



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

ÍTALO TAENO ABREU

**ESTUDO CINÉTICO DA CLORAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO TRATADO EM
SISTEMA DECANTO-DIGESTOR SEGUIDO DE FILTRO ANAERÓBIO**

**FORTALEZA
2017**

ÍTALO TAENO ABREU

ESTUDO CINÉTICO DA CLORAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO TRATADO EM
SISTEMA DECANTO-DIGESTOR SEGUIDO DE FILTRO ANAERÓBIO

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

Orientador: Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque
Co-orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Adriana Guimarães Costa

FORTALEZA
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI

Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- A162e Abreu, Ítalo Taeno Abreu.
 Estudo Cinético da Cloração de Esgoto Sanitário Tratado em Sistema Decanto-digestor Seguido de Filtro Anseróbio / Ítalo Taeno Abreu Abreu. - 2017.
 67 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Aperfeiçoamento de Professores para a Educação Inclusiva, Campus Fortaleza, 2017.
 Orientação: Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque.
 Coorientação: Profa. Dra. Adriana Guimarães Costa .
1. Tratamento de esgoto. 2. Desinfecção. 3. Hipoclorito de cálcio. 4. Coliformes termotolerantes. 5. Modelagem. I. Título.

CDD 371.9

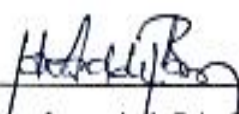
ÍTALO TAENO ABREU

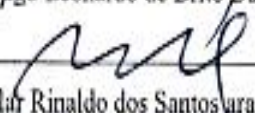
**ESTUDO CINÉTICO DA CLORAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO TRATADO EM
SISTEMA DECANTO-DIGESTOR SEGUIDO DE FILTRO ANAERÓBIO**

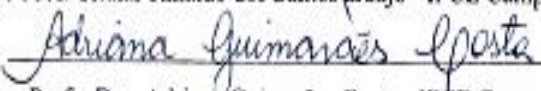
Dissertação submetida à Coordenação do Curso de
Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental
do Instituto Federal do Ceará como requisito para a
obtenção do título de Mestre em Tecnologia e
Gestão Ambiental.

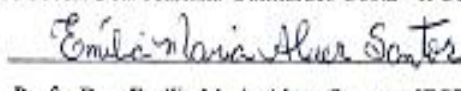
Aprovada em 20/07/2017

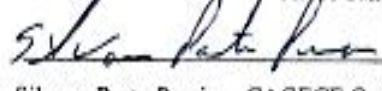
BANCA EXAMINADORA


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


Membro Prof. Titular Rinaldo dos Santos Araújo - IFCE Campus Fortaleza


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


Membro Profa. Dra. Emilia Maria Alves Santos - IFCE Campus Maracanaú


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

Dedico este trabalho a meus avós Otávio Ferreira (*in memoriam*) e Maria Lindes, os quais amo muito, pelo exemplo de vida e família. A eles o meu sincero ãmuito obrigado e eterna gratidão.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar Deus que iluminou o meu caminho durante toda a minha caminhada.

À toda a minha família, em especial aos meus tios Gerliane e Onélio, por seus investimentos em minha educação e apoios constantes em minha vida acadêmica.

À minha mãe, Antônia Eliane, aos meus irmãos, Larissa e Iago, aos meus tios(as) e a todos os meus primos, pela força e pelo carinho que sempre me deram, a quem sou eternamente grato.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Hugo Buarque, a quem sou grato pelo aprendizado e por sua dedicação no tempo que trabalhamos juntos.

À minha co-orientadora, Prof. Dr^a. Adriana Costa, por sua disposição e atenção em contribuir para a realização deste trabalho, e ainda pelo imenso incentivo a iniciar esse mestrado.

Ao meu amigo, Prof. Bemvindo Gomes, a quem sou eternamente grato por ter me transmitido tantos conhecimentos, sendo este um dos principais incentivadores ao longo da minha experiência acadêmica.

Ao LQA/IFCE e aos bolsistas que fizeram parte dessa pesquisa, em especial a turma da desinfecção: Raissa, Thais, Rodrigo, Geritsa, Ana, Letícia, Lucas e Gabriela. Deixo a vocês minha gratidão pela ajuda e companhia durante todas as etapas do desenvolvimento desta pesquisa.

À CAGECE por contribuir tecnicamente e disponibilizar a infraestrutura da ETE Pequeno Mondubim para coleta dos efluentes usadas na pesquisa.

Um agradecimento muito especial às minhas queridas amigas e companheiras de mestrado: Andreza, Alana e Sandra, pelo apoio e amizade ao longo desses anos.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental/IFCE, que com cobranças e palavras de apoio, trouxeram-me muito conhecimento.

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

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento pelo apoio financeiro e pelas bolsas de iniciação tecnológicas (Processo nº 468875/2014-0).

Agradeço à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa durante todo o período de realização deste mestrado.

A todos que de forma direta e indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Neste estudo, a cinética da desinfecção de efluentes oriundos de tratamento anaeróbio (decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio) com hipoclorito de cálcio foi avaliada e modelada. As amostras de esgoto utilizadas foram coletadas na ETE Pequeno Mondubim, Fortaleza-CE, logo após o tratamento biológico, ao longo dos meses de maio e dezembro de 2016. Análises físicas, químicas e microbiológicas foram realizadas previamente aos ensaios de desinfecção, para a caracterização do efluente intermediário coletado. Os ensaios de desinfecção foram realizados em reator de bancada utilizando 3 litros de efluente recém-coletado sob agitação de 30 rpm, com pH inicial ajustado para $7,0 \pm 0,1$ em diferentes temperaturas (25, 30 e 35°C). As dosagens de cloro empregadas foram de 6, 9 e 12 mgCl₂/L e os tempos de contato de até 60 minutos. O comportamento cinético do processo foi avaliado em termos da remoção de coliformes termotolerantes, empregando-se os modelos de Chick e de Hom e o modelo de Hom modificado. O efluente avaliado apresentou características típicas de efluente tratado anaerobiamente, com pH praticamente neutro, amônia total elevada e turbidez relativamente baixa. Os teores de coliformes termotolerantes no efluente do sistema anaeróbio também foram elevados ($\sim 10^6$ NMP/100 mL), evidenciando a importância de processos de desinfecção após o tratamento biológico empregado. Os teores finais de cloro em um tempo de contato de 10 minutos conseguiram enquadrar o efluente conforme a legislação vigente. Os resultados obtidos também demonstraram que o modelo de Chick pode adequadamente representar a cinética de decaimento patogênico para pequenos tempos de contato nas condições experimentais testadas, o modelo de Hom, conseguiu se adequar bem ao longo de todas as etapas do decaimento microbiano, já o seu modelo modificado, apresentou uma melhoria significativa na aderência aos dados, mostrando a importância de modelar esse sistema em função da temperatura.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto. Desinfecção. Hipoclorito de cálcio. Coliformes termotolerantes. Modelagem.

ABSTRACT

In this study, a kinetics of the disinfection of effluents from anaerobic treatment (decant-digester followed by anaerobic filter) with calcium hypochlorite for evaluated and model. The sewage samples were collected in the WWTP Pequeno Mondonim, Fortaleza-CE, shortly after the biological treatment, during the months of May and December 2016. Physical, chemical and microbiological analyzes were carried out previously for disinfection tests, for a characterization of the collected intermediate effluent. The disinfection tests were carried out in a bench reactor using 3 liters of freshly collected effluent under agitation of 30 rpm, with initial pH adjusted to 7.0 ± 0.1 at different temperatures (25, 30 and 35 ° C). Chlorine dosages employed were 6, 9 and 12 mgCl₂/L and the contact times were up to 60 minutes. The kinetic behavior of the process was evaluated in terms of the removal of thermotolerant coliforms, using the Chick and Hom models and modified Hom model. The evaluated effluent presented typical characteristics of anaerobically treated effluent, with practically neutral pH, high total ammonia and relatively low turbidity. The non-effluent thermotolerant coliform contents of the anaerobic system were also high ($\sim 10^6$ NMP/100 mL), evidencing the importance of disinfection processes after the biological treatment used. The final contents of chlorine in a contact time of 10 minutes were able to consult and effluent according to the current legislation. The results obtained also demonstrate that the Chick model can adequately represent a decomposition kinetics for difficult times of contact. Experimental tested, the Hom model, managed to fit well throughout all stages of microbial decay, and its modified model, presenting a significant amount of data, showing the importance of modeling this system as a function of temperature.

Keywords: Sewage treatment. Disinfection. Calcium hypochlorite. Thermotolerant coliforms. Modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 ï Esquema ilustrativo dos processos no decanto-digestor.	17
Figura 2 ï Esquema ilustrativo de um filtro anaeróbio.....	19
Figura 3 ï Representação esquemática de um sistema de tratamento de esgoto formado de decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio.	20
Figura 4 - Influencia do tempo de contato e da concentração do desinfetante na inativação de microrganismos patogênicos.	26
Figura 5 ï Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH.	31
Figura 6 ï Comparativo da eficiência de inativação de 99% de microrganismos.....	32
Figura 7 ï Curva ilustrativa de reação entre o cloro residual e a amônia	33
Figura 8 - Inativação de microrganismos em função do tempo	35
Figura 9 ï Fluxograma da ETE Pequeno Mondubim.	36
Figura 10 ï Experimentos cinéticos preliminares em teste de jarros.....	38
Figura 11 ï Reator TEC-BIO-FLEX usado nos ensaios cinéticos	39
Figura 12 - Diagrama de Pareto dos ensaios cinéticos de desinfecção.....	46
Figura 13 - Dados cinéticos de inativação dos microrganismos em termos de CTT no efluente intermediário de ETE após dosagem de cloro nas concentrações de 6 a 12 mgCl ₂ /L. Agitação de 30 rpm.....	49
Figura 14 ï Decaimento microbiano do efluente de acordo com o modelo Chick: pontos são dados experimentais e a linha é o modelo de Chick ajustado aos dados.	51
Figura 15 - Decaimento microbiano do efluente de acordo com o modelo de Hom: pontos são dados experimentais e a linha é o modelo de Hom ajustado aos dados.....	53
Figura 16 - Decaimento microbiano do efluente de acordo com a lei de Hom modificada: pontos são dados experimentais e a linha é o modelo de Hom modificado ajustado aos dados.	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Vantagens e desvantagens do decanto-digestor.	18
Tabela 2 - Eficiências do sistema de DD+FA nos estados de Minas Gerais e São Paulo.	22
Tabela 3 - Eficiências do sistema de DD+FA em Fortaleza/CE.....	22
Tabela 4 - Concentrações médias e eficiência de um sistema de tanque decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio.	22
Tabela 5 - Principais doenças relacionadas às águas contaminadas pelos esgotos.	23
Tabela 6 - Dados de concepção projeto para a ETE Pequeno Mondubim.	36
Tabela 7 - Parâmetros analíticos e metodologias utilizadas na caracterização do efluente. ...	37
Tabela 8 - Fatores e níveis das diversas variáveis usadas nos experimentos de desinfecção. .	40
Tabela 9 - Valores mínimos, máximos, médios e desvios padrões das variáveis físicas, químicas e biológicas do esgoto bruto a ETE Pequeno Mondubim.	42
Tabela 10 - Classificação dos esgotos quanto à concentração de diferentes parâmetros físicos e químicos.....	43
Tabela 11 - Valores médios, mínimos, máximos e desvios padrões das variáveis físicas, químicas e biológicas do esgoto tratado no DD+FA ETE Pequeno Mondubim.	43
Tabela 12 - Avaliação do teor de CTT e da concentração de CRL e CRT.	46
Tabela 13 - Valores dos parâmetros cinéticos do modelo de Chick estimados para a desinfecção do efluente estudado a diferentes temperaturas.....	50
Tabela 14 - Valores dos parâmetros cinéticos do modelo de Hom estimados para a desinfecção do efluente estudado em diferentes temperaturas.....	52
Tabela 15 - Valores dos parâmetros e da energia de ativação modelo modificado de Hom estimados para a desinfecção do efluente estudado.....	55
Tabela 16 - Valores dos parâmetros cinéticos do modelo modificado de Hom estimados para a desinfecção do efluente estudado em diferentes temperaturas.....	55

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

AT	Amônia Total
C.C	Cloro Combinado
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
Conama	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CRL	Cloro Residual Livre
CRL	Cloro Residual Total
CT	Coliformes Totais (não confundir com valor CT)
CTT	Coliformes Termotolerantes
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DD	Decanto-digestor
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FA	Filtro Anaeróbio
IFCE	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará
LMA	Laboratório de Limnologia e Microbiologia Ambiental
LQA	Laboratório de Química Analítica
N	Nitrogênio
N-amoniacal	Nitrogênio Amoniacal
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
T	Temperatura
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
Turb	Turbidez
THM	Trihalometano
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor</i>
V _T	Volume Total

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS	15
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos específicos.....	15
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
3.1 Sistema decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio	16
3.2 Tratamento de esgoto e saúde pública	23
3.3 Desinfecção dos esgotos sanitários	24
3.3.1 Natureza do microrganismo e tempo de contato	25
3.3.2 Características físicas e químicas do efluente	26
3.3.3 Espécie e concentração do desinfetante	29
3.4 Cinética da desinfecção	33
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
4.1 Caracterização da área de estudo	36
4.2 Características do esgoto	37
4.3 Ensaio cinéticos	38
4.3.1 Ensaio cinéticos preliminares	38
4.3.2 Ensaio cinéticos de eficiência de desinfecção	39
4.4 Modelagem	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
5.1 Caracterização do esgoto	42
5.2 Planejamento Experimental	45
5.3 Estudos Cinéticos	47
5.4 Modelagem dos Dados Cinéticos.....	50
5.4.1 Modelo matemático de Chick	50
5.4.2 Modelo matemático de Hom.....	52
5.4.3 Modelo modificado de Hom	54
6 CONCLUSÕES.....	58
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

1 INTRODUÇÃO

A possibilidade da água ser veículo transmissor de doenças foi entendida há muitos anos (DANIEL, 2001). Registros a respeito de estudos e obras com objetivo de melhoria da qualidade da água datam de 2.000 a.C. Posteriormente há menções de Hipócrates sobre atividades neste sentido na Grécia antiga (BAKER, 1949 apud LEAL, 2001; ALVES, 2010).

A contaminação de seres humanos por águas residuárias pode ser causada por vírus entéricos, bactérias ou parasitas intestinais (helminthos e protozoários) presentes em grandes quantidades no esgoto sanitário (GONÇALVES, 2003), sendo necessário que os processos de tratamento de esgotos sejam eficazes na remoção ou inativação de agentes patogênicos antes que o efluente tratado seja lançado no meio ambiente.

Os tratamentos primários e secundários convencionais não são suscetíveis a reduzir as concentrações de patógenos em mais de 90 a 99%, especialmente os vírus entéricos (SOBSEY *et al.*, 1998). Desta forma, o processo de desinfecção de águas de abastecimento e esgotos sanitários é condição de extrema relevância para o controle de doenças de veiculação hídrica (SOUZA; DANIEL, 2005). O uso de desinfetantes em esgotos é uma prática que busca inativar seletivamente espécies de organismos, em especial aquelas que ameaçam a saúde humana, em consonância com os padrões de qualidade estabelecidos para diferentes situações. Essa técnica vem sendo cada vez mais utilizada, visando benefícios econômicos e melhoria da saúde ambiental (MEYER, 1994).

Segundo Gonçalves (2003), a implantação da desinfecção em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), bem como a escolha do agente desinfetante adequado a empregar é uma tarefa árdua. Campos (1993) propõe que a desinfecção de esgotos sanitários deve ter cada caso estudado em particular, uma vez que os mecanismos de desinfecção são complexos e dependem das propriedades físicas e químicas do desinfetante, da natureza do microrganismo e das características da água residuária a ser desinfetada, especialmente relacionando-se ao pH, aos materiais em suspensão, ao nitrogênio amoniacal e ao teor de matéria orgânica.

A aplicação do cloro como agente desinfetante, nas suas diversas formas, tem sido uma das tecnologias mais utilizadas no processo de desinfecção de águas residuárias. Isto se deve às suas propriedades oxidantes, biocidas e, principalmente, por seu baixo custo e fácil manuseio em relação aos demais produtos disponíveis no mercado.

Um aspecto importante a ser considerado no processo de desinfecção utilizando cloro, são as interações entre ele e os compostos presentes no esgoto. Essa relação pode causar efeitos positivos e/ou negativos sobre a eficiência deste desinfetante. No que diz respeito à efeitos positivos, pode-se citar a remoção de cor e de turbidez, entre outros. No que se refere aos efeitos negativos, pode-se mencionar que a formação de subprodutos indesejáveis, tais como trihalometanos e a suscetibilidade da amônia com eventual redução no potencial de desinfecção. É por isso que se deve considerar o controle físico e químico no processo de desinfecção de águas residuárias.

