

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA DE ENERGIA**

**Caracterização da Biodigestão de Lodos UASB e de
Lodos Ativados e ACV do Aproveitamento
Energético do Biogás Resultante**

Eng. Susan Johana Benites Cañote

Itajubá – Minas Gerais – Brasil

2018

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA DE ENERGIA**

Eng. Susan Johana Benites Cañote

**Caracterização da Biodigestão de Lodos UASB e de
Lodos Ativados e ACV do Aproveitamento
Energético do Biogás Resultante**

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em
Engenharia de Energia como parte dos requisitos para a
obtenção do Título de Mestre em Ciências em Engenharia
de Energia.**

**Área de Concentração: Energia, Sociedade e Meio
Ambiente (ESMA)**

**Orientadora: Prof^a. Dra. Regina Mambeli Barros
Co-Orientador: Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora**

Itajubá – Minas Gerais – Brasil

2018

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA DE ENERGIA**

Eng. Susan Johana Benites Cañote

**Caracterização da Biodigestão de Lodos UASB e de
Lodos Ativados e ACV do Aproveitamento
Energético do Biogás Resultante**

Dissertação aprovada por banca examinadora em 27 Fevereiro de 2018, conferindo ao autor o título de *Mestre em Ciências em Engenharia de Energia*.

Banca examinadora:

Prof^a. Dra. Regina Mambeli Barros – UNIFEI (Orientadora)

Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora – UNIFEI (Co-Orientador)

Prof^a. Dra. Ana Paula Moni Silva – UNIFEI

Prof^a. Dra. Carla Almeida Loures – DEPMC/CEFET-RJ

Itajubá – Minas Gerais – Brasil

2018



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
Criada pela Lei nº 10.435, de 24 de abril de 2002

ANEXO I

FOLHA DE JULGAMENTO DA BANCA EXAMINADORA

Título da Dissertação: "Caracterização da Biodigestão de Lodos UASB e de Lodos Ativados e ACV do Aproveitamento Energético do Biogás Resultante"

Autor: Susan Johana Benites Cañote

JULGAMENTO

Examinadores	Conceito		Rubrica
	A = Aprovado	R = Reprovado	
1ª	A		<i>CC Loures</i>
2ª	A		<i>Ana Paula Moni Silva</i>
3º	A		<i>E. Silva</i>
4ª	A		<i>Regina Mambeli Barros</i>

Observações:

- (1) O Trabalho será considerado Aprovado (A) se todos os Examinadores atribuírem conceito A.
(2) O Trabalho será considerado Reprovado (R) se forem atribuídos pelos menos 1 conceito R.
Este documento terá a validade de 30 (trinta) dias a contar da data da defesa da Dissertação.

Resultado Final: Conceito final: A, ou seja, Aprovado

Observações: O aluno deverá realizar as correções solicitadas pelo
Itajubá, 27 de fevereiro de 2018. banco.

CC Loures
Prof.ª Dr.ª **Carla Cristina Almeida Loures**
1ª Examinadora – CEFET-RJ

Ana Paula Moni Silva
Prof.ª Dr.ª **Ana Paula Moni Silva**
2ª Examinadora – UNIFEI

E. Silva
Prof. Dr. **Electo Eduardo Silva Lora**
3º Examinador (Coorientador) – UNIFEI

Regina Mambeli Barros
Prof.ª Dr.ª **Regina Mambeli Barros**
4ª Examinadora (Orientadora) – UNIFEI

DEDICATÓRIAS

“A Deus por me dar a vida, saúde e força para alcançar meus objetivos e iluminar meu caminho para um bom porto e por ser o amigo que nunca me falha.”

“Para minha mãe, a senhora Tomasa Cañote, porque graças a ela aprendi como obter as armas para vencer a batalha da vida e, dessa maneira ganhar a guerra.”

“À minhas sobrinhas Mariana e Mayte, que sendo muito pequenas geraram em mim sentimentos inexplicáveis; eu nasci o dia que eu as conheci.”

“Meus irmãos Alexander, Alexandra e Lina porque sem eles não houvesse tido uma infância plena e não me houvesse convertido em uma pessoa com uma paciência extraordinária.”

“Meus avós Cesar e Guillermina, por seu apoio incondicional, por me ensinar os segredos da vida, com a sua própria experiência e de os outros e iluminar meus dias com essas histórias sem fim.”

“Para aquelas pessoas que foram inesquecíveis na minha vida porque elas foram capazes de se apropriar de um pequeno pedaço do meu coração e por me ensinar que o amor ainda existe em diferentes formas, mas existe.”

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer a Deus por estar ao meu lado a cada momento e pelo envio de sinais para encontrar o caminho certo.

Agradeço a minha família por me dar força desde longe e não me deixar sozinha jamais.

Agradeço também a todos os meus mestres por ter contribuído para o meu desenvolvimento pessoal e profissional, especialmente à minha orientadora a professora Regina Mambeli Barros e meu co-orientador o professor Electo Eduardo Silva Lora, pelo apoio necessário para concluir este projeto.

A Profa. Ana Moni pelas sugestões fornecidas, que ajudaram a melhorar minha pesquisa.

Ao servidor João Victor R. Freitas pelas análises laboratoriais.

Aos amigos Eruin, Diego, Mateus, Bruno, Fabrício, Laura, Luis, Leidy e Jean pela ajuda.

À Coordenação de Aperfeiçoamento do Ensino Superior (CAPES) pela bolsa de estudos de mestrado, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a Fundação de Apoio da Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), por sua colaboração no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Núcleo de Excelência Em Geração Térmica e Distribuída (NEST), ao Instituto de Recursos Naturais (IRN) pelo apoio técnico e à Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), por seu acolhimento no tempo de minha permanência nesta cidade.

A ETE Copasa e a ETE da Indústria FANIA que forneceram as amostras para ser testadas.

A todos que de alguma maneira contribuíram para o desenvolvimento desta dissertação.

EPIGRAFE

Aprendi através da experiência amarga à suprema lição: controlar minha ira e torná-la como o calor que é convertido em energia. Nossa ira controlada pode ser convertida numa força capaz de mover o mundo.

(Mahatma Gandhi)

É triste pensar que a natureza fala e que o gênero humano não a ouve.

(Victor Hugo)

Saiba diferenciar o: VOCÊ QUER ou VOCÊ PRECISA? Pequenas mudanças fazem toda diferença no cotidiano do nosso planeta.

(Edinaiane Shinigami)

Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.

(Madre Teresa de Calcutá)

Resumo

CAÑOTE, S.J.B. **Caracterização da Biodigestão de Lodos UASB e de Lodos Ativados e ACV do Aproveitamento Energético do Biogás Resultante**. 239 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2018.

O lodo de esgoto produzido pelos reatores UASB, segue representando uma biomassa rica energeticamente, capaz de produzir biogás. Diante disto, o presente trabalho teve como objetivo a avaliação do ciclo de vida (ACV) do potencial de produção de biogás, por meio da digestão anaeróbia (DA), além do aproveitamento energético do biogás, a partir de lodos de UASB e de lodos ativados (LA) oriundo do esgoto doméstico provenientes da ETE COPASA e da ETE da Indústria FANIA, ambas localizadas na cidade de Itajubá/MG. A metodologia adotada para o desenvolvimento da pesquisa tiveram as seguintes etapas: avaliação dos dados obtidos a partir de análises laboratoriais (ST, STF, SV, DBO, DQO, NT e COT) das amostras de lodos; a construção, operação e monitoramento de um protótipo experimental, para simular a DA dos lodos em estudo e realização das medições respectivas de rendimento e a vazão de metano, CH₄; viabilidade econômica de uma planta de geração de energia elétrica a partir do biogás; e a utilização dos resultados em simulações de recuperação energética e de ACV, por meio do uso do programa SimaPro®. Os resultados demonstraram que, o substrato após a biodigestão, tiveram reduções consideráveis em todos os parâmetros físicos avaliados. O rendimento de metano nas amostras de lodos UASB é 0,0046 Nm³ CH₄/kg SV (4,6 Nm³ CH₄/t SV) com 32,89% de SV e para as amostras de lodos ativados foi de 0,0019 Nm³ CH₄/kg SV (1,9 Nm³ CH₄/t SV) com 50,45% de SV. Com o melhor resultado as amostras de lodos UASB, o valor obtido foi de 1014,46 kWh.ano⁻¹ de energia elétrica gerada, equivalente a 1,014 MWh.ano⁻¹, gerada pela ETE Copasa. No caso do tratamento de lodos ativados, o valor da energia elétrica foi baixo pelo fato que a ETE Fania gera uma vazão média de lodo de esgoto pequena. Na análise da viabilidade econômica da ETE Fania (lodo ativado), a quantidade de biogás mensal gerada pela ETE é igual a 2,025 m³ GLP, equivalente a 43 botijões residenciais padrão; porém, contribuindo com uma economia mensal de R\$2.162,43. E para as amostras de lodos UASB da ETE Copasa, notou-se que a partir de 970 mil habitantes obter-se-ia uma potência elétrica disponível mínima (5 kW). Desse modo, resultaria em uma potência elétrica do biogás igual a 5,39 kW, gerando, portanto, uma energia elétrica de 18870,84 kWh.ano⁻¹ equivalente a 18,87 MWh.ano⁻¹. E considerando o cenário (15 anos) de potência da mínima comercial tem-se o

fluxo de caixa líquido, gera um VPL de -R\$ 639851,81, um LCOE de 4,46 R\$/kWh e uma TIR inviável. Os indicadores de eficiência energética apresentaram ser inviáveis economicamente o aproveitamento da biomassa do modelo proposto.

Para a avaliação do ciclo de vida (ACV) dos lodos em estudo, foram analisados três cenários diferentes: (A) destinação para aterro sanitário, (B) geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido e (C) uso do lodo como fertilizante agrícola. Dessa forma, iria resultando para os lodos UASB, o cenário B o mais factível, visto que apresentou o melhor desempenho em sete das onze categorias, como o potencial de: Depleção Abiótica (PDA), Depleção Abiótica Combustíveis fósseis (PDAF), Aquecimento Global (PAG), Depleção da Camada de ozônio (PDCO), Ecotoxicidade de Água doce (PEAD), Ecotoxicidade Terrestre (PET) e Eutrofização (PEU). Para as amostras de lodos ativados, o Cenário C apresentou o melhor desempenho em oito das onze categorias, como o potencial de: Depleção Abiótica (PDA), Depleção Abiótica Combustíveis fósseis (PDAF), Depleção da Camada de ozônio (PDCO), Toxicidade Humana (PTH), Ecotoxicidade de Água doce (PEAD), Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), Ecotoxicidade Terrestre (PET) e Acidificação (PAC).

Ao se analisar os dados energéticos verificou-se que a cada tonelada de sólidos totais (TST) de lodo de esgoto (UF usada na ACV) submetida a DA, a energia evitada para lodos UASB é 0,0502 MJ e para os lodos ativados é 0,00173 MJ. Entretanto, pode-se concluir que nos três cenários o transporte (do leito de secagem de cada ETE até à área agrícola ou até o aterro CIMASAS de Itajubá – MG), em termos de combustível Diesel, corresponde a uma fração considerável nas categorias, contribuindo de forma negativa ao ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: Análise do ciclo de vida, aproveitamento energético, lodos ativados, lodos UASB, digestão anaeróbia, biogás.

Abstract

CAÑOTE, S.J.B. **Characterization of the Biodigestion of UASB Sludge and Activated Sludge and LCA of the Energy Utilization of Resulting Biogas.** 239 f. Dissertation (Master's in Energy Engineering) - Institute of Natural Resources, Federal University of Itajubá, Itajubá, 2018.

The sewage sludge, produced by the UASB reactors, continues to represent an energetically rich biomass capable of producing biogas. In view of this, the present work has the objective of evaluating the life cycle (LCA) of the biogas production potential, through anaerobic digestion (DA), as well as the biogas energy utilization, from UASB and sludge sludge (LA) from domestic sewage from ETE COPASA and from ETE of FANIA Industry, both located in the city of Itajubá / MG. The methodology adopted for the development of the research has the following steps: evaluation of the data obtained from laboratory analyzes (ST, STF, SV, BOD, COD, NT and TOC) of the sludge samples; the construction, operation and monitoring of an experimental prototype to simulate the DA of the sludge under study and the respective measurements of yield and the methane flow CH₄; economic viability of an electric power generation plant from biogas; and the use of the results in simulations of energy recovery and LCA, through the use of the SimaPro® program. The results showed that the substrate after biodigestion had considerable reductions in all the physical parameters evaluated. The methane yield of the UASB sludge samples was 0.0046 Nm³ CH₄/kgSV (4.6 Nm³ CH₄/TSV) with 32.89% SV and for the activated sludge samples was 0.0019 Nm³ CH₄/kgSV (1.9Nm³ CH₄/TSV) with 50.45% SV. With the best result, UASB sludge samples, the value obtained was 1014.46 kWh.ano⁻¹ of generated electric energy, equivalent to 1,014 MWh.ano⁻¹, generated by ETE Copasa. In the case of the treatment of activated sludge, the value of the electric energy was low because the ETA Fania generates an average flow of small sewage sludge. In the analysis of the economic viability of Fania ETA (activated sludge), the amount of monthly biogas generated by the ETE is equal to 2,025 m³ GLP, equivalent to 43 standard residential cylinders; however, contributing a monthly savings of R \$ 2,162.43. And for the samples of UASB sludge from Copasa ETE, it was noticed that from 970 thousand inhabitants would obtain a minimum available electric power (5 kW). In this way, it will result in an electric power of the biogas equal to 5.39 kW, generating, therefore, an electric energy of 18870,84 kWh.ano⁻¹ equivalent to 18,87 MWh.ano⁻¹. And considering the scenario (15 years) of the commercial minimum power, the net cash flow generates a NPV of -R\$ 639851,81, an LCOE of 4.46

R\$/kWh and an infeasible IRR. The energy efficiency indicators showed that biomass was not economically viable of the proposed model.

To evaluate the life cycle (LCA) of the sludge under study, three different scenarios were analyzed: (A) landfill disposal, (B) biogas generation and electric power with the use of sludge digested and (C) use of sludge as agricultural fertilizer. In this way, it would result for the UASB sludge, scenario B the most feasible, since it presented the best performance in seven of the eleven categories, such as the potential of: Abiotic Depletion (PDA), Abiotic Depletion Fossil Fuels (PDAF), Global Warming (PAD), Depletion of the Ozone Layer (PDCO), Fresh Water Ecotoxicity (HDPE), Terrestrial Ecotoxicity (PET) and Eutrophication (PEU). For the activated sludge samples, Scenario C showed the best performance in eight of the eleven categories, such as the potential of: Abiotic Depletion (PDA), Abiotic Depletion Fossil Fuels (PDAF), Ozone Layer Depletion (PDCO), Human Toxicity (PTH), Freshwater Ecotoxicity (HDPE), Marine Water Ecotoxicity (PEAM), Terrestrial Ecotoxicity (PET) and Acidification (PAC).

When analyzing the energy data, it was verified that for each ton of total solids (TST) of sewage sludge (UF used in the ACV) submitted to DA, the energy avoided for UASB sludge is 0.0502 MJ and for the activated sludge it is 0.00173 MJ. However, it can be concluded that in the three scenarios the transport (from the drying bed of each TEE to the agricultural area or to the CIMASAS landfill of Itajubá - MG), in terms of diesel fuel, corresponds to a considerable fraction in the categories, contributing in a negative way to the environment.

KEYWORDS: Life cycle analysis, energy recovery, activated sludge, UASB sludge, anaerobic digestion, biogas.

Resumen

CAÑOTE, S.J.B. **Caracterización de la Biodigestión de Lodos UASB y de Lodos Activados y ACV del Aprovechamiento Energético del Biogás Resultante**. 239 f. Disertación (Maestría en Ingeniería de Energía) - Instituto de Recursos Naturales, Universidad Federal de Itajubá, Itajubá, 2018.

El lodo de aguas residuales producido por los reactores UASB, sigue representando una biomasa rica energéticamente, capaz de producir biogás. El presente trabajo tiene como objetivo la evaluación del ciclo de vida (ACV) del potencial de producción de biogás, por medio de la digestión anaerobia (DA), además del aprovechamiento energético del biogás, a partir de lodos de UASB y de lodos Activados (LA) oriundo de las aguas residuales domésticas provenientes de la ETE COPASA y de la ETE de la Industria FANIA, ambas ubicadas en la ciudad de Itajubá /MG. La metodología adoptada para el desarrollo de la investigación tiene las siguientes etapas: evaluación de los datos obtenidos a partir de análisis de laboratorio (ST, STF, SV, DBO, DQO, NT y COT); la construcción, operación y monitoreo de un prototipo experimental, para simular la DA de los lodos en estudio y realizar las mediciones respectivas de rendimiento y el caudal de metano, CH₄; viabilidad económica; y la utilización de los resultados en simulaciones de recuperación energética y de ACV, através del programa SimaPro®. Los resultados demostraron que, el sustrato tras la biodigestión, tuvieron reducciones considerables en todos los parámetros físicos-químicos evaluados. Sin embargo, el rendimiento de metano de las muestras de lodos UASB fue de 0,0046 Nm³ CH₄/kg SV (4,6 Nm³ CH₄/TSV) con 32,89% de SV y para las muestras de lodos activados fue 0,0019 Nm³ CH₄/kg SV (1,9 Nm³ CH₄/TSV) con 50,45% de SV. Con el mejor resultado las muestras de lodos UASB, un valor considerable de 1014,46 kWh.ano⁻¹ de energía eléctrica generada, equivalente a 1,014 MWh.ano⁻¹, generada por ETE Copasa. En el caso del tratamiento de lodos activados, el valor de la energía eléctrica fue bajo por el hecho que la ETE Fania genera un caudal promedio de lodo de aguas residuales pequeño. En el análisis de la viabilidad económica de ETE Fania (lodo activado), se tiene que la cantidad de biogás mensual generada por la ETE es igual a 2,025 m³ GLP, equivalente a 43 botellas residenciales estándar, pero contribuyendo con una economía mensual de R \$ 2.162,43. Y para las muestras de lodos UASB de ETE Copasa, se notó que a partir de 970 mil habitantes se tendría una potencia eléctrica disponible mínima (5 kW). En consecuencia, una potencia eléctrica del biogás igual a 5,39 kW, generando de esa forma una energía eléctrica de 18870,84 kWh.ano⁻¹ equivalente a 18,87 MWh.ano⁻¹. Y considerando el escenario (15 años) de potencia

mínima comercial se tiene el flujo de caja líquido, genera un VPL de -R \$ 639851,81, un LCOE de 4,46 R\$/kWh y una TIR inviable. Los indicadores de eficiencia energética presentaron que no era económicamente viable el aprovechamiento de la biomasa del modelo propuesto.

Para la evaluación del ciclo de vida (ACV) de los lodos en estudio, se analizaron tres escenarios diferentes: (A) destinación para relleno sanitario, (B) generación de biogás y energía eléctrica con aprovechamiento del lodo digerido y (C) uso del lodo como fertilizante agrícola. Y se compararon los resultados ambientales de los escenarios para el tipo de muestra, con el fin de encontrar la mejor elección. En el caso de los lodos UASB, el escenario B fue el más factible, visto que presentó el mejor desempeño en siete de las once categorías, como el potencial de: Depleción Abiótica (PDA), Depleción Abiótica Combustibles fósiles (PDAF), Calentamiento Global (PAG), Depleción de la Capa de ozono (PDCO), Ecotoxicidad del Agua dulce (PEAD), Ecotoxicidad Terrestre (PET) y Eutrofización (PEU). Y para las muestras de lodos activados, el Escenario C presentó el mejor desempeño en ocho de las once categorías, como el potencial de: Depleción Abiótica (PDA), Depleción Abiótica Combustibles fósiles (PDAF), Depleción de la Capa de ozono (PDCO), Toxicidad Humana (PTH), Ecotoxicidad del Agua (PEAD), Ecotoxicidad de Agua marina (PEAM), Ecotoxicidad Terrestre (PET) y Acidificación (PAC).

Al analizar los datos energéticos se verificó que cada tonelada de sólidos totales (TST) de lodo de aguas residuales (UF usada en la ACV) sometida a DA, la energía evitada para lodos UASB es 0,0502 MJ y para los lodos activados es 0,00173 MJ. Sin embargo, se puede concluir que, en los tres escenarios estudiados, el transporte (desde el lecho de secado de cada ETE hasta el área agrícola o hasta el relleno CIMASAS de Itajubá - MG), en términos de Diesel, corresponde a una fracción considerable en las categorías, contribuyendo de forma negativa al medio ambiente.

PALABRAS-CLAVES: Análisis del ciclo de vida, aprovechamiento energético, lodos activados, lodos UASB, digestión anaeróbica, biogás.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Conceito de sistema convencional de tratamento de esgotos	37
Figura 2.2 – Exemplo de fluxograma de uma estação de tratamento anaeróbio de águas residuárias com unidades de pré-tratamento e de desaguamento de lodo	37
Figura 2.3 – Gradeamento da Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiá.....	38
Figura 2.4 – Decantadores Primários da Estação de Tratamento de Esgoto de Arrudas	39
Figura 2.5 – Etapas do tratamento secundário: ^a Decantador Secundário da Estação de Tratamento de Esgoto Caiçara (esquerda), ^b Digestores Anaeróbios da Estação de Tratamento de Esgoto Arrudas	39
Figura 2.6 – Representação esquemática do funcionamento de uma ETE.....	42
Figura 2.7– Representação esquemática dos sistemas básicos das ETEs.....	43
Figura 2.8 – Representação esquemática de tipos, problemas e destinos do esgoto	45
Figura 2.9 – Principais tipos de biodigestores rurais: (a) biodigestor chinês, (b) biodigestor indiano, (c) biodigestor taiwanês e (d) biodigestor camartec (africano)	49
Figura 2.10 – Representação esquemática de biodigestores de uso produtivo: (a) biodigestor horizontal de aço e (b) biodigestor “dois em um”, com cobertura de geomembrana.....	50
Figura 2.11– Biodigestor tipo canadense instalado em IFSULDEMINAS – Campus Muzambinho ...	50
Figura 2.12 – Representação esquemática de ciclo sustentável de co-digestão anaeróbia de estrume animal e resíduos orgânicos	52
Figura 2.13 – Sistema de tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização	53
Figura 2.14 – Decanto digestor de câmara única (corte longitudinal)	53
Figura 2.15 – Filtro de fluxo ascendente, com entrada distribuída, fundo falso e coleta do efluente em tubos afogados e descarga de fundo do lodo	54
Figura 2.16 – Desenho esquemático de um reator	55
Figura 2.17 – Esquema do reator de leito fluidificado/expandido	55
Figura 2.18 – Esquema da transformação sofrida pela matéria orgânica na digestão anaeróbia	60
Figura 2.19 – (a) Agitadores para biodigestores: Agitador axial submergível com altura ajustável e (b) Agitador de pá.....	63
Figura 2.20 – Produção de biogás em função da temperatura.....	64
Figura 2.21 – Tempo de retenção em função da temperatura	65
Figura 2.22 – Parcela aproximada de ST, SV e SF dos substratos.....	68
Figura 2.23 – Poder calorífico inferior em função do percentual de metano	83
Figura 2.24 – Bactérias presentes no biofilme	86
Figura 2.25 – Principais aplicações de utilização/ conversão do biogás	90
Figura 2.26 – Detalhes construtivos de uma turbina a gás	91
Figura 2.27 – Detalhes construtivos de uma turbina a gás	92
Figura 2.28 – Detalhes construtivos de uma microturbina a gás.....	93
Figura 2.29 – Motor a gás operando num sistema de cogeração.....	95
Figura 2.30 – Estágios do ciclo de vida de um produto	96
Figura 2.31 – Metodologia de uma ACV	96
Figura 2.32 – Limites para a cadeia de processos do sistema de tratamento de esgoto	100
Figura 2.33 – Elementos da fase de AICV	101
Figura 2.34 – Conceito de indicadores de categoria de impacto.....	102
Figura 3.1 – Fluxograma da dissertação.....	108
Figura 3.2 – ETE COPASA, Itajubá/ MG.....	109
Figura 3.3 – ETE da Indústria FANIA, Itajubá/ MG	110
Figura 3.4 – Biodigestor de garrafa PET (dimensões em cm)	112

Figura 3.5 – (a) Dimensões da UE em cm e (b) a UE com substrato.....	113
Figura 3.6 – (a) Sistema de saída do biogás e silicone usado na vedação e, (b) Válvula de controle de escoamento.....	113
Figura 3.7 – (a) Termostato para aquecimento da água, (b) UEs das amostras de lodos UASB e LA, (c) Tabela graduada para medição de deslocamento de líquidos.....	114
Figura 3.8 – (a) Compartimento para o biogás na UE e, (b) Produção de biogás na UE.....	116
Figura 3.9 – Esquema de Medição de Pressão	117
Figura 3.10 – Leitura do dia 20/04/2017 utilizando GEM 5000 (5ª leitura)	119
Figura 3.11 – Volume de biogás gerado <i>versus</i> Concentração de metano	128
Figura 3.12 – Rendimento de metano para os tratamentos avaliados	130
Figura 3.13 – Produção da energia elétrica dependendo á quantidade de biogás e a concentração de metano	133
Figura 3.14 – Parte interior do MEV com as amostras analisadas.....	133
Figura 3.15 – Imagem obtida por MEV dos LUASB da ETE Copasa antes da DA.....	134
Figura 3.16 – Imagem obtida por MEV dos LA da ETE Fania antes da DA.....	136
Figura 3.17 – Imagem obtida por MEV dos LUASB após da DA.....	137
Figura 3.18 – Imagem obtida por MEV dos LA após da DA.....	138
Figura 4.1 – Desenho esquemático simplificado considerado somente no cenário da ETE Copasa...	143
Figura 4.2 – Esquema didático dos resultados diretos e indiretos alcançados na modelagem.....	148
Figura 4.3 – Diagrama de <i>Sankey</i> com as principais partes do processo de transformação da energia	149
Figura 4.4 – Fluxo de Caixa para 552,9 m ³ de lodo de esgoto, submetido a DA.....	151
Figura 5.1 – Fronteira do sistema considerada na ACV para lodos UASB	156
Figura 5.2 – Cenário A para lodos UASB.....	157
Figura 5.3 – Cenário B para lodos UASB	157
Figura 5.4 – Cenário C para lodos UASB.....	158
Figura 5.5 – Fronteira do sistema considerada na ACV para lodos Ativados.....	158
Figura 5.6– Cenário A para lodos ativados	159
Figura 5.7 – Cenário B para lodos ativados	160
Figura 5.8 – Cenário C para lodos ativados	160
Figura 5.9 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais – Gráfico de colunas – Lodo UASB.....	181
Figura 5.10 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais– Gráfico tipo radar – Lodo UASB	182
Figura 5.11 – Árvores do Cenário A – Lodo UASB	184
Figura 5.12 – Árvores do Cenário B – Lodo UASB	186
Figura 5.13 – Árvores do Cenário C – Lodo UASB	188
Figura 5.14 – Impactos ambientais por categorias dos lodos UASB	189
Figura 5.15 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais–	193
Figura 5.16 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais– Gráfico tipo radar – Lodo Ativado	194
Figura 5.17 – Árvores do Cenário A – Lodo Ativado.....	196
Figura 5.18 – Árvores do Cenário B – Lodo Ativado	198
Figura 5.19 – Árvores do Cenário C – Lodo Ativado.....	200
Figura 5.20 – Impactos ambientais por categorias dos lodos Ativados	201

