

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE  
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

Leonardo Rocha da Fonseca

**AVALIAÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DA CO-DIGESTÃO DE ESGOTO  
SANITÁRIO COM RESÍDUOS ALIMENTARES EM UMA ESTAÇÃO DE  
TRATAMENTO**

Volta Redonda – RJ  
2018

LEONARDO ROCHA DA FONSECA

**AVALIAÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DA CO-DIGESTÃO DE ESGOTO  
SANITÁRIO COM RESÍDUOS ALIMENTARES EM UMA ESTAÇÃO DE  
TRATAMENTO**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção de título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof<sup>o</sup> Dr. Ricardo de Freitas Branco

Coorientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva

Volta Redonda – RJ

2018

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM

F676a Fonseca, Leonardo Rocha da  
Avaliação técnica e econômica da co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares em uma estação de tratamento / Leonardo Rocha da Fonseca ; Ricardo de Freitas Branco, orientador ; Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva, coorientadora. Volta Redonda, 2018.

85 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2018.

DOI: <http://dx.doi.org/10.22409/PGTA.2018.m.11391806735>

1. Digestão anaeróbia. 2. Estação compacta. 3. Resíduos alimentares. 4. Triturador. 5. Produção intelectual. I. Título II. Branco, Ricardo de Freitas, orientador. III. Paiva, Roberta Fernanda da Paz de Souza, coorientadora. IV. Universidade Federal Fluminense. Escola de Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta Redonda.

CDD -

LEONARDO ROCHA DA FONSECA

**AVALIAÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DA CO-DIGESTÃO DE ESGOTO  
SANITÁRIO COM RESÍDUOS ALIMENTARES EM UMA ESTAÇÃO DE  
TRATAMENTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Aprovado em 27 de abril de 2018.

BANCA EXAMINADORA



---

Prof. D. Sc. Ricardo de Freitas Branco – UFF  
Orientador



---

Prof. D. Sc. Bruno Chaboli Gambarato – UNIFOA



---

Prof. D. Sc. Marco Antônio Conejero – UFF

VOLTA REDONDA - RJ

2018

Dedico esse trabalho a todas as pessoas que estiveram ao meu lado apoiando e incentivando no desenvolvimento.

## AGRADECIMENTOS

À Deus pelo folego da vida que me permitiu seguir em frente a caminhada e conquistar meus objetivos.

Ao meu orientador Prof.<sup>o</sup> Ricardo Branco que desde o início do curso acreditou no meu potencial para desenvolver esse projeto.

À minha Coorientadora Prof.<sup>a</sup> Roberta Paz, que em todo momento esteve me auxiliando e confiou no meu trabalho.

Aos professores e amigos que conquistei no curso de pós-graduação, que de alguma forma estiveram contribuindo para o desenvolvimento desse projeto.

À Companhia Siderúrgica Nacional, empresa onde trabalho, que permitiu que esse projeto fosse desenvolvido.

Aos meus companheiros de trabalho que muitos contribuíram para o bom desenvolvimento desse projeto com auxílio técnico.

À minha família, que me inspira em todos os momentos e me faz sentir um homem cada vez mais realizado, principalmente a minha esposa Joyce Fonseca, que em todos os momentos esteve ao meu lado.

Ao meu pai Evaristo Fonseca e a minha mãe Vania Fonseca, pois se cheguei até aqui, parte dessa conquista foi pela dedicação e cuidado deles.

Agradeço aos demais familiares e amigos que em todo momento se mostravam interessados e orgulhosos pelo desenvolvimento desse trabalho.

Mas esforçai-vos, e não desfaleçam as vossas  
mãos; porque a vossa obra tem uma recompensa.  
II Crônicas 15:7

## RESUMO

A co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares triturados é uma tecnologia já utilizada nos Estados Unidos e em alguns países da Europa e sua utilização tem sido feita não só com o intuito de reduzir os impactos ambientais da disposição da matéria orgânica em aterros sanitários, como também de aproveitar o potencial energético desses resíduos no seu tratamento por tecnologia anaeróbia. No Brasil, diversos sistemas de tratamento de esgoto sanitário tradicionais possuem um potencial de recebimento de carga orgânica extra. No entanto, a dificuldade em conduzi-la se torna um desafio, pois vai de encontro nas questões técnicas e econômicas. Além disso há preocupações em relação a sobrecarga do sistema de esgotamento sanitário e a alteração do processo como um todo. Diante do cenário exposto, a presente pesquisa visou avaliar a influência da introdução de resíduos alimentares triturados em uma Estação Compacta de Tratamento de Esgoto Sanitário (ECTES), compreendida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente, com pós tratamento de lodos ativados. Para tanto, foram avaliados a estrutura, os procedimentos operacionais, os dados de monitoramento da estação e a geração de resíduos alimentares do restaurante da fábrica. Também foi utilizado um sistema de tratamento em escala laboratorial constituído de um reator anaeróbio (10 litros) e um reator aeróbio (9,75 litros) no qual foram utilizados a concentração de 1,08 gramas de resíduos alimentares por litro de esgoto sanitário para tratamento, sendo operados durante 230 dias com o tempo de detenção hidráulica de 24 horas para cada reator. Na análise de viabilidade econômica, foi realizado o cálculo do Custo Anualizado Uniforme Equivalente (CAUE), no qual foram considerados o investimento inicial, os custos anuais de manutenção e o valor residual dos equipamentos ao final de 5 anos. A caracterização da estrutura da ECTES juntamente com as análises dos dados de operação e monitoramento permitiram compreender que a estação opera com sua carga abaixo do que foi projetada demonstrando um potencial de recebimento de carga orgânica extra para tratamento. Os resultados apresentados do sistema em escala laboratorial foram satisfatórios e obteve remoção média de DQO de 73%. Em termos de sólidos suspensos totais, a remoção média foi de 75%. Na análise de viabilidade econômica do projeto foi possível calcular um CAUE de R\$ -5.306,32. O trabalho permitiu compreender que a adição de resíduos alimentares em estações de tratamento de esgoto sanitário já existentes se torna uma alternativa interessante e os custos associados a adaptações e manutenções necessárias para o tratamento, se tornam atrativas em relação as outras alternativas.

**Palavras-chave:** digestão anaeróbia, estação compacta, resíduos alimentares, triturador.



## ABSTRACT

The co-digestion of sanitary sewage and crushed food waste is a technology already used in the United States and in some European countries and its use has been made not only with the aim of reducing the environmental impacts of the disposal of organic matter in landfills, but also to take advantage of the energy potential of these residues in their treatment by anaerobic technology. In Brazil, several traditional sewage treatment systems have a potential for receiving extra organic load. However, the difficulty in conducting it becomes a challenge as it meets technical and economic issues. In addition, there are concerns regarding the overload of the sewage system and the alteration of the process. In view of the exposed scenario, the present research aimed to evaluate the influence of the introduction of crushed food waste in a Compact Sewage Treatment Station (ECTES), comprising an upflow anaerobic reactor with activated sludge treatment. For that, the structure, operational procedures, station monitoring data and the generation of food waste from the factory restaurant were evaluated. A laboratory scale treatment system consisting of an anaerobic reactor (10 liters) and an aerobic reactor (9.75 liters) was used in which the concentration of 1.08 grams of food residues per liter of sanitary sewage for treatment, being operated for 230 days with the hydraulic holding time of 24 hours for each reactor. In the economic viability analysis, the Equivalent Annual Cost (EAC) was calculated, in which the initial investment, the annual maintenance costs and the residual value of the equipment were considered at the end of 5 years. The characterization of the ECTES structure together with the analyzes of the operation and monitoring data allowed us to understand that the station operates with its load below that projected, demonstrating a potential of receiving extra organic load for treatment. The results presented in the laboratory scale were satisfactory and obtained a mean COD removal of 73%. In terms of total suspended solids, the mean removal was 75%. In the economic viability analysis of the project it was possible to calculate a CAUE of R \$ -5,306.32. The study allowed us to understand that the addition of food waste to existing sewage treatment plants becomes an interesting alternative and the costs associated with adaptations and maintenance required for treatment become attractive in relation to other alternatives.

**Key words:** anaerobic digestion, compact station, food waste, crusher.

## LISTA DE ILUSTRAÇÃO

- Figura 1 - Esquema de um triturador de resíduos alimentares, p. 26
- Figura 2 - Esquema do Funcionamento de um reator UASB, p. 30
- Figura 3 - Esquema de uma estação com reatores anaeróbios e aeróbios, p. 32
- Figura 4 - Sistema Tratamento em Escala Laboratorial, p. 40
- Figura 5 - Fluxograma das fases do experimento, p. 41
- Figura 6 - Localização da ECTES, p. 49
- Figura 7 - Fluxograma da ECTES, p. 50
- Figura 8 - Seção da elevatória, p. 51
- Figura 9 - Caixa de distribuição de esgoto, p. 51
- Figura 10 - Esquema do reator UASB, p. 52
- Figura 11 - Esquema de um reator LA, p. 53
- Figura 12 - Vista interna de um decantador secundário, p. 54
- Figura 13 - Filtro de gases sulfídricos, p. 55
- Figura 14 - Unidade Compacta de Cloração, p. 57
- Figura 15 - Calha Parshall, p. 58
- Figura 16 - Fluxograma da ECTES com as válvulas instaladas, p. 59
- Figura 17 - Valores médios de DBO da ECTES, p. 61
- Figura 18 - Valores médios de remoção de DBO na ECTES, p. 61
- Figura 19 - Dados de alcalinidade no reator UASB, p. 63
- Figura 20 - Valores médios mensais de DQO do efluente nos pontos de amostragem, p. 64
- Figura 21 - Valores de nitrogênio amoniacal nos pontos de amostragem, p. 66
- Figura 22 - Construção da caixa de gordura do restaurante, p. 68
- Figura 23 - Esquema ilustrativo das adaptações necessárias no projeto, p. 77

## LISTA DE TABELA

- Tabela 1 – Etapas para análise de viabilidade técnica e econômica, p. 38
- Tabela 2 - Caracterização do esgoto bruto e do esgoto com alimento triturado, p. 39
- Tabela 3 - Parâmetros de monitoramento de rotina, p. 41
- Tabela 4 - Contribuição diária de esgoto (C) e lodo fresco (Lf) por tipo de prédio e ocupante, p. 43
- Tabela 5: Principais processos remoção de organismos patogênicos no tratamento de esgotos. , p. 56
- Tabela 6 - Valores médios e desvios-padrão de DBO do efluente nos pontos de amostragem, p. 60
- Tabela 7 - Concentração máxima de DBO e RNFT estabelecidas pela Diretriz 215. rev. 4, p. 62
- Tabela 8 - Valores médios e desvio padrão de DQO do efluente nos pontos de amostragem, p. 64
- Tabela 9 - Valores médios e desvios padrão de amônia do efluente, p. 65
- Tabela 10 - Quantidade de refeições servidas no ano de 2016, p. 67
- Tabela 11 - Caracterização do esgoto bruto e do esgoto com adição de alimento, p. 69
- Tabela 12 – Parâmetros analisados – Tratamento de esgoto sanitário bruto, p. 70
- Tabela 13 - Principais resultados obtidos com pesquisa tratando esgoto doméstico em reatores UASB. , p. 71
- Tabela 14 – Parâmetros analisados – Co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares, p. 72
- Tabela 15 - Tabela comparativa dos parâmetros DQO e SST do experimento com outros valores encontrados na literatura. , p. 74
- Tabela 16 - Valores de custo de destinação por tonelada de resíduo gerado, p. 75
- Tabela 17 - Valores de custo adotados para destinação dos resíduos alimentares, p. 75
- Tabela 18 - Valores de custo de compostagem por tonelada de resíduo gerado, p. 76
- Tabela 19 - Valores de custo adotados para destinação dos resíduos alimentares, p. 76
- Tabela 20 - Descrição das variáveis do fluxo de caixa, p. 77
- Tabela 21 - Investimento Inicial, p. 78
- Tabela 22 - Consumo de energia elétrica por sistema, p. 79
- Tabela 23 – Fluxo de Caixa, p. 80
- Tabela 24 – Vida útil dos equipamentos e valor de depreciação, p. 80
- Tabela 25 - Custo anual descrito por cada cenário analisado, p. 80

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SIMBOLOS

<b>ABNT</b>	Associação Brasileira de Normas Técnicas
<b>ABRELPE</b>	Associação Brasileira de Empresa de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
<b>CEF</b>	Caixa Econômica Federal
<b>CNPq</b>	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio
<b>CAUE</b>	Custo Anualizado Uniforme Equivalente
<b>EEEG</b>	Estação Elevatória de Esgoto com Gradeamento
<b>ECTES</b>	Estação Compacta de Tratamento de Efluente Sanitário
<b>ETE</b>	Estação de Tratamento de Esgotos/Efluentes
<b>FINEP</b>	Financiadora de Estudos e Projetos
<b>PROSAB</b>	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
<b>ST</b>	Sólidos Totais
<b>STV</b>	Sólidos Totais Voláteis
<b>SSF</b>	Sólidos em Suspensão Fixos
<b>SST</b>	Sólidos em Suspensão Totais
<b>SSV</b>	Sólidos em Suspensão Voláteis
<b>TDH</b>	Tempo de Detenção Hidráulica
<b>UASB</b>	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

## SUMÁRIO

- 1 INTRODUÇÃO, p. 19
- 2 OBJETIVOS, p. 23
  - 2.1 OBJETIVO GERAL, p. 23
  - 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS, p. 23
- 3 REVISÃO DA LITERATURA, p. 24
  - 3.1 CARACTERÍSTICAS E TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO, p. 24
  - 3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS, p. 25
  - 3.3 DISPOSITIVO TRITURADOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS ALIMENTARES, p. 25
  - 3.4 TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS COMBINADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO, p. 27
    - 3.4.1 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB), p. 28
    - 3.4.2 Reatores UASB com pós-tratamento de Lodos Ativados, p. 31
    - 3.4.3 Co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares, p. 33
  - 3.5 ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA, p. 34
    - 3.5.1 Taxa Mínima de Atratividade, p. 35
    - 3.5.2 Valor Presente Líquido, p. 36
    - 3.5.3 Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE), p. 37
- 4 MATERIAIS E MÉTODOS, p. 38
  - 4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE SANITÁRIO E ADIÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES, p. 39
  - 4.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO EM ESCALA LABORATORIAL, p. 39
    - 4.2.1 Montagem do Sistema em Escala Laboratorial, p. 39
    - 4.2.2 Fase I – Partida da Estação em Escala Piloto, p. 41
    - 4.2.3 Fase II - Monitoramento do Sistema Experimental, p. 42
    - 4.2.4 Fase III – Co-digestão de Esgoto Sanitário e Resíduos Alimentares, p. 42
  - 4.3 ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA, p. 44
    - 4.3.1 Coleta de informações e montagem do fluxo de caixa, p. 44
    - 4.3.2 Método da análise dos dados, p. 45
    - 4.3.3 Taxa Mínima de Atratividade, p. 46
    - 4.3.4 Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE), p. 46

5	<u>RESULTADOS E DISCUSSÃO</u>	p. 48
5.1	CARACTERIZAÇÃO DA ECTES DA FÁBRICA DE AÇOS LONGOS	p. 48
5.1.1	Análise dos dados de monitoramento da ECTES em operação com esgoto sanitário	p. 59
5.1.2	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO5) e Sólidos Suspensos Totais (SST)	p. 60
5.1.3	Alcalinidade Total	p. 62
5.1.4	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	p. 63
5.1.5	Nitrogênio Amoniacal	p. 65
5.2	GERAÇÃO DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS NO RESTAURANTE DA USINA DE AÇOS LONGOS	p. 66
5.3	AVALIAÇÃO DA CO-DIGESTÃO EM ESCALA LABORATORIAL	p. 68
5.3.1	Caracterização do efluente de Co-digestão	p. 68
5.3.2	Fase I e II: Partida e Monitoramento da Estação em Escala Laboratorial	p. 70
5.3.3	Fase III: Co-digestão de esgoto Sanitário e Resíduos Alimentares	p. 72
5.4	ANÁLISE DE CUSTO DAS ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS	p. 75
5.4.1	Cenário I – Disposição em Aterro Sanitário	p. 75
5.4.2	Cenário II – Compostagem	p. 75
5.4.3	Cenário III – Co-digestão de resíduos alimentares na ECTES	p. 76
6	<u>CONCLUSÕES</u>	p. 82
7	<u>TRABALHOS FUTUROS</u>	p. 83
8	<u>REFERÊNCIAS</u>	p. 84

## **1. INTRODUÇÃO**

Uma importante preocupação ambiental na crescente urbanização é a quantidade de resíduos sólidos que é gerada a uma taxa que supera a capacidade das autoridades municipais de gerenciá-los, resultando em potenciais impactos adversos no ambiente, saúde humana e a qualidade da vida urbana (MARASHILIAN & EL-FADEL, 2005).

Aterros sanitários têm sido a forma mais conveniente e econômica de eliminação de resíduos em muitos países (IACOVIDOU et al., 2012a). Apesar da legislação prever tal prática, a mesma pode trazer impactos ao meio ambiente na sua criação e gestão. Nos países europeus existem algumas regulamentações sobre a disposição de resíduos que restringem a disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários, com o objetivo de reduzir a produção de chorume e gases do efeito estufa (BATTISTONI et al., 2007).

Um estudo publicado pela Universidade de Utrecht na Holanda, avaliou o potencial de redução de gases de efeito estufa na gestão de resíduos no Brasil, prevendo que se as práticas atuais de gestão de resíduos permanecerem como estão, as emissões líquidas de GEE vão crescer para 25.6 milhões de toneladas métricas de CO<sup>2</sup> equivalente por ano em 2030, e isto se dá principalmente pela elevada parcela de resíduos orgânicos presentes nos resíduos sólidos urbanos, que são responsáveis por 76% das emissões de GEE. Estes materiais geram grandes quantidades de metano quando depositados no solo (CORTEN, 2012).

Os resíduos sólidos orgânicos representam cerca de 50% do total de resíduos sólidos urbanos que são gerados no Brasil. As fontes de geração desse tipo de resíduo são de atividades industriais e também de atividades agrossilvopastoris, o que representa uma geração de cerca de 800 milhões de toneladas de resíduos sólidos orgânicos anualmente. Apesar da massa de resíduos sólidos urbanos apresentar alto percentual de matéria orgânica, as alternativas de disposição de resíduos orgânicos ainda são pouco praticadas, e a sua disposição final acaba sendo direcionada para os aterros sanitários, juntamente com os demais resíduos domiciliares (ABRELPE, 2014).

A Lei nº 12.305/10 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) atenta para as metas de eliminação dos lixões além de vários instrumentos necessários para consolidação. Entre eles destacam-se os planos de resíduos sólidos, que devem ser elaborados pelos estados e ou municípios, para acesso aos recursos da união. Complementarmente a coleta seletiva e os sistemas de logística reversa também se destacam como instrumentos, uma vez que incentivam a criação e o desenvolvimento de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis. Destaca-se também a

cooperação técnica e financeira entre os setores público e privado visando o contínuo desenvolvimento de pesquisas em prol de novos produtos, métodos, processos e tecnologias de gestão, reciclagem, reutilização, tratamento de resíduos e disposição final ambientalmente adequada de rejeitos (BRASIL, 2010).

Os resíduos sólidos orgânicos quando armazenados de forma incorreta, tornam-se uma fonte poluidora, gerando diversos impactos negativos no meio ambiente. Desse modo, novas tecnologias têm ganhado cada vez mais espaço na implementação de programas de gerenciamento de resíduos sólidos nas instituições de diferentes seguimentos (FERREIRA, 2014).

De outra forma, Ribeiro (2002) ressalta que a falta de priorização em investimentos para a implantação de uns planos de gerenciamento de resíduos sólidos se torna um problema agravante, pois tanto na gestão dos municípios como também na gestão de indústrias muitas vezes não consideram o gerenciamento de seus resíduos como uma forma de investimento. Assim, tornam-se indispensáveis estudos e pesquisas para diagnosticar a situação ambiental ao longo das diferentes fases do gerenciamento, desde a geração, armazenamento, coleta, transporte, processamento até a disposição final dos resíduos sólidos.

Quando consideradas as atividades desenvolvidas em um restaurante industrial de uma empresa do setor privado, observa-se a necessidade de uma gestão adequada dos processos envolvidos dado o significativo volume de resíduos orgânicos gerados tanto no momento de preparo e também do gerados a partir dos restos ingeridos e sobras limpas (BARCELOS, 2017).

Com isso, técnicas de compostagem e digestão anaeróbia, soluções bem difundidas atualmente, se tornam como alternativas de tratamento de resíduos orgânicos evitando o descarte em aterro sanitários ou em locais indevidos. Thomas (2011) e Marashlian (2005) apresentam como outra alternativa a disposição de resíduos alimentares em estações tratamento de esgoto sanitário já existentes, ou seja, um tratamento combinado de esgoto sanitário e resíduos alimentares em um mesmo sistema de tratamento.

O tratamento combinado de esgoto sanitário e resíduos alimentares em uma estação de tratamento, também chamado de co-digestão, é uma tecnologia já empregada em países desenvolvidos como Estados Unidos da América e em alguns países da Europa e sua abrangência envolve empresas e o sistema de saneamento dos municípios (SHARP et al., 2015).

