Figura 5.5 ilustra o consumo do cloro residual livre nos nós que representam localidades de centro da rede de abastecimento do Lago Norte, estando na altura das QI/QL 07 e 08. Nota-se comportamento de decaimento do CRL semelhante para os 4 nós analisados, com o mesmo acompanhando o padrão de consumo da região. A reposição da vazão e por consequência do cloro aos nós aqui analisados ocorre por volta das 12:00. O nó “n7” que apresentou menor decaimento do cloro encontra-se na QI 08, que mesmo passando por uma maior extensão de tubulação de ferro fundido, tem menos nós de consumo que o antecedem, isto em comparação ao nó “n8” que se encontra na QL 08 localizado no conjunto 7, uma das ruas finais desta quadra. O nó “n8” apresenta concentração de CRL às 12:00 de 0,06 mg/L, algo preocupante pois este valor está muito abaixo do mínimo permissível, além deste

horário ser o de maior consumo de água no dia, para os outros três nós analisados nota-se concentrações abaixo de 0,2 mg/L nas primeiras 11 horas de simulação, mas que têm valor estabelecido por volta de 12:00, menos o nó anteriormente supracitado, que apresenta concentração de CRL superior a 0,2mg/L apenas às 14:00. Após 35 horas de simulação, ou seja, apenas a partir do segundo dia, os nós mantem-se om concentrações de cloro residual livre acima da mínima permissível. E, como esclarecido anteriormente, o regime permanente se estabelece após 70 horas de simulação, observando padrão de decaimento do cloro semelhante para os quatro nós analisados, para as horas de maior demanda de consumo diária a concentração de cloro nessas quadras se mantem entre 0,4 mg/L e 0,55 mg/L, já durante o período da madrugada, com demandas de consumo mais baixas e certo volume de água estagnado nas tubulações da rede, há um consumo de cerca de 28% da concentração de CRL ali presente, retratando as reações de parede com o material componente das tubulações.

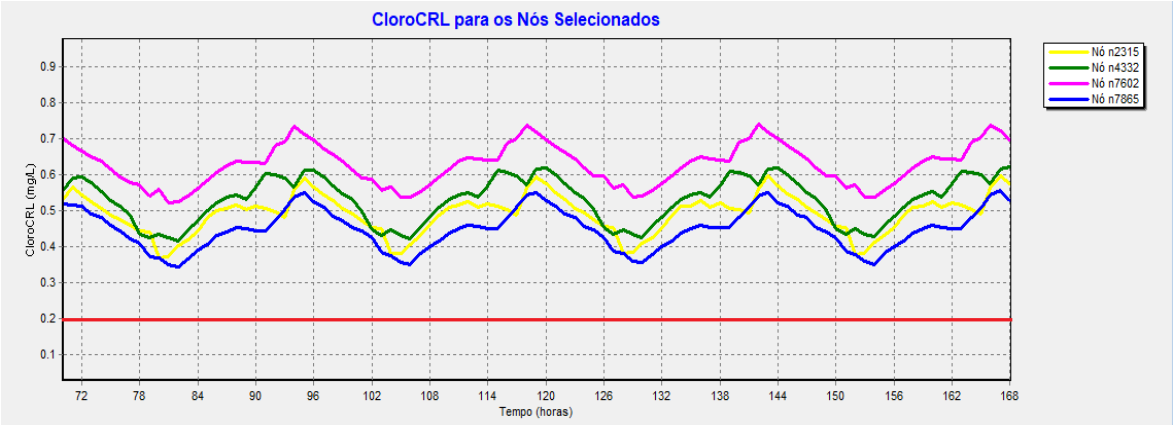


Figura 5.5 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QI/QL 07 e 08 do Lago Norte

Por fim, ao analisar os dois últimos nós aqui escolhidos, localizados na Shin QL 15, representando os últimos pontos da rede de distribuição de água do Lago Norte com demanda de consumo, constatou-se que, como supracitado anteriormente, a medida que se aumenta a distância entre o nó de interesse e seu reservatório de abastecimento, a concentração de cloro residual livre diminui proporcionalmente, como é ilustrado na Figura 5.6. A vazão de abastecimento provinda do RAPO Lago Norte demora mais de 20 horas para atingir os nós da QL 15, e apenas após ás 60 horas, por volta do terceiro dia de simulação, a concentração de cloro nos nós se mantém acima do valor mínimo permissível de 0,2mg/L. Após se estabelecer o regime permanente, observa-se o padrão de decaimento do CRL acompanhando o padrão de consumo do local e que nas horas de maior consumo (12:00) a concentração de CRL se mantem acima do mínimo permissível, variando entre 0,22 mg/L e

0,24 mg/L nos dois nós. Nas primeiras horas de simulação de cada dia, entre 0:00 e 12:00 é possível observar um consumo de 30% do residual de cloro presente na rede.

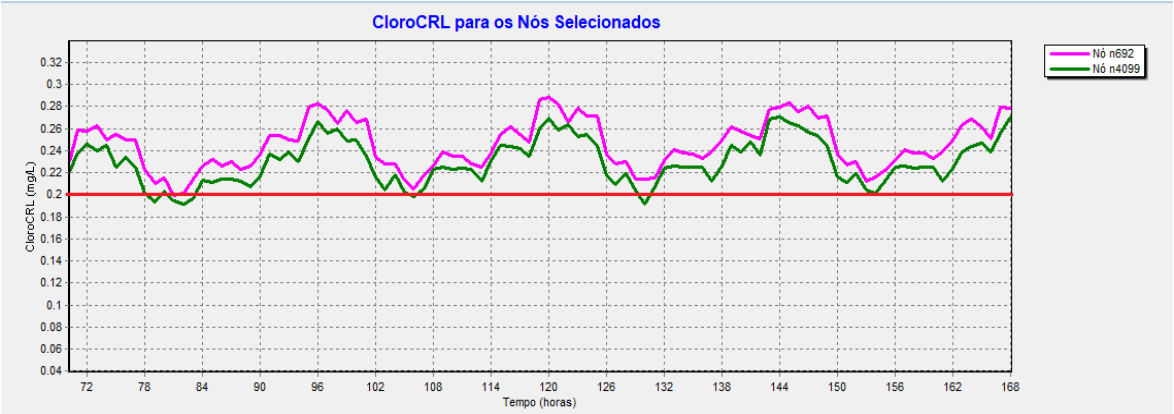


Figura 5.6 Simulação no decaimento do CRL nos nós representantes do Shin QL 15 do Lago Norte (Fim de rede)

5.1.2. Simulação operacional em situação de racionamento

Nesta simulação, foi possível observar o comportamento do CRL na rede quando se trabalha com interrupção no fornecimento da vazão de abastecimento por 24 horas. A Figura 5.7 ilustra o decaimento da concentração do cloro no interior do reservatório de abastecimento da rede do Lago Norte, o qual também permaneceu sem ser reabastecido pela ETA Lago Norte. Nota-se o mesmo comportamento relatado para as situações anteriores com decaimento acelerado do CRL nas 15 primeiras horas de simulação, até reabastecimento do reservatório com vazão proveniente da ETA. Quando as tubulações que dão acesso ao reservatório são fechadas às 120:00, nota-se um imediato consumo do cloro ali presente, a redução de tal concentração se faz de forma mais lenta que o decaimento observado no início da simulação, pois optou-se pelo fechamento das tubulações a jusante do reservatório, mantendo o volume do mesmo inalterado durante as 24 horas de racionamento. Assim nota-se reações significativas no seio do escoamento e nas paredes do reservatório com o CRL ali presente. Para essa situação, nota-se padronização do decaimento do cloro após 66 horas de simulação, indicando início do regime permanente por volta deste horário, já após a intermitência do abastecimento, com racionamento no 5º dia de simulação, esse regime e normalidade do sistema é estabelecido por volta das 180:00, 12 horas do 6º dia de simulação.

