



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL**

GEORGE ÉMERSON PEREIRA FARIAS

**EFICIÊNCIA DA DESINFECÇÃO E PRODUÇÃO DE THM NA DOSAGEM DE
HIPOCLORITO DE CÁLCIO NA FAIXA DE CLORAMINAS EM DOIS SISTEMAS
ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS**

**FORTALEZA
2016**

George Émerson Pereira Farias

Eficiência da Desinfecção e Produção de THM na Dosagem de Hipoclorito de Cálcio na Faixa de Cloraminas em Dois Sistemas Anaeróbios de Tratamento de Efluente Doméstico

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque

Coorientador: Dr. Silvano Porto Pereira

Fortaleza
2016

Catálogo na fonte: Biblioteca Waldyr Diogo de Siqueira

F224e Farias, George Êmerson Pereira.

Eficiência da desinfecção e produção de THM na dosagem de de hipoclorito de cálcio na faixa de cloraminas em dois sistemas Anaeróbios de tratamento de efluentes domésticos / George Êmerson Pereira Farias. - Fortaleza: IFCE, 2016.

76 p.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental).

Orientador: Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque.

1. SANEAMENTO AMBIENTAL. 2. TRATAMENTO DE ÁGUA.
3. TRATAMENTO DE ESGOTO . I. Título.

CDD 628

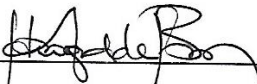
GEORGE ÉMERSON PEREIRA FARIAS

**EFICIÊNCIA DA DESINFECÇÃO E PRODUÇÃO DE THM NA DOSAGEM DE
HIPOCLORITO DE CÁLCIO NA FAIXA DE CLORAMINAS EM DOIS SISTEMAS
ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em 28/09/16

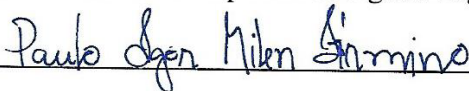
BANCA EXAMINADORA


Presidente Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque - IFCE Campos Fortaleza


Membro Prof. Dr. José Sergio dos Santos - IFCE Campus Fortaleza


Membro Profa. Dra. Adriana Guimarães Costa - IFCE Campus Fortaleza


Membro Dr. Silvano Porto Pereira - Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE


Membro Prof. Dr. Paulo Igor Milen Firmino - Universidade Federal do Ceará - UFC

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me proporcionar a capacidade de desenvolver esta pesquisa. A minha esposa e a minha família que me apoiaram e incentivaram a perseverar.

Ao prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque por aceitar o desafio e contribuir grandiosamente com seu.

Ao Dr. Silvano Porto Pereira por colaborar com seus conhecimentos, apoiar e acreditar no meu potencial.

À CAGECE por disponibilizar as informações e estrutura de laboratórios para andamento da pesquisa, e aos profissionais Adller, Renata, Isabel, Ronner e tantos outros que ajudaram para concretização do trabalho.

Ao IFCE e ao LQA por ter complementado a estrutura laboratorial da CAGECE para a pesquisa.

Aos bolsistas do LQA, em especial Mirian, Walesca e Levi.

Aos membros da banca de qualificação que deixaram suas contribuições relevantes neste documento.

Ao CNPQ e a CAGECE pelo financiamento da pesquisa.

RESUMO

O presente trabalho analisou a eficiência da desinfecção de efluentes domésticos com hipoclorito de cálcio, na faixa de cloraminas, e quantificou a formação de THM. Os efluentes utilizados foram provenientes de reator UASB e decanto digestor seguido de filtro anaeróbio (DDFA), coletados entre os meses de março a junho. Preliminarmente, efetuou-se a curva de demanda de cloro através dos métodos iodométricos I e II, e o posterior refinamento dessas curvas através do método DPD colorimétrico. As faixas de dosagens de cloro utilizadas para curva de demanda foram de 10 a 300 ppm e tempos de contato de 5, 15, 30 e 45 minutos. Para o efluente do DDFA verificou-se o *breakpoint* próximo de 250 ppm de cloro. No efluente do reator UASB não foi possível determinar o ponto de quebra de cloro. Para os testes de desinfecção e análise de produção de THM, trabalhou-se com tempos de contato de 15, 30 e 45 minutos, e dosagens de cloro de 10, 20 e 30 ppm, dentro da faixa de cloraminas. Os efluentes dos reatores UASB e DDFA se enquadraram na quantidade de *E.coli* com as respectivas dosagens de cloro, de 30 ppm e 10 ppm. Os valores de THM variaram entre 3,08 e 15,86 ppb para as diversas amostras, ficando abaixo do valor estipulado para água potável, que é de 0,1 mg/L.

ABSTRACT

The present work analyzed the efficiency of the disinfection of domestic effluents with calcium hypochlorite in the chloramines range and quantified the formation of THM. The effluents used were from UASB reactor and decant digester followed by anaerobic filter (DDFA), collected between March and June. Preliminarily, the chlorine demand curve was performed through iodometric methods I and II, and the subsequent refinement of these curves through the colorimetric DPD method. The chlorine dosage ranges used for the demand curve were 10 to 300 ppm and contact times of 5, 15, 30 and 45 minutes. For the DDFA effluent the breakpoint was close to 250 ppm chlorine. In the effluent of the UASB reactor it was not possible to determine the chlorine breaking point. For disinfection tests and THM production analysis, we worked with contact times of 15, 30 and 45 minutes, and chlorine dosages of 10, 20 and 30 ppm, within the chloramines range. Effluents from the UASB and DDFA reactors conformed to the amount of *E. coli* with respective chlorine dosages of 30 ppm and 10 ppm. The THM values ranged from 3.08 to 15.86 ppb for the various samples, being below the stipulated value for drinking water, which is 0.1 mg / L.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados de desinfecção com cloro de efluente no estudo de Pianowski e Janissek.....	45
Tabela 2 – Dados de concepção de projeto para as ETE estudadas.....	48
Tabela 3 – Resultados médios obtidos para os parâmetros físicos e químicos na ETE01.....	56
Tabela 4 – Resultados médios obtidos para os parâmetros físicos e químicos na ETE02.....	56
Tabela 5 – Variação da amônia com a dosagem de cloro.	63
Tabela 6 – Variação do sulfeto com a dosagem de cloro.....	63
Tabela 7 – Teores de EC, CT e Concentração x Tempo (CrT) na desinfecção com hipoclorito de cálcio na faixa de cloraminas.....	64
Tabela 8 – Resultado de COT, COD e THM para a dosagem de cloro no efluente da ETE 0165	
Tabela 9 – Resultado de COT, COD e THM para a dosagem de cloro no efluente da ETE 0265	

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxogramas típicos de sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto doméstico. .	18
Figura 2 – Distribuição das tecnologias de tratamento em seis países representativos* da América Latina, segundo seus tipos.	19
Figura 3 – Número de unidades instaladas dos principais processos biológicos de tratamento de esgoto doméstico no Estado do Ceará, no ano de 2016.	20
Figura 4 – Esquema ilustrativo de um: (a) tanque séptico com câmara única; (b) tanque Imhoff.	22
Figura 5 – Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.	24
Figura 6 – Desenho esquemático de um sistema DDFA.	25
Figura 7 – Desenho esquemático do funcionamento de um UASB: (a) Vista 2D; (b) Vista 3D.	27
Figura 8 - Processos de desinfecção de esgotos sanitários.	32
Figura 9 – Diagrama ilustrativo da influência do tempo de contato e da concentração do desinfetante na inativação de microrganismos patogênicos.	33
Figura 10 - Distribuição de HOCl e OCl^- em água como função do pH a 0°C e a 20°C	35
Figura 11 – Comparativo da eficiência germicida de HOCl , OCl^- e NH_2Cl para 99% de destruição de EC (2 a 6°C).	37
Figura 12 – Forma geral da curva de demanda de cloro.	39
Figura 13 – Curvas de cloro residual pela dosagem de cloro para esgoto:	40
Figura 14 – Esquema reacional de formação de trihalometano.	44
Figura 15 – Mapa de Fortaleza indicando a localização geográfica das ETE selecionadas.	48
Figura 16 – Fotografia da ETE Aracapé III.	49
Figura 17 – Fotografia das unidades UASB na ETE Aracapé III.	49
Figura 18 – Fluxograma do tratamento do efluente líquido na ETE Aracapé III.	50
Figura 19 – Imagem da ETE Pequeno Mondubim.	50
Figura 20 – Fotografia dos decanto-digestores da ETE Pequeno Mondubim.	51
Figura 21 – Fluxograma do tratamento de esgoto na ETE Pequeno Mondubim.	51
Figura 22 – Perfil da demanda de oxigênio para os efluentes analisados da ETE01.	57
Figura 23 – Perfil da demanda de oxigênio para os efluentes analisados da ETE02.	58
Figura 24 – Curvas de demanda de cloro obtidas na etapa preliminar.	60
Figura 25 – Curvas de demanda de cloro para o efluente UASB na ETE Aracapé III.	61
Figura 26 – Curvas de demanda de cloro para o efluente DDFA na ETE Pequeno Mondubim.	61

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Níveis de tratamento de esgoto.....	14
Quadro 2 – Vantagens e Desvantagens dos processos anaeróbios em comparação aos aeróbios.	16
Quadro 3 – Valores usuais de DBO do efluente e eficiências de remoção de sistemas anaeróbios tratando esgotos domésticos.....	17
Quadro 4 – Padrões microbiológicos em águas segundo a legislação federal no Brasil.....	31
Quadro 5 – Comparação de características de algumas tecnologias de desinfecção efluentes tratados.....	32
Quadro 6 – Faixas típicas de dosagem de cloro para diferentes tipos de águas residuais.....	42
Quadro 7 – Resumo dos parâmetros analisados e suas metodologias.	52
Quadro 8 – Métodos utilizados na determinação de cloro residual.....	54

LISTA DE SIGLAS

AT	Amônia total
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
COD	Carbono orgânico dissolvido
COT	Carbono orgânico Total
CRC	Cloro residual combinado
CRL	Cloro residual livre
CRT	Cloro residual total
CT	Coliformes totais (não confundir com o fator <i>CT</i>)
CTT	Coliformes termotolerantes
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DDFA	Decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio
DPD	N,N-dietil-p-fenilenodiamina
DQO	Demanda química de oxigênio
EC	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de tratamento de Esgoto
ETE01	ETE Aracapé III
ETE02	ETE Pequeno Mondubim
FAN	Filtro anaeróbio
IFCE	Instituto Federal do Ceará – Campus Fortaleza
LQA	Laboratório de Química Analítica
NMP	Número mais provável
NPA	Núcleo de Pesquisa em Água
RMF	Região Metropolitana de Fortaleza
SLE	Sistemas de lagoas de estabilização
SPD	Subprodutos da desinfecção
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sulfeto total
TDH	Tempo de detenção hidráulica
THM	Trihalometanos
TRS	Tempo de retenção de sólidos
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 OBJETIVOS.....	12
2.1 Objetivo geral	12
2.2 Objetivos específicos.....	12
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3.1 Tratamento de esgotos domésticos	13
3.1.1 Importância sanitária e ambiental.....	13
3.1.2 Principais operações e processos de tratamento	14
3.2 Sistemas anaeróbios no tratamento de esgoto doméstico	16
3.3 Decanto-Digestor seguido de Filtro Anaeróbio	21
3.4 Reator de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente.....	27
3.5 Desinfecção de esgotos domésticos.....	30
3.6 Desinfecção com cloro e derivados	34
3.6.1 O Hipoclorito de cálcio.....	37
3.6.2 Dosagem e demanda de cloro	38
3.6.3 Fatores que afetam o desempenho da desinfecção com cloro	41
3.6.4 Subprodutos da desinfecção do cloro	43
4 MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1 Seleção das estações de tratamento de esgoto e características dos esgotos	47
4.1.1 Estações de tratamento selecionadas	47
4.1.2 ETE Aracapé III.....	49
4.1.3 ETE Pequeno Mondubim	50
4.1.4 Características dos esgotos	51
4.2 Determinação de curvas de demanda de cloro	53
4.3 Avaliação da eficiência da desinfecção e da formação de trihalometanos	55
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1 Caracterização dos esgotos sanitários.....	56
5.2 Determinação das curvas de demanda de cloro.....	59
5.2.1 Etapa preliminar	59
5.2.2 Curvas de demanda – frações do cloro residual livre e combinado	60
5.3 Avaliação do processo de desinfecção dos efluentes estudados	62
6 CONCLUSÕES	67
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68

1 INTRODUÇÃO

Vários são os microrganismos presentes nos esgotos sanitários como bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas, grupos de plantas e animais. Muitos destes são prejudiciais à saúde humana e devem ser removidos durante o tratamento do esgoto. O nível esperado de remoção de patógenos no tratamento de esgoto está entre 90% e 99%. Como a quantidade de microrganismos presente é muito grande, sua remoção deve ser superior a 99,99%, sendo assim necessária a desinfecção de tais efluentes (SILVA, 2007).

A desinfecção de esgotos pode ocorrer por intermédio de agentes químicos, tais como cloro, ozônio e dióxido de cloro, ou de agentes físicos, como calor, luz, radiação e filtração. A natureza do meio onde será efetuada a desinfecção faz parte dos principais fatores que a afetam. Assim, a caracterização físico-química do efluente é de grande importância para determinação do processo de desinfecção, tendo em vista que a matéria orgânica, material em suspensão, nitrogênio, entre outros, consomem cloro e podem interferir no uso do cloro.

A quantidade de cloro para alcançar um determinado nível de residual (livre ou combinado) na desinfecção pode ser estudada através da curva de demanda de cloro onde é possível identificar as faixas de cloraminas e cloro livre delimitando os pontos de testes do desinfetante.

A desinfecção de águas por agentes químicos, e particularmente pelo cloro, tem sido questionada, devido à descoberta da formação de subprodutos carcinogênicos, provocada pela reação desses desinfetantes com a matéria orgânica presente no meio. Entre os subprodutos da desinfecção (**SPD**) os mais conhecidos são os trihalometanos (**THM**) (METCALF & EDDY, 2016).

Os THM oriundos da desinfecção de esgotos, ao serem lançados no manancial juntamente com o efluente tratado, prejudicam o equilíbrio do meio aquático e retornam para o homem após a captação da água e seu tratamento para consumo (METCALF & EDDY, 2016).

Com o objetivo de reduzir a formação de THM na desinfecção de efluentes com cloro, foi elaborado estudo para determinação da concentração ideal deste produto de modo a atender a legislação do estado do Ceará, portaria nº154, e diminuir os impactos ao meio ambiente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência da desinfecção na faixa de cloraminas em dois diferentes tipos de estações de tratamento de esgoto (ETE) e determinar a correspondente produção de THM neste processo.

2.2 Objetivos específicos

Dentre os objetivos específicos deste projeto é relevante destacar os seguintes:

- Determinar as curvas de demanda de cloro para os esgotos tratados nas ETE selecionadas, em diferentes tempos de contato, encontrando a dosagem máxima na qual o cloro residual passa a ser livre (*breakpoint*);
- Avaliar a influência da concentração de hipoclorito de cálcio, na faixa de cloraminas, sobre a desinfecção dos esgotos dessas ETE;
- Avaliar, em diferentes tempos de contato, a redução de patógenos;
- Avaliar a formação de THM no processo de desinfecção, com hipoclorito de cálcio na faixa de cloraminas, dos esgotos das ETE selecionadas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Tratamento de esgotos domésticos

3.1.1 Importância sanitária e ambiental

A precariedade dos serviços de saneamento básico é uma das principais causas de doenças e de poluição ambiental no mundo. Anualmente, milhões de crianças morrem em decorrência de diarreia e de outras doenças de veiculação hídrica (MARA et al., 2010; PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2008; REINALDO *et al.*, 2012; TONG et al., 2016). Mais recentemente, observa-se uma grande preocupação em relação ao grau de tratamento e à disposição final de águas residuais, incluindo os esgotos domésticos, como também em relação às consequências desse processo sobre o meio ambiente e ao seu uso benéfico (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016; NUVOLARI, 2011).

No Brasil, iniciou-se há pouco mais de duas décadas uma política de incentivo ao saneamento básico para reverter ou, pelo menos, minimizar a carência de tratamento de esgotos sanitários no país, principalmente por meio da instalação de estações de tratamento de esgoto, buscando evitar a disseminação da contaminação dos corpos hídricos e do solo, prevenindo posteriores danos à saúde da população (VON SPERLING, 2005). Apesar de muitas cidades já contarem com ETE, a grande maioria das cidades brasileiras não coleta e nem trata seus esgotos (NUVOLARI, 2011). Dados recentes do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2016) indicam que, apesar da melhoria observada na infraestrutura de saneamento ao longo dos últimos anos, mais da metade da população brasileira não tem acesso à coleta de esgotos e que pouco mais de 40% do esgoto gerado é tratado.

É importante destacar que a suposição de que o esgoto tratado deixa de ser um agente contaminante é equivocada, visto que os efluentes finais da maioria das ETE são potencialmente nocivos à saúde humana, uma vez que os tratamentos convencionais não são, em geral, suficientes para a inativação significativa de organismos patogênicos, bem como para a remoção de outros poluentes (e.g., fármacos, interferentes endócrinos) a partir do esgoto coletado (AZZOUZ, BALLESTEROS, 2013; BAILEY, COOPER, GRANT, 2011; BILLA, DEZOTTI, 2007; CAVALLINI *et al.*, 2012; FERNANDES *et al.*, 2011; GHISELLI, JARDIM, 2007; LAPOLLI *et al.*, 2005; PESSOA *et al.*, 2012).

Considere-se, também, que a preocupação com a eficiência das ETE não se restringe atualmente somente às questões sanitárias e ambientais, mas também com a promissora comercialização do efluente tratado (CAVALLINI *et al.*, 2012; VO *et al.*, 2014). A proposta de reutilização vem sendo amplamente discutida e cada vez mais aceita (AIYUK *et al.*, 2006; FLORÊNCIO, BASTOS, AISSE, 2006; MACEDO *et al.*, 2006; VO *et al.*, 2014), mas, para tanto, a qualidade química e microbiológica da água residual final deve estar adequada ao reúso (ZHANG *et al.*, 2009).

Nesse contexto, além das operações e processos típicos de tratamento, a desinfecção dos esgotos domésticos tratados vem sendo cada vez mais utilizada nas ETE, a fim de contribuir para qualidade do efluente final, ao inativar significativamente organismos patogênicos e degradar outros poluentes, resultando em benefícios ambientais, econômicos e de saúde pública.

3.1.2 Principais operações e processos de tratamento

Atualmente, as operações físicas e os processos químicos e biológicos utilizados no tratamento de esgotos são muito diversificados e apresentam diferentes características com vantagens e desvantagens (METCALF & EDDY, 2016; NUVOLARI, 2011; SILVA *et al.*, 2013). Eles são comumente agrupados em distintos níveis de tratamento de acordo com a finalidade e eficiência destes em reduzir o teor de sólidos suspensos, a matéria orgânica e ou outros poluentes presentes no esgoto (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2005). Os diferentes níveis de tratamento e suas respectivas finalidades principais são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Níveis de tratamento de esgoto.

Nível de tratamento	Finalidade
Preliminar	Remoção, por operações físicas, dos constituintes grosseiros e flutuantes (galhos, areia, graxa etc.) que possam causar problemas operacionais e de manutenção nas etapas posteriores do tratamento.
Primário	Remoção de parte dos sólidos suspensos (sedimentáveis e flotáveis) e da matéria orgânica por processos físicos ou químicos.
Secundário	Remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e nutrientes biodegradáveis, predominantemente por processos biológicos.
Terciário/Avançado	Remoção de sólidos suspensos residuais, microrganismos patogênicos, nutrientes e poluentes específicos não biodegradáveis, que permanecerem após os tratamentos anteriores, e preparação para o reúso.

Fonte: adaptado de Von Sperling (2005), Jordão e Pessôa (2011) e Metcalf & Eddy (2016).

A definição do nível do tratamento de uma ETE está associada ao maior nível existente nela. Assim, uma ETE composta por unidades de tratamento preliminar, primário e secundário é classificada como uma ETE de nível secundário (VON SPERLING, 2005).

O gradeamento, o desarenamento (caixas de areia) e o desengorduramento (caixas de gordura) são as principais operações de tratamento de esgoto doméstico de nível preliminar. Estas operações são indispensáveis em quaisquer ETE já que previnem problemas operacionais e paradas frequentes das unidades de tratamento. Também, é comum incluir neste nível de tratamento uma unidade de medição de vazão, normalmente uma calha Parshall (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2005).

As operações envolvidas no tratamento primário envolvem, de modo geral, a sedimentação ou flotação dos sólidos em suspensão, incluindo aqueles de origem orgânica, como também a digestão e a secagem do lodo produzido em tais separações. Assim, os decantadores primários, os flotadores, digestores de lodo, leitos de secagem e alguns sistemas anaeróbios, tais como o tanque séptico e suas variantes, a lagoa anaeróbia, entre outros, são unidades típicas de nível primário (JORDÃO, PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005). Nesta fase do tratamento, a remoção dos sólidos suspensos pode chegar a 70%, enquanto a remoção de demanda bioquímica de oxigênio¹ (DBO) é de até 35%; estas eficiências podem ser aumentadas por meio da adição de agentes coagulantes (VON SPERLING, 2005).

O nível secundário de tratamento inclui predominantemente processos biológicos, nos quais microrganismos decompõem a matéria orgânica (solúvel e suspensa) e outros poluentes biodegradáveis presentes no esgoto, incluindo alguns macronutrientes (nitrogenados e fosforados), em gás carbônico, água, material celular e, em condições anaeróbias, metano; nesta etapa há a remoção de até 98% da DBO inicial do esgoto bruto (VON SPERLING, 2005). Os principais processos de tratamento de esgotos domésticos em nível secundário são os sistemas de lodos ativados, as lagoas de estabilização aeróbias (aerada e facultativa), reatores aeróbios com material aderido (biofilme), sistemas com disposição no solo (infiltração no solo, alagados artificiais etc.) e alguns sistemas anaeróbios, tais como os filtros anaeróbios, o reator de manta de lodo e fluxo ascendente, entre outros (JORDÃO, PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005).