O dimensionamento e projeto de um sistema de desinfecção requer o conhecimento da taxa de inativação do microrganismo a ser eliminado no meio pelo desinfetante empregado. Neste contexto, o estudo da concentração do desinfetante, da temperatura e do pH do efluente sobre a cinética do processo possibilitará definir a combinação mais eficiente para otimizar a cloração.

Em geral, a aplicação de cloro e derivados, além de satisfazer o objetivo de desinfecção, pode modificar as características físicas e químicas do esgoto tratado, por conseguinte, alterar a qualidade do efluente final. Considerando-se a importância de uma adequada avaliação do comportamento cinético do cloro em esgotos previamente tratados, objetivou-se neste estudo, avaliar a cinética do processo de desinfecção com hipoclorito de cálcio em diferentes condições operacionais em efluente proveniente de um sistema anaeróbio (decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o comportamento cinético da desinfecção de esgotos domésticos após tratamento biológico em planta com tratamento anaeróbio utilizando hipoclorito de cálcio em dosagens na faixa de predominância de cloraminas.

2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos do trabalho são:

- Caracterizar as amostras de esgoto sanitário tratado biologicamente por um sistema de decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio;
- Aplicar e avaliar planejamento fatorial fracionado (meia fração) na otimização das condições experimentais de determinação de curvas cinéticas de desinfecção do efluente doméstico estudado;
- Determinar e modelar curvas cinéticas de desinfecção do esgoto tratado estudado numa faixa de concentração de 6 a 12 mgCl₂/L em termos de redução de coliformes termotolerantes em diferentes temperaturas (25, 30 e 35°C);

3 REVISÃO DE LITERATURA

A seguir, são apresentados os fundamentos gerais do tratamento anaeróbio com sistema decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio. Também é feita uma revisão sobre a importância do tratamento de esgoto na saúde pública, sobre o processo de desinfecção no tratamento de esgoto, bem como as principais características do esgoto que influenciam a cloração e a cinética da desinfecção.

3.1 Sistema decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio

Os processos anaeróbios de tratamento de esgoto baseiam-se na remoção de matéria orgânica particulada e/ou dissolvida por meio de microrganismos na ausência de oxigênio livre (NASCIMENTO, 1996). A digestão anaeróbia que ocorre nesses reatores é um processo biológico, no qual diversos microrganismos promovem a transformação de compostos orgânicos complexos (proteínas, lipídios e carboidratos) em moléculas mais simples como gás carbônico e metano. Os reatores anaeróbios, geralmente, são sistemas de simples construção e operação, que funcionam muito bem em lugares de clima quente (ÁVILA, 2005).

Chernicharo *et al.*, (2001) cita as principais vantagens dos processos anaeróbios:

- a) Baixo consumo de energia e custos operacionais baixos;
- b) Baixa demanda de área;
- c) Baixos custos de implantação;
- d) Baixa produção de sólidos, 5 a 10 vezes menor à que ocorre nos processos aeróbios;
- e) Produção de metano, um gás combustível com alto teor calorífico;
- f) Possibilidade de preservação da biomassa sem alimentação do reator, por vários meses;
- g) Baixo consumo de nutrientes.

Entre os reatores anaeróbios mais utilizados no país estão os decanto-digestores seguidos de filtros anaeróbios (CAMPOS *et al.*, 1999).

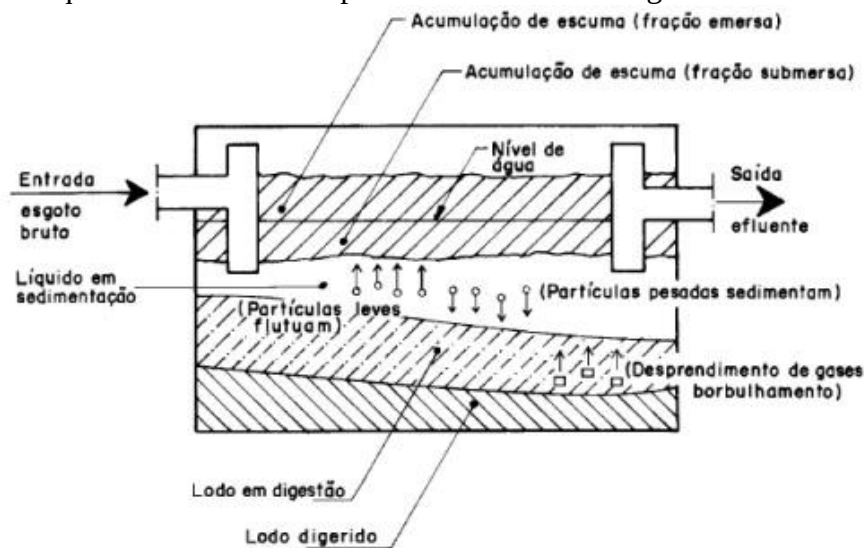
Os decanto-digestores, também conhecidos como fossas sépticas ou tanques sépticos, foram os precursores do tratamento anaeróbio de efluentes, sendo desenvolvidos na França, em 1860, por Jean Louis Mouras e vem sendo utilizado e aperfeiçoado mundialmente até os dias atuais (TEIXEIRA, 2009). Podem ter forma cilíndrica ou prismática e são providos de aberturas para entrada do esgoto e saída do efluente tratado (JORDÃO; VOLSCHAN

JUNIOR, 2009). Neles, o esgoto é tratado por meio dos processos de sedimentação, flotação e digestão (NBR, 1993).

Conforme Andrade Neto *et al.*, (1999a), os tanques de câmaras divididas em compartimentos horizontais compõem um único tanque coberto, dividido por uma parede interna vazada, formando duas câmaras em série. É necessário que a primeira seja maior que a segunda, pois é onde ocorre o acúmulo de maior quantidade de lodo ativo, e por isso, onde se dá a remoção significativa da matéria orgânica dissolvida. A segunda câmara permite melhor sedimentação, pois há menos turbulência, o que facilita a remoção de sólidos suspensos.

O decanto-digestor tem como principais funções: reter os despejos domésticos e/ou industriais por um período determinado, permitir a sedimentação dos sólidos, a decomposição da parte orgânica e a retenção do material graxo. Na Figura 1 é mostrado um esquema ilustrativo dos processos que ocorrem no decanto-digestor.

Figura 1 – Esquema ilustrativo dos processos no decanto-digestor.



Fonte: Adaptado de NBR 7229 (1993).

Conforme Ercole (2003), os decanto-digestores realizam múltiplas funções:

- Decantação: Separação dos sólidos, líquidos e gases, por diferença de peso específico;
- Sedimentação: Processo de deposição de sólidos de densidade maior que a água por ação da gravidade;
- Flotação: Pequenas bolhas de gases, produzidas na digestão anaeróbia, aceleram a ascensão de partículas menos densas, formando a espuma. Segundo Andrade Neto *et al.*, (1999a), a camada de espuma formada pode ter espessura de 20 a 25cm, e constitui-se por gorduras (óleos e graxas) e produtos orgânicos biodegradáveis.

Os decanto-digestores têm eficiências em torno de 60% para redução de SST e 50% de redução nos teores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), contudo nota-se que a eficiência decai com a falta de limpeza regular no reator. Ávila (2005) cita outras condições que influenciam a eficiência de tipo de sistema: carga orgânica volumétrica, carga hidráulica, geometria, arranjo das câmaras, temperatura e condições de operação.

Para Jordão e Pessôa (1995), essa tecnologia é enquadrada na categoria de tratamento primário, mas produz efluente de qualidade razoável, que pode ser encaminhado a um pós-tratamento, de preferência aquele que remove matéria orgânica dissolvida. No Brasil, o filtro anaeróbio tem sido a tecnologia mais utilizada como pós-tratamento de decanto-digestores (ÁVILA, 2005). A Tabela 1 é apresentada as principais vantagens e desvantagens do decanto-digestor.

Tabela 1 - Vantagens e desvantagens do decanto-digestor.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Construção e operação muito simples e de baixo custo;	Efluente pode apresentar aspecto desagradável;
Baixa produção de lodo;	Deficiente para remoção de patógenos;
Resiste às variações do afluente;	Baixa remoção de Nitrogênio e fósforo;
Adequado para o tratamento de esgoto fresco.	Pode apresentar maus odores no equipamento.

Fonte: Von Sperling (1996).

A utilização de filtros anaeróbios no tratamento de esgotos é datada desde 1950. Entretanto, ainda é uma tecnologia em pleno desenvolvimento (ANDRADE NETO, 2001). A NBR 13.969 (ABNT, 1997) define filtro anaeróbio como um reator biológico com esgoto em sentido ascendente, composto por uma câmara inferior vazia e uma câmara superior preenchida de meio filtrante, o qual se encontra submerso, onde atuam microrganismos facultativos e aeróbios, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica dissolvida, sendo bastante utilizado para a retenção de sólidos. Um esquema ilustrativo de filtro anaeróbio é mostrado na Figura 2.

O esgoto é depurado ao percolar entre os interstícios do meio suporte, estando em contato com o lodo ativo retido. Este é responsável pela conversão dos compostos orgânicos solúveis em produtos intermediários e finais, especificamente metano e gás carbônico.

Figura 2 ï Esquema ilustrativo de um filtro anaeróbio.



Fonte: Costa (2007).

Segundo Daniel (2001), os principais fenômenos que ocorrem no filtro são:

- Retenção de sólidos de pequenas dimensões até partículas muito finas e coloidais, por contato com o material suporte recoberto de biofilme e por sedimentação forçada;
- Ação metabólica dos microrganismos do biofilme do lodo retido nos interstícios sobre a matéria dissolvida.

De acordo com Andrade Neto *et al.* (1999b), o principal objetivo dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo é assegurar maior tempo de retenção celular, para obter contato longo entre biomassa ativa e o esgoto a ser tratado. Eles exploram a imobilização das bactérias, na forma de biofilme, flocos ou grânulos, em maior tempo e concentração possíveis. De acordo com Ercole (2003), os filtros anaeróbios apresentam grandes vantagens relacionadas a seguir:

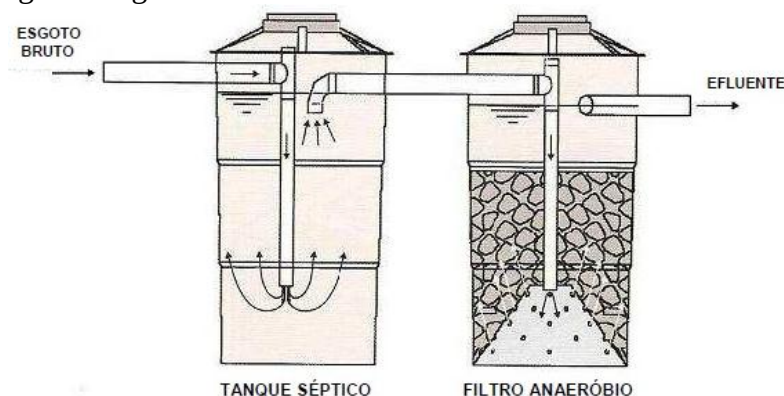
- Efluente clarificado;
- Efluente com baixa concentração de matéria orgânica;
- Não necessita de consumo de energia;
- Remoção significativa da matéria orgânica dissolvida;
- Baixa produção de lodo;
- Efluente pode ser descartado no solo;
- Resiste bem às variações de vazão afluente;
- Não exigem grandes alturas ou escavações profundas;
- Construção e operação simples;
- Não necessita de lodo inoculador;
- Liberdade de projeto em termos de configurações e dimensões.

Filtros anaeróbios são utilizados para pós-tratamento de outras unidades anaeróbias porque, além de complementar o tratamento, sua capacidade de reter sólidos e de recuperar-se de sobrecargas qualitativas e quantitativas confere elevada segurança operacional ao sistema e maior estabilidade ao efluente, mantendo as vantagens do tratamento anaeróbio: produz pouco lodo, não consome energia, tem operação simples e baixo custo (ANDRADE NETO, 2002).

O filtro anaeróbio não possui apenas a finalidade de pós-tratar os efluentes de pequenos decanto-digestores. Tanto que os filtros anaeróbios vêm sendo utilizados no Brasil para o pós-tratamento de efluentes de grandes decanto-digestores e de reatores anaeróbios de manta de lodo com vazões superiores a 40 litros por segundo (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Segundo Jordão e Volschan Junior (2009), a grande vantagem do sistema decanto-digestor seguida por filtro anaeróbio (DD+FA) é ter simples operação e de não utilizar nenhum tipo de equipamento eletromecânico, trabalhando somente com a força da gravidade. A eficiência chega a 80% de redução de sólidos suspensos (SS) e de 70% de DBO. Chernicharo (2005) apresenta uma representação esquemática do decanto-digestor seguido por filtro anaeróbio (Figura 3).

Figura 3i Representação esquemática de um sistema de tratamento de esgoto formado de decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio.



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2005).

A NBR 41 (ABNT, 1963) foi a primeira norma brasileira a abordar o assunto. Posteriormente, na NBR 7229 (ABNT, 1982), a importância da redução dos compostos orgânicos solúveis remanescentes presentes nos efluentes de decanto-digestor foi acentuada. A norma considera o uso de decanto-digestor apenas como solução provisória para tratamento de esgoto sanitário em áreas carentes de rede coletora. Entretanto, a realidade da infraestrutura de saneamento do país não permitiu a expansão da rede coletora e o tratamento adequado dos esgotos. Dessa forma, impulsionou-se a utilização de sistemas tipo decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio em áreas urbanas densamente habitadas (KAMIYAMA, 1993).

Vieira e Além Sobrinho (1983), experimentaram um sistema decanto-digestor com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 10 a 11 horas no filtro, obtendo eficiência de 85% na remoção de DBO e de 76% na remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO). Os efluentes finais apresentaram concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) na faixa de 45 a 75mg/L e os Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) na faixa de 20 a 35mg/L.

Oliveira (1983) estudou a eficiência em termos de remoção de matéria orgânica de um sistema de decanto-digestor com duas câmaras em série associado a um filtro anaeróbio ascendente, em Campina Grande - PB. O sistema foi alimentado durante 16 meses com esgoto bruto real e chegou às seguintes conclusões: a remoção de DBO e SS na primeira câmara foram de 70% e 77% respectivamente, na segunda câmara resultaram em 75% e 90% e após o filtro, foram obtidos 85% e 92%, respectivamente.

Galvão Júnior *et al.*, (2001) analisaram os resultados operacionais de quatro desses sistemas, a partir de dados históricos coletados nas ETE operadas pela SABESP no período de 1993 a 2000. Os sistemas apresentaram 83% na remoção de DBO e 81% na remoção da DQO, considerando-se uma média das eficiências médias. Os dois sistemas analisados com dados obtidos entre 1997 a 2000, um com 100 e outro com 250 ligações de esgoto, apresentaram eficiências médias de 87% e 81% na remoção da DBO, e, nos quatro, a mais baixa eficiência média foi 80% de remoção da DBO, em condições reais de operação.

Oliveira e Von Sperling (2005) avaliaram o desempenho de 19 estações de tratamento de esgotos urbanos do tipo DD+FA em operação nos estados de Minas Gerais e de São Paulo, o período de abrangência dos dados experimentais de monitoramento das ETE variou de janeiro de 1995 a agosto de 2003. As concentrações e eficiências médias observadas nesse estudo são apresentadas na Tabela 2.

Silva e Souza (2011) estudaram 16 ETE do tipo DD+FA no município de Fortaleza. Ao longo de dez meses foram coletadas dez amostras dos tratamentos em cada ETE, após cloração do efluente com solução de hipoclorito de sódio. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 3.

A Tabela 4 apresenta os resultados médios encontrados por Andrade Neto (2002) ao estudar o efluente de um hotel tratado por decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio, no período de outubro/1997 a março/1998.

Tabela 2 - Eficiências do sistema de DD+FA nos estados de Minas Gerais e São Paulo.

PARÂMETRO	CONSTITUINTE	UNIDADE	DD+FA
DBO	Afluente	(mg/L)	665
	Efluente	(mg/L)	292
	Eficiência de remoção	(%)	59
DQO	Afluente	(mg/L)	1398
	Efluente	(mg/L)	730
	Eficiência de remoção	(%)	51
SST	Afluente	(mg/L)	479
	Efluente	(mg/L)	165
	Eficiência de remoção	(%)	66
NTK ¹	Afluente	(mg/L)	78
	Efluente	(mg/L)	61
	Eficiência de remoção	(%)	24
CTT ²	Afluente	(NMP/100mL)	2,6E+07
	Efluente	(NMP/100mL)	5,3E+0,6
	Eficiência de remoção	Unidades log	0,9

Nota: ¹ Nitrogênio Total Kjeldahl;

² Coliformes Termotolerantes.

Fonte: Oliveira e Von Sperling (2005).

Tabela 3i Eficiências do sistema deDD+FA em Fortaleza/CE.

PARÂMETROS	MÉDIA GEOMÉTRICA	EFICIÊNCIA (%)
Turbidez (uT)	254	41
DQO (mg/L)	461	55
SST (mg/L)	267	55
CTT (org/100mL)	3,9E+04	2,79 ^a
<i>Escherichia coli</i> (org/100mL)	7,4E+03	3,51 ^a

Nota:^a unidade logarítmica.