Uma solução que busque atender a grande geração de resíduos, a carência de sistemas de tratamento com viabilidade técnica e econômica e a crescente demanda por energia, nos faz buscar alternativas que minimizem tais impactos, mobilizando o setor público e privado no



sentido de explorar soluções ainda não convencionais. Entre essas soluções está o aproveitamento energético dos resíduos, também previsto na PNRS.

Outrossim, o presente trabalho visou avaliar o tratamento combinado de resíduos alimentares com esgoto sanitário em sistemas de tratamento de esgoto composto de reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket) com pós-tratamento do efluente em sistemas de lodos ativados de forma que seja apresentado como uma alternativa de tratamento de resíduos sólidos orgânicos.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

O objetivo principal da dissertação é realizar avaliação técnica e econômica do potencial de co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares provenientes de um restaurante industrial em uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário já existente e em operação, ambos localizados na Fábrica de Aços Longos da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN).

Observa-se que tanto nessa empresa como em todo o Brasil, ainda há o predomínio do descarte de resíduos orgânicos em aterros sanitários, considerando como uma forma de disposição final e não de tratamento.

### **2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Caracterizar da estrutura e componentes da Estação Compacta de Tratamento de Esgoto Sanitário (ECTES) em operação na Fábrica de Aços Longos da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN);
- Analisar os dados de monitoramento da ECTES em operação avaliando a capacidade de recebimento de carga orgânica extra;
- Avaliar a co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares através de um sistema de tratamento em escala laboratorial;
- Realizar análise de viabilidade econômica de implantação do projeto de co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares na ECTES existente da Fábrica de Aços Longos – CSN comparando os custos com outras alternativas disponíveis no mercado.

### **3. REVISÃO DA LITERATURA**

#### **3.1. CARACTERÍSTICAS E TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Segundo Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2015), o esgoto doméstico possui em sua composição matéria orgânica proveniente de atividades domésticas de instalações sanitárias contendo fezes ou urina proveniente de banhos e lavagens dos demais usos domésticos, que podem ter em sua composição sabão e detergentes. As instalações de empresa e instituições que possuem instalações sanitárias e refeitórios possuem características similares ao esgoto doméstico. Por sua vez, a concentração de carga de substâncias no efluente pode variar de acordo com a contribuição per capita e o uso de água nas atividades.

Os esgotos possuem baixa concentração de sólidos suspensos e dissolvidos, no entanto essa pequena fração é a grande responsável pelos problemas de contaminação de poluição de solos e corpo hídrico, além de apresentar microrganismos patogênicos. A maior parte se trata de matéria orgânica biodegradável associada à matéria inorgânica proveniente dos produtos de higiene (FIGUEIRAS, 2016).

Em suas características físicas, os parâmetros correspondentes são: coloração, odor, turbidez, matéria orgânica e temperatura, onde das características físicas, o teor de matéria orgânica é o de maior importância, que são parâmetros triviais para o dimensionamento de um sistema de tratamento. Quanto às características químicas dos esgotos, os materiais orgânicos são representados por proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras (8% a 12%), óleo (8% a 12%), ureia e surfactantes. Já os compostos inorgânicos são formados, principalmente, pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas. Além disso, as características biológicas apresentam como principais organismos as bactérias, protozoários, parasitas, fungos e algas (VON SPERLING, 2016).

O processo de tratamento de esgotos consiste na separação de materiais sólidos, na redução de carga orgânica, na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e na remoção de patógenos, através de processos físicos, químicos e biológicos.

Tal processo de tratamento divide-se em tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário, obtendo-se como resultado final o efluente líquido tratado que possui as características adequadas para o descarte em corpos hídricos e a geração de lodo (VON SPERLING, 2016).

### 3.2. RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (2004), os resíduos sólidos são definidos como resíduos nos estados sólido e semissólido provenientes de atividades humanas de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial e agrícola e são considerados indesejáveis diante da necessidade de exigirem uma solução técnica e economicamente viável para seu tratamento e disposição final adequado.

Os resíduos sólidos orgânicos têm origem animal ou vegetal em sua composição, sendo constituído de material putrescível como, por exemplo: bagaço de frutas, folhas, restos de carnes e de preparo de alimentos. Os resíduos alimentares são oriundos de restos de alimentos de residências, restaurantes, cantinas e refeitórios industriais. As principais razões para o descarte desse tipo de resíduos devem-se ao prazo de validade vencido, à parte do preparo de refeições que não são utilizadas e também ao desperdício. É um tipo de resíduo com uma composição variável e de fácil degradação, tendo um grande desafio para a sua destinação (IACOVIDOU et al., 2012).

Por ser um resíduo de rápida decomposição, devido sua composição básica ser de carboidratos, lipídeos e proteínas, exige o mínimo de cuidado com o seu armazenamento devido ao potencial de desenvolvimento de microrganismos que podem trazer riscos à saúde e ao meio ambiente se manejados inadequadamente. Devido sua biodegradabilidade, possuem uma elevada parcela passível de degradação microbiana, que resulta em compostos com elevada demanda química de oxigênio (DQO), geração de líquidos e gases. A estabilização dos resíduos produz efluente líquido altamente poluente que quando descartado inadequadamente em corpos hídricos pode provocar a redução dos níveis de oxigênio na água e acarretar na perda de organismos aquáticos (LEITE et al., 2003; ALBUQUERQUE NETO et al., 2007).

As composições de resíduos sólidos orgânicos podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, tendo a predominância maior de produção em locais onde há sociedades de maior poder econômico (ESPOSITO et. al., 2012; IACOVIDOU et al., 2012).

### 3.3. DISPOSITIVO TRITURADOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS ALIMENTARES

Os dispositivos trituradores de resíduos alimentares são dispositivos eletromecânicos instalados em pias de cozinhas e conectados diretamente com a rede de esgoto, onde é direcionado todo resíduo alimentar triturado. Dotados de laminas cortantes, são capazes de

triturar material orgânico, tais como pedaços de carne, legumes, caroços de frutas, cascas de frutas cítricas, grãos de café e pequenos ossos. Após triturados, os alimentos seguem para a estação de tratamento de esgoto através da tubulação da rede de esgoto (ROSENWINKEL; WENDLER, 2001; EVANS, 2007).

O triturador de alimentos geralmente utilizado em residências nos Estados Unidos, foi desenvolvido por John Hammes, no ano de 1927 e utilizado na maioria das cozinhas americanas (PÉREZ-ELVIRA et al., 2014), conforme é apresentado na figura 1.

Figura 1 - Esquema de um triturador de resíduos alimentares



Fonte: Figueiras (2016)

Mesmo com a utilização habitual em alguns países desenvolvidos, como Estados Unidos, Austrália, Canadá e Nova Zelândia, a utilização do dispositivo ainda sofre oposição em alguns países europeus, por uma série de razões (OHANDJA et al., 2008), sendo uma delas a preocupação com a deposição de materiais ao longo das tubulações de rede de esgoto e obstrução das mesmas.

Os benefícios provenientes da utilização do dispositivo são muitos. Estudos demonstram que o uso do dispositivo triturador de resíduos é eficaz na redução da quantidade de resíduos alimentares serem descartados em aterros (IACOVIDOU et al., 2012a), além da melhoria das condições de coleta dos resíduos, da infraestrutura existente e o potencial energético dos resíduos orgânicos, por meio da maior geração de biogás pelas estações de tratamento (ROSENWINKEL; WENDLER, 2001) e redução dos custos com coleta e disposição final dos resíduos orgânicos (OHANDJA et al., 2008).

Battistoni et al. (2007) verificaram que um aumento nas cargas orgânicas resultantes da utilização do dispositivo poderia melhorar substancialmente a qualidade de lodo de esgoto, aumentando a matéria orgânica e promovendo uma melhor remoção de nutrientes em processos aeróbicos no tratamento de águas residuais.

Além destes benefícios relatados, as preocupações com o consumo de energia, consumo de água, danos aos sistemas de esgotos, mudanças nas características de águas residuais e produção de lodo também estão associados com o uso desses dispositivos (IACOVIDOU et al., 2012a). No entanto, é estimado que o consumo de água requerido pelo dispositivo é cerca de 3-4 L por dia, o que é insignificante comparado com o consumo diário de água (cerca de 150 L/hab./dia) (EVAN et al., 2010). Ainda relacionado ao consumo de água, Iacovidou et al. (2012a) estimam, baseados em média de treze estudos, que o consumo de água é de 2,8 L/hab./dia. Evans (2007), por sua vez, relatou que uma utilização de 2,4 vezes por dia, durante 16 s por uso correspondeu a um consumo anual de energia de 2 a 3 kW por membro de família. O custo da eletricidade consumida para executar o dispositivo foi relatado como sendo relativamente insignificante (MARASHLIAN, 2005).

#### 3.4. TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS COMBINADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO

Nos sistemas convencionais, o tratamento de efluentes domésticos é realizado em estações de tratamento de esgoto (ETE), enquanto a fração orgânica dos resíduos sólidos é destinada quase sempre para aterros sanitários. Ambos, efluente doméstico e resíduos sólidos orgânicos são tratados separadamente com tecnologias que utilizam a digestão anaeróbia, levando a duplicidade de transporte e tratamento de rotas, o que mostram duas tecnologias anaeróbias diferentes sendo aplicadas de forma não otimizada. Os sistemas de coleta dos resíduos sólidos podem ser dispendiosos e não-seletivos (PÉREZ-ELVIRA et al., 2014).

A Lei nº 12.305/10 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece princípios, objetivos, diretrizes, metas e ações além de importantes instrumentos, para gerenciamento e destinação de resíduos sólidos. Uma das metas a serem cumpridas no plano é a redução da disposição dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) em aterros sanitários, tratamento de resíduos e a produção de biogás a partir da parcela orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

O tratamento por digestão anaeróbia é um processo biológico no qual diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promovem a transformação de

compostos orgânicos complexos, como carboidratos, proteínas e lipídeos, em produtos mais simples como metano (CH<sub>4</sub>) e gás carbônico (CO<sub>2</sub>). O uso dessa tecnologia no Brasil é evidenciado no tratamento de esgotos sanitários e representa uma tecnologia com baixa produção de sólidos, baixo consumo de energia, baixos custos de implementação e operação e ainda um grande potencial de aproveitamento energético do biogás produzido e do lodo bioestabilizado como fonte de adubo (CHERNICHARO, 2016).

O processo de digestão anaeróbia também tem sido aplicado ao tratamento de resíduos alimentares, como uma alternativa para o tratamento e disposição final do resíduo. Do total de produção de resíduos sólidos urbanos (RSU), cerca de 50% tem composição orgânica e representa uma preocupação quanto à destinação inadequada em lixões e aterros sanitários. Esse tipo de resíduo, quando disposto em locais inadequados, além de atrair vetores de doenças, contamina o solo e o corpo hídrico alterando sua qualidade (ABELPRE, 2014).

No entanto, os resíduos alimentares podem ser altamente variáveis dependendo de sua fonte, e sua composição, podendo diferir significativamente de um lugar para outro, o que pode ser um obstáculo à sua digestão bem-sucedida e eficiente (ZHANG et al., 2007).

Uma nova abordagem surge com o objetivo da utilização de resíduos de alimentos como um substrato na digestão de esgoto, em um processo conhecido como co-digestão. A co-digestão é a digestão de dois substratos conjuntamente como forma de obter melhor eficiência do processo (IACOVIDOU et al., 2012b). A técnica de co-digestão permite a utilização de instalação existente, aumentando a produção de biogás e da energia produzidas nas unidades de cogeração. Com isso não se tem custo com novas instalações (GÓMEZ et al., 2006).

Iacovidou et al. (2012b), por sua vez, descrevem os benefícios de resíduos sólidos orgânicos como co-substrato na digestão de lodo de esgoto, como o aumento da taxa de produção de metano, e o aumento da eficiência de degradação do esgoto na fase da hidrólise devido à aceleração do crescimento dos micro-organismos, pois como a fração de matéria orgânica é de fácil degradação, acelera esse processo.

#### 3.4.1. Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)

O Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo foi desenvolvido no final da década de 1970, pelo Prof. Gatzke Lettinga e sua equipe, na Universidade de Wageningen, na Holanda. A terminologia adotada pelos especialistas em tecnologia de tratamento de efluentes baseia-se na mesma nomenclatura conhecida internacionalmente, cujo nome dado é UASB que significa *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*. Inicialmente, era uma tecnologia aplicada

para efluentes específicos com elevadas concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que logo em seguida teve sua aplicação com êxito no tratamento de esgotos sanitários domésticos (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), a aplicação da tecnologia UASB para tratamento de efluentes domésticos pode ser uma opção muito atrativa em termos técnicos e econômicos em países onde há predominância de clima quente, pois os microorganismos que atuam no tratamento têm seu metabolismo mais eficaz em temperaturas mais elevadas. A primeira unidade de tratamento de grande porte com reatores do tipo UASB foi instalada em 1989 em Kanpur, na Índia, com capacidade de tratamento de 5.000m<sup>3</sup>/dia.

Chernicharo (2016), Jordão e Pessoa (2014) ressaltam que os reatores UASB possuem operação simples e econômica, sendo estudado e aprimorado principalmente em países em desenvolvimento.

O tratamento de esgotos utilizando a tecnologia de reatores UASB possui diversas vantagens, pois é um sistema compacto, com consumo de energia pouco significante, produção de lodo excedente estabilizado, potencial de recuperação de energia, acessibilidade de baixo custo de esgoto para fins de reutilização agrícola (VAN LIERET et. al., 2010).

O Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Caixa Econômica Federal (CEF), iniciado no final dos anos 90, foi primordial na disseminação o uso da tecnologia UASB no Brasil, conforme ressaltado por Santos (2014). O PROSAB, financiou projetos de pesquisa direcionados diretamente aos reatores anaeróbios no quesito de tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio, sob a coordenação de Campos (1999) e projetos de pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, sob a coordenação de Chernicharo (2001).

Em decorrência da ampliação do conhecimento na área dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, notadamente o uso dos reatores UASB cresceu e se aperfeiçoou, passando a ocupar posição de destaque principalmente no Brasil, devido às condições favoráveis de temperatura (CHERNICHARO, 2016).

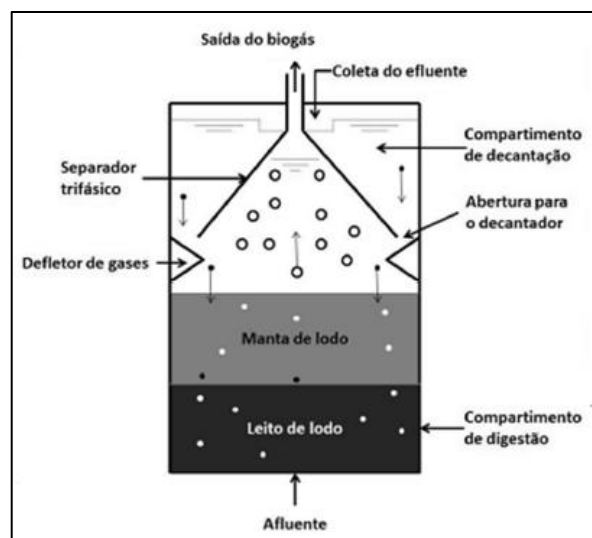
O reator UASB é um sistema de altas taxas de aplicação de matéria orgânica caracterizado por operar com baixos tempos de detenção hidráulica e elevados tempos de retenção celular, necessitando incorporar mecanismos de retenção de biomassa. Em relação ao tipo de crescimento de biomassa do sistema, o reator UASB é classificado como possuidor de crescimento bacteriano disperso. Basicamente, tais equipamentos são reatores de manta de lodo nos quais o esgoto afluente entra no fundo do reator e, em seu movimento ascendente, atravessa



uma camada de lodo biológico que se encontra em sua parte inferior, passando por um separador de fases enquanto escoam em direção à superfície. O esgoto é biologicamente degradado, tanto no leito quanto na manta de lodo. O efluente deixa o reator através de um decantador interno que está localizado na parte superior do reator. O sistema é auto misturado graças ao movimento ascendente das bolhas de biogás e ao fluxo de esgoto através do reator (CHERNICHARO, 2016).

Um dispositivo de separação de gases e sólidos, localizado abaixo do decantador, garante as boas condições para a sedimentação das partículas que se “afastam” da manta de lodo, permitindo que estas retornem para o compartimento de digestão, ao invés de serem arrastadas para fora do sistema junto ao efluente. O perfil de sólidos no reator varia de muito denso e com partículas granulares de alta capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximos ao topo do reator (manta de lodo) (CHERNICHARO, 2016), como representado pela figura 2, a seguir. Essa manta de lodo é formada basicamente pela acumulação dos sólidos suspensos e pelo crescimento dos microrganismos (SUBTIL, 2007).

Figura 2: Esquema do Funcionamento de um reator UASB



Fonte: CHERNICHARO (2016)

A instalação do separador trifásico (separador de sólidos de líquidos e gases) é o que garante o retorno do lodo, assim como a elevada capacidade de retenção de grandes quantidades da biomassa e de elevada atividade microbiana, sem a necessidade de qualquer meio de suporte (PROSAB, 1999). Os separadores trifásicos também possibilitam a coleta do biogás produzido

no processo do tratamento, porém apenas os que apresentam menor solubilidade em água é que se liberam da fase líquida. Esses gases são ricos em metano, normalmente cerca de 70 a 80% de sua composição, sendo por sua vez, e proporcionalmente pobres em gás sulfídrico (CHERNICHARO, 2016).

#### 3.4.2. Reatores UASB com pós-tratamento de Lodos Ativados

Segundo Miki (2010), a adoção do reator UASB no Brasil como tratamento de esgoto dificilmente produz efluentes que atendem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, sendo necessária a adoção de alguma forma de pós-tratamento do efluente proveniente do reator anaeróbio. Além do autor, Chernicharo (2016) e Von Sperling (2016) relatam que a tecnologia de lodos ativados é uma modalidade que atende as expectativas como pós tratamento de efluentes de reatores UASB e ressaltam que a maior parte da remoção biológica da carga orgânica, geralmente próxima de 70%, é removida no reator UASB, ficando somente uma pequena parcela para consumo nos reatores de lodos ativados. Ou seja, a remoção da maior parte da carga orgânica do efluente ocorre com baixo consumo de energia ou necessidade de adição de produtos químicos auxiliares.

O principal objetivo de se adotar um pós-tratamento do efluente de reatores UASB é o de completar a remoção de carga orgânica, bem como o de proporcionar a remoção de nutrientes que dificilmente são removíveis no tratamento anaeróbio, como nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2016).

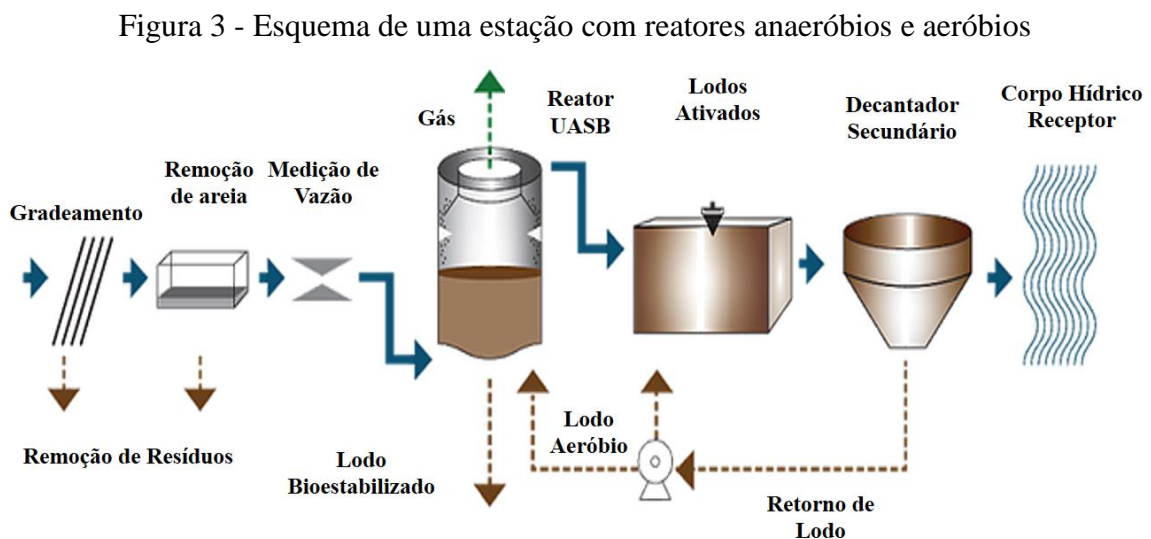
Segundo Bruno (2013) avaliou a eficiência do tratamento de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB, em escala de bancada, seguidos de um sistema de pós-tratamento com lodos ativados e verificou que as eficiências médias de remoção de nitrogênio e fósforo total variaram de 57 a 80% e de 44 a 60%, respectivamente, nos reatores UASB e aumentaram para 91 e 84% com a inclusão do pós-tratamento.

Numa avaliação da Estação de Tratamento de Esgoto de Betim, no estado de Minas Gerais, Saliba (2016) apresentou dados satisfatórios de remoção de DBO (94%), DQO (91%), Sólidos Sedimentáveis (95%) e Sólidos em Suspensão Totais (92%). Porém, o sistema não se mostrou eficaz na remoção de nutrientes como fosfato (34%) e nitrogênio (38%).