¹ A demanda bioquímica de oxigênio é um parâmetro de qualidade de água e de esgoto que expressa a quantidade de oxigênio (O₂) necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável presente na água e, assim, representa indiretamente o quantitativo de matéria orgânica biodegradável no meio. Esta quantidade dependerá, dentre outros fatores, da temperatura e do tempo do ensaio. A definição adotada neste estudo, como também na maioria das aplicações deste parâmetro considera um período de 5 dias e uma temperatura de 20°C.

O tratamento terciário diz respeito aos processos de remoção de organismos patogênicos e de nutrientes residuais, como também de outros poluentes específicos não biodegradáveis (metais pesados, compostos recalcitrantes etc.) por meio de processos de tratamento ditos avançados, particularmente quando o destino final do esgoto tratado é o reúso; lagoas de maturação e desinfecção química (cloração, ozonização etc.) são processos típicos deste nível de tratamento (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016).

3.2 Sistemas anaeróbios no tratamento de esgoto doméstico

Os sistemas biológicos mais comumente usados no mundo para o tratamento de efluentes domésticos se baseiam no processo aeróbio de lodos ativados, haja vista as elevadas eficiências obtidas, a possibilidade de remoção de nutrientes e sua elevada flexibilidade operacional (KASSAB et al., 2010; METCALF & EDDY, 2016). Entretanto, sistemas anaeróbios aplicados ao tratamento de esgotos domésticos têm se difundido no mundo inteiro como eficientes e confiáveis, especialmente nos países tropicais e subtropicais, onde as condições climáticas são favoráveis ao processo (AIYUK et al., 2006; FORESTI, 2002; FORESTI, ZAIAT, VALLERO, 2006; METCALF & EDDY, 2016; TORRES, 2010).

Assim, já é entendimento consolidado que, em determinadas condições, os reatores anaeróbios podem ser mais vantajosos que os sistemas aeróbios, desde que corretamente projetados e operados (AIYUK et al., 2006; FORESTI, 2002; VAN HAANDEL et al., 2006; CHERNICHARO, 2007). As principais vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios, comparativamente aos aeróbios, estão resumidas no Quadro 2. Mais informações sobre esse tema podem ser obtidas em Chernicharo (2007), Metcalf & Eddy (2016) e Torres (2010).

Quadro 2 – Vantagens e Desvantagens dos processos anaeróbios em comparação aos aeróbios.

Vantagens	Desvantagens
1. Menor consumo de energia 2. Menor produção de lodo biológico 3. Menor necessidade de nutrientes 4. Produção de metano, fonte potencial de energia 5. Menor volume do reator 6. Eliminação da poluição do ar pelos gases de exaustão 7. Capacidade de resposta à adição de substrato após longos períodos sem alimentação 8. Processo de pré-tratamento eficaz 9. Potencial para baixa pegada de carbono	1. Maior período de partida para desenvolvimento da biomassa necessária 2. Pode requerer a adição de alcalinizante 3. Pode requerer tratamento adicional por um processo aeróbio de tratamento para atingir os padrões de emissão de poluentes 4. Não possibilita a remoção biológica de alguns nutrientes 5. Muito mais sensível aos efeitos negativos da baixa temperatura nas taxas de reação 6. Pode ser mais suscetível a perturbações decorrentes da presença de substâncias tóxicas ou variações significativas nas características do afluente 7. Potencial para geração de maus odores e gases corrosivos

Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

A despeito das suas vantagens, os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluentes que satisfaçam a padrões usuais de lançamento de esgoto estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes (CHERNICHARO, 2006; UIYUK ET AL., 2006). Faixas típicas de valores de DBO no efluente e de percentuais de remoção de DBO de sistemas anaeróbios tratando esgotos domésticos são apresentados no Quadro 3.

Quadro 3 – Valores usuais de DBO do efluente e eficiências de remoção de sistemas anaeróbios tratando esgotos domésticos.

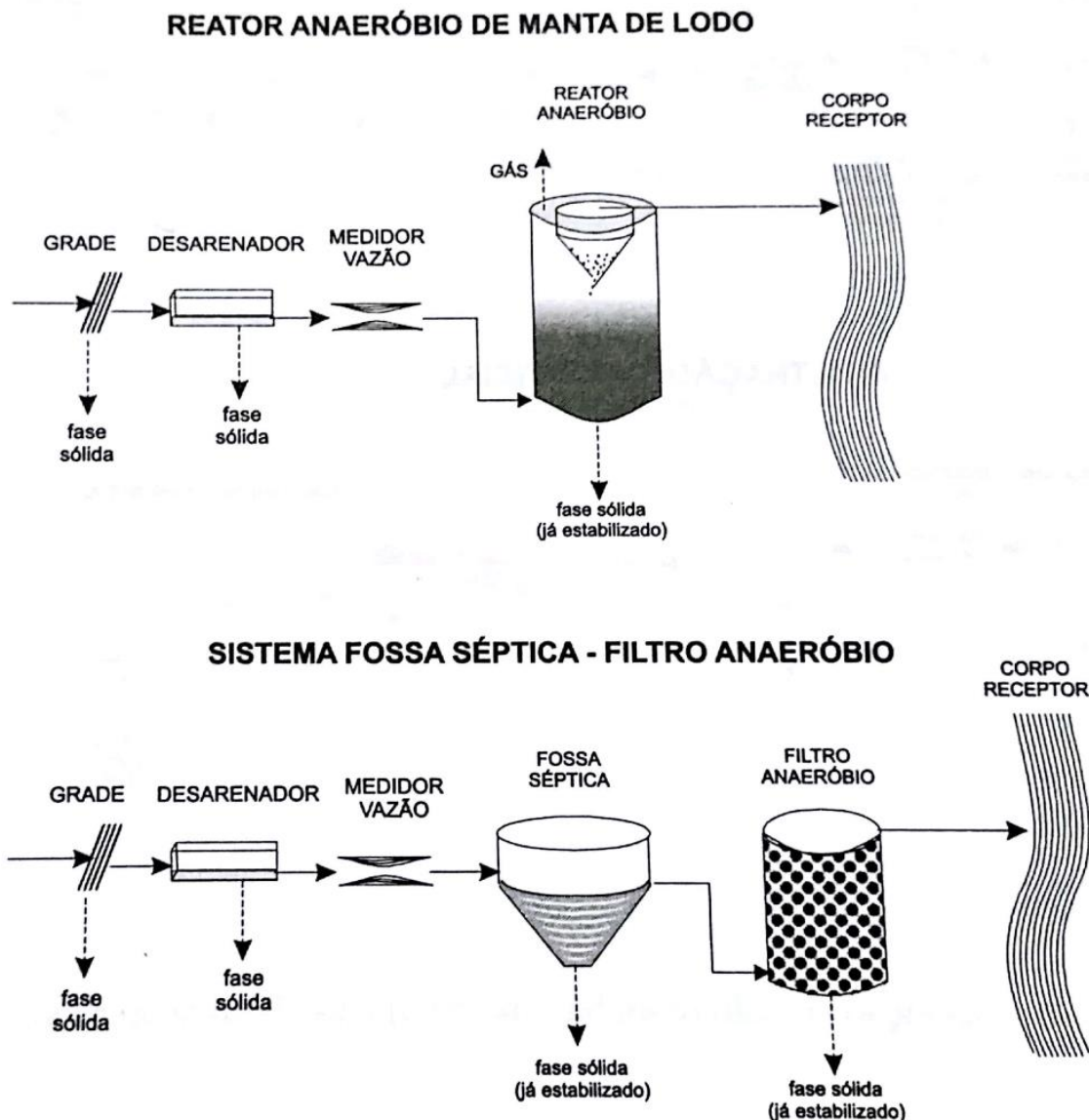
Sistema anaeróbio	DBO efluente (mg L ⁻¹)	DBO removida
Lagoa anaeróbia	70 – 160	40% – 70%
Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente	60 – 120	55% – 75%
Tanque séptico	80 – 150	35% – 60%
Tanque Imhoff	80 – 150	35% – 60%
Tanque séptico seguido de filtro anaeróbio	40 – 60	75% – 85%

Fonte: Chernicharo (2007).

Notas: Faixas de concentração do efluente e remoções típicas de DBO baseadas na experiência brasileira. Limites inferiores de eficiência de remoção estão usualmente associados com sistemas mal operados.

A resolução nº430 do CONAMA determina limite máximo de lançamento de 120mg/L ou uma remoção mínima de 60% de DBO. É possível verificar que os únicos sistemas anaeróbios que são usualmente capazes de satisfazer aos padrões brasileiros de lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, em termos de DBO (BRASIL, 2011a, Art. 21, inciso I, item d), mesmo quando mal operados, são o decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio (DDFA), também conhecido como sistema tanque séptico (ou fossa séptica) seguido de filtro anaeróbio, e o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB). Provavelmente, por esse motivo, são os dois sistemas anaeróbios mais usados no tratamento de esgoto doméstico, conforme afirma Von Sperling (2005). Dois tipos de tratamento de efluentes domésticos empregando tais sistemas estão ilustrados na Figura 1.

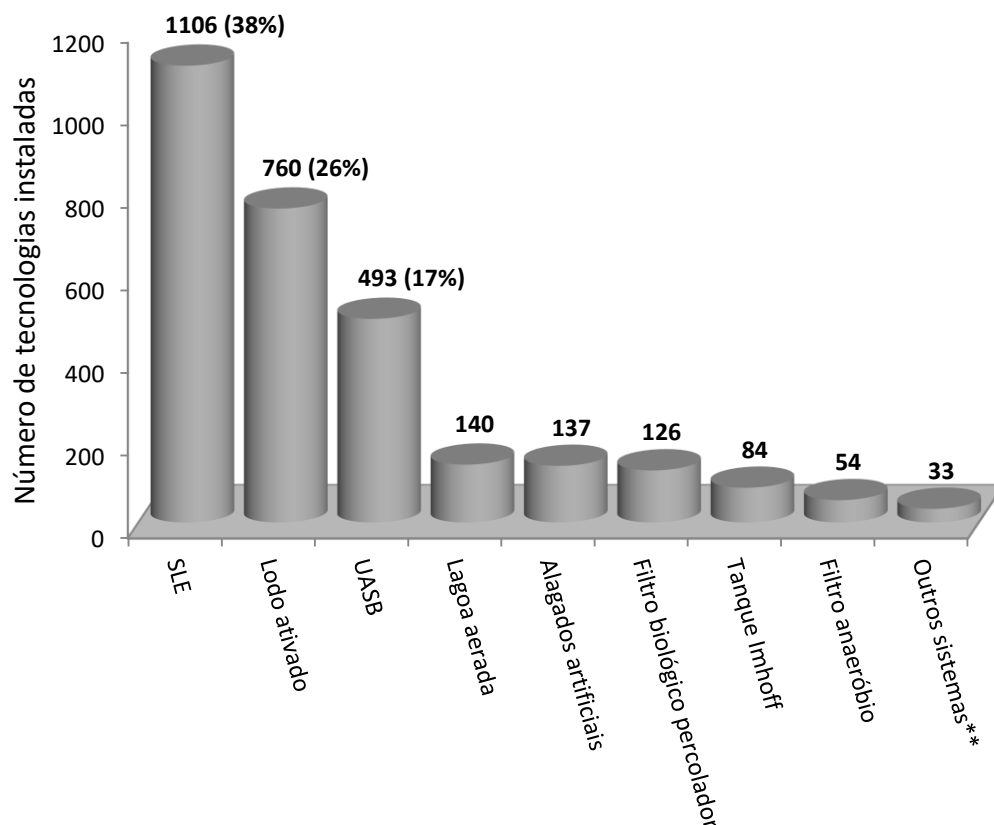
Figura 1 – Fluxogramas típicos de sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto doméstico.



Fonte: Von Sperling (2005).

Dados mais recentes obtidos por Noyola et al. (2012) demonstram que o UASB, o decanto-digestor e sua principal variação, o tanque de Imhoff, bem como o filtro anaeróbio são tecnologias bem estabelecidas no tratamento de efluentes domésticos em diversas cidades da América Latina e no Brasil. A distribuição das tecnologias de tratamento, por tipo, nos seis países escolhidos como representativos dessa região é apresentada no diagrama da Figura 2. Vale ressaltar que sistemas de lagoas de estabilização (SLE) e sistemas de lodos ativados, os quais podem apresentar diferentes configurações e fluxogramas, foram os processos de tratamento mais empregados, em termos de número de unidades instaladas e de vazão acumulada de efluente tratado, nos países considerados no estudo supramencionado.

Figura 2 – Distribuição das tecnologias de tratamento em seis países representativos* da América Latina, segundo seus tipos.



Fonte: adaptado de Noyola et al. (2012).

Notas: * os países selecionados foram: Brasil, Chile, Colômbia, Guatemala, México e República Dominicana;

** os outros sistemas considerados foram: tratamento primário avançado (18 unidades), biofiltro aerado submerso (10 unidades) e biodisco de contato (5 unidades);

*** o quantitativo de tecnologias de lodo ativado incluem diferentes variante, principalmente a convencional e a com aeração prolongada;

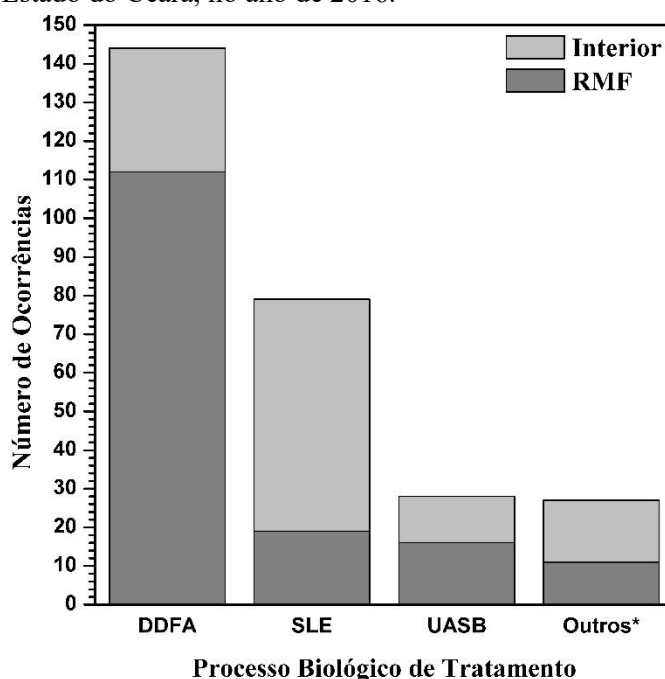
**** tanques sépticos (204 unidades) não foram contabilizados, pois foram considerados nesse estudo como unidades de tratamento preliminar.

No Estado do Ceará, o perfil de distribuição de tecnologias de tratamento de esgotos domésticos nos municípios privilegia, já desde alguns anos, os sistemas anaeróbios, conforme observado por Silva et al. (2013). Esse estudo, ao avaliar as 256 plantas de tratamento de efluentes municipais existentes em 2011, verificou que mais de 60% das unidades existentes envolviam processos anaeróbios seguidos de cloração, principalmente DDFA (113 unidades) e UASB (41 unidades), além de outros sistemas híbridos envolvendo UASB. Deve-se destacar também que, à época do estudo, 90 unidades (35%) existentes consistiam de SLE e algumas poucas outras eram sistemas de lodo ativado.

Dados mais recentes, obtidos junto à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), em 2016, e mostrados graficamente na Figura 3, corroboram a constatação de que, das 278 ETE operadas atualmente pela empresa no estado, mais de 60% delas possuem

unidades de DDFA e de UASB, seguidas ou não por unidade de cloração. Além disso, os dados também demonstram que o quantitativo dessas unidades é maior nos municípios da Região Metropolitana de Fortaleza (**RMF**) que nos do interior do estado, particularmente os sistemas DDFA. Verifica-se, ainda, que outros quase 10% das ETE consideradas possuem unidades de UASB híbridas (UASB seguido de filtro anaeróbio ou de filtros submersos aerados etc.), restando cerca de 30% das estações com os demais sistemas, predominantemente os SLE.

Figura 3 – Número de unidades instaladas dos principais processos biológicos de tratamento de esgoto doméstico no Estado do Ceará, no ano de 2016.



Fonte: Companhia de Água e Esgoto do Ceará (2016).

Notas: * as unidades reportadas como Outros incluem principalmente reatores UASB seguidos de reatores aeróbios (16 unidades) ou de filtros anaeróbios (7 unidades), entre outros sistemas;

** os sistemas DDFA e UASB mostrados não estão associados a outros tratamentos secundários, mas podem ou não estar associados a uma cloração posterior.

Assim, fica notória a consolidação do uso dos processos anaeróbios no tratamento de esgotos domésticos, não somente no estado do Ceará e no Brasil, como também nos países da América Latina, o que é confirmado por Noyola et al. (2012) e por Chernicharo et al. (2015). Metcalf & Eddy (2016) ainda enfatiza que com os possíveis avanços nos processos anaeróbios de tratamento, espera-se que seu uso seja ampliado, considerando-se particularmente as vantagens relacionadas a um menor consumo energético e a uma menor produção de lodo. Contudo, levando-se também em conta as limitações associadas aos sistemas anaeróbios, particularmente os elevados teores residuais de nutrientes (nitrogenados e fosforados) e de organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos), é importante considerar

também processos de pós-tratamento para os efluentes gerados nesses reatores anaeróbios (AIYUK ET AL., 2006; CHERNICHARO, 2006; CHERNICHARO et al., 2015).

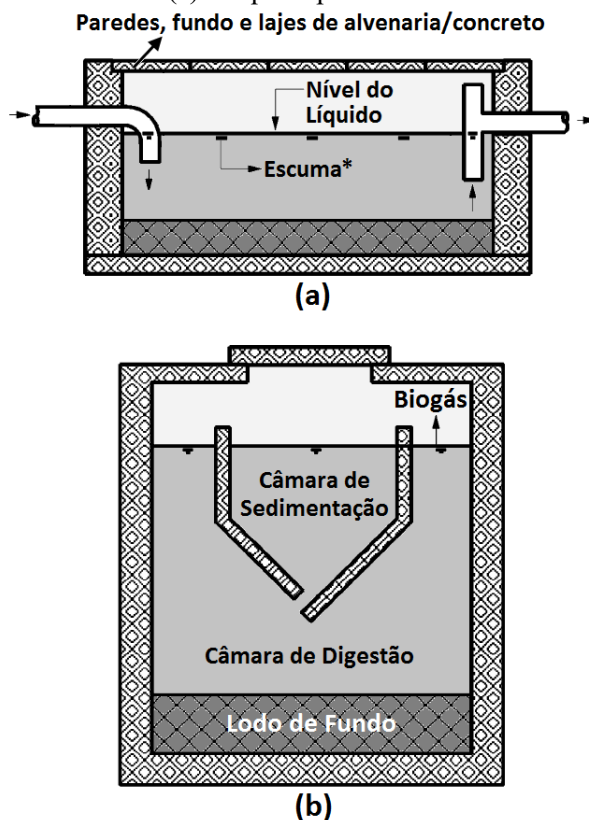
Assim, faz-se importante discutir algumas características básicas e vantagens dos sistemas DDFA e UASB, haja vista que são os sistemas anaeróbios mais empregados no tratamento dos esgotos sanitários em municípios brasileiros, bem como aprofundar o estudo da desinfecção de efluentes domésticos, considerando a importância desse processo na saúde pública nacional e no meio ambiente.

3.3 Decanto-Digestor seguido de Filtro Anaeróbio

Tanques sépticos, fossas sépticas² ou decanto-digestores são unidades de tratamento de esgotos tipicamente domésticos, onde o tratamento primário (sedimentação e flotação dos sólidos suspensos) está associado à digestão anaeróbia do lodo decantado. Um decanto-digestor pode ser constituído por câmara única ou por duas câmaras: uma na seção superior do tanque para a sedimentação dos sólidos e outra para a digestão do lodo sedimentado. Esta configuração com câmara dividida é denominada de tanque séptico com câmaras sobrepostas ou, simplesmente, de tanque Imhoff, em homenagem ao seu criador Karl Imhoff. Os tanques de câmara única podem ser individuais ou em série (ANDREOLI, 2009; JORDÃO, PESSÔA, 2011; VAN HAANDEL et al., 2006; VON SPERLING, 2005). Os desenhos esquemáticos típicos de um tanque de câmara única e de um tanque Imhoff estão ilustrados na Figura 4.

² Alguns autores diferenciam fossa séptica de tanque séptico, definindo a primeira como uma cavidade (buraco) para disposição final dos esgotos, enquanto no tanque séptico ocorreria o tratamento dos esgotos, sendo a corrente efluente desse tratamento disposta no solo (infiltração), por meio de sumidouro ou valas de infiltração, ou lançada em corpo aquático receptor. Neste estudo, ambas as terminologias serão tomadas como sinônimos. A cavidade para disposição final dos esgotos será denominada fossa rudimentar.

Figura 4 – Esquema ilustrativo de um: (a) tanque séptico com câmara única; (b) tanque Imhoff.



Fonte: adaptado de Van Haandel et al. (2006).

Notas: * espuma é a camada de material flotável (óleos, graxas, gorduras e outros sólidos flutuantes) que se forma na superfície líquida do esgoto no tanque;

** as placas inclinadas na base da câmara de sedimentação do tanque Imhoff possibilitam a separação das fases sólida, líquida e gasosa na unidade (ANDREOLI, 2009).