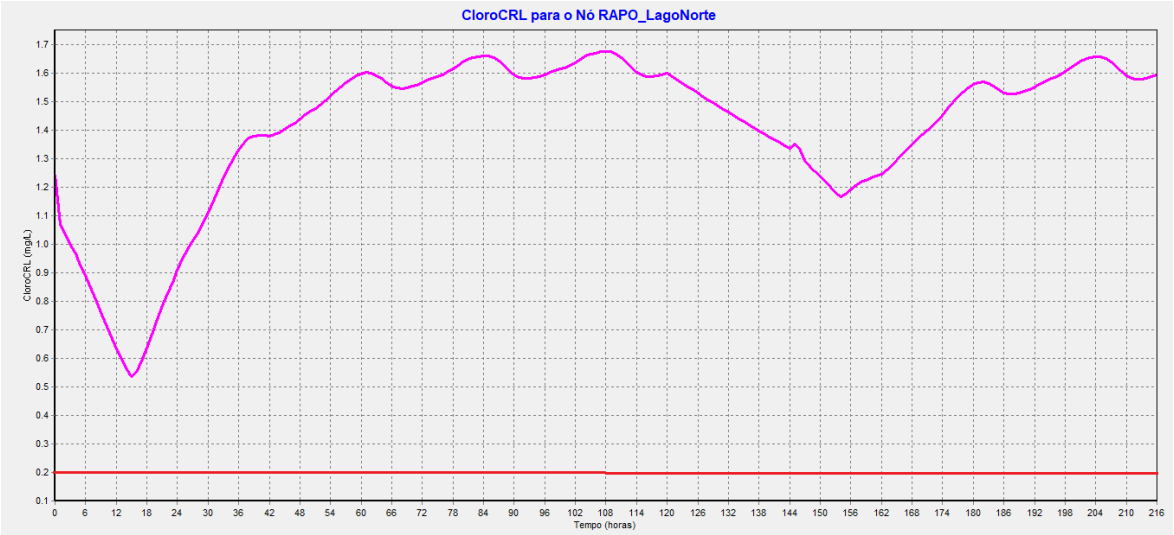


Figura 5.7 Decaimento do CRL no interior do RAPO Lago Norte durante situação de racionamento

Em relações aos nós de interesse da rede, a Figura 5.8 traz o decaimento do cloro residual livre ao longo das 216 horas de simulação para o nó “n1”, representando maior proximidade ao reservatório de abastecimento, o “n5”, representando distância intermediária, e o nó “n9”, como mais distante do RAPO Lago Norte, ponto de fim de rede. Nota-se que quando se inicia o racionamento, às 120:00 (às 00:00 do 5º dia de simulação), o padrão de decaimento do CRL no nó “n1” se altera de forma significante, nota-se a não recuperação da concentração de cloro no nó, devido à ausência de abastecimento de água rica em cloro provinda do reservatório, além disso, por volta das 19:00 do dia de racionamento, observa-se uma queda drástica da concentração de CRL no nó analisado próximo ao reservatório, chegando a marca de 0,27 mg/L de cloro na rede, valor inferior ao observado no nó de análise do meio da rede. Nas 24 horas de racionamento nota-se uma queda mais acentuada da concentração do CRL em todos os nós analisados, com uma variação semelhante ao padrão de consumo da área, algo que acarreta justamente essas quedas bruscas de concentração do residual de cloro observadas nesse período, isso se deve ao fato de os nós da rede estarem programados com um padrão de demanda de consumo que o EPANET procura satisfazer mesmo com as tubulações fechadas, pois as análises hidráulicas do programa são conduzidas estritamente baseadas nas demandas de consumo dos nós. Foi feita a tentativa de se selecionar um padrão de consumo diferente para os nós com consumo da rede no dia de racionamento, com demanda nula, contudo, para tal, o software EPANET exige o uso de um *toolkit*, que para o período de realização do presente trabalho, não foi possível a utilização do mesmo. A recuperação das concentrações habituais de cloro na rede se faz quase que imediatamente às 144:00 para o nó mais próximo ao RAPO Lago Norte e com certos atrasos

aos outros dois nós analisados, algo que está diretamente relacionado a distância destes do reservatório e da ETA de abastecimento e do maior número de tubulações as quais apresentam área de contato que reagem com o CRL presente na água. Esse retardo na recuperação da concentração ideal de cloro no interior das tubulações da rede é mais significativo nos nós do fim da rede, onde é possível melhor visualização de tal fenômeno na Figura 5.9. Em relação ao cumprimento das exigências da Portaria 2.914/2011, nota-se que mesmo com um decaimento mais significativo em momentos pontuais do dia de intermitência, o nó “n1” não apresentou concentração inferior a 0,2 mg/L, bem como o nó “n5”, que no período de racionamento manteve uma concentração média de 0,4 mg/L. Já o nó “n9”, o mais distante do reservatório de abastecimento, apresenta concentração de CRL, após as primeiros 12 horas do dia de racionamento, quase todo o tempo inferior ao valor mínimo permissível, nota-se também que a recuperação desta concentração proveniente do restabelecimento do abastecimento de água após às 144:00 se torna notório apenas às 156:00, metade do 7º dia de simulação.

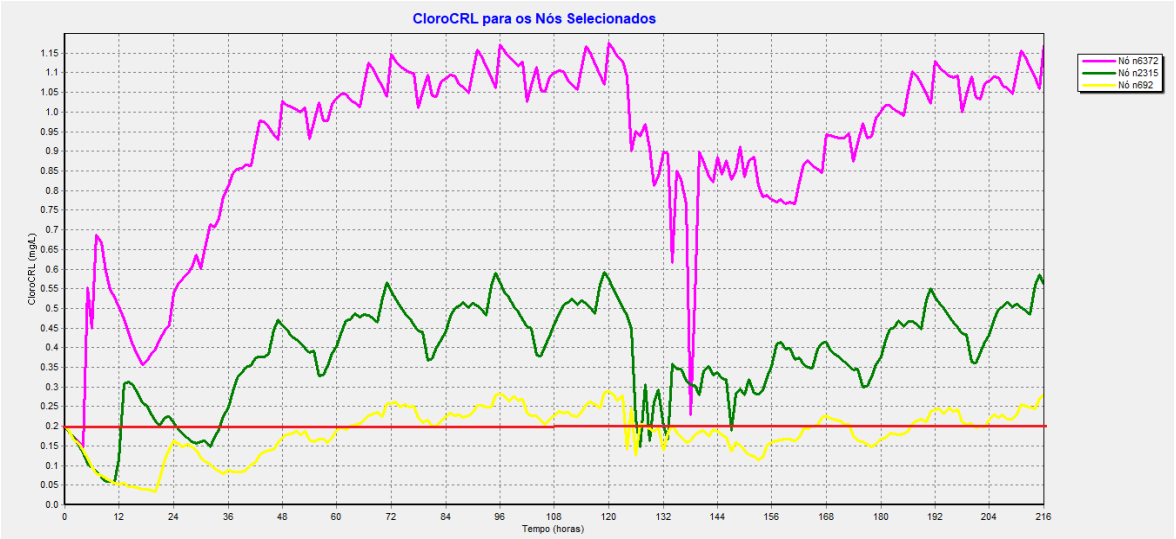


Figura 5.8 Decaimento do CRL em situação de racionamento para os nós da QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15

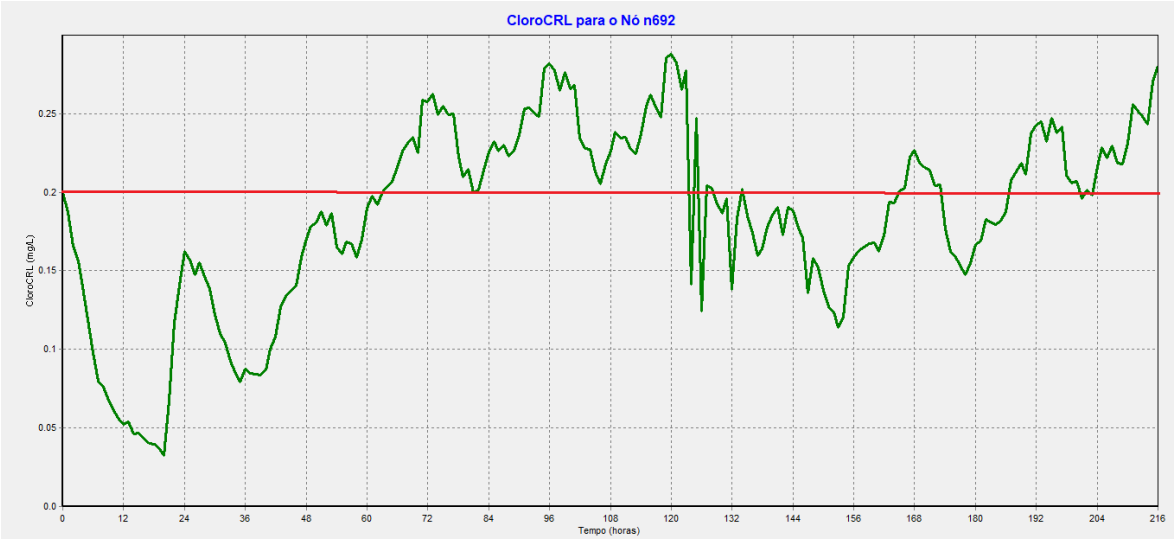


Figura 5.9 Decaimento do CRL para o nó de fim de rede "n9"

A Figura 5.10 ilustra o comportamento do CRL em situação de intermitência considerando qualidade da água inicial nos nós de 0,06 mg/L, média dos piores registros de concentração de cloro no interior da rede de distribuição de água do Lago Norte no ano de 2017.