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Características físico-químicas dos esgotos sanitários	33
Tabela 2.2 – Concentrações de sólidos em esgotos sanitários	33
Tabela 2.3 – Concentrações de organismos em esgotos sanitários	35
Tabela 2.4 – Poluentes removidos nos principais níveis de Tratamento de Esgoto	40
Tabela 2.5 – Poluentes, Processos, Operações e Sistemas de Tratamento em esgotos domésticos	41
Tabela 2.6 – Alguns tipos de reatores ou sistemas usados para tratamento de esgotos	46
Tabela 2.7 – Requerimentos operacionais da digestão anaeróbia	57
Tabela 2.8 – pH ótimo de crescimento de alguns arqueas formadoras de metano	61
Tabela 2.9 – Tempo de retenção requerido para digerir lodo com uma adequada população de microrganismos a várias temperaturas	65
Tabela 2.10 – Análise química do lodo de esgoto utilizado no experimento	71
Tabela 2.11 – Classificação do Lodo	72
Tabela 2.12 – Quantidade de lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto	73
Tabela 2.13 – Reuso de efluentes em fins potáveis e não potáveis	76
Tabela 2.14 – Evolução do Biogás	78
Tabela 2.15 – Composição típica do biogás produzido e purificado	80
Tabela 2.16 – Comparação entre processos aeróbios e anaeróbios	80
Tabela 2.17 – Peso específico e poder calorífico inferior do biogás em função da composição química	82
Tabela 2.18 – Poder calorífico inferior de vários tipos de gases	83
Tabela 2.19 – Valor equivalente de 1m ³ de biogás com outros combustíveis	84
Tabela 2.20 – Potencial de geração de eletricidade a partir de resíduos orgânicos no Brasil, em 2005	88
Tabela 2.21 – Comparação entre as tecnologias de conversão de energia	95
Tabela 2.22 – Processos considerados em diferentes cenários de tratamento	99
Tabela 2.23 – Famílias de métodos de AICV mais citados em publicações nos últimos dez anos	105
Tabela 3.1 – Comparação E1 Parâmetros Antes e Após da DA	124
Tabela 3.2 – Comparação E2 Parâmetros Antes e Após da DA	124
Tabela 3.3 – Resultados E1 de Volume, Pressão e Volume _{CNTP}	125
Tabela 3.4 – Resultados E2 de Volume, Pressão e Volume _{CNTP}	125
Tabela 3.5 – Resultados E1 e E2 das medições de biogás gerada pelo biodigestor	127
Tabela 3.6 – Rendimento de metano gerado no E1	129
Tabela 3.7 – Rendimento de metano gerado no E2	129
Tabela 3.8 – Energia elétrica (kWh. ano ⁻¹) gerada no E1	132
Tabela 3.9 – Energia elétrica (kWh. ano ⁻¹) gerada no E2	132
Tabela 4.1 – Resultados obtidos no dimensionamento do reator UASB	147
Tabela 4.2 – Energia elétrica para um motor de 5kW de potencia	147
Tabela 4.3 – Custo dos principais equipamentos da linha de biogás	150
Tabela 4.4 – Resultados obtidos dos cálculos de investimentos do projeto	150
Tabela 4.5 – Fluxo de Caixa para 552,9 m ³ de lodo de esgoto, submetido a DA	151
Tabela 4.6 – Resultados obtidos do VPL, LCOE e TIR	152
Tabela 5.1 – Vazão de chorume ou lixiviados no aterro	163
Tabela 5.2 – Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LLS	164

Tabela 5.3 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LUASB (Transporte Aterro).....	165
Tabela 5.4 – Fatores de emissão para combustão de biogás de aterros usando <i>flares</i> (LUASB).....	165
Tabela 5.5 – Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LUASB	166
Tabela 5.6 – Fatores de emissão média para combustão de biogás para produção combinada de calor e energia a partir de LUASB	167
Tabela 5.7 –Emissões sólidas do lodo digerido UASB (Após da DA)	168
Tabela 5.8 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LUASB (Transporte Área Agrícola)	169
Tabela 5.9 – Emissões sólidas do lodo UASB (Antes da DA).....	170
Tabela 5.10 – Nutrientes por hectare de terra cultivável (kg/ha)	171
Tabela 5.11 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LA (Transporte Aterro)	173
Tabela 5.12 – Fatores de emissão para combustão de biogás de aterros usando <i>flares</i> (LA)	173
Tabela 5.13 – Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LA.....	174
Tabela 5.14 – Fatores de emissão média para combustão de biogás para produção combinada de calor e energia a partir de LA.....	175
Tabela 5.15 – Emissões sólidas do lodo digerido ativado (Após da DA)	176
Tabela 5.16 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LA (Transporte Área Agrícola)	177
Tabela 5.17 –Emissões sólidas do lodo ativados (Antes da DA)	178
Tabela 5.18 – Categorias de impactos analisadas no estudo	179
Tabela 5.19 – Contribuição total de cada categoria para a UF (1 ton ST lodo UASB).....	180
Tabela 5.20 – Contribuição total de cinco categoria para a UF (1 ton ST lodo UASB)	182
Tabela 5.21 – Contribuição total de cada categoria para a UF (1 ton ST lodo Ativados).....	192
Tabela 5.22 – Contribuição total de cinco categoria para a UF (1 ton ST lodo Ativados)	194

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AICV	Avaliação do impacto do ciclo de vida –AICV
APHA	American Public Health Association
BD	Bancos de Dados
BDT	Biblioteca Didática de Tecnologias Ambientais
BEM	Balanço Energético Nacional
BMP	Potencial de Produção de Metano
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
BSR	Bactérias Sulforedutoras
CCE	Centro para Conservação de Energia
CEMIG	Companhia Energética de Minas Gerais
CENBIO	Centro Nacional de Referência em Biomassa
CEQUAM	Laboratório de COT do Centro de Estudos em Qualidade Ambiental
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIMASAS	Consorcio Intermunicipal dos Municipios da Microregiao do alto Sapucaí para Aterro Sanitario
CML	<i>Chain Management by Life Cycle Assessment</i>
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CSTR	<i>Continuous Stirred Tank Reactor</i>
DA	Digestão Anaeróbia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ED	Esgoto Doméstico
EDS	<i>Energy-Disperse X-Ray Spectroscopy</i>

EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETAR	Estação de Tratamento de Aguas Residuais
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
GE	<i>General Electric</i>
GEE	Gás de Efeito Estufa
GEM	<i>Gas Extration Monitor</i>
GIZ	<i>Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit</i>
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
GWP	<i>Global-warming potential</i>
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
IDAE	Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energia
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
LA	Lodos Ativados
LABRES	Laboratório de Resíduos Sólidos, Hidrogeologia e Qualidade da Água
LAC	Lodos Ativados Convencional
LCE	Laboratório de Caracterização Estrutural
LCOE	Levelized Cost of Electricity
LUASB	Lodos de UASB
MC	Mudanças climáticas
MET	Ministério do Trabalho e do Emprego
MEV	Microscopia Eletrônica De Varredura
MOS	Matéria Orgânica Seca
MS	Matéria Seca
MSW	<i>Municipal Solid Waste</i>
NBR	Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
NT	Nitrogênio Total
PC	Poder Calorífico
PCI	Poder Calorífico Inferior

PCS	Poder Calorífico Superior
PET	Politereftalato de Etileno
pH	Potencial de Hidrogênio
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
SAS	<i>Schneider Electric Industries</i>
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SF	Sólidos Fixos
SICV-Brasil	Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira
ST	Sólidos Totais
STED	Sistemas de Tratamento de Esgoto Doméstico
SV	Sólidos Voláteis
TAN	<i>Total Ammonia Nitrogen</i> - Nitrogênio Amoniacal Total
TIR	Taxa interna de retorno
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UF	Unidade Funcional
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VPL	Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

Capítulo 1.....	26
INTRODUÇÃO	26
1.1. Objetivos	29
1.1.1. Objetivo geral	29
1.1.2. Objetivos específicos	29
1.2. Escopo e limitações.....	30
1.3. Estrutura do trabalho	30
Capítulo 2.....	32
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	32
2.1. Esgoto	32
2.1.1. Definição de esgoto.....	32
2.1.2. Características do esgoto	32
2.1.3. Principais microrganismos presentes no esgoto	34
2.1.4. Principais patógenos encontrados no esgoto.....	35
2.1.5. Níveis de tratamento de esgoto.....	35
2.1.6. Aspectos Legais.....	43
2.1.7. Impactos da geração do Esgoto.....	45
2.2. Tecnologias de tratamento de Esgoto no Brasil.....	46
2.2.1. Tecnologias de Tratamento de Esgotos Convencionais	47
2.2.2. Tecnologias Simplificadas de Tratamento de Esgotos	47
2.2.3. Biodigestores	48
2.2.4. Reatores.....	52
2.3. Digestão Anaeróbia	56
2.3.1. Definição da Digestão Anaeróbia.....	56
2.3.2. Etapas do Processo da Digestão Anaeróbia	57
2.3.3. Variáveis do Processo de DA.....	60
2.4. Lodos de Esgoto Sanitário	69
2.4.1. Definição do Lodo.....	69
2.4.2. Características do Lodo	71
2.4.3. Classificação do Lodo.....	72
2.4.4. Reuso e disposição final do lodo.....	73
2.4.5. Reuso do Efluente Líquido	76
2.5. Biogás	77
2.5.1. Definição de biogás.....	77
2.5.2. Evolução do Biogás.....	78

2.5.3. Composição do Biogás	79
2.5.3.1. Metano.....	81
2.5.3.2. Sulfeto de Hidrogênio.....	82
2.5.4. Conteúdo energético do Biogás	82
2.5.5. Principais fatores que influenciam a produção de biogás	84
2.5.6. Composição do biogás e balanço de energia e massa	86
2.6. Conversão de Energia	87
2.6.1. Tecnologias para Aproveitamento Energético do biogás.....	90
2.6.1.1. Turbinas a gás.....	90
2.6.1.2. Microturbina a gás	92
2.6.1.3. Motores de Combustão Interna	94
2.6.2. Comparação entre as tecnologias de conversão de energia	95
2.7. A avaliação de ciclo de vida	95
2.7.1 Estrutura metodológica para ACV.....	96
2.7.1.1. Definição de objetivo e escopo (Fase 1)	97
2.7.1.2. Unidade Funcional	97
2.7.1.3. Fronteira	97
2.7.2. Tipos, fontes e requisitos de qualidade dos dados	98
2.7.2.1. Comparações entre sistemas.....	98
2.7.2.2. Análise de inventário do ciclo de vida – ICV (Fase 2).....	99
2.7.2.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida – AICV (Fase 3)	100
2.7.2.4. Interpretação do ciclo de vida (Fase 4).....	102
2.7.3. A ACV e os impactos ambientais	102
2.7.3.1. Métodos de análise de impactos	105
2.7.4. A importância de inventários de ciclo de vida regionalizados	105
2.7.5. Estado da Arte	106
Capítulo 3.....	108
MATERIAIS E MÉTODOS.....	108
3.1. FLUXOGRAMA DE ESTUDO	108
3.1.1. Considerações Iniciais.....	108
3.1.2. ETE COPASA	109
3.1.3. ETE da Indústria FANIA	110
3.2. CONSTRUÇÃO DO PROTÓTIPO EXPERIMENTAL	111
3.2.1. Montagem do biodigestor	111
3.2.2. Montagem do Sistema de Saída do Biogás.....	113
3.2.3. Montagem do Sistema de Aquecimento e do Manômetro	114

3.3. METODOLOGIA	115
3.3.1. Método da pesquisa e Análises Laboratoriais do Substrato	115
3.3.2. Análises de Volume	115
3.3.3. Análises da Pressão	117
3.3.4. Análise de Volume Corrigido	118
3.3.5. Tempo de Retenção Hidráulico (TRH)	119
3.2.6. Composição do biogás (Equipamento do GEM 5000)	119
3.3.7. Vazão do Biogás, Potência Útil e Energia Disponível	120
3.3.7.1. Avaliação da produção de metano (QCH4)	120
3.3.7.2. Cálculo da energia térmica disponível no biogás	122
3.3.7.3. Cálculo da energia elétrica disponível no biogás	122
3.4. RESULTADOS PRELIMINARES (PARÂMETROS E ENERGIA ELÉTRICA)	123
3.4.1. Parâmetros das Amostras	123
3.4.2. Pressão, Volume e Volume corrigido	125
3.4.3. Tempo de Retenção Hidráulico (TRH)	126
3.4.4. Composição do biogás	126
3.4.5. Vazão do Biogás, Potência Útil e Energia Disponível	128
3.4.5.1. Escala Laboratorial	128
3.4.5.2. Potencial Energético do Biogás Produzido na ETE Copasa e Fania	130
3.4.6. Análises de Metais Pesados	133
3.4.6.1. Análises dos lodos Antes da Digestão Anaeróbia	134
3.4.6.2. Análises dos lodos Após da Digestão Anaeróbia	137
Capítulo 4	141
4.1. VIABILIDADE ECONÔMICA LODOS ATIVADOS	141
4.2. VIABILIDADE ECONÔMICA LODOS UASB	141
4.2.1. Projeção Populacional	141
4.2.2. Dimensionamento do reator UASB	141
4.2.3. Produção de biogás e cálculos energéticos	142
4.2.4. CÁLCULOS PARA A VIABILIDADE ECONÔMICA	144
4.2.4.1. Custo de Investimento	144
4.2.4.2. Custo de Operação, Manutenção e Mão de Obra	144
4.2.4.3. Receita Anual de Energia Gerada	145
4.2.4.4. Fluxo de Caixa (FC)	145
4.2.4.5. Valor Presente Líquido (VPL)	145
4.2.4.6. Taxa Interna de Retorno (TIR)	146
4.2.4.7. Custo nivelado da eletricidade (LCOE- <i>Levelized Cost of Electricity</i>)	146

4.3. RESULTADOS PRELIMINARES (CUSTOS CENÁRIO B)	147
4.3.1. Dimensionamento do reator UASB	147
4.3.2. Potencial de produção de biogás e potência disponível	147
4.3.3. Balanço de massa e energia	148
4.3.4. Custo de investimento dos principais equipamentos na linha de biogás	150
Capítulo 5	153
5.1. ACV do aproveitamento energético do lodo UASB e Ativado	153
5.1.1. Objetivo e Escopo	153
a) Unidade funcional e fluxo do sistema	153
b) Sistema de produto analisado	154
c) Função do sistema de produto	155
d) Fronteiras do sistema	155
e) Alocação de dados	161
f) Metodologia de avaliação do impacto	161
5.1.2. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (AICV)	161
5.1.2.1. Caracterização dos Cenários de LUASB: Emissões qualitativas e quantitativas ... 162	
I) CENÁRIO A: Disposição do lodo UASB em aterro	162
II) CENÁRIO B: Geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA	166
III) CENÁRIO C: Fertilizante agrícola a partir do lodo UASB	169
5.1.2.2. Caracterização dos Cenários de LA: Emissões qualitativas e quantitativas	171
I) CENÁRIO A: Disposição do lodo ativado em aterro	171
II) CENÁRIO B: Geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA	174
III) CENÁRIO C: Fertilizante agrícola a partir do lodo UASB	177
5.1.3. Categorias de Impactos Analisadas	179
5.2. RESULTADOS PRELIMINARES (ACV)	179
5.2.1. ACV dos Lodos UASB	180
5.2.1. ACV dos Lodos Ativados	192
Capítulo 6	204
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	204
6.1. Conclusões	204
6.2. Recomendações	208
Capítulo 7	209
7.1. REFERÊNCIAS	209
Capítulo 8	228

8.1. ANEXOS	228
ANEXO A	228
8.2. APÊNDICE	229
APÊNDICE A	229
APÊNDICE B	230
APÊNDICE C	235

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

Uma maneira adequada de se aproveitar todas as qualidades dos resíduos gerados diariamente, consiste no uso das novas tecnologias alternativas que tenham a capacidade de retornar para a natureza o que lhe pertence, com menor potencial contaminante. Nesse sentido, há o caso dos esgotos domésticos, que são ricos em nutrientes, como o nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, essenciais para o adequado desenvolvimento das diferentes culturas. Ainda, por meio de um tratamento adequado, há a possibilidade de se obter biofertilizante, biogás, energia elétrica, efluente tratado dentro dos padrões de lançamento segundo a legislação vigente, sendo água passível de ser usada para fins menos nobres.

De acordo com o Banco Mundial, cerca de um bilhão de pessoas necessitam de água potável e quase dois bilhões de pessoas carecem de saneamento seguro em todo o mundo. Mais de três milhões de pessoas morrem anualmente devido a doenças evitáveis relacionadas com a água (THE WORLD BANK, 2010). E segundo o relatório de *Human Development Report* (2006) estimou-se que, em 2025, mais de três bilhões de pessoas viveriam em países com estresse hídrico e esse número aumentaria para mais de cinco bilhões em 2050.

Do mesmo modo, a água é o elemento essencial em muitas atividades principais para o desenvolvimento da sociedade. Para lidar com esse problema, muitos países tentaram reduzir o consumo de água usando as novas tecnologias alternativas, como é o caso de tratamento de esgoto.

Os esgotos domésticos, quando são lançados erroneamente *in natura*, tornam-se uma importante fonte de poluição (CAMPELLO, 2009). Mas, nos processos de sedimentação primária e secundária na maioria das ETEs, é gerado um subproduto, chamado: lodo de esgoto que representa uma fração significativa de energia não recuperada do processo de tratamento (Zhang *et al.*, 2012). O termo “lodo” tem sido utilizado para designar os subprodutos sólidos do tratamento de esgotos (ANDREOLI *et al.*, 2014). A quantidade e composição do lodo gerado variam bastante conforme o tipo de tratamento aplicado e a origem do esgoto processado. Todavia, o lodo é constituído basicamente de materiais orgânicos (sólidos voláteis, SV) e minerais (sólidos fixos, SF), além de água (JUNIOR, 2008). Entretanto, o lodo de esgoto é rico em matéria orgânica (celulose, hemicelulose e lignina) com uma composição comparável aos tecidos vegetais e é considerado biomassa (ROMDHANA *et al.*, 2009; GROSSER *et al.*, 2017).

Portanto, menciona-se o tratamento do lodo, como digestão anaeróbia, método de eliminação de lodo de esgoto; é usada não só para reduzir a poluição ambiental, mas também para produzir energia renovável a partir de resíduos; como por exemplo: biogás, energia elétrica e fertilizante agrícola.

O biogás é uma fonte de energia limpa, eficiente e renovável, que pode ser utilizada como substituto de outros combustíveis, a fim de economizar energia nas zonas rurais (YU *et al.*, 2008). Para Purwanto e Akiyama (2006), o uso do biogás é uma maneira promissora de diminuir as emissões de CO₂ e mitigar o aquecimento global. Segundo Osorio e Torres (2009), além destas características, o biogás é também um gás incolor, inodoro, inflamável e mais leve que o ar. Além das opções anteriormente mencionadas, Fytili e Zabaniotou (2008) apresentam uma revisão das tendências usadas na Europa para tratamento dos lodos, com enfoque nos processos térmicos (pirólise, oxidação úmida, gaseificação) e na fabricação de cimento (como combustível).

No Brasil, com relação ao atendimento por redes de esgotos, o contingente de população urbana atendida alcançou 98,0 milhões de habitantes no ano 2015. E o volume de esgotos tratados saltou de 3,764 bilhões de m³ em 2014 para 3,805 bilhões de m³ em 2015, correspondendo a um incremento de 1,1%. O consumo médio de água no país é de 154,0 litros por habitante ao dia, uma queda de 4,9% em relação a 2014 (SNIS, 2015). Entretanto, Santos *et al.* (2018) afirmaram que o potencial de ETEs pode chegar a 19,69 MW em reatores anaeróbios e 18,44 MW em ETEs de lodos ativados. Isto considerando só as ETEs existentes atualmente no Brasil, sendo que poderia aumentar o número no futuro. Conforme com a Agência Nacional de Águas, o número de ETEs com tratamento em reatores UASB é 897 unidades e com tratamento de lodos ativados é 241 unidades no Brasil (ANA, 2017).

Além disso, a presente pesquisa aplica a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que estuda os aspectos ambientais e os impactos potenciais ao longo da vida de um produto, desde a aquisição da matéria-prima, passando por produção, uso e disposição. As categorias gerais de impactos ambientais que necessitam ser consideradas incluem o uso de recursos, a saúde humana e as consequências ecológicas. A metodologia da ACV inclui a definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados. Em geral, este processo envolve a associação de dados de inventário com impactos ambientais específicos e a compreensão destes impactos (ABNT, 2001).

Portanto, este estudo tem como objetivo principal apresentar os diferentes impactos ambientais gerados dos tratamentos de esgoto domésticos mais comuns no Brasil, como é o caso de lodos de UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, em inglês) e de lodos ativados; usando a técnica de ACV, por se tratarem de processos que permitem o aproveitamento do biogás gerado durante sua DA. Desta forma, viabilizar o manejo adequado do lodo nas ETEs de todo Brasil, principalmente se for levado em consideração a demanda por energia existente no país. Com isso, o presente trabalho busca apresentar uma autossuficiência energética das STED (*Sistemas de Tratamento de Esgoto Doméstico*) no Brasil e a melhoria da sustentabilidade ambiental, usando princípios da ACV, análises laboratoriais e conseguir uma pesquisa sustentada que tente servir como ponto de partida para o desenvolvimento de trabalhos futuros que tenham como prioridade, o uso das tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo geral

O presente trabalho teve como objetivo geral, conduzir um estudo de Caracterização da Biodigestão de Lodos UASB e de Lodos Ativados oriundos do esgoto doméstico (ED) mediante digestão anaeróbia (DA), e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do Aproveitamento Energético do Biogás Resultante. Além disso, optou-se por estudar o comportamento do lodo obtido após da DA, utilizando um protótipo experimental (biodigestor) construído na Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI.

1.1.2. Objetivos específicos

Constituem-se em objetivos específicos:

- Avaliar a produção de biogás, por meio da construção, operação e monitoramento do protótipo experimental, para simular a biodigestão dos Lodos de UASB e de Lodos Ativados; além de realizar testes laboratoriais dos principais parâmetros das amostras antes e após o período de biodigestão (comparar o comportamento), como é o caso das análises físico-químicas: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Potencial de Hidrogênio (pH), Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Voláteis (SV), Nitrogênio Total (N); Carbono Orgânico Total (COT) e Metais Pesados. Medir a produção em volume e a composição do biogás gerado nos biodigestores com os lodos avaliados;
- Estimar a viabilidade econômica do uso energético dos lodos em estudo, a partir do potencial de produção de biogás e geração de energia elétrica;
- Aplicar ACV em três cenários utilizando Lodos de UASB e de Lodos Ativados, sendo o primeiro a disposição desse resíduo em aterro, o segundo a geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA e finalmente o uso como fertilizante agrícola desse resíduo; considerando os impactos ambientais da conversão energética no processo, por meio do uso do programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014);
- Analisar os impactos ambientais gerados das amostras em estudo, por meio da interpretação de resultados obtidos da análise do inventário, identificando o potencial de mitigação dos gases de efeito estufa (GEE) do biogás no sistema descrito.

1.2. Escopo e limitações

O presente trabalho de dissertação aplica a técnica de ACV usando dois tipos de tratamento de esgoto no Brasil por meio da DA, visando à geração de biogás para diversos usos. Partindo disso, os dados apresentados para realizar as diversas avaliações são em sua maioria, dados obtidos no laboratório (das amostras de lodos em estudo) e do programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014), tendo em consideração as referências citadas por outros autores que já tinham feito pesquisas no contexto brasileiro. No entanto, alguns dados são obtidos de outras fontes para outros contextos e realidades. Com a finalidade de ter uma aproximação mais exata da realidade atual, objetivando o aproveitamento em uma instalação de um projeto real, é necessário avaliar e obter dados de maneira mais apropriada. É por isso que neste trabalho foram realizados testes de maneira experimental em um biodigestor protótipo (usando Lodos de UASB e de LA oriundos do ED), com o propósito de obter dados para calcular a energia gerada das amostras e realizar a avaliação de inventário do ciclo de vida. Portanto, a pesquisa considera a avaliação dos parâmetros da DA de uma forma minuciosa, tentando obter dados mais exatos possíveis, para conseguir avaliar sistemas genéricos de produção de biogás, com a finalidade de realizar uma análise dos mesmos e dando ênfase a um aproveitamento energético.