“No tanque de câmaras sobrepostas, a sedimentação ocorre na câmara superior, sendo que os sólidos sedimentados passam por uma abertura no fundo desta, dirigindo-se para o compartimento inferior. Na câmara inferior, o lodo acumulado sofre digestão anaeróbia” (VON SPERLING, 2005, p. 293). A principal vantagem da separação das câmaras de sedimentação e de digestão, no tanque Imhoff, é que as bolhas geradas de biogás não interferem na sedimentação dos sólidos suspensos, visto que elas não conseguem penetrar na câmara superior (VAN HAANDEL et al., 2006; VON SPERLING, 2005). Consequentemente, o tempo de retenção líquida nos tanques Imhoff (2h na câmara de sedimentação) é menor que nos tanques de câmara única (12 a 24 horas). Essa redução do tempo de retenção é um avanço considerável, haja vista que o volume do tanque pode, em geral, ser reduzido na mesma proporção (VAN HAANDEL et al., 2006).

O projeto, a construção e a operação de sistemas de tanques sépticos no Brasil são regulados pela norma brasileira NBR 7229 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1993), o que demonstra sua importância como sistema de tratamento de esgotos. Esta norma, entre outros requisitos, preceitua que os materiais empregados na construção dos

tanques sépticos e acessórios devem apresentar resistência mecânica e química adequadas. Normalmente, tais unidades são pré-fabricadas em fibra de vidro ou plástico, ou construídos em alvenaria (VAN HAANDEL et al., 2006). Informações mais detalhadas sobre a construção e a operação desses sistemas podem ser obtidas na norma supramencionada, como também na literatura especializada: Andreoli (2009), Jordão e Pêsoa (2011), entre outros.

As principais vantagens dos decanto-digestores no tratamento de esgotos domésticos dizem respeito a sua construção e operação simplificada e de baixo custo (ANDREOLI, 2009; ÁVILA, 2005). Outras vantagens ainda podem ser citadas: boa resistência a variações nas características do esgoto bruto, rápida recuperação da eficiência após choques tóxicos ou sobrecarga, dispensa de lodo inoculador e manutenção da eficiência com o envelhecimento do lodo (ÁVILA, 2005).

A desvantagem mais importante dos tanques sépticos é sua baixa eficiência na redução da matéria orgânica do esgoto. Enquanto “um tanque séptico usualmente retém 60% a 70% dos sólidos, óleos e graxas que passam pelo sistema” (ANDREOLI, 2009, p. 28), o que pode ser considerado apenas razoável, a remoção de DBO, em geral, não ultrapassa os 50% de eficiência (ÁVILA, 2005; JORDÃO, PESSÔA, 2011; VAN HAANDEL et al., 2006).

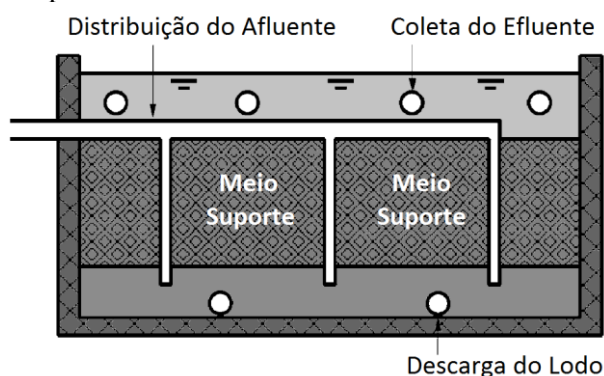
As baixas remoções de patógenos e de outras substâncias dissolvidas, juntamente com a necessidade de dragagem periódica do lodo, são também reportadas como desvantagens adicionais dos sistemas de tanques sépticos (ANDREOLI, 2009; VAN HAANDEL et al., 2006). Assim, processos de pós-tratamento dos efluentes líquidos de decanto-digestores são normalmente requeridos para a remoção complementar de matéria orgânica e minimização das outras características deletérias do esgoto tratado nesses sistemas.

A norma brasileira NBR 13969 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) oferece diferentes alternativas de pós-tratamento dos efluentes líquidos de tanques sépticos. Contudo, no Brasil, o reator que tem sido mais utilizado com essa finalidade é o filtro anaeróbio (FAN), especialmente no caso de pequenos conjuntos habitacionais e condomínios (ÁVILA, 2005; JORDÃO, PESSÔA, 2011; VAN HAANDEL et al., 2006). É importante destacar que Andreoli (2009) e Jordão e Pessôa (2011) enfatizam que o FAN é a associação mais vantajosa e econômica para o tratamento posterior dos efluentes líquidos de decanto-digestores.

O FAN é um reator não misturado e estático (leito fixo) que utiliza a biomassa aderida (biofilme) num meio suporte e aprisionada nos espaços intersticiais desse meio, de

modo a obter elevada retenção de biomassa no sistema (METCALF & EDDY, 2016; SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Esse reator pode ser projetado com fluxo ascendente ou descendente (CHERNICHARO, 2007; METCALF & EDDY, 2016). Contudo, a configuração recomendada pela norma NBR 13969 e mais empregada é a de fluxo ascendente (CHERNICHARO, 2007; JORDÃO, PESSÔA, 2011). O esquema ilustrativo de um FAN com fluxo ascendente e descarga de lodo no fundo é mostrado na Figura 5.

Figura 5 – Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.



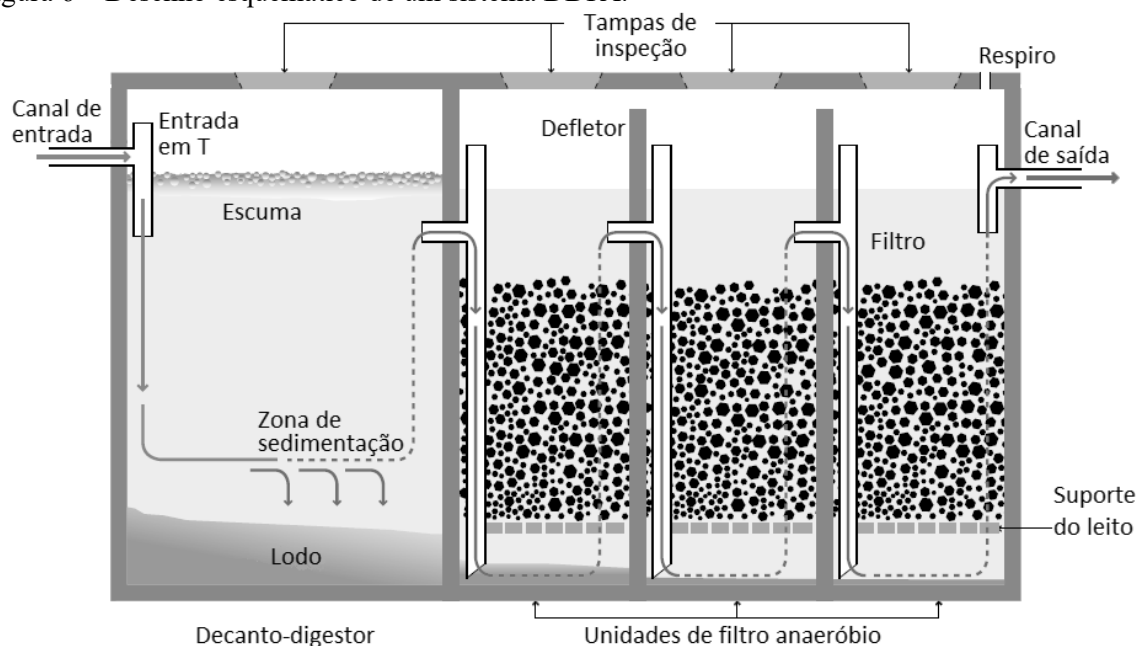
Fonte: adaptado de Van Haandel et al. (2006).

As unidades de filtro biológico anaeróbio preconizadas para o tratamento de efluentes líquidos de fossas sépticas são tanques [...] cheios de pedras [(meio suporte ou leito empacotado)], usualmente a brita 4 (50 a 76 mm), ou 5, podendo-se usar também outro material inerte, através do qual o afluente líquido percola, entrando em contato com a cultura de microrganismos anaeróbios aderidos ao meio suporte (JORDÃO, PESSÔA, 2011, p. 430).

Estes filtros também podem apresentar diversas formas, configurações e dimensões, sempre com o intuito de melhor distribuir o fluxo afluente no leito empacotado. Usualmente, apresentam seções transversais circulares, no tratamento de pequenas vazões de esgoto, ou retangulares, em sistemas maiores (CHERNICHARO, 2007; VON SPERLING, 2005).

Desde a década de 1990 que unidades de filtros anaeróbios de fluxo ascendente têm sido instaladas com uma zona inferior sem material empacotado, localizada na parte inferior da unidade, permitindo o acúmulo de lodo granular abaixo do leito (CHERNICHARO, 2007). O desenho esquemático de um DDFA, constituído por um tanque séptico (de câmara única) seguido por três unidades de filtros anaeróbios retangulares com a zona de acúmulo de lodo, é apresentado na Figura 6.

Figura 6 – Desenho esquemático de um sistema DDFA.



Fonte: adaptado de Tilley et al. (2014).

Ademais, as dimensões máximas dos filtros anaeróbios quando associados a tanques sépticos, bem como outras características de projeto e operação destes sistemas, podem ser consultadas em Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997), Chernicharo (2007) e Jordão e Pessoa (2011).

“A atividade biológica que ocorre pelo acúmulo de biomassa nos vazios e no meio suporte [do FAN no sistema DDFA] permite uma eficiência global de remoção de DBO de 70% a 85% (em relação ao afluente à fossa)” (JORDÃO, PESSÔA, 2011, p. 430). A norma NBR 13969, já citada, é mais contida na previsão da remoção de DBO por um sistema DDFA, reportando eficiências variando entre 40% e 75%. O percentual de remoção provável em termos de demanda química de oxigênio³ (DQO) nessa norma varia na faixa de 40% a 70%. Já para a remoção de sólidos suspensos totais⁴ (SST), ela estabelece remoções possíveis na faixa de 60% a 90%.

³ A demanda química de oxigênio é um parâmetro de qualidade de água e de esgoto que expressa a quantidade de oxigênio equivalente necessária para oxidar, ao reagir com um agente químico (normalmente o dicromato de potássio), a matéria orgânica presente no meio e, assim, quantifica indiretamente o teor de matéria orgânica presente no sistema aquoso. É um parâmetro muito utilizado no monitoramento de estações de tratamento de efluentes, particularmente de efluentes domésticos.

⁴ Os sólidos suspensos totais constituem um parâmetro de qualidade de água e esgoto que expressa o quantitativo da fração dos sólidos presentes no meio aquoso que, após filtração e secagem, permanecem retidos em uma membrana filtrante com porosidade variando de 0,45 a 2,0 μm . É um importante parâmetro de avaliação do desempenho de ETE.

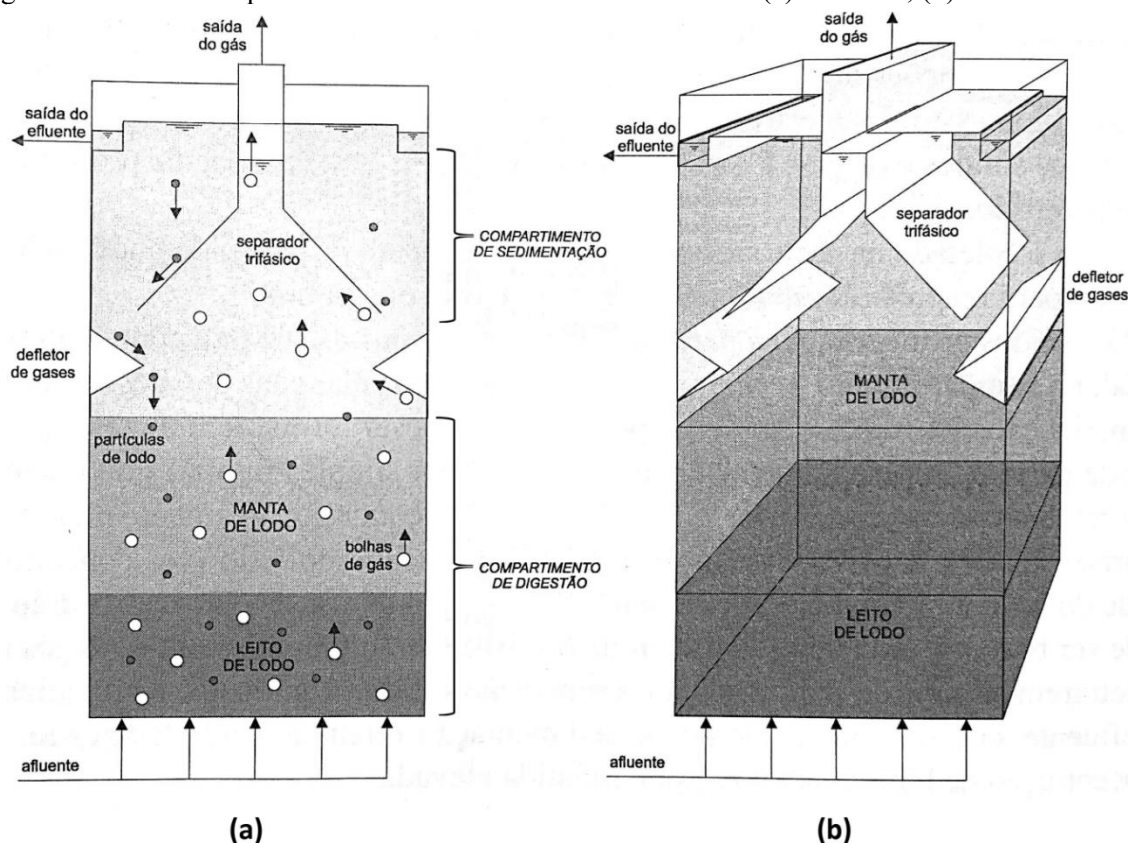
Embora a eficiência dos DDFA seja normalmente inferior à dos sistemas aeróbios de tratamento de esgoto, ela é suficiente na maioria das situações de tratamento de esgotos domésticos (VON SPERLING, 2005). A produção de lodo nesse sistema também é baixa. Os tempos de retenção de sólidos (**TRS**) nesse reator são usualmente superiores a 20 dias (CHERNICHARO, 2007), enquanto que os tempos de detenção hidráulica (**TDH**) desse sistema no tratamento de esgotos domésticos são, em geral, de algumas horas a poucos dias (METCALF & EDDY, 2016; SILVA et al., 2013), o que é extremamente atrativo num processo de tratamento de efluente. Além disso, o lodo já sai estabilizado do sistema (VON SPERLING, 2005). Todas essas características, juntamente com o baixo custo relativo, constituem as principais vantagens deste sistema combinado de tratamento de efluentes domésticos.

A principal desvantagem dos filtros anaeróbios com fluxo ascendente é o acúmulo de biomassa no fundo dos reatores, o que pode provocar o entupimento (colmatação) ou a formação de curtos-circuitos hidráulicos no leito empacotado (CHERNICHARO, 2007). Também são reportados como desvantagens os elevados teores de microrganismos patogênicos, demandando em geral um processo de desinfecção posterior, como também de sais minerais no efluente das unidades DDFA. Outras vantagens e desvantagens dos decantadores e ou dos filtros anaeróbios podem ser encontrados resumidos em Ávila (2005).

3.4 Reator de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente

O UASB é um reator anaeróbico constituído por duas partes: uma coluna retangular ou cilíndrica; e um separador trifásico (sólido-líquido-gás), cuja forma é de um tronco de pirâmide ou de cone invertido, na seção interna superior da coluna (CHONG et al., 2012; VON SPERLING, 2005). Este arranjo divide internamente o UASB em dois compartimentos: um compartimento inferior, a zona de digestão, e um compartimento superior, a zona de sedimentação (VAN HAANDEL et al., 2006). A ilustração mostrada na Figura 7 esquematiza de forma simplificada os dois compartimentos de um UASB convencional, bem como seu princípio de funcionamento.

Figura 7 – Desenho esquemático do funcionamento de um UASB: (a) Vista 2D; (b) Vista 3D.



Fonte: adaptado de Von Sperling (2005).

“A concepção desse tipo de reator permitiu alavancar e difundir o tratamento anaeróbico nas últimas décadas” (SANT’ANNA JUNIOR, 2010, p. 233). Algumas alterações na concepção do UASB têm sido propostas e versões modificadas do UASB têm sido projetadas e instaladas mais recentemente (FORESTI, ZAIAT, VALLERO, 2006; VAN HAANDEL et al., 2006). Nesta subseção do estudo serão descritas as características e o funcionamento do UASB convencional, as quais também se aplicam, de modo geral, aos UASB modificados.

No início de sua operação, o UASB é primeiramente inoculado com lodo anaeróbio ativo de elevada atividade metanogênica⁵, o qual entra pelo fundo do reator com fluxo ascensional e, em condições apropriadas, cresce disperso no meio (AIYUK et al., 2006; CHONG et al., 2012; VON SPERLING, 2005). Nesse processo, as partículas mais leves são arrastadas enquanto que os componentes mais pesados são retidos, favorecendo o crescimento de um lodo mais granular e minimizando a formação de partículas finamente dispersas (CHONG et al., 2012). Os grânulos ou flocos formados consistem de matéria orgânica e inorgânica inerte e pequenos agregados microbianos (CHONG et al., 2012; VON SPERLING, 2005). Essa granulação do lodo no UASB é mais difícil de obter no tratamento de efluentes domésticos (VON SPERLING, 2005).

Após algum tempo, usualmente dois meses ou mais, dependendo das condições operacionais e características do esgoto e do lodo inoculado, um leito de lodo muito denso, granular e com elevadas velocidades de sedimentação se desenvolve. Acima desse leito de lodo, há uma região, denominada de zona de manta de lodo, em que as partículas apresentam um crescimento mais difuso e menores velocidades de sedimentação (AIYUK et al., 2006; CHONG et al., 2012).

Na operação do UASB, o esgoto é distribuído no fundo do reator com fluxo ascendente e tão uniformemente quanto possível, passa através do leito e da manta de lodo, onde as reações bioquímicas de degradação anaeróbia e de conversão da matéria orgânica em biogás efetivamente ocorrem, entra na zona de sedimentação, através da abertura entre o separador trifásico imerso e a coluna, e é descarregado por meio de vertedores ou tubulações perfuradas, após sua separação dos sólidos na zona de sedimentação, e segue para uma etapa de pós-tratamento ou para lançamento em corpo aquático receptor (CHONG et al., 2012; VAN HAANDEL et al., 2006; VON SPERLING, 2005). As partículas sólidas, arrastadas pelo líquido ou pelas bolhas de biogás ascendentes, sedimentam na parte superior externa do separador trifásico (compartimento de sedimentação), deslizam por suas paredes inclinadas e retornam ao compartimento de digestão (AIYUK et al., 2006; CHONG et al., 2012; VAN HAANDEL et al., 2006; VON SPERLING, 2005). O biogás na forma de bolhas, produzido na zona de digestão, é capturado na parte interna central do separador trifásico, de onde segue para queima, purificação e ou utilização posterior (VON SPERLING, 2005).

⁵ Atividade metanogênica diz respeito à capacidade de certos microrganismos anaeróbios, particularmente as *Archaeobacterias* metanogênicas, em degradar e converter a matéria orgânica em biogás, o qual é constituído principalmente por metano e dióxido de carbono.

O fluxo ascendente de efluente e de bolhas de biogás no UASB promove um bom gradiente de mistura, sem a necessidade de agitação mecânica (METCALF & EDDY, 2016; TYLLER et al., 2014). A separação sólido-líquido eficiente na zona de sedimentação, não somente produz um efluente relativamente clarificado, mas retém grande parte de biomassa (manto de lodo) no sistema, o que possibilita um TRS bastante elevado, superior a 30 dias, com um TDH de poucas horas, normalmente inferior a 10 horas (CHONG et al., 2012; METCALF & EDDY, 2016; VAN HAANDEL et al., 2006; VON SPERLING, 2005). Maiores informações sobre o projeto e a operação de unidades UASB podem ser consultadas em Associação Brasileira de Normas Técnicas (2011), Chernicharo (2007), Chernicharo et al., (2015), Jordão e Pessoa (2011) e Metcalf & Eddy (2016).

Os UASB apresentam várias vantagens em relação a tratamentos aeróbios convencionais, especialmente quando aplicados em regiões de clima quente, como na maioria dos países em desenvolvimento. Algumas destas vantagens são: as áreas requeridas para instalação são pequenas, pois a unidade é compacta; os custos de instalação e de operação são baixos; a concentração de biomassa no reator é alta, mas a produção de lodo é relativamente pequena; as capacidades de acomodar elevadas taxas de carga orgânica e flutuações normais na composição e concentração do esgoto afluente são normalmente boas; as eficiências de remoção de DBO e DQO são satisfatórias (65% a 75%), entre outras (AIYUK et al., 2006; TYLER et al., 2014; VON SPERLING, CHERNICHARO, 2005). Particularmente sobre as eficiências do UASB na remoção de matéria orgânica, a partir de efluentes domésticos, Von Sperling e Chernicharo (2005) observam que em regiões de clima quente, estas são relativamente elevadas, variando de 40% a 70% na remoção de DQO e de 45% a 90% na remoção de DBO.

As principais desvantagens dos UASB, na maioria típicas de unidades de tratamento anaeróbio, são as seguintes: os tempos de inicialização (inoculação e crescimento da biomassa) do reator são longos; a mão-de-obra de operação e manutenção do reator deve ser satisfatoriamente capacitada; maus odores podem ser liberados na operação da unidade; a quantidade de nutrientes permanece inalterada no reator e a concentração residual de patógenos é elevada; o sistema tem baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas; o efluente e o lodo produzido requerem, em geral, tratamento posterior ou disposição adequada, de modo a se adequar aos requisitos legais de disposição final (AIYUK et al., 2006; CHERNICHARO, 2006; CHONG et al., 2012; TYLER et al., 2014; VON SPERLING, CHERNICHARO, 2005).