Nota-se que para o nó mais próximo do reservatório a concentração de CRL se torna maior que o mínimo permissível por volta do segundo dia de simulação, após às 30:00, já os nós da QL 15, a mais distante do reservatório, estabelecem concentração acima de 0,2 mg/L no terceiro dia de simulação após às 60:00

Em relação ao dia de racionamento, nota-se um decaimento acelerado e drástico do cloro no interior da rede nos três pontos de análise. O restabelecimento do abastecimento de água às 144:00 faz a concentração de cloro subir quase que imediatamente nos nós mais próximos do reservatório, no meio da rede nota-se um retardo de 10 horas até que a concentração de cloro no nó analisado aumente consideravelmente e nos nós de fim de rede esse reestabelecimento de concentração superior ao mínimo permissível é alcançado às 164 horas, final do 7º de simulação.

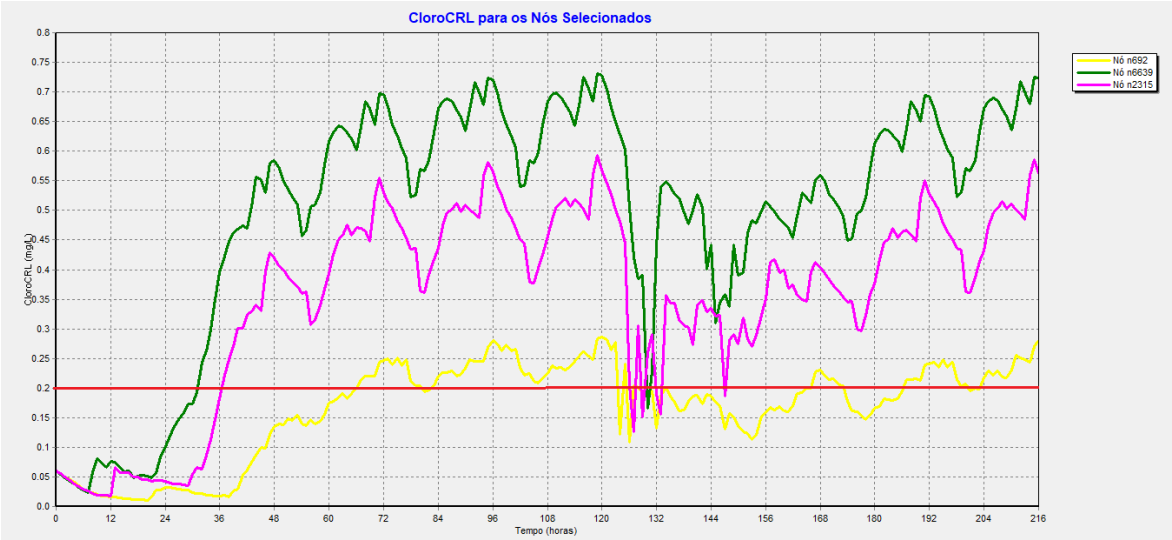


Figura 5.10 Decaimento do CRL em situação de racionamento para os nós da QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15 para o pior cenário de concentração inicial nos nós

No Gráfico apresentado na Figura 5.11, nota-se que em situação operacional de intermitência, as taxas de reação média que ocorrem no interior do sistema de abastecimento de água tem maior relevância nas de parede das instalações hidráulicas de saneamento do sistema, sendo 3 vezes superior as reações no seio do escoamento, comprovando grande reação entre o CRL presente na vazão de escoamento e o material componente das tubulações, algo também retratado na Figura 5.12, onde apresenta-se um trecho de material de polietileno de alta densidade (trecho 967) e outro de ferro fundido velho (trecho p6982), o qual apresenta rugosidade bem maior, localizados no meio da rede, na altura da QI 07. Nesta imagem nota-se que o decaimento do CRL no trecho de ferro fundido é mais levemente acentuado, algo que é amenizado pelo valor do diâmetro da tubulação que é muito superior à de polietileno, sendo a primeira de 300 mm e a outra de 63 mm. Ou seja, quanto maior a rugosidade, maior o decaimento do cloro, e quanto maior o diâmetro da tubulação menos visível será esse efeito.

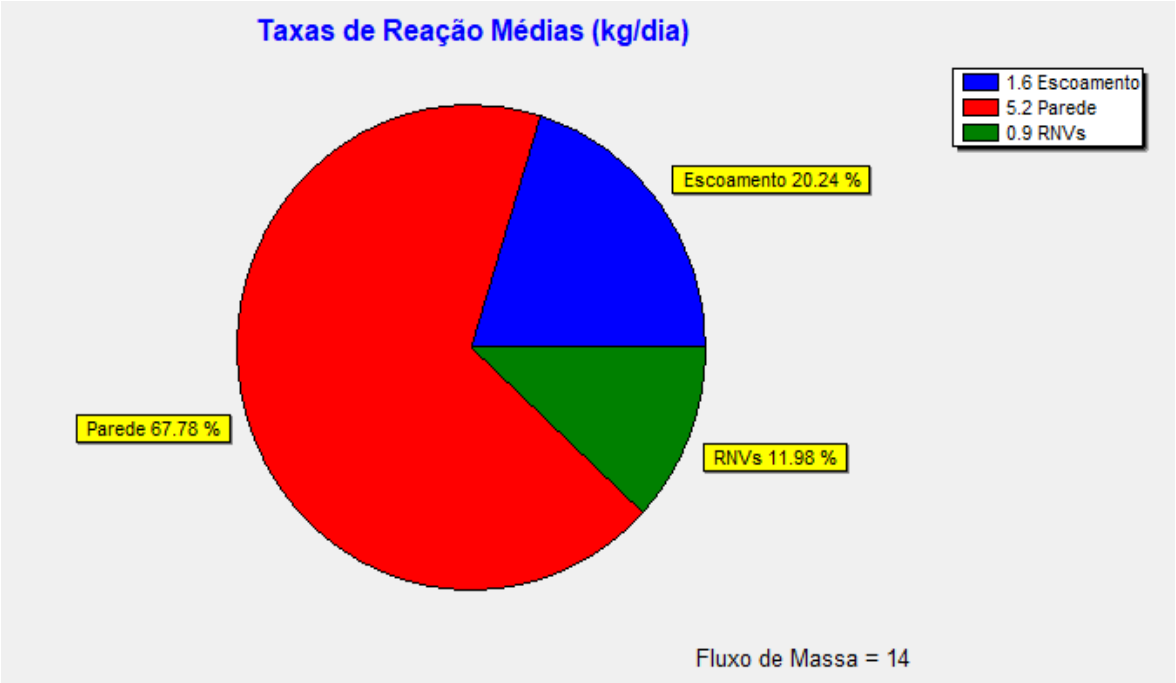


Figura 5.11 Taxas de reações médias do sistema de abastecimento de água do Lago Norte em situação operacional de intermitência

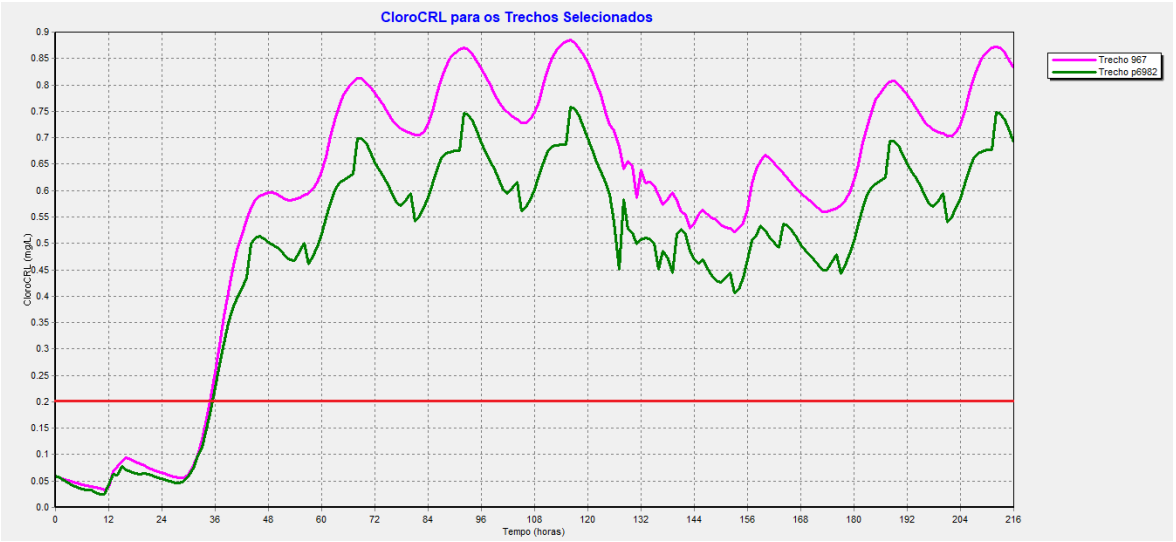


Figura 5.12 Decaimento do CRL em duas tubulações de materiais distintos na altura da QI 07

5.1.3. Simulação da contaminação pontual na rede em situação habitual e de intermitência

Utilizou-se os mesmos nós de referência utilizados nas simulações anteriores para se observar o comportamento do CRL frente a contaminação no interior da rede. Na Figura 5.13 apresenta-se os nós representantes das quadras QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15 onde nota-se uma concentração de cloro bem inferior da apresentada na situação operacional habitual. Apenas as localidades mais próximas ao reservatório mantiveram concentração de CRL na rede superior ao valor mínimo permissível. O nó de meio de rede, localizado na altura da QI/QL 07 possui decaimento do cloro residual semelhante ao padrão de consumo da região, entretanto, apresenta picos de concentração de CRL (0,23 mg/L) nas horas de menor consumo, próximo às 00:00 horas dos dias de simulação, além de apresentar concentração de 0,17 mg/L na hora de maior consumo dos dias simulados, valor este menor que o recomendado pela Portaria 2.914/2011. Já o ultimo nó analisado "n9", de fim de rede, possui concentrações de CLR quase insignificantes, isso se deve ao fato da água em transporte possuir grande concentração de matéria orgânica, a qual está reagindo com o cloro presente na vazão de abastecimento que procura consumir tal contaminação, a fim de preservar a qualidade da água de consumo. Como trata-se de um dos últimos nós da rede, o cloro já passou por reações de parede nas adutoras, além das reações no próprio escoamento durante as horas de transporte até atingir as ligações prediais da QL 15, além de ter consumo bastante acentuado no ponto de contaminação, logo a jusante da ETA Lago Norte.