Um sistema de tratamento de esgoto sanitário combinado com reatores UASB e lodos ativados possui diversas vantagens, quando comparado a um sistema de tratamento convencional (CHERNICHARO, 2016) como:

- Os decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios podem ser substituídos, como todos os seus equipamentos, por reatores UASB, que passam a cumprir o a função principal de tratamento de esgotos, além da função de digestão e adensamento do lodo aeróbio, sem a necessidade de qualquer volume adicional
- Os reatores UASB possuem maior eficiência de remoção de DBO do que os decantadores primários. O volume dos reatores biológicos aeróbios, após o tratamento no reator UASB, poderá ser reduzido pela metade do volume das ETEs convencionais. Os decantadores secundários podem ter uma redução significativa em sua área superficial por receber menor concentração de sólidos em suspensão.
- O sistema de lodos ativados, o consumo de energia poderá ser reduzido em 45 a 55% comparado a uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) convencional quando não há o processo de nitrificação e 65 a 70% quando há o processo de nitrificação.
- O custo de implantação da ETE com reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio será, no máximo, 80% do custo de uma unidade convencional. Adicionalmente, o custo operacional, devido a maior simplicidade e menor consumo de energia do sistema combinado, anaeróbio/aeróbio, representa, ainda uma importante vantagem adicional.

A figura 03 demonstra um fluxograma da configuração simples e otimizada de uma estação de tratamento com reatores UASB e pós tratamento com lodos ativados e um decantador secundário.



Fonte: Von Sperling (2016).

Os autores Metcalf e Eddy (2016) ressaltam que o objetivo inicial do uso dos processos anaeróbios no tratamento de efluentes sanitários é a diluição dos sólidos presentes nos esgotos, para reduzir ou eliminar a necessidade de gerenciamento dos mesmos e tornar o efluente adequado para um tratamento subsequente, ou para a utilização na agricultura.

### 3.4.3. Co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares

A co-digestão é um processo pelo qual resíduos sólidos orgânicos ricos em energia, como por exemplo, gorduras e restos de alimentos, são adicionados a digestores de resíduos ou sistema de tratamento de efluente sanitário com capacidade excedente. Além de desviar os resíduos orgânicos de aterros sanitários e linhas de esgoto público, esses materiais de alta energia possuem pelo menos três vezes o potencial de produção de metano (EPA, 2016).

Estima-se que existam 216 plantas de tratamento de efluentes localizados nos Estados Unidos transportam resíduos alimentares para co-digestão com lodo de esgoto. Isso representa cerca de 17% das estações que processam lodo de esgoto usando digestão anaeróbica (QI, BEECHER E FINN, 2013).

Alguns autores como Figueiras (2016), Moura (2014), Koch (2015) e Brancoli (2014) apresentaram estudos em escala laboratorial sobre o potencial do uso da tecnologia de co-digestão aplicando-se resíduos alimentares triturados em estações de tratamento de esgoto sanitário, e foram observando as variações que um sistema poderia sofrer com a adição de uma carga orgânica extra.

Figueiras (2016) avaliou a influência da introdução de resíduos alimentares triturados na digestão anaeróbia de efluente doméstico em reator UASB em escala laboratorial. Em termos de eficiência na remoção da matéria orgânica, os resultados foram satisfatórios, com remoção média de DQO de 81,02%. O experimento indicou que o desempenho do reator UASB não foi prejudicado pelo aumento da carga orgânica, mostrando a possível viabilidade de seu uso em escala real, para o tratamento de resíduos com uma maior carga orgânica, com potencial produção e aproveitamento de biogás.

Moura (2014), Brancoli (2014) e Koch (2015) estudaram a correlação entre algumas características da mistura de resíduos alimentares, lodo de esgoto sanitário e o volume de biogás produzido, assim como parâmetros relativos ao substrato antes e após um período de digestão anaeróbia, visando gerar informação sobre esse processo e permitindo determinar formas de se otimizar a produção de biogás em uma estação de tratamento.

Diversos autores, ao apresentarem trabalhos utilizando a tecnologia da co-digestão de substratos com a mesmas características, reforçam que muitos sistemas de tratamento biológico possuem capacidade extra para uma carga adicional de matéria orgânica e podem contribuir para a otimização do descarte e tratamento dos demais resíduos gerados.

### 3.5. ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA

A análise de viabilidade econômica de uma proposta de projeto permite que o investidor tenha uma ideia prévia dos ganhos que a organização pode ter com a sua implantação, considerando todos os aspectos técnicos e indicadores que representam o seu desempenho (CARLI et al., 2016).

Nessa premissa, a análise de viabilidade econômica fornece dados e informações importantes para implementação de alternativas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos conforme determinado pela Lei 12.305 (2010) a qual institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que além de reduzir a quantidade de resíduos que são dispostos em aterros sanitários, gerar energia renovável, mitigar as mudanças climáticas, necessitam acima de tudo serem viáveis economicamente.

Diversos fatores são indispensáveis para uma boa análise de custo do capital, custo de instalação, custo operacional, custo de manutenção, tarifas, rentabilidade, oportunidades, volumes operados, taxas de risco e taxas de atratividade. Quando essas variáveis são bem analisadas, reduzem-se as incertezas e maximizam-se a valorização do investimento, garantindo-se sua subsistência (MARQUEZAN, 2006). Todos esses fatores serão primordiais para a elaboração de um fluxo de caixa com boas projeções de faturamento que um investimento pode proporcionar (FONSECA, 2015).

Os métodos tradicionais de avaliação de investimento mais utilizados são: Valor Presente Líquido (VPL), Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE), Taxa Interna de Retorno (TIR), Payback e Índice de Rentabilidade (PILÃO & HUMMEL, 2003)

Segundo Brealey, Myers e Allen (2013), 75% das organizações utilizam o Valor Presente Líquido (VPL) como método de avaliação de investimento e instrumento de tomada de decisões. Para Gomes (2013) a apresentação correta de uma análise de investimento é dada por seu fluxo de caixa - as entradas, as saídas e quando elas ocorrem - de onde se pode obter a TIR e o VPL, isto é, os critérios mais usuais para analisar alternativas de investimento. No VPL são considerados os valores presentes dos fluxos positivos (benefícios) e os valores presentes dos fluxos negativos (custos). Se a análise de investimentos for de custos ou desembolsos, é

interessante para a empresa a alternativa de menor valor presente líquido e, se a análise for de receitas ou recebimentos, a melhor alternativa é a de maior valor presente líquido.

Silvia (2015) em seu estudo de viabilidade econômico-financeira dos sistemas de manejo de águas residuárias de origem doméstica em empreendimentos habitacionais envolveu diversas etapas, tais como: a previsão dos fluxos de caixa futuros esperados; a determinação do custo de capital para descontar os fluxos de caixa futuros esperados; o cálculo dos índices tradicionais: Valor Presente Líquido (VPL), Valor Presente de Custo (VPC) e Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE).

O método de CAUE foi utilizado por Silva et. al. (2015) em seu artigo de avaliação do momento ótimo para substituição de equipamentos imobilizados, no qual foi comparado à ótica de uma Gestão Econômica. Enquanto o método do CAUE foca apenas os custos periódicos que serão incorridos durante o tempo em que se possuir o equipamento, a Gestão Econômica foca os resultados líquidos que esse equipamento irá gerar à empresa durante sua utilização.

A análise de viabilidade econômica na implementação de um processo de co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares em uma estação de tratamento permite demonstrar que as ações de otimização de recursos no tratamento de substratos com as mesmas características de biodegradação apresentem reflexos na redução dos custos de instalação, manutenção e operação de uma planta de tratamento. Para isso, a análise inicial deve-se considerar a estação de tratamento de esgoto sanitário já existente e a adaptação de cálculos a realidade local e que sejam aplicáveis aos parâmetros da organização que optar por essa tecnologia (EPA, 2010).

Ao final da subseção, serão apresentados os indicadores de viabilidade e outros conceitos.

### 3.5.1. Taxa Mínima de Atratividade

O método do Valor Presente Líquido (VPL) possui como referência os valores de fluxos de caixa descontados a uma Taxa Mínima de Atratividade (TMA), na qual representa o mínimo de retorno do investimento em um projeto, Essa TMA será a base para base para concluir sobre a viabilidade do investimento proposto no projeto (CASAROTTO FILHO e KOPITTKKE, 2006).

A TMA é uma taxa importante na tomada de decisão e possui três indicadores básicos componentes básicos, que devem ser considerados para o cálculo da mesma: o custo de oportunidade, o risco do negócio e a liquidez do negócio (PILÃO & HUMMEL, 2003).

O custo de oportunidade representa um retorno mínimo auferido caso o capital seja investido em outras alternativas de rentabilidade sem de baixo risco como poupança, fundos de investimentos e títulos públicos. O risco do negócio é um indicador que agrega um percentual de risco à TMA, deixando-a mais elevada devido ao risco que um novo investimento pode conter em relação aos outros investimentos de baixo risco. É possível mensurá-lo quando avaliamos os riscos de mercado ou quando existe um domínio da tecnologia a ser aplicada. A liquidez é a capacidade que um ativo tem de se transformar em dinheiro, e pode ser descrita como a facilidade e a velocidade que podemos sair de uma posição de mercado para assumir outra posição (PILÃO & HUMMEL, 2003).

A TMA é uma taxa de desconto que utilizamos para analisar fluxos de caixas de um determinado período trazendo esses fluxos de caixas a valores presentes. É importante escolher uma taxa de desconto justa para análise do investimento. A taxa pode variar também de acordo com o perfil do investidor e do investimento (CASAROTTO FILHO & KOPITTKKE, 2006).

No contexto ambiental a complexidade para escolha de uma taxa de desconto é ainda maior, pois quando é considerada a possibilidade de esgotamento de um recurso ambiental, o valor tende a crescer no tempo se admitimos que seu uso aumenta com o crescimento econômico. Estimar essa escassez a longo prazo e revertê-la em valor monetário é uma questão complexa que exige análise de perspectivas futuras do uso dos recursos. Sugere-se então, o uso de taxas de desconto menores para os projetos onde se verificam benefícios ou custos ambientais significativos ou adicionar os investimentos necessários para eliminar o risco ambiental (MOTTA, 1997).

### 3.5.2. Valor Presente Líquido

O método de Valor Presente Líquido (VPL) ou Valor Atual (VA) permite analisar os ganhos de um projeto, em valores monetários presentes. Ele considera a soma dos valores de fluxos de caixa em um período determinado descontados a uma taxa de desconto, a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) (PILÃO & HUMMEL, 2003).

Portanto, uma análise será interessante quando o VPL apresentar valor positivo ou nulo, sendo mais atrativo valores superiores, pois representa um valor em dinheiro que poderá ser ganho, em valores atuais. Um valor negativo significa que o fluxo de caixa apresenta valor de

despesa superior a receitas. Quando o VPL apresenta valor nulo, o investimento demonstra que pelo menos a TMA pode ser paga, e o investimento ainda é atrativo (PILÃO & HUMMEL, 2003).

Segundo Ribeiro (2009), o método do valor presente líquido tem a vantagem de ser aplicado a fluxos de caixa que contenham mais de uma variação de sinal, tanto de entrada, como de saída.

Quando se analisa um investimento em que o projeto envolve apenas custos, o que ocorre quando existe uma obrigatoriedade relacionada a implantação ou quando não há diferença significativa de receitas entre as alternativas disponíveis, é interessante que optar-se pelo projeto que leve o custo mais próximo de zero (PILÃO & HUMMEL, 2003).

Segundo Cavalcante (1998), podemos dizer que o VPL é calculado sempre no momento zero, ou seja, no início do fluxo de caixa.

A utilização do VPL de um investimento diz, contudo, somente se ele gerou lucro ou prejuízo e qual foi esse valor. Dessa forma, ao olhar esse valor de forma isolada, não será possível avaliar o quão atrativo ou não é o projeto. Por isso, a importância de avaliar em conjunto sua Taxa Interna de Retorno, que mostrará em percentual, considerando o investimento e os fluxos de caixa, o retorno que o projeto trará à organização (BILHAR, 2012).

### 3.5.3. Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE)

O Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE), ou Valor Presente Líquido Anualizado (VPLA), transforma todos os custos de um imobilizado em custos anuais equivalentes, com a adoção de uma determinada taxa de juros equivalente ao custo de capital sobre o investimento (VEY & ROSA, 2004).

Com isso, é possível distribuir todos os valores uniformemente ao longo da vida útil do projeto, através da Taxa Mínima de Atratividade (TMA), que envolve os fluxos de caixa (tanto receitas, quanto despesas) dos investimentos descontados (PILÃO & HUMMEL, 2003).

O método CAUE necessita de algumas informações sobre o sistema avaliado, tais como o valor do investimento, valor residual ao final de cada ano da vida útil do bem, custo operacional, custos de manutenção, custo de capital e custo de recuperação de capital que inclui o ônus do imposto de renda (IR), presente na vida efetiva (FELDENS et al, 2009).



#### 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Diante da necessidade do desenvolvimento de novas alternativas para destinação de resíduos orgânicos e otimização de processos de tratamento biológico com a qualidade e responsabilidade ambiental, o presente projeto objetivou estudar a adição de resíduos alimentares em uma estação de tratamento de esgoto sanitário compreendida de reator UASB com pós tratamento de lodos ativados.

O estudo foi realizado na fábrica de Aços Longos da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), localizada na cidade de Volta Redonda/RJ, onde possui uma Estação Compacta de Tratamento de Esgoto Sanitário (ECTES) que trata todo o esgoto sanitário gerado dos banheiros e vestiários dos estabelecimentos alocados na fábrica e no restaurante industrial onde são servidas as refeições para os colaboradores da empresa.

Para tanto, analisou-se a viabilidade técnica e econômica da implantação do projeto conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Etapas para análise de viabilidade técnica e econômica

<b>Objetivos específicos</b>	<b>Método/Procedimento</b>
Entender a destinação atual de resíduos alimentares	Análise documental (Dados Secundários)
Entender a geração atual de esgoto sanitário	Análise documental (Dados secundários)
Avaliar a capacidade estrutural da ECTES	Entrevistas / Visitas de campo
Avaliar a co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares em escala laboratorial	Experimento
Realizar análise de viabilidade econômica da implantação do projeto na ECTES em estudo	Análise documental e entrevista

Fonte: Autor

#### 4.1. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE SANITÁRIO E ADIÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES

A caracterização do efluente utilizado no experimento foi feita com ensaios de parâmetros recomendados por Chernicharo (2016). Os parâmetros com seus respectivos métodos de análises estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Caracterização do esgoto bruto e do esgoto com alimento triturado

<b>Parâmetro (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Métodos Analíticos</b>
<b>Sólidos Totais - ST</b>	Standard Methods 2540 B
<b>Sólidos Totais Fixos - STF</b>	Standard Methods 2540 C
<b>Sólidos Totais Voláteis - STV</b>	Standard Methods 2540 E
<b>Sólidos Suspensos Totais - SST</b>	Standard Methods 2540 D
<b>Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO</b>	Standard Methods 5210 B
<b>Demanda Química de Oxigênio - DQO</b>	Standard Methods 5220 D
<b>Nitrogênio Amoniacal - NH<sub>3</sub></b>	Standard Methods 4500 NH <sub>3</sub> E

Fonte: Standard Methods (1986).

Para avaliar a influência da carga orgânica adicional de resíduos alimentares ao esgoto sanitário bruto, foi simulada a concentração a partir da quantidade de resíduos gerados por dia no restaurante industrial e o volume de esgoto sanitário tratado na ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN.

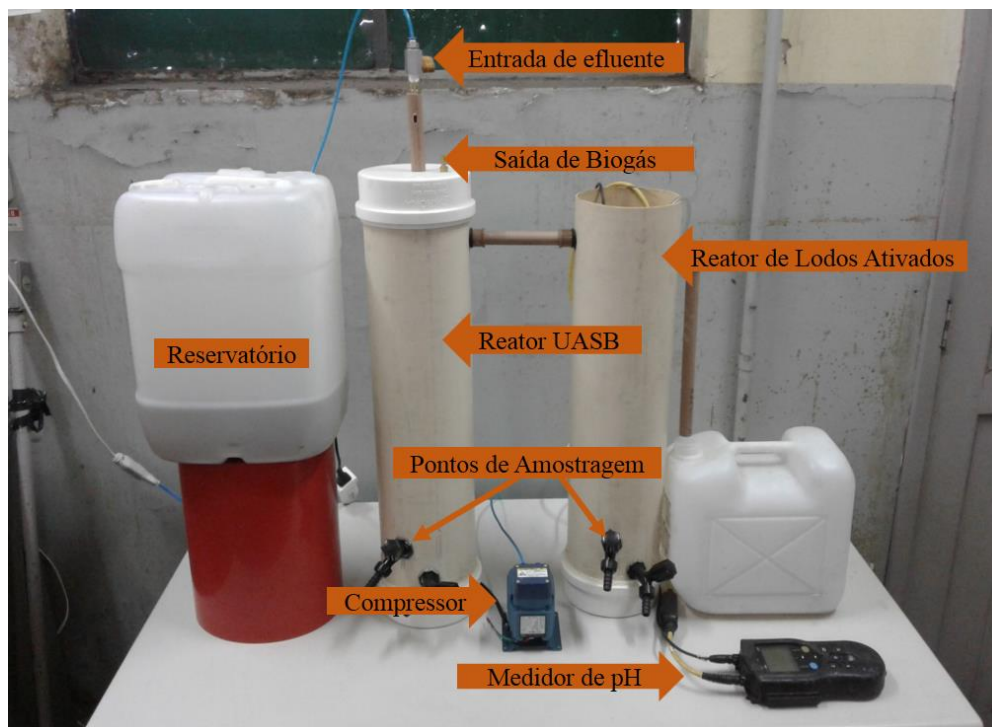
#### 4.2. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO EM ESCALA LABORATORIAL

##### 4.2.1. Montagem do Sistema em Escala Laboratorial

Para a avaliação da proposta de co-digestão dos resíduos alimentares na Estação Compacta de Tratamento de Efluentes Sanitários (ECTES) da Fábrica de Aços Longos da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) situada na cidade de Volta Redonda/RJ, foi utilizado um aparato experimental em escala de bancada, construído nos mesmos princípios estruturais e operacionais da ECTES, que possui sistema combinado de reator anaeróbico do tipo UASB com pós tratamento com lodos ativados, com aeração prolongada, seguido de decantador secundário.

O aparato experimental foi instalado em um galpão de armazenamento de materiais da CSN e a Figura 4 representa o sistema que foi construído para a avaliação da co-digestão dos resíduos alimentares em escala de bancada.

Figura 4 - Sistema Tratamento em Escala Laboratorial



Fonte: Autor.

Figueiras (2016) confeccionou reatores UASB em escala de bancada utilizando tubos de Cloreto de Polivinila (PVC) de 150 mm de diâmetro e 580 mm de altura, com volume útil de 9 litros. Para o sistema experimental do projeto, foram utilizados tubos de PVC tanto para a construção do reator UASB, quanto para o reator anaeróbio. Os dados de volume total e útil dos reatores estão descritos na Tabela 02.

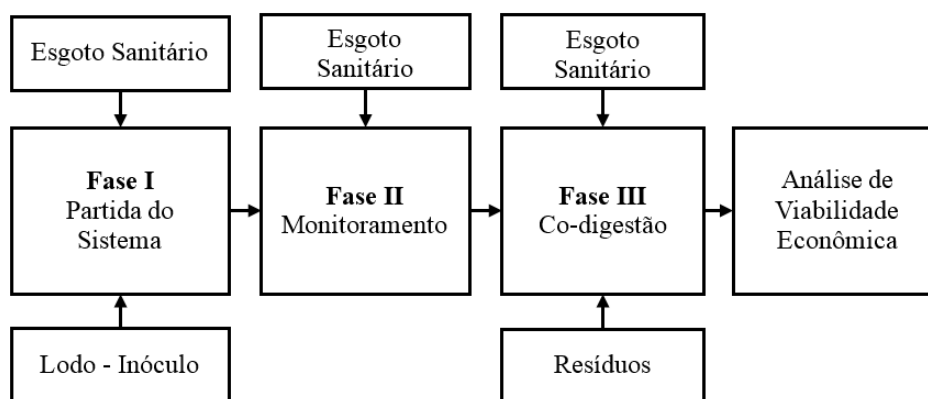
Tabela 02 - Volume Total e Útil dos Reatores

Reator	Volume Total (litros)	Volume útil (litros)
Reator UASB	12	10
Reator Lodos Ativados	12	9,75

Fonte: Autor.

A aeração do reator de lodos ativados é por ar difuso, tendo sido mantido o nível mínimo de OD em torno de  $2 \text{ mg. L}^{-1}$ . No reator de lodos ativados não foi feita inoculação de lodo, pois optou-se por deixar a biomassa crescer sem inóculo, garantindo com este procedimento uma biomassa melhor adaptada ao efluente a ser tratado. O acompanhamento do projeto piloto se deu durante 210 dias, divididos em 3 fases distintas: **Fase I - Partida do Sistema Experimental**, **Fase II – Monitoramento Pós Partida** e **Fase III – Adição de resíduos alimentares no sistema experimental** (Figura 5).

Figura 5 - Fluxograma das fases do experimento



Fonte: Autor.

#### 4.2.2. Fase I – Partida da Estação em Escala Piloto

Esta fase iniciou-se no mês de outubro de 2017 e compreendeu na partida do sistema experimental, no qual foi seguido os procedimentos da Tabela 3, conforme estabelecido por Chernicharo (2016).