Fonte: Silva e Souza (2011).

Tabela 4 - Concentrações médias e eficiência de um sistema de tanque decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio.

PARÂMETROS	MÉDIA	EFICIÊNCIA (%)
pH	6,8	-
DQO (mg/L)	325	62
ST (mg/L)	347	33

Fonte: Andrade Neto (2002).

Como os sistemas anaeróbios objetivam fundamentalmente a remoção de matéria orgânica, é necessário um tratamento complementar de seus efluentes (FORESTI *et al.*, 2006). O pós-tratamento de efluente anaeróbio deve ser concentrado na eliminação de organismos patogênicos e remoção de nutrientes. A cloração ainda é a alternativa mais atraente, em razão de maior domínio tecnológico e viabilidade econômica.

3.2 Tratamento de esgoto e saúde pública

A associação entre água contaminada e doença foi primeiramente confirmada por dois investigadores ingleses no século XIX, quando identificaram que a água de um poço era a fonte de infecção de cólera asiática em uma região de Londres. Eles demonstraram, também, que o poço encontrava-se contaminado com esgotos provenientes de uma residência na qual vivia um indivíduo contaminado com a cólera. Este episódio tornou-se um marco na saúde pública, uma vez que conseguiu estabelecer a água como um importante veículo de propagação de doenças (CHERNICHARO, 2001).

As preocupações com a saúde pública e com o ambiente requisitam a ampliação dos sistemas de esgotamento sanitário e do seu tratamento (CHAGAS, 2000). Neste contexto, pode-se idealizar que todo problema relacionado a saneamento estaria sendo solucionado à medida que toda a população tivesse esse recurso disponível. No entanto, a suposição que o esgoto coletado e tratado deixa de ser um agente contaminante não é correta, pois os efluentes finais das ETE ainda são potencialmente nocivos à saúde do homem, uma vez que, os tratamentos convencionais não são, em geral, suficientes para a inativação significativa de organismos patogênicos (CAVALLINI *et al.*, 2012).

Mais recentemente, mesmo com as melhorias sanitárias no Brasil, iniciadas no início do século passado, as quais concorreram para a redução e mesmo erradicação de diversas doenças endêmicas e epidêmicas, as doenças resultantes da falta ou ineficácia de saneamento, especialmente em áreas pobres (favelas, periferias e zona rural) do país, têm agravado o quadro epidemiológico de doenças, tais como dengue cólera, leptospirose e esquistossomose, as quais, em sua maioria, são evitáveis ou mesmo erradicáveis (COSTA, 2007; BRASIL, 2006, 2010). As principais doenças relacionadas às águas contaminadas por esgotos são relacionadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Principais doenças relacionadas às águas contaminadas pelos esgotos.

FORMA DE TRANSMISSÃO	DOENÇA	AGENTE CAUSADOR DA DOENÇA
Ingestão de água contaminada	Disenteria bacilar	Bactéria (<i>Shigella dysenteriae</i>)
	Cólera	Bactéria (<i>Vibrio cholerae</i>)
	Giardíase	Protozoário (<i>Giardia lamblia</i>)
	Paralisia infantil	Vírus (<i>Poliomielites virus</i>)
	Ascaridíase	Helminto (<i>Ascaris lumbricoides</i>)
Contato com água contaminada	Escabiose	Sarna (<i>Sarcoptes scabiei</i>)
	Tracoma	Clamídea (<i>Chlamydia tracomatis</i>)
	Esquistossomose	Helminto (<i>Schistosoma</i>)

Fonte: Adaptado de BARROS *et al.*, (1995).

3.3 Desinfecção dos esgotos sanitários

A desinfecção da água tem sido praticada por milênios, embora os princípios envolvidos no processo não fossem conhecidos. Existem indícios de que o uso de água fervida já era recomendado em 500 a.C., mas alguns historiadores julgam que esta prática era adotada desde o começo da civilização (LABUSCH, 1971). Até que a teoria dos microrganismos fosse estabelecida (LOUIS PASTEUR, 1880), havia a crença de que as doenças eram transmitidas através de odores. A desinfecção da água e dos esgotos surgiu como uma tentativa de se controlar a propagação das doenças através dos odores.

Segundo Souza e Daniel (2005), o processo de desinfecção de águas de abastecimento e esgotos sanitários é condição de extrema relevância para o controle de doenças de veiculação hídrica, tendo como principal objetivo a destruição de microrganismos patogênicos, que podem estar presentes no efluente tratado, que ameaçam a saúde humana e representam riscos de contaminação dos corpos hídricos. No Brasil, a desinfecção tem como objetivo principal a redução de coliformes totais e coliformes termotolerantes (indicadores de contaminação fecal) (PIANOWSKI; JANISSEH, 2003), de modo a cumprir os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 430/2011 em função do lançamento em corpo hídrico receptor.

O interesse na desinfecção dos efluentes sanitários é cada vez maior dada a crescente deterioração das fontes de abastecimento de água para o uso humano (CHERNICHARO *et al.*, 2001; DIAS *et al.*, 2009; LAPOLLI *et al.*, 2005), como também pela importância na proteção da qualidade de água costeiras e superficiais (KUROSHIMA *et al.*, 2007).

Apesar disso, a decisão pela implementação da desinfecção de esgotos sanitários no fluxograma de uma ETE, bem como a escolha de qual agente desinfetante empregar não é uma tarefa simples, pois, além dos custos envolvidos na implantação e na manutenção da operação da etapa da desinfecção, existe a possibilidade da geração de subprodutos potencialmente tóxicos provenientes do uso do agente desinfetante aplicado (DE LUCA, MONTEGGIA, 2003; DIAS *et al.*, 2009).

De acordo com Campos (1993 apud DIAS *et al.*, 2009), a desinfecção de esgotos sanitários deve ter cada caso estudado em particular, uma vez que os mecanismos de desinfecção são complexos e dependem das propriedades dos desinfetantes e das características do esgoto a ser tratado, portanto faz-se necessário escolher aqueles mais apropriados para condições particulares, (Laubush, 1971; Metcalf e Eddy, 1991; Liu, 1999,

White, 1992,1999;Qasim, 1999; Bassani, 2003) entreoutros autores, citam os principais fatores que devem ser considerados na eficiência da desinfecção,que são:

- Natureza do microrganismo;
- Tempo de contato;
- Não ser tóxico para o homem ou animais;
- Características químicas e físicas da água;
- Espécie e concentração do desinfetante;
- Ser tóxico em baixa concentração para os organismos alvos;
- Solúvel em água;
- Natureza do efluente;
- Grau de dispersão do desinfetante na água.

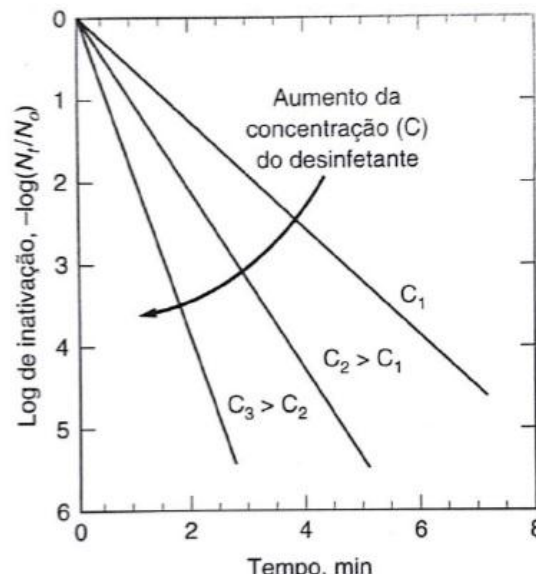
3.3.1 Natureza do microrganismo e tempo de contato

Os microrganismos variam consideravelmente quanto à vulnerabilidade aos agentes desinfetantes químicos em função da sua composição e estrutura. De maneira genérica, a ordem decrescente de resistência evidenciada ao desinfetante compreende: os esporos bacterianos, as células bacterianas, os fungos, as leveduras e os vírus. No entanto, esta ordem de resistência é variável de acordo com o agente químico empregado e com as condições de aplicação. Pode-se dizer então que, o tipo de microrganismo pode afetar a eficiência de desinfecção, já que dependendo da estrutura celular, o patógeno pode ser mais ou menos susceptível a inativação (CAMARGO, 2004).

Outro fator importante relacionado ao processo de desinfecção é o número de microrganismos presentes no efluente. De fato, isto acaba sendo uma das premissas para a desinfecção, já que um maior número de patógenos necessitará de uma dosagem e tempo de contato maior do que o efluente com baixa concentração microbiana (MARTINS; MAZZOLA e PENNA, 2001; METCALF e EDDY, 1991).

O tempo de contato entre o agente desinfetante e o efluente tratado também é de extrema importância para obter um resultado adequado, sendo o aumento deste tempo diretamente proporcional à capacidade de inativação dos microrganismos patogênicos. Uma das formas de reduzir o tempo de contato, mantendo a eficiência do processo de desinfecção, seria aumentando a dosagem do desinfetante, dessa forma, aumentando o poder de destruição neste organismo (CAMARGO, 2004).A influência positiva do tempo de contato e da concentração do agente desinfetante está ilustrada na Figura 4.

Figura 4 - Influencia do tempo de contato e da concentração do desinfetante na inativação de microrganismos patogênicos.



Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

3.3.2 Características físicas e químicas do efluente

Diversos fatores físicos e químicos influenciam nos processos de desinfecção, sendo os mais importantes a temperatura, turbidez, pH e os teores de nitrogênio e matéria orgânica.

Os desinfetantes são comumente aplicados à temperatura ambiente, porém o aumento da temperatura pode favorecer a atividade de alguns agentes desinfetantes. Nos esgotos, a temperatura é, em geral, pouco superior às das águas e mais estáveis que a temperatura do ar (PINTO, 2013). Segundo Von Sperling (1996) e Metcalf e Eddy (2003), a temperatura altera as condições do ambiente e a diversidade biológica. Conforme Daniel (2011), a elevação da temperatura acelera as reações biológicas e químicas, reduz a solubilidade dos gases, diminui a viscosidade, melhorando as consecuições de sedimentação e eleva a taxa de trocas gasosas (pode liberar gases com odores desagradáveis durante o tratamento do esgoto).

O efeito da temperatura na desinfecção dos microrganismos patogênicos pode ser descrito pela Equação (1) de Van't Hoff-Arrhenius. O aumento da temperatura resulta na inativação das enzimas com a quebra na cadeia proteica (LI *et al.*, 2001; RUFFELL, RENNECKER e MARÍÑAS, 2000).

$$k = A e^{-\frac{E_a}{RT}} \quad (1)$$

em que k é a constante de reação de Van't Hoff-Arrhenius; A é o fator de frequência; E_a é a energia de ativação; R é a constante universal dos gases e T é a temperatura absoluta.

Observa-se que, usando a Equação (1), a energia de ativação do processo pode ser estimada a partir de um conjunto de dados de desinfecção em diferentes temperaturas.

A turbidez é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas e de detritos orgânicos (PIVELI; KATO, 2006). Partículas em suspensão no meio aquoso servem como abrigo aos microrganismos e, desta forma, prejudicam a ação do agente desinfetante (METCALF e EDDY, 2016).

O efeito do valor de pH na ação antimicrobiana depende do tipo de desinfetante e dos microrganismos patogênicos. Geralmente, valores de $\text{pH} < 7,0$ sensibilizam células vegetativas e favorecem a difusão do agente desinfetante. A atividade dos compostos de cloro depende do valor de pH do meio de aplicação. O pH exerce influência sobre as reações de hidrólise e ionização do cloro na etapa de desinfecção. O cloro disponível no meio apresenta-se, dependendo do pH, em duas formas: ácido hipocloroso (HClO) a $\text{pH} < 7,0$ e íon hipoclorito (ClO^-) a $\text{pH} > 7,0$ (POHLING, 2009; METCALF e EDDY, 2016).

O aumento do pH diminui a reatividade do cloro, enquanto que a elevação da temperatura aumenta a velocidade de reação (RIBEIRO, 2006). O aumento da temperatura também tem influência direta sobre os organismos, sendo o aumento desta, responsável pela inativação das enzimas com a quebra na cadeia proteica de alguns microrganismos (CAMARGO, 2004).

A aplicação do cloro e de seus compostos na presença de nitrogênio amoniacal desencadeia reações de formação das cloraminas, com menor eficiência que o cloro livre no processo de desinfecção (USEPA, 1999). Isso gera a necessidade de utilização de maiores tempos de contato e/ou dosagens do desinfetante. Portanto, para esgotos sanitários, que contêm quantidades consideravelmente altas de amônia, a desinfecção após o *breakpoint* exigiria concentrações extremamente elevadas de cloro ativo, em função da relação molecular entre o cloro e o nitrogênio amoniacal, inviabilizando técnica e economicamente essa prática (WEF, 1996). Entretanto, isso resulta em vantagem, porque a possibilidade de formação de compostos organoclorados nocivos à saúde é reduzida em relação à cloração da água natural, já que a desinfecção econômica de esgotos se processa praticamente por causa das cloraminas, pois o cloro ativo reage preferencialmente com os compostos de amônia. Ademais, a desinfecção de esgotos, diferentemente da água, não exige inativação total de microrganismos, podendo-se trabalhar com várias faixas de relação entre o tempo de contato e a dosagem aplicada, em função do uso a que se destinará o efluente desinfetado.

A matéria orgânica em diversas formas interfere na ação dos agentes desinfetantes, mais comumente ocorre uma ação entre os compostos altamente ativos e o material orgânico, resultando num complexo menos ativo e deixando uma menor quantidade do agente desinfetante disponível para atacar os microrganismos.

Esta redução é notadamente observada com os compostos altamente ativos como o cloro. Por isso o material orgânico pode proteger os microrganismos da ação do desinfetante, funcionando como uma barreira física. A redução da carga da matéria orgânica previamente à desinfecção é desejável, com o objetivo de minimizar a interferência descrita (MARTINS, MAZZOLA e PENNA, 2001).

Conforme Macêdo (1997), a reação do cloro com alguns compostos orgânicos leva à formação de trihalometanos (THM). Tais precursores são substâncias orgânicas, ácidos húmicos, flúvicos e himatomelânicos, compostos de metahidroxifenol (resorcinol) e β -dicetonas presentes no material húmico, estruturas de pirrol que ocorrem na clorofila, substâncias resultantes da degradação de vegetais e compostos aromáticos que podem estar presentes no meio aquoso.

Os THMs são bastante persistentes e se acumulam no sedimento e em ambientes aquáticos. Além de serem considerados mutagênicos e carcinogênicos são indicadores da possível presença de outros compostos organoclorados subprodutos da cloração, tais como ácidos haloacéticos, haloacetoneitrilas, haloaldeídos, clorofenóis e haletos cianogênicos (MUELLNER *et al.*, 2007). Os THM constituem o grupo predominante gerado como subproduto da cloração. O ácido hipocloroso oxida o íon brometo para formar ácido hipobromoso que reage com a matéria orgânica (ácidos húmicos e fúlvicos) para formar trihalometanos bromados. O cloro reage com as mesmas substâncias orgânicas para formar o clorofórmio, que é o THM mais comumente encontrado na água. A segunda espécie de THM predominante é o bromodiclorometano (SINGER, 1994; WHO, 1996; SINGER, 1999; GOLFINOPOULOS, 2000; WHO, 2000).

Os ácidos acéticos clorados são subprodutos da oxidação formados pela reação do cloro com a matéria orgânica presente na água. Essas substâncias constituem o segundo grupo de subprodutos predominante, formando ácidos dicloroacético e tricloroacético (WHO, 2000).

3.3.3 Espécie e concentração do desinfetante

Em alguns casos, quanto mais concentrado o princípio ativo do desinfetante, maior é a eficácia e menor o tempo de contato necessário para a destruição da mesma carga microbiana.

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 (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), está relacionado com a quantidade e o tempo de contato do desinfetante no meio (METCALF e EDDY, 2016; NUVOLARI, 2011).

Segundo Costa (2007), os desinfetantes podem ser classificados em três grupos:

- a) mecanismos físicos: retenção dos microrganismos por filtração (membrana sintética ou de areia) e aplicação de calor;
- b) agentes de ação fotoquímica: radiação ultravioleta e radiação solar;
- c) agentes químicos: cloro, ozônio, permanganato de potássio, peróxido de hidrogênio, ácido peracético e dicloroisocianurato de sódio.

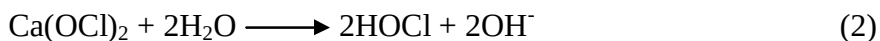
O cloro e seus derivados, tem sido uma das tecnologias mais empregada no processo de desinfecção de esgoto doméstico, o que deve-se em às suas propriedades oxidantes, biocidas e, principalmente, por seu baixo custo e fácil manuseio em relação ao demais produtos disponíveis no mercado (CHERNICHARO, 2001).Entretanto, não existe um desinfetante químico que atenda a todas as especificações e necessidades encontradas, sendo preciso conhecer as características de cada um para se ter subsídios suficientes para a escolha correta do produto, evitando custos excessivos e uso inadequado.