3.5 Desinfecção de esgotos domésticos

É sabido que o contato humano com águas contaminadas por esgoto deve ser evitado (GONÇALVES, 2003). O principal objetivo da desinfecção de esgotos sanitários é a eliminação parcial ou a inativação seletiva de organismos patogênicos que podem estar no efluente tratado, tornando a água segura para uso posterior ou em conformidade com a legislação pertinente ao lançamento em corpos aquáticos receptores (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016; NUVOLARI, 2011; VON SPERLING, 2005). Assim, sabendo que o tratamento secundário de efluentes não é suficiente para remoção dos patógenos existentes no esgoto, particularmente os sistemas anaeróbios convencionais (AIYUK et al., 2006; BASTOS, 2006), e dada a possibilidade de ocorrer uma contaminação, com a consequente transmissão de doenças infecciosas, é que a desinfecção deve ser considerada no tratamento de esgotos sanitários (NUVOLARI, 2011; OLIVEIRA, 2003).

A composição biológica de esgotos domésticos inclui bactérias, helmintos, protozoários e vírus entre os principais grupos de microrganismos patogênicos (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2005). Os principais patógenos encontrados no esgoto bruto, juntamente com as doenças e sintomas de doenças associadas a eles, estão relacionados em Metcalf & Eddy (2016, p. 150).

Em razão da dificuldade de detecção dos diversos agentes patógenos presentes na água e no esgoto, normalmente se faz uso dos chamados organismos indicadores de contaminação por fezes humanas ou animais (LUCAS FILHO *et al.*, 2000 *apud* SILVA, 2007; NUVOLARI, 2011; VON SPERLING, 2005). Os coliformes, os estreptococos fecais e a bactéria anaeróbia *Clostridium perfringens* são os grupos microbianos normalmente utilizados como indicadores de contaminação fecal. Cavallini (2011) ressalta que a presença de bactérias enterococos fecais e do subgrupo dos coliformes termotolerantes (CTT), particularmente a espécie *Escherichia coli* (EC), indica a provável existência de outros microrganismos patogênicos de origem fecal. Nuvolari (2011) é ainda mais enfático quando afirma que:

As bactérias do grupo coliforme, por estarem presentes em grande número, no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente, sendo eliminadas em grande número pelas fezes, constituem o indicador de contaminação fecal mais utilizado em todo o mundo, sendo empregadas como parâmetro bacteriológico básico, na definição de padrões para monitoramento da qualidade das águas destinadas ao consumo humano, bem como para a caracterização e avaliação da qualidade das águas em geral (NUVOLARI, 2011, p. 196).

Nesse sentido, a legislação brasileira estabelece padrões microbiológicos de balneabilidade (BRASIL, 2001), de qualidade ambiental de corpos aquáticos (BRASIL, 2005) e de potabilidade (BRASIL, 2011b). Além de se referir aos CTT e à EC, esta legislação também utiliza os coliformes totais (CT) e outros indicadores microbiológicos de contaminação na definição desses padrões, os quais estão resumidos no Quadro 4.

Quadro 4 – Padrões microbiológicos em águas segundo a legislação federal no Brasil.

Padrão legal	Valor Máximo Permitido (NMP/100 mL)*			
	CT	CTT	EC	Enterococos
Potabilidade**	NA	Ausência***	Ausência***	NA
Qualidade ambiental:	Classe 1	1.000	200	NA
	Classe 2	5.000	1.000	NA
	Classe 3	20.000	4.000	NA
Balneabilidade****	NA	1.000	800	100

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (2011).

Notas: * Os valores máximos permitidos apresentados estão reportados em termos de uma estimativa estatística da concentração dos coliformes e de outros indicadores, conhecida como Número mais provável (NPM) de microrganismos em 100 mL de água, determinado por técnicas laboratoriais;

** Água para consumo humano ou na saída de uma ETA;

*** Resultado expresso como ausência em 100 mL;

**** Os valores máximos permitidos apresentados para balneabilidade dizem respeito aos limites que caracterizam as águas como satisfatórias ou impróprias para atividades de contato primário.

Para atender a legislação do Estado do Ceará, por outro lado, o efluente da ETE deve possuir um teor de CTT inferior a 5.000 NMP/100 mL para lançamento em corpos hídricos (CEARÁ, 2002). Essa legislação é ainda mais restritiva quando prevê o reúso de efluente em atividades de irrigação de vegetais ingeridos crus e sem remoção de película, de dessedentação de animais e de aquicultura, para o qual estabelece um padrão de CTT inferior a 1.000 NMP/100 mL.

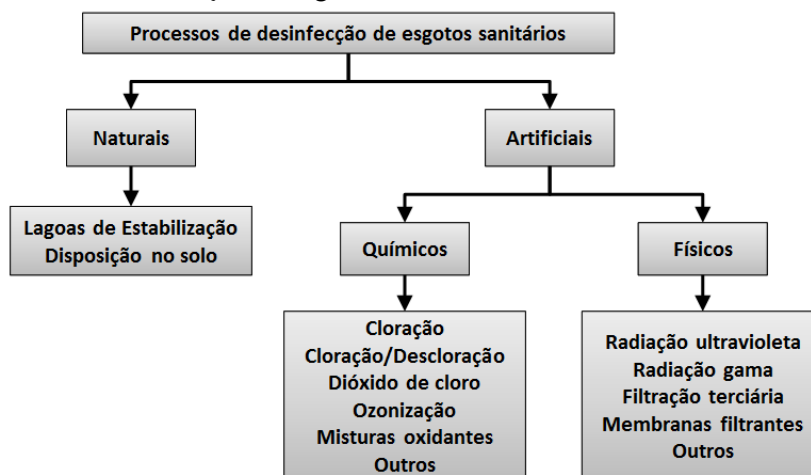
A legislação estadual não menciona valores específicos de THM para efluentes tratados. Porém estabelece o valor máximo para clorofórmio de 1,0mg/L para o lançamento de efluente de ETE (CEARÁ, 2002).

O Ministério da Saúde do Brasil estabelece 0,1 mg/L como valor limite de trihalometanos total em água para consumo (BRASIL, 2011b).

A desinfecção, em geral, é obtida com a utilização de agentes químicos (e.g. cloro), físicos (radiação ionizante ou não ionizante) e mecânicos (METCALF & EDDY, 2016). Estes agentes inativam os microrganismos patogênicos utilizando diferentes mecanismos bioquímicos, os quais são sucintamente discutidos em Nuvolari (2011) e Von Sperling (2005). De um ponto de vista mais amplo, a desinfecção pode ser realizada por meio de processos naturais e artificiais (CHERNICHARO, 2006), conforme esquematizado na Figura 8.

Algumas características importantes dos principais processos naturais e artificiais de remoção de patógenos em esgotos sanitários podem ser consultadas em Chernicharo (2006), Metcalf & Eddy (2016) e Von Sperling (2005). Um resumo comparativo de algumas características técnico-econômicas de cinco processos de desinfecção típicos é apresentado no Quadro 5.

Figura 8 - Processos de desinfecção de esgotos sanitários.



Fonte: GONÇALVES (2003).

Quadro 5 – Comparação de características de algumas tecnologias de desinfecção efluentes tratados.

Características/critério	Cloração/ descloração	Radiação Ultravioleta	Ozônio	Micro filtração	Ultra filtração
Segurança	+	+++	++	+++	+++
Remoção de bactérias	++	++	++	+++	+++
Remoção de vírus	+	+	++	+	+++
Residual tóxico	+++	-	+	-	-
Custos operacionais	+	+	++	+++	+++
Custos de investimento	++	++	+++	+++	+++

Legenda: “-” nenhuma, “+” baixo, “++” médio, “+++” alto.

Fonte: Oliveira (2003)

É possível observar que processos de desinfecção mais seguros e mais eficientes do ponto de vista da remoção de patógenos apresentam, em geral, maiores custos de instalação e de operação. O cloro e seus derivados são notadamente os desinfetantes mais utilizados no mundo, particularmente por seu menor custo relativo e sua satisfatória eficiência na inativação de uma grande variedade de patógenos (GONÇALVES, 2003; METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2005). As principais vantagens e desvantagens da cloração e de outros processos típicos de desinfecção de esgotos podem ser encontrados em Metcalf & Eddy (2016), Nuvolari (2011) e Von Sperling (2005).

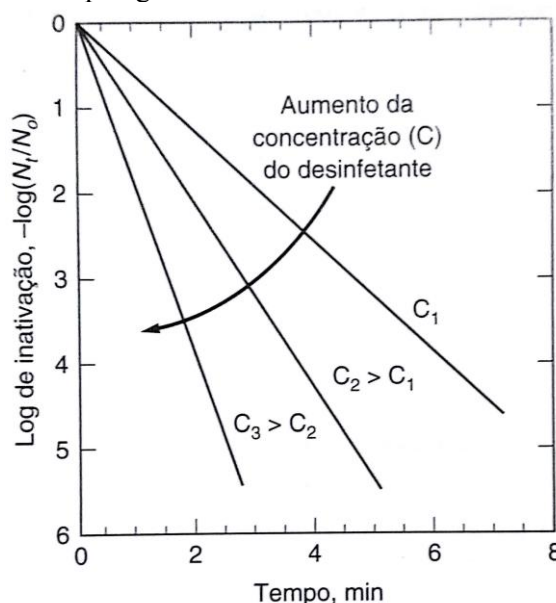
De qualquer forma, previamente à escolha do tipo de agente desinfetante, devem-se realizar testes em escala piloto ou de bancada para se observar a eficiência do processo frente

às variações do esgoto e dosagens para obter uma estimativa de custos de implantação, manutenção e operação (GONÇALVES, 2003), bem como para a influência de diferentes fatores operacionais envolvidos nesse processo.

Os principais fatores para conseguir uma desinfecção efetiva no pós-tratamento de esgotos são: o tempo de contato, a temperatura, o tipo e a intensidade ou dosagem do desinfetante, o quantitativo e o tipo de microrganismos presentes e as características do efluente a ser tratado (METCALF & EDDY, 2016; OLIVEIRA, 2003). Dos fatores supracitados, o tempo de contato constitui uma das principais variáveis do processo, seguindo a relação de que mais eficaz é a desinfecção quanto maior o tempo de contato do desinfetante com os organismos patogênicos (OLIVEIRA, 2003).

A dosagem e a homogeneidade do desinfetante na mistura também são fatores externos que podem propiciar aumento da eficiência do processo. Não deve ser à toa que, atualmente, um dos mais importantes parâmetros na determinação ou previsão da eficiência germicida de um desinfetante, o fator CT^6 , está relacionado com a quantidade e o tempo de contato do desinfetante no meio (METCALF & EDDY, 2016; NUVOLARI, 2011). A influência positiva do tempo de contato e da concentração do agente desinfetante está ilustrada no diagrama da Figura 9.

Figura 9 – Diagrama ilustrativo da influência do tempo de contato e da concentração do desinfetante na inativação de microrganismos patogênicos.



Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

⁶ O fator CT é definido como o produto da concentração residual do desinfetante, em mg/L, pelo tempo de contato, em minutos, desse agente de desinfecção com a água.

Ressalte-se que uma discussão mais aprofundada sobre os fatores que influenciam o processo de desinfecção de esgotos pode ser encontrada em Jordão e Pessoa (2011) e em Metcalf & Eddy (2016).

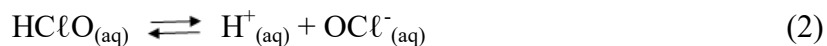
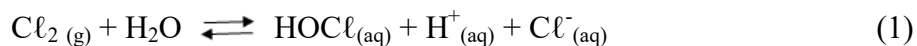
3.6 Desinfecção com cloro e derivados

O cloro e seus derivados, em contato com as bactérias presentes no esgoto, induz uma série de eventos associados à membrana celular, tais como a alteração da permeabilidade e a modificação dos ácidos nucleicos (causando mutações). A inativação dos vírus ocorre por modificação dos ácidos nucleicos e da envoltória proteica (GONÇALVES, 2003; NUVOLARI, 2011). Tais alterações e modificações são decorrentes principalmente de reações de oxidação com o cloro. As reações com o cloro também são responsáveis pela possível alteração das características da água desinfetada, haja vista a ocorrência de oxidação também com diversos outros compostos presentes no meio quando da aplicação desse desinfetante (NUVOLARI, 2011; VON SPERLING, 2005).

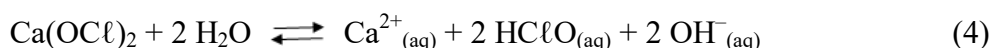
A cloração de águas para fins de desinfecção utiliza normalmente o gás cloro (Cl_2) ou sais de hipoclorito como agentes desinfetantes, os quais ao reagirem com a água, produzem as espécies oxidantes responsáveis pela inativação microbiana (METCALF & EDDY, 2016; NUVOLARI, 2011; VON SPERLING, 2005). Das formas oxidantes mais importantes na desinfecção de águas utilizando cloro estão o ácido hipocloroso (HOCl), o íon hipoclorito (OCl^-) e as cloraminas.

Ressalta-se que a quantidade total de cloro gasoso, ácido hipocloroso e íon hipoclorito presente na água é denominada de cloro livre. Também é comum chamar as formas oxigenadas do cloro (e.g., HOCl , OCl^-) de cloro ativo. A quantidade relativa entre as espécies presentes de cloro ativo é importante devido ao fato de o HOCl ser a espécie desinfetante mais letal entre as citadas (JORDÃO, PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005). Por exemplo, alguns estudos reportam que o HOCl é 80 vezes mais efetivo que o OCl^- na eliminação de EC e 40 vezes na inativação de *Pseudomonas spp.* (SHIN et al., 2013).

A adição de gás cloro à água resulta em duas reações: hidrólise e ionização (METCALF, EDDY, 2016). A hidrólise do cloro gasoso é uma reação rápida na qual o gás reage com a água para formar o HOCl , o composto que efetivamente detém a capacidade oxidante e desinfetante do cloro. Posteriormente, ocorre a ionização do ácido hipocloroso para formar o OCl^- (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016). Estas reações de hidrólise e de ionização são mostradas, respectivamente, na Equação (1) e na Equação (2).

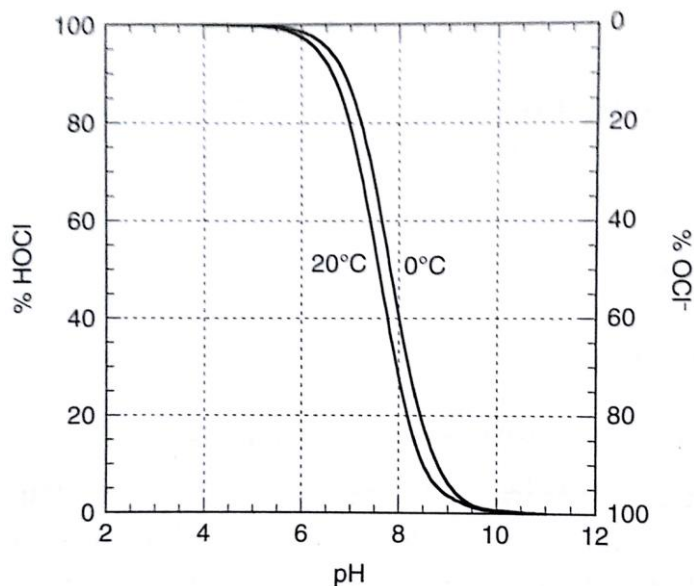


As dissociações do hipoclorito de sódio, NaOCl , e do hipoclorito de cálcio, Ca(OCl)_2 , com posterior formação do ácido hipocloroso em água é mostrada, respectivamente, nas equações (3) e (4). O HClO formado também estabelece uma reação de equilíbrio, como a descrita na Equação (2).



A reação apresentada na Equação (2) é incompleta em águas com pH entre 6,5 e 8,5 e ambas as espécies, HOCl e OCl^- , estarão presentes (HARP, 2002; NUVOLARI, 2011). A composição percentual destas espécies desinfetantes em água é dependente do pH e da temperatura do meio (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016). Esta dependência é demonstrada no diagrama da Figura 10.

Figura 10 - Distribuição de HOCl e OCl^- em água como função do pH a 0°C e a 20°C.



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Assim, considerando que o poder desinfetante do HOCl é muito mais elevado do que o do íon OCl^- , a cloração é preferencialmente realizada em baixos valores de pH do meio (NUVOLARI, 2008).

Por isto, a adição de quantidades iguais de compostos diferentes de cloro (por exemplo, gás cloro e hipoclorito), não provoca a mesma ação, mas têm consequências diferentes de acordo com o pH formado e as respectivas concentrações de HOCl e OCl^- . O gás cloro tende a baixar o pH inicial, enquanto os

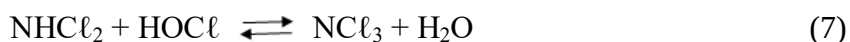
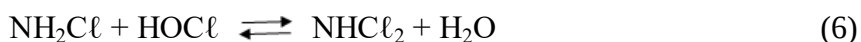
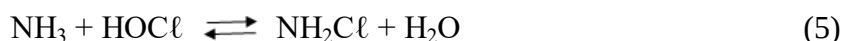
hipocloritos tendem a elevá-los; daí a maior eficiência encontrada com o uso do gás cloro (JORDÃO, PESSÔA, p. 873).

Neste ponto, é importante mencionar que o contato do cloro com substâncias dissolvidas presentes em água (e.g., no esgoto) ou com a luz ultravioleta, a partir de uma série de reações de dissipação, resulta na perda de desinfetante ou na mudança de sua forma original para uma espécie menos ativa (GONÇALVES, 2003). Dentre estas se destacam as reações que ocorrem com os compostos de nitrogênio e que resultam na formação de cloraminas (GONÇALVES, 2003; HARP, 2002; JORDÃO, PESSÔA, 2011). O cloro na forma de cloraminas ou combinados com outros compostos orgânicos nitrogenados recebe a denominação de cloro combinado (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016).

Num esgoto não tratado o nitrogênio está presente na forma de amônia não ionizada (NH_3), íon amônio (NH_4^+) e outras formas orgânicas, enquanto no esgoto tratado ele se apresenta principalmente na forma de NH_3 , NH_4^+ ou nitrato (NO_3^-). A formação de NO_3^- ocorre se a ETE realiza o processo de nitrificação⁷ (METCALF & EDDY, 2016).

Então, com o ácido hipocloroso, por exemplo, a amônia reagirá rapidamente para formar três tipos de cloraminas (GONÇALVES, 2003; METCALF, EDDY, 2016): a monocloramina (NH_2Cl), a dicloramina (NHCl_2) e a tricloramina (NCl_3).

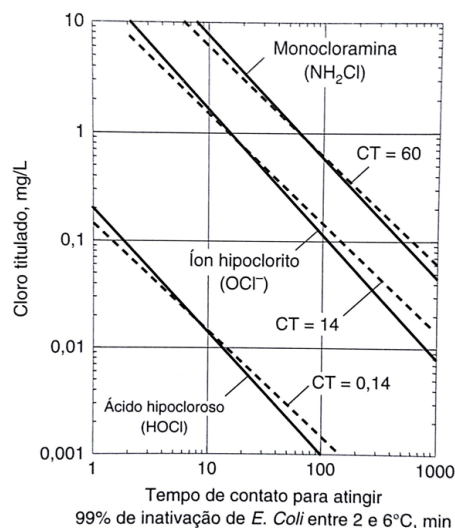
As equações 5, 6 e 7 expressam estas reações de formação.



A formação de cloraminas é muito dependente do pH, da temperatura, do tempo de contrato e da razão entre cloro e amônia (JORDÃO, PESSÔA, 2011; METCALF, EDDY, 2016). Por exemplo, “verifica-se que, para valores altos do pH, não há a tricloramina” (GONÇALVES, 2003). Também, existe a predominância de formação de monocloraminas e dicloraminas em detrimento da formação de tricloraminas para razões entre cloro e nitrogênio inferiores a 2,0 (METCALF, EDDY, 2016). Ressalta-se que o cloro combinado possui poder desinfetante, embora inferior ao do cloro livre (GONÇALVES, 2003; JORDÃO, PESSÔA, 2011). Um gráfico comparativo entre a eficiência relativa do ácido hipocloroso, do íon hipoclorito e da monocloramina é apresentado na Figura 11.

⁷ Nitrificação é o processo de oxidação biológica da amônia, gerando nitrato como produto final. Esse processo se desenvolve em duas etapas: primeiro a nitrificação (conversão de amônia a nitrito) e, e seguida, a nitratação (conversão de nitrito a nitrato).

Figura 11 – Comparativo da eficiência germicida de HOCl , OCl^- e NH_2Cl para 99% de destruição de EC (2 a 6°C).



Fonte: Butterfield *et al.* (1943) apud Metcalf & Eddy (2016).

Nota: os valores do fator CT foram incluídos por Metcalf & Eddy (2016).

Pode-se observar nessa figura que o HOCl é mais eficiente que o OCl^- , o qual é ainda mais eficiente que a NH_2Cl , haja vista que para um mesmo tempo de contato, dosagens menores do HOCl são necessárias para a mesma inativação bacteriana. Este comportamento é facilmente verificado a partir da diminuição dos valores do fator CT com o aumento do poder germicida do agente desinfetante. Entretanto, é importante perceber que a monocloramina, pode ser quase tão efetiva no processo de desinfecção quanto o cloro livre, desde que um tempo de contato adequado seja permitido.