A média de concentração de CRL nas tubulações das QI/QL 07 e QI/QL 08 está em torno de 0,2 mg/L, além de se manter acima desse valor na maior parte das horas dos dias de simulação, como ilustra a Figura 5.14. Já a média da concentração dos nós do fim da rede não atinge a marca de 0,07mg/L, como é possível observar na Figura 5.15, provando que a concentração de cloro residual livre que deixa a ETA Lago Norte não é suficiente para consumir uma possível contaminação e manter a concentração desse agente de desinfecção superior aos valores mínimos permissíveis.

Para esse cenário de simulação, nota-se que há uma variação brusca no decaimento do cloro nas primeiras horas de simulação, mas que após as primeiras 36 horas, se estabelece um padrão de decaimento do CRL presente na rede, indicando que para essa situação o regime permanente se estabelece as 36:00. O restabelecimento da vazão nos nós se faz com atrasos semelhantes aos retratados nas simulações anteriores, sendo este diretamente proporcional à distância dos pontos analisados e do reservatório de abastecimento do Lago Norte.

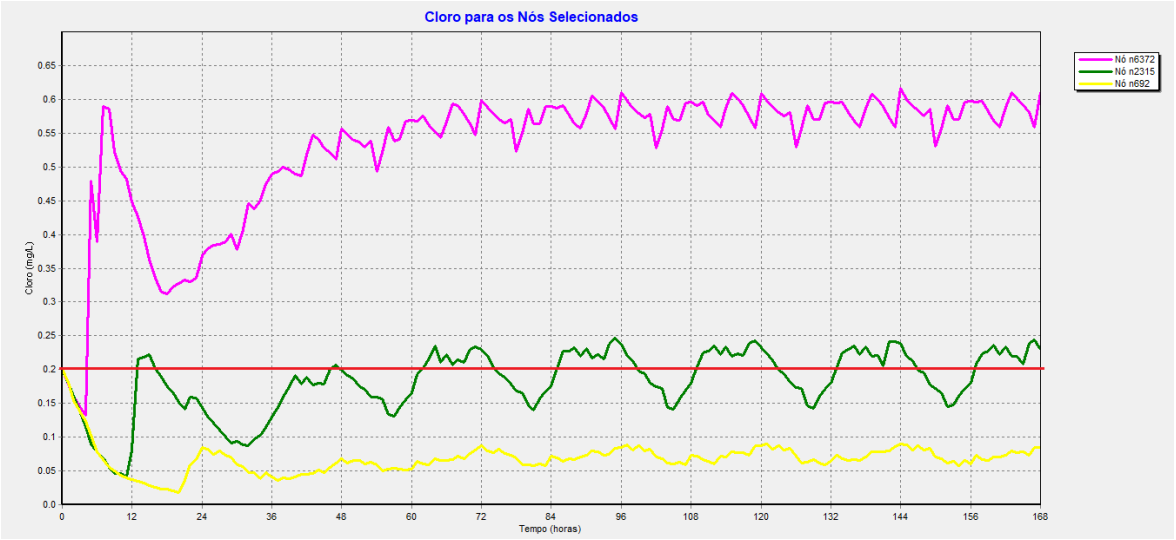


Figura 5.13 Decaimento do cloro residual livre durante as 168 horas de simulação diante de possível contaminação por matéria orgânica para as QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15.

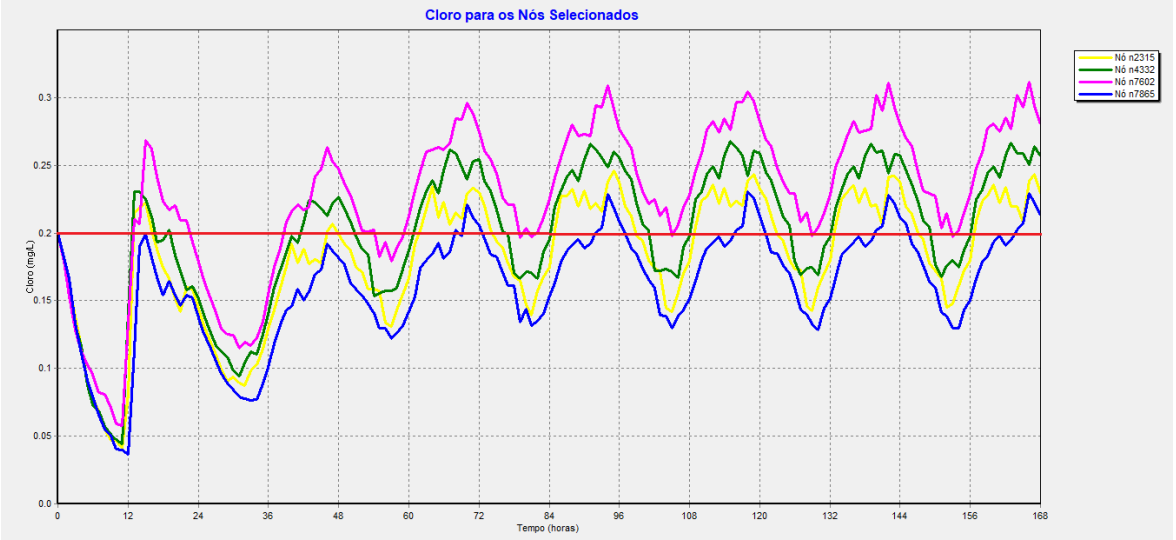


Figura 5.14 Decaimento do cloro residual livre durante as 168 horas de simulação diante de possível contaminação por matéria orgânica para as QI/QL 07 e 08

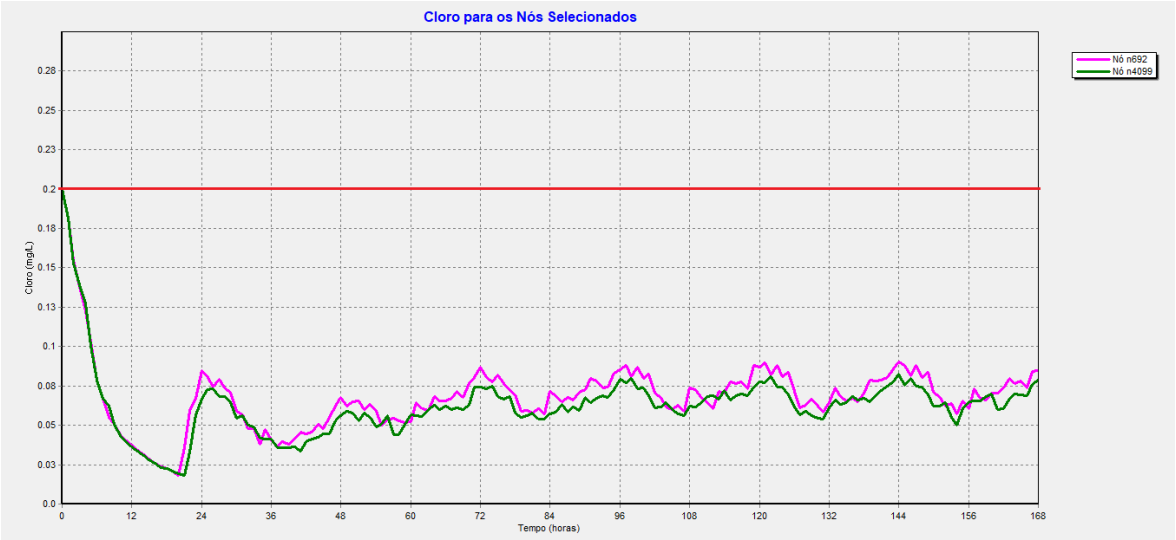


Figura 5.15 Decaimento do cloro residual livre durante as 168 horas de simulação diante de possível contaminação por matéria orgânica para a QL 15

A Figura 5.16 retrata o decaimento de residual do cloro livre na rede em situação de racionamento com possível contaminação por matéria orgânica a jusante da ETA Lago Norte. Estabelece-se o regime permanente após as primeiras 36 horas de simulação, notando o padrão de decaimento do CRL esperado para tal situação, mas nota-se que ao longo das 216 horas de simulação apenas o nó “n1” mante-se a maior parte do tempo com concentrações superiores ao mínimo permissível de 0,2 mg/L, evidenciando que o consumo de cloro é tão acentuado no ponto de contaminação que a concentração que de fato atinge a rede de abastecimento consegue manter em a concentração mínima permissível de residual de cloro livre na rede apenas as quadras mais próximas ao reservatório de abastecimento do Lago Norte.