O cloro foi descoberto em 1808, contudo, suas características bactericidas foram demonstradas apenas em 1881 pelo bacteriologista Koch. Desinfetantes a base de cloro foram aprovados pela *American Public Health Association* em 1886, e a partir do século XIX esse agente químico já era utilizado largamente para desinfecção de águas de abastecimento público nos Estados Unidos e na Europa (MACÊDO, 1997).A reatividade do cloro com os mais variados compostos e também na desinfecção de águas está normalmente ligada a diferentes fatores que irão, dependendo de sua característica, favorecer ou não estas reações como relatado anteriormente.

Todas as reações do cloro envolvendo matéria orgânica, amônia e outros compostos ocorrem naturalmente antes do propósito inicial, que seria a desinfecção (RIBEIRO, 2006). Em ordem cronológica, quando um composto clorado é adicionado em águas, ocorre primeiramente a oxidação de compostos orgânicos (demanda de cloro), reações com a amônia (cloro residual combinado), hidrólise (cloro residual livre) e possível formação de THM e outros subprodutos (MACÊDO, 2004).

O cloro, principalmente na forma de hipoclorito de cálcio, vem sendo empregado na desinfecção de esgotos sanitários devido à sua praticidade, baixo custo, efetividade e melhoria nas características do efluente final (redução da cor, turbidez e odor).

O hipoclorito de cálcio é formado por um precipitado da dissolução de cloro gasoso em solução de cal e hidróxido de sódio. Estequiometricamente, compostos puros de hipoclorito de cálcio contêm, em torno de 99,2% de cloro livre (USEPA, 1986). A reação entre o hipoclorito e a água, apresentada na Equação 2, mostra a produção de ácido hipocloroso e das hidroxilas, o que causa a elevação do pH do meio.

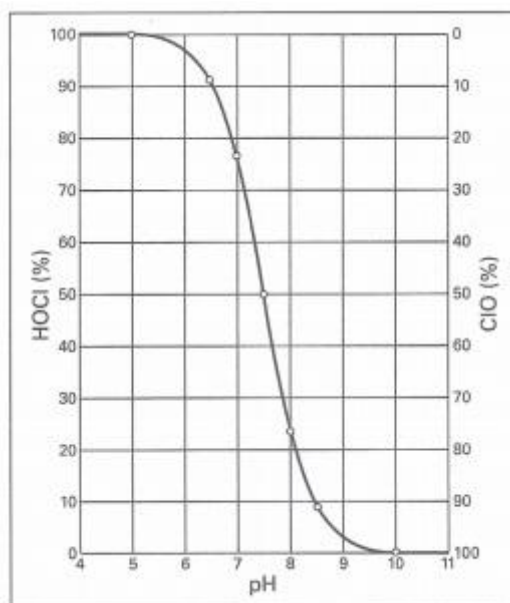


O ácido hipocloroso formado dissocia-se formando íon hipoclorito (OCl^-). A extensão dessa dissociação está ligada ao valor do pH. Em pH ácido ocorre maior formação de ácido hipocloroso e em pH básico acima de 7,5 há maior formação de íon hipoclorito. Na Figura 5, são mostradas as porcentagens da dissociação do ácido hipocloroso e íon hipoclorito formados em função do pH, em temperatura constante de 20°C (FUNASA, 2014).

O ácido hipocloroso (HOCl), formado na reação do cloro com a água, é um desinfetante mais potente do que o íon hipoclorito (OCl^-), sob mesmas condições de dosagem e tempo de contato. Desta maneira, aconselha-se que a desinfecção com cloro livre ocorre em valores de pH mais baixos, preferencialmente menores que 7 (FUNASA, 2014). O consumo do cloro em águas e efluentes envolve processos químicos complexos que podem ser agrupados em três mecanismos gerais:

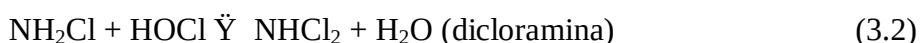
- Oxidação – o cloro pode oxidar íons reduzidos de ferro (Fe^{+2}), manganês (Mn^{+2}) e sulfeto (S^{-2}) e ser reduzido a cloreto (Cl^-);
- Adição – pode-se adicionar compostos orgânicos com duplas ligações e produzir compostos organoclorados;
- Substituição – pode sofrer reações de substituição com fenóis produzindo clorofenóis ou com amônia produzindo as cloraminas (substâncias cloradas ativas).

Figura 5 ï Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH.



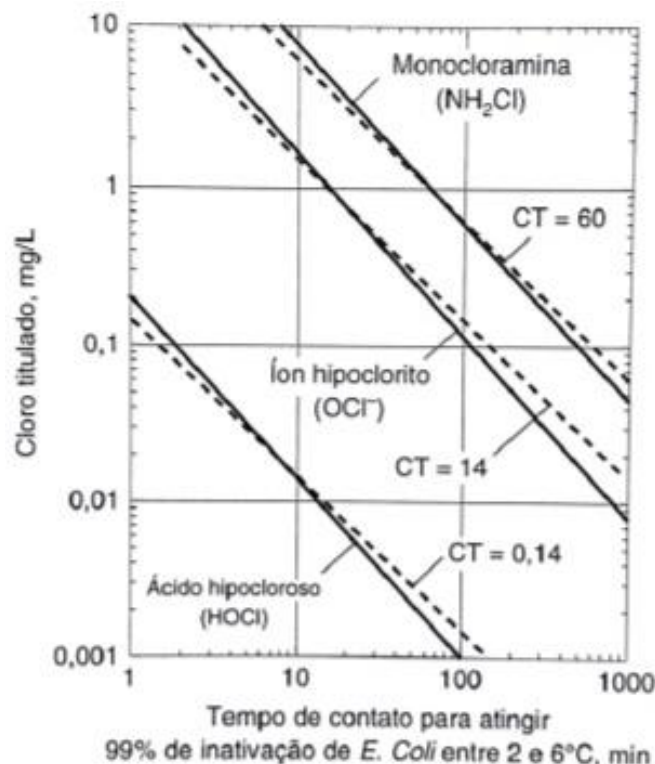
Fonte: Adaptado de FUNASA(2014).

Quando o cloro entra em contato com substâncias dissolvidas, presente no esgoto ocorre uma série de reações, que resultam na perda de desinfetante ou em mudança em sua forma para uma espécie menos eficiente. Dentre essas reações, destacam-se as que ocorrem com alguns compostos de nitrogênio e que resultam na formação de cloraminas (GONÇALVES, 2003). Quando a amônia (NH_3) está presente na água ocorre à reação com o cloro para formar cloraminas:



A formação de cloraminas é dependente do pH, da temperatura, do tempo de contato e da razão entre cloro e amônia (JORDÃO e PESSÔA, 2011; METCALF e EDDY, 2016). Por exemplo, para valores altos do pH, não há formação de 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 mg/L (METCALF e EDDY, 2016). Ressalta-se que o cloro combinado possui poder desinfetante, embora inferior ao do cloro livre (GONÇALVES, 2003; JORDÃO e PESSÔA, 2011). Um gráfico comparativo entre a eficiência relativa do ácido hipocloroso, do íon hipoclorito e da monocloramina é apresentado na Figura 6.

Figura 6 ï Comparativo da eficiência de inativação de 99% de microrganismos.

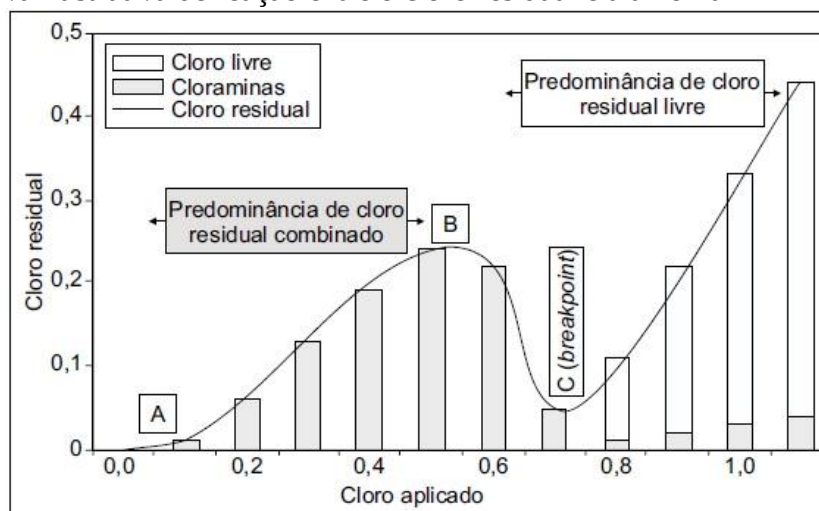


Fonte: Butterfield *et al.*, (1943) apud Metcalf; Eddy (2016).

Pode-se notar na Figura à cima que o HOCl é mais eficiente que o OCl⁻, o qual é ainda mais eficiente que NH₂Cl, 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 a concentração e o tempo de contato adequados sejam permitidos, o que implica em maior CT.

De acordo com Chernicharo *et al.*, (2001) cada um desses três compostos, monocloramina (NH₂Cl), dicloramina (NHCl₂) e tricloramina (NCl₃), contribuem para o residual de Cloro Combinado (C.C). Essas reações químicas proporcionam o fenômeno do *breakpoint*, quando águas ricas em amônia são cloradas (Figura 7).

Figura 7 i Curva ilustrativa de reação entre o cloro residual e a amônia



Fonte: Chernicharo *et al.*, (2001).

Quando o cloro é lançado no esgoto, as substâncias rapidamente oxidáveis, como Mn^{2+} , H_2S , Fe^{2+} e matéria orgânica reagem com o cloro e este é reduzido em sua maior parte ao íon cloreto (A). Após atender essa demanda inicial, o cloro continua a reagir com a amônia para formar as cloraminas (entre os pontos A e B). Di Bernardo (1993) cita que o pH exerce influência decisiva nas espécies que se formam quando a dosagem de amônia, o tempo de reação e a temperatura permanecem inalterados. Monocloraminas pH (7,0 a 11,0), Dicloraminas pH (4,4 a 7,0) e Tricloraminas pH (< 4,4). Entre os pontos B e C, parte das cloraminas é convertida em tricloramina e a parcela remanescente em nitrogênio gasoso e nitrato. A continuidade da adição de cloro leva à oxidação quase completa das cloraminas no ponto C (*breakpoint*). Adições subsequentes de cloro produzem Cloro Residual Livre (CRL).

Entretanto, a reação do CRL com alguns compostos orgânicos naturais proporciona a formação de subprodutos, sendo alguns deles capazes de causar efeitos prejudiciais à saúde do Homem. Os trihalometanos e os ácidos haloacéticos são os principais subprodutos formados.

3.4 Cinética da desinfecção

O estudo da cinética pode ser empregado em várias áreas do saneamento básico e ambiental, como nos processos de tratamento de esgoto, de água e da poluição ambiental (LEAL, 2012). Segundo a WEF (1996), a inativação de vírus e bactérias resulta de diversos processos químicos, físicos e bioquímicos que podem ser previstas por expressões cinéticas simples (base empírica). No entanto, o uso de tais relações não é universal, estando sujeitas às circunstâncias locais particulares que podem demandar relevantes alterações em modelos experimentais.

O processo de desinfecção depende do tempo de contato e da intensidade do mecanismo físico (raios UV) ou da concentração do agente químico empregado (cloração), sendo a taxa de inativação dos microrganismos o melhor indicador para se determinar a eficiência deste processo. O efeito da concentração ou da intensidade do agente desinfetante sobre a velocidade de destruição de microrganismos é imprescindível para a otimização da desinfecção, pois há a definição do tempo de contato e da dosagem aplicada (DANIEL, 2001).

Ao longo dos anos diversos modelos matemáticos foram desenvolvidos para delinear o estudo cinético da inativação de microrganismos pela ação dos desinfetantes (PRETORIUS e PRETORIUS, 1999). Os principais modelos matemáticos estabelecidos na literatura são os de Chick e Hom (OXIDATION, 1999).

Um dos primeiros modelos matemáticos para inativação de microrganismos através de desinfetante foi elaborado por Chick (1908), que compreendeu que o número remanescente de microrganismos na água diminui com o tempo de contato com o desinfetante, isto é, quanto maior o tempo de contato, maior é o número de microrganismo destruídos, como mostrado na Equação 4:

$$\frac{N}{N_0} = -k \cdot t \quad (4)$$

em que N é o número de organismos vivos; k é a constante cinética de inativação e t é o tempo de contato.

Na realidade, foram notadas disparidades em relação ao decaimento exponencial, reconhecendo-se a influência de diversos fatores como: as diferenças entre as resistências de diversos organismos presente na mesma cultura com idades diferentes, a ocorrência de aglomerados de microrganismos, a presença de material em suspensão ou as mudanças na concentração do desinfetante no decorrer do tempo (USEPA, 1999; BORZANI, 2001).

Segundo Daniel (2001), para cada dosagem de desinfetante obtém-se um valor de k . O valor de k pode ser encontrado através de análise de regressão linear, plotando e linearizando, utilizando softwares matemáticos.

Repetidamente, tem-se notado, em experimentos em batelada, que mesmo quando a concentração do desinfetante permanece constante não se consegue o padrão exponencial de decaimento dos microrganismos de acordo com a lei de Chick (USEPA, 1999).

Por essa razão, diversos modelos matemáticos já foram feitos a partir da lei de Chick. O modelo proposto por Hom (1972) considera a concentração dos desinfetantes, a taxa de

decaimento microbiano e os tempos de contato (BARBEAU *et al.*, 1999; PRETORIUS e PRETORIUS, 1999; HAAS e JOFFE, 1994), como representado na Equação 54:

$$\frac{N}{N_0} = -k_d \cdot C^n \cdot t^m \quad (5)$$

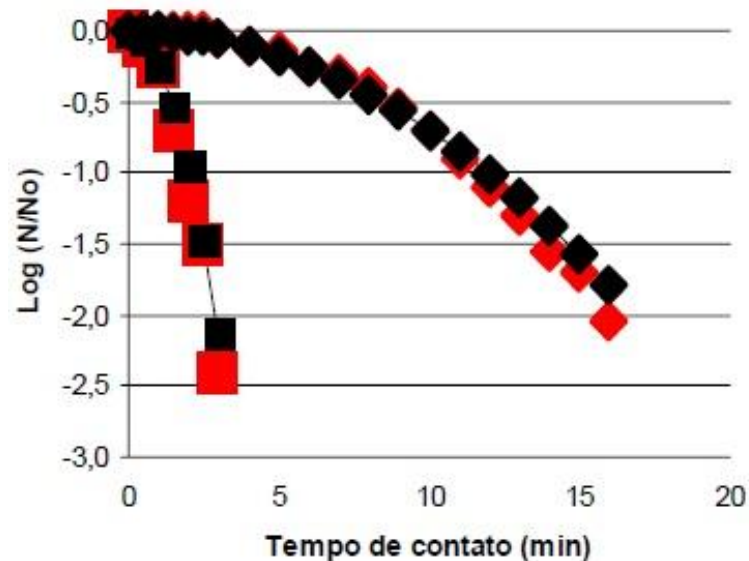
em que N é o número de organismos vivos; C é a concentração do desinfetante; k_d é a constante cinética de decaimento de Hom; n é o coeficiente de diluição; e m é uma constante temporal empírica.

A equação genérica de Hom na sua forma logarítmica está apresentada na Equação 6:

$$\log \frac{N}{N_0} = -k_d \cdot C^n \cdot t^m \quad (6)$$

Pretorius e Pretorius (1999) explicam que as constantes m e k_d e o coeficiente n para o modelo de decaimento de Hom são encontrados por regressão múltipla a partir dos resultados experimentais com o auxílio de softwares matemáticos. Plotando os valores obtidos a partir dos resultados experimentais e dos resultados estimados pela Equação (6) pode-se obter a Figura 8.

Figura 8- Inativação de microrganismos em função do tempo



Fonte: Adaptado e modificado de Daniel (2001) por Camargo (2004).

Nota: valores observados (Dž) e estimados pelo modelo de Hom (-Dž; -y-).

Observando a Figura 8, nota-se que os valores estimados através do modelo cinético de Hom, encontra-se mais próximos os valores obtidos, comprovando, assim a ótima adequação deste modelo para o decaimento microbiano.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado com amostras de esgoto sanitário coletadas em uma ETE localizada no bairro do Pequeno Mondubim, Fortaleza/CE (ETE Pequeno Mondubim). Os principais dados da ETE são mostrados na Tabela 6. A estação é operada pela CAGECE.

Tabela 6 - Dados de concepção projeto para a ETE Pequeno Mondubim.

PARÂMETRO	VALOR
Contribuição per capita (L.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	150
População de projeto (hab.)	3.250
Carga orgânica per capita (g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	54
Vazão mínima (L.s ⁻¹)	3,95
Vazão média (L.s ⁻¹)	6,20
Vazão máxima (L.s ⁻¹)	9,82

Fonte: CAGECE (2015).