3.6.1 O Hipoclorito de cálcio

Os compostos a base de cloro mais utilizados nos processos de desinfecção são: o cloro gasoso, o hipoclorito de sódio e o hipoclorito de cálcio (NUVOLARI, 2011; VON SPERLING, 2005). O $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ é normalmente utilizado em pequenas estações de tratamento de esgoto, na forma de tabletes, devido à facilidade de manipulação e de dosagem (METCALF & EDDY, 2016). É o agente de desinfecção mais empregado nas ETE operadas pela CAGECE no Ceará (COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ, 2016).

O hipoclorito de cálcio é comercialmente encontrado tanto na forma sólida (em pó, grânulos, tabletes ou pastilhas) como em solução. Ele é mais caro que o cloro líquido, perde sua atividade durante a armazenagem e precisa ser dissolvido antes do uso, o que inviabiliza seu emprego em estações de tratamento de grande porte. O $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ tende a se cristalizar durante a utilização, podendo obstruir bombas dosadoras, tubulações e válvulas. Além disso, apresenta uma elevada capacidade corrosiva, um baixo teor de pureza e carece de cuidados no seu transporte e manuseio (JORDÃO, PESSOA, 2011; METCALF & EDDY, 2016).

3.6.2 Dosagem e demanda de cloro

A dosagem de cloro é a quantidade de cloro que se deve adicionar para alcançar o nível de residual desejado desse desinfetante, seja na forma livre ou na forma combinada (METCALF, EDDY, 2016). Complementarmente, a demanda de cloro de um efluente pode ser definida como a diferença entre a dosagem de cloro e o cloro residual total⁸ (CRT). Ela “ocorre pela presença de substâncias nitrogenadas, aromáticas, orgânicas, de certos metais, do H₂S, todas as substâncias redutoras” (JORDÃO, PESSÔA, 2011), reduzindo então a capacidade de oxidação e de desinfecção inicial desse agente químico. É um critério fundamental na escolha dos dosadores e dos reservatórios, na determinação do agente desinfetante e das respectivas dosagens numa ETE (CASTAÑEDA, MEJÍA, 2008).

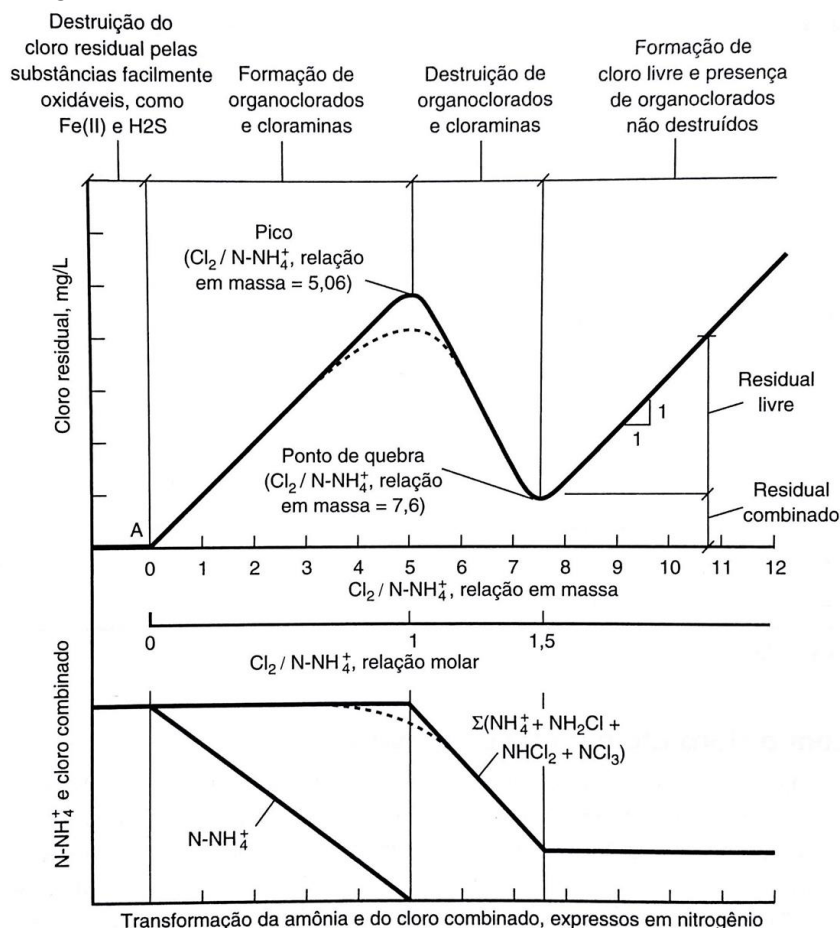
Assim, a dosagem requerida numa ETE será determinada pela medição do cloro residual, na saída do tanque de contato, após seu período de residência no tanque, até que seja atingido o residual de cloro desejado. Ressalte-se que o residual de cloro deverá ser suficiente para produzir um efluente compatível com a classe do corpo receptor, conforme estabelecido pela legislação ambiental (CHERNICHARO *et. al*, 2001). A sequência de eventos resultantes da adição de cloro em uma amostra de efluente aquoso contendo substâncias redutoras e amônia pode ser entendida a partir da análise da curva de demanda de cloro (curva de cloração ao ponto de quebra) e da curva de destruição de cloro combinado apresentadas na Figura 12.

Observa-se, a partir dessa figura, que inicialmente o cloro reage com os agentes redutores presentes (formando íon cloreto), e não forma qualquer residual detectável. Depois, há um aumento do cloro residual total, resultante da reação do cloro adicionado com precursores nitrogenados formando o cloro residual combinado (CRC), basicamente cloraminas e organoclorados, e impedindo a formação de cloro residual livre (CRL).

Então, segue-se com o aumento da dosagem de cloro uma queda do CRT, correspondente à oxidação, das cloraminas pelo agente de cloração a óxido nítrico. Finalmente, a partir de uma determinada dosagem de cloro, conhecida como *breakpoint* ou ponto de quebra, onde é concluída a oxidação do CRC, todo o cloro adicionado passa a se transformar em CRL. As principais reações de oxidação das cloraminas propostas na literatura podem ser encontradas em Metcalf & Eddy (2016).

⁸ O cloro residual total é concentração total de cloro livre e combinado na água, medida depois de um dado tempo de contato após a dosagem desse desinfetante.

Figura 12 – Forma geral da curva de demanda de cloro.



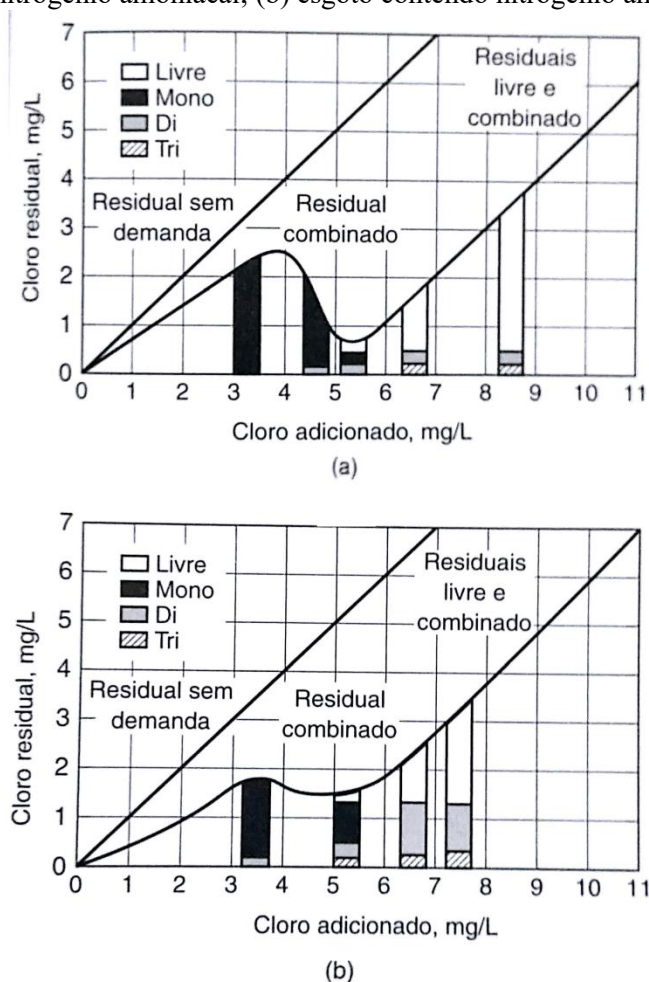
Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy (2016).

Nota: a linha tracejada indica que, ao longo da formação de cloraminas, também ocorre a sua destruição antes que o pico de formação seja atingido.

A determinação da curva de demanda de cloro para uma água ou efluente mostra-se importante para controle de gosto e odor, e aumento da eficiência de germicida. O poder de desinfecção do cloro do lado direito do ponto de quebra é 25 vezes maior do que a sua esquerda (WHITE, 1992 *apud* HARP, 2002). O pico mostrado na curva de demanda de cloro (Figura 12) é o objetivo de sistemas que utilizam a cloração como desinfecção antes do ponto de ruptura (HARP, 2002).

Mencione-se que a presença de compostos que reagem com o cloro, como o nitrogênio, pode alterar a forma da curva de demanda de cloro, deixando o ponto de quebra pouco evidente. Os gráficos ilustrativos da Figura 13 representam esse fato.

Figura 13 – Curvas de cloro residual pela dosagem de cloro para esgoto:
(a) esgoto contendo nitrogênio amoniacal; (b) esgoto contendo nitrogênio amoniacal e orgânico.



Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

É fácil inferir que os valores das dosagens de cloro devem ser suficientes para ultrapassar o *breakpoint* da curva de demanda de cloro. Pois, a partir deste ponto, se inicia a formação de cloro residual livre, o qual é mais eficiente na desinfecção (eliminação de microrganismos patogênicos) que o cloro residual combinado.

Ressalte-se que o controle de residual de cloro, necessário para conseguir a qualidade microbiológica desejada, normalmente é feito por ensaios de laboratório. Dentre os métodos utilizados para determinação do cloro livre ou do cloro combinado, os mais utilizados são: os métodos utilizando o N,N-dietil-p-fenilenodiamina (**DPD**), os métodos iodométricos e o método amperométrico (CHERNICHARO *et. al*, 2001; RICE *et. al*, 2012). O método DPD colorimétrico é o mais utilizado devido a sua característica de diferenciar cloro livre e combinado (CHERNICHARO *et. al*, 2001; METCALF e EDDY, 2016).

3.6.3 Fatores que afetam o desempenho da desinfecção com cloro

Os fatores que devem ser considerados na desinfecção são: mistura inicial, características químicas da água a ser desinfetada, tempo de contato e eficiência da câmara de contato, concentração do desinfetante, intensidade e natureza do agente, temperatura, tipos e características de microrganismos, natureza da suspensão do líquido (filtrado ou sem filtração secundária) e processo de tratamento a montante (METCALF & EDDY, 2016).

A aplicação de cloro no processo de desinfecção de esgoto em regime turbulento resulta em uma eficiência duas vezes maior que quando o cloro é adicionado separadamente por meio de reator de mistura rápida convencional (e.g., calha Parshall, vertedouro triangular), apesar do nível ótimo de turbulência não ser conhecido (METCALF & EDDY, 2016). Existe a preocupação da utilização de cloro na desinfecção de esgoto que possui a presença de nitrogênio, pois a formação de cloraminas pode ser um problema se o tanque de contato não mantiver a mistura tempo suficiente para conseguir a desinfecção, pois como já discutido as cloraminas necessitam de maior tempo que o cloro livre nesse processo.

Os constituintes inorgânicos, a matéria orgânica e o material suspenso também afetarão o processo de desinfecção. A matéria orgânica presente no esgoto reagirá com o desinfetante reduzindo sua eficácia. A matéria suspensa consome o desinfetante reduzindo a eficiência e protegendo os microrganismos (METCALF & EDDY, 2016). SUNG (1974) apud METCALF e EDDY (2016) estudou os efeitos das diferentes características do efluente no processo de desinfecção com cloro. Do resultado do seu trabalho verificou-se que não é a quantidade de DQO ou DBO que é importante, mas a natureza dos compostos orgânicos que alteram os valores medidos de cloro residual.

Assim, os constituintes do esgoto podem causar um efeito de retardamento da desinfecção. A presença de materiais húmicos e de ferro causa um atraso na curva de inativação, pois o cloro adicionado é consumido por estas substâncias e, portanto, não estará disponível para desinfecção. Já as partículas maiores podem funcionar como escudo provocando redução na eficiência da desinfecção (METCALF & EDDY, 2016).

É fácil verificar que uma remoção prévia melhor de material suspenso (matéria orgânica), bactérias e outros organismos influenciará positivamente o processo de desinfecção (METCALF & EDDY, 2016). Jordão e Pessoa (2011) afirmam que a utilização de pré-cloração antes do tratamento preliminar de um esgoto tem-se mostrado uma melhor prática para a desinfecção destas águas.

Metcalf & Eddy (2016) sempre ressaltam o tempo de contato como um dos fatores mais importantes no processo de desinfecção. Notoriamente, a concentração do desinfetante também é um fator de grande relevância na eficiência da desinfecção (HANSSEN *et al.*, 2000). Experimentalmente, observa-se que a quantidade de microrganismos (N_t) em função do tempo de contato segue um decaimento exponencial. FISCHER (2010) testando concentrações de cloro para desinfecção de esgoto proveniente de reator UASB, verificou que a elevação do tempo de contato resultou em maior inativação de EC e microrganismos colifagos. Também, é sabido também que a elevação da temperatura resulta numa inativação mais rápida dos microrganismos (METCALF & EDDY, 2016).

A NBR 12.209 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2011) determina que para a vazão média de uma ETE a desinfecção com cloro deve manter um residual total (livre e combinado) no mínimo de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ para um tempo de contato de 30 minutos. Para a vazão máxima deve-se obter o mesmo residual para um tempo de contato de 15 minutos. Um bom guia de faixas de dosagens típicas para diferentes tipos de esgotos está reproduzido no Quadro 6.

Quadro 6 – Faixas típicas de dosagem de cloro para diferentes tipos de águas residuais.

Tipo de esgoto doméstico	Dosagem (mg L^{-1})
Esgoto bruto	6 a 15
Esgoto bruto séptico	12 a 30
Efluente decantado	8 a 20
Efluente de precipitação química	3 a 10
Efluente de filtração biológica	3 a 15
Efluente do processo de lodos ativados	2 a 8
Efluente secundário filtrado	1 a 6

Fonte: WEF (1996) apud GONÇALVES (2003).

Gong e Zhang (2015) testando a formação de novos subprodutos da desinfecção de esgotos salinos utilizaram concentrações de cloro de até 36 mg/L e tempo de contato de 30 minutos. Em estudo realizado em três estações de tratamento de esgoto no nordeste da Espanha, MATAMOROS *et al.* (2007) dosaram $16 \text{ mg Cl}_2\text{L}^{-1}$ em uma estação e 5 e $2 \text{ mg Cl}_2\text{L}^{-1}$ nas outras duas. Os resultados apontaram formação de THM dez vezes maior na primeira estação em relação às demais.

Donnermair e Blatchley (2003) testando a eficácia de diversas cloraminas em *E. coli* utilizou dosagem de cloro livre e monocloramina de 2 mg/L , e obtiveram bons resultados.

Silva e Souza (2011) monitorando o efluente tratado, após a cloração, de ETE compostas de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio constataram redução de média de

3 unidades de log para bactérias do grupo coliformes. Porém, recomenda uma concentração de cloro residual livre entre 2,0 e 2,5 mg L⁻¹ como ótima devido apresentarem melhores resultados de desinfecção. O referido efluente tratado e clorado apresentou DQO média de 461 mg L⁻¹, pH médio de 7,28. Ainda de acordo com Silva e Souza (2011) o cloro residual livre deve variar entre 1 e 3 mg L⁻¹ como parâmetro de controle de qualidade de efluentes.

3.6.4 Subprodutos da desinfecção do cloro

Os efeitos negativos da cloração de águas à saúde humana foram estudados pela primeira vez na década de 1970 (SANTOS, 1987 *apud* MEYER, 1994). Posteriormente, vários pesquisadores documentaram outros estudos demonstrando o potencial carcinogênico dos THM e de outros subprodutos da desinfecção com cloro (METCALF & EDDY, 2016; MEYER, 1994).

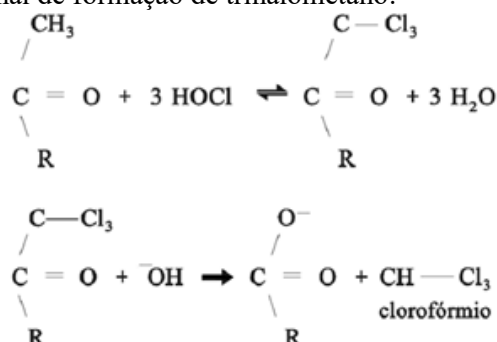
Os impactos ambientais causados pela desinfecção com cloro estão associados principalmente à descarga de seus SPD no ambiente, mesmo em baixas concentrações, e ao recrescimento de microrganismos sobreviventes ao processo de desinfecção (METCALF & EDDY, 2016). O recrescimento pode ser atribuído à disponibilidade de matéria orgânica e de nutrientes disponíveis no esgoto tratado, à ausência de predadores como protozoários, a temperaturas favoráveis e à ineficácia do residual de desinfetante; este fato tem sido observado em corpos hídricos receptores e longos tubos de transmissão de efluente tratado desinfetado com cloro (METCALF & EDDY, 2016).

Os SPD são compostos que causam impactos crônicos de longo prazo ao meio ambiente e à saúde pública. Muitos desses compostos têm sido rotulados como cancerígenos a humanos, enquanto outros são conhecidos por causar mutações em cromossomos e anomalias no esperma. A presença de precursores orgânicos, concentração de cloro livre e brometo, pH, temperatura e tempo são fatores que influenciam na formação de subprodutos (METCALF & EDDY, 2016). Existe uma grande variedade de subprodutos resultantes da cloração, mas os mensurados com maior frequência são os THM e os ácidos haloacéticos (HAA). Muitos outros subprodutos têm sido encontrados em esgotos tratados com cloro, cloraminas, dióxido de cloro e ozônio (METCALF & EDDY, 2016).

A formação de THM e de outros subprodutos ocorre por meio da reação do cloro livre ou combinado com alguns compostos orgânicos, particularmente os ácidos húmicos e fúlvicos, pode continuar ocorrendo por muito tempo, enquanto houver reagente disponível. Observa-se, ainda, o incremento na formação de THM tanto com o aumento do pH, quanto

com da temperatura (METCALF & EDDY, 2016; MEYER, 1994). A Figura 14 ilustra a reação entre um precursor orgânico genérico e o cloro (ácido hipocloroso) produzindo o clorofórmio.

Figura 14 – Esquema reacional de formação de trihalometano.



Fonte: o autor (2016).

O controle da formação de THM e de outros subprodutos pode ser conseguido evitando ou minimizando a adição de cloro livre. O uso de cloraminas pode ser uma alternativa viável e, mesmo podendo formar outros subprodutos como o N-nitrosodimetilamina, um controle e operação adequado do processo de tratamento biológico pode reduzir a formação desse composto. No caso de existir matérias húmicas de forma consistente, pode ser apropriado fazer estudo de outras alternativas de desinfecção, como a radiação ultravioleta (METCALF & EDDY, 2016).

Como já mencionado, as cloraminas também produzirem THM, mas com taxas bem reduzidas, fato também confirmado por HUA e RECKHOW (2007). Um problema adicional do uso das cloraminas na desinfecção de esgotos tratados é que elas levam a outros subprodutos: a N-nitrosodimetilamina (um forte carcinogênico pertencente à classe das nitrosoaminas), o cloreto de cianigênio (metabolizável a cianeto no corpo humano) e brometo de cianigênio (METCALF & EDDY, 2016).

Em estudo realizado por Pianowski e Janissek (2003) para dosagens de cloro de 4 a 30 mg L⁻¹ e tempo de contato de 30 minutos constatou-se evolução da concentração de clorofórmio conforme tabela 1. Para análise de bromofórmio, diclorobromometano e dibromoclorometano os resultados foram menores que 2,0 µg/L. Eles também observaram que a formação de THM ocorreu simultaneamente à formação das cloraminas.

Tabela 1 – Resultados de desinfecção com cloro de efluente no estudo de Pianowski e Janissek.

Parâmetro	Unidade	Cloro adicionado (mg L ⁻¹)						
		0	4	8	12	16	20	30
Clorofórmio	µg/L	<2,0	16,8	48,8	97,1	388,3	375,4	936,4
DQO	mgO ₂ /L	138,05						
DBO	mgO ₂ /L	65,41						
Nitrogênio Amoniacal	mgN-NH ₃ /L	59,92						
pH	-	7,34	7,30	7,30	7,30	7,30	7,20	7,10
Temperatura	°C	21	22	22,5	22	22,5	23	24
Cloro Residual Livre	mg/L	<0,10	0,60	2,0	4,0	4,0	3,0	8,0
Cloro Residual Total	mg/L	<0,10	1,0	6,0	9,0	10,0	10,0	20
Coliformes Totais	NMP/100ml	3,0 x 10 ⁶	<2,0	80	270	4	<2,0	4
Coliformes Fecais	NMP/100ml	1,7 x 10 ⁶	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0

Fonte: Pianowski e Janissek (2003).

MA et. al (2013) testaram a produção de THM em efluente de biorreator de membrana em escala de laboratório com COD variando em $4,936 \pm 0,127$ mg/L, residual de cloro livre de 1 a 2mg/L e tempo de contato de 110 horas. No experimento confirmou-se a relação linear existente entre o aumento de COD e elevação do THM. Os trihalometanos detectados foram clorofórmio, bromodiclorometano, clorodibromometano e bromofórmio.