A justificativa do trabalho é que as ETEs estão tendo uma grande quantidade de esgoto coletado, como consequência do acelerado crescimento populacional, convertendo-se em um problema ambiental, sendo que a maioria destas estações de esgoto ainda não aplicam tecnologias alternativas. Mas se implementaram tratamentos adequados, gerariam uma redução de custos (autossuficiência energética) e uma sustentabilidade ambiental interessante.

Partindo destas considerações, a pesquisa feita tenta servir como ponto de partida ao desenvolvimento de trabalhos futuros que tenham como prioridade, o uso das tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais como é o caso dos Lodos de UASB e de LA.

1.3. Estrutura do trabalho

Neste sentido, o Capítulo 2 refere-se à revisão da literatura, considerando os temas, processos, fatores e parâmetros mais relevantes usados nesta pesquisa, os quais são usados para desenvolver a metodologia da dissertação, como é o caso da caracterização dos esgotos domésticos, os lodos de UASB e LA, conceitos referentes a biogás, digestão anaeróbia, biodigestores, conversão de energia. Finalmente apresenta-se a revisão referente a avaliação de

ciclo de vida e sobre a importância dos inventários, assim como também a definição das características ambientais avaliadas no programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014).

No Capítulo 3 é apresentada a metodologia adotada para avaliar os parâmetros nesta pesquisa, onde se apresenta as principais análises feitas nas amostras em estudo, além de apresentar os resultados obtidos antes e após da digestão anaeróbia. A avaliação da produção de biogás por meio do rendimento de metano, e também descreve a construção, operação e monitoramento do protótipo experimental, para simular a biodigestão dos lodos em estudo.

O Capítulo 4 apresenta a metodologia adotada na viabilidade econômica do uso energético dos lodos de UASB e ativados, a partir do potencial de produção de biogás e geração de energia elétrica, além de apresentar os resultados preliminares obtidos.

O Capítulo 5 aborda toda a estrutura da avaliação do ciclo de vida dos sistemas de lodos de UASB e LA considerando três cenários diferentes. A análise por ACV considerou os impactos ambientais da conversão energética no processo, por meio do uso do programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014). Nesta análise foram priorizados os seguintes pontos: definição do escopo, objetivo do trabalho, unidade funcional, fronteira do sistema, método de cálculo, dados do inventário, inventário de ciclo de vida (ICV). Além dos pontos anteriormente mencionados, são apresentados os resultados da avaliação dos impactos do ciclo de vida, tabelas e gráficos gerados pelo programa, e foram comparadas as emissões entre os cenários propostos, assim como a discussão dos resultados, visando à escolha do melhor cenário do sistema para o presente projeto. Por fim, são expostos os resultados obtidos do balanço energético dos sistemas avaliados.

No Capítulo 6 são descritas as conclusões, uma discussão confrontando os resultados obtidos com os objetivos propostos, sintetizando as conclusões obtidas nos capítulos específicos e a real contribuição da presente dissertação, assim como as recomendações, lista de algumas sugestões para a continuidade do trabalho.

O capítulo 7 apresenta as referências bibliográficas citadas na dissertação.

O capítulo 8 refere-se o anexo e apêndice onde são detalhados dados experimentais e inventário do ciclo de vida.

Capítulo 2

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Esgoto

2.1.1. Definição de esgoto

De acordo com a norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 9648 (ABNT, 1986, p.3), o esgoto sanitário, é o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”.

Segundo o PROSAB (2009), o esgoto sanitário é composto por mais de 98% de água; porém, há contaminantes, entre os quais se destacam: sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas: 40% a 60%; carboidratos: 25% a 50 %; e óleos e graxas: 10%), nutrientes (nitrogênio e fosforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, ocasionalmente, contaminantes tóxicos decorrentes de atividades industriais ou acidentais.

O objetivo das ETEs é retirar a maior parte de material sólido (BRASIL, 2009), a fim de tornar o efluente em condições de ser lançados em corpos d'água receptores ou até mesmo, para ser utilizado como água de reuso, em função de legislação específica acerca do tema. Jordão e Pessoa (2009) preconizaram que a composição e a quantidade de esgotos domésticos gerados não dependem somente do tamanho da população, mas sim também, de fatores culturais, sociais, econômicos e sazonais.

2.1.2. Características do esgoto

Tchobanoglous *et al.* (1991) concluíram que os esgotos sanitários variam no espaço, em função de diversas variáveis desde o clima até hábitos culturais e por outro lado, variam também ao longo do tempo, o que torna complexa sua caracterização. Os autores classificam de forma detalhada os esgotos em forte, médio e fraco, conforme as características apresentadas na Tabela 2.1:

Tabela 2.1 – Características físico-químicas dos esgotos sanitários

Característica (mg/L)	Forte	Médio	Fraco
DBO _{5,20}	400	220	110
DQO	1.000	500	250
Carbono Org. Total	290	160	80
Nitrogênio total – NTK	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	15	08
Nitrogênio Amoniacal	50	25	12
Fósforo Total	15	08	04
Fósforo Orgânico	05	03	01
Fósforo Inorgânico	10	05	03
Cloreto	100	50	30
Sulfato	50	30	20
Óleos e Graxas	150	100	50

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous *et al.* (1991).

Na Tabela 2.2 são apresentadas concentrações típicas das diversas frações de sólidos em esgotos:

Tabela 2.2 – Concentrações de sólidos em esgotos sanitários

Característica (mg/L)	Forte	Médio	Fraco
Sólidos Totais	1.200	720	350
Sólidos Dissolvidos	850	500	250
Sólidos Dissolvidos Fixos	850	500	250
Sólidos Dissolvidos Voláteis	525	300	145
Sólidos em Suspensão Totais	350	220	100
Sólidos em Suspensão Fixos	75	55	20
Sólidos em Suspensão Voláteis	275	165	80
Sólidos Sedimentáveis	20	10	05

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1991).

Além disso, o mau cheiro obtido no tratamento de esgotos, normalmente associado, deriva da decomposição das proteínas sob condições anaeróbicas por falta de oxigênio (NaturalTec, 2011).

2.1.3. Principais microrganismos presentes no esgoto

O esgoto bruto é um transportador de microrganismos e pode representar um risco a saúde quando microrganismos patogênicos se tornam em aerossol durante o processo de aeração (DIONÍSIO, 2006).

Os principais microrganismos presentes no esgoto são fungos, bactérias e vírus que podem causar enfermidades agudas ou crônicas (MTE, 2002). Von Sperling (1996) afirma que os principais organismos envolvidos no tratamento dos esgotos são as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes. Destes, as bactérias são, sem dúvida, os mais importantes na estabilização da matéria orgânica. O tratamento dos esgotos é visto conforme preconizou Von Sperling (1996), do ponto de vista biológico (estudo das bactérias) e ecológico (estudo das comunidades envolvidas). Nos sistemas anaeróbios de tratamento, as condições são favoráveis, ou mesmo exclusivas, ao desenvolvimento de microrganismos adaptados funcionalmente à ausência de oxigênio. Destacam-se, neste caso, as bactérias denominadas acidogênicas e arqueas metanogênicas. Por conseguinte, produz maior quantidade de metano e menor quantidade de lodo.

Gray (1989) investigou comunidades microbianas em diferentes ETEs e encontrou comunidades diferentes de bactérias e fungos em todos os tipos de tratamento de esgoto aeróbio e anaeróbio.

Cavinatto e Paganini (2007) mencionaram que o maior risco à saúde ocorre quando o microrganismo é capaz de sobreviver por grandes períodos e se movimentar vigorosamente pelo solo. Mas também a simples detecção de um determinado agente patogênico em esgotos, solos ou culturas não significa o imediato desenvolvimento da doença, pois existem fatores característicos dos microrganismos, dos hospedeiros e fatores externos que atuam como barreiras de proteção (CAVINATTO e PAGANINI, 2007). Os autores citam como fatores extrínsecos aos microrganismos e aos hospedeiros, que atuam como barreiras de proteção: o tratamento dos esgotos; a capacidade do solo em afetar a sobrevivência dos microrganismos, caso estes cheguem ao solo; métodos apropriados de disposição dos esgotos; escolha de culturas adequadas; medidas de proteção para reduzir o contato do indivíduo com o esgoto ou efluente.

Nos sistemas aeróbios, a massa microbiana é constituída basicamente por bactérias e protozoários. Outros organismos como fungos e rotíferos podem ser eventualmente encontrados, mas a sua importância é menor. A capacidade dos fungos de sobreviver em faixas

de pH reduzidas e com pouco nitrogênio faz com que os mesmos possam ser importantes no tratamento de certos despejos industriais. No entanto, fungos de estrutura filamentosa podem prejudicar a decantabilidade do lodo, reduzindo a eficiência do processo. Os rotíferos são eficientes no consumo de bactérias dispersas e pequenas partículas de matéria orgânica. A sua presença no efluente indica um eficiente processo de purificação biológica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1991). De maneira geral, pode-se afirmar que a diversidade de espécies dos vários microrganismos componentes da biomassa é baixa. Por conseguinte, produz maior quantidade de lodo e menor quantidade de metano (VON SPERLING, 1996).

2.1.4. Principais patógenos encontrados no esgoto

A presença e os níveis de patógenos no esgoto dependem, naturalmente, dos níveis de infecção da população contribuinte, ou seja, da população assistida pela rede de esgoto (DIONÍSIO, 2006). Nesse sentido, Tchobanoglous *et al.* (1991) realizaram um estudo sobre algumas características biológicas dos esgotos sanitários, importantes para referenciar as necessidades de desinfecção como é apresentado na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Concentrações de organismos em esgotos sanitários

Característica	Valor Médio
Bactérias Totais (/100 mL)	$10^9 - 10^{10}$
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	$10^7 - 10^8$
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	$10^6 - 10^7$
Estreptococcus Fecais (NMP/100 mL)	$10^5 - 10^6$
Salmonella Typhosa (/100 mL)	$10^1 - 10^4$
Cistos de Protozoários (/100 mL)	$10^2 - 10^5$
Vírus (/100 mL)	$10^3 - 10^4$
Ovos de Helmintos (/100 mL)	$10^1 - 10^3$

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1991).

2.1.5. Níveis de tratamento de esgoto

Na atualidade, as plantas já instaladas e em funcionamento de tratamento de esgoto, procuram novas alternativas com a finalidade de aumentar significativamente a produção de biogás adicionando outros tipos de resíduos (cuja carga orgânica seja elevada). Dessa forma, busca-se produzir quantidades significativas de biogás e como consequência a obtenção de eletricidade

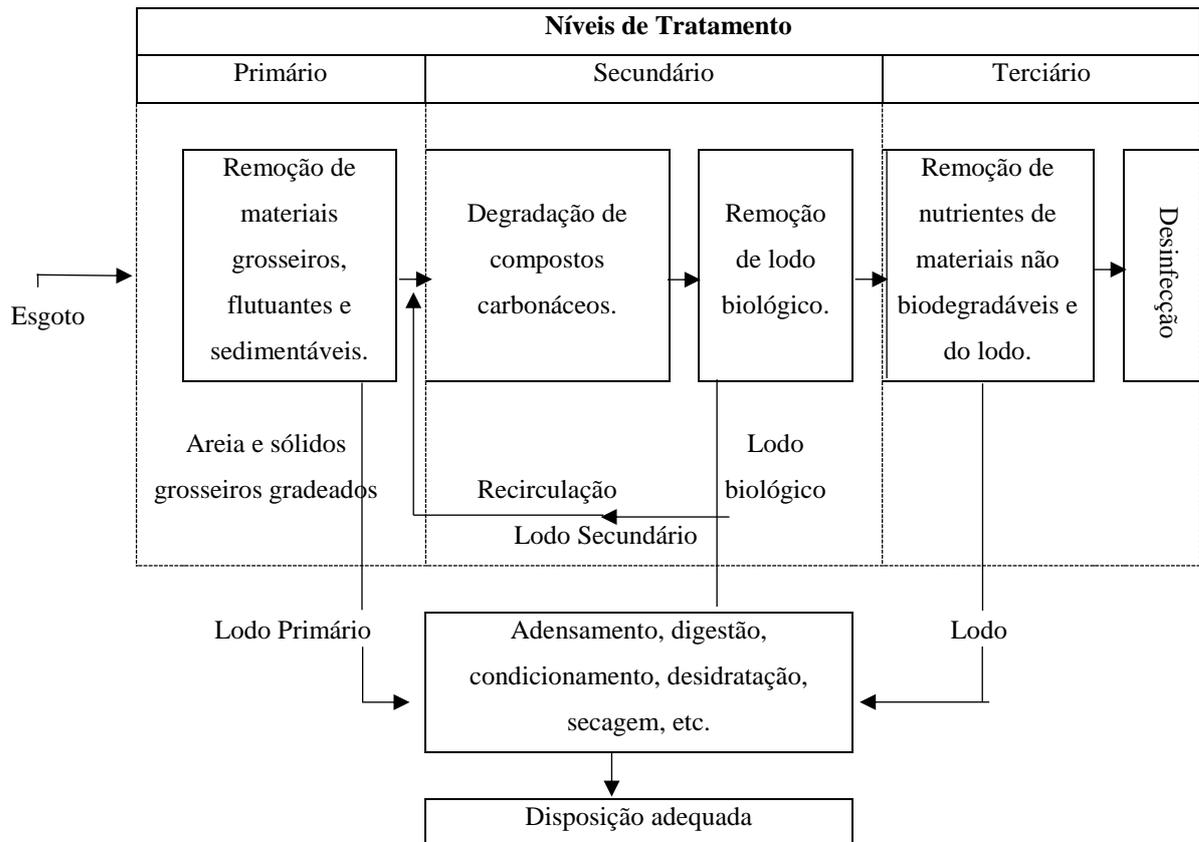
e de calor. Isto permitiria simultaneamente, a produção de energia renovável e o processamento de resíduos, sem necessidade de instalações adicionais.

Com base na pesquisa de BNDES (1997) e Lima, (2005), a implantação de um sistema de tratamento de esgotos tem por objetivo a remoção dos principais poluentes presentes nas águas residuárias, retornando-as ao corpo d'água em conformidade com legislação vigente e sem alteração de sua qualidade. Segundo Spellman (2009), as plantas de tratamento são projetadas para o uso de processos naturais de purificação e para alcançar diferentes propósitos: a) proteger a saúde pública; b) proteger sistemas de abastecimento de água; c) proteger a vida aquática; e d) promover o melhor uso da água.

No estudo de BNDES (1997) o parâmetro mais utilizado para definir um esgoto sanitário ou industrial é a Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO), que pode ser aplicada na medição da carga orgânica imposta a uma ETE e na avaliação da eficiência das estações: quanto maior a DBO, maior a poluição orgânica. De acordo com Fabregat, *et al.* (2015), nas modernas estações de tratamento de águas residuais (ETAR) são produzidas grandes quantidades de lodo de esgoto que vêm aumentando proporcionalmente ao aumento dos efluentes domésticos e industriais a serem tratados. É por isso que o processo de digestão anaeróbia é usado em primeiro lugar na maioria das ETARs, aplicando a etapa de estabilização e recuperação de energia de lodo.

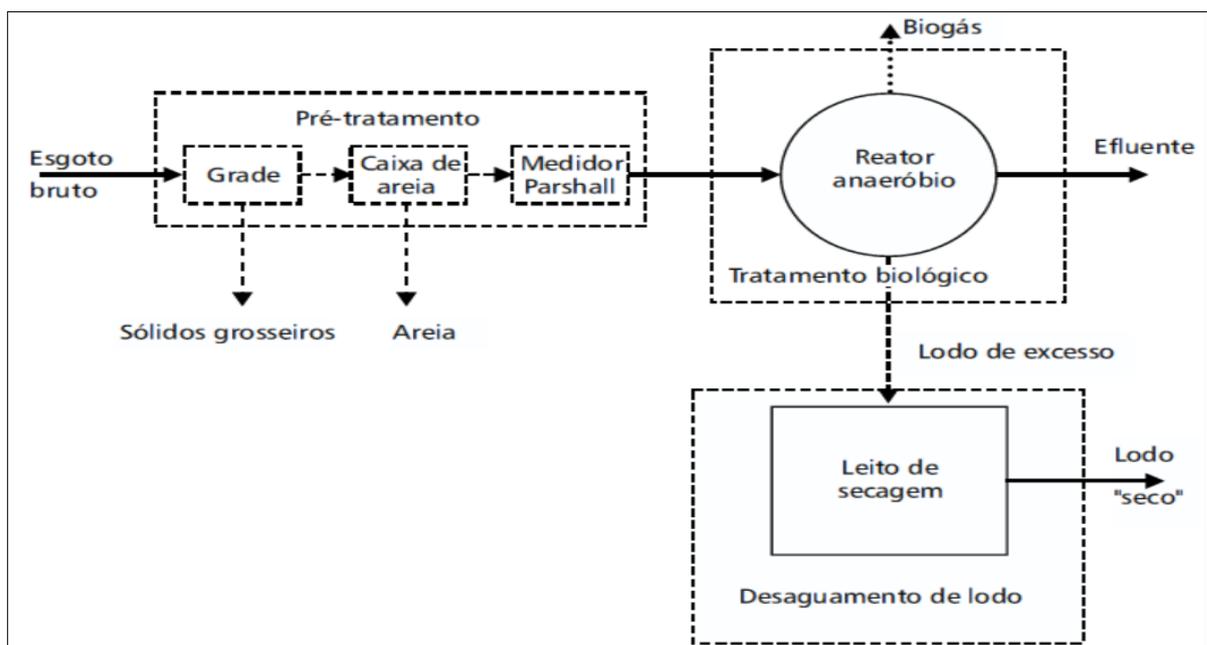
Conforme PROSAB (2009), o tratamento pode abranger diferentes níveis, denominados tecnicamente de tratamento primário, secundário ou terciário. A Figura 2.1 apresenta esquematicamente a composição de uma estação de tratamento completa convencional, até desinfecção final, e a Figura 2.2 apresenta um fluxograma de uma estação de tratamento anaeróbio e o desaguamento de lodo.

Figura 2.1 – Conceito de sistema convencional de tratamento de esgotos



Fonte: Adaptado de PROSAB (2009).

Figura 2.2 – Exemplo de fluxograma de uma estação de tratamento anaeróbio de águas residuárias com unidades de pré-tratamento e de desaguamento de lodo



Fonte: PROSAB (2009).

Conforme ao apresentado em Spellman (2009), Von Sperling (2005) e o relatório do BNDES (1997), de maneira geral, o tratamento do esgoto segue um fluxo que compreende os seguintes níveis:

- **Tratamento Preliminar:** Remoção de grandes sólidos e areia para proteger as demais unidades de tratamento, os dispositivos de transporte (bombas e tubulações) e os corpos receptores. A remoção da areia previne, ainda, a ocorrência de abrasão nos equipamentos e tubulações e facilita o transporte dos líquidos. É feita com o uso de grades (Figura 2.3) que impedem a passagem de trapos, papéis, pedaços de madeira, etc.; caixas de areia, para retenção deste material; e tanques de flutuação para retirada de óleos e graxas em casos de esgoto industrial com alto teor destas substâncias. Remove os materiais que ocupariam capacidade sem ser tratada.

Figura 2.3 – Gradeamento da Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí



Fonte: CSJ (2011).

- **Tratamento Primário:** Os esgotos ainda contêm sólidos não grosseiros em suspensão, cuja remoção pode ser feita em unidades de sedimentação, reduzindo a matéria orgânica contida no efluente. Os sólidos sedimentáveis e flutuantes são retirados por meio de mecanismos físicos, via decantadores (Figura 2.4). Os esgotos fluem vagarosamente pelos decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão de maior densidade sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto. Os materiais flutuantes como graxas e óleos, de menor densidade, são removidos na superfície. A remoção média do DBO nesta etapa é de 30%.

Figura 2.4 – Decantadores Primários da Estação de Tratamento de Esgoto de Arrudas



Fonte: COPASA (2011)

- **Tratamento Secundário:** Processa, principalmente, a remoção de sólidos e de matéria orgânica não sedimentável e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo. Após as fases primária e secundária, a redução de DBO pode alcançar 90%.

É a etapa de remoção biológica dos poluentes e sua eficiência permite produzir um efluente em conformidade com o padrão de lançamento previsto na legislação ambiental. Basicamente, são reproduzidos os fenômenos naturais de estabilização da matéria orgânica que ocorrem no corpo receptor. A diferença está na maior velocidade do processo, na necessidade de utilização de uma área menor e na evolução do tratamento em condições controladas. A matéria orgânica é convertida em sólidos estabilizados, dióxido de carbono e outros organismos. Na Figura 2.5 podem-se observar duas etapas deste nível, a decantação secundária e a digestão anaeróbia do lodo produzido.

Figura 2.5 – Etapas do tratamento secundário: ^aDecantador Secundário da Estação de Tratamento de Esgoto Caiçara (esquerda), ^bDigestores Anaeróbios da Estação de Tratamento de Esgoto Arrudas



(a)



(b)

Fonte: ^aBDT (2011) e ^bCOPASA (2011).

A pequena formação de biomassa do processo anaeróbio em relação ao aeróbio é uma das grandes vantagens atribuídas ao uso das bactérias que proliferam em ambiente anaeróbio pelo tratamento de efluentes, pois o custo e as dificuldades para tratamento, transporte e disposição final dos lodos biológicos são bastante reduzidos, conforme PROSAB (2009).

- **Tratamento Terciário:** Remoção de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis ou eliminação adicional de poluentes não degradados na fase secundária, por meio do uso de processos químicos, físicos e biológicos. E segundo o relatório de PROSAB (2009), nesta etapa também se produz lodo, que deve ser adensado, digerido, secado e disposto convenientemente.

A Tabela 2.4 apresenta os tipos de poluentes removidos nos principais níveis de tratamento de esgotos, durante a fase líquida do tratamento.

Tabela 2.4 – Poluentes removidos nos principais níveis de Tratamento de Esgoto

Principais Níveis de Tratamento	Poluentes Removidos
Preliminar	Sólidos grosseiros em suspensão
Primário	Sólidos em suspensão sedimentáveis DBO
Secundário	Sólidos não sedimentáveis DBO Eventualmente nutrientes Eventualmente patógenos
Terciário	Nutrientes Organismos patogênicos Compostos não biodegradáveis Metais pesados Sólidos inorgânicos dissolvidos Sólidos em suspensão remanescentes

Fonte: Von Sperling (2005).

De acordo com Von Sperling (2005), as metodologias para tratamento de águas residuárias possuem vários processos e variantes. Na Tabela 2.5 estão listados os principais processos, operações ou sistemas de tratamento utilizados em função dos poluentes removidos. Na sequência, estão apresentados os sistemas de tratamento mais empregados em países de clima quente, como o Brasil.

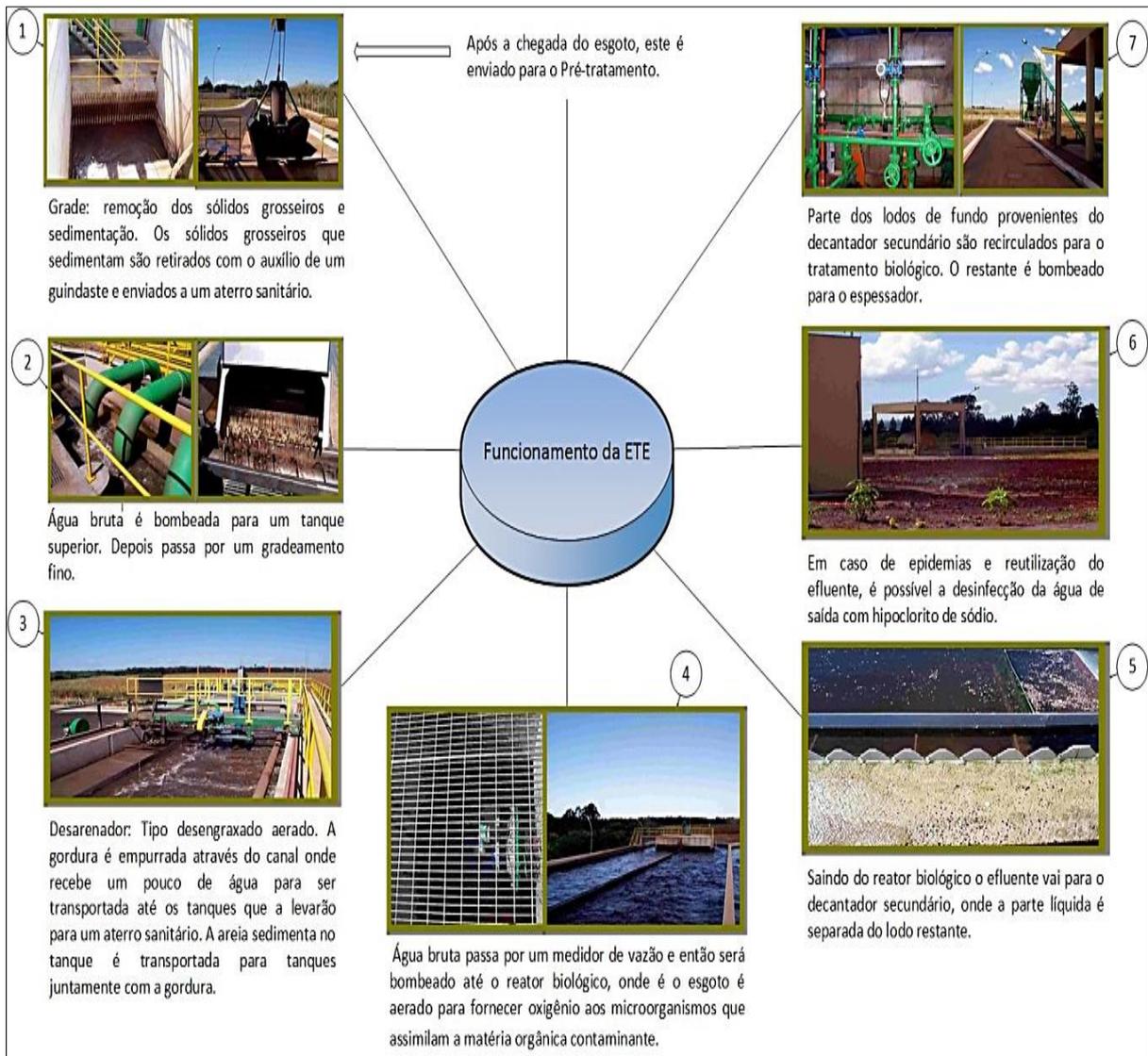
Tabela 2.5 – Poluentes, Processos, Operações e Sistemas de Tratamento em esgotos domésticos

Poluentes	Operação, processo ou sistema de tratamento
Sólidos em Suspensão	Gradeamento Remoção de areia Sedimentação Disposição no solo
Matéria Orgânica Biodegradável	Lagoas de estabilização e variações Lodos ativados e variações Reatores aeróbicos com biofilmes Tratamento anaeróbio Disposição no solo
Organismos Patogênicos	Lagoas de maturação Disposição no solo Desinfecção com produtos químicos Desinfecção com radiação ultravioleta Membranas
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica Lagoas de maturação e de alta taxa Disposição no solo Processos físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica Lagoas de maturação e de alta taxa Processos físico-químicos

Fonte: Von Sperling (2005).