No total, a CAGECE possui 253 estações de tratamento de efluentes em todo o estado do Ceará, destas 133 unidades utilizam a tecnologia de decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio e cloração, 33 unidades utilizam reator UASB com desinfecção por cloro (CAGECE, 2014). A escolha da ETE avaliadate como objetivo abranger a tecnologia de tratamento mais empregada no estado do Ceará, conforme sugerido por Farias (2016).

A ETE Pequeno Mondubim recebe os despejos sanitários do conjunto habitacional Pequeno Mondubim. A unidade de pré-tratamento é composta por gradeamento e caixa de retenção de areia, possui um medidor de vazão do tipo Calha Parshall, sendo o efluente bombeado por uma estação elevatória para o tratamento secundário biológico constituído por dois decanto-digestores do tipo Imhoff (TDH de 2 horas) a unidade tem 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, de onde o efluente é conduzido para os filtros anaeróbios e por fim o efluente tratado é clorado com hipoclorito de cálcio - $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, como é mostrado na Figura 9. Após a dosagem de desinfetante, o efluente é encaminhado ao tanque de contato, o qual é formado por um canal com chicanas para um tempo de detenção de 45 minutos.

Figura 9 i Fluxograma da ETE Pequeno Mondubim.



Fonte: Autor (2017).

4.2 Características do esgoto

Para caracterização e avaliação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos na ETE foram analisados parâmetros importantes para o processo de desinfecção, como temperatura (TEMP), pH, turbidez (TURB), DQO, teor de sólidos totais (ST), amônia total (AT) e coliformes termotolerantes (CTT). No total, foram realizadas 3 coletas semanais durante o mês de maio, para análise de esgoto bruto, enquanto que as análises da caracterização do efluente tratado por via anaeróbica ocorreu entre os meses de maio e dezembro de 2016, totalizando 15 campanhas amostrais. Como o objetivo do trabalho é a desinfecção do esgoto, a amostragem foi realizada antes do gradeamento e depois do tratamento biológico.

As amostras foram coletadas sempre entre 9h e 10h, em frascos específicos dependendo da análise, os quais estavam convenientemente limpos, secos, descontaminados e devidamente identificados. As amostras foram acondicionadas em caixas isotérmicas com gelo, para mantê-las preservadas entre 4°C e 10°C, sendo posteriormente transportados ao Laboratório de Química Analítica (LQA) e ao Laboratório de Limnologia e Microbiologia Ambiental (LMA-LAB) do Instituto Federal do Ceará – Campus Fortaleza para processamento imediato ou para adequada conservação. As metodologias de coleta, preservação e armazenamento seguiram as diretrizes de Eaton *et al.*, (2005).

Na Tabela 7 estão apresentados os parâmetros analisados e respectivas metodologias de análises adequadamente referenciadas.

Tabela 7: Parâmetros analíticos e metodologias utilizadas na caracterização do efluente.

PARÂMETROS	MÉTODOS*	PRINCÍPIO ANALÍTICO
TEMP	2550 B	Termometria (bulbo de mercúrio)
pH	4500-H ⁺ B	Potenciometria com eletrodo combinado de pH
TURB	2130 B	Nefelometria
AT	4500-NH ₃ D	Potenciometria com eletrodo seletivo para amônia
DQO	5220 C	Oxidação com Cr ₂ O ₇ ⁱ em refluxo fechado e titrimetria
CTT	9221 E	Tubos múltiplos com Meio A1 diferencial
ST	2540 B	Gravimetria após secagem a 103-105°C

Nota: * Eaton *et al.* (2005).

4.3 Ensaios cinéticos

4.3.1 Ensaios cinéticos preliminares

Os ensaios cinéticos preliminares (resultados não apresentados). Estes ensaios cinéticos de demanda de cloro foram realizados de acordo com Filho e Sakaguti (2008). O experimento foi efetuado em equipamento de teste de jarros (*jar-test*), tendo-se disposto um volume de amostra igual a 2 litros em cada jarro, como ilustradona Figura 10. Após a adição da amostra, a rotação era ajustada para aproximadamente 200 rpm e efetuada a aplicação de diferentes dosagens de cloro por meio da adição de volumes pré-determinados de solução de hipoclorito de cálcio com concentração de 1000 mgCl₂/L, correspondendo a uma concentração inicial de 15 mgCl₂/L, 30 mgCl₂/L e 45 mgCl₂/L para cada jarro. Após a adição da solução do agente oxidante, eram efetuadas coletas de amostras em intervalos de tempo de 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90 e 120, 130 e 200 minutos, sendo efetuadas análises de cloro residual livre (CRL) pelo método DPD titulométrico (EATONet *al.*, 2005).

Figura 10 ï Experimentos cinéticos preliminares em teste de jarros.



Fonte: Autor (2017).

4.3.2 Ensaios cinéticos de eficiência de desinfecção

Os ensaios de desinfecção foram realizados em bancada de laboratório, utilizando um reator TEC-BIO-FLEX (marca Tecnal) ilustrado na Figura 11, de 4,5 litros, com sistema de monitoramento e controle de agitação, temperatura e pH. Um sensor de cloro livre da marca PI, modelo Cronos foi acoplado ao sistema e utilizado na medição do cloro residual livre do meio reacional.

Figura 11i Reator TEC-BIO-FLEX usado nos ensaios cinéticos



Fonte: www.tecnal.com.br (2017).

O reator é constituído por um motor de agitação de alto torque, possui ainda um sistema de monitoramento e controle de velocidade/agitação, temperatura, pH, nível de espuma, pressão, dentre outras variáveis. O reator possui um volume de trabalho de 3,0 litros, a faixa de agitação é de 150rpm à 1000 rpm e entre 7°C e 90°C para a temperatura; quanto ao pH a faixa de trabalho está entre 0 e 14.

Experimentalmente foi avaliada a influência dos seguintes fatores no processo de desinfecção: dosagem do hipoclorito de cálcio, agitação, pH e temperatura. As dosagens de hipoclorito de cálcio foram adotadas conforme a pesquisa de Farias (2016) na faixa entre 10 a 30 mgCl₂/L. As rotações adotadas foram entre 0 e 500 rpm. No que se refere à temperatura, foram adotados valores de 25, 30 e 35°C. O pH dos ensaios foi controlado por meio da dosagem de ácido ou base, de modo a permanecer em um valor pré-estabelecido entre 6 e 8. A Tabela 8 apresenta os fatores e níveis das diversas variáveis investigadas, seguindo o planejamento fatorial adotado.

Tabela 8 - Fatores e níveis das diversas variáveis usadas nos experimentos de desinfecção.

FATORES	NÍVEIS		
	-1	0	+1
Agitação (rpm)	0	250	500
Temperatura (°C)	25	30	35
pH	6,0	7,0	8,0
Dosagem de Cl_2 (mg Cl_2 /L)	10	20	30

Fonte: Autor (2017).

Para a otimização experimental foi realizado o planejamento fatorial fracionado com ponto central em triplicata (nível 0). As concentrações do desinfetante, agitação, pH do meio e temperatura foram as variáveis independentes, esses ensaios foram realizados em um tempo de contato (5 minutos). CTT, CRL e Cloro Residual Total (CRT) foram as variáveis dependentes. O programa Statgraphics® Centurion XV (StatPoint, EUA) foi utilizado para análise estatística e modelagem das superfícies de respostas. Nos ensaios foi empregado um volume de trabalho de 3 litros de efluente tratado recém-coletado, as metodologias utilizadas para análise CTT, CRL e CRT foram descritas anteriormente.

Os resultados foram também analisados a partir de gráficos de Pareto. O gráfico de Pareto tem aspecto de um gráfico de barras. Cada causa é quantificada em termos da sua contribuição para o problema e colocada em ordem decrescente de influência ou de ocorrência. Esta técnica é utilizada para quantificar a importância das causas (MONTGOMERY, 2004).

Nos ensaios foi empregado um volume de trabalho de 3 litros de efluente tratado recém-coletado, sob agitação constante de 20 rpm e o pH $7,0 \pm 0,1$. Estas condições operacionais foram obtidas a partir de uma otimização experimental. As dosagens de hipoclorito de cálcio utilizadas foram 6, 9 e 12 mg Cl_2 /L, a temperatura empregada foi 25, 30 e 35°C em tempos de contato de até 60 minutos. Esta dosagem foi escolhida, pois de acordo com Tonon (2007), dosagens de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ entre 6 e 12 mg Cl_2 /L seriam suficientes para atingir os padrões de lançamento microbiológico em termos de CTT, estabelecidas pela Resolução 430/2011 do CONAMA (BRASIL, 2011) e pela Organização Mundial de Saúde (1989). Após cada tempo de contato foram retiradas amostras para a realização dos exames microbiológicos e para análise de cloro residual total pelo método titulométrico DPD (EATON *et al.*, 2005).

4.4 Modelagem

Para a avaliação do comportamento cinético da eficiência do desinfetante em termos da inativação de patógenos foram empregados os modelos de Chick e de Hom.

O primeiro modelo cinético foi escolhido por sua simplicidade, já que representa a idealização das reações complexas que ocorrem entre o agente desinfetante os microrganismos patogênicos, por meio de uma reação de primeira ordem, sendo representada na Equação (4). Enquanto que o modelo matemático de Hom, de acordo com a literatura, tem ótima adequação para o decaimento microbiano, podendo ser expresso por meio da Equação (6). Neste estudo, foi feita uma adaptação do modelo de Hom, de modo a deixar os parâmetros do modelo independentes da temperatura, substituindo a constante cinética pela expressão de Van't Hoff-Arrhenius, apresentada na Equação (1).

A forma modificada do modelo de Hom utilizado nesse estudo está mostrado na Equação (7).

$$\frac{dN}{dt} = -k_0 \frac{N}{N_0} \left(\frac{C}{C_0} \right)^n \exp \left(-\frac{E_a}{RT} \right) \quad (7)$$

em que k_0 é um fator pré-exponencial da constante cinética; N_0 é o número inicial de organismos vivos; N é o número de organismos vivos; C é a concentração do desinfetante; n é o coeficiente de diluição; e m é uma constante temporal empírica; t é o tempo de contato; E_a é a energia de ativação; R é a constante universal dos gases e T é a temperatura absoluta.

A modelagem e análise estatística foi realizada pelo programa computacional Microcal[®] Origin[®] versão 9.1.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de eficiência da caracterização do efluente biologicamente tratado por DD+FA, bem como a determinação dos dados da cinética do decaimento de patogênicos e sua modelagem estão apresentados a seguir.

5.1 Caracterização do esgoto

A caracterização do efluente tratado foi realizada com relação aos parâmetros temperatura, pH, turbidez, DQO, teor de sólidos, N-amoniaco e CTT. Os resultados que são apresentados compreendem os meses de maio a dezembro de 2016. A partir dos ensaios realizados nos efluentes coletados foram obtidos os valores dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Na tabela 9 estão apresentados os valores médios, mínimos, máximos e desvios padrões das variáveis físicas, químicas e biológicas do esgoto *in natura* afluente à ETE Pequeno Mondubim.

Tabela 9i Valores mínimos, máximos, médios e desvios padrões das variáveis físicas, químicas e biológicas do esgoto bruto a ETE Pequeno Mondubim.

Esgoto bruto				
Parâmetro	Mínimo	Máximo	Média aritmética	Desvio padrão
Temperatura (°C)	30,3	31,4	30,3	0,1
pH	6,9	7,2	7,0	0,2
TURB (NTU)	52,7	77,7	65,1	12,5
AT (mg/L)	22,4	42,0	28,9	11,3
DQO (mg/L)	280	561	467	162
ST (mg/L)	631	761	700,7	65,5
SST (mg/L)	111	146	132,3	18,7
CTT (10 ⁶ NMP/100 mL)	33	49	26	0,11

Fonte: Autor(2017).

O esgoto bruto que chega na ETE, possui características típicas de esgoto sanitário como é mostrado na Tabela 9. As amostras apresentam temperaturas variando entre 30,3°C e 31,4°C, valores inferiores aos encontrados no efluente tratado biologicamente.

O pH do meio variou de 6,9 a 7,2, com valores médios de turbidez e de ST de, respectivamente, 65,1 NTU e 700,7 mg/L. O efluente é rico em N-amoniaco e em termos de CTT. Após a caracterização do efluente bruto, pode-se notar o impacto que este resíduo líquido causaria, se houve contato direto deste com o Homem. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o esgoto bruto pode ser classificado em forte, médio e fraco, como mostra a Tabela 10.

Tabela 10 i Classificação dos esgotos quanto à concentração de diferentes parâmetros físicos e químicos.

COMPONENTES	CONCENTRAÇÃO (mg/L)		
	FORTE	MÉDIA	FRACA
Sólidos totais	1200	720	350
Sólidos totais voláteis	325	200	105
Sólidos suspensos totais	350	220	100
Sólidos suspensos voláteis	275	165	80
DBO	400	220	110
DQO	1000	500	250
Nitrogênio total	85	40	20
Nitrogênio amoniacal	50	25	12
Fósforo total	15	8	4

Fonte: Adaptado de Metcaf e Eddy (2003).

De acordo com a Tabela 10, levando em consideração os valores médios, a água residuária bruta avaliada nesta estação de tratamento pode ser classificada como fraca. Isso se deve, provavelmente, devido ao relativamente baixo número de indivíduos atendidos pela ETE.

Na Tabela 11 estão apresentados os valores médios, mínimos, máximos e desvios padrões das variáveis físicas, químicas e biológicas do esgoto tratado por DD+FA na ETE Pequeno Mondubim.

Tabela 11i Valores médios, mínimos, máximos e desvios padrões das variáveis físicas, químicas e biológicas do esgoto tratado no DD+FAETE Pequeno Mondubim.

PARÂMETRO	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
TEMP (°C)	30	31,2	30,3	0,3
pH	7,2	7,8	7,0	0,2
TURB (NTU)	12,8	67,8	41,5	12,4
AT (mgN/L)	7,2	33,6	17,3	6,7
DQO (mgO ₂ /L)	128	913	283,3	171,5
ST (mg/L)	439	499	467,7	30,1
SST (mg/L)	15	29	23,7	7,6
CTT (10 ⁶ NMP/100 mL)	2	16	5,69	4,44

Fonte: Autor (2017).

Para o esgoto proveniente da planta de tratamento selecionada, o efluente apresentou temperatura sempre elevada no momento da coleta, em todas as campanhas, variando entre 30,0°C e 31,2°C. Durante todo o período de amostragem, a temperatura manteve-se dentro da faixa mesófila (25°C a 35°C), o que é um fator importante para o tratamento anaeróbio, já

que segundo Metcalf e Eddy (2016), a temperatura ótima para que as reações ocorram de forma satisfatória nesta faixa.

Em relação ao pH foi observada um efluente aproximadamente neutro, com valores variando de 7,2 a 7,8. A escolha do pH dos ensaios (pH 7) também levou em consideração essa característica do esgoto biologicamente tratado. É importante mencionar que o pH do sistema também favorece o crescimento da microbiota anaeróbia, já que o crescimento ótimo das bactérias metanogênicas, de acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) e Metcalf e Eddy (2016), situa-se na faixa de pH entre 6,6 e 7,4. Segundo Ávila (2005), a faixa de pH considerada ótima para a digestão anaeróbia está na faixa de 6,8 a 7,5.

Silva e Souza (2011) estudaram 16 ETE do tipo DD+FA no município de Fortaleza e encontraram valores médios de pH de 7,28. Andrade Neto (2002) estudou o efluente de um hotel tratado por decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio, encontrando valores médios de pH(6,8)próximosda neutralidade.Von Sperling (1996), destaca que os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológicos dos esgotos necessitam de um pH que varie entre 4 e 8, caso contrário, existe impedimento para a formação do biofilme, responsável pela depuração do efluente.O pH médio na ETE (7,5) em estudoencontrava-se próximo da neutralidade, o que pode otimizar o processo de cloração, pois nesta faixa de pH há predominância do ácido hipocloroso ($\pm 80\%$) sendo este o mais eficiente desinfetante.

No que se refere à turbidez foi observada uma variação de 12,8 NTU a 67,8 NTU ao longo das campanhas. Ávila (2005) avaliou a eficiência de um DD+FA, no tratamento do esgoto sanitário proveniente do *Campus* da Cidade Universitária da UFRJ, na Ilha do Fundão (RJ). O autor encontrou valores médios de TURB de 250 NTU, teores bem superiores aos encontrados neste estudo. Souza e Silva (2011) também obtiveram valores de TURB semelhantes ao encontrado por Ávila, com concentrações médias de TURB de 254 NTU. Tomando como base a turbidez obtida neste estudo, pode-se presumir alguma influência dos materiais suspensos na eficiência do processo de desinfecção destes esgotos, mesmo como os valores encontrados comparativamente baixos.