Tabela 3 - Parâmetros de monitoramento de rotina

<b>Parâmetros</b>	<b>Afluente</b>	<b>Efluente</b>
<b>pH</b>	Diária	Diária
<b>Temperatura (°C)</b>	Diária	Diária
<b>DQO bruta (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	Semanal	Semanal
<b>Sólidos Suspensos Totais – SST (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	Semanal	Mensal
<b>Oxigênio Dissolvido – OD (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	Diário	Diário

Fonte: Chernicharo (2016).

O efluente sanitário utilizado na partida e durante todo o teste de avaliação da co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares foi proveniente da ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN, coletado na elevatória que antecede o sistema de tratamento. A coleta foi feita semanalmente em 10 bombonas de 5 litros, e acondicionado na geladeira à 4° C. Antes de adicionar o efluente ao sistema experimental, as bombonas foram deixadas fora da geladeira para atingir temperatura ambiente.

A inoculação do reator UASB em escala laboratorial foi realizada conforme Chernicharo (2016). Foi coletado lodo de esgoto do sistema anaeróbio da ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN e inoculado no sistema piloto 4% do volume útil, totalizando 600 mL de lodo adicionado.

A inoculação do reator UASB da estação piloto foi feito com reator vazio afim de diminuir as perdas de lodo durante o processo de transferência. O lodo ficou em repouso durante 12 horas para adaptação gradual a temperatura ambiente. No segundo dia de partida, após 24 horas de adição do lodo no sistema, o reator UASB foi preenchido com 50% de efluente a ser tratado e deixado em repouso por mais 24 horas. O quarto dia de partida, para finalizar a partida do reator, foi adicionado efluente até completar o ciclo de tratamento até o reator aeróbico (CHERNICHARO, 2016).

Após a inoculação do lodo no reator UASB, iniciou-se a alimentação com o esgoto sanitário conforme os procedimentos descritos na Tabela 01.

#### 4.2.3. Fase II - Monitoramento do Sistema Experimental

Na fase de monitoramento de partida estação em escala laboratorial foram realizados ensaios de parâmetros estabelecidos na Tabela 01. O Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) utilizado foram de 24 horas para cada etapa, anaeróbia e aeróbia, totalizando 48 horas para realização do tratamento completo.

#### 4.2.4. Fase III – Co-digestão de Esgoto Sanitário e Resíduos Alimentares

Após a estabilização da estação em escala laboratorial com o esgoto sanitário bruto, iniciaram-se os testes com adição de resíduos alimentares. Visando minimizar as variações na composição do substrato utilizado para co-digestão, foram coletados resíduos alimentares de 3 dias distintos do restaurante da Fábrica de Aços Longos da CSN e feito uma mistura homogênea. Os alimentos foram devidamente pesados, em suas quantidades e proporções pré-

definidas e, posteriormente, triturados num liquidificador doméstico onde essa moagem pôde simular o dispositivo triturador instalado em um restaurante.

Para adição de resíduos alimentares na estação em escala laboratorial, foi considerado o volume de esgoto sanitário produzido na unidade da Fábrica de Aços Longos da CSN, baseado no número de funcionários ativos e o volume total de resíduos alimentares produzidos na Fábrica de Aços Longos da CSN.

A partir dos valores de contribuição diária de esgoto sanitário estabelecidos pela NBR 7229 (ABNT, 1993) apresentados na Tabela 4, foi calculado o volume total gerado diariamente. O valor adotado para o cálculo foi de 70 litros de esgoto sanitário por pessoa/dia, o que representa ocupantes temporários de fábrica em geral.

Tabela 4 - Contribuição diária de esgoto (C) e lodo fresco (Lf) por tipo de prédio e ocupante

Estabelecimento	Unidade	Contribuição de esgotos (C) e lodo fresco (Lf)	
1. Ocupantes permanentes			
- Residência:			
Padrão alto	Pessoa	160	1
Padrão médio	Pessoa	130	1
Padrão baixo	Pessoa	100	1
- Hotel (exceto lavanderia e cozinha)	Pessoa	100	1
- Alojamento provisório	Pessoa	80	1
2. Ocupantes temporários			
- Fábrica em geral	Pessoa	70	0,30
- Escritório	Pessoa	50	0,20
- Edifícios públicos ou comerciais	Pessoa	50	0,20
- Escolas (externatos) e locais de longa permanência	Pessoa	50	0,20
- Bares	Pessoa	6	0,10
- Restaurantes e similares	Pessoa	25	0,10
- Cinemas, teatros e locais de curta permanência	Pessoa	2	0,02
- Sanitários públicos	Pessoa	480	4,0

Fonte: ABNT, NBR 7922 (1993).

Figueiras (2016) adotou em seu estudo do efeito da adição de resíduos alimentares no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB a razão entre a produção da fração orgânica e a geração de esgoto doméstico *per capita*. Para o presente estudo será utilizada a mesma razão (equação 1), no entanto será considerada a fração total de resíduos orgânicos gerados no restaurante industrial e a geração total de esgoto sanitário diariamente na Fábrica de Aços Longos da CSN.

A razão entre a produção da fração orgânica e a geração de esgoto sanitário foi essencial para verificar a concentração de resíduos alimentares por volume de esgoto sanitário, quantificando a carga orgânica extra que deverá ser tratada com a implantação do projeto.

$$\frac{F}{W} \quad (1)$$

Na qual:

F: Geração total de resíduos alimentares produzidos no restaurante industrial

W: Geração de esgoto sanitário produzidos

### 4.3. ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA

#### 4.3.1. Coleta de informações e montagem do fluxo de caixa

A avaliação econômica do projeto foi realizada a partir da montagem do fluxo de caixa e do cálculo de Custo Anualizado Uniforme Equivalente (CAUE) comparando-o com outros dois cenários distintos, a disposição em aterro sanitário (alternativa praticada atualmente) e uma nova alternativa específica para destinação e tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Com isso, a análise de CAUE pretende demonstrar que a adoção da técnica proposta no estudo apresenta-se como alternativa de fácil implantação e baixo custo de instalação. Os três cenários estão descritos a seguir:

- Cenário I – Disposição em Aterro Sanitário

Sem investimento inicial: Considera a disposição de resíduos alimentares em aterro sanitário. Os valores adotados para análise dos custos que envolve a destinação em aterro sanitário, foram realizados a partir do levantamento de dados secundários dos custos atuais que a empresa adota através da análise documental.

- Cenário II - Compostagem

Sem investimento inicial: Considera a disposição dos resíduos alimentares através de serviço especializado de uma empresa de compostagem. Os valores adotados para análise de custo com a compostagem, foram realizados através de entrevistas com fornecedores de serviço e análise documental, no qual foram analisado orçamento por emitido por três empresas que tratam os resíduos alimentares através da tecnologia de compostagem.

- Cenário III – Co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares na ECTES

Com investimento inicial: projeto proposto, considerando a aquisição de equipamentos e adaptações para a disposição dos resíduos alimentares na estação de tratamento de esgoto sanitário.

Neste cenário, foram avaliados os investimentos que necessários para a adoção da co-digestão. Pilão & Hummel (2003) ressalta que todo investimento pressupõe obrigatoriamente de saída de dinheiro, estrutura de tempo e entrada de dinheiro. A estrutura do tempo será importante tanto para avaliação da proposta do projeto como também para a comparação dos custos dos três cenários analisados, deslocando-se os valores monetários em um período de tempo.

A montagem do fluxo de caixa do projeto proposto, foi construída conforme Correa (2002) e Oliveira (2001), através de dados de entradas e saídas de recursos a partir de variáveis de investimento fixo, horizonte de planejamento, receita, custos fixos e variáveis expressos em unidades monetárias que ocorrem ao longo do desenvolvimento de um projeto. Os dados apresentados no fluxo de caixa serão utilizados para o cálculo de CAUE.

A depreciação dos equipamentos a serem instalados para implantação do projeto, baseia-se no tempo de vida útil estabelecido pela Instrução Normativa SRF nº 162 do Sistema da Receita Federal (1998) . Com isso, também será calculado o valor residual dos equipamentos, compondo o fluxo de caixa ao final de 5 anos de implementação do projeto.

A disposição de resíduos alimentares em aterro sanitário, apesar de apresentar como uma alternativa de disposição, ela é uma técnica que não se pretende dar continuidade, pois uma das metas da Política Nacional de Resíduos Sólidos (2010) é a erradicação do envio dos resíduos orgânicos para aterro sanitário. Quanto a compostagem, a alternativa a partir através da consulta a empresas especializadas.

#### 4.3.2. Método da análise dos dados

Após o levantamento de dados, foi realizada a análise do investimento por meio de técnicas e modelos matemáticos onde se verifica a alocação do capital investido e o custo anual dos sistemas.

A análise econômica da alternativa de tratamento de resíduos alimentares resume em fazer estimativas dos gastos envolvidos com o investimento inicial, operação e manutenção, e das receitas geradas ao longo de um determinado período de tempo, para em seguida montar o



fluxo de caixa relativo a esse investimento, custos e receitas e determinar quais serão os indicadores econômicos obtidos na adoção dessa tecnologia.

#### 4.3.3. Taxa Mínima de Atratividade

Para a análise de viabilidade econômica do presente estudo, será utilizada como Taxa Mínima de Atratividade (TMA) a taxa Selic<sup>1</sup> de 7,5%.

#### 4.3.4. Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE)

O custo com substituição de equipamentos, manutenção, operação e gastos com insumos será feito a partir da análise do Custo Anual Uniforme Equivalente (CAUE), demonstrando o desembolso de capital ao longo do tempo.

O método CAUE necessita de algumas informações sobre o imobilizado, tais como:

- Valor do investimento inicial em R\$.
- Valor residual ao final da vida útil do equipamento adquirido em R\$.
- Custo operacional que contempla somente o custo de energia elétrica em R\$.
- Custo com a manutenção do equipamento em R\$.
- Taxa Mínima de Atratividade (TMA) em %.

Após a montagem do fluxo de caixa com as variáveis acima descritas, foi utilizada a seguinte equação 2 para análise de CAUE:

$$CAUE = P = \frac{S}{(1+i)^n} + P = R \frac{(1+i)^n \cdot i}{(1+i)^n - 1} + R = S \frac{i}{(1+i)^n - 1} \quad (2)$$

Na qual:

P: Investimento Inicial

R: Custo de Manutenção

S: Valor Residual

i: Taxa de desconto

n: Período de tempo (anos)

---

<sup>1</sup> Selic: Sistema Especial de Liquidação e de Custódia.

O CAUE permite a operacionalização a partir de informações referentes aos custos dos sistemas, já que se trata da avaliação de um equipamento que não gera receita, mas economia.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1. CARACTERIZAÇÃO DA ECTES DA FÁBRICA DE AÇOS LONGOS**

A etapa de caracterização da ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN foi importante para verificar se a estação tem capacidade estrutural e operacional para receber uma carga orgânica extra para tratamento. Para isso, foram verificados todos os componentes desde o recebimento do efluente nas elevatórias até a saída da estação. Também foram apresentados os procedimentos operacionais e os dados de monitoramento afim de verificar a eficiência de tratamento atual.

Esse modelo de estação tem sido muito estudado por diversos autores como Silva e Alem Sobrinho (1995), Campos (1999), Chernicharo et al. (2001), Von Sperling (2001) e Leal (2014) que ressaltam a característica de ser um sistema eficiente no tratamento de esgoto sanitário e efluente industrial e tem grande destaque em função da possibilidade de economia em termos de custos de implantação e operação mantendo uma boa eficiência dos principais parâmetros e variáveis de desempenho de uma estação.

A ECTE é um sistema combinado de reator anaeróbio, com pós tratamento aeróbio com desinfecção. Seus tanques acumuladores e reservatórios de passagem são construídos em fibra de vidro o que garante durabilidade e estanqueidade. Contém vantagens em relação aos processos convencionais por ser um sistema compacto, de baixos custos de implantação, operação, baixa demanda de área, baixa produção de lodo sendo este com elevada concentração e boa desidratabilidade. Dentre as desvantagens encontram-se a possível emissão de maus odores, baixa tolerância a cargas tóxicas, demora na partida do sistema e necessidade de pós-tratamento.

Foi implantada em 2011, com o objetivo de atender aos contribuintes dos canteiros de obra e a operação da Fábrica de Aços Longos, para uma população máxima no empreendimento de 3000 funcionários, com contribuição de esgoto de 210 m<sup>3</sup>/dia e uma remoção exigida de DBO no mínimo de 85%. Foi concebida para atender aos padrões de lançamento dos efluentes tratados em rios, córregos e mar de acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº. 357 artigos 34 e 37, conforme descrito na proposta técnica de fornecimento.

A operação e manutenção da estação está sob responsabilidade do setor de utilidade da empresa, e todo procedimento é realizado através do manual operacional qual trata os quesitos de segurança, segregação, disposição e destinação dos resíduos, operação, procedimentos de

falha, parada de equipamento para o meio ambiente e monitoramento da ETCE. É recomendação do fabricante, através do manual de operação, que a operação da estação de tratamento seja realizada por profissionais habilitados, pois requer atividades constantes e dentro do que estabelece a engenharia sanitária.

A principal condicionante de licenciamento da empresa, associado à operação da ECTE está relacionada ao atendimento à DZ-215.R-4 – Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária.

A Figura 6, a seguir, apresenta a localização da ECTE, as posições das elevatórias e do ponto de descarte do efluente tratado no emissário de descarte no rio Brandão, no emissário RB-31.

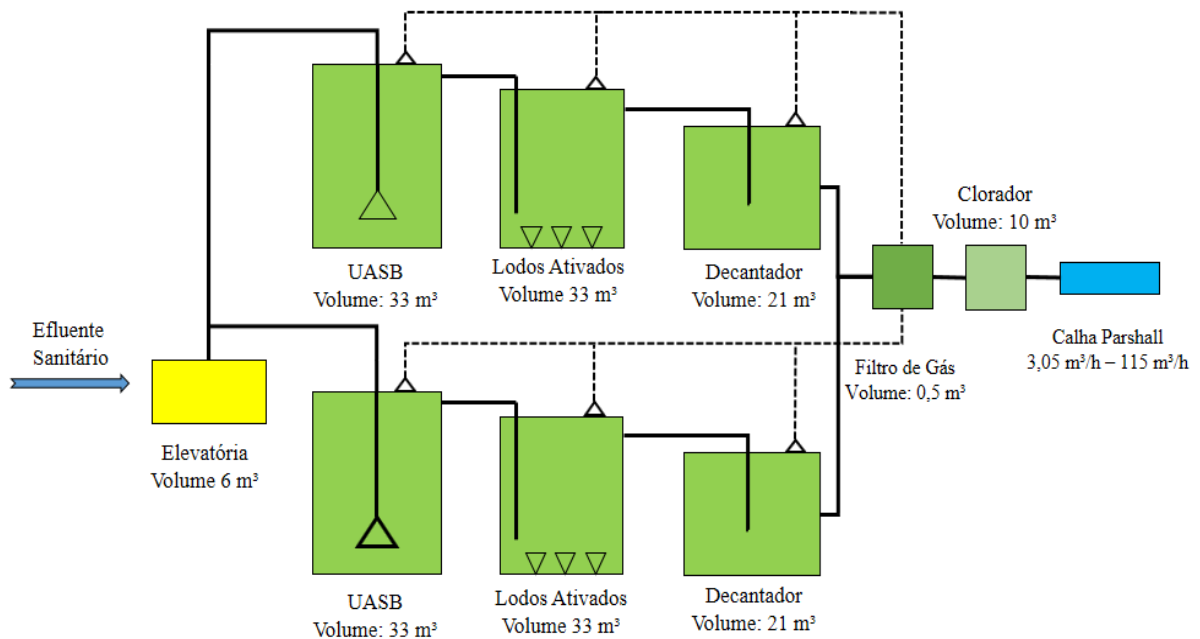
Figura 6 - Localização da ECTES



Fonte: Adaptado do Google Maps (2017).

A Figura 7 representa o fluxo do sistema resumido identificando os equipamentos e o processo de tratamento utilizado pela estação compacta da ECTE, assim como na sequência a descrição das funções de cada equipamento.

Figura 7 - Fluxograma da ECTES



Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

O tratamento de esgoto sanitário da Fábrica de Aços Longos da CSN é composto por uma rede coletora de esgoto combinada com três elevatórias em série, sendo a elevatória 03, uma Estação Elevatória de Esgoto com Gradeamento (EEEG), responsável por recalcar os afluentes para as cotas mais elevadas e bombear o esgoto para a caixa de distribuição dos reatores UASB.

A EEEG além de receber os contribuintes de esgoto sanitário dos banheiros e vestiários da através das elevatórias 01 e 02, também recebe contribuição do restaurante industrial instalado na fábrica.

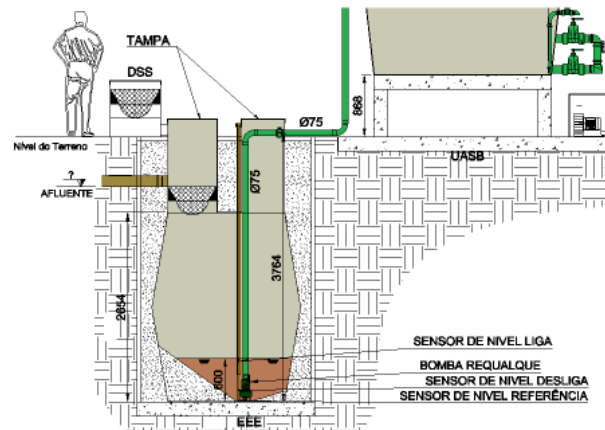
Na etapa de projeto da estação foi considerado a contribuição diária de despejos e de carga orgânica para ocupação temporária em fábrica em geral por pessoa, conforme a norma ABNT NBR 13696/97 e 12209/92, de 70 Litros/dia e uma contribuição de 25 g DBO<sub>5,20</sub> respectivamente.

A EEEG possui duas bombas de recalque, as quais funcionam de forma alternada e sua vazão nominal. As bombas funcionam alternadamente a cada três horas de operação, e são acionadas através de um medidor de nível.

Essa alternância de funcionamento visa atender a necessidade do recalque do acúmulo dos afluentes previsto na elevatória, via de regra estimado para suportar até 3 horas de contribuição do HMC (coeficiente de máxima vazão horária) conforme projeto original,

prevista para contribuição de 3000 habitantes, que é de 378m<sup>3</sup>/dia. A capacidade útil volumétrica da EEEG está sendo baseada nas informações do desenho DH251611, o qual apresenta volume de 6 m<sup>3</sup>. A Figura 8 a seguir mostra uma forma representativa da EEEG.

Figura 8 - Seção da elevatória



Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

A Caixa de Distribuição de Esgoto (CDE), como o próprio nome diz, tem a função de fazer a divisão do fluxo igualmente para ambas as séries, reator UASB, Reator LA e Decantador secundário. A Figura 9 a seguir mostra a estrutura da caixa de distribuição de esgoto.

Figura 9 - Caixa de distribuição de esgoto

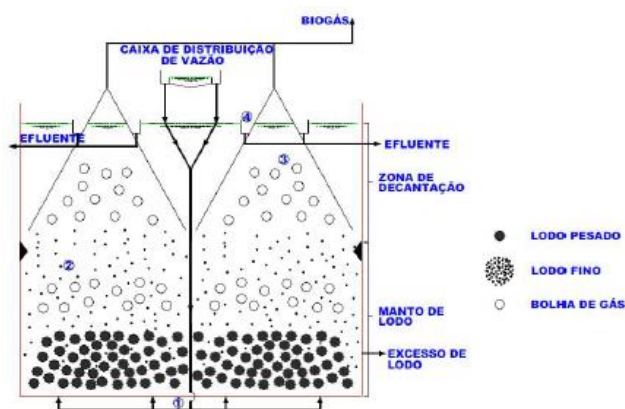


Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

No reator anaeróbio UASB o despejo é introduzido e distribuído em toda sua base. Um manto de lodo anaeróbio é mantido no seu interior. O esgoto afluyente é forçado a percolar

através deste manto. Nesta passagem, partículas finas suspensas são filtradas e componentes solúveis são absorvidos na biomassa (lodo). A biomassa converte o esgoto em biogás e alguma nova biomassa. O biogás sai da biomassa na forma de bolhas o que ocasiona a necessária mistura. Na parte de cima do reator está localizada uma estrutura que direciona o biogás para os coletores de biogás. Partes dos sólidos e líquidos são direcionadas para os compartimentos de decantação, neste local não há biogás, portanto propícia a decantação dos sólidos. Os sólidos que sedimentam no decantador retornam novamente para o compartimento em que se localiza o manto de lodo. O efluente tratado é retirado do reator através de vertedores localizado nos decantadores. A Figura 10 a seguir apresenta uma fotografia e o esquema de um reator UASB similar ao da ECTES.

Figura 10 - Esquema do reator UASB



Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

Na ECTES, o reator de lodos ativados (LA) apresentado na Figura 11, trabalha em operação contínua, no qual o tanque de aeração é uma unidade fisicamente diversa do decantador final. O lodo ativado é retido por intermédio da recirculação do lodo sedimentado no decantador final para o tanque de aeração.

O sistema de recirculação de lodo ativado é realizado através do bombeamento. Segundo Von Sperling (2016), esse sistema é o mais utilizado nos processos de tratamento de fluxo contínuo com aeração prolongada. Porém, a estação recebe baixa concentração de sólidos e isso implica na redução da recirculação e na baixa geração de lodo excedente.

Figura 11 - Esquema de um reator LA



Fonte: Von Sperling (2016).