No dia de racionamento, durante as 24 horas de intermitência, nota-se decaimento do cloro semelhante ao evidenciado no item 5.1.2, em que todos os três nós analisados têm registros de concentração de CRL inferior a 0,2 mg/L.

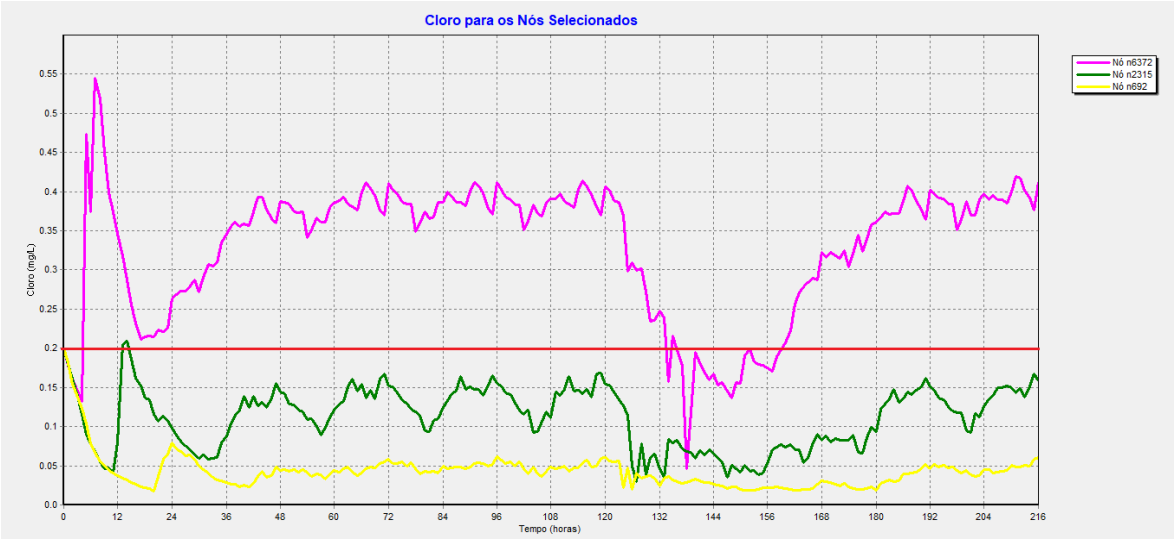


Figura 5.16 Decaimento do cloro residual livre em situação operacional de racionamento diante de possível contaminação por matéria orgânica para as QI/QL 02, QI/QL 07 e QL 15.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Foram realizadas todas as etapas de simulação propostas nos objetivos deste estudo, sendo possível a análise dos componentes do sistema de distribuição de água da Região Administrativa do Lago Norte através de arquivos fornecidos pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb). Foi possível a elaboração de um arquivo, em formato EPANET, com a configuração, o mais semelhante possível, da real rede de distribuição de água do Lago Norte. Pela ausência de alguns dados de determinadas instalações da rede e características operacionais do sistema fez-se necessária a simplificação da mesma para que as simulações hidráulicas e de qualidade da água fossem realizadas com sucesso.

Com a análise do decaimento do cloro residual livre no interior da rede de distribuição de água da área de estudo, foi possível notar que o mesmo tem forte relação com o material componente das tubulações da rede, apresenta comportamento das reações no interior do sistema de abastecimento semelhante ao do padrão de consumo da região, além de apresentar forte relação com a distância do ponto de analise com o reservatório e ETA Lago Norte, apresentando menores concentrações de CRL nos pontos mais distante da Estação de Tratamento de água emergencial do Lago Norte. Também foi possível observar que o consumo de cloro residual livre foi mais acentuado nas adutoras da rede, compostas por ferro fundido, diminuindo a concentração de cloro que chegara as ligações prediais da rede, compostas por tubulações de PEAD (polietileno de alta densidade).

Ao se analisar os dados de medição da concentração de cloro residual livre no interior da rede e dos reservatórios do Lago Norte observou-se que, em média, a ETA libera uma concentração de 1,25 mg/L de cloro na rede, mas que no ano de 2017, durantes os meses finais do ano, a média de concentração de CRL no interior da rede foi de apenas 0,06mg/L e ao analisar tal concentração através de simulação no software EPANET nota-se que por mais de 24 horas a rede de distribuição de água encontrou-se com concentração inferior a mínima permissível, de 0,2 mg/L, sendo esta situação ainda mais preocupante nos nós finais da rede.

Em relação as situações de intermitência, foi possível observar um decaimento mais acentuado do cloro residual livre nas tubulações da rede durante as 24 horas de racionamento, esse consumo de cloro tem maior porcentagem de iteração cinética relacionada as reações de parede, indicando reações do CRL com o material das tubulações

da rede e com possíveis biofilmes ali presentes. Quando se fez a simulação do decaimento do cloro frente ao cenário de pior concentração de CRL na rede, de acordo com os dados de 2017, e em situação de intermitência, observou-se que o decaimento deste nas 24 horas de intermitência foi ainda mais acentuado.

Em relação ao comportamento do cloro residual livre diante a simulação de contaminação por matéria orgânica, nota-se que a concentração de desinfetante que sai da ETA Lago Norte não é suficiente para combater a contaminação e manter a concentração nas tubulações da rede superior a 0,2 mg/L, pois é notório um acentuado consumo dessa concentração nas mediações da ETA, próximo ao ponto de contaminação, além das reações que se mantem ao longo do seio do escoamento por toda a rede e as reações de parede que ocorrem habitualmente. Assim, sugere-se para estudos futuros a análise da eficiência desse valor de concentração de CRL de saída da ETA frente a outros tipos e cenários de contaminação na rede.

Por fazer uso de coeficiente de decaimento de cloro residual livre de outra região do país (Maringá – PR) devido à ausência de estudos que visaram a determinação destes para o DF através de análises laboratoriais como testes de garrafa, em trabalho futuros, recomenda-se a realização de tais teste, para se obter uma simulação ainda mais representativa da realidade de operação do sistema de distribuição de água do Lago Norte.

Além disso, sugere-se medição em campo da concentração de cloro residual livre na rede, nos pontos analisados neste trabalho, para efetiva calibração do modelo no software EPANET, assim minimizando as variações bruscas de decaimento do residual de cloro evidenciados no presente estudo.

Também sugere-se uma exigência maior da Caesb, no fornecimento de tais dados, para maior representatividade da realidade operacional do sistema em estudos futuros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acero, J.L.; Rodriguez, E.; Meriluoto, J. (2005). "Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins."*Water Research*, **39**(8), 1628-1638.

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2011). Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal - PGIRH.

Alves, E. C.; Silva, C. F.; Cossich, E. S.; Tavares, C. R. G.; Souza-Filho, E. E.; Carniel, A. (2008) "Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos" *Acta Scientiarum Technology*. **30**(1), 39-48.

Andreola, R.; Bergamasco, R.; Gimenes, M. L.; Dias Filho, B. P.; Constantino, A. F. (2005) "Formação de trialometanos em uma estação de tratamento de água". *Acta Scientiarum Technology*. **27**(2), 133-141.

Anselme, C.; E.P. Jacobs. (1996). *Ultrafiltration in Water Treatment Membrane Processes*. American Water Works Association Research Foundation. Lyonnaise des Eaux. Water Research Commission of South Africa. McGraw-Hill.

Auger, J.; Kunstmann, J. M.; Czyglik, F.; Pierre, J. (1995) "Decline in Semen Quality among Fertile Men in Paris during the Past 20 Years" *The New England Journal of Medicine*, **332**(5), 281-285.

Axworthy, D.; Karney, B. (1996). "Modeling low velocity/high dispersion flow in water distribution systems."*Journal of Water Resources Planning and Management*, **122**(3). 218-221.

Beleza, J. M. B. B. (2005) *Simulação das Concentrações de Cloro Residual e Trihalometanos em Redes de Distribuição de Água para Consumo Humano*. Dissertação de mestrado, Universidade do Porto, Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia, Porto, Portugal.