SUN et al. (2009) utilizaram amostras de efluentes de dois tipos distintos de tratamento, uma amostra de lodos ativados e outra de biorreator de membrana. Para dosagens de até 40 mg L⁻¹ de cloro com tempo de contato de 30 minutos, verificou-se o aumento da formação de THM com a elevação da dosagem de cloro, sendo o clorofórmio a espécie predominante dos trihalometanos. Porém, o efluente de lodos ativados apresentou menor formação de THM. Isso foi justificado pela maior quantidade precursores aromáticos no efluente do biorreator de membrana e a forma de cloro residual (cloraminas) na amostra de lodos ativados.

Utilizando uma concentração de cloro de 15 mg L⁻¹ para o efluente de lodos ativados, SUN et al. (2009) verificaram que 96% dos THM se formaram no primeiro quarto de hora (15 minutos) e que, após 12 h de tempo de contato, a quantidade de THM formados se manteve praticamente constante. Para o efluente do MBR, houve incremento da formação de trihalometanos com tempo de contato de 6h e posterior redução após 12h. A diferença entre os resultados foi explicado através do conceito de formadores rápidos e formadores lentos. As matérias orgânicas presentes no efluente, sendo algumas mais simples e reativos que outras, e estes formadores são influenciados pelo tipo de tratamento empregado.

Ainda de acordo com SUN et al. (2009), a formação de THM manteve-se constante com a elevação da temperatura. Com um pH próximo do neutro, verificou-se que, para ambas amostras, foi duas vezes maior que o pH próximo de 4.

MATAMOROS *et al.* (2007) concluíram que a formação dos THM não sofre influência significativa da turbidez e a DQO, mas o nitrogênio amônia e brometo estão diretamente envolvidos na sua geração. O aumento de nitrogênio amônia reduz a formação de THM devido a formação das cloraminas, que ocorrem mais rápido que a formação de THM, e a presença de brometo resulta na elevação dos THM.

De acordo com Harp (2002), a desinfecção de água potável com monoclорamina tem ganhado atenção devido à preocupação com a possível formação de subprodutos indesejáveis provenientes do uso de cloro livre nesse processo. Assim, a existência de elevadas concentrações de amônia no esgoto pode ser vantajosa já que a desinfecção econômica do esgoto acontece praticamente por causa das cloraminas. O cloro ativo reage preferencialmente com os compostos da amônia, reduzindo a possibilidade de formação de compostos organoclorados nocivos à saúde em comparação com a cloração da água natural (GONÇALVES, 2003).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Seleção das estações de tratamento de esgoto e características dos esgotos

A importância crescente dos sistemas anaeróbios no tratamento de esgotos domésticos no Brasil e no mundo, e mais especificamente no estado do Ceará, já foi suficientemente discutida neste estudo. Nesse contexto, duas ETE da CAGECE, operando sistemas anaeróbios distintos no tratamento de efluentes domésticos, foram selecionadas para a avaliação do processo de desinfecção por hipoclorito de cálcio numa faixa de dosagens em que predominam as cloraminas. Unidades DDFA e unidades UASB seguidas por unidade de desinfecção foram preestabelecidas como os sistemas anaeróbios das ETE selecionadas, considerando a relevância desses reatores no tratamento de esgotos domésticos (ver seção 3.2).

Ainda, foi predeterminado que ambas as ETE atendessem conjuntos habitacionais localizadas na RMF, preferencialmente no mesmo bairro ou em bairros vizinhos, de modo a reduzir os custos logísticos de coleta e transporte das amostras de esgoto dessas estações, particularmente nas etapas de caracterização do esgoto e de ensaios preliminares, quando as campanhas de coleta ocorreriam no mesmo dia.

Assim, para a seleção foi realizado um levantamento junto à CAGECE de todas as ETE operadas pela Companhia com as características predefinidas, obtendo-se também dados de projeto e localização geográfica para as estações selecionadas.

4.1.1 Estações de tratamento selecionadas

As duas estações escolhidas a partir dos critérios preestabelecidos foram a ETE Aracapé III (**ETE01**) e a ETE Pequeno Mondubim (**ETE02**), ambas localizadas no bairro Mondubim, município de Fortaleza-CE, distantes entre si aproximadamente 7 km (15 minutos de carro), facilitando a logística de coleta e transporte das amostras para os laboratórios do IFCE (LQA) e da CAGECE (GECOQ e NPA/ETA Gavião). A localização geográfica das estações ETE01 (3°50'01,0" S e 38°35'02,0" O) e ETE02 (3°49'35,4" S e 38°33'34,6" O), é indicada no mapa da Figura 15.

Também, alguns dados de concepção de projeto, obtidos da CAGECE, para essas estações são mostrados na Tabela 2. Os dados revelam que as duas ETE são de pequeno porte e que foram projetadas para atender uma corrente afluyente com valores de DBO e CTT típicos de esgotos sanitários (JORDÃO, PESSÔA, 2011, p. 68; SANT'ANNA JUNIOR, 2010, p. 43; VON SPERLING, 2005, p. 112, 116).

Figura 15 – Mapa de Fortaleza indicando a localização geográfica das ETE selecionadas.



Fonte: adaptado de Google Maps (2016).

Tabela 2 – Dados de concepção de projeto para as ETE estudadas.

Dados de projeto	ETE Aracapé III	ETE Pequeno Mondubim
Contribuição per capita (L hab. ⁻¹ dia ⁻¹):	150	150
População de projeto (hab.):	6.145	3.250
Carga orgânica per capita (g hab. ⁻¹ dia ⁻¹):	36	54
Contribuição média diária (m ³ dia ⁻¹):	737,4	-
Vazão mínima (L s ⁻¹):	4,69	3,95
Vazão média (L s ⁻¹):	8,96	6,20
Vazão máxima (L s ⁻¹):	15,79	9,82
DBO no afluente da ETE (mg L ⁻¹):	300	328
DBO após tratamento biológico (mg L ⁻¹):	60	-
CTT no afluente da ETE (CF/100 mL):	1 x 10 ⁷	-
CTT após tratamento biológico (CF/100 mL):	2 x 10 ⁶	-

Fonte: Companhia e Água e Esgoto do Ceará (2015).

4.1.2 ETE Aracapé III

A ETE 01 recebe os esgotos sanitários do Conjunto Habitacional Aracapé III, localizado no bairro Mondubim de Fortaleza-CE. Essa estação é constituída por uma unidade de pré-tratamento, estação elevatória, duas unidades UASB, unidade de desinfecção e unidade de desidratação do lodo digerido. Uma imagem fotográfica da fachada frontal da ETE 01 está apresentada na Figura 16.

Figura 16 – Fotografia da ETE Aracapé III.



Fonte: GOOGLE STREET VIEW (2016a)

A unidade de pré-tratamento é composta por gradeamento e caixa de areia. O esgoto pré-tratado segue por uma calha Parshall (medidor de vazão) até um poço de reunião. Em seguida, uma estação elevatória bombeia o efluente para duas unidades UASB por meio de bombas centrífugas adequadas para o uso com águas residuais. Uma imagem fotográfica do conjunto de unidades UASB da ETA01 é apresentada na Figura 17.

Figura 17 – Fotografia das unidades UASB na ETE Aracapé III.



Fonte: Francisca Míriam Saldanha em 03/03/2015.

As unidades UASB são pré-fabricadas em fibra de vidro e dimensionadas para proporcionar eficiência de até 80% na remoção da carga orgânica total e de SST. O processo de desinfecção utiliza solução de hipoclorito de cálcio (hipocal) como agente de cloração, o

qual é adicionado ao efluente por meio de bomba dosadora. O efluente das unidades UASB após dosagem do agente desinfetante é encaminhado a um tanque de contato. O tanque de contato é composto de três células em série, cada qual com volume útil de 5,0 m³, perfazendo um volume total de 15,0 m³, equivalente a um tempo de detenção mínimo de 30 minutos, tempo suficiente para neutralização de 99% a 100% dos CTT remanescentes do efluente dos reatores, dando condições, portanto, para lançamento final no corpo receptor. A unidade de desidratação do lodo digerido incorpora quatro leitos de secagem e é onde fica o lodo digerido proveniente dos reatores UASB, que será seco e terá seu volume reduzido. O esquema de tratamento do efluente líquido na ETE01 é mostrado na Figura 18.

Figura 18 – Fluxograma do tratamento do efluente líquido na ETE Aracapé III.



Fonte: Este estudo (2016).

4.1.3 ETE Pequeno Mondubim

A ETE 02 recebe os esgotos sanitários do Conjunto Habitacional Pequeno Mondubim, localizado no bairro Mondubim de Fortaleza-CE. Essa estação é constituída por uma unidade de pré-tratamento, estação elevatória, dois DDFA e uma unidade de desinfecção. Uma imagem fotográfica da ETE 02 está apresentada na Figura 19.

Figura 19 – Imagem da ETE Pequeno Mondubim



Fonte: GOOGLE STREET VIEW (2016b)

A unidade de pré-tratamento é composta por gradeamento e caixa de retenção de areia, onde é feita a retirada de sólidos grosseiros. Possui um medidor de vazão de esgoto bruto (calha Parshall), depois do qual o efluente é bombeado por uma estação elevatória para o

tratamento biológico constituído por decanto-digestores do tipo Imhoff, cujo o TDH é de 2 horas, seguido por filtros anaeróbios. Uma imagem fotográfica do conjunto de decanto-digestores da ETE Pequeno Mondubim está apresentada na Figura 20.

Figura 20 – Fotografia dos decanto-digestores da ETE Pequeno Mondubim.



Fonte: Míriam Saldanha em 03/03/2015.

O efluente então é conduzido para um tanque de contato onde é feita a desinfecção com hipoclorito de cálcio num tempo de contato de 45 minutos e uma dosagem típica de 5 mg L^{-1} . Há na estação uma área de poço de coleta de lodo proveniente dos decanto-digestores, onde a remoção de lodo é feita em um período de 60 a 90 dias. O esquema de tratamento do efluente líquido na ETE02 é mostrado na Figura 21.

Figura 21 – Fluxograma do tratamento de esgoto na ETE Pequeno Mondubim.



Fonte: Este estudo (2016).

4.1.4 Características dos esgotos

O efluente do tratamento biológico de cada uma das ETE selecionadas, o qual é afluente das correspondentes unidades de desinfecção nas estações, foi caracterizado com relação a alguns parâmetros físico-químicos, de modo a avaliar a contribuição de materiais oxidáveis na demanda de cloro do esgoto doméstico a tratar, bem como registrar os valores de

alguns fatores relevantes no processo de desinfecção, tais como o pH.

Para essa etapa de caracterização, duas coletas semanais de amostras do efluente dos reatores anaeróbios de cada uma das duas ETE selecionadas foram conduzidas ao longo de um mês, no turno matutino. As coletas seguiram as determinações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (EATON et al., 2005). O efluente intermediário de cada estação era coletado antes dos tanques de dosagem da unidade de desinfecção.

Ressalte-se que, previamente às coletas, a dosagem do desinfetante era suspensa por cerca de 1 h, de modo a não comprometer esse estudo. Após coletadas as amostras, estas eram acondicionadas em caixas isotérmicas mantidas entre 4°C e 10°C, e logo encaminhadas ao Laboratório de Química Analítica (**LQA**) do Instituto Federal do Ceará (**IFCE**) Campus Fortaleza e para o Centro de Pesquisas em Água (**CPA**) da CAGECE para adequada preservação ou realização imediata das análises a seguir descritas.

As amostras do efluente não clorado das ETE foram submetidas a diversas análises físicas e químicas, dentre as quais as consideradas nesse estudo: pH, DQO, sulfeto total (**ST**), carbono orgânico total (**COT**) e amônia total (**AT**). Os métodos e princípios analíticos usados nessas análises são mostrados no Quadro 7.

Quadro 7 – Resumo dos parâmetros analisados e suas metodologias.

Parâmetros	Métodos*	Princípio analítico
pH	4500-H-B	Potenciometria com eletrodo combinado de pH
DQO	5220-C	Oxidação com Cr_2O_7^- em refluxo fechado e titrimetria
ST	4500-S-(C e F)	Iodometria com tiosulfato de sódio
COT	5310-B	Oxidação catalítica por combustão em elevada temperatura
AT	4500-NH ₃ -D	Potenciometria com eletrodo seletivo para amônia

Fonte: este estudo (2016).

Nota: * Eaton et al. (2005).

Nos ensaios de pH, foi usado um potenciômetro duplo canal da marca Thermo Scientific™ Orion™, marca Orion DualStar com eletrodo combinado de pH marca Thermo Scientific™ Orion™, modelo 8102BNUWP ROSS Ultra™. Na execução da análise de DQO utilizou-se um bloco digestor da marca Solab, modelo SL25/40 para o processo de oxidação catalítica das amostras. O ensaio de COT foi realizado com um analisador da marca Shimadzu™, modelo TOC-L. A determinação do teor de amônia total também foi conduzida no potenciômetro duplo canal da marca Thermo Scientific™ Orion™, marca Orion DualStar, mas com eletrodo combinado da marca Hanna, modelo HI 4101.

Todos esses ensaios eram realizados, em duplicata, no LQA/IFCE com exceção dos ensaios de COT, que foram realizados no CPA/CAGECE. É importante mencionar que as amostras de efluente eram previamente condicionadas por acidificação a pH inferior a 2,0

antes de serem conduzidas para a análise de COT na CAGECE.

A DQO é o parâmetro de referência para mensurar os compostos oxidáveis presentes em amostras aquosas, inclusive matéria orgânica e sulfetos. Contudo, o procedimento analítico utilizado não contabiliza a amônia, uma espécie reativa normalmente presente em efluentes de reatores anaeróbios como os da ETE estudada, motivo pelo qual também foram determinados os teores de amônia total das amostras.

Também, justificam-se os ensaios de COT (indicador direto de matéria orgânica) e de teores de ST realizados com as amostras considerando a importância de se traçar um perfil simplificado da natureza dessas espécies oxidáveis. Ainda, considerando que o pH tem influência na forma (livre ou ionizada) como essa amônia estará disponível no meio e no processo de desinfecção, esse parâmetro também foi determinado com vista a avaliar a possível importância da desinfecção na diminuição da toxicidade do efluente da estação de tratamento.

Os dados foram inicialmente dispostos numa planilha eletrônica utilizando o programa Microsoft Excel 2010. Posteriormente, tratamentos matemáticos e estatísticos foram conduzidos de modo a avaliar o perfil de oxidáveis nos efluentes coletados e analisados.

Também, os valores obtidos ao longo da campanha de experimentos foram comparados aos padrões legais de lançamento de efluentes no Estado do Ceará, definidos em Ceará (2002), somente com o intuito de verificar de forma preliminar a adequação do sistema de tratamento e da importância da cloração (desinfecção) nos processos estudados de tratamento do esgoto doméstico.

4.2 Determinação de curvas de demanda de cloro

De modo a determinar faixa de dosagens de adição de cloro, na qual a presença de cloraminas será predominante, curvas de demanda de cloro, em distintos tempos de contato, foram determinadas para os efluentes tratados biologicamente nas ETE selecionadas. Os tempos de contato utilizados são comumente encontrados na literatura e aplicados em projetos de ETE: 5, 15, 30 e 45 minutos.

A fonte de cloro foi o hipoclorito de cálcio tetrahidratado, $\text{Ca}(\text{OCl})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, granular. Foram feitas soluções de hipoclorito de cálcio contendo 1000 e 5000 ppm de cloro. Destas soluções foram retiradas alíquotas que ao serem adicionadas ao volume de efluente passavam a ter as concentrações finais desejadas de cloro. Para dosagem maiores que 10 ppm de cloro as amostras foram diluídas antes da execução das leituras de modo que se estivessem dentro da curva de calibração do método de análise.

A definição das dosagens do agente de desinfecção (hipoclorito de cálcio), a serem aplicadas nos ensaios de determinação das curvas de demanda de cloro, foi conduzida a partir de uma etapa preliminar de ensaios. Esta etapa preliminar foi planejada para uma diminuição dos custos do estudo e melhor definição das dosagens e intervalos de dosagens, haja vista que a literatura apresenta curvas de demanda de cloro para efluentes com faixas de dosagens muito diversas a depender das características do esgoto, entre outros fatores.

Esta etapa preliminar de ensaios consistiu em determinar uma curva de demanda de cloro prévia e simplificada, onde somente os valores de CRT foram determinados, a partir de dosagens crescentes de $\text{Ca}(\text{OCl})_2$, até que o comportamento da curva evidenciasse a obtenção do ponto de quebra na desinfecção das amostras de efluentes das ETE analisadas. Neste sentido, e para diminuir os custos operacionais e analíticos, a determinação de CRT nesta etapa foi desenvolvida utilizando os métodos iodométricos propostos em Eaton et al. (2005).

As dosagens crescentes do hipoclorito nos ensaios preliminares variaram de 10 em 10 mg L^{-1} de cloro até a concentração de 50 mg L^{-1} e, a partir dessa concentração, de 50 em 50 mg L^{-1} a partir dessa concentração. Estes são intervalos típicos encontrados na literatura para esgotos com maiores quantidades de compostos nitrogenados. Estabeleceu-se como dosagem máxima na etapa preliminar a concentração de 250 mg L^{-1} de cloro.

Posteriormente, após a definição da faixa de dosagens na qual o ponto de quebra seria determinado, a partir dos resultados da etapa preliminar, a curva de demanda de cloro para os efluentes anaerobiamente tratados nas ETE selecionadas foi efetivamente determinada, inclusive com o detalhamento das frações livre e combinada do cloro residual. Com esse intuito, o método DPD colorimétrico apresentado em Eaton et al. (2005) foi utilizado na determinação dos valores de CRT e CRL, a partir dos quais os valores de CRC também foram indiretamente obtidos. Resumidamente, os métodos e princípios analíticos usados nas análises do cloro residual nas duas etapas, acima discutidas, estão apresentados no Quadro 8.

Quadro 8 – Métodos utilizados na determinação de cloro residual.

Etapa	Métodos*	Princípio analítico
Preliminar	4500-Cl-B	Iodométrico I – Titulação direta do iodo
	4500-Cl-C	Iodométrico II – Titulação indireta do iodo
Demanda de cloro	4500-Cl-G	DPD Colorimétrico

Fonte: este estudo (2016).

Nota: * Eaton et al. (2005).

Ressalte-se que o método 4500-Cl-C (Iodométrico II) é o método iodométrico mais indicado para determinação do cloro residual total em esgotos. Porém, ele necessita de uma estimativa do residual de cloro, já que se baseia num método de determinação indireta do

iodo, para ser bem implantado. O método 4500-Cl-B (iodométrico I) é muito mais susceptível aos interferentes encontrados nos esgotos, mas pode fornecer uma boa estimativa do residual de cloro a ser mensurado pelo método Iodométrico II.

Assim, duas curvas de demanda de cloro foram determinadas nessa etapa, uma usando o método Iodométrico I (menos confiável) e outra utilizando o método Iodométrico II, mais confiável na determinação da curva de cloração ao ponto de quebra.

4.3 Avaliação da eficiência da desinfecção e da formação de trihalometanos

Amostras de efluente das duas ETE foram coletadas e levadas aos laboratórios envolvidos no estudo, do IFCE e da CAGECE. As amostras foram submetidas à cloração em dosagens escolhidas a partir da análise das curvas de demanda de cloro, preferencialmente em menores concentrações de hipoclorito de cálcio e em três tempos de contato: 15, 30 e 45 minutos.

Com o objetivo de mensurar a eficiência da desinfecção de um efluente tratado, o quantitativo de EC, antes e após a dosagem do hipoclorito de cálcio, foi o parâmetro utilizado para esta avaliação. Os teores de EC foram determinados pelo método cromogênico quantitativo para determinação de CT e de EC de acordo com o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (Eaton et al., 2005).

As análises de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD) e THM foram executados no NPA/CAGECE, seguindo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (Eaton et al., 2005). As faixas de dosagem de cloro utilizadas para estas análises foram as mesmas usadas nos ensaios para avaliação da eficiência de desinfecção e nos mesmos tempos de contato. Uma amostra de 500 ml de efluente foi dosada em cada uma das três concentrações de cloro. Após decorrido cada tempo de contato avaliado, parte da amostra era transferida para os frascos de análise e encaminhadas aos laboratórios correspondentes para análise de COD, COT e THM. Também, os valores obtidos ao longo da campanha de experimentos foram comparados aos padrões legais de lançamento de efluentes no Estado do Ceará, definidos em Ceará (2002), com o intuito de verificar de forma preliminar a adequação do sistema de tratamento e da importância da cloração no processo de tratamento do esgoto doméstico estudado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos esgotos sanitários

Para a caracterização dos esgotos sanitários tratados avaliados nesse estudo, amostras do efluente dos reatores anaeróbios da ETE01 e da ETE02 foram coletadas nas terças e quintas-feiras do mês de março de 2015, no período da manhã (entre 08h00 e 10h00), e posteriormente analisadas, seguindo os preceitos já especificados na seção anterior (ver subseção 4.1.2). Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 3 e na Tabela 4, respectivamente, para a ETE01 e ETE02.

Tabela 3 – Resultados médios obtidos para os parâmetros físicos e químicos na ETE01.

DATA DE COLETA	pH	DQO (mg O ₂ /L)	ST (mg S ²⁻² /L)	COT (mg/L)	AT (mg N/L)
03/03/2015	7,1	268	2,05	63,68	150,00
05/03/2015	6,9	228	1,90	53,54	200,00
10/03/2015	6,9	200	1,90	33,14	188,52
12/03/2015	6,9	208	1,23	44,14	268,03
17/03/2015	7,0	164	1,60	42,50	82,50
24/03/2015	7,1	211	1,98	29,36	65,55
26/03/2015	7,0	140	1,83	29,60	100,04
31/03/2015	7,0	141	1,96	NA	102,44

Fonte: Este estudo (2016).