Segundo Metcalf & Edd (2004) e Von Sperling (2016), o decantador secundário (DS) é parte integrante do processo de lodos ativados e é de fundamental importância na performance do sistema de tratamento biológico pois possibilita a produção de um efluente com uma menor concentração de sólidos suspensos tornando efluente mais clarificado e o adensamento dos sólidos em suspensão para retorno aos reatores aeróbios.

A Figura 12 ilustra um DS de formato circular, com declividade do fundo e alimentação central que usualmente são utilizadas em estação de pequeno porte, assim como utilizada na ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN.

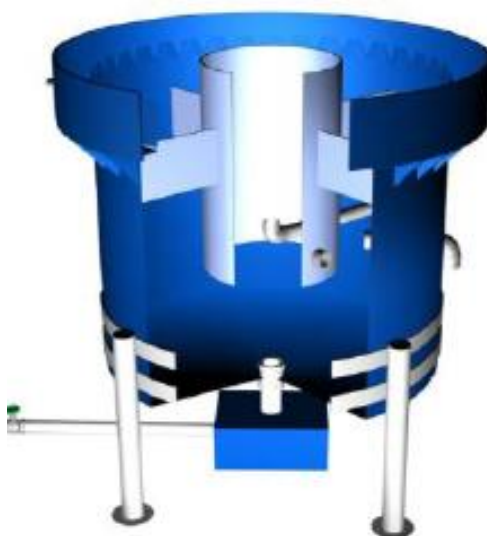
Conforme sequência do sistema de tratamento da ECTES em estudo, após a passagem pelo reator aeróbio, o esgoto é transferido para o decantador secundário, onde ocorre a sedimentação da biomassa, permitindo que o efluente saia clarificado. Parte do lodo sedimentado é recirculado para o tanque de aeração e/ou reator UASB.

Para Chenicharo (2016) e Von Sperling (2016), o retorno de biomassa permite o aumento do consumo de matéria orgânica, resultando em maior quantidade de DBO removida no sistema. Com a adição de resíduos alimentares na ECTES as concentrações de biomassa acumulada no tanque podem ser aumentadas e parte dessa biomassa, ainda não estabilizada, retorna para o reator UASB, onde sofre adensamento e digestão, juntamente com o lodo anaeróbio.



Na ETE Betim/MG, o lodo excedente do DS que antes era encaminhado para os reatores UASB, passaram a ser direcionados a um reator dedicado ao recebimento e tratamento do lodo excedente da estação. Essa estratégia iniciou-se devido à perda de sólidos dos reatores UASB que ocorria com a recirculação do lodo prejudicando a qualidade do efluente e o desempenho de todo o processo de tratamento (SALIBA, 2016).

Figura 12 - Vista interna de um decantador secundário



Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

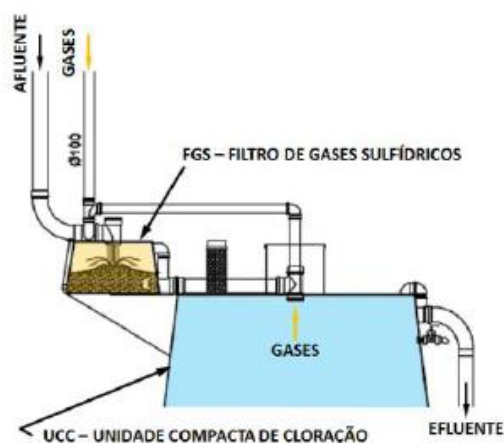
No entanto, Chernicharo (2016) afirma que a recirculação do lodo aeróbio ocorre esporadicamente do fundo do DS para a entrada do reator aeróbio e quando há excedente de lodo aeróbio não estabilizado, ele é encaminhado para adensamento e digestão nos reatores UASB. Como a vazão de retorno do lodo aeróbio para os reatores UASB é baixa, em relação à vazão afluyente da estação, não há riscos de distúrbios operacionais.

Sendo a etapa de sedimentação fundamental para o processo de lodos ativados, a carga adicional de resíduos alimentares para tratamento na ECTES pode alterar as características de sedimentabilidade e adensabilidade de sólidos no sistema. Com isso, Von Sperling (1998) ressalta em seu trabalho que para o dimensionamento e operação de um DS é possível utilizar o conceito de velocidade de sedimentação zonal do lodo, teoria do fluxo limite de sólidos ou medição do Índice Volumétrico do Lodo (IVL) dos reatores aeróbios. Essas metodologias auxiliam na definição dos tempos de sedimentação/repouso e da concentração de sólidos em suspensão no lodo sedimentado do decantador, contribuindo para uma operação adequada do sistema.

Nas estações de tratamento em que os projetos de reatores atendam pequenas comunidades, com menos de 5.000 habitantes, a implantação de dispositivo de medição para tratamento de gases é inviável devido a intermitência na produção de gases. Como nesses casos a produção de gases é pequena e os impactos negativos decorrentes também são menores, algumas estações adotam sistema de exaustão dos gases por meio de tubos de ventilação ou sistemas de controle de odores (CHERNICHARO, 2016).

Na ECTES em estudo, o tratamento de maus odores proveniente do gás sulfídrico ( $H_2S$ ), que é produzido a partir da biodegradação do esgoto sanitário nas etapas de tratamento, ocorre através de um filtro preenchido com hipoclorito em pastilhas. As tubulações de captação de biogás da estação têm seu fluxo direcionada ao filtro, no qual realizam a remoção do  $H_2S$  pelo processo de oxidação. A Figura 13 demonstra a ilustração do tipo de filtro de gás utilizado na estação.

Figura 13 - Filtro de gases sulfídricos



Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

Além da utilização de hipoclorito na remoção de  $H_2S$  de biogás, outros agentes oxidantes também são comercialmente conhecidos como o oxigênio, ozônio e peróxido de hidrogênio, além de materiais que podem ser utilizados na absorção do composto, como o óxido de ferro e manganês (MANIER, 2003).

Alguns materiais orgânicos também possuem potencial de aplicação na adsorção do composto. Silva (2008) avaliou a utilização de solos, bagaço de cana e palha de café com lodo anaeróbio, como leitos filtrantes para remoção de  $H_2S$  de uma estação de tratamento de esgoto. A partir da caracterização dos materiais em termos de porosidade, presença de nutrientes e teor de umidade, os materiais são próprios para o tipo de uso proposto. Considerando todas as cargas

volumétricas aplicadas, a eficiência média de remoção foi de 85,5% para o filtro de solo, 78,5% para o de cana e 83,7% para o de café.

Diversas variáveis influenciam a seleção de um método de remoção. Entre elas estão a pressão de operação do sistema, o teor de H<sub>2</sub>S, a presença de outros contaminantes a serem removidos, regulamentações ambientais locais e fatores econômicos. Muitas tecnologias de remoção disponíveis podem ser rapidamente eliminadas sob o ponto vista técnico, enquanto algumas podem ser tecnicamente aplicáveis, mas economicamente inviáveis (NAGL, 2001).

Tabela 5: Principais processos remoção de organismos patogênicos no tratamento de esgotos.

Tipo	Processo	Comentário
Natural	Lagoas de Maturação	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lagoas rasa com incidência de radiação ultravioleta solar e condições ambientais.</li> <li>- Não utilizam produtos químicos.</li> <li>- Simplicidade operacional.</li> </ul>
	Infiltração no solo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Condições favoráveis do solo.</li> <li>- Baixa taxa de penetração</li> <li>- Requer grandes áreas</li> </ul>
Artificial	Cloração	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ótimo desinfetante.</li> <li>- Elevadas doses podem ser prejudiciais ao meio ambiente.</li> <li>- Ampla utilização para desinfecção.</li> </ul>
	Ozonização	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Muito efetivo.</li> <li>- Tecnologia cara.</li> <li>- Baixa utilização.</li> </ul>
	Radiação Ultravioleta	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Afeta a reprodução dos microorganismos patógenos.</li> <li>- Não produz subprodutos tóxicos.</li> <li>- Necessita de efluente bem clarificado.</li> <li>- Pode ser mais vantajoso que a cloração em determinadas aplicações.</li> </ul>
	Membranas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Porosidade bastante reduzida.</li> <li>- Não utiliza produtos químicos.</li> <li>- Custos ainda são elevados.</li> </ul>

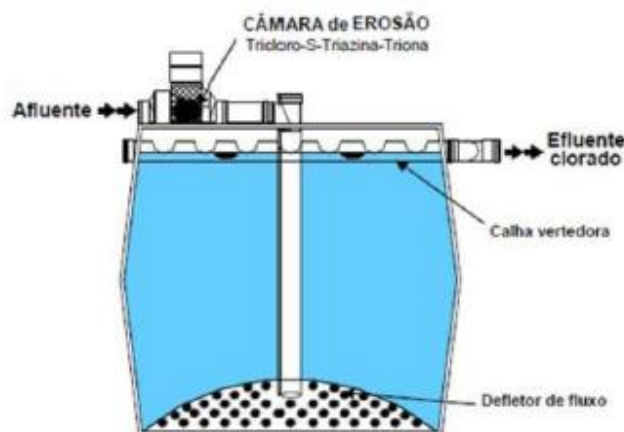
Fonte: Chernicharo (2016)

Segundo Chernicharo (2016), a baixa remoção de coliformes termotolerantes e outros organismos patógenos em sistema de tratamento de esgoto sanitário combinados (anaeróbio e

aeróbio), processos de remoção de patógenos são adotados para reduzir os riscos de contaminação do ambiente aquático. A Tabela 5 apresenta os principais processos de remoção de microrganismos patógenos no tratamento de esgotos.

O processo de remoção de orgânicos patógenos adotado na ECTES em estudo é a cloração através da Unidade de Compacta de Cloração (UCC), que utiliza o Tricloro S-Triazina-Triona 100% com alta concentração de cloro ativo, sendo ele o agente desinfetante e também oxidante do sulfeto presente no efluente. O compartimento de entrada obriga que todo efluente passe pela câmara de erosão (Figura 14) e pelo leito clorado, garantindo sua eficiência, e evitando que haja uma cloração inadequada no caso de uma eventual sobrecarga hidráulica. A cloração ocorre no momento da passagem e contato do efluente tratado com os tabletes armazenados na entrada da câmara de erosão. Após essa dosagem o efluente fica em contato com essa solução por um período determinado (TDH).

Figura 14 - Unidade Compacta de Cloração



Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

Medeiros (2016) avaliou, em função do tempo de contato, a variação de Cloro Residual Livre (CRL) e investigou os parâmetros indicadores de breakpoint na dosagem de cloro nas amostras de efluente coletadas da ETE do campus da Universidade de São Paulo (USP) em São Carlos, SP. Foi possível identificar que a concentração de DQO, nitrogênio orgânico e amoniacal pode afetar a dose disponível de CRL apta a desinfecção.

O atual sistema de medição de vazão do efluente da ECTES é composto de uma Calha Parshall com medidor de vazão ultrassônico. No entanto, o sistema de medição está em manutenção, sendo consideradas as vazões nominais das bombas de recalque como referência.

A Figura 15 demonstra o sistema de medição de vazão instalada na ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN.

Figura 15 - Calha Parshall



Fonte: Autor.

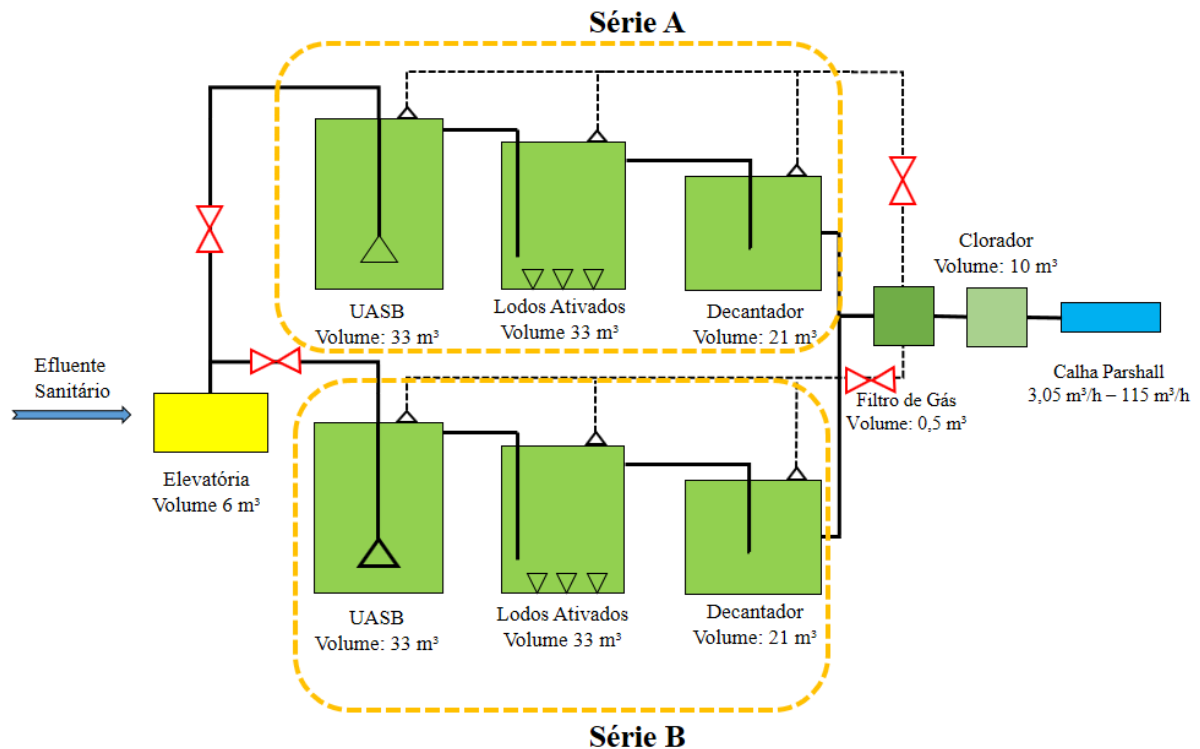
Diante da avaliação de toda a estrutura que compõe a ECTES, é possível identificar um grande potencial de implementação da co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares na estação. Foi possível observar que os reatores além de possuírem material de alta resistência química e mecânica, também possuem garantia bastante estendida (10 anos). Os procedimentos operacionais são simplificados e em grande parte automatizados, garantindo uma boa autonomia do sistema e permitindo o mínimo de dedicação de operadores. Algumas características não foram possíveis de serem pontuadas devido a indisponibilidade de informações do fabricante da estação, no qual seu projeto é protegido através de patente registrada no Instituto Nacional de Propriedade Intelectual (INPI).

No período de implantação da fábrica, o volume de esgoto sanitário era o equivalente a aproximadamente 3000 funcionários. Com a otimização e término do período de comissionamento da planta, houve a redução para cerca de 600 funcionários, tendo como consequência a redução de carga orgânica e volumétrica de efluente enviados para tratamento na ECTES.

Por sua vez, este é um agravante no funcionamento da estação, acarretando a redução na eficiência do sistema, pois a carga orgânica gerada atualmente é diluída no volume dos reatores e é insuficiente para manter as colônias de microrganismos alimentadas (Chernicharo, 2016).

Para não haver problemas relacionados a perda de parâmetros e variáveis foi necessário a individualização de uma das séries do sistema compreendido por reator UASB, lodos ativados e decantador secundário, através da instalação de válvulas, conforme é demonstrado na Figura 16 a seguir.

Figura 16 - Fluxograma da ECTES com as válvulas instaladas



Fonte: Relatório de E1 – ECTES Aços Longos (2016).

A inserção das novas válvulas para a individualização das séries foi necessária como forma de reduzir pela metade os volumes dos reatores e tanques e diminuir o tempo de reação da carga orgânica ao seu interior. Com isso, o volume total do tanque UASB e lodos ativados passou de 66 para 33 m³, e o decantador secundário de 42 para 21 m³.

Apesar do sistema possuir capacidade de recebimento de alta carga orgânica para tratamento, os reatores anaeróbios não possuem sistema canalizado apropriado para o aproveitamento de biogás gerado na planta, devido a estimativa de volume de produção mínimo.

### 5.1.1. Análise dos dados de monitoramento da ECTES em operação com esgoto sanitário

Os dados de monitoramento da ECTES que foram considerados para análise desse estudo foram do período de janeiro de 2016 a dezembro de 2017 e os parâmetros respectivos que são analisados para o acompanhamento da eficiência da estação são alcalinidade, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_3$ ).

Os parâmetros de importância legal se restringem a DBO e SST e possuem limites máximos, em concentração, para descarte em corpos hídricos estabelecido pela Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária nº 215 aprovada pela Deliberação CECA nº 4886 de setembro de 2007.

### 5.1.2. Demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ) e Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os parâmetros de maior importância de um sistema de tratamento de esgoto sanitário são o DBO e o SST, pois são os únicos parâmetros que possuem legislação que estabelece limites de concentração do parâmetro no efluente permitidos para o descarte em corpos hídricos.

Os valores médios obtidos para  $\text{DBO}_5$  dos dados de monitoramento da estação durante 24 meses estão apresentados na Tabela 6. Com relação à eficiência de remoção de  $\text{DBO}_5$  os valores médios obtidos estão apresentados na Figura 17 e 18.

Tabela 6 - Valores médios e desvios-padrão de DBO do efluente nos pontos de amostragem

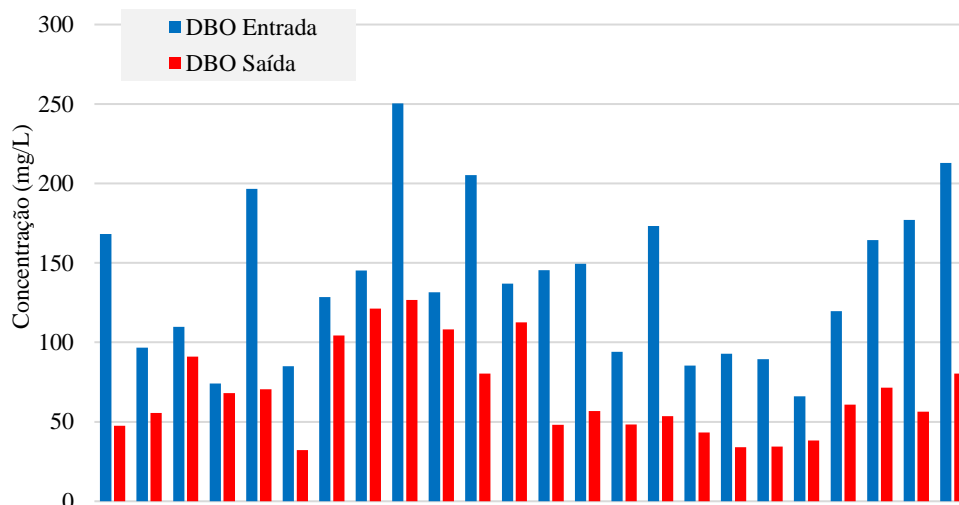
<b>Parâmetro</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>DBO mg. L<sup>-1</sup> - Entrada</b>	133,9	76,6
<b>DBO mg. L<sup>-1</sup> - Saída</b>	53,4	23,6

Fonte: Autor.

A concentração média de  $\text{DBO}_5$  de entrada variou de 66,1 a 250,3 mg. L<sup>-1</sup>, e na saída variou de 32,2 a 126,7 mg. L<sup>-1</sup>.

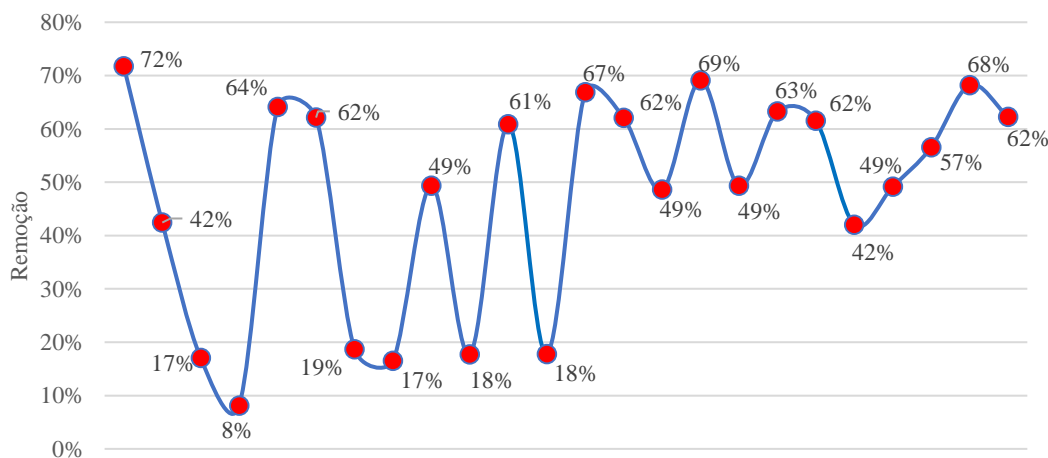
Com relação à eficiência de remoção do parâmetro, o sistema apresentou variação de 8 a 72%, alcançando uma média de 52,7% de remoção de  $\text{DBO}_5$ . De acordo com Von Sperling (2014) a eficiência de remoção de  $\text{DBO}_5$  em um sistema compreendido de reator UASB com pós tratamento com aeração é de 83 a 93%, porém essa eficiência de remoção pode variar de acordo com a vazão e a concentração do parâmetro no efluente.

Figura 17 - Valores médios de DBO da ECTES



Fonte: Autor.

Figura 18 - Valores médios de remoção de DBO na ECTES



Fonte: Autor.