Benotti M. J., Trenholm R. A., Vanderford B. J., Holady J. C., Stanford B. D., Snyder S. A. (2009) "Pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in U. S. drinking water.", *Environmental Science & Technology*, **43**(3), 597-603

Borges, J. T.; Guimarães, J. R. (2002) "Af ormação e os ricos associados à presença de trihalometanos em águas de abastecimento" *Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **6**, Vitória, Espírito Santo, Brasil.

Brandt, E.M.F. (2012) *Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em sistemas simplificados de tratamento de esgoto (reatores UASB seguidos de pós-*

tratamento). Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

BRASIL. Lei nº. 11.445, de 05 de janeiro de 2007. *Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.*

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914 de 12 de Dezembro de 2011. *Dispõe sobre procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília/DF, 14 dezembro, 2011.

BRASIL. Portaria n.º 3916/MS/GM, de 30 de Outubro de 1998. *Política nacional de medicamentos*. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 10 julho, 1998.

Caesb – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. (2017). "Caesb aumenta capacidade de produção de água para o sistema de abastecimento." Disponível:<https://www.caesb.df.gov.br/component/content/article/8-portal/noticias/674-09-11-17-caesb-aumenta-capacidade-de-producao-de-agua.html.> Acesso em: novembro de 2017.

Casagrande, J. (1997) *Modelagem matemática da qualidade de água em sistemas de distribuição*. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 145p.

Casali, C. A. (2008). *Qualidade da água para consumo humano ofertada em escolas e comunidades rurais da região cenral do Rio Grande do Sul*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, RS.

Cesario, L. (1995). *Modeling, analysis and design of water distribution systems*. Denver,CO: AWWA.

Cheremisinoff, N. (1998). *Liquid Filtration*. 2. ed. Oxford: Butterworth-Heinemann.

Cheung, Peter B. (2006), Computational tools for water quality modeling in hydraulic networks – calibration model. Hydraulic and Civil Engineering Reseach Unit, Cemagref Bordeaux. France.

Childress A.E.; Deshmukh S.S. (1998). "Effect of humic substances and anionic surfactants on the surface charge and performance of reverse osmosis membranes."*Desalination,* **118**(1-3), 167-174.

Clark, R.M.; Rossman, L.A.; Wymer, L.J.. (1995) “Modeling Distribution System Water Quality: Regulatory Implications.” *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121(6), 423–428.

D’Aoust, J. Y, J. Giroux, L. R. Barran, H. Schneider e W. G. Martin. (1974). “Some effects of visible light on Escherichia coli.” *Journal of Bacteriology*, **120**(2), 799-804.

Deborde, M.; Rabouan, S.; Gallard, H.; Legube, B. (2004) “Aqueous Chlorination Kinetics of Some endocrine disruptors.”*Environment Science Technology*, **38**(21), 5577- 5583.

Di Bernardo, L.; Dantas, A. D. B. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. RIMA: São Carlos, SP, Brasil.

drinking-water distribution systems.” Journal of Environmental Engineering, 120(4),

Dugan, N.R.; Summers, R.S.; Miltner, R.J.; Shukairy, H.M. (1995) *An alternative approach to predicting chlorine residual decay*. In: Proc., American Water Works Association–Water Quality Technology (AWWA-WQT) Conf., New Orleans, 1317–1338.

Elimelech M., Zhu X., Childress A.E. & Hong S. (1997). “Role of membrane surface morphology in colloidal fouling of cellulose acetate and composite aromatic polyamide reverse osmosis membranes.” *Journal of Membrane Science*, **127**(1), 101-109.

Elton, A.; Brammer, L. F.; Tansley, N. S. (1995). “Water quality modeling in distribution networks.”*Journal of American Water Works Association*, **87**(7), 44-52.

EPA - *United States Environmental Protection Agency*. (2000). “EPANET 2 User’s Manual”, U.S.A.

EPA - *United States Environmental Protection Agency*. (2001a). “Low-pressure membrane filtration for pathogen removal: application implementation, and regulatory issues.”, Office of Water.

Epidemiol. Serv. Saúde v.13 n.2 Brasília jun. 2004

Fernandes, C. S. (2002) *Water Quality Modeling in Pipelines Including the Impact of Hydraulic Transients*. Tese de doutorado, Universidade de Toronto. Departamento de Engenharia Civil, Toronto, Canadá.

Fernandes, C.V.S. (2004). “Modelagem da qualidade da água em redes de distriuição de água: A influência dos transients hidráulicos.” in *IV SEREA – Seminário Hispano-Brasileiro sobre Sistemas de Abastecimento Urbano de Água*, João Pessoa, Brasil.

Fernandez, M. A.; Limaverde, A. M.; Castro, I. B.; Almeida, A. C. M.; Wagener, A. L. R. (2002) “Occurrence of imposex in *Thais haemastoma*: possible evidence of

environmental contamination derived from organotin compounds in Rio de Janeiro and Fortaleza, Brazil." *Cadernos de Saúde Pública*, **18**(2), 463-476.

Ferreira Filho, S. S. e Sakaguti, M. (2008) "Comportamento cinético do cloro livre em meio aquoso e formação de subprodutos da desinfecção" *Engenharia Sanitária Ambiental* **13**(2), 198-206.

Figueiredo, D. M. D. (2014) *Modelação do decaimento do cloro em sistemas de abastecimento de água*. Dissertação de mestrado em Engenharia do Ambiente, Técnico Lisboa, Portugal.

Francisco, A.A.; Pohlmann, P.H.M.; Ferreira, M.A. (2011). "Tratamento convencional de águas para abastecimento humano:uma abordagem teórica dos processos envolvidos e dos indicadores de referência." *Anais do II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental – IBEAS*, Vol. 1, IX-005.

Gao, W.; Liang, H.; Ma, J.; Han, M.; Chen, Z.; Han, Z.; Li, G. (2011). "Membrane fouling control in ultrafiltration technology for drinking water production: A review." *Desalination*, **272**(1-3), 1-8.

Geldreich, E. E. (1996). "Creating microbial quality in drinking water." In: *Microbial Quality of Water Supply in Distribution Systems*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.39-101.

Georgescu, A.-M., Georgescu, S.-C., (2012). "Chlorine concentration decay in the water distribution system of a town with 50000 inhabitants." *Univ. Politeh. Bucharest Sci. Bull. Ser. D Mech. Eng.* **74**(1), 103–114.

Ghiselli, G. (2006). *Avaliação da Qualidade das Águas Destinadas ao Abastecimento Público na Região de Campinas: Ocorrência e Determinação dos Interferentes Endócrinos (IE) e Produtos Farmacêutico e de Higiene Pessoal (PFHP).*Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química, Campinas, SP.

Ghiselli, G.; Jardim, W. F. (2007) "Interferentes endócrinos no ambiente"*Química Nova*,**30**(3), 695-706.

Guillette, L. J. J.; Woodward, A. R.; Crain, A. D.; Pickford, D. B.; Rooney, A. A.; Percival, H. F. (1999) "Plasma Steroid Concentrations and Male Phallus Size in Juvenile Alligators from Seven Florida Lakes" *General and Comparative Endocrinol*, **116**(3), 356-372.

Guillette, L. J. Jr.; Pickford, D. B.; Crain, D. A.; Rooney, A. A.; Percival, H. F. (1996) "Reduction in penis size and plasma testosterone concentrations in juvenile alligators

living in a contaminated environment." *General and Comparative Endocrinology*, **101**(1), 32-42.

Habert, A.C.; Borges, C.P.; Nobrega, R. (2006). *Processos de Separaçao por Membranas*. E-papers, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Hallam, N.B.; Hua F.; West J. R.; Foster C. F.; Simms J. (2002) "Bulk decay of chlorine in water distribution systems." Journal of water resources planning and management. **129**(1), 79-81.

Hallan, N. B.; West Jr.; Forster C. F.; Powell J. C.; Spencer I. (2002) "The Decay of Chlorine Associated With the Pipe Wall in Water Distribution Systems". *Water Research*. **36**(14), 3479-3488.

Halling-Sorensen, B.; Nielsen, S.N.; Lanzky, P.F.; Ingerslev, F.; Lutzhoft, H.C.H.; Jorgensen, S.E. (1998) "Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment - A review. " *Chemosphere*, **36**(2), 357-393.

Hamkalo, B. A. e P. A. Swenson. (1969). "Effects of ultraviolet radiation on respiration and growth in radiation-resistant and radiation-sensitive strains of Escherichia cili B." *Journal of Bacteriology*, **99**(3), 815-823.

Hart, J.; Fawell, J.K; Croll, B. (1998). "The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment." *Water Supply*, **16**(1/2), 611-616.

Heller, l.; Bastos, R.K.X.; Vieira, M.B.C.M. et al. (2004) "Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de Giardia: circulação no ambiente e riscos à saúde humana." *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, **13**(2), 79-92.

Heller, L.; Pádua, V.L. (2010). *Abastecimento de Água para Consumo Humano*. 2. Ed. Editora UFMG – Universidade Federal de Minas gerais, Belo Holizonte, MG, Brasil.