No tocante ao SST, a ETE apresentou valores médios de 23,7 mg/L, valores bem inferiores aos citados na literatura. Uma explicação para tal comportamento seria a eficiência de remoção da caixa de areia da ETE que antecedia os sistemas de tratamento anaeróbio.Tomando como base, o quantitativo de material em suspensão, a partir dos dados de TURB e SST, pode-se esperar alguma proteção dos microrganismos em função da carga

suspensão de sólidos, o que deve influenciar, inclusive, a forma da curva cinética (METCALF e EDDY, 2016; TREE *et al.*, 2003).

Em relação aos ST, na ETE foram encontrados valores médios de 467,7 mg/L. Destes, 24,11% correspondem a SSV, de modo que a maior parte do esgoto tratado equivale a fração inorgânica, ou seja, de difícil degradação.

Em termos de N-amoniacoal (AT), pode-se observar que houve uma variação na concentração de 7,2 mgNH₃-N/L a 33,3 mgNH₃-N/L. Quando existem, no meio, amônia e compostos amoniacoais, com a adição de cloro são formados compostos clorados ativos, denominados cloraminas. A adição de cloro em águas que contenham nitrogênio amoniacoal poderá produzir uma série de reações, que dependerão da relação entre o cloro dosado e a amônia presente, do pH, da temperatura e do tempo de contato (ROSSIN, 1987).

Os valores de DQO no efluente intermediário analisado variaram entre 128 mg/L e 913 mg/L, com valor médio de 283,3 mg/L, os quais são um pouco inferiores aos obtidos por Sousa e Silva (2011) e Andrade Neto *et al.*, (2002), que encontraram, respectivamente, valores médios de 461 mg/L e 325 mg/L.

Os valores CTT obtidos para o esgoto tratado estiveram entre $3,3 \times 10^6$ e $4,9 \times 10^6$ NMP/100 mL. Estes valores encontram-se dentro da faixa proposta na literatura. De acordo com os estudos de Oliveira e Von Sperling (2005; 2011), a remoção de CTT em sistemas DD+FA, antes da cloração, varia em torno de uma unidade logarítmica. Os resultados mostram que os tratamentos biológicos anaeróbios não foram suficientes para a diminuição ou eliminação dos CTT no efluente tratado, mostrando a importância da desinfecção neste tipo de sistema de tratamento de esgoto sanitário.

5.2 Planejamento Experimental

O planejamento experimental realizado com o intuito de avaliar a influência de algumas variáveis operacionais no processo foi conduzido e os resultados são apresentados na Tabela 12. Na Figura 12 é apresentado o diagrama de Pareto para os efeitos dos fatores analisados.

Para este estudo em específico, os efeitos de interação positivo significa que houve o aumento no teor de CTT, mostrando o comprometimento na eficiência do tratamento de esgoto, enquanto que os efeitos negativos significam que houve a diminuição nos teores de coliformes.

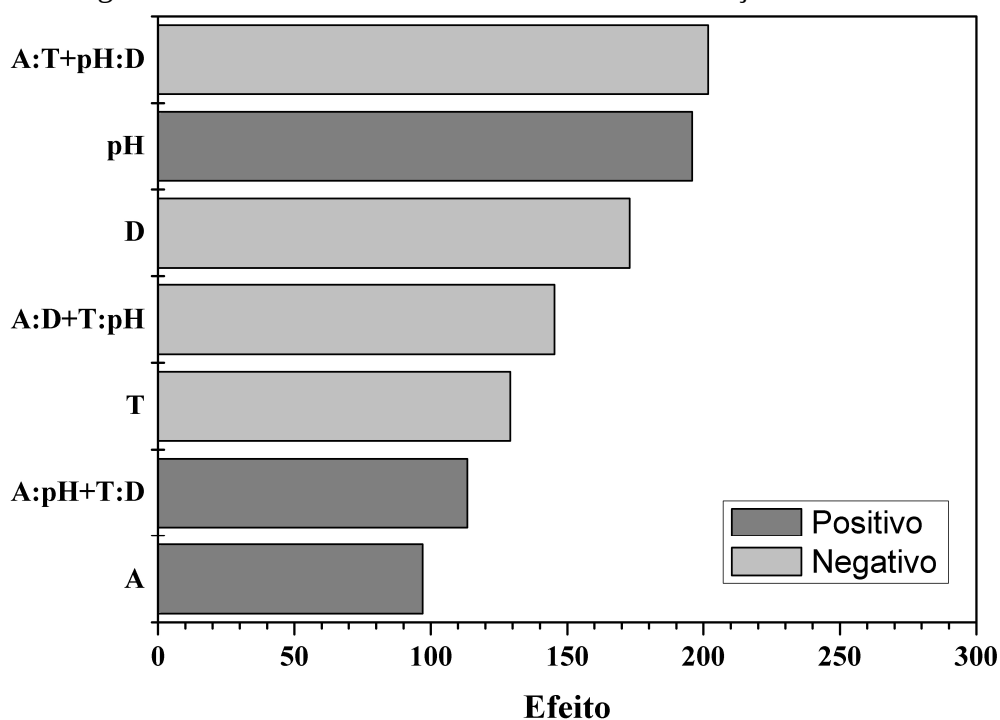
Observa-se que nas condições estudadas, as variáveis independentes (agitação, temperatura, pH e dosagem de cloro) nenhuma delas atingiu a linha de significância (300). Entretanto, O efeito da interação das variáveis agitação e pH sobre o decaimento microbiano foi positivo, indicando que o aumento do pH e da agitação deve ser acompanhada pelo aumento na concentração de microrganismos. A temperatura pode favorecer o crescimento de CTT, pois nesta faixa empregada no ensaio está localizada a temperatura ótima para esses microrganismos.

Tabela 12 - Avaliação do teor de CTT e da concentração de CRL e CRT.

Ensaio	A (rpm)	T (°C)	pH	Dosagem (mgCl ₂ /L)	CRL (mgCl ₂ /L)	CRT (mgCl ₂ /L)	CTT (NMP/100mL)
1	0	25	6	10	6,1	8,0	2,00E+01
2	500	25	6	30	9,7	13,0	4,50E+01
3	0	35	6	30	12,3	13,5	1,10E+02
4	500	35	6	10	5,8	6,0	2,00E+01
5	0	25	8	30	10	13,5	1,30E+02
6	500	25	8	10	3,5	5,0	1,30E+03
7	0	35	8	10	3,7	4,0	3,30E+02
8	500	35	8	30	13,3	14,5	1,80E+00
9	250	30	7	20	6,8	8,0	1,80E+00
10	250	30	7	20	7,7	9,0	1,80E+00
11	250	30	7	20	6,3	6,8	2,00E+01

Fonte: Autor (2017).

Figura 12 - Diagrama de Pareto dos ensaios cinéticos de desinfecção



Fonte: Autor (2017).

Em relação a agitação, como em alguns ensaios não houve a homogeneização da amostra no reator, a representatividade amostral foi comprometida, além de não haver a solubilização adequada do cloro no meio, dificultando a eficiência do processo de desinfecção.

No entanto, a interação das variáveis dosagem e temperatura apresentou efeito linear negativo sobre a redução de organismos patogênicos, indicando que, para aumentar eficiência da desinfecção, o aumento da dosagem deve ser acompanhado do aumento da temperatura. Neste sentido a condição de máxima severidade (ensaios 3 e 8), onde foram usados maiores temperatura e dosagem de desinfetante foram obtidas ótimas eficiência de remoção microbiana. No entanto, a maior eficácia na desinfecção foram obtidas nos pontos centrais de todas as variáveis independentes (ensaios 9, 10 e 11).

Como as variáveis independentes (agitação, temperatura, pH e dosagem de cloro) não apresentaram qualquer efeito significativo, os valores desses parâmetros para o processo de desinfecção de esgotos tratados por meio de DD+FA optou-se pelo emprego de dosagens de cloro entre 6 e 12 mgCl₂/L, pois de acordo com Tonon (2007), dosagens de Ca(ClO)₂ nesta faixa seriam suficientes para atingir os padrões de lançamento microbiológico em termos de CTT, estabelecidas pela Portaria SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 (CEARÁ, 2002) e pela Organização Mundial de Saúde (1989).

5.3 Estudos Cinéticos

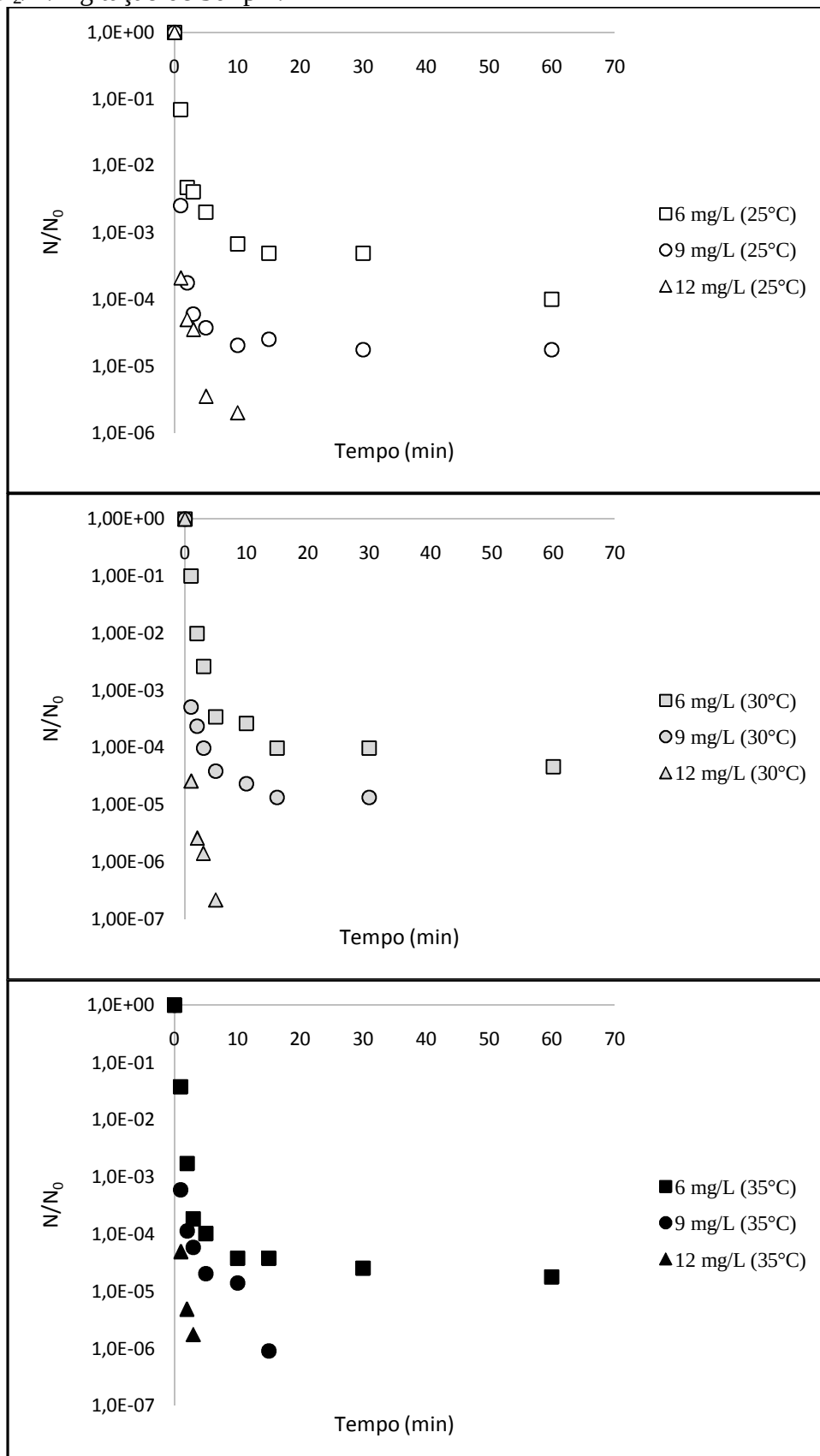
As densidades finais (N) de CTT após as concentrações aplicadas de hipoclorito de cálcio, nas dosagens de 6 a 12 mgCl₂/L nos diferentes tempos de contato e em distintas temperaturas (25, 30 e 35°C), bem como a fração N/N₀ (razão entre a densidade final e a inicial) dos mesmos microrganismos no efluente da ETE estão apresentados na Figura 13.

Verificou-se que a concentração de coliformes termotolerantes sofre redução até os 60 minutos de contato na presença de hipoclorito de cálcio, na maioria dos casos, a concentração de CTT tornava-se mínima antes mesmo do término do tempo de contato estabelecido neste estudo.

Tomando como base os dados obtidos no estudo, pode-se notar que a remoção de CTT aumenta quando aumenta-se a temperatura e a concentração do desinfetante aplicado no esgoto, como esperado para o processo, reduzindo-se o quantitativo de CTT a valores inferiores ao padrão legal estabelecido na norma estadual (CEARÁ, 2002), i.e. 5x10³ NMP/100 mL, num tempo de contato inferior a 10 minutos.

Andrade Neto *et al.*, (2002a e 2002b) compararam a eficiência de desinfecção de efluente de FA por hipoclorito de sódio em três escalas de experimentos (escala laboratorial, piloto e real). De acordo com os referidos autores, para atingir resultados equivalentes em termos de remoção bacteriológica nos ensaios em escala piloto foram necessárias concentrações de cloro bem superiores às obtidas nos ensaios de laboratório. No tanque de contato piloto, a dosagem de hipoclorito na faixa de 7 a 9 mgCl₂/L, associada a tempos de contato de 10 a 25 min foi suficiente para a desinfecção (*E.coli* $\leq 10^2$ NMP/100ml) de efluentes de filtros anaeróbios.

Figura 13 - Dados cinéticos de inativação dos microrganismos em termos de CTT no efluente intermediário de ETE após dosagem de cloro nas concentrações de 6 a 12 mgCl₂/L. Agitação de 30 rpm.



Fonte: Autor (2017).

Segundo Ribeiro (2001), a desinfecção de esgotos domésticos tratados por lagoas de estabilização aplicando-se dosagem média de 6,46 mgClO₂/L na forma de dióxido de cloro em um tempo de 10 minutos de contato foi necessário para diminuir a densidade de CTT no meio aquoso e cumprir os padrões de lançamento de esgotos nos corpos receptores. Legislação Estadual de Santa Catarina (1x10³ NMP/100 mL). Neste estudo, na concentração de 6 mgClO₂/L no tempo de contato de 10 minutos, apenas na temperatura de 25°C encontra-se acima deste limite, com valor de CTT na ordem de 3,3x10³ NMP/100mL.

Os resultados obtidos confirmam a eficiência do hipoclorito de cálcio como agente desinfetante por meio da diminuição da concentração de CTT em efluentes domésticos tratados pelo processo biológico anaeróbio (DD+FA) aplicando-se mínimas dosagens entre 6,0 e 12,0 mgClO₂/L em um tempo de contato de no mínimo 10 minutos.

5.4 Modelagem dos Dados Cinéticos

A partir das análises microbiológicas, determinadas em laboratório, e emprego de análise de regressão múltipla, foi possível obter as equações relacionadas ao coeficiente de cinética reacional k , segundo os modelos de Chick e Hom.

5.4.1 Modelo matemático de Chick

A partir dos valores da fração $\ln(N/N_0)$ obtidas experimentalmente, o modelo de Chick foi ajustado por regressão não linear no Programa Origin 9.1, obtendo-se os valores da constante cinética, k , para as três dosagens aplicadas de hipoclorito de cálcio. Estes valores são apresentados na Tabela 13.