No funcionamento das ETEs, o sistema é projetado de forma específica garantindo uma melhor eficiência possível entre 80 a 90% de todo o tratamento de esgoto. São considerados os sistemas orgânicos como, por exemplo, os tratamentos de ordem biológica, os quais se apresentam com os mais indicados a todas as necessidades. Todas as propostas existentes de soluções nas ETEs com respeito ao funcionamento dos esgotos podem ser realizadas de forma totalmente personalizada. Dessa forma, são consideradas as diversas variáveis, garantindo assim o cumprimento com a Resolução CONAMA N° 375/2006 (CONAMA, 2006), legislação vigente no Brasil descrita no item 2.1.6. Na Figura 2.6 é apresentado o funcionamento de forma geral da ETE – CAIÇARA (BDT, 2011).

Figura 2.6 – Representação esquemática do funcionamento de uma ETE



Fonte: Elaborado pelo autor.

De acordo com o Ministério do Trabalho e do Emprego - MTE (2002), além das ETEs ter como objetivo eliminar a maior quantidade possível de contaminantes sólidos, líquidos e gasosos, dentro das possibilidades técnicas e econômicas, o processo apresenta muitas variações. Porém, os processos fundamentam-se principalmente em sedimentação, coagulação, condensação, desinfecção, aeração, filtração e tratamento de lodos. A Figura 2.7 se apresenta as etapas de dois modelos básicos (sistemas anaeróbios e aeróbios) de ETE como descritos no MTE (2002).

Figura 2.7– Representação esquemática dos sistemas básicos das ETEs



Fonte: Elaborado pelo autor.

2.1.6. Aspectos Legais

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), as mais recentes resoluções sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes aplicadas no Brasil, pela da legislação federal e a Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), são as seguintes:

A) Resolução CONAMA N° 020/1986 (CONAMA, 1986) a qual abordava a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, foi alterada pela Resolução n° 274/2000 (CONAMA, 2000) e finalmente revogada pela Resolução n° 357/2005 (CONAMA, 2005).

Padrões de emissão de esgotos – Resolução 20 do CONAMA

- pH: entre 5 e 9
- Temperatura: inferior a 40 °C
- Sólidos Sedimentáveis: inferior a 1,0 mL/L
- Amônia: inferior a 5,0 mg/L

B) Resolução CONAMA Nº 357/2005 (CONAMA, 2005), a qual trata sobre classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, foi alterada pelas Resoluções nº 370/2006 (CONAMA, 2006a), nº 397/2008 (CONAMA, 2008), nº 410/2009 (CONAMA, 2009a), e nº 430/2011 (CONAMA, 2011) e finalmente complementada pela Resolução nº 393/2009 (CONAMA, 2009b).

Padrões de emissão de esgotos – Resolução 357 do CONAMA

- pH: entre 5 e 9
- Temperatura: inferior a 40 °C
- Sólidos Sedimentáveis: inferior a 1,0 mL/L
- DBO_{5,20}: inferior a 120 mg/L ou 60% de redução
- Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg/L; e ausência de materiais flutuantes.

C) Resolução CONAMA Nº 370/2006 (CONAMA, 2006a) prorrogava o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, e a finalidade nesta resolução foi cumprida e foi previsto no art. 44 da Resolução nº 357/2005 (CONAMA, 2005).

D) Resolução CONAMA Nº 380/2006 (CONAMA, 2006a) abordou critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências, mas retificou a Resolução CONAMA Nº 375/2006.

E) Resolução CONAMA Nº 375/2006 (CONAMA, 2006b) a qual esta em vigência e define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

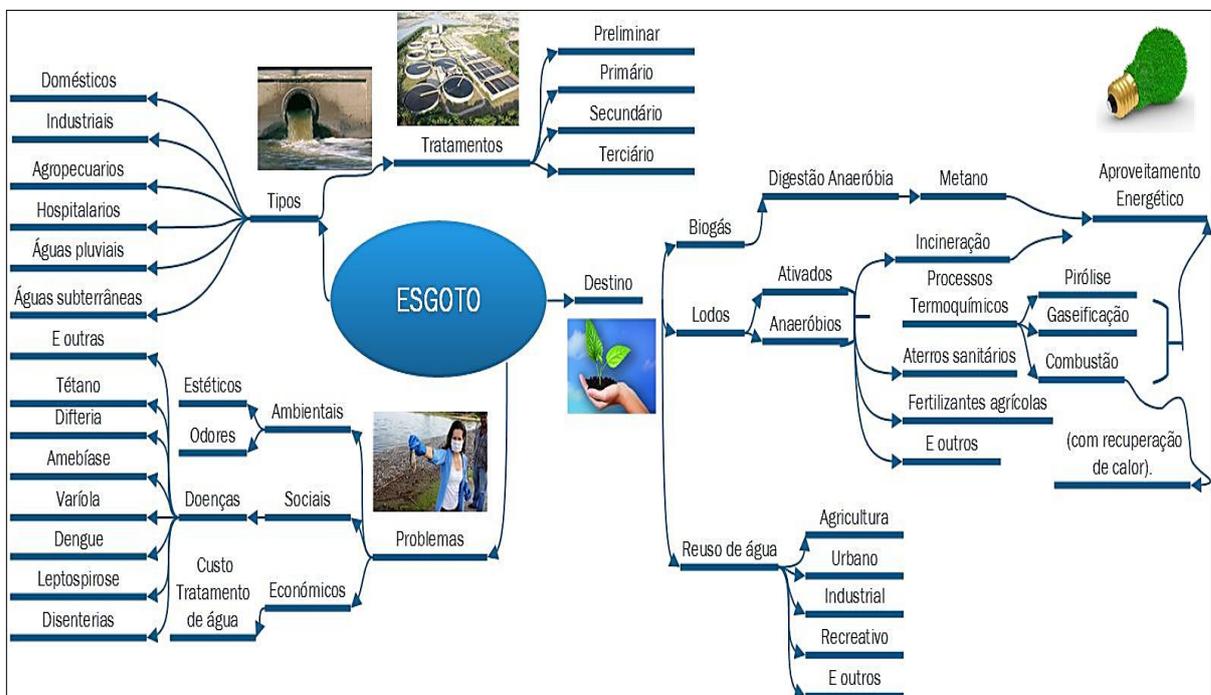
F) Resolução CONAMA Nº 481/2017 (CONAMA, 2017), que estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Conforme o Art. 3º é permitido no processo de compostagem ser utilizados resíduos orgânicos *in natura* ou após passarem por algum tratamento, como os lodos de estações de tratamento de esgoto sanitário, mediante autorização prévia do órgão ambiental competente, respeitada a legislação pertinente.

2.1.7. Impactos da geração do Esgoto

Fonseca (2008) concluiu que as principais fontes geradoras de esgotos são as domésticas, industriais, agropecuárias e hospitalares e que correspondem a 80% do volume de água potável consumida. De acordo com o Ministério do Trabalho e do Emprego - MTE (2002), dentre as doenças de veiculação hídrica aguda que predominam são as doenças infecciosas diarreicas, hepáticas e respiratórias. As crônicas são representadas principalmente pela asma brônquica e pela alveolite alérgica.

A Figura 2.8 apresenta também outros tipos de fontes geradoras de esgotos, níveis de tratamentos usados na atualidade, os principais problemas decorrentes do mau condicionamento dos esgotos, sejam ambientais (estéticos e odores), sociais seja de saúde pública por meio das doenças de veiculação hídrica, e econômica (custo de tratamento de água). Além disso, apresentar-se o destino do esgoto segundo o qual pode-se afirmar que é um processo trifásico, porque consiste em separa a fração sólida (lodos), líquida (água), gasosa (biogás) e os três subprodutos obtidos dos tratamentos posteriores, o qual tem a finalidade de diminuir ao máximo a carga poluidora.

Figura 2.8 – Representação esquemática de tipos, problemas e destinos do esgoto



Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2. Tecnologias de tratamento de Esgoto no Brasil

Atualmente, existem muitas opções de tecnologias disponíveis para o tratamento de esgotos por causa do agravamento das questões de poluição ambiental e de escassez de água potável. De acordo com PROSAB (2009), há muitas alternativas para tratamento de esgotos, dentre as quais, destacam-se os descritos na Tabela 2.6:

Tabela 2.6 – Alguns tipos de reatores ou sistemas usados para tratamento de esgotos

Tipo	Processo predominante
Disposição no solo	Aeróbio e anaeróbio
Lagoas Facultativas	Aeróbio e anaeróbio
Sistemas de lagoas tipo australiano	Aeróbio e anaeróbio
Lodos ativados convencionais	Aeróbio e anaeróbio
Lodos ativados (aeração prolongada)	Aeróbio
Valas de oxidação	Aeróbio
Lodos ativados em reator do tipo batelada (<i>batch</i>)	Aeróbio
Poço profundo aerado (<i>Deep Shaft</i>)	Aeróbio
Filtro biológico aeróbio	Aeróbio
Reator aeróbio de leito fluidificado	Aeróbio
Filtro anaeróbio	Anaeróbio
Reator anaeróbio por batelada	Anaeróbio
Decanto-digestor	Anaeróbio
Decanto-digestor +filtro anaeróbio	Anaeróbio
Reator anaeróbio de manta de lodo	Anaeróbio
Reator anaeróbio compartimentado (com chicanas)	Anaeróbio
Reator anaeróbio de leito fluidificado/ expandido	Anaeróbio
Combinações de processos anaeróbio - aeróbios e biológicos-físico-químicos	Anaeróbio e aeróbio, Anaeróbio + físico-químico, Aeróbio+ físico-químico

Fonte: Adaptado de PROSAB (2009).

Fonseca (2008) agrupa as tecnologias de tratamentos de esgoto em duas alternativas diferentes, a primeira é conceituada de Tecnologias Convencionais, que empregam técnicas de maior complexidade, e que têm sido dominantes. E da mesma forma apresenta-se outro elenco de tecnologias já consolidadas em várias partes do mundo, que podem ser conceituadas de Tecnologias Simplificadas ou Apropriadas, pois sua aplicação e uso pressupõem a escolha tecnicamente mais correta, culturalmente aceitável e economicamente viável.

Entretanto, não é objetivo deste trabalho, dissertar as características específicas de cada uma das opções tecnológicas em cada abordagem, desta maneira só se apresentar de forma geral. Maiores detalhes sobre os assuntos podem ser obtidos na vasta bibliografia especializada referenciada.

2.2.1. Tecnologias de Tratamento de Esgotos Convencionais

De acordo com Dagnino (2004), as tecnologias convencionais têm as seguintes características básicas: são segmentadas, pois não permitem o controle do produtor direto e maximizadoras da produtividade em relação de alta renda, controladas por vezes, pelas grandes empresas dos países ricos. Dentro das tecnologias de tratamento de esgoto convencionais estão:

- a) Processos Físicos e Biológicos
- b) Processos Biológicos
- c) Processos Unitários de uma ETE
- d) Processos de “Lodos Ativados” e a “Filtração Biológica”.

2.2.2. Tecnologias Simplificadas de Tratamento de Esgotos

De acordo com Chernicharo (1997), quando se aborda a temática de tecnologias simplificadas para tratamento de esgotos, refere-se a alguns fatores técnicos que precisaram ser adaptados, para que possam ser economicamente viáveis, mas sem perder de vista a eficiência sanitária, e a redução do impacto sobre o meio.

As principais diferenças entre os sistemas convencionais e os sistemas simplificados são: os custos de construção, simplicidade, custos operacionais e a sustentabilidade do sistema. Ou seja, processos menos mecanizados e mais econômicos de se implantar e operar (ANDRADE NETO, 1997; ROQUE, 1997).

Roque (1997) demonstrou que nos processos de tratamento de esgotos domésticos em nível secundário, alguns processos podem ser classificados como sistemas simplificados, a saber: lagoas de estabilização, valos de oxidação aeróbios, disposição no solo, filtros biológicos (biofiltros), reatores anaeróbios de fluxo ascendente (RAFA), fossas sépticas, filtros anaeróbios, filtro anaeróbio ascendente- descendente em série, eletrolítico/eletrocoagulação e valo anaeróbio-aeróbio.

Os mais frequentes processos simplificados para o tratamento de esgotos domésticos são apresentados a seguir, sendo destacados os processos anaeróbios: disposição no solo, fossas

sépticas (Decanto- Digestores), filtros anaeróbios, reatores com manta de lodo de fluxo ascendente (UASB, conforme sigla em Inglês), lagoas facultativas, sistemas combinados e biodigestores (ANDRADE NETO, 1997; ROQUE, 1997; VON SPERLING, 1995; CAMPOS *et al.*, 1999).

2.2.3. Biodigestores

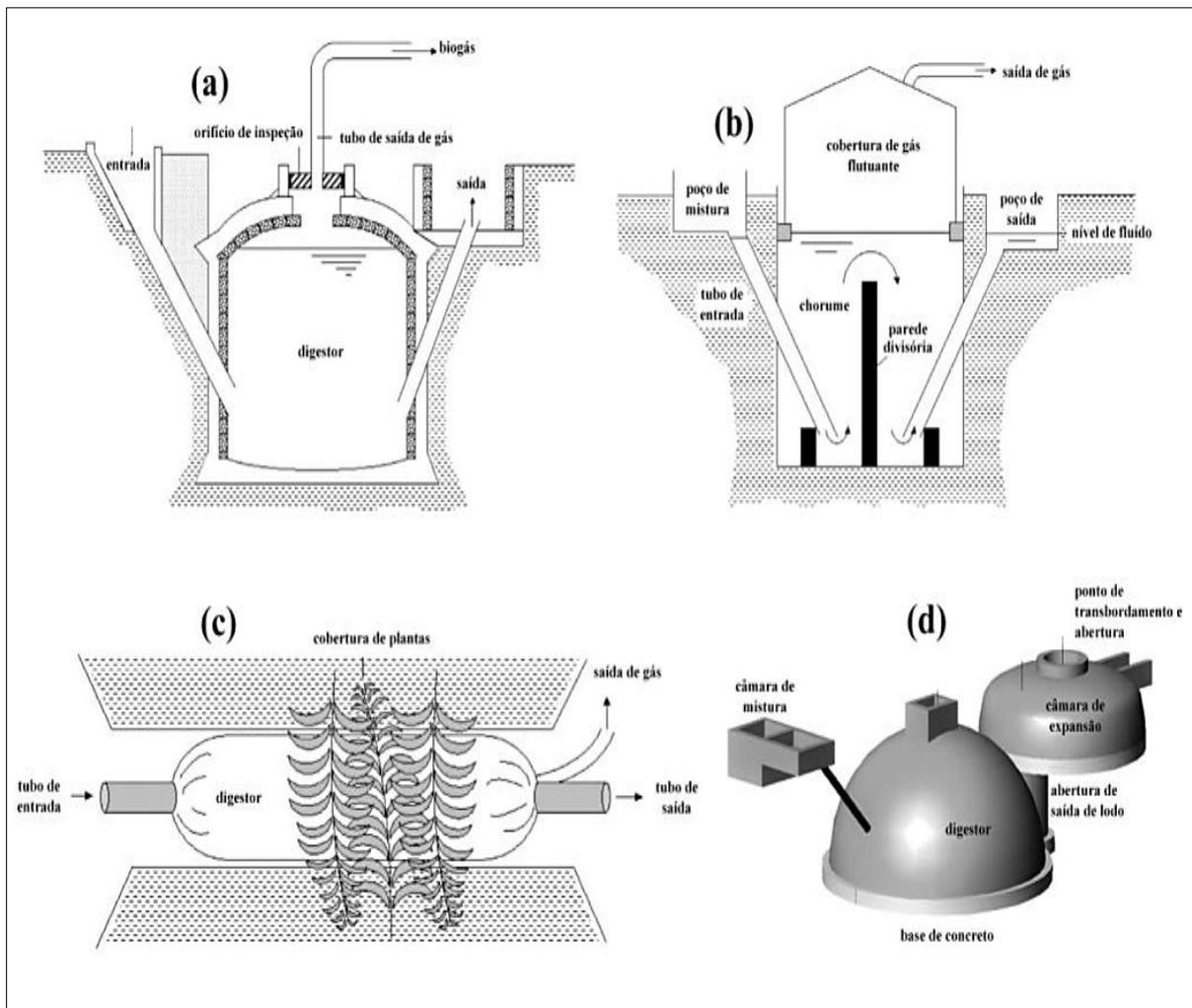
A instalação destinada à produção de biogás recebe o nome de biorreator ou biodigestor, no qual se realiza todo o processo de fermentação da biomassa. Existem vários tipos e formas dessas unidades, em função do tipo de biomassa, da quantidade de biogás requerido, e dos materiais de construção empregados (MAMANI, 2015). De acordo com Brush (2005), os biodigestores podem ser classificados como reatores anaeróbios, pois são compostos de um tanque protegido do contato com o ar atmosférico, onde a matéria orgânica contida nos efluentes é metabolizada por bactérias anaeróbias e arqueas metanogênicas. O efluente circula no reator em sentido vertical e de baixo para cima. Neste processo, os subprodutos obtidos são formados principalmente por metano e gás carbônico (biogás), uma parte sólida que decanta no fundo do tanque (lodo anaeróbio), e uma parte líquida que corresponde ao efluente tratado.

Tipos de biodigestores:

a) Biodigestores de uso doméstico

Conforme Teodorita *et al.* (2008), os biodigestores de uso doméstico (Figura 2.9) são simples, baratos e de fácil operação e manutenção, e podem ser construídos com materiais produzidos localmente. Normalmente, não existem instrumentos de controle e não há processos de aquecimento, operando a temperaturas psicrófilicas ou mesofílicas dependendo do clima. Possuem na maioria dos casos, longos de tempos de retenção hidráulico (TRH).

Figura 2.9 – Principais tipos de biodigestores rurais: (a) biodigestor chinês, (b) biodigestor indiano, (c) biodigestor taiwanês e (d) biodigestor camartec (africano)



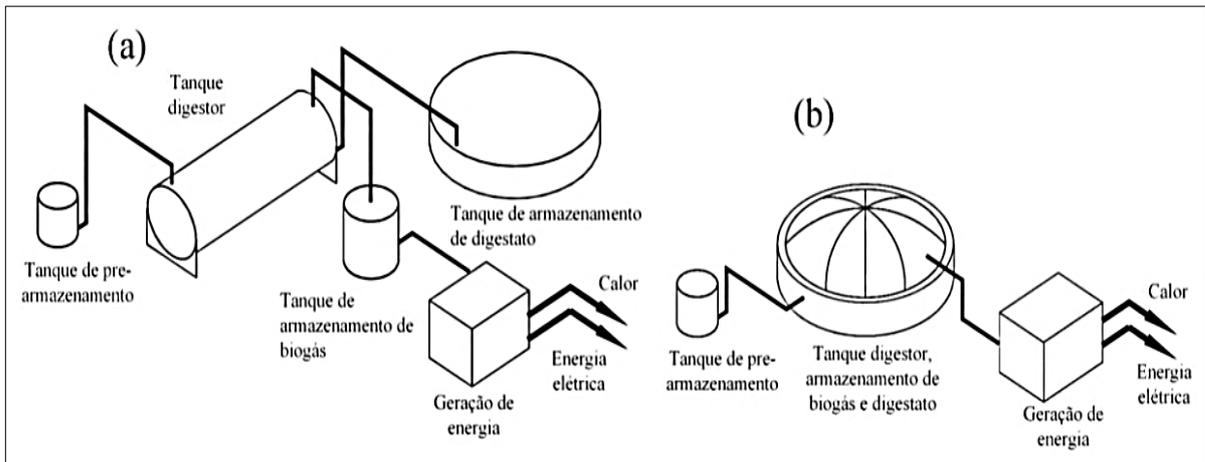
Fonte: Adaptado de SNV, 2009; Cheng *et al.*, 2013.

b) Biodigestores de uso produtivo

Este tipo de biodigestor também chamado de produção descentralizada, são de pequena ou média até grande escala, sendo chamado assim porque o biodigestor se encontra ligado apenas a uma fazenda, digerindo a matéria-prima produzida na mesma fazenda. Alguns biodigestores de uso agrícola também fazem a co-digestão de pequenas quantidades de substratos ricos em metano (por exemplo, resíduos de hidrocarbonetos, provenientes de indústrias de peixe ou resíduos de óleo vegetal), com o objetivo de aumentar o rendimento de biogás. Também é possível que uma usina de biogás de uso produtivo receba e processe chorume provenientes de explorações agrícolas ou dos vizinhos (por exemplo, através de tubulações conectando essas fazendas a uma só unidade de digestão anaeróbia) (HOLM-NIELSEN *et al.*, 2009; TEODORITA *et al.*, 2008).

Estes biodigestores podem ser de tipo horizontal ou biodigestores “dois em um” (Figura 2.10). Estes últimos são utilizados na maioria dos biodigestores por sua praticidade e por permitir o armazenamento de biogás no mesmo biodigestor (GIZ, 2010; TEODORITA *et al.*, 2008).

Figura 2.10 – Representação esquemática de biodigestores de uso produtivo: (a) biodigestor horizontal de aço e (b) biodigestor “dois em um”, com cobertura de geomembrana



Fonte: Adaptado de Teodorita *et al.*, 2008.

No Brasil, os projetos desenvolvidos para biogás de uso produtivo, na maioria dos casos, foram construídos com base nas experiências das décadas anteriores e com a utilização dos biodigestores tipo canadense (Figura 2.11). Este biodigestor é tubular de fluxo pistonado (*plug-flow*), onde a biomassa entra de forma contínua de uma das extremidades do biodigestor, passa através do mesmo e é descarregada na outra extremidade.

Figura 2.11– Biodigestor tipo canadense instalado em IFSULDEMINAS – Campus Muzambinho



Fonte: Morais (2012).

Neste tipo de biodigestor, a biomassa permanece por um período de tempo antes de sair do biodigestor, para garantir a degradação completa da biomassa, os biodigestores são longos, com uma elevada relação comprimento/largura, tendo uma largura maior que a profundidade. Sua área de exposição ao sol é maior, e com isso, é maior a produção de biogás (Morais, 2012). O armazenamento do biogás se dá no próprio biodigestor, que tem sua cúpula de um material geosintético de PVC (geomembrana), que armazena a produção de gás (MORAIS, 2012; VALLES, 2011).

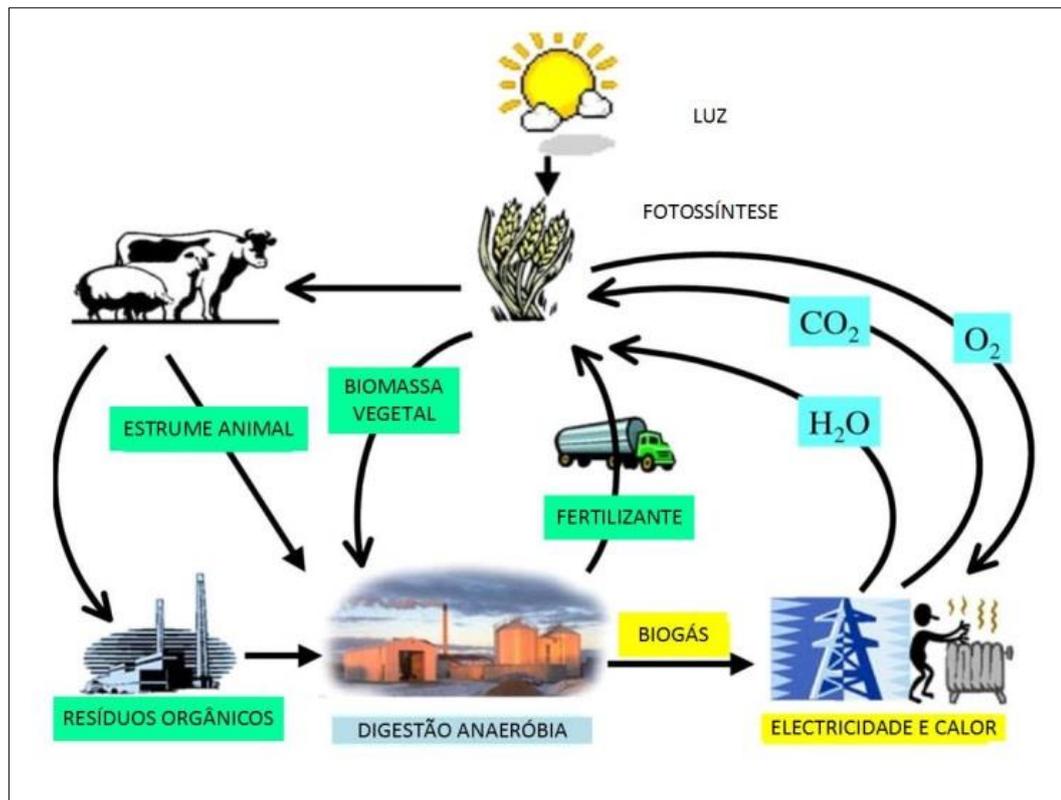
c) Biodigestores centralizados

Estes biodigestores são de médio até grande porte e estão baseados na digestão de estrume e chorume de animais coletados de uma ou várias fazendas e transportadas até uma planta centralizada (TEODORITA *et al.*, 2008). Além disso, neste tipo de biodigestão se faz a co-digestão, que é a digestão simultânea de uma mistura homogênea de dois ou mais substratos, tendo uma quantidade principal de substrato de base (por exemplo, estrume ou chorume de animais). Este substrato é misturado e digerido em conjunto com quantidades menores de um único, ou uma variedade de substratos adicionais (BRAUN e WELLINGER, 2002).