Hong, S.; Elimelech, M. (1997) "Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes". *Journal of Membrane Science*, **132**(2), 159-181.

Horvat, A. J. M.; Babic, S.; Pavlovic, D. M.; Asperger, D.; Pelko, S.; Kastelan-Macan, M.; Petrovic, M.; Mance, A. D. (2012) "Analysis, occurrence and fate of anthelmintics and their transformation products in the environment." *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, **31**(1), 61-84.

Huang, X. M.; Zhu, M.; Mao, L. Y.; Shen, H. X. (1997) Anal. Sci., **13**(1), 145.

Huerta-Fontela M., Galceran M.T., Venura F. (2007) "Ultraperformace liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of stimulatory drugs of abuse in wastewater and surface waters." *Analytical Chemistry*, **79**(10), 3821-3829

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2002). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*. Departamento de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

IBGE (2010), *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Rio de Janeiro.

Instituto Trata Brasil. (2015). *Ranking do Saneamento 2015*. Disponível: < http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2015> Acesso em: novembro de 2017

IPCS (2006); International Programme on Chemical Safety, *International Chemical Safety Cards.* Disponível em: http://www.who.int/ipcs/publications/icsc/en/ Acesso em: outubro de 2017.

IUPAC– *International Union of Pure and Applied Chemistry*.(1976).“Rules for the nomenclature of Organic Chemistry, Organic Chemistry Division Commission on Nomenclature of Organic Chemistry, Section E: Stereochemistry (Recommendations 1974).” Collators: Cross, L.C.; Klyne W. *Pure and Applied. Chemistry.* Vol. 45, 11-30.

Jordão E.P. e Pessoa C.A. (2005). *Tratamento de esgotos domésticos*. ABES.

Junqueira, R. F. (2010) *Modelagem Matemática de Cloro Residual em Redes de Distribuição de Água – Estudo de Caso no Jardim Higienópolis em Maringá – PR.* Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana, Maringá – PR.

JWWA - *Japan Water Works Association*. (1989) *Design criteria for waterworks facilities*

Karney, B. (1996). “Understanding transients in pipelines systems: computer power and engineering insight.”*Uni-Bell PVC Pipe News*, **17**(1), 8-12.

Kastl, G., Fisher, I., Jegatheesan, V. (1999) “Evaluation of chlorine kinetics expressions for drinking water distribution modelling.” *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, **48**(6), 219-226.

Keijola, A.M.; Himberg, K.; Esala, A.L.; Sivonen, K.; Hiisvirta, L. (1988). “Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot-scale experiments.”*Toxicity Assessment*, **3**(5), 643-656.

Koechling, M.T. (1998) *Assessment and modeling of chlorine Reactions with natural organic matter: Impact of source water quality and reactions conditions*. Tese de doutorado, Univiversidade de Cincinnati, Cincinnati.

Kolpin, D.W.; Furlog, E. T.; Meyer, M.; Thurman, E. M.; Zaugg, S. D.; Barber, L. B.; Buxton, H. T. (2002). “Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater

contaminants in U.S. streams, 1999-2000: a national reconnaissance". *Environmental Scence & Technology*, **36**(6), 1202-1211.

Koneman, E.W.; Allen, S.D.; Janda, W.M.; Schreckenberger, P.C.; Winn Jr., W.C. (2001) *Diagnóstico Microbiológico*. 5.ed., Rio de Janeiro: MEDSI, 1465p.

Kuch, H. M.; Ballschimiter, K. (2001). "Determination of Endocrine-Disrupting Phenolic Compounds and Estrogens in Surface and Drinking Water by HRGC−(NCI)−MS in the Picogram per Liter Range" *Environmental Scence &Technology*,**35**(15), 3201-3206.

Kummerer. K. (2010) "The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use- present knowledge and future challenge." *Journal of Environmental Management*, **90**(8), 2354-2366

Kuster, M.; Azevedo, D. A., Alda, M.J.L.; Neto, F.R.A.; Barceló, D. (2009) "Analysis of phytoestrogens, progestogens and estrogens in environmental waters from Rio de Janeiro (Brazil)." *Environment International*, **35**(7), 997-1003.

Lainé, J.M.; Vial, D.; Moulart, P. (2000) "Status after 10 years of operation – overview of UF technology today." *Desalination*, **131**(1-3), 17-25.

Leal, E.S. (2012) *Modelagem da degradação de cloro residual livre em sistemas de adução de água de abastecimento de porte médio*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Campina Grande.

Li, K. (2008). *Membrane Science and Membrane Separation Processes*. Lecture Notes. Department of Chemical Engineering e Chemical Technology. Imperial College, London.

Lima, D.R.S.; Afonso J.C.F.; Libânio M.; Aquino, S.F. (2014). "Avaliação da remoção de fármacos e de desreguladores endócrinos em águas de abastecimento por clarificação em escala de bancada." *Química Nova*, **37**(5), 783-788.

Locatelli, M.A.; Sodré, F.F.; Jardim, W.F. (2011) "Determination of antibiotics in Brazilian surface waters using liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry." *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, **60**(3), 385-393.

Maatouk I.; Bouaicha N.; Fontan D.; Levi Y. (2002). "Seasonal variation of microcystin concentrations in the Saint-Caprais reservoir (France) and their removal in a small full-scale treatment plant." *Water Research* 36(11), 2891-2897.

Martinho N., Costa C., Mariano T., Mourato S. (2006). *Aplicação de um modelo de simulação hidráulica e da qualidade da água no sistema de abastecimento de Abadia*. In: 8º. Congresso da água, Figueira da Foz.

Martins, J.A. (1976) *Rede de distribuição de água*. Capitulo 13. In: Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água. Vol. I CETESB, São Paulo.

Martins, J.A.; Netto, J.M.A. (1987) "A aplicação do método de Hardy Cross." *Revista DAE*, **23**(979), 1-19.

Metcalf e Eddy. (2007) *Water Reuse: Issues, Technologies and applications.* McGraw-Hill, 1. ed.

Meyer, S. T. (1994) "O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública" *Cadernos de Saúde Pública*, **10**(1), 99-110.

Milnes, M. R.; Woodward, A. R.; Rooney, A. A.; Guillette, L. J. (2002). "Plasma steroid concentrations in relation to size and age in juvenile alligators from two Florida lakes." *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A, Molecular e Integrative Physiology*, **131**(4), 923-930.

Ministério da Saúde (2011). Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portaria 2.914/2011. Brasília: Diário Oficial da União, p. 10

Montagner, C.C. (2007). *Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia.* Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Departamento de Química, Campinas, SP.

Montagner, C.C.; Jardim, W.F. (2011) "Spatial and Seasonal Variations of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). " *Journal of the Brazilian Chemical Society*, **22**(8), 1452-1462.

Mulder M. (1991). *Basic principles of membrane technology*. 1. ed. Kluwer Academic Publishers.

Mulder M. (1996). *Basic principles of membrane technology*. 2. ed. Kluwer Academic Publishers.

Nakatsuka, S.; Nakate, I.; Miyano, T. (1996). "Drinking water treatment by using ultrafiltration hollow fiber membranes." *Desalination*, **106**(1-3), 55-61.

Narchi, H. (1989) "A demanda doméstica de água, São Paulo", *Revista DAE*, **49**(154), 1-7.

Nascimento, R. S.; Curi, R. C.; Curi, W. F.; Oliveira, R.; Santana, C. F. D.; Meira, C. M. B. S. (2016) "Simulação de alterações numa ETA convencional de porte médio para a produção de água segura" *Revista Brasileira de Recurso Hídricos*, **21**(2), 439-450.

NBR 12.218/1994. *Projeto de rede de distribuição de água para abastecimento público*, Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT.

NRC – National Research Council (1983). *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. The National Academy Press Washington, DC.

NRC – National Research Council. (2006).*Drinking Water Distribution Systems Assessing and Reducing Risks*. The National Academies Press, Washington DC.

Nystrom M.; Ruohomaki K.; Kaipia L. (1996). "Humic acid as a fouling agent in filtration."*Desalination,***106**(1-3), 79-87.

Olaia, A. I. S. (2012) *Gestão de sistemas de abastecimento de água através de modelação hidráulica*. Dissertação de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, Portugal.

Oliveira, T.F. (2010). *Tratamento de água para abastecimento público por sistema de separação por membrana de ultrafiltração: Estudo de caso na ETA Alto da Boa Vista (São Paulo, SP)*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, SP, Brasil.

Pereira R. F.; Castro M. A. H. (2013) "Calibração do Coeficiente de Decaimento do Cloro (kw) em Redes de Abastecimento de Água Utilizando o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo Adaptado para Gradiente de Concentração" *Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH,* **18**(4), 67-76.

Pereira, R. O. (2011). *Formação de subprodutos do estrona e 17B- estradiol na oxidação utilizando cloro e ozônio em água.* Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, SP, Brasil.