São valores típicos de concentração de DBO no esgoto bruto 100 a 400 mg. L<sup>-1</sup> (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2014; LEME, 2014). No estudo de Saliba (2016) em sua avaliação da ETE Betim Central, no Município de Betim/MG, a faixa de variação desse parâmetro no afluente, dada pelos percentis 10% e 90%, foi de 117 a 264 mg. L<sup>-1</sup>, indicando se tratar de um esgoto com concentração mais fraca à media.

A Deliberação CECA nº 4886 de 25 de setembro de 2007, que aprova a Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária, DZ 215 rev.4, apresenta valores de concentrações máximas de matéria orgânica exigidas, em DBO



e SST, para o lançamento de efluentes sanitários de indústrias, estabelecimentos comerciais, canteiro de obras e ETEs de concessionárias de serviços de esgoto, conforme Tabela 7.

Tabela 7 - Concentração máxima de DBO e RNFT estabelecidas pela Diretriz 215. rev. 4

Carga Orgânica Bruta – C (KgDBO. dia <sup>-1</sup> )	Concentrações Máximas em DBO e SST (mg. L <sup>-1</sup> )
$C \leq 5$	180
$5 < C \leq 25$	100
$25 < C \leq 80$	60
$C > 80$	40

Fonte: Diretriz 215 rev. 4 (2007).

Analisando os valores limites de descarte de DBO e SST na Tabela 4 estabelecidos pela DZ-215.R-4, pode-se observar que as concentrações máximas de descarte de efluente sanitário são proporcionais a carga orgânica de entrada por dia, e seu limite de descarte aumenta à medida em que a carga de entrada no sistema diminui. Considerado que a ECTES foi projetada para receber uma carga orgânica 75KgDBO<sub>5</sub>. dia<sup>-1</sup> da contribuição de 3000 funcionários no início das obras da Fábrica de Aços Longos da CSN, o limite de remoção seria de 40mg. L<sup>-1</sup>., no entanto, a ECTES tem operado com carga 10,7 KgDBO<sub>5</sub>. dia<sup>-1</sup>, devido a contribuição de 431 funcionários que atualmente trabalham na fábrica, o que se enquadra no limite de descarte de 100mg. L<sup>-1</sup>, tanto de DBO quanto de SST.

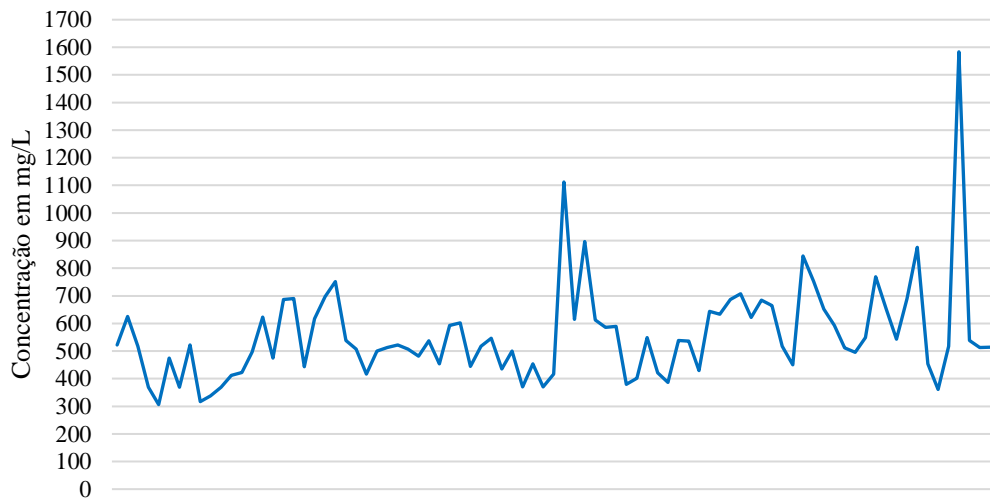
### 5.1.3. Alcalinidade Total

O acompanhamento da alcalinidade em um reator anaeróbio se torna mais importante do que a avaliação do pH, pois a escala logarítmica do parâmetro implica no consumo elevado da alcalinidade quando ocorre acidificação do meio, diminuindo a capacidade de tamponamento dentro do reator anaeróbio (CHERNICHARO, 2016).

Os dados de monitoramento apresentados na Figura 19 demonstram que o sistema está com uma boa capacidade de tamponamento pois tem se mantido dentro dos valores estabelecidos pelo manual de operação da ECTES (BARROS, 2015), que é de 450 a 500 mg. L<sup>-1</sup> de alcalinidade.

De acordo com a análise dos dados de monitoramento da ECTES, a alcalinidade manteve-se próxima de 500 mg. L<sup>-1</sup> em mais de 90% dos resultados de análise apresentados no período de monitoramento, apresentando uma média de 557 mg. L<sup>-1</sup> e um desvio padrão de 179,4 mg. L<sup>-1</sup>.

Figura 19 - Dados de alcalinidade no reator UASB



Fonte: Autor.

A alcalinidade total deve ser apresentada dentro de uma faixa ideal para manter o tamponamento do efluente e assegurar que o pH não fique abaixo de 6,2, pois as arqueas metanogênicas tem o seu metabolismo inibido em meios mais ácidos, prejudicando a bioestabilização da matéria orgânica no reator anaeróbio (METCALF, 2004).

Ribeiro (2016) em seu trabalho de avaliação de uma ECTES na cidade de Uru, no estado de São Paulo, composta por reator UASB com pós tratamento em biofiltro aerado submerso, obteve valores de alcalinidade total da saída do reator anaeróbio próximo aos valores encontrados na ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN. Durante as 16 semanas de monitoramento o parâmetro apresentou valores entre 317 e 588 mg. L<sup>-1</sup>, apresentando um valor médio de 456 mg. L<sup>-1</sup>, com desvio padrão de 89 mg. L<sup>-1</sup>.

#### 5.1.4. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para análise dos resultados de DQO do sistema de tratamento de esgoto sanitário, foram considerados os dados de monitoramento do efluente de entrada e saída da ECTES realizados semanalmente. Esse monitoramento é feito para acompanhamento da eficiência do sistema e amostras compostas do efluente são coletadas na elevatória de entrada do esgoto bruto e na saída do sistema, onde ocorre o descarte do efluente já tratado.

Os valores médios obtidos para DQO estão apresentados na Tabela 8 e na Figura 20 estão apresentados os valores registrados durante os 24 meses de monitoramento.

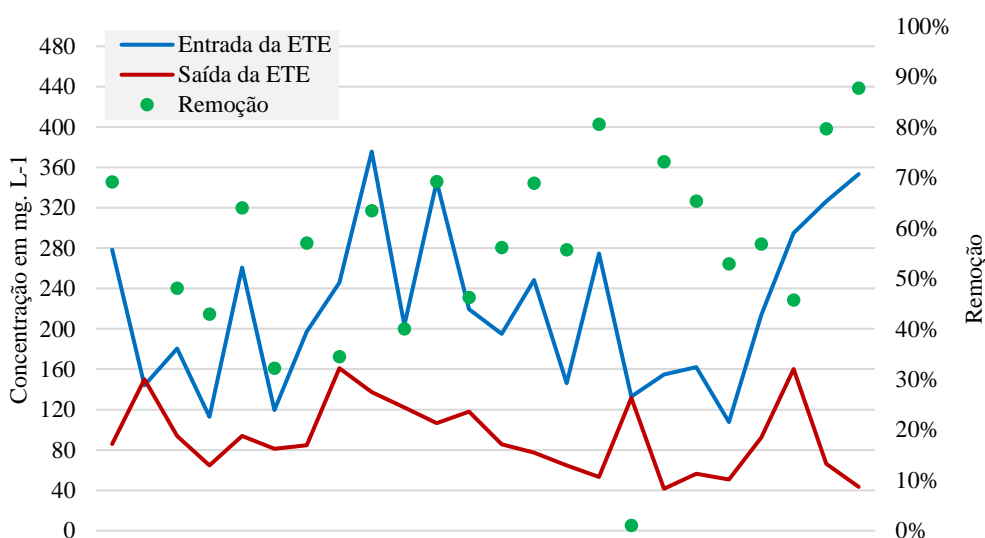
Tabela 8 - Valores médios e desvio padrão de DQO do efluente nos pontos de amostragem

DQO mg. L <sup>-1</sup>		
Ponto de Amostragem	Média	DP
Entrada da ETE	216	±125
Saída da ETE	93	±37

Fonte: Autor.

A DQO de entrada da ETE variou de 45 a 612 mg. L<sup>-1</sup> e na saída da ETE variou de 22 a 213 mg. L<sup>-1</sup> apresentando um valor médio de 216 ±125 e 93±37 mg. L<sup>-1</sup> respectivamente. Com relação à eficiência de remoção total do sistema houve variação de 32,2 a 87,7 %, apresentando um valor médio 58,6 ± 12,5% de remoção total do sistema.

Figura 20 - Valores médios mensais de DQO do efluente nos pontos de amostragem



Fonte: Autor.

Segundo Von Sperling (2009) em seu estudo realizado de avaliação do desempenho de estações de tratamento de esgoto sanitário no Brasil que possuem as etapas de tratamento anaeróbico e aeróbico, esse tipo de sistema tem a capacidade de remoção de 59% de DQO. Comparando-se aos resultados encontrados na estação avaliada no presente trabalho, é possível perceber que a ECTES também alcança os valores encontrados pelos referidos autores.

A faixa de valores típicos de concentração de DQO no esgoto bruto é de 250 a 1000 mg. L<sup>-1</sup> (METCALF & EDDY, 1995; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; LEME, 2014). Saliba (2016) em sua análise da Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário em Betim/MG, composto por reator UASB com pós tratamento com lodos ativados, apresentou

faixa de variação de remoção desse parâmetro, 10% e 90%, e concentração de 256 a 617 mg. L<sup>-1</sup>.

É possível observar que o esgoto bruto apresentou grande variabilidade na concentração, enquanto que o efluente final não apresentou picos significativos, indicando se tratar de um adequado tratamento. A eficiência de remoção global do sistema permaneceu elevada em todo o período de estudo. Além disso, a legislação foi atendida em todo o período de monitoramento, tanto quanto ao que se refere à concentração do efluente, como ao desempenho do sistema. Tanto os resultados da concentração como da eficiência de remoção indicam um bom desempenho do sistema UASB-lodo ativado para a remoção do parâmetro DQO em esgoto doméstico.

#### 5.1.5. Nitrogênio Amoniacal

Os valores médios obtidos para nitrogênio amoniacal estão apresentados na Tabela 9 e na Figura 21 estão apresentados as médias registradas mensalmente durante os 24 meses de monitoramento.

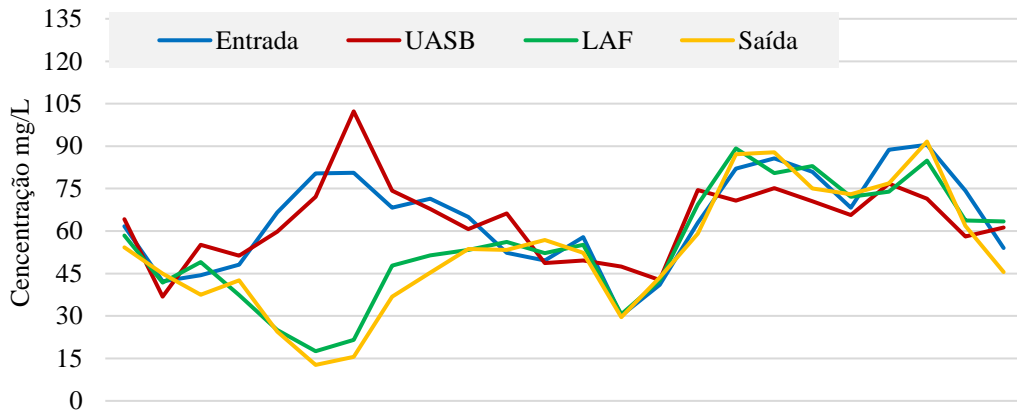
Tabela 9 - Valores médios e desvios padrão de amônia do efluente

<b>Ponto</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>Entrada</b>	65	21
<b>UASB</b>	64	18
<b>LA*</b>	54	23
<b>Saída</b>	52	24

Fonte: Autor.

Analisando os resultados obtidos durante os 24 meses de monitoramento do sistema, é possível observar que os valores de nitrogênio amoniacal se mantiveram constantes em todas as etapas do processo demonstrando baixa redução da concentração do parâmetro, exceto nos meses 5, 6 e 7 conforme demonstrado na Figura 21. Observa-se que a entrada de nitrogênio amoniacal apresentou uma concentração entre 66 e 80 mg. L<sup>-1</sup> e saída entre 12 e 36 mg. L<sup>-1</sup>. No entanto, no mesmo período, houve uma atividade operacional de retirada de lodo dos reatores que pode ter influenciado na redução da concentração do parâmetro e que logo demonstrou aumento nos demais meses subsequentes.

Figura 21 - Valores de nitrogênio amoniacal nos pontos de amostragem



Fonte: Autor.

Na avaliação feita por Saliba (2016) na ETE de Betim/MG foi possível verificar que existe uma variação significativa do parâmetro relacionado a sazonalidade tanto no afluente quanto no efluente. No período seco a concentração do parâmetro se encontra em concentrações maiores e no período chuvoso, elevadas concentrações. Conclui-se que no período chuvoso ocorre infiltração de água da chuva, ocasionando uma diluição maior. Isso também é pode ser observado na avaliação feita na ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN, em que a concentração médias de nitrogênio amoniacal no afluente obteve concentrações de 53,6 mg. L<sup>-1</sup> no período de seca e 78,9 mg. L<sup>-1</sup> no período de chuva.

Outro ponto importante observado nos dados de monitoramento da ECTES é que o processo de nitrificação/desnitrificação não é realizado por completo por não apresentar boa eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, assim como citado por Von Sperling (2014). De acordo com o autor a eficiência de remoção de amônia em reatores UASB é de <50% e 50 a 85% para sistemas compostos por reator UASB seguido de sistema aeróbios. O sistema estudado não apresentou remoção de nitrogênio amoniacal em quase todas as semanas de monitoramento no reator UASB, e o valores afluente se mantiveram próximo aos valores de efluente.

## 5.2. GERAÇÃO DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS NO RESTAURANTE DA USINA DE AÇOS LONGOS

Os resíduos sólidos orgânicos provenientes do restaurante industrial da Fábrica de Aços longos da CSN não possuem um tratamento específico e, com isso, são enviados para aterro sanitário, os quais possuem um custo anual para destinação final.

Contudo, sabendo-se da significância da geração dos resíduos orgânicos tanto sob a perspectiva ambiental como também com relação ao custo de destinação relacionado a este, torna-se necessário o controle diário dos resíduos orgânicos gerados nos processos normais de um restaurante industrial (KINASZ, 2008)

Assim, de acordo com os dados de gestão de resíduos da empresa, no ano de 2016 foram gerados no restaurante da fábrica 16,5 toneladas de resíduos orgânicos, com média mensal de 1,3 toneladas por mês. O volume de resíduos gerados está associado a quantidade de refeições que servidas diariamente aos colaboradores da fábrica, conforme demonstrado na Tabela 10.

Tabela 10 - Quantidade de refeições servidas no ano de 2016

<b>Frequência</b>	<b>Desjejum</b>	<b>Almoço</b>	<b>Jantar</b>	<b>Ceia</b>	<b>Total</b>
Diária	59	377	123	57	616
Média Semanal	155	1008	350	128	1641

Fonte: Relatório de controle da cozinha industrial (2017)

Segundo Barcelos (2017), o acompanhamento diário dos resíduos orgânicos gerados internamente em um restaurante industrial é uma prática capaz de mostrar se o gerenciamento dos resíduos aplicados é eficiente. Por outro lado, Ribeiro (2002) expressa a dificuldade dos restaurantes em estabelecer o controle das sobras, pois os restos envolvem o cliente e sua relação com o produto, ambos os fatores variáveis diariamente.

Faz-se importante destacar que o restaurante industrial da Fábrica de Aços Longos estabelece através da avaliação da geração de resíduos alimentares, o nível de eficiência das medidas de controle utilizadas.

O restaurante da Fábrica de Aços Longos utiliza a metodologia desenvolvida pelo Programa Trim Trax, desenvolvido pelo Compass Group e reconhecido mundialmente por ser um programa focado em sustentabilidade, que busca a conscientização e a diminuição do impacto ambiental gerado em decorrência do desperdício de alimentos (THE TRIM TRAX PROGRAM, 2013). Nessa metodologia, são considerados todos os aspectos ambientais que envolvem a cadeia de fornecimento de alimentos da empresa além de envolver a redução no consumo de água, diminuição do desperdício de alimentos em todo o processo de pré-preparo e preparo dos alimentos e redução do descarte de resíduos sólidos.

Os efluentes gerados no restaurante industrial da Fábrica de Aços Longos proveniente da lavagem de utensílios de cozinha e limpeza do local são direcionados para a ECTES, que fica à 32 metros de distância do restaurante e passam por uma caixa de gordura, que retém óleos

e dejetos mais grosseiros. A Figura 22 ilustra a construção da caixa retentora de gordura no restaurante durante a instalação da ECTES na fábrica.

Figura 22 -Construção da caixa de gordura do restaurante



Fonte: Relatório de Construção da Caixa de Gordura (2013)

A partir disso, identificou-se a possibilidade de implantação de medidas para realizar o tratamento dos resíduos alimentares na ECTES, buscando a redução de custos com destinação, aumento da vida útil do aterro sanitário e adquirindo práticas de gerenciamento ambientais mais sustentáveis. É importante destacar que, apesar de existir a alternativa de co-digestão, assim como diversas outras opções, é interessante que os empreendimentos busquem trabalhar primeiramente os aspectos relacionados à geração, como a adoção de medidas voltadas para a conscientização dos consumidores, elaboração do cardápio, além de outras ações que visem contribuir para a redução dos resíduos orgânicos gerados no restaurante.

### 5.3.AVALIAÇÃO DA CO-DIGESTÃO EM ESCALA LABORATORIAL

#### 5.3.1. Caracterização do efluente de Co-digestão

A Tabela 13 apresenta os resultados de caracterização do esgoto sanitário bruto que foi coletado na elevatória da ECTES e a caracterização do efluente de co-digestão, compreendido pela mistura de esgoto sanitário bruto com resíduo alimentares triturados, obtendo uma concentração de 1,08 gramas de resíduos para cada litro de esgoto sanitário. Essa concentração

foi possível devido a média de resíduos alimentares gerados diariamente no restaurante industrial, cerca de 45 quilos e o volume de esgoto sanitário tratado na ECTES, de 42.000 litros por dia.

Figueiras (2016) utilizou duas concentrações diferentes para os testes de co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares triturados. As concentrações utilizadas foram de 2,0 gramas e 3,6 gramas por litro de esgoto sanitário. Essas proporções foram estabelecidas a partir de valores médios de geração de esgoto sanitário e resíduos orgânicos *per capita* no Brasil.

Essa caracterização foi necessária para prever a influência da adição de resíduos alimentares no aumento de carga orgânica a ser tratado na estação, conforme Tabela 11.

Tabela 11 - Caracterização do esgoto bruto e do esgoto com adição de alimento

<b>Parâmetro</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>Esgoto Sanitário Bruto</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>Esgoto + resíduo alimentares</b> (mg. L <sup>-1</sup> )
<b>ST</b>	421,3	610,0
<b>STF</b>	252,6	261,0
<b>STV</b>	150,0	349,0
<b>SST</b>	98,7	225,2
<b>DBO</b>	146,0	324,0
<b>DQO</b>	265,0	447,0
<b>NH<sub>3</sub></b>	43,2	42,0

Fonte: Autor.

Na análise da série de sólidos é possível observar que houve aumento de 30,9% do parâmetro Sólidos Totais (ST) e 57% de aumento do parâmetro Sólidos Totais Voláteis (STV). No entanto, quando observado a análise de Sólidos Fixos Totais (STF), observou-se que a concentração está próxima do valor inicial, indicando que o resíduo adicional foi passível de degradação sob as mesmas condições experimentais.

A adição de resíduos alimentares em sistemas de tratamento de esgoto sanitário tem sido estudada por diversos autores. Battistoni (2007) obteve com a adição de resíduos alimentares em uma ETE o aumento de 30% na concentração de SST e 44% na concentração de DQO. Thomas (2011) e Koch (2015) estudaram o efeito da adição de resíduos alimentares através de análise dos resíduos triturados e suas influencias nos parâmetros de controle e segundo o autor, foi possível verificar que os maiores impactos foram na DQO, DBO, SST, nitrogênio e fósforo.



Mesmo com o aumento da concentração de alguns parâmetros importantes, como DBO e SST, todos os autores citados ressaltaram que a eficiência do sistema de tratamento de esgoto sanitário é aumentada quando é adicionado uma quantidade de carga orgânica extra com boa biodegradabilidade, como os resíduos alimentares.

Os parâmetros DBO e DQO tiveram um aumento de 54,9% e 40,7%, respectivamente, e encontram-se dentro dos parâmetros operacionais que a ECTES pode suportar de carga adicional. Quanto a amônia, já presente no sistema de tratamento de esgoto, não houve aumento significativo indicando que a adição de resíduos alimentares não prejudica a estação em relação ao parâmetro.

Destaca-se nos resultados das análises do efluente de co-digestão do presente estudo, que o esgoto sanitário utilizado possuía baixa carga orgânica conferindo um potencial de recebimento de carga orgânica extra, sem comprometer a eficiência do tratamento.