Estes biodigestores podem, além de produtos agrícolas, fazer digestão de resíduos orgânicos das indústrias alimentares. As unidades de biodigestão centralizadas são geralmente, de grande escala, com capacidades que variam segundo cada biodigestor. Por exemplo, a capacidade pode variar desde algumas centenas de m³ até vários milhares de m³ (HOLM-NIELSEN *et al.*, 2009).

Na Figura 2.12 pode-se observar o ciclo sustentável de co-digestão anaeróbia, onde a biomassa pode utilizar-se tanto como insumo para o processo de digestão anaeróbia como também, para alimentação dos animais. Estes últimos, por sua vez também fornecem os dejetos para o biodigestor. O biodigestor gera energia elétrica e calor, tendo como subproduto GEE, tais como o dióxido de carbono, os quais são absorvidos pela biomassa que serviu para o processo de digestão e alimentação animal, fechando dessa forma, o ciclo ambiental.

Figura 2.12 – Representação esquemática de ciclo sustentável de co-digestão anaeróbia de estrume animal e resíduos orgânicos



Fonte: adaptado de Holm-Nielsen *et al.* (2009).

2.2.4. Reatores

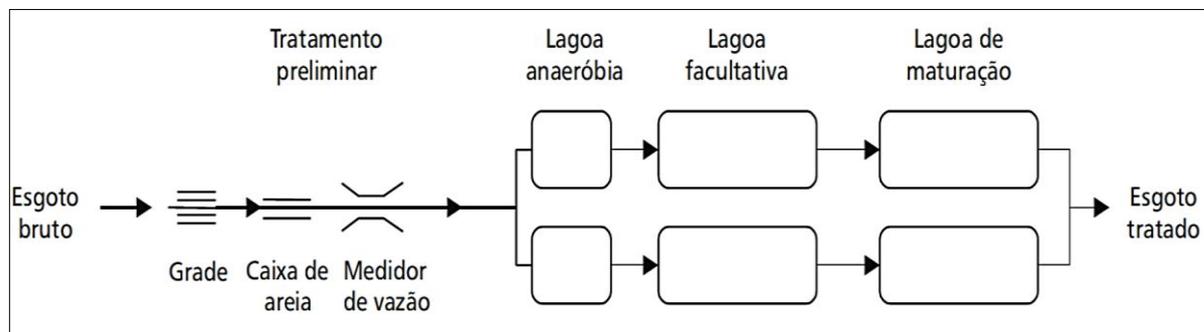
De acordo com PROSAB (2009), quando fenômenos químicos ou biológicos ocorrem nos tanques, devido às reações ou transformações, estes são dominados “reatores”. Dependendo do fenômeno efetuado classificam-se nos tipos de reatores a seguir descritos:

- **Reatores Químicos** - Reações que ocorrem predominantemente entre substâncias químicas diferentes, existentes nos esgotos ou adicionadas nos tanques.
- **Reatores Biológicos** - Reações químicas ocorrem com a interferência também de microrganismos, os quais participam ativamente no decréscimo da matéria orgânica, e outros constituintes que se deseja remover na formação de nova massa (biomassa). Classificam-se em dois tipos: aeróbios (necessitam de oxigênio, livre ou molecular) e anaeróbios (ausência de oxigênio, devido à presença de bactérias anaeróbias). Há que se mencionar também, o ambiente anóxico, na ausência de oxigênio, mas com presença de Nitratos.
- **Reatores Anaeróbios** - São reatores biológicos nos quais o esgoto é tratado na ausência de oxigênio livre (ambiente anaeróbio) ocorrendo a formação de uma biomassa anaeróbia (lodo

anaeróbio) e, como um dos subprodutos principais do processamento da matéria orgânica, tem-se o biogás, que é composto principalmente de metano e gás carbônico. Os principais reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgoto sanitário em maior escala no Brasil são:

- Lagoas anaeróbias; junto com as lagoas facultativas ou de maturação, forma um sistema denominado lagoas de estabilização, como se apresenta na Figura 2.13. Os reatores estão dispostos nessa ordem (em série) no fluxo hidráulico na ETE, quando for o caso. A eficiência de remoção da DBO situa-se entre 50% e 60%, dependendo da temperatura média dos esgotos.

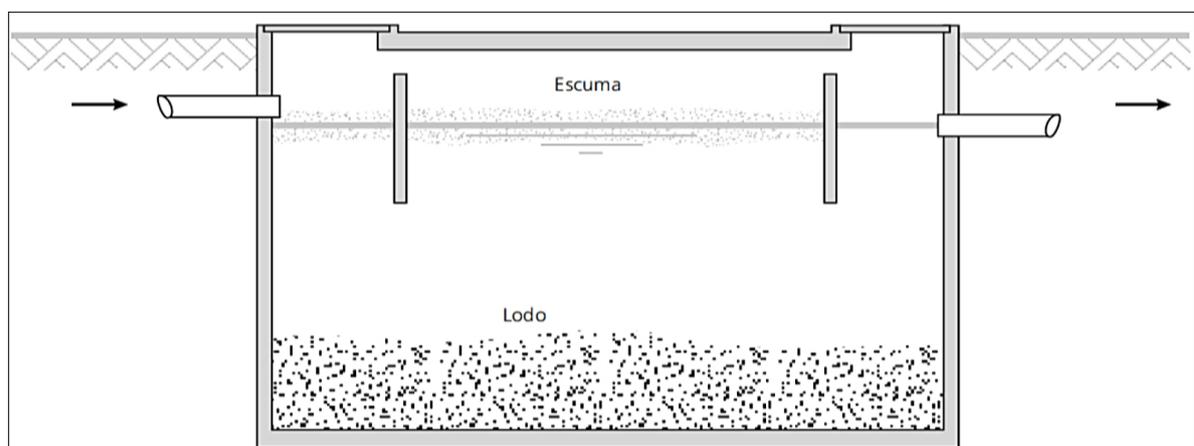
Figura 2.13 – Sistema de tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização



Fonte: PROSAB (2009).

- Decanto digestores; nos quais são retidos os sólidos orgânicos mais solúveis, e abrangem diversos tipos de configurações aplicadas na prática, por exemplo: os tanques sépticos (adequado para vazões relativamente pequenas, sendo muito comum a combinação com os filtros anaeróbios para alguns tratamentos) e os tanques Imhoff. Possuem uma eficiência de remoção de DBO ou DQO da ordem de 40% a 70%. Na Figura 2.14 apresenta-se o modelo do reator decanto-digestor de câmara única.

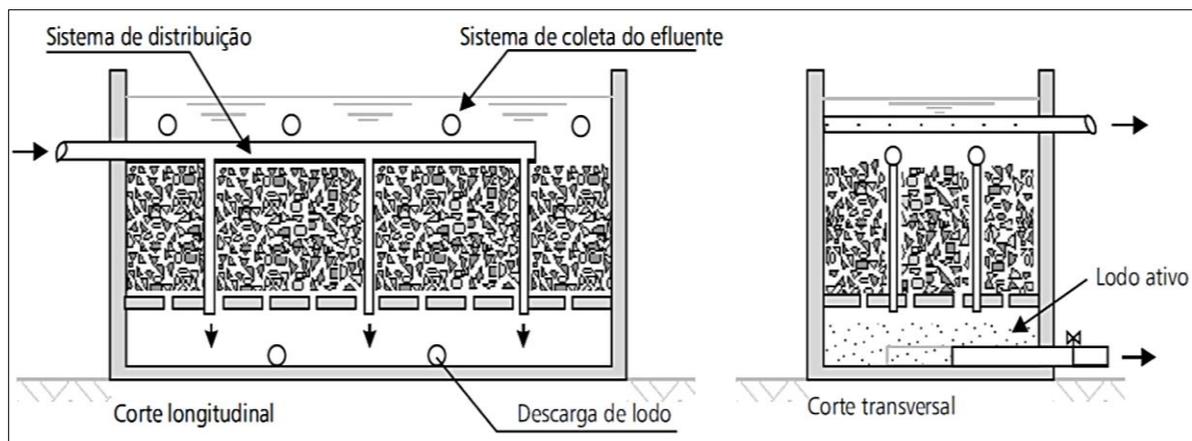
Figura 2.14 – Decanto digestor de câmara única (corte longitudinal)



Fonte: PROSAB (2009).

- Filtros anaeróbios; reator com imobilização de biomassa por aderência em meio suporte fixo, que se mantém estacionário. Além disso, são indicados para águas residuárias de baixa concentração, como é o caso de esgoto doméstico pré-sedimentado. Entretanto, já há casos de estudos em que o filtro anaeróbio foi utilizado diretamente, sem unidade de sedimentação, obtendo-se boa eficiência (Figura 2.15). Além disso, tem uma eficiência de remoção de DBO superior a 80% para tempo de retenção hidráulica inferior a 24 horas.

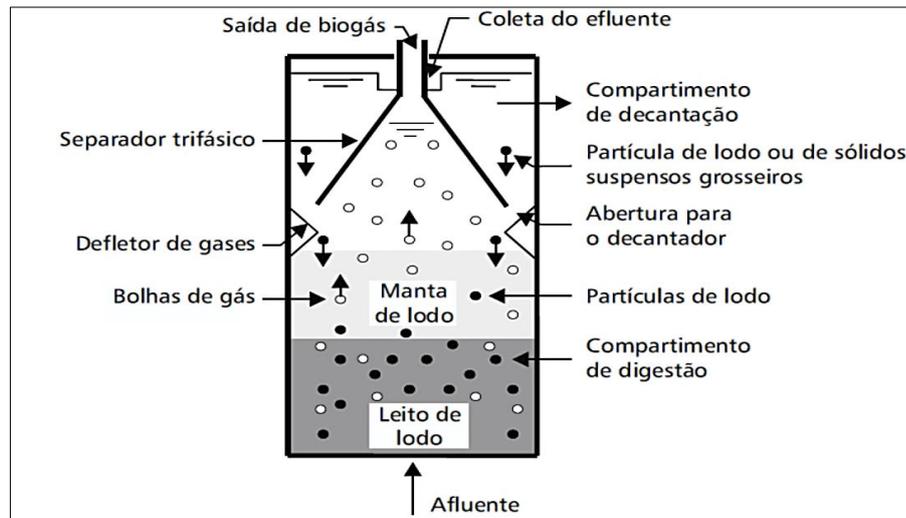
Figura 2.15 – Filtro de fluxo ascendente, com entrada distribuída, fundo falso e coleta do efluente em tubos afogados e descarga de fundo do lodo



Fonte: PROSAB (2009).

- reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB); embora com várias denominações no Brasil (RAFA, DAFA, RAFAALL, RALF, etc.), este reator se consagrou no mundo todo como UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), nomenclatura original dada em inglês por um de seus pioneiros na Holanda (LETTINGA *et al.*, 1991). As principais características são que acomodam altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção hidráulica curta (dependendo das condições operacionais e das características dos esgotos). No tanque UASB (Figura 2.16) ocorre a sedimentação dos sólidos suspensos do esgoto, que, pela sua densidade e devido ao fluxo hidráulico ascendente, ficam retidos no manto do lodo espesso. Da mesma forma, a sedimentação do lodo biológico eventualmente ascende, mas para o qual é essencial a instalação também, de um separador de sólidos na parte superior do tanque. Portanto, o UASB é ao mesmo tempo um decantador primário, um reator biológico propriamente dito, um decantador secundário e um digestor de lodo. Além disso, tem uma satisfatória eficiência de remoção de DBO e de DQO, da ordem de 65% a 75%.

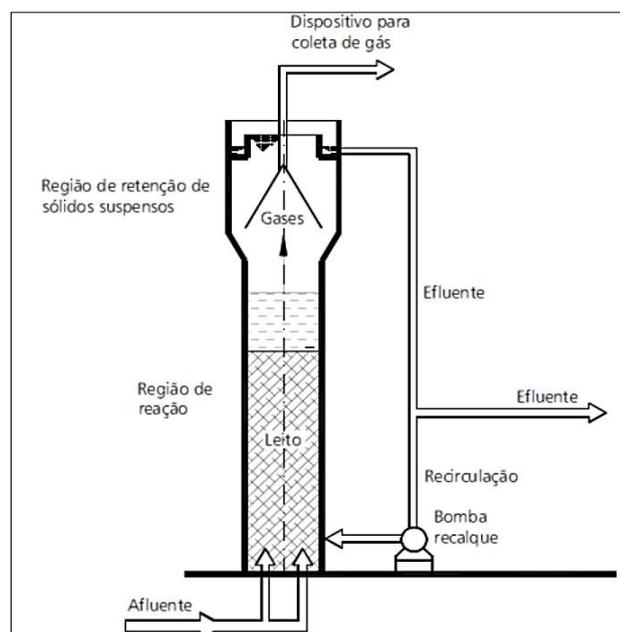
Figura 2.16 – Desenho esquemático de um reator



Fonte: PROSAB (2009).

- Reatores anaeróbicos de leito expandido ou fluidizado (Figura 2.17); o ultimo termo é caracterizado pelas condições hidrodinâmicas no reator, que na prática pode ser traduzido pela relação linear entre a perda de carga e a velocidade ascensional do liquido aplicado ao reator. A medida que a velocidade ascensional aumenta, o leito de lodo vai gradativamente se expandido. A expansão do leito, parcial ou total, é muito importante, porque se pode obter melhoria significativa do contato entre biomassa e esgoto. O controle operacional de tais reatores exige maiores cuidados.

Figura 2.17 – Esquema do reator de leito fluidificado/expandido



Fonte: PROSAB (2009).

Esses reatores podem se apresentar individualmente ou em combinações com outros tipos, para atender à diversas situações de arranjos de unidades em ETEs.

Outras configurações de reatores anaeróbios (reator anaeróbio sequencial em batelada; reator anaeróbio de leito granular expandido; reator anaeróbio compartimentado (de chicanas); reator UASB compartimentado; reator anaeróbio de contato; reator anaeróbio com biodisco rotatório; reator anaeróbio com recirculação interna; reator anaeróbio horizontal de leito fixo).

2.3. Digestão Anaeróbia

2.3.1. Definição da Digestão Anaeróbia

A DA é um método para decompor a matéria orgânica com a ajuda da variedade de microrganismos anaeróbios sob condições anaeróbias ou livre de oxigênio. O produto final da DA inclui o biogás (60-70% CH₄, 30-40% de CO₂ e restante sendo as impurezas) e um resíduo orgânico. Esta tecnologia tem sido implementada com sucesso no tratamento de resíduos agrícolas, resíduos de alimentos e de esgotos de águas residuais devido à sua capacidade de reduzir a DQO e a DBO a partir de fluxos de resíduos e de produção de energia renovável (JAIN *et al.*, 2015). A DA, em princípio, não corrige algumas características indesejáveis do esgoto, como por exemplo, a presença de organismos patogênicos (COSTA *et al.*, 2014).

A DA da matéria orgânica ocorre por dois caminhos: oxidação e fermentação. Em um ambiente anaeróbio, na oxidação são dois os aceptores de elétrons: dióxido de carbono (CO₂) e o sulfato (SO₄²⁻). Na fermentação, há formação do precursor do metano, o acetato, por essa razão, é denominado metagênese acetotrófica. Ambos os caminhos resultam na formação do metano e dióxido de carbono em proporções diferentes. Em função das Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS), ocorre a formação de gás sulfídrico, cuja proporção será em função da relação DBO e sulfato do substrato (BARROS, 2012).

Os requerimentos operacionais no biodigestor se apresentam na Tabela 2.7, tais como a temperatura, pH, relação de C/N, mistura de substratos e o TRH, podem determinar o rendimento do biogás (DIOHA *et al.*, 2013; AMON *et al.*, 2007).

Tabela 2.7 – Requerimentos operacionais da digestão anaeróbia

Parâmetros	Hidrólise/ acidogênese	Formação de metano
Temperatura (°C)	25 - 35	Mesofílico: 32 - 42 Termofílico: 50 - 58
Valor de pH	-	6,7 – 7,5
Relação C: N	5,2 – 6,3	6,7 – 7,5
Conteúdo de ST (%)	10 - 45	20 - 30
Potencial Redox (mV)	<40	<30
Requerimento de relação C:N:P:S	+400 até -300	<-250
Oligoelementos (elementos traço)	Não precisa requerimentos especiais	Essencial: Ni, Co, Mo, Se

Fonte: Adaptado de Deublein e Steinhauser (2011).

2.3.2. Etapas do Processo da Digestão Anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia envolve diferentes estágios da interação entre os substratos e as bactérias e pode ser dividido em cinco etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese, descritas conforme se segue.

A) Hidrólise

Este é o primeiro passo do processo da DA; nesta etapa substrato sofre hidrólise reação que reduz os polímeros orgânicos complexo a moléculas simples solúveis com o auxílio de enzimas extracelulares. Durante essa reação de proteínas, lipídios e carboidratos polímeros são hidrolisados de aminoácidos, ácidos graxos de cadeia longa e de açúcares, respectivamente (JAIN *et al.*, 2015). Segundo Campos (1999), na hidrólise ou fermentação hidrolítica, o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. As exoenzimas são excretadas pelas bactérias fermentativas, as proteínas são degradadas por meio de (poli) peptídeos para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia carbono e glicerina.

A velocidade da conversão do material orgânico complexo para biogás é limitada pela velocidade da hidrólise, na etapa convencional da digestão da biomassa (ZHANG *et al.*, 2014; DONOSO-BRAVO *et al.*, 2009; CAMPOS, 1999). Alguns fatores que podem influenciar a taxa e o grau de hidrólise são: temperatura do reator, o tempo de residência, a composição do substrato, o tamanho das partículas e o pH do meio (CHERNICHARO, 1997). Os resultados das pesquisas desenvolvidas por Donoso–Bravo *et al.* (2009) apresentam que a DA de esgoto é governada pela metanogênese como a etapa limitadora de velocidade. De acordo com Gerardi

(2003), todas as bactérias produzem endoenzimas, mas nem todas as bactérias produzem exoenzimas. Uma única bactéria não produz todas as exoenzimas que são necessárias para degradar a grande variedade de partículas coloidais e substratos que são encontrados em lodos e águas residuais.

B) Acidogênese

Nesta etapa do processo, os compostos dissolvidos, gerados na hidrólise, são metabolizados nas células das bactérias fermentativas, e após a acidogênese, são excretadas substâncias orgânicas simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácidos orgânicos, cetonas, dióxido de carbono e hidrogênio (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; CAMPOS, 1999). Na fermentação acidogênica as bactérias são na maioria anaeróbias; porém, algumas espécies são facultativas e podem metabolizar matéria orgânica por via oxidativa. Isto é oportuno, pois o oxigênio dissolvido, eventualmente presente, poderia se tornar uma substância tóxica para as arqueas metanogêneas, caso não fosse removido (CAMPOS, 1999). De acordo com Cheng (2009), na acidogênese, 10% da energia é liberada na forma de hidrogênio, 35% em ácido acético e o restante é reservado para os ácidos graxos voláteis.

C) Acetogênese

A acetogênese é o processo conhecido pela formação de ácido acético, onde os ácidos graxos voláteis são completamente degradados em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. O acetato é o principal ácido orgânico volátil usado como substrato pelo arqueas formadora de metano, enquanto que, o dióxido de carbono e hidrogênio podem ser convertidos diretamente para acetato ou metano (CHENG, 2009; GERARDI, 2003 e GIZ, 2010). Aproximadamente 70% da DQO é convertida em ácido acético e o restante é concentrado na formação do hidrogênio (CAMPOS, 1999). Apenas 5 - 6% de toda a formação de metano pode ser atribuído ao oxigênio dissolvido, o qual pode ser explicado pela “transferência interespecífica de hidrogênio”, pelo qual o hidrogênio desloca-se diretamente desde os microrganismos acetogênicos aos metanogênicos, sem ser dissolvida no substrato (GIZ, 2010; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008). Conforme Lora e Venturini (2012), cerca dos 20% da produção de metano do sistema tem como precursor o propionato que durante a acetogênese é convertido a acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Segundo preconizado por Chernicharo (2007) o hidrogênio é consumido por meio de duas maneiras:

- por intermédio bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano e;

- por meio da formação de ácidos orgânicos, tais como propiônico e butírico, ácidos estes formados pela reação do hidrogênio com dióxido de carbono, com formação do ácido acético.

D) Metanogênese

A etapa final da DA é a metanogênese, onde uma variedade de bactérias metanogênicas naturais consomem acetato, dióxido de carbono e hidrogênio para produzir metano (JAIN *et al.*, 2015). De acordo com Costa *et al.* (2014), a conversão do acetato e do hidrogênio, gerados pelas duas etapas anteriores, e metano e dióxido de carbono, é realizado por um grupo de microrganismos chamados de arqueas metanogênicas. Campos (1999) afirma que as arqueas hidrogenotrófica, que geram metano a partir do hidrogênio, crescem mais rápido do que aquelas que usam o acetato (arqueas acetotróficas ou acetoclásticas), limitando a velocidade do processo e transformação do material orgânico. Anteriormente, acreditava-se que a metanogênese fosse realizada por um grupo de bactérias denominadas archaeobacteria (ROUVIÈRE e WOLFE, 1987). Mas na atualidade, e segundo a classificação filogenética atual dos seres vivos, sabe-se que a etapa metanogênica é realizada por um grupo de microrganismos chamados arqueas metanogênicas (KLOCKE *et al.*, 2008; GIZ, 2010; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; BARROS, 2012; APPELS *et al.*, 2011; SILVA, 2012).

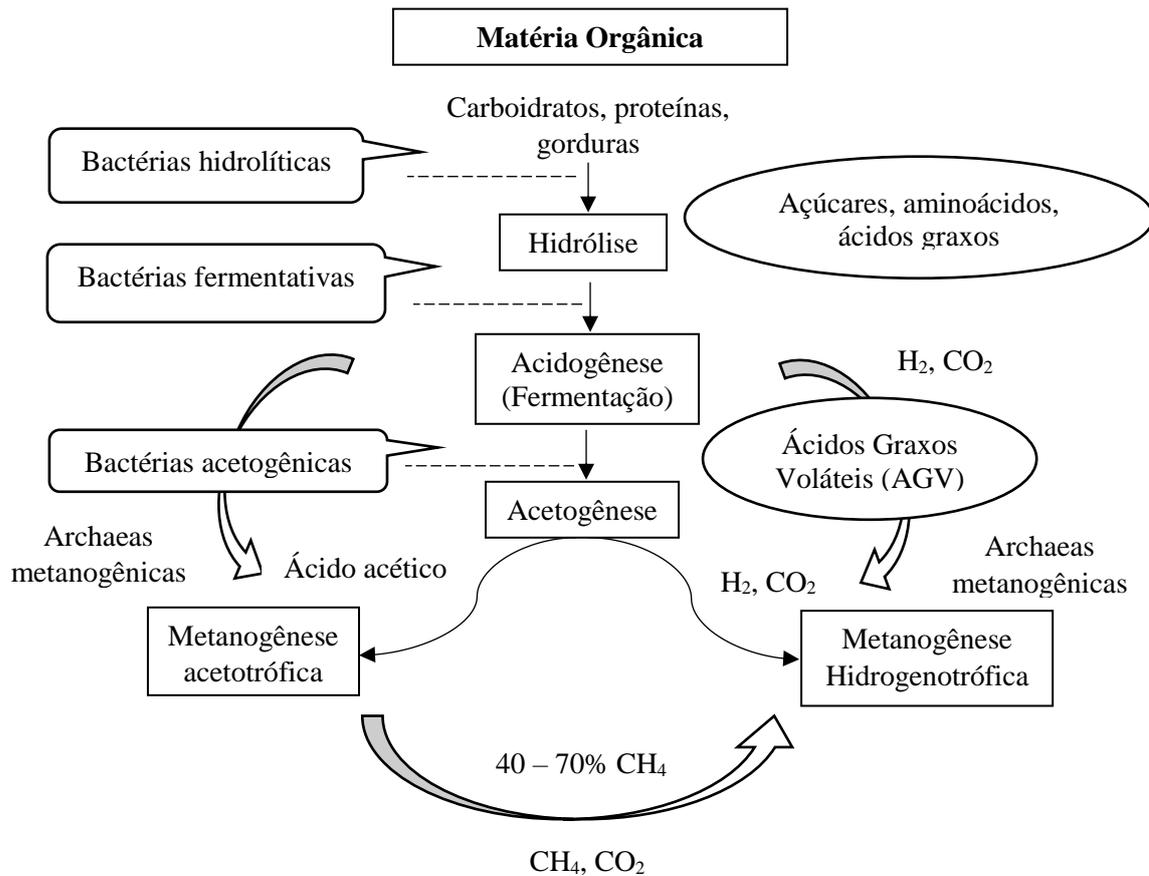
D) Sulfetogênese

Cord-Ruwisch *et al.* (1987) e Campos (1999) preconizaram que outros processos podem ocorrer em ambientes anaeróbios, além da geração de biogás. Caso existam oxidantes alternativos, como nitrato e sulfato, pode ocorrer o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo. Em esgotos sanitários o teor de nitrato é baixo, porém o sulfato pode ser elevado. As bactérias sulforedutoras (BSR) usam sulfato, sulfito e outros sulfurados disponíveis para gerar sulfeto de hidrogênio. Campos (1999) cita algumas consequências da ação das BSR: o sulfato oxida material orgânico, que deixa de ser transformado em metano e gera gás sulfídrico, que é corrosivo e confere odor desagradável à fase líquida e ao biogás, além de ser tóxico para a metanogênese.