Nota: NA – Não analisado por problemas operacionais.

Tabela 4 – Resultados médios obtidos para os parâmetros físicos e químicos na ETE02.

DATA DE COLETA	pH	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	ST (mg S ²⁻² L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	AT (mg N L ⁻¹)
03/03/2015	7,2	213	1,80	25,29	56,7
05/03/2015	7,1	85	1,94	26,51	72,4
10/03/2015	7,1	109	1,96	17,01	69,2
12/03/2015	7,1	104	1,87	26,89	107
17/03/2015	7,2	117	1,60	28,84	26,8
24/03/2015	7,0	70	1,91	21,03	27,4
26/03/2015	7,2	140	1,92	26,64	31,2
31/03/2015	7,0	117	2,00	NA	35,1

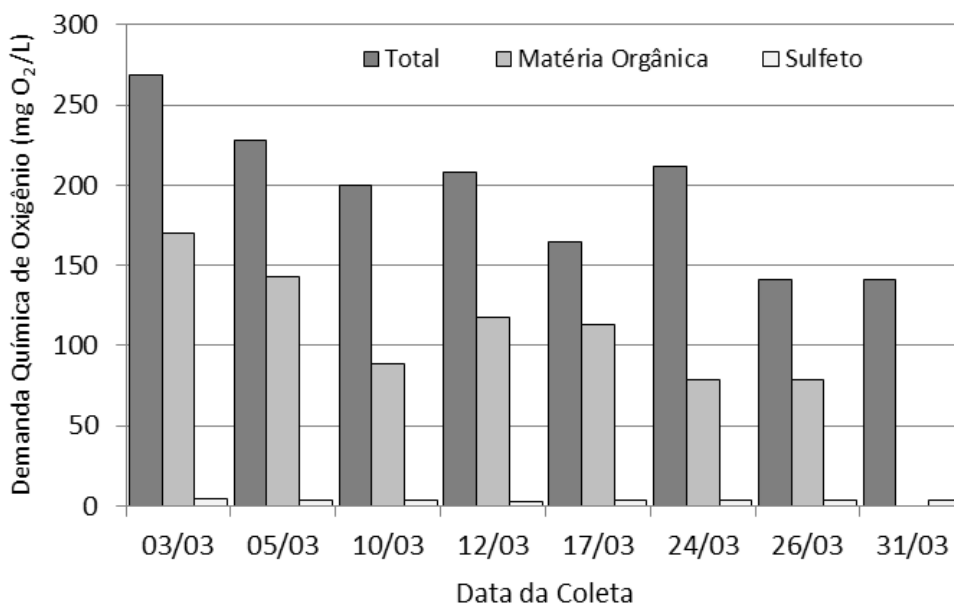
Fonte: Este estudo (2016).

Nota: NA – Não analisado por problemas operacionais.

Os valores de pH observados após o tratamento biológico em ambas as estações selecionadas estão próximos da neutralidade e em conformidade com o padrão legal (valores entre 5,0 e 9,0) (CEARÁ, 2002). Os resultados obtidos para a DQO da ETE01 estão relativamente altos, considerando a eficiência esperada de remoção de matéria orgânica para um reator UASB (55% a 75%), sugerindo que possa haver problemas operacionais ou um aumento do quantitativo de materiais oxidáveis no afluente da ETE estudada. Em relação à ETE02, os resultados obtidos para a DQO estão satisfatórios e em conformidade com o padrão legal (200 mg O₂/L) (CEARÁ, 2007), com exceção da amostra obtida na primeira coleta, sugerindo que a ETE está adequadamente dimensionada e operando em boas condições para o esgoto afluente.

Adicionalmente, valores equivalentes de demanda de oxigênio foram determinados a partir dos resultados de COT e de ST, considerando uma reação de combustão completa a CO₂ e a SO₃, respectivamente. Estes valores foram dispostos num diagrama de barras, o qual é mostrado na Figura 22 e na Figura 23, respectivamente para a ETE01 e ETE02, permitindo avaliar o quantitativo relativo de matéria orgânica e de sulfeto comparativamente aos demais oxidáveis mensurados pela DQO (total).

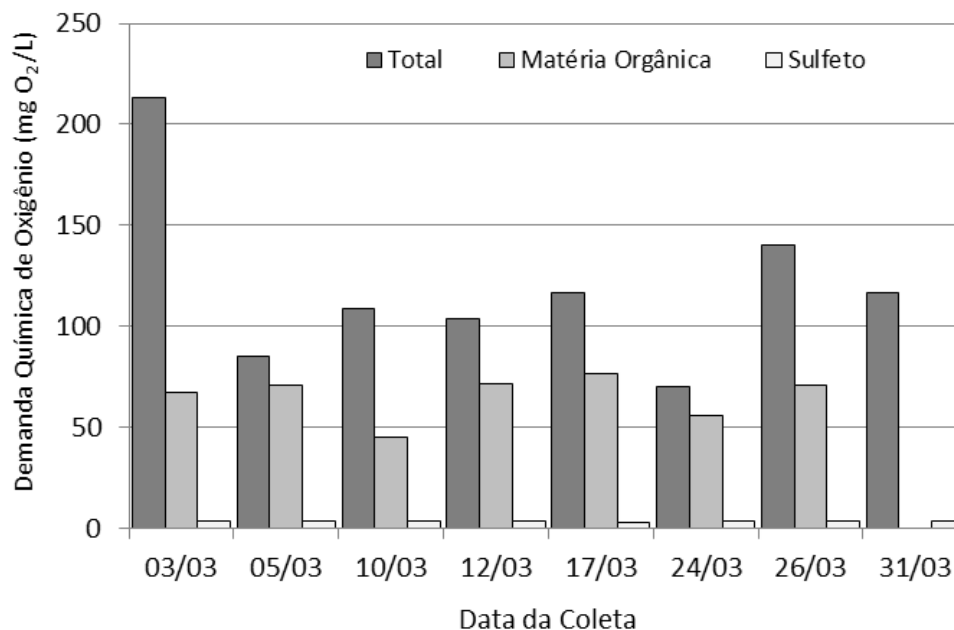
Figura 22 – Perfil da demanda de oxigênio para os efluentes analisados da ETE01.



Fonte: Este estudo (2016).

Pode ser observado que no efluente tratado biologicamente da ETE01, a matéria orgânica constitui entre 40% e 70% dos materiais oxidáveis determinados pela DQO, em termos de demanda equivalente de oxigênio, enquanto que os sulfetos presentes correspondem a menos de 3% da DQO total determinada nos ensaios.

Figura 23 – Perfil da demanda de oxigênio para os efluentes analisados da ETE02.



Fonte: Este estudo (2016).

Para o efluente tratado biologicamente na ETE02, pode-se observar que a matéria orgânica constitui entre 30% e 80% dos materiais oxidáveis determinados pela DQO, em termos de demanda equivalente de oxigênio, enquanto que os sulfetos presentes correspondem a menos de 6% da DQO total determinada nos ensaios.

De certa forma, tais resultados são esperados, visto que os sulfetos produzidos no UASB devem estar presentes predominantemente no gás desse reator (CHERNICHARO, 1997), bem como a matéria orgânica normalmente constitui um percentual elevado dos oxidáveis no efluente líquido de sistemas de tratamento de esgoto. Apesar disso, outros materiais redutores, tais como metais pesados e nitritos, ainda constituem um percentual considerável (15% a 65%) das espécies de demandam desinfetante no tratamento final do efluente.

Destaque-se também que alguns dos resultados obtidos para a DQO, principalmente na ETE01, estariam superiores ao requisito legal (200 mg O₂/L) caso não se realizasse a etapa de cloração do efluente dos reatores. Tal fato deve ser mais bem analisado, haja vista que nas ETE avaliadas, a redução da DQO a níveis aceitáveis já é esperada após os reatores anaeróbios, portanto a etapa de cloração não deveria objetivar um tratamento terciário de remoção de matéria orgânica/oxidáveis.

Outro importante composto, que contribui e influencia a demanda de cloro na etapa de desinfecção de esgotos, é a amônia, na forma livre ou ionizada. Os teores encontrados para amônia total podem ser considerados relativamente elevados, particularmente na primeira quinzena do mês de março, e a torna um interferente relevante na cloração dos efluentes de ambas as estações estudadas, haja vista que a reação do cloro com a amônia, formando cloraminas e eventualmente oxidando amônia a nitrogênio gasoso ou a outros compostos de nitrogênio irá consumir uma parte considerável do agente desinfetante, aumentando a demanda de cloro nos efluentes.

Do ponto de vista legal, os teores de nitrogênio amoniacal encontrados no efluente do conjunto de reatores são dezenas de vezes superiores ao limite legal (5,0 mg N/L) (CEARÁ, 2002), e irão demandar uma quantidade considerável de cloro na etapa posterior do tratamento do esgoto, de modo a enquadrar o efluente para lançamento em corpo receptor. A situação só não é mais preocupante, pois o pH do meio, praticamente neutro, reduz os níveis de amônia livre (mais tóxica aos organismos aquáticos) comparativamente aos valores que seriam obtidos em meios mais alcalinos.

É também possível notar uma diminuição significativa nos teores de oxidáveis no efluente das estações, exceto para os sulfetos, ao longo de período de estudo. Tal fato pode estar relacionado a um pequeno aumento das chuvas no período, mas um estudo mais aprofundado deve ser conduzido para verificação deste comportamento.

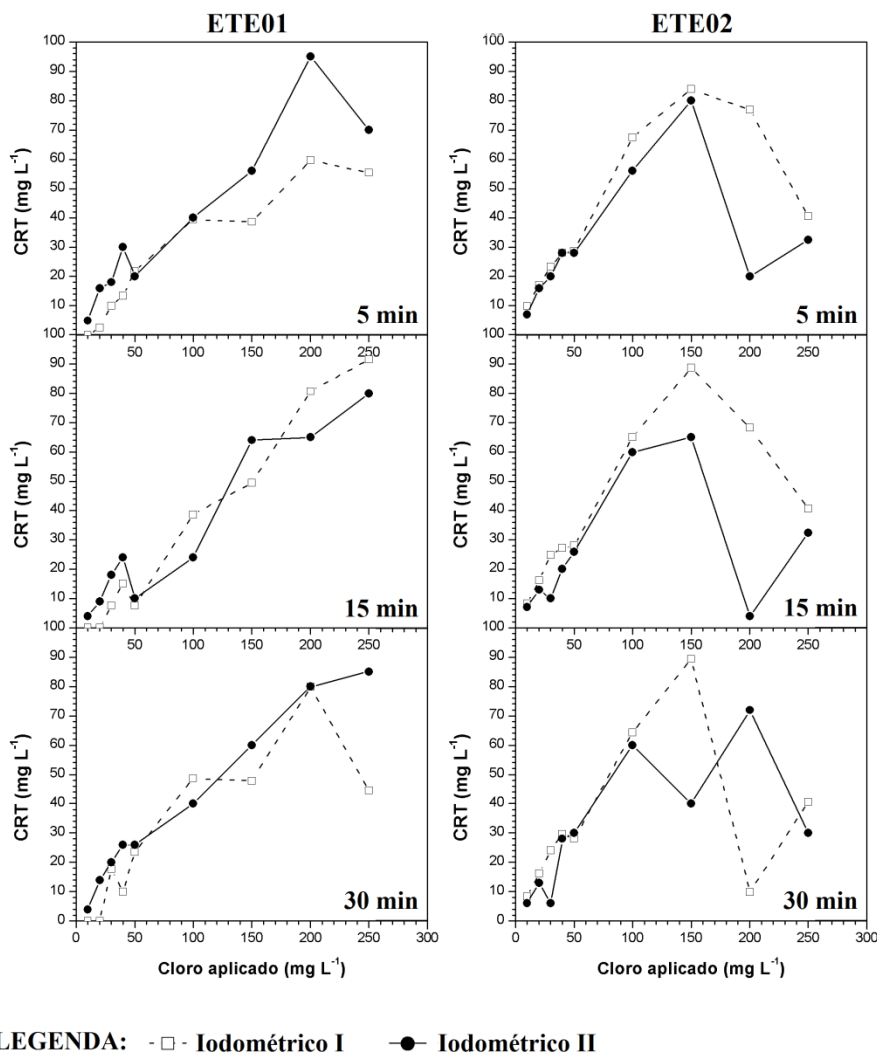
5.2 Determinação das curvas de demanda de cloro

5.2.1 Etapa preliminar

Curvas preliminares e simplificadas de demanda de cloro foram obtidas para amostras dos efluentes da ETE01 e ETE02, coletadas nos meses de março e junho de 2015. Estas curvas foram obtidas para os tempos de contato de 5, 15 e 30 minutos, utilizando os métodos Iodométrico I (4500-Cl-B) e Iodométrico II (4500-Cl-C) proposto por Eaton et al. (2005). Estas curvas de demanda são mostradas na Figura 24.

Pode ser observado que para o efluente da ETE01, o qual apresenta uma carga de materiais oxidáveis maior, traduzido nos maiores valores de DQO, ST e AT, não foi possível estimar o ponto de quebra na curva de demanda obtida (até 250 mg/L de cloro), nem o pico de formação de cloro combinado. Com relação ao efluente da ETE02, os resultados indicam que o ponto de quebra ocorre na faixa de dosagens entre 200 e 250 mg L⁻¹ de cloro. Neste efluente, é possível afirmar também que o pico de formação de cloraminas ocorre aproximadamente na dosagem de 150 mg L⁻¹ de cloro.

Figura 24 – Curvas de demanda de cloro obtidas na etapa preliminar.



Fonte: Este estudo (2016).

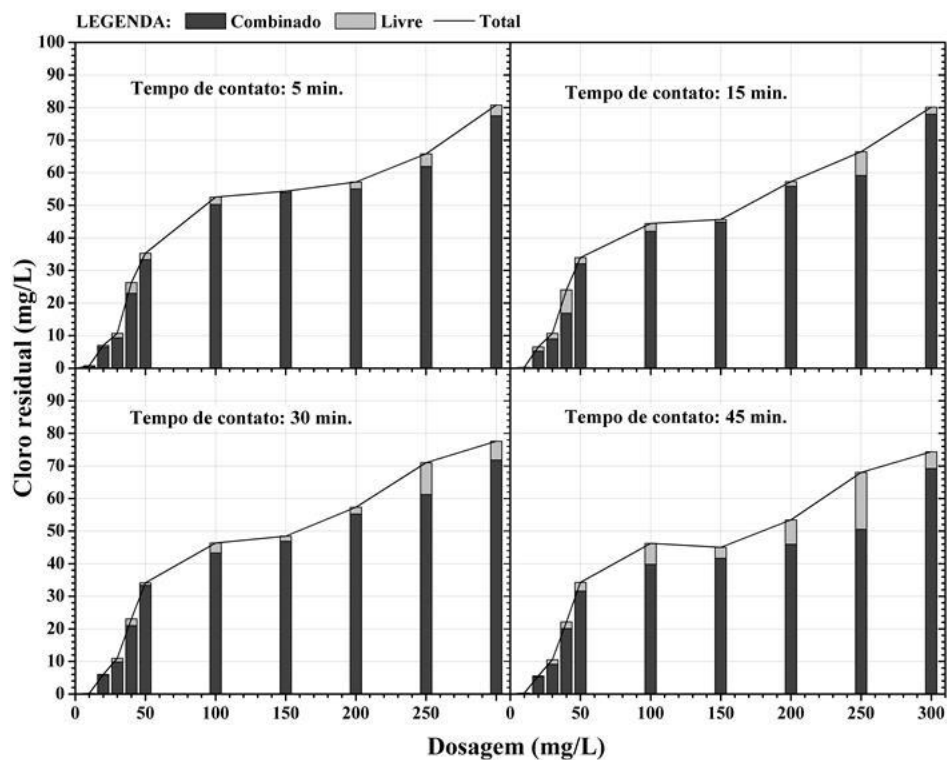
Nota: tempos de contato de 5, 15 e 30 minutos.

5.2.2 Curvas de demanda – frações do cloro residual livre e combinado

A partir dos resultados da etapa preliminar, definiu-se que a determinação da curva de demanda de cloro, em termos de cloro residual livre e combinado (método DPD colorimétrico), seria conduzida nas mesmas dosagens de cloro aplicado, obtendo-se adicionalmente os valores de cloro residual para a dosagem de 300 mg/L de cloro, buscando-se, assim, evidências ou confirmação do ponto de quebra dos efluentes avaliados na cloração com o hipoclorito de cálcio.

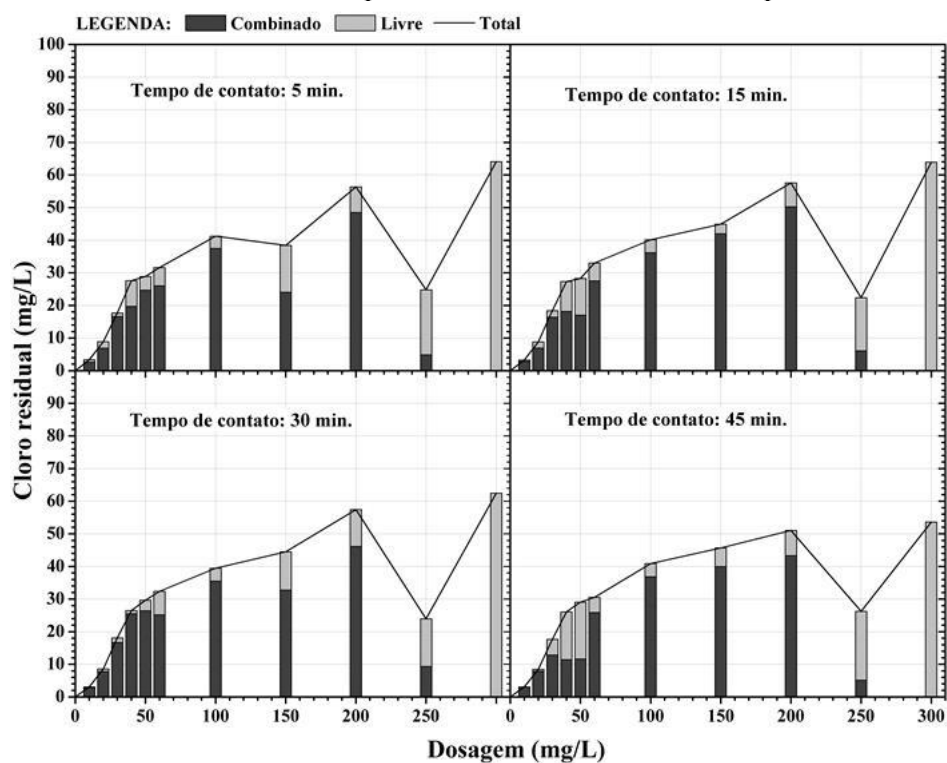
Nessa etapa, também foram determinadas curvas de demanda para um tempo de contato de 45 minutos, adicionalmente aos tempos de 5, 15 e 30 minutos, particularmente porque esse tempo é praticado em uma das ETE selecionadas. As curvas de demanda obtidas para a ETE01 e ETE02 estão apresentadas na Figura 25 e na Figura 26, respectivamente.

Figura 25 – Curvas de demanda de cloro para o efluente UASB na ETE Aracapé III.



Fonte: Este estudo (2016).

Figura 26 – Curvas de demanda de cloro para o efluente DDFA na ETE Pequeno Mondubim.



Fonte: Este estudo (2016).

As curvas de demanda para o efluente da ETE01 (Figura 25) sugerem que uma elevada carga de material oxidável (particularmente materiais nitrogenados), presente no esgoto oriundo das unidades UASB, é responsável pelo consumo de grande quantidade de cloro no processo de desinfecção, fazendo com que o ponto de quebra da cloração deste efluente se apresente com dosagem maior que 300 mg/L de cloro. Para o efluente da ETE02 (Figura 26), o ponto de quebra obtido nos ensaios preliminares, na faixa entre 200 e 250 mg/L de cloro, foi confirmado. Contudo, o pico de formação de cloraminas nestes últimos testes se aproximou mais da concentração de 200 mg/L de cloro aplicado.

O ponto de quebra em uma menor dosagem para o efluente da ETE02, em relação ao do efluente da ETE01, pode ser explicado pela menor concentração de materiais oxidáveis naquele esgoto, incluindo as diferentes formas de amônia (livre e ionizada). Assim, complementarmente à avaliação da eficiência da cloração, numa faixa de dosagens em que as cloraminas predominam, na desinfecção (inativação de CTT) e na formação de THM, uma avaliação do consumo de amônia total, sulfeto total e de matéria orgânica, durante o processo de cloração com hipoclorito de cálcio, foi também realizada. O monitoramento da amônia e sulfeto total foi executado somente no tempo de contato de 30 minutos.

Durante a desinfecção dos efluentes há a formação de ácido hipocloroso (HOCl) e íon hipoclorito (OCl^-), devido o pH do meio está próximo de 7. O material oxidável presente no efluente consome as duas formas de cloro, porém o ácido hipocloroso é consumido mais rápido do que íon hipoclorito, devido seu maior poder de oxidação. Dessa forma, parte do íon hipoclorito fica presente no meio como cloro livre, e o ácido hipocloroso reage para formar as cloraminas. Isso justifica a presença de cloro livre na faixa de cloraminas nos gráficos de demanda de cloro.

5.3 Avaliação do processo de desinfecção dos efluentes estudados

A amônia para as diversas concentrações de cloro aplicada ao efluente apresentou uma pequena queda para concentrações de cloro de até 30 ppm. Com a elevação das dosagens de cloro o valor de $\text{NH}_3\text{-N}$ reduziu bastante conforme mostra a Tabela 5.

Tabela 5 – Variação da amônia com a dosagem de cloro.