Pereira, R.O.; Carminato V.M.; Vieira, E.M.; Daniel, L.A. (2013). "Degradação parcial de 17β-estradiol por cloração aplicada ao tratamento de água." *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **18**(3), 215-222.

Petrovic M., Barceló D., Diaz A., Ventura, F. (2003) "Low nanogram per liter determination of halogenated nonylphenols, nonylphenol carboxylates, and their non-halogenated precursors in water and sludge by liquid chromatography electrospray tandem mass spectrometry." *Journal of The American Society for Mass Spectrometry*, **14**(5), 516-527.

Pianowski, E. H.; Janissek, P. R. (2003) "Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos" SANARE – Revista Técnica da Sanepar, **20**(20), 6-17.

Pierezan, M. L. (2009). *Monitoramento contínuo do residual do cloro em sistemas de distribuição de água para abastecimento*. Dissertação de mestrado, Universidade

Federal de Mato Grosso do Sul. Centro de Ciências Exatas e Tecnologia. Campo Grande, MS.

Porto, R.M. (1998). *Hidráulica Básica*. EESC/USP – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

Prodanoff, J.H.A. (2005). *Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano*. Tese de doutorado Tese doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Rio de Janeiro, RJ.

PROSAB –Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. (2003). "Filtração Direta Aplicada a Pequenas Comunidades" *Edital 3 do PROSAB*, Coordenador: Luiz Di Bernardo, ABES, São Carlos, SP, Brasil.

PROSAB –Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. (2009). "Remocão de microorgansmos emergentes e microcontaminantesorganicos no tratamento de agua para consumo humano." *Edital 5 do PROSAB*, Coordenador: Valter Lucio de Padua, ABES, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Richter, C. A. (2009) "ÁGUA, Métodos e tecnologias de tratamento" Editora: Blucher

Roopali, V.; Goyal H.; Patel M. (2015) "Analysis of residual chlorine in simple drinking water distribution system with intermittent water supply" *Applied Water Science*, **5**(1), 311-319.

Rossman, L. A.; Boulos, P. F. (1996). "Numerical methods for modeling water quality in distribution systems: a comparison." J*ournal Water Resources Planning and Management, ASCE*, **122**(2), 137-146.

Rossman, L.A.; Clark, R.M.; Grayman, W.M. (1994) "Modeling chlorine residuals in

Rossman, L.A.; Grayman, W.M. (1999). "Scale-model studies of mixing in drinkingwater storage tanks." *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **125**(8), 755-761.

Ruohomaki K.; Vaisanen P.; Metsamuuronen S.; Kulovaara M.; Nystrom M. (1998). "Characterization and removal of humic substances in ultra- and nanofiltration." *Desalination*, **118**(1-3), 273-283.

Santos W. B. (2017), *Modelagem da degradação de cloro residual livre na rede de distribuição de água da cidade de Campina Grande – PB*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – UFCG. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campina Grande, PB.

Sauvé S., Desrosiers M. (2014) "A review of what is an emerging contaminant." *Chemistry Central Journal*, **8**(1), 15

Schleicher, A.T. (2013). *Remoção de estrona, estradiol, etinilestradiol e bisfenol-A por meio de nanofiltração aplicada ao tratamento avançado de águas para consumo humano.* Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Schmidt, W.; Willmitzer, H.; Bornmann, K.; Pietsch, J. (2002). "Production of drinkingwater from raw water containing cyanobacteria – Pilot plant studies for assessing therisk of microcystin breakthrough." *Environmental Toxicology*, **17**(4), 375-385.

Schneider, R. P.; Tsutiya, M. T. (2001) *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso.* 1. ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, SP, Brasil.

Sekhar, M. (2001) *Disinfeccion by-product formation in the water distribution System of Morehead, Kentucky.* Dissertação de mestrado, University of Cincinnati, Cincinnati, KY.

Silva JR. (1999), "" *Journal of Food Protection*, **62**(11), 1278-1284.

Silva, C.H.P.M. (1999), *Bacteriologia: Um texto ilustrado*. Minas Gerais: PUC, PUC Eventos, 531p.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2015). Série Histórica de diagnóstico dos serviços de água e esgotos.

Sodré, F. F.; Montagner, C. C.; Locatelli M. A. F.; Jardim, W. F. (2007) "Ocorrência de Interferentes Endócrinos e Produtos Farmacêuticos em Águas Superficiais da Região de Campinas (SP, Brasil). " *Journal of the Brazilian Society of Ecatoxicology*,**2**(2), 187-196.

Souza, B.P. (2014). Avaliação da remoção de sulfametoxazol, diclofenaco e 17β-estradiol em água por meio de processo oxidativo com cloro. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia, São Paulo, Brasil.

Souza, L. C.; Iaria, S. T.; Paim, G. V.; Lopes, C. A. M. (1983) "Bactérias coliformes de origem fecal em águas usadas na dessedentação de animais." *Revista de Saúde Pública* **17**(1), 112-122

Suse, R.; Yoshikawa, A. M.; Luvizotto Jr, E. (2014) "Simulação da qualidade de água em redes de distribuição empregando o EPANET-MSX" *Revista DAE,* **126**(197), 32-40.

Szewzyk, U.; Szewzyk R.; Manz, WSK-H; Schleifer, K. H.; (2000) “Microbiological safety of drinking water” *Annual Review of Microbiology*. **54**(1), 81-127.

Teixeira M.G.L.C.; Costa M.C.N.; Carvalho V.L.P.; Pereira M.S.; Hage E.; (1993) “*Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil*. ” *Bulletin of the Pan American Health Organization*,**27**(3), 244-253.

Teixeira, M.M.C.G.R. (2001). *Ultrafiltração no tratamento de águas para consume humano*. Dissertação de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, Portugal.

The Stolen Future. (1997) Theo Colborn, Dianne Dumanoski e John Peterson Myers. BBC Horizon, Editor: John Lynch e Andy Quested. Produção: Annina Rive e Sarah Fink

Tominaga, M. Y.; Midio, A. F.; (1999) “Exposição humana a trialometanos presents em água tratada” *Revista de Saúde Pública* 1999, **33**(4), 413-421.

Tsuji, K.; Watanuki, T.; Kondo, F.; Watanabe, M.F.; Nakazawa, H.; Suzuki, M.; Uchida, H.; Harada, K. (1997) "Stability of microcystins from yanobacteria - IV. Effect of chlorination on decomposition". *Toxicon*, **35**(7), 1033-1041.

Tsutiya, M.T. (2006). *Abastecimento de água*. 3. Ed. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, SP, Brasil.

USEPA: *United States Environmental Proction Agency*. (2011). “Monitoring Unregulated Drinking Water Contaminants”.
Disponível:<http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/ucmr/ucmr3/index.cfm>
Acesso em: setembro de 2017

USGS: *United States Geological Survey*. (2012). “*Contaminants of Emerging Concern in the Environment*”. Disponível: <http://toxics.usgs.gov/regional/emc/index.html>. Acesso em: setembro de 2017.

Vasconcelos, J. J., L. A. Rossman, W. M. Grayman, P. F. Boulos, E R. M. Clark. (1997) “Kinetics of chlorine decay”. *Journal American Water Works Association*, **89**(7), 54-65.

Vasconcelos, J.; Boulos, P.; Grayman, W.; Kiene, L.; Wable, O.; Biswas, P.; Bahri, A.; Rossman, L.; Clark, R.; Goodrich, J.. (1996) “Characterization and Modeling of Chlorine Decay in Distribution Systems.” AWWARF.

Verliefde A., Cornelissen E., Amy G., Bruggen B. V., Dijk H. (2007) “Priority organic micropollutants in water sources in Flanders and the Netherlands and assessment of removal possibilities with nanofiltration.”; *Environmental Pollution*,**146**(1), 281-289

Vickers, J. C. Introduction. In: AWWA. (2005a). *Microfiltration and Ultrafiltration Membranes for Drinking Water*. 1. ed. American Water Works Association.

Vieira, P.; Coelho, S.T.; Loureiro, D. (2004) "Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply". *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, **53**(7), 453-467.

Weber, R. F. A.; Pierik, F. H.; Dohlr, G. R.; Burdorf, A. (2002). "Environmental influences on male reproduction." *BJU International.*,**89**(2), 143-148.

Weigel, S.; Kuhlmann, J.; Huhnerfuss, H. (2002). "Drugs and personal care products as ubiquitous pollutants: occurrence and distribution of clofibric acid, caffeine and DEET in the North Sea"*Science of The Total Environment*, **295**, 131-141.

Yiantsios S.G.; Karabelas A.J. (1998). "The effect of colloid stability on membrane fouling."*Desalination*, **118**(1-3), 143-152.

Zamyadi, A.; Ho, L.; Newcombe, G.; Bustamante, H.; Prévost, M.(2012)."Fate of toxic cyanobacterial cells and disinfection by-productsformation after chlorination."*Water Research*, **46**(5), 1524-1535.