Nesta etapa ocorre a redução de sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados a sulfeto através da ação das chamadas bactérias redutoras de sulfato ou bactérias sulforredutoras (VISSER, 1995; CHERNICHARO, 1997).

A figura 2.18 apresenta as principais reações na digestão anaeróbia para a geração de metano e gás carbônico.

Figura 2.18 – Esquema da transformação sofrida pela matéria orgânica na digestão anaeróbia



Fonte: Traduzida de Li *et al.* (2011) e adaptado de Barros (2012).

2.3.3. Variáveis do Processo de DA

Os parâmetros a considerar no processo de digestão anaeróbia visando um desempenho ideal, são os seguintes:

- Valor de pH:

O pH possui uma influência direta e indireta no processo: diretamente ele atua sobre a atividade das enzimas, promovendo uma alteração de suas estruturas protéicas, o que pode ocorrer de modo drástico caso haja mudanças no pH; e, indiretamente ele pode afetar a toxicidade de uma gama de compostos (FELCA, 2016). A faixa de pH ótimo para o crescimento de microrganismos produtores de metano está compreendida para os seguintes autores entre: [6,5-7,5] para Jain *et al.*, 2015, [6,6-7,4] para Chernicharo (1997) e [6,7-7,5] para Deublein e Steinhauser (2008). Pode-se conseguir estabilidade na formação de metano em uma faixa mais ampla: 6,0 a 8,0, sendo que valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 podem inibir por completo os

microrganismos formadores de metano (CHERNICHARO, 1997). Na Tabela 2.8, apresentam-se as faixas de pH para cada gênero de arqueas que ajudam na produção de metano.

Tabela 2.8 – pH ótimo de crescimento de alguns arqueas formadoras de metano

Gênero	pH
Methanospaera	6,8
Methanothermus	6,5
Methanogenium	7,0
Methanolacinia	6,6 - 7,2
Methanomicrobium	6,1 - 6,9
Methanospirillum	7,0 – 7,5
Methanococcoides	7,0 – 7,5
Methanohalobium	6,5 – 7,5
Methanolobus	6,5 – 6,8
Methanotherix	7,1 – 7, 8

Fonte: Adaptado de Gerardi (2003).

- Temperatura:

Existem duas zonas de temperatura significativas na digestão anaeróbia. Existem dois tipos de microrganismos: mesófilos e termófilos que são responsáveis por digestão em duas faixas de temperatura (JAIN *et al.*, 2015). Segundo Chernicharo (1997), a melhor temperatura para os mesófilos reside entre 30°C a 35°C, enquanto a melhor temperatura para os termófilos, entre 50°C a 55°C. Além disso, de acordo com Cheng (2009), há outra faixa de temperatura são as psicrófilas, as quais residam entre 10°C a 25°C.

É preciso entender que a temperatura é um fator muito importante uma vez que ela afeta a atividade bacteriana diretamente. Qualquer desvio de temperatura, a operação no digestor pode resultar com um desempenho insatisfatório (JAIN *et al.*, 2015).

- Proporção Carbono/ Nitrogênio (C/N):

O Carbono e nitrogênio, além do fósforo, são as principais fontes de nutrientes dos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia (GIZ, 2010). Os microrganismos consomem aproximadamente 30 vezes mais carbono do que nitrogênio; portanto, o intervalo ótimo destes elementos está nos valores de 20:1 – 30:1 (PNUD, 2011). No entanto, esta é apenas uma indicação, porque o nitrogênio também pode estar ligado a estruturas de lignina (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011). Além disso, a relação ótima de carbono: nitrogênio também depende da temperatura do processo, sendo que processos com temperaturas termófilas suportam

relações de C: N mais elevadas (WANG *et al.*, 2014). Conforme relatado por Zanetti *et al.* (2014), o balanço inicial de carbono e nitrogênio é um dos fatores a se ter em conta no momento de fazer o dimensionamento para o funcionamento inicial de um biodigestor, pois pode influenciar na geração de biogás.

De acordo com Deublein e Steinhauser (2011) e PNUD (2011), os substratos com uma baixa relação C: N podem levar ao incremento da produção de amônia, a qual em grandes quantidades é tóxica e inibe a produção de metano. Enquanto uma elevada relação de C: N significa a ausência de nitrogênio e pode ter consequências negativas para a formação de proteínas. Portanto, o metabolismo energético e material para formação de estruturas dos microrganismos, pode levar à decomposição mais lenta dos substratos e o período de produção de biogás é mais longo, devido à baixa multiplicação e crescimento dos microrganismos. Quando se dispõe um resíduo com uma relação inicial de C: N inadequada são necessárias misturas de outros substratos para obter uma relação ótima de carbono e nitrogênio (PNUD, 2011). Segundo Yen e Chi (2007), as altas concentrações de nitrogênio amoniacal total (*Total Ammonia Nitrogen – TAN*) e os Ácidos Graxos Voláteis (AGV), presentes em função em uma inadequada relação C/N, irão diminuir a atividade metanogênica, podendo levar ao insucesso da DA.

- Nutrientes:

Os principais nutrientes necessários para as bactérias no digestor são C, H₂, O₂, N₂, P e S. Portanto, para manter o equilíbrio adequado de nutrientes um suplemento de matérias-primas ricas em P e N₂ deve ser adicionado a um substrato como, por exemplo, com MSW (*Municipal Solid Waste*), para obter o máximo de produção de biogás (JAIN *et al.*, 2015).

- Agitação:

As bactérias no digestor sem uma agitação constante, teriam um limitado alcance do substrato, e como consequência não conseguiriam degradar toda a matéria orgânica disponível.

É comprovado que a mistura com uma agitação constante e moderada melhora a fermentação; no entanto, uma violenta agitação do chorume pode retardar a digestão (JAIN *et al.*, 2015). No relatório do GIZ (2010), os processos de mistura dos substratos no biodigestor podem ser mecânicos, por equipamentos no biodigestor, tais como agitadores; hidráulico, por bombas posicionadas externamente; ou pneumático, pelo sopramento de biogás no biodigestor (Figura 2.19). No entanto, hoje em dia, em usinas de biogás nos países de referência, como Alemanha,

cerca de 85% a 90% das usinas fazem uso de dispositivos mecânicos e equipamentos de agitação.

Figura 2.19 – (a) Agitadores para biodigestores: Agitador axial submergível com altura ajustável e (b) Agitador de pá



(a)

(b)

Fonte: GIZ (2010) e SUMA (2016).

Segundo Cortez *et al.* (2008), os processos de digestão anaeróbia geralmente ocorrem em reatores anaeróbios que são agitados, sendo a agitação um fator importante para assegurar o ótimo contato entre os substratos envolvidos e as bactérias, distribuindo melhor o calor na biomassa e dando maior uniformidade aos produtos intermediários e finais. De acordo com os estudos de Lindmark *et al.* (2014a), os biodigestores baseados em tecnologias contínuas de mistura completa “*Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR)*”, são muito comuns no âmbito da digestão anaeróbia agrícola, onde o conteúdo é misturado continuamente para manter os sólidos em suspensão e formar uma mistura homogênea. No estudo de Lindmark *et al.* (2014b), em quase todas as estações de biogás agrícolas baseadas no CSTR o movimento do substrato é induzido por agitação onde são utilizados diferentes tipos de agitadores ou misturadores.

Um nível adequado de produção de biogás só será possível por meio do contato intenso entre os substratos e as bactérias (GIZ, 2010). Além disso, de acordo com Gerardi (2003), uma mistura adequada do conteúdo do digestor impede o desenvolvimento de bolsas localizadas de variação da temperatura. Também nos estudos realizados por Lemmer *et al.*, (2013) e Kowalczyk *et al.*, (2013), os autores concluíram que a agitação é também necessária para evitar a formação de crostas sobre a superfície do biodigestor para garantir distribuição adequada de nutrientes e oligoelementos para os microrganismos. E finalmente, na pesquisa de Cortez *et al.* (2008), a agitação só é recomendável para biodigestores acima de 100 m³ de volume devido, ao alto custo que isto demanda.

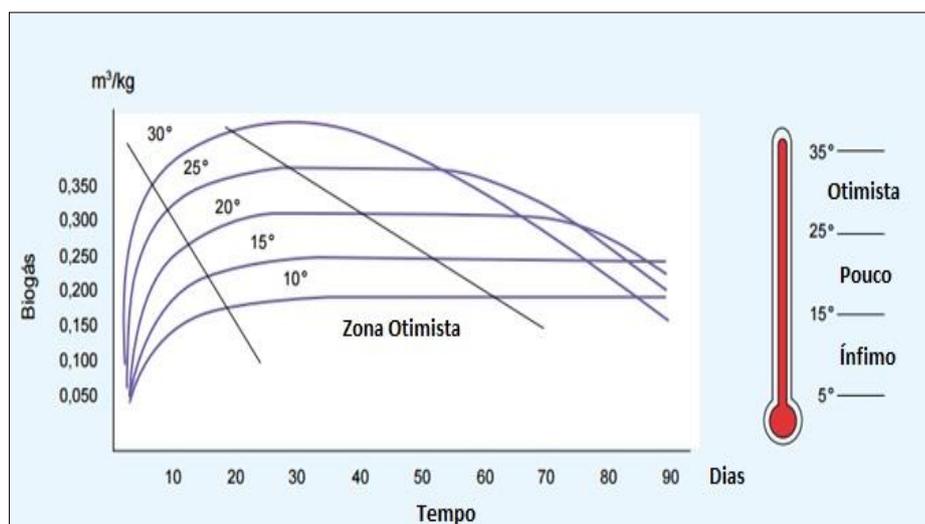
- Tempo de Retenção Hidráulica:

Este período dependerá do tipo de matéria prima usada e a temperatura. O tempo de retenção não deve ser menor que 2 a 4 dias, caso contrário às bactérias podem sair com o chorume e afetar todo o processo de produção de biogás (JAIN *et al.*, 2015). O TRH é também um dos parâmetros importantes dentro da DA e tem muita relação com a temperatura. A partir do TRH determina-se diretamente o tamanho do biodigestor, já que ele é a razão entre o volume do reator e o fluxo do tratamento. Em outras palavras, o TRH é o tempo médio de residência de um substrato para que este permaneça no biodigestor, submetido à ação de microrganismos, até a saída do mesmo (GIZ, 2010; SGC, 2012; IDAE, 2007). Teodorita *et al.* (2008) mencionaram que conhecendo-se o TRH, o ingresso diário de substrato e a taxa de decomposição do substrato, é possível calcular o volume do digestor necessário. Além disso, segundo Hopwood (2011) se o TRH é curto, os microrganismos terão pouco tempo para decompor os substratos, resultando em uma diminuição da produção de biogás.

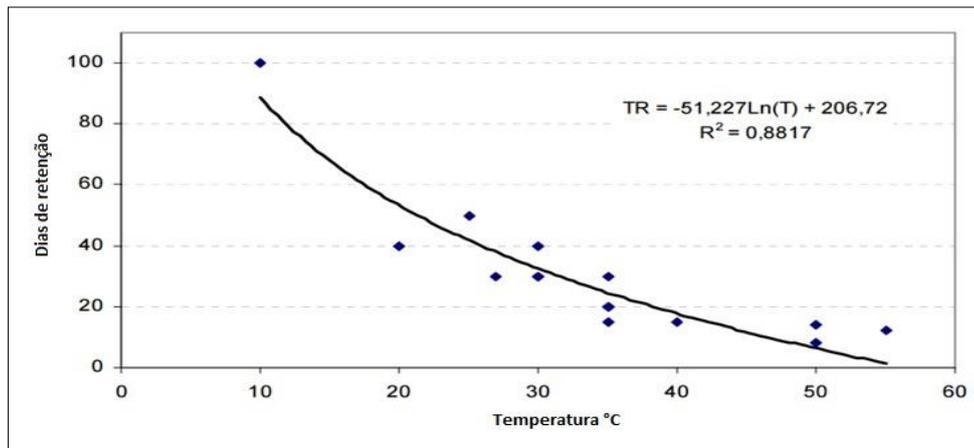
- Tempo de Retenção de acordo com a Temperatura:

O tempo de retenção é inversamente proporcional ao clima da área onde se está desenvolvendo o estudo, ou seja, quanto maior a temperatura, menor será o tempo de retenção. As Figuras 2.20 e 2.21 apresentam diferentes produções de biogás em que se encontra o substrato e o tempo de retenção de acordo com a temperatura.

Figura 2.20 – Produção de biogás em função da temperatura



Fonte: Varnero (1991).

Figura 2.21 – Tempo de retenção em função da temperatura

Fonte: AENE Consultoria S.A (2003).

Cossio (1976) apresentou uma descrição da temperatura e o tempo de retenção que demanda o processo para digerir o lodo que possui uma apropriada população de microrganismos na sua composição, conforme a Tabela 2.9.

Tabela 2.9 – Tempo de retenção requerido para digerir lodo com uma adequada população de microrganismos a várias temperaturas

Temperatura (°C)	Tempo de Retenção (TR) (Dias)
15	67,8
20	46,6
25	37,5
30	33,3
35	23,7
40	22,7
45	14,4
50	8,4
60	12,6

Fonte: Adaptado de Cossio (1976).

- Tipo de Matéria Prima:

De acordo com Jain *et al.* (2015), as matérias primas utilizadas para a digestão anaeróbia variam significativamente em composição dinâmica dos fluidos, a homogeneidade e a biodegradabilidade. O teor de matéria seca dos outros resíduos agrícolas e subprodutos varia amplamente. Alguns resíduos agroindustriais podem conter menos de 1% de sólidos totais (ST), enquanto outros contêm um alto conteúdo de sólidos totais (mais de 20%). Além disso, o processo de digestão anaeróbia é afetado por componentes tais como palha, aparas de madeira,

matéria inorgânica como areia, vidro, metais ou componentes poliméricos como plásticos, etc. Estes materiais indesejados geralmente causam falhas de processo DA. Os autores concluíram que a concentração inicial de AGV varia de acordo com o tipo de matéria prima o chorume e com as condições de armazenamento e manuseamento de resíduos. A concentração de AGV em dejetos de suínos é maior do que a esterco de vaca. Normalmente, o conteúdo de esterco animal AGV não causa efeitos inibitórios, mas uma rápida degradação de macromoléculas orgânicos como proteínas, gorduras e carboidratos em resíduos agroindustriais podem aumentar as concentrações de AGV para níveis que causam desequilíbrio no reator, especialmente em combinação com baixos valores de pH.

- Toxicidade/ Inibidores:

São muitos os compostos orgânicos e inorgânicos que podem causar a toxicidade e conseqüentemente a inibição. Um composto químico pode ser considerado como inibidor quando interrompe o crescimento bacteriano ou faz uma mudança adversa da população bacteriana. Uma indicação de inibição para a digestão anaeróbia é geralmente, a parada ou diminuição completa na produção de metano (CHENG, 2009).

Os compostos químicos que podem inibir a digestão anaeróbia incluem amônia, sulfito, sulfato, metais pesados e alguns compostos orgânicos (CHENG, 2009; GERARDI, 2003).

De acordo com Gerardi (2003) e Deublein e Steinhäuser (2011), alguns processos anaeróbios parecem ser relativamente insensíveis aos inibidores e principalmente adaptáveis, mesmo a concentrações que são tóxicos em outras circunstâncias.

A toxicidade em um biodigestor anaeróbio pode ser aguda ou crônica. No entanto, as arqueas podem se aclimatar à toxicidade crônica por dois meios. O primeiro é reparando os sistemas enzimáticos danificados, a fim de ajustar-se aos resíduos tóxicos ou degradar o composto orgânico tóxico. Por sua vez, o segundo consiste em crescer a população de tal maneira que serão capazes de desenvolver os sistemas de enzimas necessárias para degradar os compostos orgânicos tóxicos (GERARDI, 2003). TRH longos também permitem que os microrganismos aumentem em número e se aclimatem aos resíduos tóxicos (GERARDI, 2003).

- Pressão:

A pressão sobre a superfície do chorume também afeta na fermentação. Tem sido relatado para a DA ocorrer melhor em baixas pressões (JAIN *et al.*, 2015).

- Acúmulo de Ácido dentro do Digestor:

Produtos intermédios tais como, ácidos propiônico, acéticos e butírico são produzidos, durante o processo de biodigestão. Isto provoca uma diminuição no valor de pH que leva à redução na taxa de formação de metano (PALATSI *et al.* 2009, SUTARYO *et al.* 2012).

- Metais Pesados:

Segundo Deublein e Steinhauser (2008), os metais pesados, que atuam em concentrações baixas, estimulando a atividade das bactérias, podem ter efeitos tóxicos em concentrações mais elevadas. De acordo com Chernicharo (1997), elementos e compostos tóxicos, como cromo, cromatos, níquel, cobre, arsênio e cianeto, dentre outros, são classificados como toxinas inorgânicas altamente tóxicas. Em particular cobre, zinco e níquel em estado solúvel, mesmo em baixas concentrações, são tóxicos ao tratamento anaeróbio. De acordo com Mortara (2011), a possibilidade de usar o biossólido como condicionador de solo depende da autorização das instituições competentes e deve estar em acordo com a Resolução N° 375 e N° 481 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005; CONAMA, 2017). Os requisitos legais são a realização de análises físico-químicas e biológicas de metais pesados, e elementos patogênicos e de indicadores agrônômicos, e o cadastro do gerador e do utilizador do biossólido, como forma de evitar prejuízos à saúde pública e ao meio ambiente.

O processo de compostagem do lodo de esgoto promove a redução de metais pesados (HUA *et al.*, 2009). Em contrapartida, segundo Gallego *et al.* (2008, *apud* Piao *et al.*, 2015) a ecotoxicidade terrestre devido aos metais pesados contéudo nos lodos de esgoto, deve ser considerado como um fator importante a ser analisado com as categorias de impacto nas ETARs.

- Sólidos Totais:

Segundo as afirmações feitas por Martí (2008) e Bohutskyi *et al.* (2014), os sólidos totais representam a massa da biomassa seca (no presente trabalho, lodo de esgoto), ou seja, é a carga real de matéria sólida que é alimentada ao biodigestor. E para Rynk (1992), os sólidos totais (ST), também conhecidos como matéria seca (MS), podem dar uma ideia da característica do resíduo quanto à viscosidade e, portanto, ao comportamento, ao escoamento e ao bombeamento, sendo usualmente expresso em percentagem em relação ao peso úmido da amostra. O valor dos sólidos totais depende geralmente do tipo de substrato tendo intervalos variáveis que podem depender de fatores como variedade das culturas energéticas, raça e alimentação dos animais,

entre outros. Segundo Cortez, *et al.* (2008), os sólidos totais resultam da evaporação da água a 103°C – 105°C até a obtenção do peso constante da amostra.

- Sólidos Voláteis:

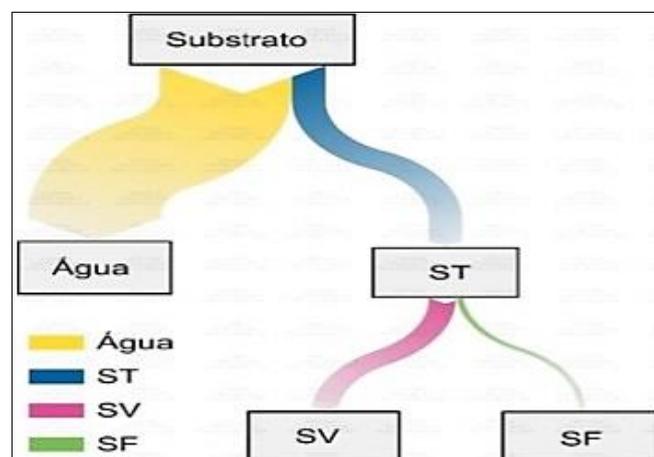
Martí (2008) e Bohutskyi *et al.* (2014) concluíram que os sólidos voláteis representam uma parte dos sólidos totais, os quais são volatilizados em um processo de calcinação. É importante considerar a quantidade de sólidos voláteis que são convertidos em biogás no processo de digestão anaeróbia.

O valor de SV, também conhecidos como matéria orgânica seca (MOS), corresponde aproximadamente a quantidade de matéria orgânica digerível contida no resíduo. Os sólidos voláteis resultam da diferença de sólidos totais e sólidos fixos, sendo expressos geralmente, em percentagens de sólidos totais (CORTEZ *et al.*, 2008; SGC, 2012). Os sólidos fixos (SF) são os componentes inorgânicos, principalmente os elementos fertilizantes como, N, P, K, Ca, Cu, Zn, Fe, etc., e representam por volta de 20% da parte sólida dos resíduos dos animais. O valor dos sólidos fixos é determinado pelo peso das cinzas resultantes da combustão dos sólidos totais a 550°C (CORTEZ *et al.*, 2008; GIZ, 2010).

Embora existam algumas margens de erro no momento de fazer a análise dos sólidos voláteis, principalmente nos substratos acidificados, como as silagens, existe a possibilidade de fazer a correção por meio do uso de um fator desenvolvido por Weißbach e Strubelt (2008).

Na figura 2.22, pode-se observar as parcelas aproximadas de sólidos voláteis e sólidos totais de um substrato, sendo que, a produção de biogás vai ocorrer a partir da degradação da parcela de sólidos voláteis.

Figura 2.22 – Parcela aproximada de ST, SV e SF dos substratos



Fonte: Adaptado de (CORTEZ *et al.*, 2008; GIZ, 2010; SGC, 2012; RYNK, 1992).

2.4. Lodos de Esgoto Sanitário

2.4.1. Definição do Lodo

De acordo com Zhang *et al.* (2012), o lodo de esgoto é um subproduto gerado em quantidades significativas dos processos de sedimentação primária e secundária na maioria das ETAR em todo o mundo. Contém altas concentrações de matéria orgânica, incluindo carboidratos (2109 mgL⁻¹) e proteínas (12.036 mgL⁻¹) e, portanto, representa uma fração significativa da energia não recuperada do processo de tratamento.

Conforme preconizado por Werther e Ogada (1999), o lodo de esgoto é uma biomassa heterogênea, rica em carbono e com um valor de aquecimento relativamente alto. Os autores concluíram que a biomassa pode ser próxima ao carvão.

O lodo de esgoto é rico em matéria orgânica (celulose, hemicelulose e lignina) com uma composição comparável aos tecidos vegetais e é considerado biomassa (ROMDHANA *et al.*, 2009; GROSSER *et al.*, 2017). Nos processos biológicos de tratamento, o lodo secundário, formado principalmente de sólidos biológicos, também é chamado de biossólido (VON SPERLING, 2014).

Segundo BNDES (1997), o lodo é o resultado da remoção da matéria orgânica contida no esgoto, cuja quantidade e natureza dependem de suas características e do processo de tratamento empregado.

Segundo o relatório de PROSAB (1999), as taxas volumétricas de acumulação de lodos variam entre 0,08 e 0,4 l/hab. dia em lagoas primárias (anaeróbias ou facultativas), sendo recomendada a utilização do limite inferior em regiões de clima quente e o limite superior para regiões de clima frio.

No estudo realizado por Lee e Santos (2011), o Poder Calorífico (PC) foi calculado a partir das porcentagens de carbono e hidrogênios presentes em amostras de lodo seco (com 20% de umidade) das ETEs Jardim das Flores, em Rio Claro e Barão Geraldo, em Campinas. Os autores obtiveram como valor médio de PC equivalente a 16MJ/kg.

Nozela (2014) analisou o lodo de esgoto da ETE Araraquara (tratamento do esgoto através de lagoas de aeração seguida de lagoas de sedimentação), verificando que o biossólido, gerado pelo processo de desaguamento e secagem térmica do lodo, apresenta 48,7% de matéria orgânica e um Poder Calorífico Superior (PCS) de 12,12 MJ/kg (teórico), além de possuir

concentrações reduzidas de metais Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn, conforme especificado pela legislação vigente no país para uso agrícola de lodo.

Para caracterizar o lodo pode-se usar a relação entre o teor de sólidos e de umidade (Equação 2.1), e a concentração de sólidos secos. De acordo com Von Sperling (2014), a umidade influi nas propriedades mecânicas do lodo (no manuseio e na disposição final). Os sólidos secos são equivalentes a Sólidos Totais (ST), no caso dos lodos, os quais são referentes às amostras que passaram pela estufa a 100° C. A concentração de sólidos secos exclui o peso da água presente no lodo.

$$\text{Umidade (\%)} = 100 - \text{Sólidos Secos (\%)} \quad (2.1)$$

De acordo com Fonseca (2008), os sistemas de tratamento preveem a redução e a remoção frequente do lodo para sua manutenção, dispondo de processos que permitam o manuseio e a disposição final desse material como parte integrante da estação, a fim de atenderem aos requisitos, diretrizes e normas ambientais.

Jordão (2005) afirma que na fase primária do tratamento, o lodo é constituído pelos sólidos em suspensão removidos do esgoto bruto, e o material removido é, em geral, encaminhado para os digestores. A fase secundária o objetivo é a conversão parcial da matéria putrescível em líquidos, sólidos dissolvidos, subprodutos gasosos e alguma destruição de microrganismos patogênicos, bem como a concentração de sólidos estabilizados. O tratamento do lodo tem por objetivo, basicamente, a redução do volume e do teor de matéria orgânica (estabilização), considerando a disposição final do resíduo. Para o tratamento do lodo podem ser empregados dois tipos de processos:

- Digestão anaeróbia- Foco do presente trabalho;
- Digestão aeróbia- Apresenta as seguintes vantagens: facilidade operacional; baixo custo de implantação; não produz odores; reduz a baixos níveis o número de organismos patogênicos; reduz o material graxo ou solúvel em hexano; reduz a taxa de respiração do lodo; e produz um sobrenadante, quando clarificado, com baixa concentração de demanda biológica de oxigênio-DBO, sólidos e fósforo total. No entanto, apresenta algumas desvantagens, como a necessidade do suprimento de oxigênio artificialmente, elevando seu custo operacional, e produzindo um lodo digerido mais diluído.

2.4.2. Características do Lodo

Geralmente, o volume de lodo no processo anaeróbico, em termos práticos, é menor que 30% do volume produzido pelo processo aeróbico, para um mesmo afluente líquido (PROSAB, 2009).