### 5.3.2. Fase I e II: Partida e Monitoramento da Estação em Escala Laboratorial

A Tabela 12 apresenta os valores médios dos parâmetros monitorados no sistema experimental operando com efluente sanitário bruto, referente a Fase I de partida da estação em escala laboratorial.

Tabela 12 – Parâmetros analisados – Tratamento de esgoto sanitário bruto

<b>Parâmetro</b>	<b>Entrada</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>UASB</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>LA</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>Saída</b> (mg. L <sup>-1</sup> )
<b>pH</b>	7,5 ± 0,2	7,7 ± 0,3	7,3 ± 0,2	7,2 ± 0,2
<b>Temperatura</b>	29,4 ± 1,3	27,3 ± 1,6	28,7 ± 0,6	28,6 ± 0,3
<b>DQO bruta</b>	203,9 ± 79,7	-	-	88 ± 17,9
<b>SST</b>	130,5 ± 32,5	-	-	27,1 ± 10,9
<b>OD</b>	-	-	3,6 ± 1,5	-

Fonte: Autor.

O parâmetro pH obteve baixa variação nas etapas de tratamento, apresentando valores de entrada de 7,5 ± 0,2 e 7,2 ± 0,2 na saída. A etapa na qual se esperava uma variação maior do parâmetro, seria na etapa anaeróbia (UASB), também manteve valores bem próximos da neutralidade.

Figueiras (2016) na partida do sistema experimental tratando esgoto sanitário bruto observou que alguns valores de pH dos efluentes foram superiores aos valores obtidos para os

afluentes e que podem ter sido influenciados pela presença de microrganismos de tamponamento dos substratos mantidos, conferindo uma estabilização no sistema.

Ribeiro (2016) realizou uma avaliação de uma estação UASB com pós tratamento, e verificou em seu estudo que o pH do esgoto afluente ao reator UASB obteve valor médio de  $6,8 \pm 0,2$ ,  $6,9 \pm 0,2$  e  $7,2 \pm 0,2$  em todas as campanhas de amostragem, mantendo uma faixa ótima para o crescimento bacteriano.

O parâmetro DQO obteve valor de  $203,9 \pm 79,7 \text{ mg. L}^{-1}$  na entrada do sistema e  $88 \pm 17,9$  na saída, obtendo uma média de remoção de 56,5% do parâmetro. Importante destacar que o sistema em escala laboratorial utilizou esgoto sanitário da ECTES que possui baixa carga de DQO. No trabalho realizado por Álvarez et al. (2006), onde se estudou a partida de reatores UASB com diferentes inóculo, a uma temperatura entre 13,5 e 15°C, foi obtido uma remoção de DQO de 54%. A Tabela 13 apresenta resultados de alguns estudos de tratamento de esgoto sanitário utilizando UASB em escala laboratorial.

Tabela 13 - Principais resultados obtidos com pesquisa tratando esgoto doméstico em reatores UASB.

<b>Volume</b> (m <sup>3</sup> )	<b>Remoção</b> <b>DQO</b> (%)	<b>Temp.</b> (°C)	<b>TDH</b> (hora)	<b>DQO</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>Referência</b>
1,5	87	25	1,5 - 12	>1000	CAVALCANTI, 2003
0,106	65	35	4	300-400	VIEIRA, 1984
0,400	61-81	20-25	6-24	400-600	CASSEB, 1996
0,046	68-76	>20	4-16	-	GONÇALVES et al, 1997

É importante ressaltar que a variação do parâmetro DQO pode ter influência de diversos fatores, desde a composição do afluente, temperatura e até a operação dos reatores (CHERNICHARO, 2016), sendo a faixa de valores típicos de concentração de DQO no esgoto bruto de 250 a 1000 mg. L<sup>-1</sup> (METCALF & EDDY, 1991; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; LEME, 2014).

Com relação ao parâmetro SST foram obtidos valores médios de  $130,5 \pm 32,5 \text{ mg. L}^{-1}$  na entrada do sistema e  $27,1 \pm 10,9 \text{ mg. L}^{-1}$  na saída, resultando uma média de remoção de 80% do parâmetro.

Segundo METCALF & EDDY (1995), os valores médios para SST para esgoto sanitário não tratado é de 220 mg L<sup>-1</sup>, podendo ter uma variação na sua concentração de 100 a 350 mg.

L<sup>-1</sup>. Verifica-se que os valores médios encontrados para esse parâmetro ficaram abaixo do encontrado na literatura, estes devem ter sido devido ao tratamento preliminar promovido pela alimentação.

Estudos de van Haandel e Letinga (1994) apontam que a produção de sólidos se situa na faixa de 0,1 a 0,2 kg SST. kg<sup>-1</sup> DQO<sub>aplicada</sub>, desta maneira, verifica-se que a produção de lodo, em termos de SST, estimada no experimento está abaixo da faixa apontada como da normalidade.

Corroborando com a literatura, os resultados encontrados demonstram que a partida de um sistema de tratamento biológico para tratamento de efluentes pode ser desafiador na aplicação em experimentos laboratoriais. A instabilidade do sistema e a confiabilidade dos resultados podem ocorrer quando não há a utilização de metodologias bem fundamentadas (CHERNICHARO, 2016).

### 5.3.3. Fase III: Co-digestão de esgoto Sanitário e Resíduos Alimentares

Na Tabela 14 estão contidos os parâmetros de monitoramento do sistema de tratamento em escala laboratorial e apresenta os valores médios obtidos durante todo o período do experimento.

Tabela 14 – Parâmetros analisados – Co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares

<b>Parâmetro</b>	<b>Entrada</b>	<b>UASB</b>	<b>LA</b>	<b>Saída</b>
<b>pH</b>	7,2 ± 0,2	5,6 ± 0,8	5,8 ± 0,5	5,8 ± 0,5
<b>Temperatura (°C)</b>	28,6 ± 0,6	28,3 ± 0,4	28,5 ± 0,4	28,5 ± 0,3
<b>DQO bruta (mg L<sup>-1</sup>)</b>	579,8 ± 74,7	-	-	160,6 ± 32,4
<b>SST (mg L<sup>-1</sup>)</b>	264,7 ± 30,7	-	-	68,4 ± 11,2
<b>OD (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>)</b>	-	-	4,3 ± 1,2	-

Fonte: Autor.

O valor médio do pH reduziu na etapa de tratamento anaeróbico apresentando valores de 5,6 ± 0,8 e manteve valores próximos na etapa de lodos ativados, com 5,8 ± 0,5. Isso demonstra a adição de matéria orgânica ao esgoto sanitário tem influência na variação do pH, com tendência para acidificação do meio.

Segundo Chernicharo (2016) a redução do pH em um reator anaeróbico é devido a decomposição de compostos orgânicos durante o processo de digestão e possui relevância na

estabilidade do processo, pois pode causar a inibição das bactérias metanogênicas, responsáveis pela produção do metano.

Sotti (2014) em seu experimento de co-digestão de esgoto sanitário e resíduos alimentares de um campus universitário evidenciou uma queda brusca de pH ao longo do período do experimento e ressalta a relação da fase acidogênica do processo anaeróbio com a produção de ácidos voláteis certamente estar associada ao valor encontrado.

Diante dos processos de biodigestão que ocorrem dentro dos reatores anaeróbios e que influenciam no pH do meio, é importante ressaltar que o controle e operação da estação seja adequado para que ao final do tratamento do efluente o parâmetro pH permaneça entra a faixa de 5 a 9, conforme preconiza a Resolução CONAMA 430/2011.

O parâmetro temperatura torna-se de importância pois está intimamente ligado ao metabolismo das bactérias, sendo que os reatores são operados satisfatoriamente em faixas de 25 a 38°C. Experimentos em escala laboratorial indicaram que mudanças com curta duração refletiram na eficiência de remoção de DQO quando comparados a reatores que mantiveram o parâmetro constante (CHERNICHARO, 2016).

Nota-se que o sistema de tratamento em escala laboratorial a temperatura foi mantida a média de 28°C em todas as etapas de tratamento. A constância desse parâmetro foi devido ao local de implementação do sistema, situado dentro de um galpão, que mesmo sendo influenciado pela temperatura e irradiação solar externa, mantinha um ambiente com temperatura constante.

A DQO bruta média afluyente do sistema experimental resultou em valores médios de entrada e saída de  $579,8 \pm 74,7$  mg. L<sup>-1</sup> e  $160,6 \pm 32,4$  mg. L<sup>-1</sup>, respectivamente, indicando que o sistema completo foi capaz de manter uma remoção de 72%.

Figueiras (2016) ao avaliar a influência da introdução de resíduos alimentares triturados na digestão anaeróbia de esgoto doméstico em reatores UASB, obteve resultados de DQO afluyente  $958 \pm 50$  mg. L<sup>-1</sup>, com a adição de 2,0 gramas de resíduos orgânicos triturados adicionados a cada litro de esgoto sanitário tratado. Na segunda fase de seu experimento, na qual houve um aumento de 80% na quantidade de resíduos adicionados, passando de 2,0 para 3,6 gramas, a DQO obteve valores médios de  $1.351 \pm 50$  mg. L<sup>-1</sup>. As eficiências médias de remoção foram de  $84 \pm 1$  %, para a adição de 2,0 de resíduos, e  $76 \pm 1$  %, para adição de 3,6 gramas de resíduos alimentares.

Battistoni et al. (2007) avaliaram as consequências da aplicação de dispositivos trituradores, em vila de 250 habitantes, na ETE local e os valores afluentes à estação

apresentavam médias de DQO de 827 mg. L<sup>-1</sup> com picos de 1200 mg. L<sup>-1</sup> e apresentou faixa de remoção de DQO entre 80 e 90%.

Considerando que no presente trabalho, foi adicionado 1,08 gramas de resíduos alimentares triturados ao efluente sanitário tratado, é possível considerar que o valor médio de DQO apresentado tanto na entrada (579,8 ± 74,7mg. L<sup>-1</sup>) e saída (160,6 ± 32,4 mg. L<sup>-1</sup>) apresentaram valor próximos em relação aos artigos citados.

Os valores médios de SST obtidos nos afluentes e efluentes foram de 264,7 ± 30,7 e 68,4 ± 11,2 mg. L<sup>-1</sup>, respectivamente. Figueiras (2016), apresentou valores médios de SST no efluente de 14 a 56 com a adição de 2,0 gramas de resíduos, apresentando valores próximos ao presente trabalho.

Tabela 15 - Tabela comparativa dos parâmetros DQO e SST do experimento com outros valores encontrados na literatura.

<b>Parâmetro (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Autor (1,08 g. L<sup>-1</sup>)*</b>	<b>Figueiras (2016) (2,0 g .L<sup>-1</sup>)*</b>	<b>Figueiras (2016) (3,6 g .L<sup>-1</sup>)*</b>
DQO <sub>bruta</sub>	579,8 ± 74,7	958 ± 50	1351 ± 50
DQO <sub>saída</sub>	160,6 ± 32,4	181 ± 13	323 ± 20
Remoção DQO (%)	72	82	76,1
SST <sub>bruta</sub>	264,7 ± 30,7	422 ± 31	682 ± 58
SST <sub>saída</sub>	68,4 ± 11,2	14 - 56	44 - 368
Remoção SST (%)	74,2	86,8	46

\*gramas de resíduos alimentares para cada litro de esgoto sanitário.

Com base nos resultados obtidos por ensaios, análises e determinações realizadas ao longo do período de partida e operação do sistema em escala laboratorial, a eficiência média de remoção de alguns parâmetros foram satisfatórias e próximas aos valores encontrados por Figueiras (2016), conforme demonstrado na Tabela 15. Com isso, foi possível verificar que a eficiência de uma estação de tratamento é atingida quando existe uma boa infraestrutura e operação capaz de receber uma carga orgânica extra.

## 5.4. ANÁLISE DE CUSTO DAS ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS

### 5.4.1. Cenário I – Disposição em Aterro Sanitário

Os valores adotados para a destinação de resíduos em aterro sanitário estão descritos na tabela 16.

Tabela 16 - Valores de custo de destinação por tonelada de resíduo gerado.

<b>Serviço</b>	<b>Custo por Tonelada</b>
Transporte	R\$ 453,58
Disposição	R\$ 70,00

Fonte: Empresa responsável pela destinação de resíduos.

Considerando que a geração de resíduos alimentares é de 1,260 toneladas por mês, o custo de destinação dos resíduos alimentares para aterro sanitário é apresentado na Tabela 17:

Tabela 17 - Valores de custo adotados para destinação dos resíduos alimentares

<b>Serviço</b>	<b>Custo Mensal</b>	<b>Custo Anual</b>
Transporte	R\$ 571,51	R\$ 6.858,12
Disposição	R\$ 88,20	R\$ 1.058,40
<b>Total</b>	<b>R\$ 659,71</b>	<b>R\$ 7.916,52</b>

Fonte: Autor

Apesar de muito utilizada como alternativa de destinação de diversos resíduos, a disposição em aterro sanitário não se torna um alternativa para destinação, pois, além de ser uma das metas da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), a destinação de resíduos orgânicos contrinuiem com divesos problemas como redução de vida útil dos aterros e geração de gases do efeito estufa.

### 5.4.2. Cenário II – Compostagem

Os resultados apresentados de custo com a destinação de resíduos alimentares não conteplou a receita que pode ser gerada com a produção do composto produzido na compostagem, pois o essa alternativa de destinação foi prevista para ser realizada por uma empresa terceirizada, lotada externamente a fábrica.

Os custos relativos ao serviço prestado para a compostagem dos resíduos alimentares estão descritos na tabela 18:

Tabela 18 - Valores de custo de compostagem por tonelada de resíduo gerado.

<b>Serviço</b>	<b>Custo por Tonelada</b>
Transporte	R\$ 370,00
Disposição	R\$ 24,00

Fonte: Autor.

Considerando que a geração de resíduos alimentares é de 1,260 toneladas por mês, o custo de destinação dos resíduos alimentares para compostagem é apresentado na tabela 19:

Tabela 19 - Valores de custo adotados para destinação dos resíduos alimentares.

<b>Serviço</b>	<b>Custo Mensal</b>	<b>Custo Anual</b>
Transporte	R\$ 466,20	R\$ 5.594,40
Disposição	R\$ 30,24	R\$ 362,88
<b>Total</b>	<b>R\$ 496,44</b>	<b>R\$ 5.957,28</b>

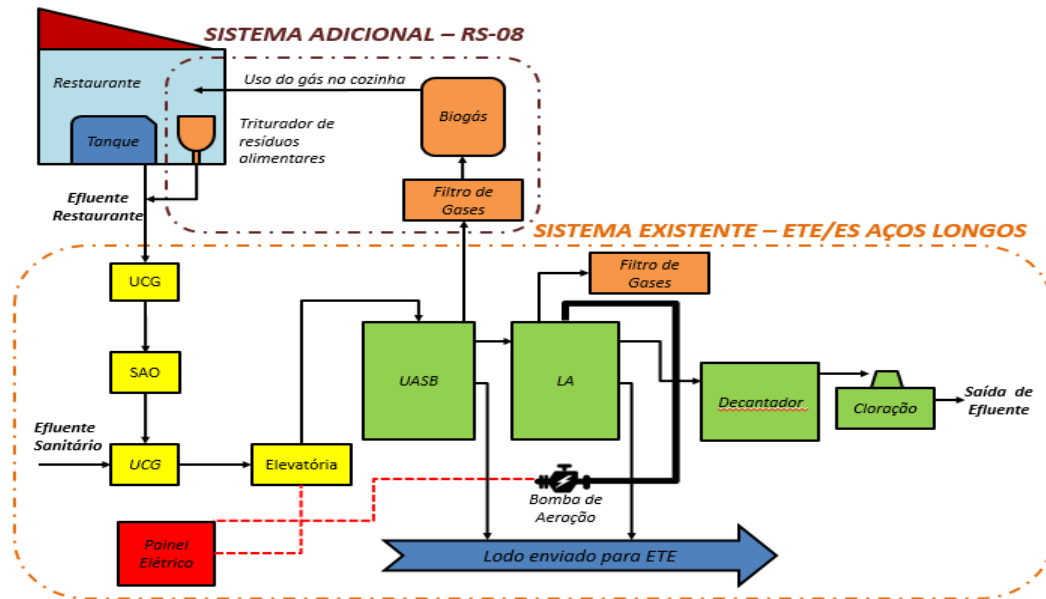
Fonte: Autor.

Apesar da massa de resíduos sólidos urbanos gerada no Brasil apresentar alto percentual de matéria orgânica - 51,4%, segundo dados do Ministério do Meio Ambiente (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2012) as experiências de compostagem no país são ainda incipientes. O resíduo orgânico, por não ser coletado separadamente, acaba sendo encaminhado para disposição final em lixões, aterros controlados ou aterros sanitários (ABRELPE, 2015).

#### 5.4.3. Cenário III – Co-digestão de resíduos alimentares na ECTES

A análise de viabilidade de implantação do projeto de co-digestão de resíduos alimentares na ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN prevê adaptação na estação e no restaurante. Com isso, um novo layout será necessário, e pode ser visto no esquema ilustrativo da figura 23:

Figura 23 - Esquema ilustrativo das adaptações necessárias no projeto



Fonte: Autor.

Para construir o fluxo de caixa, segundo Correa (2002) e Oliveira (2001), composto pelas entradas e saídas de recursos, expressos em unidades monetárias que ocorrem ao longo do desenvolvimento de um projeto foram consideradas as seguintes variáveis: investimento inicial e entradas de caixa operacionais composto pelo horizonte de planejamento, receita, custo fixo, custo variável e taxa de depreciação, conforme descrito na Tabela 20:

Tabela 20 - Descrição das variáveis do fluxo de caixa.

Variáveis	Descrição
Investimento Inicial	Equipamentos e serviços de instalação
Horizonte de Planejamento	Vida útil dos equipamentos
Receita	Biogás e água tratada
Custos Fixos	Energia elétrica e manutenção

Fonte: Autor.

O investimento inicial demonstra o ponto de partida para a composição do fluxo de caixa, ou seja, é a saída de caixa na data zero. O investimento inicial está associado ao custo do ativo total novo. No caso deste estudo, o investimento inicial é apresentado na Tabela 21.



Tabela 21 - Investimento Inicial

<b>Equipamento</b>	<b>Capacidade</b>	<b>Valor</b>
Triturador Industrial	300 refeições/dia	R\$ 6.750,00
Cuba de Inox	30 litros	R\$ 1.853,00
Tubos e conexões	-	R\$ 1.500,00
Filtro de biogás	1600 m <sup>3</sup>	R\$ 180,00
Medidor de biogás	Vazão 1,0 m <sup>3</sup> /h	R\$ 284,00
Balão (biogás)	5 m <sup>3</sup>	R\$ 3.500,00
Bomba compressor	Vazão 26 L/min	R\$ 466,00
Fogareiro	Consumo de biogás 0,45 kg/h	R\$ 500,00
Instalação equipamentos	-	R\$ 1.000,00
Instalação tubulações	-	R\$ 2.000,00
<b>Total</b>		<b>R\$ 18.033,00</b>

Fonte: Autor.

O custo de aquisição do ativo novo refere-se ao custo de todo o material utilizado para adaptação da ECTES e do restaurante industrial que foi de R\$ 15.013,00. O custo com a instalação do equipamento, referente custo de montagem e instalação hidráulica e elétrica que foi de R\$ 3.000,00.

O horizonte de planejamento utilizado para a duração dos equipamentos utilizados refere-se à duração do projeto ou a sua vida útil. Para este estudo foi adotado uma vida útil de 05 (cinco) anos conforme convenção da ABNT 15.575/2.013 para este tipo de equipamento, contudo é necessário obedecer a periodicidade e os processos de manutenção segundo a ABNT NBR 5674 e detalhado no manual de uso, operação e manutenção elaborado em atendimento à ABNT NBR 14037.

A receita refere-se às entradas de caixa, que nesse projeto será baseada no aproveitamento do biogás no restaurante industrial no preparo dos alimentos que são servidos aos colaboradores da Fábrica de Aços Longos, que hoje é utilizado GLP. A produção de biogás máxima estimada uma produção com a implantação do projeto foi 1.040,5 m<sup>3</sup> de biogás por ano. Essa produção é baixa e não é possível substituir por completo o uso do GLP no preparo dos alimentos.

Segundo Zilotti (2012) se 1 m<sup>3</sup> de biogás é equivalente à 0,454 litros de GLP, a produção total de biogás poderá suprir cerca de 32% de GLP, gerando uma economia de R\$ 1.077,24 por ano no gasto com o GLP.

O custo como saídas de caixa serão os custos de operação exigidos para manter o equipamento funcionando como a energia elétrica que alimenta o triturador no restaurante industrial e o compressor do sistema de captação de biogás. A base de cálculo utilizou o preço da tarifa de energia elétrica de acordo com a Resolução ANEEL N° 2.214 de 28 de março de 2017 que determina valor consumo (R\$/kWh) para classe não residencial de baixa tensão com consumo acima de 450 kWh, de R\$ 1,58 por kWh apresentado na Tabela 22.