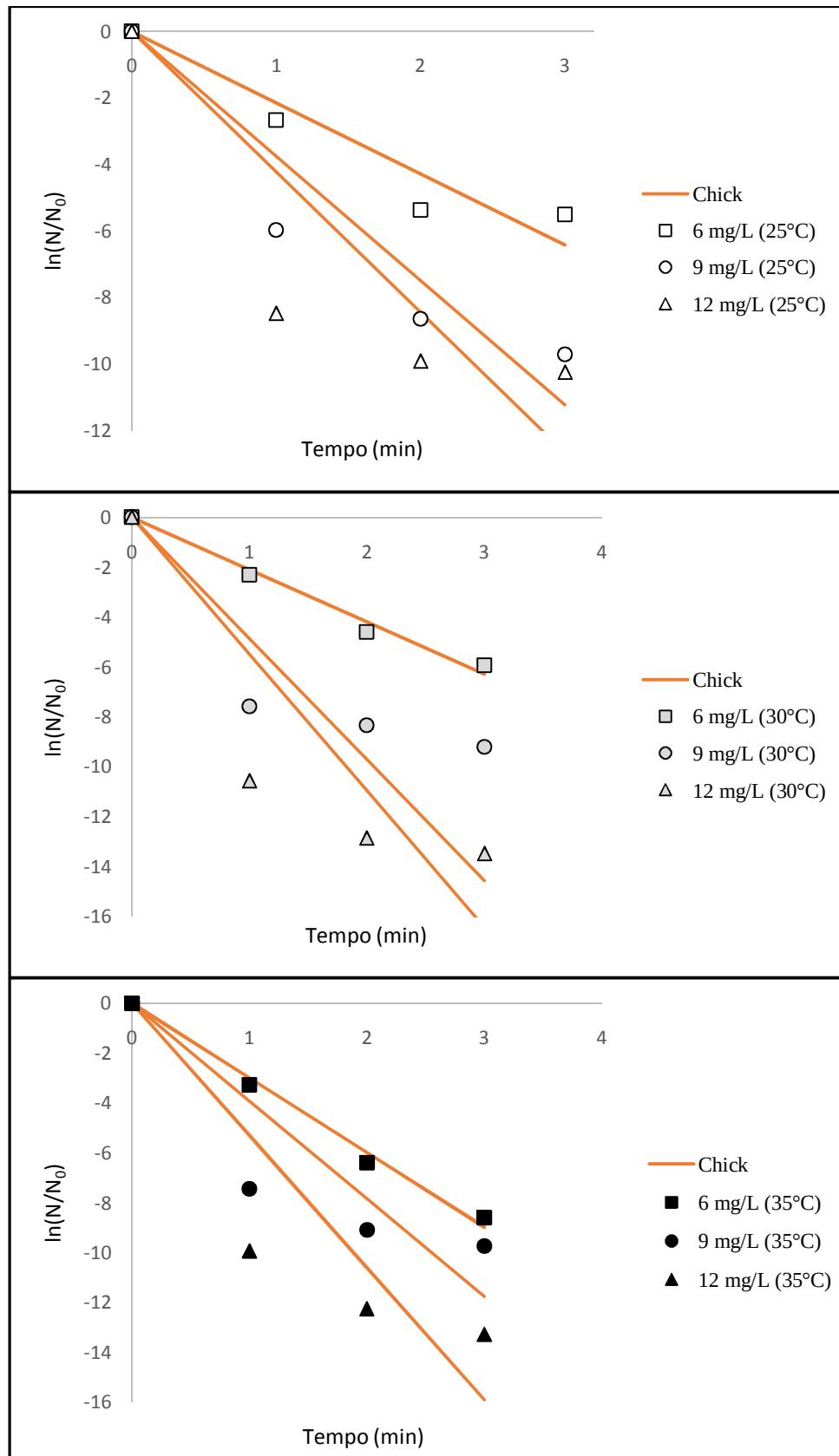
Tabela 13 - Valores dos parâmetros cinéticos do modelo de Chick estimados para a desinfecção do efluente estudado a diferentes temperaturas.

Temperatura	6 ppm		9 ppm		12 ppm	
	k (min ⁻¹)	R ²	k (min ⁻¹)	R ²	k (min ⁻¹)	R ²
25°C	2,1353	0,9653	3,7415	0,9578	4,215821	0,9052
30°C	2,0935	0,9945	4,8492	0,9270	5,476906	0,9167
35°C	2,9881	0,9793	3,9149	0,9227	5,296181	0,9269

Fonte: Autor (2017).

Os dados experimentais ajustados ao modelo de Chick estão mostrados na Figura 14.

Figura 14i Decaimento microbiano do efluente de acordo com o modelo Chick: pontos são dados experimentais e a linha é o modelo de Chick ajustado aos dados.



Fonte: Autor (2017).

Analizando-se o ajuste apresentado na Figura 14, pode-se notar que há aderência do modelo matemático representado pela lei de Chick, na faixa do decaimento inicial dos microrganismos, representando bem esta fase do processo, uma vez que se verifica que os valores calculados são bastante próximos dos valores observados, porém o modelo não se ajusta bem aos demais dados em tempos de contato mais longos.

É fácil notar que a cinética do processo observado os valores de k , cresce com o aumento da dosagem de cloro aplicado, o que também é esperado para a desinfecção, pois quanto maior o valor da constante cinética, mais rápido ocorre as reações, porém, o mesmo não ocorre com o aumento da temperatura, com exceção da temperatura de 35°C, o que mostra que a otimização do processo, para o modelo matemático de Chick, ocorre à uma temperatura de 30°C, sendo este valor de temperatura encontrado no esgoto estudado.

5.4.2 Modelo matemático de Hom

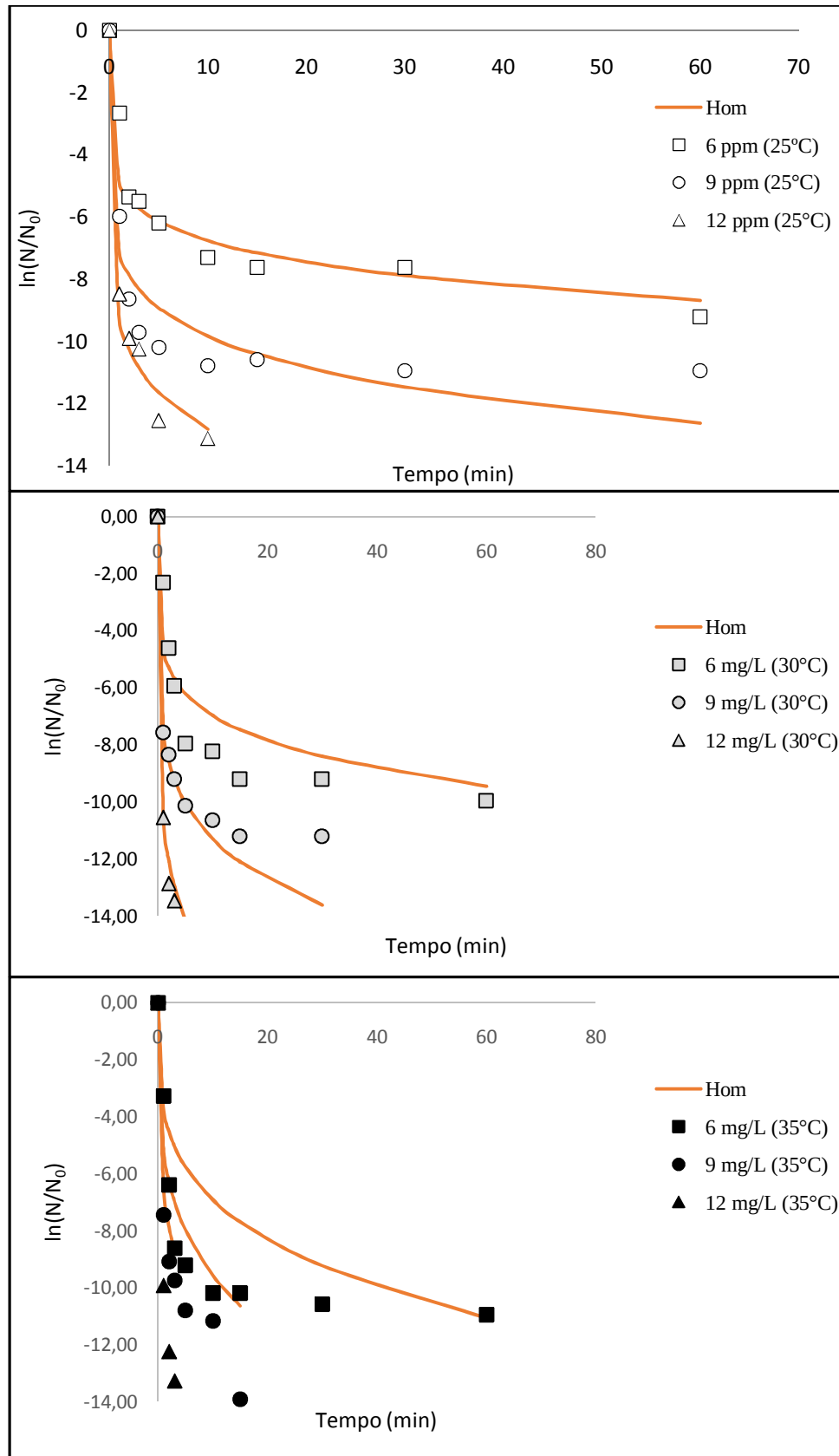
A partir dos valores da fração $\ln(N/N_0)$ obtidas experimentalmente, o modelo de Hom foi ajustado por regressão não linear no Programa Origin 9.1, obtendo-se os valores da constante cinética (k) e as constantes empíricas (m , n) para dosagens aplicadas de hipoclorito de cálcio. Estes valores são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Valores dos parâmetros cinéticos do modelo de Hom estimados para a desinfecção do efluente estudado em diferentes temperaturas.

Temperatura	k (min^{-1})	n	m	R^2
25°C	0,9323	0,9252	0,14000	0,8381
30°C	0,5577	1,1909	0,16987	0,8026
35°C	0,8941	0,8024	0,26302	0,7685

Fonte: Autor (2017).

Figura 15 - Decaimento microbiano do efluente de acordo com o modelo de Hom: pontos são dados experimentais e a linha é o modelo de Hom ajustado aos dados.



Fonte: Autor (2017).

Os dados experimentais determinados juntamente com as curvas ajustadas da lei de Hom estão mostrados no diagrama da Figura 15.

De acordo com o ajuste apresentado na Figura 15, pode-se notar que a aderência do modelo matemático representado pela lei de Hom, representa bem todas as etapas da declinação microbiana, desde o decaimento inicial das bactérias até quando os valores de CTT tornam-se, aproximadamente, constantes, uma vez que se verifica que os valores calculados são bastante próximos dos valores observados ao longo de todo o tempo de contato.

O única exceção ocorre na dosagem de cloro de 12 mgCl₂/L na temperatura de 35°C, pois o número de dados amostrais obtidos nesse experimento é menor, pois, devido à alta dosagem de cloro e a temperatura elevada, houve a aceleração do processo de desinfecção. Para este experimento específico, foi necessário apenas 3 minutos de tempo de contato para destruir todos os coliformes termotolerantes presentes no esgoto, evidenciando que este modelo necessita de um número maior de dados.

Observa-se ao se comparar os dois modelos matemáticos utilizados, Chick e Hom, percebe-se que o modelo que melhor representa o comportamento do decaimento microbiano é o modelo proposto por Hom.

5.4.3 Modelo modificado de Hom

Para o refinamento do equação do modelo de Hom, houve a inserção de um novo fator (T) neste modelo matemático, visando torna-lo os dados obtidos através do modelo ainda mais próximo aos dados encontrados experimentalmente.

A partir dos valores da fração $\ln(N/N_0)$ obtidas experimentalmente, o modelo de Hom foi modificado por regressão não linear no Programa Origin 9.1 obtendo-se os valores da constante cinética inicial (k_0), a energia de ativação (E_a) e das constantes empíricas (m, n) para dosagens aplicadas de hipoclorito de cálcio. Estes valores são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 - Valores dos parâmetros e da energia de ativação modelo modificado de Hom estimados para a desinfecção do efluente estudado.

k_0 (min ⁻¹)	E_a (J/mol)	n	m
782,65	17094,0369	0,9777	0,16470

Fonte: Autor (2017).

A partir dos dados obtidos na Tabela 15, foi possível calcular as constantes cinéticas, como é mostrado na Tabela 16.

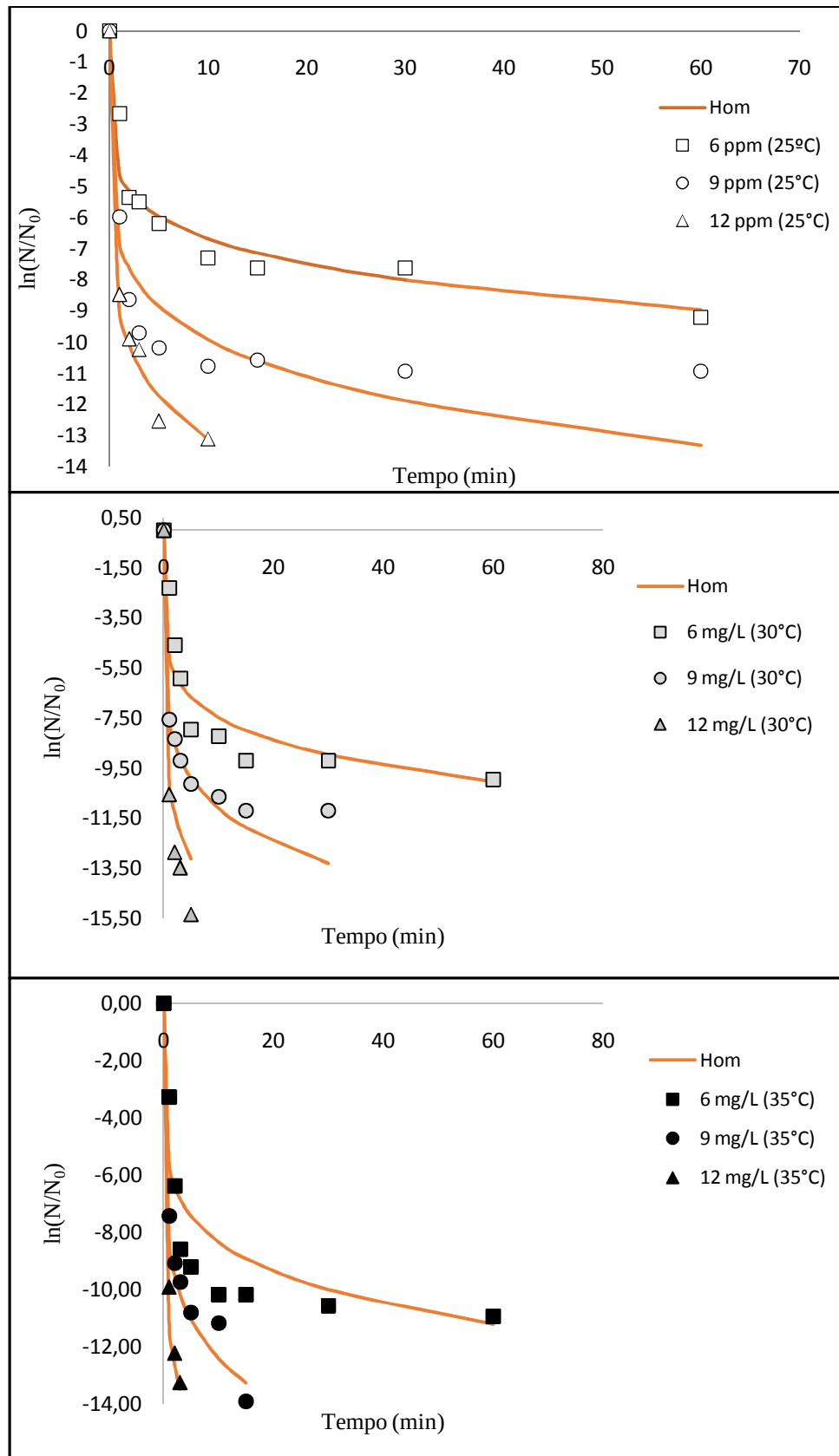
Tabela 16 - Valores dos parâmetros cinéticos do modelo modificado de Hom estimados para a desinfecção do efluente estudado em diferentes temperaturas.

T	k
25°C	0,7919
30°C	0,8873
35°C	0,9905

Fonte: Autor (2017).

Os dados experimentais determinados juntamente com as curvas ajustadas da lei de Hom modificada estão mostrados no diagrama da Figura 16.

Figura 16 - Decaimento microbiano do efluente de acordo com a lei de Hom modificada: pontos são dados experimentais e a linha é o modelo de Hom modificado ajustado aos dados.



Fonte: Autor (2017).

Como é mostrado na Figura 16, o modelo modificado não perde a excelente aderência aos dados obtidos experimentalmente, pelo o contrário, o modelo modificado mostrou-se mais próximos aos dados reais. E este modelo se adequou de forma satisfatória ao experimento com dosagem de cloro de 12 mgCl₂/L na temperatura de 35°C, o que mostra, provavelmente, que o modelo não necessita de números volumosos de dados.

A inclusão da temperatura como um parâmetro à ser incluído no modelo matemático de Hom, os dados se adequaram melhor a este modelo modificado, o que deve-se, provavelmente, a influência da temperatura no processos que ocorrem durante a desinfecção.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos durante o desenvolvimento desta pesquisa pode-se concluir que:

O efluente intermediário oriundo do decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio aqui avaliado apresentou características típicas de efluente anaerobiamente tratado, apresentando pH aproximadamente neutro, elevado teor de amônia total e relativamente baixa turbidez. Também foi observada uma elevada densidade de microrganismos patogênicos, representados pelos elevados teores de CTT determinados (6 unidades logarítmicas), evidenciando a importância de processos de desinfecção após esse tipo de tratamento em unidade de esgotamento sanitário.

A faixa de concentrações (10 a 30 mgCl₂/L) de cloro avaliada no planejamento fatorial fracionado (meia fração) para otimização das condições experimentais das curvas cinéticas não mostrou influência significativa, determinando-se por meio da análise dos dados obtidos que uma faixa de trabalho com menores concentrações (6 a 12 mgCl₂/L) já seria suficiente para a desinfecção do efluente estudado.