No relatório de Embrapa (2011), foi conduzido um experimento, com cerca de 3.000 m² instalado em uma área degradada (no ano de 2003) localizada no município de Jaguariúna-SP, com a finalidade de avaliar o potencial do lodo de esgoto em plantações florestais e na recuperação de áreas degradadas. O êxito desse experimento foi avaliado por meio de parâmetros silviculturais, econômicos e operacionais, de física, fertilidade e de microbiologia do solo. O lodo apresentou as características da Tabela 2.10.

Tabela 2.10 – Análise química do lodo de esgoto utilizado no experimento

Determinações	Lodo de esgoto úmido	Lodo de esgoto seco
pH em CaCl ₂ 0,01 M	7,3	6,5
Densidade	1,03 g/cm ³	0,97 g/cm ³
Umidade perdida a 60-65 °C	76,04%	4,14%
Umidade perdida entre 65-110 °C	1,32%	3,29%
Unidade Total	77,36%	7,43%
Inertes	0,0	0,0
Matéria orgânica Total (combustão)	12,37%	49,13%
Matéria orgânica compostável	11,89%	46,52%
Matéria orgânica resistente a compostagem	0,48%	2,61%
Carbono total (orgânico e mineral)	29,87%	27,29%
Carbono orgânico	6,61%	25,84%
Resíduo mineral total	10,27%	43,44%
Resíduo mineral insolúvel	4,73%	20,80%
Resíduo mineral solúvel	5,54%	22,64%
Nitrogênio total	0,74%	3,22%
Fósforo (P ₂ O ₅)	0,74%	3,56%
Potássio (K ₂ O) total	0,06%	0,25%
Cálcio (Ca) total	0,57%	2,28%
Magnésio (Mg) total	0,11%	0,36%
Enxofre (S) total	0,15%	0,63%
Relação C/N (C total e N total)	09/01/11	8/1
Cobre (Cu) total	129 mg/kg	ND
Manganês (Mn) total	44 mg/kg	ND
Zinco (Zn) total	539 mg/kg	ND

Tabela 2.10 – Análise química do lodo de esgoto utilizado no experimento

Ferro (Fe) total	8902 mg/kg	ND
Boro (B) total	2 mg	ND
Sódio (Na) total	132 mg/kg	ND

Observação: ND – Não detectado

Fonte: Adaptado de Embrapa (2011).

2.4.3. Classificação do Lodo

Autores como Rodriguez (2011); Von Sperling (2014); El-Hadj (2006) e Santos (2003) concluíram que os lodos são classificados conforme descrito na Tabela 2.11:

Tabela 2.11 – Classificação do Lodo

Tipo de Lodo	Características
Lodo primário	<ul style="list-style-type: none"> - Gerado após o tratamento primário. - Processo físico ou químico que retém as partículas em suspensão, grandes e ou densas (sólidos, gorduras e espuma). - Esta etapa do tratamento remove 50-70 % de sólidos em suspensão com um baixo nível de teor de SV (de 55 a 60 %). - Este tipo de lodo fermenta muito facilmente.
Lodo secundário/lodo biológico/lodo excedente/biossólido/lodo ativado	<ul style="list-style-type: none"> - Gerado a partir do tratamento biológico das águas residuais. - Contém uma mistura de microrganismos vivos, principalmente bactérias, que decompõe o material orgânico e contaminantes que permanecem após o tratamento primário.
Lodo misto	<ul style="list-style-type: none"> - Combinação dos lodos primários e secundários que podem ser misturados antes do tratamento do lodo.
Lodo digerido	<ul style="list-style-type: none"> - É lodo secundário ou misto, que passou por um processo de estabilização biológica, chamado digestão. - Esta digestão pode ser feita sob diferentes temperaturas (mesófila ou termófila) e em condições aeróbias ou anaeróbias. - Lodo digerido apresenta odor, massa e quantidade de patógenos reduzidos e é mais facilmente desidratado.
Lodo químico	<ul style="list-style-type: none"> - Contém em sua composição produtos químicos provenientes de sistemas de tratamento que incorporam uma etapa físico-química para melhorar o desempenho do decantador primário ou para dar um polimento ao efluente secundário.

Fonte: Adaptado de Rodriguez (2011); Von Sperling (2014); El-Hadj (2006) e Santos (2003).

Tchobanoglous *et al.* (2002) preconizaram que pode se obter a quantidade de lodo produzido (L/hab.dia) a partir do tipo de sistema de tratamento de esgoto aplicada na ETE, como se apresenta na Tabela 2.12:

Tabela 2.12 – Quantidade de lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto

Tipo de Sistemas	Volume de Lodo Produzido (L/hab.dia)
Lagoas facultativas	0,05 – 0,15
Reator UASB	0,2 – 0,6
Lodos ativados convencional	3,1 – 8,2
Aeração prolongada	3,3 – 5,6
Lagoa anaeróbia	0,1 – 0,3
Filtro biológico de alta carga	1,4 – 5,2
Lagoa aerada facultativa	0,08 – 0,22

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (2002).

2.4.4. Reuso e disposição final do lodo

O problema da eliminação ou destinação de lodo de esgoto é que se cria um novo problema, embora menor, a necessidade de eliminar as cinzas de lodo de esgoto e resíduos de controle da poluição do ar (LI *et al.*, 2017).

Os processos de tratamento e eliminação de lodos consistem na realização da estabilização aeróbica ou anaeróbia e, em seguida, desidratação até um teor de matéria seca de cerca de 20:30%. Um bom processo de preparação dos lodos para um maior desenvolvimento é a compostagem. Este processo permite obter um fertilizante orgânico saudável, abundante em nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica, bem como seguro em termos sanitários (IGNATOWICZ, 2017).

A aplicação de métodos tradicionais de tratamento de esgoto, tais como aterros sanitários, incineração e fertilizantes agrícolas, está sujeita a certas restrições devido aos seus potenciais efeitos negativos no ambiente ou na saúde humana (SMITH *et al.*, 2009; FYTILI e ZABANIOTOU, 2007; RIO *et al.*, 2006).

A presença dos metais pesados em lodo de esgoto municipal tem efeitos negativos para reutilização e reciclagem, como a utilização agrícola. No entanto, é indicado que a pirólise é uma medida eficaz e viável para imobilizar metais pesados em resíduos e reduzir a toxicidade para o ambiente. Alta temperatura é o fator crucial de imobilização e estabilização de metais pesados em resíduo durante a pirólise. Assim, a co-pirólise de lodo de esgoto municipal com

diferentes fontes de biomassa tem sido reconhecida como eficaz para diminuir o teor total de metais pesados das matérias-primas e proporcionar um aditivo carbono ecológico (XU *et al.*, 2017).

A utilização de esgoto em materiais civis e de construção tem gerado interesse científico significativo por causa de seu potencial de agregar valor ao lodo (LIU *et al.*, 2017). Cusidó e Soriano (2011) analisaram a transformação de lodo de esgoto através de um processo de ceramização em um material semelhante ao das argilas expandidas, indicando que ele pode ser usado na indústria da construção ou na indústria agrícola. Na pesquisa realizada por Righi *et al.* (2013) e Hamoda *et al.* (1998), a incineração e os aterros sanitários continuam sendo as principais formas de eliminação final. Uma maneira de eliminar adequadamente o lodo de esgoto é por compostagem; nos países da União Europeia, estima-se que cerca de 36% do lodo de esgoto é reciclado por meio da compostagem.

De fato, os processos de compostagem de lodo de esgoto e resíduos orgânicos em um composto viável, podem gerar benefícios econômicos que podem reduzir o custo do tratamento e a pressão sobre os recursos naturais. Este subproduto final pode ser destinado ao uso agrícola, conseqüentemente melhora das características físicas do solo, aumentando sua permeabilidade, mantendo água e nutrientes em solos arenosos e permitindo uma maior concentração de nutrientes essenciais (CHIBA *et al.*, 2008; GALKA, 2004; PONSA *et al.*, 2009). Manara e Zabaniotou (2012); Ogada e Werther (1996); Rulkens (2008) propõem a valorização energética do lodo de esgoto por diferentes processos termoquímicos, como a pirólise, a gaseificação ou a combustão (com recuperação de calor).

Embora as técnicas de utilização térmica, incluindo a pirólise, a gaseificação e a combustão, possam recuperar a energia do lodo de esgoto com excelente redução de volume e imobilização das matérias perigosas, enfrentam o desafio de poluentes secundários incluindo NO_x, cinzas volantes tóxicas e alguns contaminantes orgânicos persistentes. Além de aproveitar a natureza carbonácea, a preparação de carbonos porosos do lodo de esgoto é considerado como sendo uma técnica ambientalmente benigna e sustentável. Vários materiais de carbono foram preparados a partir de lodos têxteis, de papel e municipais, o volume de poros dependem principalmente do conteúdo de carbono inerente e das matérias voláteis no lodo de esgoto e das condições de ativação (JARIA *et al.*, 2017; SMITH *et al.*, 2009).

Também os lodos de esgoto podem ser usados para preparar adubo, forragem, aditivo de cimento, mistura de combustível após desaguamento de lodos e outros processos adicionais

(WU *et al.*, 2010; LIANG *et al.*, 2014). O tratamento deste resíduo tem por objetivo, basicamente, a redução do volume e do teor de matéria orgânica e sua estabilização, considerando a disposição final, que, usualmente, pode ser: a) reciclagem agrícola; b) recuperação de áreas degradadas; c) disposição no solo (*landfarming*); d) uso na fabricação de lajotas, combustível e outros; e) incineração; f) aterro sanitário (BNDES, 1997; VON SPERLING, 2005). Segundo a literatura, a disposição final do lodo pode ser feita em aterros sanitários, juntamente com os resíduos sólidos urbanos (RSU), em incineradores e na restauração de solos (controle de voçorocas) (JORDÃO, 2005).

A experiência dos países europeus apresenta que a utilização mais razoável do lodo de esgoto é a produção de energia (KELESSIDIS e STASINAKIS, 2012). Uma vez que o lodo de esgoto é uma matéria orgânica que produz calor na maior parte quando é queimado, a utilização do lodo de esgoto para a produção de energia é considerada como o uso mais prospectivo (FONTS *et al.*, 2012). A incineração ainda é o método de tratamento térmico mais utilizado para lodos (SAMOLADA e ZABANIOTOU, 2014). Fytili e Zabaniotou (2008) concluíram que outra alternativa aconselhável seria utilizar o lodo de esgoto digerido, para a produção de pellets ou briquetes.

As tecnologias alternativas de tratamento de resíduos, tais como a incineração e a gaseificação, ganharam cada vez mais atenção devido ao seu grande potencial para gerar energia e recursos. A incineração poderia efetivamente reduzir o volume de resíduos sólidos em 90-95%, mas o processo correspondente de queima de resíduos produz uma grande variedade de subprodutos tóxicos que são prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública em geral (TIAN *et al.*, 2012). Em comparação com a incineração, a gaseificação geralmente não só é mais eficiente, mas também apresenta menores preocupações ambientais porque a deficiência em oxigênio em um gaseificador não contribui para a formação dos poluentes ambientais. Além disso, a tecnologia de gaseificação é bem adequada para a aplicação descentralizada (Buragohain *et al.*, 2010), que oferece flexibilidade para o tratamento de diferentes resíduos e poderia reduzir significativamente a contaminação ocorrida durante o transporte dos mesmos (YOU *et al.*, 2016). Um grande número de estudos tem sido conduzido para explorar a gaseificação de resíduos alimentares e lodo de esgoto. Os lodos de esgoto foram co-gaseificados com biomassa para mitigar efetivamente os efeitos adversos de várias características (por exemplo, alto teor de umidade e compostos tóxicos) de lodo de esgoto no processo e aumentar a eficiência de gaseificação (MANARA e ZABANIOTOU, 2012).

Fytili e Zabaniotou (2008) apresentam uma revisão das tendências usadas na Europa para tratamento dos lodos, com enfoque nos processos térmicos (pirólise, oxidação úmida, gaseificação) e na fabricação de cimento (como combustível).

Na última década, outras opções de destinação dos lodos foram sugeridas por meio de pesquisas, como na produção de biodiesel (KWON *et al.* 2012; KWON, 2013) e misturado a cimento (CYR *et al.*, 2007).

Lundin *et al.* (2004) apresentam opções para reciclagem ou disposição dos lodos, além do uso agrícola e da incineração, a incineração combinada com a recuperação de fósforo e o fracionamento com recuperação de fósforo, sendo que estas duas últimas apresentaram potencial de conciliar os aspectos ambientais e econômicos.

De acordo com a Lei 12.305/10, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil (BRASIL, 2010) afirma que independentemente do tipo de lodo gerado faz-se necessário tratar e descartar o mesmo de modo ambientalmente correto com a finalidade de minimizar os impactos.

2.4.5. Reuso do Efluente Líquido

O reuso de efluentes pode ocorrer em fins potáveis e não potáveis. O reuso potável incorre em altos custos e riscos à saúde pública e sua prática fica condicionada a situações de extrema escassez.

De acordo com Hespanhol (2002), dentre as principais formas de reuso de águas residuárias em fins não potáveis destacam-se (Tabela 2.13):

Tabela 2.13 – Reuso de efluentes em fins potáveis e não potáveis

Tipos de Reusos	Características
Reuso na Agricultura	- Caracterizado pela utilização de efluentes domésticos na irrigação de plantas comestíveis ou não (salienta-se que no grupo de plantas faz-se uma subdivisão entre as consumidas cruas ou cozidas, visto que em cada grupo são definidos os parâmetros de qualidade associados ao risco inerente de cada uso).
Reuso Urbano	- Caracterizado pela utilização de efluentes domésticos tratados para suprir as várias atividades urbanas que admitem qualidade inferior à potável. Dentre elas cabe citar: prevenção de incêndios, descarga de aparelhos sanitários, lavagem de ruas, ônibus, praças, etc., irrigação de parques, jardins, e campos esportivos;

Tabela 2.13 – Reuso de efluentes em fins potáveis e não potáveis

Reuso Industrial	- Ocorrendo quando os efluentes tratados são utilizados em atividades industriais. São exemplos: torres de resfriamento, lavagem de equipamentos e pátios e águas de processamento;
Reuso Recreativo	- Ocorrendo quando o efluente é utilizado para abastecer locais destinados à recreação pública. São exemplos: lagos, rios e reservatórios.
Aquicultura	- Esta forma de reuso fundamenta-se na utilização dos efluentes de ETE e seus nutrientes para produção de peixes e plantas aquáticas com vistas à produção de alimentos e/ou energia.
Paisagísticos	- Esta forma de reuso é caracterizada pela utilização de efluentes na manutenção de: espelhos d'água, chafarizes, etc.
Recarga de aquíferos	- Caracterizado pela utilização de efluentes domésticos tratados para recarga artificial de aquíferos.
Manutenção de vazão dos cursos d'água	- Baseada na utilização de efluentes domésticos tratados na manutenção de vazão mínima em tempos de seca ou vazão ecológica, garantindo vazão para diluição de cargas poluidoras, manutenção da vida aquática e/ou condições de navegabilidade.
Reuso de águas servidas na agricultura e em sistemas de aquicultura	- São os mais praticados em todo mundo. Esse autor relata que estudos têm apresentado resultados convincentes, em termos de benefícios diretos (econômicos) e indiretos, tais como incremento do nível nutricional e a melhoria das condições de vida das populações mais pobres, pelo aumento da produção de alimentos e a redução de danos ambientais.

Fonte: Adaptado de Hespagnol (2002).

2.5. Biogás

2.5.1. Definição de biogás

O biogás é uma fonte de energia limpa, eficiente e renovável, que pode ser utilizada como substituto de outros combustíveis, a fim de economizar energia nas zonas rurais (YU *et al.*, 2008).

Purwanto e Akiyama (2006) destacam que o uso do biogás, oriundo da digestão anaeróbia, ao invés do gás natural, para a produção do hidrogênio é uma maneira promissora de diminuir as emissões de CO₂ e mitigar o aquecimento global. Lima (2005) e Figueiredo (2007) definem o biogás como sendo um gás solúvel em água, cuja combustão não libera resíduos e é não tóxico. Porém, pode atuar sobre o organismo humano diluindo o oxigênio e podendo provocar morte por asfixia. Para Osorio e Torres (2009), além destas características, o biogás é também um gás incolor, inodoro, inflamável e mais leve que o ar.

Segundo Tavares (2008), o biogás é uma mistura gasosa combustível, produzida através da digestão anaeróbia, ou seja, pela biodegradação de matéria orgânica através da ação de bactérias na ausência de oxigênio e que, no caso de sistemas de tratamento de esgoto, consiste no lodo. Trata-se de um processo que também pode ocorrer naturalmente em pântanos, mangues, lagos e rios, e é uma parte importante do ciclo bioquímico do carbono. Além disso, o autor afirma que o biogás produzido deve passar por um processo de purificação, principalmente caso venha ser usado posteriormente em um sistema de conversão em energia elétrica. Geralmente, esse sistema de purificação é composto por dois compartimentos instalados na linha de captação do gás. Antes de o biogás ser alimentado neste sistema, passa por um recipiente onde fica retida a água condensada durante sua passagem pela tubulação. O primeiro compartimento é composto por dois tipos de peneira molecular, uma delas visa à retirada da umidade e a outra a retirada do ácido sulfídrico (H₂S), sílica gel azul, utilizada como indicador, pois quando saturada, forma uma coloração diferente. O segundo contém cavaco de ferro, visando a assegurar a retirada de H₂S, que possivelmente não tenha reagido com o primeiro elemento.

Para a CETESB (2011), o uso do metano contido no biogás gera não só ganho energético, mas também ganhos ambientais, por reduzir emissões de poluentes na água, solo e ar.

Holm-Nielsen *et al.* (2009) afirmam que o biogás pode ser aproveitado de várias maneiras, tanto na forma bruta, quanto enriquecido. O gás deve ser no mínimo, resfriado, drenado e seco imediatamente após sua produção. Além disso, o trabalho descreve as diferentes formas de uso do biogás: i) produção de calor ou vapor; ii) produção de eletricidade por meio de co-geração; iii) fonte de energia industrial para calor, vapor, eletricidade e resfriamento; iv) uso como combustível para automóveis; v) produção de produtos químicos e/ou proteínas; vi) injeção nas redes de gás natural; e vii) combustível para Células a Combustível (CaC's).

2.5.2. Evolução do Biogás

Na pesquisa de Costa (2012), citou-se a evolução do biogás como se apresenta na Tabela 2.14.

Tabela 2.14 – Evolução do Biogás

Ano/ Século	Características	Referência
Ano 1667	O biogás foi descoberto nesse ano, também conhecido como gás dos pântanos, porém a presença de metano no biogás só foi verificada um século mais tarde.	f
Século XIX	Um aluno de Louis Pasteur realizou a experiência de fermentação anaeróbia de uma mistura de estrume e água a 35 °C e conseguiu obter 100 litros de gás por m ³ de matéria. Em 1884, durante a apresentação deste trabalho à Academia de	a, b, c, d

Tabela 2.14 – Evolução do Biogás

	Ciências, Louis Pasteur considerou que esta fermentação poderia produzir uma fonte de luz e calor.	
Ano 1859	A experiência da utilização do metano produzido por digestão anaeróbia já era realizada em Bombaim, Índia. Na Europa, a primeira utilização deste gás ocorreu 30 (trinta) anos após este primeiro aproveitamento, em 1895, quando foi usado o biogás, produzido em uma estação de tratamento de esgotos, para iluminação de algumas ruas de Exter, Inglaterra.	a, d
Durante a 2ª Guerra Mundial	Devido às carências energéticas durante a 2ª Guerra Mundial, o biogás voltou a ser utilizado nas cozinhas, no aquecimento das casas e na alimentação de motores a combustão interna.	a
Duas décadas seguintes	Com a abundância de fontes energéticas tradicionais, o biogás foi levado ao esquecimento por países desenvolvidos. Somente países como Índia e China e outros do terceiro mundo passaram a desenvolver seus modelos de biodigestor.	a, b, c, d
Desde as décadas de 1950 e 1960	A utilização do biogás produzido em estações de tratamento de esgotos, processados por intermédio da fermentação anaeróbia foi praticado de forma mais intensa na Índia e na China, desde as décadas de 1950 e 1960.	e
Anos 1970	A partir da crise energética dos anos 70, países europeus passaram a aumentar a produção do gás metano com digestores anaeróbios com o objetivo de recuperar a energia gerada neste processo. Também nesta época, os digestores passaram a ser difundidos no Brasil, com o intuito de aproveitar os benefícios obtidos a partir do biogás e do biofertilizante.	a, b, c, d

^a Costa (2006); ^b Pecora (2006); ^c Prati (2010); ^d CETESB (2011); ^e Fonseca (2008); ^fClassen *et al.* (1999).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na opinião de Costa (2006), Pecora (2006) e Prati (2010), até pouco tempo atrás, o biogás era definido como um subproduto da decomposição de RSU, resíduos animais e lodo proveniente do tratamento de efluentes domésticos.

Atualmente, a alta dos preços dos combustíveis, a tentativa de diminuição da emissão dos GEE, e a busca da utilização de fontes renováveis de energia, têm encorajado as investigações de novas fontes energéticas, tanto no sentido de ser economicamente atrativo quanto aquele que reduzam o uso de recursos naturais (COSTA, 2006; PECORA, 2006; PRATI, 2010; CETESB, 2011).

2.5.3. Composição do Biogás

A eficiência de um sistema de purificação se comprova pelo decréscimo significativo das

concentrações do sulfeto de hidrogênio e água, como pode ser visto na Tabela 2.15, onde são apresentadas as composições típicas do biogás gerado e após a purificação (PECORA, 2006).

Tabela 2.15 – Composição típica do biogás produzido e purificado

Compostos Químicos	% de volume do biogás gerado	% de volume do biogás purificado
Metano (CH ₄)	50 a 80 %	80,80 %
Dióxido de Carbono (CO ₂)	20 a 40 %	4,07 %
Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S)	1 a 2 %	0,06 %
Água (H ₂ O)	1 a 2 %	0,98 %
Hidrogênio (H ₂)	1 a 2 %	0,00 %
Nitrogênio (N ₂)	0,5 a 2,5 %	13,20 %
Oxigênio (O ₂)	0,1 a 1 %	0,89 %
Total	100 %	100 %

Fonte: Adaptado de Pecora (2006).

Conforme afirma Figueiredo (2007), o biogás é composto por diferentes gases, porém os mais significativos são o metano e o gás carbônico.

No estudo de Lima (2005), a produção de biogás também pode ser realizada através do processo aeróbio. Porém, observando-se a Tabela 2.16, verifica-se que tal processo não é viável, pois a produção de biogás do processo aeróbio é inferior ao anaeróbio, além do consumo de energia ser maior no primeiro processo, e a produção do lodo ser superior no segundo.

Tabela 2. 16 – Comparação entre processos aeróbios e anaeróbios

Parâmetros	Processo aeróbio ¹	Processo anaeróbio ¹
Aeração	0,5 a 0,75 kg O ₂ /dia	Não necessita
Potência	Consome 20 a 30 W (p/aeração) ²	Não consome (produz 30 a 35 W) ²
Biogás	146 a 216 l/dia (65 % metano) ³	260 a 370 l/dia (100 % metano)
Lodo	315 gSSV/d ⁴	150 gSSV/d ⁵

Obs. ¹ Ambos realizando o metabolismo de 1kg DQO/dia, ² Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), ³ A partir da biodigestão de lodos do processo aeróbio, ⁴ Lodo digerido, ⁵ (Anabolismo Acidogênico + Metanogênico).

Fonte: Adaptado de Lima (2005).

Desta maneira, o Lima (2005) concluiu que a produção de biogás no processo aeróbio é inferior ao anaeróbio. Além disto, a produção de lodo é superior. Então, pode-se deduzir que o processo anaeróbio é energeticamente mais eficiente que o aeróbio.

2.5.3.1. Metano

Segundo o relatório de *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC, o metano (CH_4) é um gás de efeito estufa (GEE) altamente potente que contribui significativamente para a mudança climática. Em um horizonte de 100 anos, 1 tonelada de CH_4 induzirá um efeito de aquecimento equivalente a 21 toneladas de CO_2 . A concentração atmosférica média global de metano aumentou de aproximadamente 0,7 ppm em 1750 para 1,8 ppm em 2013. Estima-se que até 50% da emissão de metano seja devida a atividades antropogênicas. Mas também, afirmam que a quantidade de CH_4 produzido depende principalmente da quantidade de matéria orgânica degradável contida nas águas residuais, da temperatura e do tipo de sistema de tratamento. O índice de produção de CH_4 aumenta de acordo a temperatura usada. Abaixo de 15°C , a produção significativa de CH_4 é improvável, porque as arqueas metanogênicas não estão ativas e servirá principalmente como tanque de sedimentação, mas quando a temperatura é maior que 15°C , é provável que a produção de CH_4 se reinicie. Finalmente, segundo IPCC (2006), o fator principal para determinar o potencial da geração de CH_4 dos esgotos é a quantidade de matéria orgânica degradável contida nas águas. Os parâmetros usuais para medir o componente orgânico dos esgotos são a DBO e DQO. Então, quanto maior for a concentração desses componentes, maior será a produção de metano (IPCC, 2006).

Segundo Souza (2010), com relação ao metano, suas emissões para atmosfera têm provocado preocupações da comunidade científica, por se tratar de um gás que contribui cerca de 21 vezes mais que o gás carbônico para o efeito estufa. De acordo com El Fadel e Massoud (2001), o CH_4 produzido de tratamento de esgotos constitui cerca de 5% do global de fontes de metano. Nesse contexto atual, de crescimento dos efeitos do inevitável fenômeno de aquecimento global, a diminuição de emissões de GEE e a substituição de fontes de energia não renováveis por renováveis, são estratégias que devem ser buscadas, inclusive em ETEs.