Concentração de cloro (ppm)	pH	Temperatura (°C)	Amônia total (mg NH ₃ -N/L)
Esgoto tratado (sem cloração)	7,72	22,8	85,0
10	7,57	22,7	80,3
20	7,66	23,1	68,7
30	7,84	23,1	75,3
40	7,64	23	59,7
50	7,68	22,9	63,4
100	7,71	23,1	63,0
150	7,73	22,9	61,2
200	7,57	23,1	70,2
250	4,97	22,8	50,9

Fonte: este estudo (2016).

Como para as análises de amônia se verificou que o pH e a temperatura se mantiveram sem variações elevadas, com exceção de 250 ppm, e somente a relação entre cloro e amônia aumentou, pode-se dizer que a redução da amônia foi ocasionada pela elevação de cloro no efluente e formação de cloraminas, estando de acordo com WHITE (1999) *apud* METCALF & EDDY (2016).

O monitoramento do sulfeto apresentou uma queda de cerca de 10% entre o efluente sem cloro e as diversas dosagem de desinfetante conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Variação do sulfeto com a dosagem de cloro.

DOSAGEM DE CLORO (ppm)	Esgoto tratado (sem cloração)	10	20	30	40	50	100	150	200	250
SULFETO (mg S ² /mL)	2052,0	1804	1808	1844	1862	1826	1879	1839	1826	1848

Os valores utilizados para execução dos testes de desinfecção estão localizados dentro da faixa de cloraminas na curva de demanda para este efluente. Foram dosadas concentrações de cloro de 10, 20 e 30 ppm para teste de desinfecção com tempos de contato de 15, 30 e 45 minutos. Para o COT, COD e THM os valores dosados de cloro foram os mesmo nos mesmos tempos de contato do processo. A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos com a desinfecção na faixa de cloraminas para as ETE selecionadas nesse estudo.

Tabela 7 – Teores de EC, CT e Concentração x Tempo (CrT) na desinfecção com hipoclorito de cálcio na faixa de cloraminas.

Concentração de cloro (ppm)	Tempo de contato (min.)	CrT (ppm. min)	ETE01		ETE02	
			EC (NMP/100mL)	CT (NMP/100mL)	EC (NMP/100mL)	CT (NMP/100mL)
0 (zero)	0 (zero)	0 (zero)	$3,30 \times 10^6$	$6,90 \times 10^6$	$5,20 \times 10^6$	$1,60 \times 10^7$
10	15	150	$3,40 \times 10^6$	$5,50 \times 10^6$	$<1,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$
	30	300	$2,10 \times 10^6$	$4,60 \times 10^6$	$<1,0 \times 10^2$	$<1,0 \times 10^2$
	45	450	$>2,40 \times 10^5$	$>2,40 \times 10^5$	$2,9 \times 10^1$	$3,9 \times 10^2$
20	15	300	$2,20 \times 10^6$	$3,70 \times 10^6$	$<1,0 \times 10^2$	$<1,0 \times 10^2$
	30	600	$1,60 \times 10^6$	$4,40 \times 10^6$	$<1,0$	$<1,0$
	45	900	$>2,40 \times 10^5$	$>2,40 \times 10^5$	$<1,0$	$<1,0$
30	15	450	$2,70 \times 10^1$	$3,90 \times 10^2$	$<1,0$	$<1,0$
	30	900	$1,70 \times 10^3$	$6,00 \times 10^3$	$<1,0$	$<1,0$
	45	1350	2	$1,20 \times 10^3$	$<1,0$	$<1,0$

Fonte: este estudo (2016)

A desinfecção testada com a faixa de cloraminas com concentração até 20 ppm de cloro para o efluente da ETE01 não apresentou redução considerável do grupo bacteriológico monitorado, apesar de apresentar queda com a elevação das concentrações e dos tempos de contato. Para a dose de 30 ppm pode-se observar uma redução considerável para o tempo de contato de 45 minutos, onde chegou-se 2 NMP para EC.

HASSEN *et. al* (2000) atingiram valores menores de 10^3 por 100 ml de coliformes fecais ou estreptococos para concentrações de 6,5, 8,6 e 13,6 mg/l de cloro para tempos de contato de 30, 20 e 10 respectivamente. SILVA e SOUZA (2011) monitorando o efluente tratado, após a cloração, de ETE compostas de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio constataram redução de média de 3,0 unidades de log para bactérias do grupo coliforme. Porém, recomenda uma concentração de cloro residual livre entre 2,0 e 2,5 mg L⁻¹ como ótima devido apresentarem melhores resultados de desinfecção.

A Tabela 8 e a Tabela 9 apresentam os resultados obtidos para COT, COD e THM nas ETE01 e ETE02, respectivamente.

Tabela 8 – Resultado de COT, COD e THM para a dosagem de cloro no efluente da ETE 01

Dosagem de cloro (ppm)	Tempo de contato (minutos)	CrT (ppm. min)	COT (ppb)	COD (ppb)	Cloro-fórmio (ppb)	Bromo-dicloro-metano (ppb)	Dibromo-clorometano (ppb)	Bromo-fórmio (ppb)	THM total (ppb)
0 (zero)	0 (zero)	0 (zero)	92,55	82,56	NE	NE	NE	NE	NE
10	15	150	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	30	300	85,46	60,77	3,4	3,88	3,00	5,58	15,86
	45	450	87,14	57,51	1,65	1,16	0	0,27	3,08
20	15	300	87,5	51,82	2,1	1,13	0	0,12	3,35
	30	600	84,43	54,2	2,1	1,07	0	0,08	3,25
	45	900	88,74	54,47	2,08	1,04	0	0,02	3,14
30	15	450	91,52	54,92	2	1,13	0	0,04	3,17
	30	900	88,05	55,69	1,98	1,1	0	0	3,08
	45	1350	91,15	60,12	1,98	1,14	0	0	3,12

NE-não executado

Tabela 9 – Resultado de COT, COD e THM para a dosagem de cloro no efluente da ETE 02

Dosagem de cloro (ppm)	Tempo de contato (minutos)	CrT (ppm. min)	COT (mg/L)	COD (mg/L)	Triclorometano (ppb)	Dicloro-metano (ppb)	Dibromo-metano (ppb)	Tribromo-metano (ppb)	THM total (ppb)
0 (zero)	0 (zero)	0 (zero)	100,3	81,79	NE	NE	NE	NE	NE
10	15	150	96,04	73,42	5,1	2,08	0 (zero)	0 (zero)	7,18
	30	300	97,65	70,56	4,96	2,01	0 (zero)	0 (zero)	6,97
	45	450	92,48	65,83	4,67	1,91	0 (zero)	0 (zero)	6,58
20	15	300	92,47	60,1	6,65	2,91	0,3	0,23	10,09
	30	600	93,15	69,69	6,54	2,78	0,25	0,13	9,7
	45	900	91,12	65,58	6,56	2,77	0,18	0,2	9,71
30	15	450	90,73	66,56	6,5	2,15	0 (zero)	0 (zero)	8,65
	30	900	89,77	65,7	6,81	2,06	0 (zero)	0 (zero)	8,87
	45	1350	90,31	64,65	6,87	2,08	0 (zero)	0 (zero)	8,95

NE-não executado

Os valores detectados de THM total variaram de 15,86 a 3,08 ppb para as amostras analisadas das duas estações. Como a legislação nacional não estabelecer valores de THM para lançamento de efluentes podemos tomar como referência o valor determinado para água potável que é de 0,1 mg/L, ainda assim os valores detectados foram abaixo do permitido, atendendo essa legislação.

A nível estadual a legislação estabelece um valor de 1,0 mg/L de clorofórmio para lançamento de efluente. O clorofórmio foi identificado somente no efluente da ETE 01 como subproduto da desinfecção, atingindo valores que estavam dentro da faixa de 3,4 a 1,65 ppb. Dessa maneira os resultados de clorofórmio encontrados estão em conformidade com o estabelecido pela legislação estadual.

Não foi observado uma evolução do clorofórmio com a elevação da dosagem de cloro

como apresentou PIANOWSKI e JANISSEK (2003). Porém o clorofórmio foi detectado em maior quantidade que bromodiclorometano e o bromoformio e clorodibromometano foram detectados apenas em algumas análises.

Os resultados baixos de THM total podem ser atribuídos as dosagens de cloro utilizadas no teste de desinfecção do efluente que foram baixas e estavam dentro da faixa de cloraminas concordando com METCALF & EDDY (2016) e HUA e RECKHOW (2007).

O carbono orgânico total apresentou uma pequena redução com a variação do tempo e elevação da dosagem do desinfetante. Mesma tendência foi observado para o carbono orgânico dissolvido. Este resultado era esperado já que o cloro oxida a matéria orgânica e está de acordo com EL-REHAILI (1995) que não encontrou alterações significativas no COT com as dosagens de cloro.

6 CONCLUSÕES

O sistema de tratamento de efluentes em estudo apresenta na saída do conjunto de reatores um quantitativo ainda elevado de compostos oxidáveis, fazendo a etapa de desinfecção nas ETE selecionadas importante para o enquadramento do efluente com vistas ao lançamento no corpo receptor. Também se pode verificar que a matéria orgânica e a amônia constituem a maioria dos compostos oxidáveis presentes no efluente líquido estudado e que irão demandar cloro no processo. Outros compostos oxidáveis, incluindo sulfetos, constituem uma fração menor dos oxidáveis no efluente analisado.

O efluente da ETE Aracapé III, tratado biologicamente por unidades UASB, por apresentar um muito teor de compostos oxidáveis, apresentou um maior consumo de cloro, não se observando o ponto de quebra da cloração até a dosagem de 300 mg/L de cloro. Para o efluente da ETE Pequeno Mondubim, com menor quantidade de oxidáveis, mas ainda valores elevados, apresentou ponto de quebra na faixa de dosagens de 200 a 250 mg/L de cloro.

A utilização de uma dosagem de cloro de 30 ppm de cloro, dentro da faixa de cloraminas, para a desinfecção do efluente da ETE Aracapé III e de 10 ppm para ETE Pequeno Mondubim, respectivamente, são suficientes para enquadrar o efluente no parâmetro bacteriológico definido pela legislação.

Os resultados de THM para dosagens de cloro de até 30 ppm e para os tempos de contato de 15, 30 e 45 minutos foram baixos, concordando com diversos estudos da literatura que afirmam que a produção de THM na faixa de dosagem de cloraminas é pequena.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; VAN HAANDEL, A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic, and a Complementary Treatment of Domestic Sewage in Regions with Hot Climates – A Review. **Bioresource Technology**, v. 97 (17), p. 2225-2241, 2006.
- ANDREOLI, C. V. (coord.) **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993.
- ÁVILA, R. O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. 2005. 166 f. Tese (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Programas de Pós-Graduação de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
- AZZOUZ, A.; BALLESTEROS, E. Influence of seasonal climate differences on the pharmaceutical, hormone and personal care product removal efficiency of a drinking water treatment plant. **Chemosphere**, v. 93, p. 2046-2054, 2013.
- BAILEY, M. M.; COOPER, W. J.; GRANT, S. B. In situ disinfection of sewage contaminated shallow groundwater: A feasibility study. **Water Research**, v. 45, p. 5641-5653, 2011.
- BASTOS, G. S. M. **Avaliação da eficiência da radiação gama na desinfecção de esgoto doméstico bruto e esgoto tratado em reatores UASB**. 2006. 116 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química Nova**, v. 30 (3), p. 651-666, 2007.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2014**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016. 212 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 jan. 2001.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 mai. 2011a.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2011b.

CAVALLINI, G. S. **Estudo do ácido peracético na desinfecção de esgoto sanitário: influência das características físico-químicas do efluente, determinação de concentração residual e cinética de degradação**. 2011. 88 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2011.

CAVALLINI, G. S.; CAMPOS, S. X.; SOUZA, J. B.; VIDAL, C. M. S. Utilização do ácido peracético na desinfecção de esgoto sanitário: uma revisão. **Semina: ciências exatas e tecnológicas**, v. 33, p. 27-40, 2012.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Portaria nº 154, de 22 de julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. **Diário Oficial do Estado [Ceará]**, Fortaleza, CE, 01 out. 2002.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic reactors**. Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 4. London: IWA, 2007. 175 p.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por sistemas de desinfecção. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; BRESSANI RIBEIRO, T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, p. 649-679, 2015.

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. **Water Research**, v. 46, p. 3434-3470, 2012.

CHUANG, Y. H.; LIN, A. Y. C.; WANG, X. H.; TUNG, H. H. The contribution of dissolved organic nitrogen and chloramines to nitrogenous disinfection byproduct formation from natural organic matter. Science direct. Water research, v. 47, p. 1308-1316, 2013.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. [Descritivo do projeto da ETE Aracapé III e ETE Pequeno Mondubim]. **Comunicação eletrônica** (e-mail). 2015.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. [Tecnologias de tratamento empregadas em estações de tratamento de esgoto operadas pela CAGECE no Estado do Ceará]. **Comunicação eletrônica** (e-mail). 2016.

DONNERMAIR, M. M.; BLATCHLEY III, E. R. Disinfection efficacy of organic chloramines. **Water Research**, v. 37, p. 1557–1570, 2003.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. B. (eds.). **Standard methods for examination of water and wastewater**, 21th ed., Washington: American Public Health Association, 2005.

EL-REHAILI, A. M.; Response of BOD, COD and TOC of secondary effluents to chlorination. *Water Research*, v. 29, p. 1571-1577, 1995.

EPA VICTORIA. **Disinfection of treated wastewater: Guidelines for environmental management**. Australia, 2002.

FAYYAD, M; AL-SHEIKH, A. Determination of n-chloramines in As-Samra chlorinated wastewater and their effect on the disinfection process. *Wat. Res.* V. 35, p. 1304-1310, 2001.

FERNANDES, A. N.; GIOVANELA, M.; ALMEIDA, C. A. P.; ESTEVES, V. I.; SIERRA, M. M. D.; GRASSI, M. T. Remoção dos hormônios 17 β -estradiol e 17 α -etinilestradiol de soluções aquosas empregando turfa decomposta como material adsorvente. **Química Nova**, v. 34 (9), p. 1526-1533, 2011.

FISCHER, N. **Sinergia em desinfecção sequencial com aplicação de cloro e radiação ultravioleta**. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental), Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord.) **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427p.

FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**, v. 45 (10), p. 181-186, 2002.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, p. 3-19, 2006.

GHISELLI, G.; JARDIM, W. F. Interferentes endócrinos no ambiente. **Química Nova**, v. 30 (3), p. 695-706, 2007.

GONÇALVES, R. F. (coord.) **Desinfecção de efluentes sanitários**. [Projeto Prosab]. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 438 p.

GONDIM, J. C. C. Projeto técnico: Sistema de esgotos sanitários do conjunto Habitacional Pequeno Mondubim. Fortaleza: CAGECE, 1984.

GONG, T.; ZHANG, X. Detection, identification and formation of new iodinated disinfection byproducts in chlorinated saline wastewater effluents. **Water Research**, v. 68, p. 77-86, 2015.

GOOGLE MAPS. [Mapa de Fortaleza, realçando o bairro Mondubim e destacando com marcadores as ETE Aracapé III e ETE Pequeno Mondubim]. [2016]. Disponível em: <<https://goo.gl/maps/D4jdzR2iPiK2>>. Acesso em: 14 mai. 2016.

HARP, D. L. **Current technology of chlorine analysis for water and wastewater**. Hach Company, 2002.

HASSEN, A.; HEYOUNI, A.; SHAYEB, H.; CHERIF, M.; BOUDABOUS, A. Inactivation of indicator bacteria in wastewater by chlorine – a kinetics study. **Bioresource Technology**, v. 72, p. 85-93, 2000.

HONG, Y.; SONG, H.; KARANFIL, T. Formation of haloacetic acids from dissolved organic matter fractions during chloramination. Science direct. **Water Research**, v. 47, p. 1147-1155, 2013.

- HUA, G.; RECKHOW, D. A. Comparison of disinfection byproduct formation from chlorine and alternative disinfectants. **Water Research**, v. 41, p. 1667-1678, 2007.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.
- LAPOLLI, F. R.; HASSEMER, M. E. N.; CAMARGO, J. G.; DAMÁSIO, D. L.; LOBO-RECIO, M. A. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10 (3), p. 200-208, 2005.
- MA, D.; GAO, B.; SUN, S.; WANG, Y.; YUE, Q.; LI, Q. Effects of dissolved organic matter size fractions on trihalomethanes formation in MBR effluents during chlorine disinfection. **Bioresource Technology**, v. 136, p. 535-541, 2013.
- MACEDO, L. C.; PAULI, E. D.; MANECHINI, B. P.; ZAIA, D. A. M.; SANTADA, H. Remediação de águas residuais por fotocatalise heterogênea: estudo dos parâmetros experimentais aplicados a fotocatalise eletroquímica. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 27 (1), p. 11-21, 2006.
- MARA, D.; LANE, J.; SCOTT, B.; TROUBA, D. Sanitation and Health. **PLoS Medicine**, v. 7 (11), 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pmed.1000363>>. Acessado em: 21/12/2015.
- MATAMOROS, V.; MUJERIEGO, R.; BAYONA, J. M. Trihalomethane occurrence in chlorinated reclaimed water at full-scale wastewater treatment plants in NE Spain. *Science Direct*. **Water Research**, v. 41, p. 3337-3344, 2007.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde humana. **Cadernos de saúde pública**, Rio de Janeiro, v. 10, p. 99-110, 1994.
- NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECA, L. P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 40 (9), p. 926-932, 2012.
- NUVOLARI, A. (Coord.) **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2ª ed. rev. atualizada e ampl. São Paulo: Blucher, 2011.
- OLIVEIRA, E. C. M. **Desinfecção de efluentes sanitários tratados através da radiação ultravioleta**. 2003. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.
- PESSOA, G. P.; SANTOS, A. B.; SOUZA, N. C.; ALVES, J. A. C.; NASCIMENTO, R. F. Desenvolvimento de metodologia para avaliar remoção de estrogênios em estações de tratamento de esgotos. **Química Nova**, v. 35 (5), p. 968-973, 2012.
- PIANOWSKI, E. H.; JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. **Sanare**, v.20(20), p. 6-17, 2003.
- PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB. Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia. Vitória, 2003.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; BOS, R.; GORE, F.; BARTRAM, J. **Safer water, better health: Costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health**. Geneva: World Health Organization, 2008.

REINALDO, G. P. B.; BATISTA, R.O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; FERREIRA NETO, M.; SANTOS, D. B. Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7(2), p. 62-74, 2012.

SANT'ANNA JÚNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 418p.

SHIN, S. P.; KIM, M. S.; CHO, S. H.; KIM, J. H.; CHORESCA JR, C. H.; HAN, J. E.; JUN, J. W.; PARK, S. C. Antimicrobial effect of hypochlorous acid on pathogenic microorganisms. **Journal of the Preventive Veterinary Medicine**, v. 37(1), p. 49-52, 2013.

SILVA, D. F.; VIDAL, C. M. S.; CAVALLINI, G. S.; LESS, F. R.; BONFIM, L. T. Avaliação da potencialidade do uso de ácido peracético e peróxido de hidrogênio na desinfecção de esgoto sanitário. Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais, 8, 2013, Ponta Grossa/PR. **Anais...** Ponta Grossa: Associação dos Engenheiros e Arquitetos de Ponta Grossa, 2013.

SILVA, F. J. A.; LIMA, M. G. S.; MENDONÇA, L. A. R.; GOMES, M. J. T. L. Septic tank combined with anaerobic filter and conventional UASB – results from full scale plants. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 30 (1), p. 133-140, 2013.

SILVA, F. J. A.; SOUZA, R. O. Turbidez e cloro residual livre no monitorização de ETE tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbico. **Acta Scientiarum Technology**, v. 33(4), p. 407-413, 2011.

SILVA, S. S. **Aplicação de radiação UV para desinfecção de efluente da associação de reator UASB e biofiltro aerado submerso**. 2007. 149 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SUN, Y.; WU, Q.; HU, H.; TIAN, J. Effects of operating conditions on THMs and HAAs formation during wastewater chlorination. **Hazardous Materials**, v. 168, p. 1290-1295, 2009.

TILLEY, E.; ULRICH, L.; LUETHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRUEGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2nd Revised Edition. Duebendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2014.

TONG, Y.; YAO, R.; HE, W.; ZHOU, F.; CHEN, C.; LIU, X.; LU, Y.; ZHANG, W.; WANG, X.; LIN, Y.; ZHOU, M. Impacts of sanitation upgrading to the decrease of fecal coliforms entering into the environment in China. **Environmental Research**, v. 149, p. 57-65, 2016.

TORRES, P. Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. **Revista EIA**, v. 9 (18), p. 115-129, 2013.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, p. 21-38, 2006.

VO, P. T.; NGO, H. H.; GUO, W.; ZHOU, J. L.; NGUYEN, P. D.; LISTOWSKI, A.; WANG, X. C. A mini-review on the impacts of climate change on wastewater reclamation and reuse. **Science of the Total Environment**, v. 494, p. 9-17, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. Volume 1. London: IWA publishing, 2005.

WU, Q. Y.; HU, H. Y.; ZHAO, X.; LI, Y. Effects of chlorination on the properties of dissolved organic matter and its genotoxicity in secondary sewage effluente under two diferente ammonium concentration. **Chemosphere**, v. 80, p. 941-946, 2010.

ZHANG, H.; QU, J.; LIU, H.; ZHAO, X. Characterization of isolated fractions of dissolved organic matter from sewage treatment plant and the related disinfection by-products formation potential. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 1433-1438, 2009.

ZHANG, W.; DIGIANO, F. A. Comparison of bacterial regrowth in distribution systems using free chlorine and chloramine : a statistical study of causative factors. **Water Research**, v. 36, p. 1469–1482, 2002.