Tabela 22 - Consumo de energia elétrica por sistema

<b>Equipamento</b>	<b>Consumo de Energia</b>	<b>Custo por sistema</b>
Triturador 1,5 HP	310 kWh	R\$ 489, 80
Sistema de captação de biogás	150 kWh	R\$ 237,00
Valor anual do consumo	460 kWh	R\$ 726,80

Fonte: ANAEEL, 2017

A manutenção anual do triturador de alimentos instalado no restaurante industrial está prevista em R\$ 50,00 anual equivalentes ao preço do produto utilizado para evitar ferrugens e ressecamento do equipamento. O custo com mão de obra da estação, destinação de lodo e dos serviços executados no restaurante industrial não foram considerados na avaliação econômica por se tratarem de custos já estabelecidos em seu funcionamento.

A manutenção anual do sistema de armazenamento de biogás está baseada na troca anual do filtro de biogás, que de acordo com o fabricante tem a vida útil extinguida após 1600 m<sup>3</sup> de biogás tratado no sistema. Como a estimativa de produção anual de biogás é de 1.040 m<sup>3</sup> por ano, estima-se a troca anual do filtro, gerando um custo de R\$ 180,00. Somando os custos com o consumo de energia e o custo com manutenção dos equipamentos, a despesa anual prevista com a implantação do sistema é de R\$ 956,80. Os dados consolidados para a montagem do fluxo de caixa são apresentados na Tabela 23, onde estão descritas as despesas, receitas dos equipamentos com vida útil mais que 5 anos.

Espera-se que, com a implantação do projeto, a geração de biogás seja o suficiente para suprir parte do consumo de GLP utilizado no preparo dos alimentos consumidos no restaurante e gere uma economia de R\$ 1.077,30 com seu uso.

Tabela 23 – Fluxo de Caixa

<b>Fluxo de Caixa</b>	<b>Ano 0</b>	<b>1º ano</b>	<b>2º ano</b>	<b>3º ano</b>	<b>4º ano</b>	<b>5º ano</b>
Invest. Inicial	R\$ 18.033,00					
Despesas (-)	0	R\$ 956,80	R\$ 956,80	R\$ 956,80	R\$ 956,80	R\$ 956,80
Economia (GLP)	0	R\$ 1.077,30	R\$ 1.077,30	R\$ 1.077,30	R\$ 1.077,30	R\$ 1.077,30
Valor Residual	-	-	-	-	-	R\$ 625,00
Geração de Caixa	0	R\$ 120,50	R\$ 120,50	R\$ 120,50	R\$ 120,50	R\$ 745,50

O valor de depreciação anual dos equipamentos (Tabela 24) é mensurada a partir do investimento inicial dividido pela vida útil, que é estabelecida pela Instrução Normativa SRF nº 162, de 31 de dezembro de 1998, que determina a depreciação de equipamentos elétricos e hidráulicos (SISTEMA DA RECEITA FEDERAL, 1998).

Tabela 24 – Vida útil dos equipamentos e valor de depreciação

<b>Equipamento</b>	<b>Valor</b>	<b>Vida útil</b>	<b>Depreciação Anual</b>
Triturador Industrial	R\$ 6.750,00	5 anos	R\$ 1.350,00
Medidor de biogás	R\$ 284,00	10 anos	R\$ 28,40
Balão	R\$ 3.500,00	5 anos	R\$ 700,00
Compressor	R\$ 466,00	10 anos	R\$ 46,60
Fogareiro	R\$ 500,00	10 anos	R\$ 50,00

Fonte: Secretaria da Receita Federal, 2017

O cálculo de CAUE para análise econômica do projeto proposto utilizou a taxa de 7,5% de desconto, referente a taxa Selic, no qual os resultados foram comparados com os custos adotados de destinação praticada atualmente, que é a disposição em aterro sanitário e a técnica de compostagem. A Tabela 25 demonstra a comparação dos resultados.

Tabela 25 - Custo anual descrito por cada cenário analisado.

<b>Cenários</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Aterro Sanitário	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52	R\$ 7.916,52
Compostagem	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28	R\$ 5.957,28
Co-digestão	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32	R\$ 5.306,32

Fonte: Autor.

O CAUE de R\$ 5.306,32 significa, respectivamente, o valor presente dos custos necessário para adoção da co-digestão dos resíduos alimentares por 5 anos em uma série anual equivalente dos custos.

## **6. CONCLUSÕES**

A avaliação da estrutura da ECTES da Fábrica de Aços Longos da CSN permitiu demonstrar o potencial que estação tem para receber uma carga orgânica extra, através da adição de resíduos alimentares triturados, sem que a operação e os recursos existentes atualmente necessitem grandes adaptações e substituições.

É possível perceber que as adições de resíduos orgânicos podem ter influência negativa, quando não se consegue atingir a eficiência esperado do sistema, como também pode ter influência positiva, quando a carga orgânica extra mantém uma qualidade do lodo anaeróbio adequada às bactérias decompositoras.

Os resultados obtidos na estação em escala laboratorial foram satisfatórios para a maioria dos parâmetros analisados como DBO e SST. No entanto, os dados indicam que as variações na concentração de matéria orgânica podem alterar as características do efluente de saída da estação, tornando-se necessário um aprimoramento tanto das instalações existentes quando nos dos procedimentos operacionais, de forma que a concentração dos parâmetros não ultrapasse os limites estabelecidos pelas normas ambientais.

Para disposição dos resíduos alimentares gerados no restaurante industrial da fábrica, considerando os custos com as adaptações necessárias. Um dos aspectos relevantes em termos de custo de logística, foi a proximidade do restaurante com a estação, o que teve grande relevância no comparativo com os demais cenários de destinação de resíduos analisados.

## **7. TRABALHOS FUTUROS**

O presente trabalho restringiu-se a avaliação de dados de monitoramento e operação da estação de tratamento existente, além dos testes realizados em escala laboratorial. No entanto, existe a necessidade de se realizar um teste de co-digestão na estação em escala real, e avaliar os seguintes itens:

- Qualidade do lodo gerado nos reatores anaeróbio e aeróbio;
- Potencial de aumento de biogás com a adição de resíduos alimentares;
- Variáveis operacionais, tais como: Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e idade do lodo.
- Avaliar o desempenho da estação em escala real com diferentes cargas orgânicas de resíduos alimentares.
- Verificar a disponibilidade de reatores sem uso para a digestão de lodo excedente dos reatores em operação.

## **8. REFERÊNCIAS**

ALBUQUERQUE NETO, H. C. et al. Caracterização de resíduos sólidos orgânicos produzidos no restaurante universitário de uma instituição pública (estudo de caso). XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. [Anais do Evento]. Foz do Iguaçu (PR), out., 2007.

ÁLVARES, J. A.; RUIZ, I.; GÓMEZ, M.; PRESAS, J.; SOTO, M. Start-up alternatives and performance of a UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. *Bioresouce Technology*, n. 97, 2006. p. 1640-1649

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. São Paulo, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. São Paulo, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229:1993 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993. 15 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14037:1998 – Manual de operação, uso e manutenção das edificações – Conteúdo e recomendações para elaboração e apresentação - Referências - Elaboração. Rio de Janeiro, 1998. 5 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004:2004 – Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004. 19 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 5674:2012 – Manutenção de Edificações – Procedimentos - Referências - Elaboração. Rio de Janeiro, 2012. 25 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15575:2013 – Edificações Habitacionais – Desempenho Parte 1: Requisitos Gerais - Referências - Elaboração. Rio de Janeiro, 2013. 63 p.

BATTISTONI, P.; FATONE, F.; PASSACANTANDO, D.; BOLZONELLA, D. Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: A case study. *Water research* 41 (2007) 893-903. 2007.

BILHAR, A. L. Análise de viabilidade econômica e ambiental de um projeto de investimento em uma indústria de alimentos. *Revista Destaques Acadêmicos*, vol. 5, N. 1, 2013 - CGO/UNIVATES

BRANCOLI, P. L. Avaliação experimental da co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos e lodo de esgoto em digestores têxteis. Graduação (Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro. 2014.

BRASIL. Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 03 ago. 2010. Seção 1, p.3.

BRASIL. Resolução CONAMA 430 de 13 de maio de 2011. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Brasília, 2012. 102p.

CAMPOS, J. R. Tratamento de gases gerados em reatores anaeróbios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA (CONBEA). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. cap. 10, p. 249-270, 435 p.

CARLI, A. A.; SANTOS, F.S.; SEIXAS, M. W. A Tecnologia em Prol do Meio Ambiente: a partir de uma análise multidisciplinar. Editora Lumen Juris, 2016.

CASAROTTO FILHO, N.; KOPITTKE, B. H. Análise de investimentos: matemática financeira, engenharia econômica, tomada de decisão, estratégia empresarial. 9ª ed. São Paulo: Atlas, 2006.

CASSEB, Márcia Maria Silva. Avaliação do desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, em escala piloto, tratando esgotos sanitários da cidade de Belo Horizonte. Dissertação (Mestrado) – UFMG. EE. 1996. 128 p.

CAVALCANTE, Francisco. Análise de projetos de investimento. Cavalcante & Associados, ano I, n. 8, 1998.

CAVALCANTI, Paula F. F. Integrated Application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical region. Tese (Doutorado) - Wageningen Agricultural University. Wageningen, The Netherlands, 2003. 139 p.

CORREA, E. L. A Viabilidade Econômica do Gás Natural. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção. UFSC. Florianópolis. 2002.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. 2ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2016.

CORTEN, M. A. M., WORRELL, E., VAN DAEL, J. C. M. The potential for Waste Management in Brazil to Minimize GHG emissions and Maximize Re-use of Materials. Utrecht University and MWH BV. Project Number M12B0068. July 11, 2012

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. Anaerobic co-digestion of organic wastes. Reviews in Environmental Science and Biotechnology. v.11, p.325–341, 2012.

EVANS, T. Environmental impact study of food waste disposers. For the County Surveyors' Society and Herefordshire Council and Worcestershire County Council. 2007.

EVANS, T. D.; ANDERSSON, P.; WIEVEGG, A.; CARLSSON, I. Surahammar – a case study of the impacts of installing food waste disposers in fifty percent of households. Water Environment Journal. 2010.



FERREIRA, M. L. S. Proposta de um sistema alternativo de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares, executada por catadores (carrinheiros) na cidade de Cianorte – Paraná. 2000. Disponível em: < <http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/v15/propostapag36.html>>. Acesso em: 11 out. 2014.

FIGUEIRAS, M. L. Efeito da adição de resíduos alimentares triturados no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco), Pernambuco. 2016.

FONSECA, Y.D. Técnicas de Avaliação de investimentos: uma breve revisão de literatura. Disponível em: [http://www.desenbahia.ba.gov.br/recursos/news/video/%7B1FB86F7F-2888-482AB9AA-D9525E1AF7A2%7D\\_Artigo\\_05.pdf](http://www.desenbahia.ba.gov.br/recursos/news/video/%7B1FB86F7F-2888-482AB9AA-D9525E1AF7A2%7D_Artigo_05.pdf). Acesso em: 13 agosto de 2017.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Manual de Saneamento. Ministério da Saúde. Brasília, 2015.

GOMES, J. M. Elaboração e Análise de Viabilidade Econômica de Projetos. São Paulo: Atlas, 2013.

GÓMEZ, X.; CUETOS, M.J.; CARA, J.; MORÁN, A.; GARCÍA, A.I. Anaerobic codigestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renewable Energy* v.31, p.2017–2024, 2006.

GONÇALVES, Ricardo F.; ARAÚJO, Vera L.; CHERNICHARO, Carlos A. Tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 450-462

HORNE, V. M.; LIN, T.; GALST, S.; MAHONEY, K.; FOK, A.; FIORE, A.; SHARP, R.; Comprehensive Evaluation of Food Waste Co-digestion. Clear Water Winter, New York: New York Environment Association, inc., 2015, nº 45, 2015. Disponível em: <<http://nywea.org/clearwaters/>> Acesso em: 22/10/2017.

IACOVIDOU, E.; OHANDJA, D.; GRONOW, J., VOULVOULIS, N. The household use of food waste disposal units as a waste management option: a review. *Environmental Science Technology*. v.42, p.1485–1508, 2012a.

IACOVIDOU, E.; OHANDJA, D.; VOULVOULIS, N. Food waste co-digestion with sewage sludge e Realising its potential in the UK. *Journal of Environmental Management*. v.112, p.267-274, 2012b.

JINGURA, R.M., MATENGAIFA, R. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. *Renewable Sustainability Energy Review*. v.13, p.1116–1120, 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 7a edição ed. Rio de Janeiro, 2014. 1050p.

KOCH, K. PLABST M., SCHMIDT A., HELMREICH B., DREWE J. E. Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences. *Waste Management*, 6 p. 2015

KINASZ, T. R. WERLE, H. J. S. Geração de resíduos sólidos em unidades de alimentação e nutrição: composição física, influência do tipo de cardápio e tipo de serviço de distribuição.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S; BELLI FILHO, P.; PINTO, R.O.; CASTILHO JR, A.B.; SOARES, H.M.; LIBÂNIO, P.A.C. Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos. In: CASSINI, S.T. (Coord.). Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro: PROSAB, p.96-119. 2003.

LEME, E. J. DE A. Manual prático de tratamento de águas residuárias. 2ª edição ed. São Carlos. 2014.

LÉO, L. F. R.; MATSUMOTO, T. Avaliação da eficiência de um reator UASB em escala piloto com separador de fases em forma de "Y" tratando efluente de curtume. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2007.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. Department of Environmental Technology, Wageningen Agricultural University, Bomenweg 2, 6703 HD Wageningen, The Netherlands. *Antonie van Leeuwenhoek* v.67, p. 3-28, 1995.

MAINIER, F. B.; ROCHA, A. D. A. H<sub>2</sub>S: Novas Rotas de Remoção Química e Recuperação de Enxofre. 2º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás. Rio de Janeiro: [s.n.]. 2003.

MARASHLIAN, N.; AND EL-FADEL, M. The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management. *Waste Management Research* v.23, p. 20-31, 2005.

MARCELO BRUNO, R. A. O. Desempenho de reatores UASB em dois estágios seguidos de pós-tratamento com lodos ativados em batelada de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida. 2013. v. 33, n. 3.

MARQUEZAN, L. H. F.; BRONDANI, G. Análise de Investimentos. *Revista Eletrônica de Contabilidade*, Curso de Ciências Contábeis, UFSM, v.3, n.1 janjun/2006

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering treatment, disposal, reuse*. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1995. 1334 p.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Disposal and reuse Recovery*. 4ª ed. New York, McGraw-Hill, 2004.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5ª edição ed. New York, USA, 2014.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5ª edição. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIKI, M. K. Dilemas do UASB. Seção: Práticas operacionais e de Empreendimento. Revista DAE, n.183, p. 25-37, 2010.

MOTTA, R. S. DA. Manual para valoração econômica de recursos ambientais. IPEA-Coordenação de Estudos do Meio Ambiente e COBIO/MMA,1997.

MOURA, J. S. Avaliação da produção de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU) e lodo de esgoto em uma simulação experimental de aterro sanitário. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia da Universidade Federal de Itajubá), Itajubá. 2014.

NAGL, G. J. Removing H<sub>2</sub>S from gas streams. Chemical Engineering, July 2001, p. 97.

OHANDJA, D. G.; CONSTANTINOU, A.; EDWARDS, M.; GRONOW, J.; VOULVOULIS, N. Household food waste disposers in the uk: should the water industry grin (d) and bear it? Proceedings Waste 2008: Waste and Resource Management. – A Shared Responsibility Stratford-upon-Avon, Warwickshire, England, 16-17 September 2008.

OLIVEIRA, M. H. F. A avaliação econômico-financeira de investimentos sob condição de incerteza: uma comparação entre o método de Monte Carlo e o VPL Fuzzy. 2008. 231 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

PÉREZ-ELVIRA S.I.; CANO R.; FDZ-POLANCO M.; SOUZA T.S.O.; FDZ-POLANCO F. Domestic food waste and sewage sludge combined treatment implementing household food waste disposers. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid (España). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Escola Politécnica. Universidade de São Paulo (Brasil). XI Simpósio de Digestão anaeróbia. 2014.

PILÃO, N. E.; HUMMEL, P. R. V. Matemática Financeira e Engenharia Econômica: A Teoria e a Prática de Análise de Projetos de Investimentos, Editora: Pioneira Thompson Learning, 2003.

QI, Y; BEECHER N.; FINN, M. Biogas Production and Use at Water Resource Recovery Facilities in the United States. Water Environment Federation and the National Biosolids Partnership, Phase 1 Data Report, Project 11-WSEC-01. [http://www.casaweb.org/documents/8-5-2013\\_wef-phase1\\_biogas\\_data\\_results.pdf](http://www.casaweb.org/documents/8-5-2013_wef-phase1_biogas_data_results.pdf).

RIBEIRO, C. S. G. R. Análise de Perdas em Unidades de Alimentação e Nutrição (UANs) industriais: estudo de caso em Restaurantes Industriais. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2002.

RIBEIRO, J. C., Avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário composta por reator UASB - biofiltro aerado submerso. Dissertação (Programa de Pós de Graduação de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista)sotti Bauru, 2016.

RIO DE JANEIRO (Estado). DZ-215 R-04. Aprovada pela Deliberação CECA nº 4886, de 25 de setembro de 2007. Dispõe sobre a diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária. Republicada no DOERJ de 08 de novembro de 2007.

ROSENWINKEL, K. H.; WENDLER, D. Influences of food waste disposers on sewerage system, waste water treatment and sludge digestion. Institute for Water Quality and Waste Management University of Hanover (ISAH), Welfengarten 1, D-30167 Hannover, Germany. 2001.

SALIBA, P. D. Avaliação do desempenho de sistema de tratamento de esgoto sanitário composto de reator UASB seguido de lodo ativado: estudo de caso da ETE Betim Central-MG. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2016

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e Aplicações, Editora: Interciência, 2010.

SANTOS, R. C. O., BARBOSA FILHO, O., GIORDANO, G. Reatores biológicos para tratamento de esgotos: método racional de dimensionamento. Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ / 2011. (Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 3) 100 p.

SHARP, R., FIORE, A., FOK A., MAHONEY K., GALST S., LIN T., HORNE M. V. Comprehensive Evaluation of Food Waste Co-digestion. Clear Waters Magazine, v. 45, n. 77, p. 18-26, 2015.

SILVIA, B. A. O., NOGUEIRA, S. G., REIS, E. A. Determinação do Momento Ótimo para Substituição de Equipamentos Sob as Óticas da Gestão Econômica e da Engenharia Econômica Revista de Administração e Contabilidade Volume 7, número 1 Feira de Santana, maio/agosto 2015, p. 35 – 52 ISSN: 2177-8426

SILVA, M. C. C. Avaliação Econômico-Financeiro de Sistemas de Manejo de Águas Residuárias de Origem Doméstica em Empreendimentos Habitacionais. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal de Pernambuco, 2015

SILVA, M. B. Influência do tipo de meio suporte no desempenho de biofiltros aplicados à remoção de H<sub>2</sub>S do ar atmosférico em sistemas de esgoto sanitário. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, 2008. 156 f.

STANDARD METHODS (1989) For the Examination of Water and Wastewater, 17th ed, American Public Health Association. Washington DC, USA.

SOTTI, G. Biogás de Digestão Anaeróbia dos Resíduos Orgânicos de Restaurante Universitário com Efluente Sanitário. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2014.

SUBTIL, E. L. Avaliação da redução de sulfato e produção de sulfeto dissolvido em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando esgoto sanitário em escala real. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo). Vitória, 2007.

THE TRIM TRAX PROGRAM, 2013. Disponível em: <http://www.stonybrook.edu/sustainability/green-map/details/trim-trax.shtml> acesso em 11 de março de 2017

THOMAS, P. The effects of food waste disposers on the wastewater system: a practical study. Promoting Sustainable Solutions. Water and Environment Journal v.25, p.250–256, 2011.

US EPA, United States Environmental Protection Agency. Co-digestion economic analysis tool (COEAT), Pacific Southwest Regional Office. 9 p. 2010.

US EPA, United States Environment Protection Agency. Anaerobic Digestion Co-Digestion – 6 p. 2016.

VAN LIER, J. B; VASHI, A; VAN DER LUBBE, J; HEFFERNAN, B. Anaerobic Sewage Treatment Using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects. Environmental Anaerobic Technology: pp. 59-89. 2010.

VEY, I.H.; ROSA, R.M. Utilização do custo anual uniforme equivalente na substituição de frota em empresas de transporte de passageiros. Revista Eletrônica de Contabilidade, v.1, n.1, set-nov, 2004.

VIEIRA, S. M. M. Tratamento de esgotos por digestores anaeróbicos de fluxo ascendente. Revista DAE, n. 44, dez. 1984. p. 322-328.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 1. UFMG. 1996.

\_\_\_\_\_. Lodos ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 4. UFMG. 416p.1997.

\_\_\_\_\_. Urban wastewater treatment in Brazil. Department of Sanitary and Environmental Engineering Federal University of Minas Gerais Brazil. Technical Note Nº IDB-TN 970. p. 102, August, 2016.

\_\_\_\_\_. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3a edição ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005. 452p

VON SPERLING, M.; FRÓES, C.M.V. (1998). Dimensionamento e controle de decantadores secundários com base em uma abordagem integrada e simplificada da teoria do fluxo de sólidos. Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Ano 3, v.3, n. ½, Jan/Jun 1998, p. 42-54.

ZHANG, R. et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. Bioresour. Technol. 98, 929–935. 2006.

ZILOTI, H. A. R. Potencial de produção de biogás em uma estação de tratamento de esgoto de cascavel para a geração de energia elétrica. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Energia na Agricultura, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná). Paraná, 2012.