O uso de hipoclorito de cálcio dosados na faixa de 6 a 12 mgCl₂/L consegue enquadrar o efluente a ser lançado, conforme estabelece a legislação vigente, em um tempo de contato inferior a 10 minutos, indicando que os sistemas utilizados pela companhia de saneamento do estado podem estar superdimensionados para esta etapa do tratamento.

Os resultados obtidos também demonstraram que um modelo simples de primeira ordem (lei de Chick) pode adequadamente representar a cinética de decaimento de microrganismos (em termos de CTT) para tempos de contato em até 10 minutos, na faixa de concentrações de cloro e demais condições experimentais avaliadas. Este modelo obteve um erro médio de 65%, considerando toda a faixa de tempos de contato, e de 24% para os primeiros 10 minutos de contato.

O modelo matemático de Hom obteve ótima aderência aos dados reais durante todas as etapas do decaimento bacteriano, conquanto este modelo necessite de um número maior de dados para um ajuste satisfatório. Os erros médios encontrados nesse modelo foram de até 34,4%.

O modelo ajustado de Hom, entre os que foram utilizadas neste estudo, apresentou a melhor aderência aos dados experimentais, o que se deve, principalmente devido a inclusão da temperatura como uma novavariável ser considerada na equação de Hom. Assim, as três

curvas cinéticas obtidas, em distintas temperaturas, puderam ser utilizadas no ajuste desse modelo, resultando em um modelo estatisticamente mais representativo do sistema considerado. No modelo ajustado foi obtido erros médios de até 24,0%.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNTi Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969**: projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1997.
- ABNTi Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- ABNTi Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 41**: norma para construção e instalação de fossas sépticas. Rio de Janeiro, 1963.
- ALVES, C. **Tratamento De Águas de Abastecimento**. 3ª ed. Porto: Publindústria, 2010.
- ANDRADE NETO, C. O. et al. Filtro anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no lodo**. Rio de Janeiro, Projeto PROSAB, p.140, 1999.
- ANDRADE NETO, C. O, et al. Decanto-digestores. In: Campos, J.R (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, PROSAB, p.117-138,1999(b).
- ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; FILHO, M. L. filtros anaeróbios com fluxo descendente e fluxo ascendente In: Pós-tratamento de Efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos, Vol. 2, Belo Horizonte ï MG, Coordenador. C.L CHERNICHARO, p.185, 2001.
- ANDRADE NETO, C.O.; VAN HAANDEL A.C.; MELO, H.N.S. O Uso do Filtro Anaeróbio para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios no Brasil. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10. 2002, Braga, Portugal. Anais ... Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.
- ÁVILA, R. O. Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte. 166f. 2005. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil) ï Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- BAKER, M.N. (1949) The quest for pure water. In: LEAL, F.C.T. **Contribuição ao estudo da remoção da cor natural no tratamento das águas de abastecimento**. 155p. Dissertação (Mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) Escola de engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.
- BARBEAU, B.; BOULOS, L.; DESJARDINS, R.; COALLIER, J.; PRÉVOST, M. Examining the use of aerobic spore-forming bacteria to assess the efficiency of chlorination. **Water Research**, v. 33, n. 13, p. 2941-2948, 1999.
- BARROS, R. T. V., CHERNICHARO, C. A. L., HELLER, L., VON SPERLING, M. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios** ï Vol 2: Saneamento. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1995, 221 p.
- BASSANI, L. Desinfecção de efluentes domésticos por ozonização. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) ï Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BORZANI, Walter (Coord.). *Botecnologia industrial*. 1.ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2001.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 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 União República Federativa do Brasil, Brasília, DF, maio de 2011.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a uma saneamento ambiental inadequado**. Brasília, 2010.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Cloração de Água em Pequenas Comunidades Utilizando o Clorador Simplificado** Desenvolvido pela Funasa / Fundação Nacional de Saúde. Brasília:Funasa, 2014. 36 p.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3ª ed. rev. Brasília, 2006.

BUTTERFIELD, C.T., E. WATTIE, S. MEGREGIAN, and C.W. CHAMBERS. 1943. Influence of pH and temperature on the survival of coliforms and enteric pathogens when exposed to free chlorine. **Public Health Rep.**58:1837-1866.

CAMARGO, J. G. **Aplicação do dióxido de cloro na desinfecção de efluentes domésticos tratados pelo sistema de lodos ativados**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

CAMPOS, J. R. (coordenador), 1999, **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES.

CAMPOS, J. R. Uma abordagem sobre a desinfecção de esgotos no Brasil. In: **SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE DESINFECÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E RESIDUÁRIAS EM PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO**, 1993, Belo Horizonte. p. 137-167. 1993

CAMPOS, J.R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. 1. ed. FINEP/PROSAB, 1999, 464p.

CAVALLINI, G. S.; CAMPOS, S. C.; 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, n. 1, p. 27-40, jan./jun. 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.

CHAGAS, W. F. Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro. [Mestrado] Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 2000. 89 p.

CHERNICHARO, C. A. L. Tecnologias nacionais para o tratamento anaeróbio de esgotos. In: ANDREOLI, C. V.; WILLER, M. (Ed.). **Gerenciamento do Saneamento em Comunidades**

Planejadas. São Paulo: Alphaville Urbanismo, 2005. p. 144-159, Série Cadernos Técnicos Alphaville.

CHERNICHARO, C.L. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. 1. ed. FINEP/PROSAB, 2001, 577 p.

CHICK H. 1908. **An investigation of the laws of disinfection.** J. Hygiene 8:92-158.

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

COSTA, M. C. L.; Fortaleza: expansão urbana e organização do espaço. In: SILVA, J. B.; CAVALCANTE, T. C.; DANTAS, E. W. C. **Ceará: Um Novo Olhar Geográfico**, 2ª ed. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, 2007.

DANIEL, L. **Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável**, ABES, Rio de Janeiro, p. 139, 2001.

DE LUCA, S.J.; MONTEGGIA, L. O. Outros processos de desinfecção. In: GONÇALVES, R.F. Desinfecção de efluentes sanitários, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 9. p.389-408.

Di BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** Rio de Janeiro: ABES, 1993. 503 p.

DIAS, L. H. M.; SOUZA, J. B.; VIDAL, C. M. S.; CAVALIN, G. S. Modelo Experimental de Desinfecção de Esgoto Sanitário Usando Ácido Paracético. **Revista Ciências Ambientais** (Online). V.3 n.2. 2009.

EATON, A. D., CLESCERI, L. S., RICE, E. W., GREENBERG, A. E., FRANSON, M. A. H. **standard Methods for the examination of water and wastewater.** Centennial edition. Washington, DC, USA: American Public Health Association, 2005. 1368 p.

ERCOLE, L.A.S. **Sistema Modular de Gestão de Águas Residuárias Domiciliares:** uma opção mais sustentável para a gestão de resíduos líquidos. 2003. 192 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) i Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

FARIAS, G. E. P. **Eficiência da dessinfecção e produção de THM na dosagem de hipoclorito de cálcio na faixa das cloraminas em dois sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes domésticos.** Dissertação (mestrado em tecnologia e gestão ambiental). Fortaleza: IFCE, 2016.

FILHO, S. S. F.; SAKAGUTI, M. Comportamento cinético do cloro livre em meio aquoso e formação de subprodutos da desinfecção. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 13, n. 2, p. 198-206, 2008.

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 BioTechnology**. v.5 p.3-19. 2006.

GALVÃO JÚNIOR, A. C.; MORENO, J.; MAGALHÃES, C. A. C. Avaliação dos Sistemas de Tratamento por Decanto-digestores Seguidos de Filtros Anaeróbios, em Comunidades

Atendidas pela Unidade de Negócio do Médio Tietê à SABESP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 21. 2001. João Pessoa. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2001. CD-ROM.

GOLFINOPOULOS, S. K. (2000). The Occurrence of Trihalomethanes in the Drinking Water in Greece. *Chemosphere*, 41, 1761-1767.

GONÇALVES R.F.; CHERNICHARO, C. A; ANDRADE NETO, C.O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme. In: CHERNICHARO, C. A. L **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB 2, p. 105-170, 2001.

GONÇALVES, R. F (Coord.). 2003. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, ABES, RiMa, 422 p.

GONÇALVES, R. F. et al. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme**. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, p.171- 278, 2001.

HAAS, C. N.; JOFFE, J. Disinfection under dynamic conditions: modification of Homô's model for decay. *Environmental Science and Technology*, v. 28, n. 7, p. 1367-1369, 1994.

HOM, L.W. 1972. **Kinetics of chlorine disinfection in an ecosystem**. J. Sanit. Eng. Div. Proc. ASCE 98(SA1):183-194.

HOM, L. W. Kinetics of chlorine disinfection in an ecosystem. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, ASCE, v. 98, n. 1, p. 183-193. 1972.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 3. ed. 1995.

JORDÃO, E.P.; VOLSCHAN JUNIOR I. **Tratamento de Esgotos Sanitários em Empreendimentos Habitacionais**. Alternativas ecológicas. Habitação social sustentável. Rio de Janeiro: Caixa, 2009.

JORDÃO, E.P; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011, 1050p.

KAMIYAMA, H. **Pós-tratamento do Efluente do Tanque Séptico na Norma Brasileira à as Novas Propostas**. In: anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, tomo IV, setembro, pp. 705-720.1993.

KUROSHIMA, K.N., BARREIROS, M.A.B., LAÇAVA, L.A., COSTÓDIO, P.F.S. **The influence of dioxide chloride on water quality of Balneário Camboriú beach, Brazil**. *Environmental Monitoring and Assessment*, 129, 179-187. 2007.

LAPOLLI, F. B.; HASSEMER, M. E. N.; CAMARGO, J. G.; DAMASIO, D. L.; LOBO-RECIO, M. A. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, n. 3, p. 200-208, jul./set. 2005.

- LEAL, E. S. **Modelagem da degradação de cloro residual livre em sistemas de adução de água de abastecimento de porte médio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba.
- LI, H.; FINCH, G. R.; SMITH, D. W.; BELOSEVIC, M. Sequential inactivation of *Cryptosporidium parvum* using ozone and chorine. **WaterResearch**, v. 35, n. 18, p. 4339 - 4348, 2001.
- LIU, D. H. F.; LIPTÁK, B. G. **Environmental engineerô handbook**. New Jersey, USA: CRC Press LLC, 1999.
- LOPES, T. R. Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes. 2015 (Mestrado) Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- MACEDO, J. A. B. **Águas & Águas**. 2ª Ed. Belo Horizonte: CRQ-MG. 976p., 2004.
- MACEDO, J. A. B. Determinação de trihalometanos em águas de abastecimento público e indústria de alimentos. Viçosa, MG., 1997. 90f. Dissertação (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) i Universidade Federal de Viçosa.
- MACKENZIE, L. D. **Water and wastewater engineering: Design principles and practice**. Ed. McGraw-Hill Companies. 2010.
- MARTINS, A. M S.; MAZZOLA, P. G.; PENNA T. C. V. Eficácia de desinfetantes. **Controle de Contaminação**, n. 29, p. 36-40, 2001.
- MELLO, E. J. R. **Tratamento de esgoto sanitário**: Avaliação da estação de tratamento de esgoto do Bairro Novo Horizonte na cidade de Araguari i MG. 2007. 86 f. Monografia (Pós-graduação em Engenharia Sanitária) i Uniminas, Uberlândia, 2007
- METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater characteristcs. In: Wastewater Engeneering, Treatment,, Disposal and Reuse**. 3 Rd ed., Mc Graw Hill: New York, p. 47 - 119. 1991.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3 ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 920 p.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4 ed. Revisado por George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. New York: McGraw -Hill, 2003.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 920 p.
- 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**, v. 10, p. 99-110, 1994.
- MONTGOMERY, D.C. Introdução ao Controle Estatístico da Qualidade. 4ª ed., LTC, 2004.

MUELLNER, M.G.; WAGNER, E.D.; MCCALLA, K.; RICHARDSON, S.D.; WOO, Y.T.; PLEWA, M.J. Haloacetonitriles vs. regulated haloacetic acids: are nitrogen-containing DBPs more toxic. **Environmental Science and Technology**, v.41, n.2, p.645-651, 2007.

NASCIMENTO, R. A. **Desempenho de reator anaeróbio de mante de lodo utilizando efluentes líquidos de indústria alimentícia**. 1996. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) ï Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

NUVOLARI, A. (Coord.) **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2ª ed. rev. atualizada e ampl. São Paulo: Blucher, 2011.

OLIVEIRA, R. Contribuição ao estudo de tanques sépticos. Dissertação (Mestrado) ï Universidade Federal da Paraíba, 1983. 237p.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. 2005. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 ï Análise de desempenho. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias**. Parte I: análise de desempenho. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Directrices sanitárias sobre el uso de águas residuales em agricultura e aquicultura**. Séries de reportagens técnicas. 778. OMS, Genebra, 1989.

OXIDATION disinfection. [S.I]: Lulea Tekniska Universitet, 1999. 40 slides, color.

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.

PIERRE, C. V.; DORIA, R. A. Q. Análise de Viabilidade Econômica do Aproveitamento de Biogás em um Reator Anaeróbio, In: **18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, 11p., Salvador, BA (1995).

PINTO, A. H. **Remoção de Turbidez em Esgoto Doméstico Utilizando Coagulante Orgânico**. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, p. 27, 2013.

PIVELI, R P.; KATO, M. T. **Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

POHLING, R. **Reações químicas na análise de água**. Fortaleza: Arte Visual, 334 p. 2009.

PRETORIUS, P. C.; PRETORIUS, W. A. Disinfection of purified sewage effluent with monochloramine. **Water S.A**, v. 25, n. 4, p. 463-471, 1999.

QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design and operation**. 2 ed. Lancaster, Pennsylvania, USA: Technomic Publishing Company, 1999.

RIBEIRO, J. T. Sub-Produtos da Desinfecção de Efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. **Boletim Técnico da Faculdade de Tecnologia de São Paulo**, p. 21-30, 2006.

RIBEIRO, L. **Aplicação de dióxido de cloro como alternativa para desinfecção de esgotos sanitários tratados através de lagoas de estabilização**. 2001. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) ï Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa, Florianópolis.

ROSSIN, A. C. Desinfecção. In: **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água** (Tratamento de Água), Vol. 2, São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987.

RUFFELL, K., RENNECKER, J., MARÍÑAS, B. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with chlorine dioxide. *Water Research*, 34(3), 868ï 876. 2000.

SILVA, F. J. A; SOUZA, R. O. Turbidez e cloro residual livre na monitoração de ETE tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio. **Acta Scientiarum**.v. 33, n. 4, p. 407-413, 2011.

Singer P. C. Control of disinfection by-products in drinking water. *J. Env. Engineer.*, 120, 727, 1994.

SINGER, P. C. Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection by-products. **Water Science and Technology**, v.40, n.9, p.25-30, 1999.

SOBSEY, M.D; OLSON, B., **Microbial Agents of Waterborne Disease. in: Assessment of Microbiology and Turbidity Standars for Drink Water**, EPA 570-9-83-001, Office of Drink Water, Washington D.C., 1983.

SOUZA, J. B.; DANIEL, L. A. Comparação entre hipoclorito de sódio e ácido peracético na inativação de *E. coli* e *C. perfringens* em água com elevada concentração de matéria orgânica. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005.

TEIXEIRA, M. B; Manejo de Esgotos Sanitários: Alternativas para Loteamento Popular em Porto Alegre. Porto Alegre. Trabalho de Diplomação Para Colação de Grau em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. UFRGS.2009.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA).Guidelines for exposure assessment. *Federal Register*, 51:34041 -34054, 1986.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Alternative Disinfectants and oxidants guindance manual, EPA 815-R-99-014**. 1999, 346 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY ï USEPA. Soil screening guidance: Thecnical background document. Washington, Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996. 168p.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994, 232 p.

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

VIEIRA, P.; COELHO, S.T.; PRAÇA, P. Controlo do residual de cloro em sistemas de transporte e distribuição de água. **Anais do Encontro Nacional de Entidades Gestoras** 2001. 20p. Lisboa, 9-11 de Outubro de 2001.

VIEIRA, S.M.M., SOBRINHO, P.A. **Resultados de operação e recomendações para o projeto de sistema de decanto-digestor e filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários.** Revista DAE, n. 135, p.51-7, dez. 1983.

VITERBO JR, E. **Sistema integrado de gestão ambiental: como implementar um sistema de gestão que atenda à norma ISO 14001 a partir de um sistema baseado na norma ISO 9000.** São Paulo: Aquariana, 1998.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG), 1996.

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Wastewater Disinfection: Manual of Practice.** 1996.

WHITE, C. **Handbook of chlorination and alternative disinfectants.** 4th. ed. New York: John Wiley & Sons Inc., 1999.

WHITE, G. C. **Handbook of chlorination and alternative disinfectants.** 4th. New York: Ed. John Wiley & Sons, 1992.

WHO. World Health Organization. Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report. World Health Organization and United Nations Children's Fund, 2000, 87p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION i Expert Committee on Specification for Pharmaceutical Preparation. 34 report. Geneva: WHO, 1996. 46p.