Segundo a pesquisa realizada por Fonseca (2008), o poder calorífico inferior do metano pode variar de 5.000 a 7.000 kcal/m³. Esse poder calorífico pode chegar a 12.000 kcal/m³ se for eliminado todo o gás carbônico da mistura. Conforme Cardoso (2004), o metano puro em condições normais (CNTP) de pressão (1atm) e temperatura (20°C) tem um poder calorífico inferior (PCI) de 9,9 kWh/m³.

2.5.3.2. Sulfeto de Hidrogênio

Para Souza (2010), o sulfeto de hidrogênio preocupa pelas suas características de mau cheiro (ovo podre) e também por propriedades de provocar corrosão em estruturas de aço, em vários tipos de metais e até mesmo em concreto. Segundo Gostelow *et al.* (2001), as emissões de odor afetam a qualidade de vida da população, acarretando insônia, perda de apetite, estresse psicológico e comportamento irracional, a depender do tempo de exposição e da concentração ambiental do gás odorante. Embora as ETEs mais modernas já venham implementando sistemas de controle de odor, aquelas estações pequenas e/ou localizadas próximas a centros povoados podem causar impactos à vizinhança.

2.5.4. Conteúdo energético do Biogás

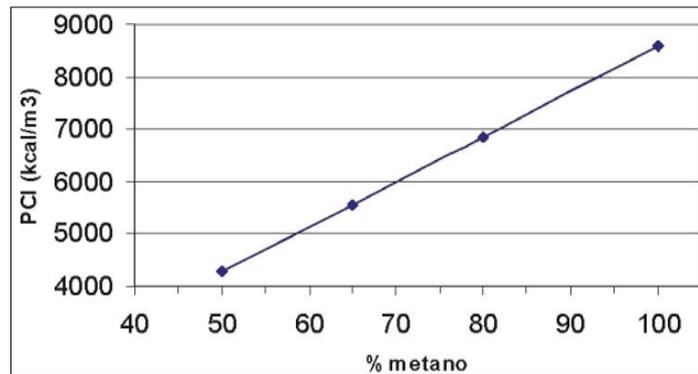
Para Souza (2016), o poder calorífico inferior (PCI) é utilizado para determinar o potencial teórico de energia contido nos combustíveis. Quanto maior a concentração de metano, mais energia por unidade de massa, ou seja, maior o PCI do biogás. A tabela 2.17 apresenta a variação do PCI do biogás e densidade em função da composição de metano.

Tabela 2.17 – Peso específico e poder calorífico inferior do biogás em função da composição química

Composição química do biogás	Peso específico (kg/m ³)	PCI em (kcal/m ³)
10% CH ₄ e 90% CO ₂	1,8393	465,43
40% CH ₄ e 60% CO ₂	1,46	2333,85
60% CH ₄ e 40% CO ₂	1,2143	4229,98
65% CH ₄ e 35% CO ₂	1,1518	4831,14
75% CH ₄ e 25% CO ₂	1,0268	6253,01
95% CH ₄ e 5% CO ₂	0,7768	10469,6
99% CH ₄ e 1% CO ₂	0,7268	11661,02

Fonte: Adaptado de Iannicelli (2008, *apud* Avellar, 2001).

Figueiredo (2007) atesta ainda que, de acordo com a quantidade de CH₄ existente no biogás, seu poder calorífico aumenta, não dependendo do volume de CO₂, pois este gás não pode ser queimado e seu PCI é igual à zero. Entretanto, Lima (2005) afirma que o PCI do biogás depende da concentração de metano que o compõe, como se apresenta na Figura 2.23.

Figura 2.23 – Poder calorífico inferior em função do percentual de metano

Fonte: Adaptado de Lima (2005).

Deublein e Steinhauser (2008) afirmam que o PCI do biogás para gás de lodo de esgoto tem o intervalo de [6,6-8,2] kWh/Nm³ e para gás de aterro sanitário entre [5,0-6,1] kWh/Nm³. Na análise dos custos de geração de energia elétrica realizada por o CCE (2000), admitiu-se um PCI do biogás de 6,5 kWh/m³.

Para David (2002), a concentração de metano no biogás resultante da digestão anaeróbia de lodo fica entre 60 e 70 % resultando um PCI para o biogás por volta de 5.500 kcal/m³, demonstrando potencialidade de uso controlado.

Com a finalidade de ter uma comparação, na Tabela 2.18 se apresenta o PCI para vários tipos de gases:

Tabela 2.18 – Poder calorífico inferior de vários tipos de gases

Gases	PCI em kcal/m ³
Metano (CH ₄)	8.500
Propano (C ₃ H ₈)	22.000
Butano (C ₄ H ₁₀)	28.000
Gás Natural	7.600
Biogás	5.500

Fonte: Adaptado de David (2002).

Para Lima (2005) e Figueiredo (2007), o biogás é uma fonte de energia primária, podendo substituir outros combustíveis na indústria.

A Tabela 2.19 apresenta a equivalência energética entre diversos combustíveis e o metano, que é determinada levando-se em consideração o PCI de cada combustível.

Tabela 2.19 – Valor equivalente de 1m³ de biogás com outros combustíveis

Combustível	Referências					
	a	b	c	d	e	f
Álcool anidro (L)	-	-	1,10	-	-	-
Álcool combustível (L)	-	0,79	-	0,79	-	-
Álcool hidratado (L)	-	-	1,14	-	-	1,3
Bagaço de cana (kg)	-	-	3,00	-	-	-
Butano (m ³)	0,20	-	-	-	-	0,20
Carvão mineral (kg)	-	-	1,40	-	-	-
Carvão vegetal (kg)	-	-	0,90	-	-	1,4
Eletricidade (kWh)	6,5	1,43	-	1,428	-	6,5
Etanol (L)	-	-	-	-	1,7	-
Gasolina (L)	-	0,61	0,70	0,61 L	1,1	0,8
Gasóleo (L)	0,6	-	-	-	-	-
Gás liquefeito de petróleo (m ³)	-	0,45	0,20	0,45	-	-
Gás Natural (m ³)	0,6	-	0,64	-	0,97	-
Lenha (kg)	1,6	1,54	1,50	1,538	-	1,6
Óleo diesel (L)	-	0,55	0,60	0,55	-	-
Propano (m ³)	0,26	-	-	-	-	0,25
Querosene (L)	-	0,58	-	0,57	-	-

^a CCE (2000); ^b Barrera (2003); ^c Lima (2005) e Figueiredo (2007); ^d Pecora (2006); ^e Neves *et al.* (2009); ^f Souza (2016). Obs.: ¹ Pesquisas realizadas com as seguintes características: ^a biogás (65% de CH₄), ^f biogás (60% de CH₄).

Fonte: Elaborado pelo autor.

2.5.5. Principais fatores que influenciam a produção de biogás

Tavares (2008) menciona que dentre os fatores que mais influenciam a produção de biogás podem ser destacados os seguintes:

- **Natureza do substrato:** Os substratos nutritivos devem servir como fonte de alimento aos microrganismos que realizaram a decomposição da matéria orgânica e produção de biogás. Alguns minerais são conhecidos como oligo-elementos, que em doses fracas são indispensáveis às reações enzimáticas. Estes elementos são principalmente cálcio, magnésio, potássio, sódio, ferro, zinco, cobalto, molibdênio, cobre e manganês. Outros elementos, como carbono, nitrogênio, oxigênio, fósforo e enxofre, têm uma importância muito grande no rendimento dos gases de fermentação.

- **Composição dos resíduos:** A geração de biogás será maior quanto maior for a quantidade de material orgânico no resíduo. Os principais nutrientes dos microrganismos são carbono, nitrogênio e sais orgânicos. O nitrogênio é encontrado principalmente nos dejetos humanos e de outros animais, enquanto que os polímeros presentes nos restos de culturas representam a principal fonte de carbono.

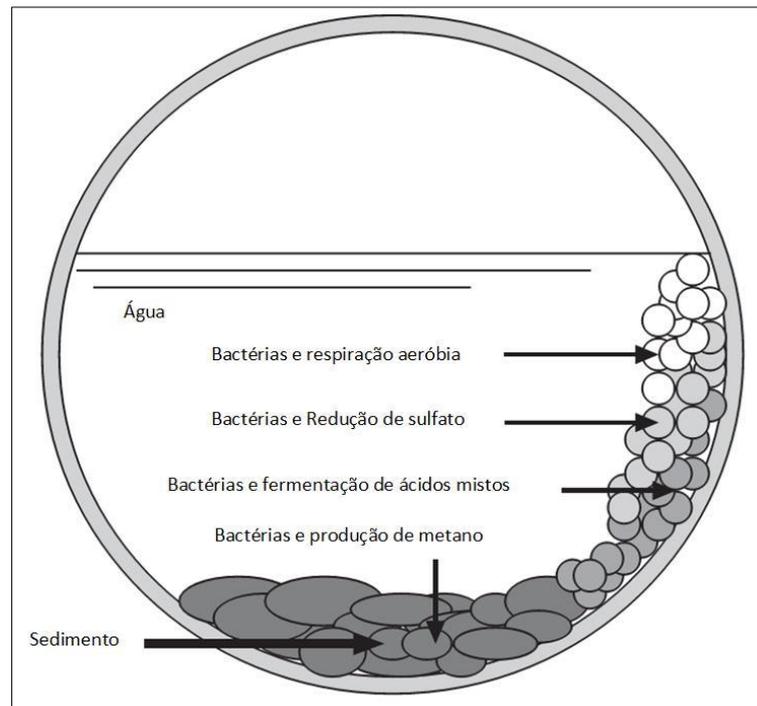
- **Teor de água:** O teor de água deve estar entre 60 % a 90 % do peso do conteúdo total.

- **Temperatura:** A temperatura tem uma influência muito grande no processo enzimático das bactérias anaeróbias e arqueas metanogênicas, visto que a 10 °C a atividade das bactérias e arqueas é muito baixa e acima de 65 °C as enzimas são destruídas pelo calor. A faixa ideal para a produção de biogás está entre 32 e 37 °C para bactérias mesofílicas e de 50 a 60 °C para bactérias termofílicas.

- **Impermeabilidade ao ar:** as bactérias anaeróbias têm influência no processo, pois na presença de oxigênio elas produzem apenas gás carbônico. Um dos sistemas de obtenção do biogás mais conhecidos e utilizados em ETEs é o que utiliza biodigestores.

O trabalho de Gerardi (2003) descreve (Figura 2.24) que dentro do esgoto ocorre a respiração aeróbica principal e a respiração anaeróbia. As bactérias na superfície do biofilme que estão expostas ao oxigênio molecular livre utilizam a respiração aeróbia. As bactérias abaixo da superfície do biofilme que não recebem oxigênio molecular livre utilizam respiração anaeróbia usando íons sulfato ou fermentação ácida mista. As bactérias na parte inferior do sedimento utilizam a respiração anaeróbia e as arqueas produzem metano. Como os íons nitrato e os íons nitrito raramente são encontrados em tubulações de esgoto, a respiração anóxica não ocorre.

Figura 2.24 – Bactérias presentes no biofilme



Fonte: Adaptado de Gerardi (2003).

2.5.6. Composição do biogás e balanço de energia e massa

Este parâmetro é um indicador rápido de problemas operacionais no sistema. Sob condições operacionais estáveis, os produtos finais do biogás são CH_4 e CO_2 . Os produtos intermediários tais como H_2 e/ou CO , são frequentemente acumulados durante as perturbações. Assim sendo, a presença desses compostos no biogás produzido pode ser usada para detectar os estágios de perturbação (RAI GD, 2011; VERMA, 2002; GERBER, 2010).

Um balanço de massa global realizado para o biorreator permite a estimativa da quantidade de metano produzida pelo sistema, enquanto o balanço energético é uma ferramenta útil para calcular a exigência energética de manter o biorreator no valor de temperatura apropriada (GERBER, 2010; ZIRKLER E PETERS, 2014).

De acordo com Siddharth *et al.* (2015), o balanço de massa é feito em termos de DQO: 10% do intervalo entre DQO das correntes líquidas de entrada e saída é acumulado dentro do biorreator como biomassa e 90% é convertido em metano. Com base na experiência prática, uma proporção de $0,35 \text{ m}^3$ de CH_4/kg de DQO degradada pode ser considerada como um valor realista para estimar a produção de metano, enquanto a porcentagem de metano no biogás pode ser estimada por Equação 2.2.

$$\% CH_4 = \left\{ 0,5 - \frac{(4-1,5*\frac{DQO}{COT})}{8} \right\} * 100 \quad (2.2)$$

Onde DQO e COT são as concentrações de Demanda Química de Oxigênio e o Carbono Orgânico Total do influente, respectivamente.

A manutenção do biorreator a uma temperatura operacional adequada requer o aquecimento da corrente de admissão e tendo em conta as perdas de calor para o ambiente. Combinando energia e balanços de massa pode-se calcular a energia recuperada do biogás, o que é suficiente para operar o sistema.

2.6. Conversão de Energia

Segundo a pesquisa realizada por Salomon e Lora (2009), algumas das vantagens da produção de energia elétrica a partir do biogás poderiam ser elencadas como:

- a produção descentralizada, realizada perto dos locais de consumo que pode ser produzido a partir de uma fonte renovável que tenha sido tratada como resíduo;
- a possibilidade de renda extra a partir da energia gerada pelo biogás ao ser vendido para as concessionárias de energia;
- a possibilidade de utilizar processos de cogeração;
- a redução nas emissões de metano à atmosfera, dado que este é um importante gás de efeito estufa, gerando créditos de carbono e redução de odores, etc.

Os autores adotaram uma metodologia para determinar a quantidade de energia elétrica possível de ser gerada por biogás compreende a avaliação do potencial energético dos diferentes resíduos orgânicos, com base na quantidade que cada um deles é gerado no Brasil. Para tanto, a quantidade anual de produção de biogás é multiplicada pelo seu PCI e pela eficiência média do gerador.

Salomon e Lora (2009) utilizam a fórmula do IPCC (*Panel Intergovernamental do Cambio Climático*) para determinar o potencial de produção de metano oriundo da digestão anaeróbia do esgoto doméstico, de acordo com a Equação 2.3.

$$PPM_{ETEs} (GgCH_4ano^{-1}) = Pop_{urb} * DBO_5 * FET * FCM * MFEM - R \quad (2.3)$$

Onde:

Pop_{urb} = população urbana do país (número de habitantes);

$DBO_{5,20}$: taxa de geração de DBO_5 (DBO_5 /habitantes. Ano)

FET: fração do esgoto tratado (fator adimensional)

FCM: fator de correção do metano (fração adimensional)

MFEM: máximo fator de emissão de metano (fração adimensional)

R: quantidade de metano recuperado ($GgCH_4$ /ano)

Os autores aplicaram a Equação 2.3 considerando que 10% do esgoto doméstico é tratado através de digestão anaeróbia, e chegaram ao valor de $PPM_{ETES} = 50,04 GgCH_4$ /ano. A tabela 2.20 apresenta um resumo do potencial de geração de eletricidade a partir de resíduos orgânicos no Brasil, em 2005.

Tabela 2.20 – Potencial de geração de eletricidade a partir de resíduos orgânicos no Brasil, em 2005

Resíduos orgânicos	Geração Anual de Eletricidade (MW) - P.C.I. 20.096 kJm^{-3}	
	Microturbina de 30 kW	Grupo gerador de 80 kW
	($\eta=27\%$)	($\eta=29\%$)
Vinhaça	819,27	879,96
Aterro sanitário	199,59	214,37
ETE	12,74	13,68
Esterco bovino	19,68	21,13
Esterco suíno (somente de animais abatidos)	3,56	3,83
Total	1054,84	1132,97

Fonte: Salomon e Lora (2009).

Com os resultados obtidos, os autores concluíram que o potencial de geração de eletricidade de biogás corresponde de 1,16-1,24% do total de eletricidade gerada no país, que de acordo com o Balanço Energético Nacional – BEN foi de 90,7 GW. No relatório final de BEN 2015 (BEN, 2015) ano base 2014, encontram-se somente os dados referentes a biogás (capacidade instalada de 70 MW) citado como energia primária que se obtém de recursos vegetais e animais, porém não é definida a origem do biogás.

O estudo realizado por Santos *et al.* (2018) apresentou uma avaliação considerando o volume de resíduos gerados no país e a produção média de biogás de cada lixo. A partir deste estudo,

descobriu-se que o poder potencial para 2015 era entre 4.5 e 6.9GW, o que teria reduzido as emissões de CO₂ em 4,93% ao ano. Além disso, mais de 180 mil ônibus podem ser alimentados usando o biogás gerado no Brasil. Os autores concluíram que as limitações como a viabilidade econômica, a ausência de políticas de incentivo e o desenvolvimento de modelos de negócios, são fatores que impedem a implementação bem-sucedida de projetos de biogás.

Santos *et al.* (2016) apresenta um método conciso para analisar a viabilidade econômica e potencial energético da geração de energia por biogás de plantas de tratamento de águas residuais anaeróbicas. Os resultados indicam viabilidade econômica para apenas cidades com população superior a 300.000 e que o potencial energético pode fornecer aproximadamente 0,25% dos combustíveis residuais de acordo com o Ministério da Ciência e Tecnologia. Esse potencial energético consiste em toda a energia que poderia ser produzida pelos resíduos no Brasil até 2020, como o bagaço de cana-de-açúcar e os resíduos agroflorestais. Essas usinas de energia poderiam produzir cerca de 1 [TWh] de eletricidade até o ano 2040.

Santos (2013) realizou uma pesquisa utilizando umas simulações teóricas e no software BIOGÁS: Geração e Uso Energético, v. 1.0, desenvolvimento pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), de usinas para conversão energética do biogás obtido por meio de digestão anaeróbia implantadas em ETE se torna interessante, para populações maiores que 100.000 habitantes (usando ciclo Otto). Os autores concluíram que a utilização de microturbinas se mostrou inviável economicamente quando não são computados os créditos de carbono devido a não emissão de óxido nítrico na atmosfera.

Em contrapartida, Barros *et al.* (2014) concluíram que o potencial de geração de eletricidade é economicamente viável a partir da recuperação do biogás gerado pelos aterros sanitários no Brasil. As simulações realizadas apresentaram ser atrativo financeiramente plantas térmicas de biogás para uma população maior que 200.000 habitantes. Para uma população menor, os autores sugerem que o poder desenvolva políticas para incentivar o uso dessa fonte de energia.

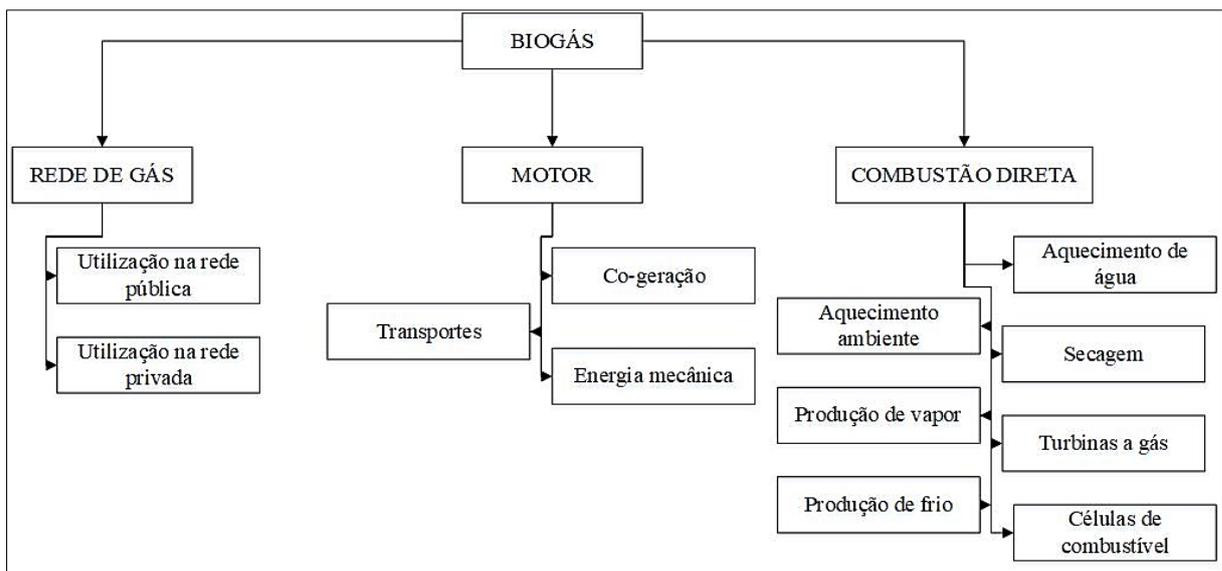
Entretanto, Coelho *et al.* (2006) utilizaram o biogás gerado pela ETE da SABESP, Barueri/SP, para gerar eletricidade, com o objetivo de avaliar uso de microturbina/motores a gás para geração em municípios de pequeno porte. Os autores concluíram que para grupos geradores disponíveis no mercado (30 kW), é necessário que o esgoto de uma população de 88.000 habitantes seja tratado para fornecer biogás.

Na pesquisa realizada por Colmenar-Santos *et al.* (2016) sugere o aproveitamento do biogás de lodo primário e secundário das ETE, na qual o tratamento de esgoto é por lodo ativado,

utilizando um ciclo combinado com combustão de biogás e recuperação de calor, utilizando um motor Stirling. Concluindo que se produz um combustível renovável de alta qualidade, e se obtêm benefícios ambientais, benefícios econômicos, assim como, a produção de vapor tem benefícios macroeconômicos.

A figura 2.25 apresenta de uma forma esquemática, as principais aplicações de utilização/conversão do biogás.

Figura 2.25 – Principais aplicações de utilização/ conversão do biogás



Fonte: Adaptado de CCE (2000).

2.6.1. Tecnologias para Aproveitamento Energético do biogás

As tecnologias de geração e cogeração de energia, consiste na geração combinada de eletricidade e calor a partir de uma mesma fonte primária de energia, segundo Balestieri (2002).

Para Tavares (2008), alguns dos principais equipamentos utilizados em plantas para o aproveitamento energético do biogás são as turbinas, as microturbinas e os motores (ciclo Diesel ou Otto), os quais são destacados a seguir:

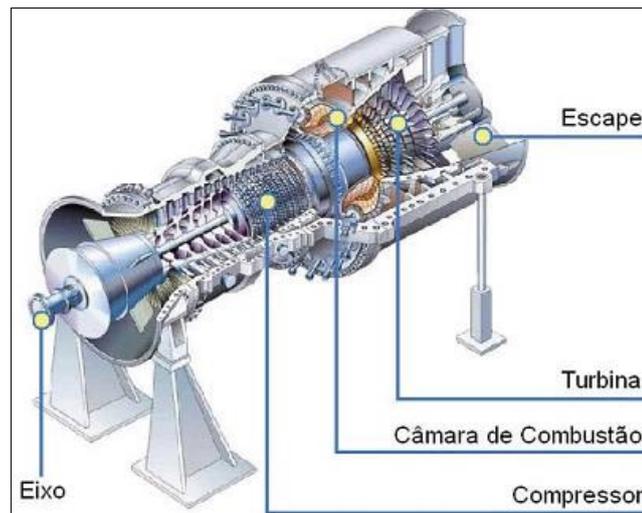
2.6.1.1. Turbinas a gás

As turbinas a gás são equipamentos térmicos que realizam a conversão de energia de um combustível em potência. A característica principal deste equipamento é a produção de gases de exaustão em grandes volumes e a temperaturas elevadas, o que o torna muito adequado aos aproveitamentos energéticos complementares de interesse, melhorando-se desta forma o rendimento térmico do conjunto. Geralmente, as turbinas a gás são a denominação do seu

conjunto completo formado por três componentes principais: o compressor de ar, uma câmara de combustão e a turbina propriamente dita (TAVARES, 2008).

Para compreender o funcionamento de uma turbina a gás, consideremos a Figura 2.26 e o texto que se segue:

Figura 2.26 – Detalhes construtivos de uma turbina a gás



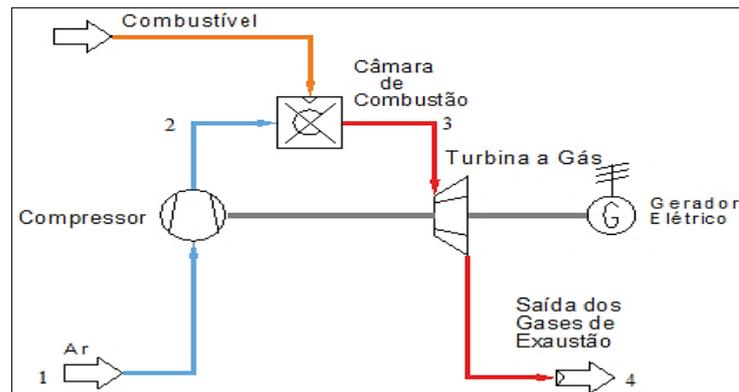
Fonte: Tavares (2008).

O compressor é acionado pela própria turbina. Inicialmente, o ar é comprimido pelo compressor elevando a pressão, em seguida é misturado ao combustível na câmara de combustão. Como produtos do processo de combustão surgem gases a altas temperaturas, que são encaminhados à turbina, onde são expandidos, gerando trabalho mecânico (VAN WYLEN *et al.*, 1995).

Os gases de combustão resultante da queima são expandidos na turbina transformando sua energia térmica em energia mecânica, sendo que parte dessa energia é utilizada para acionar o compressor. As turbinas a gás são acionadas pelos próprios gases quentes produzidos na combustão, o que dispensa a utilização de um fluido de trabalho intermediário, como o vapor ou outro fluido. Isto leva as unidades mais compactas, para os mesmos níveis de produção de potência, as quais têm ainda a vantagem de funcionar com vários tipos de combustíveis, tais como gás natural, querosene e gases oriundos de processo de gaseificação do carvão e da biomassa (TAVARES, 2008). O rendimento do ciclo Brayton é de aproximadamente 35 %, mas, atualmente existem turbinas, como a LM6000 de 46.000 kW da G.E. (*General Electric*), por exemplo, que possuem um rendimento de 41,9 % segundo Pecora (2006).

Tavares (2008) afirma que as turbinas a gás possuem fácil manutenção e controle, permitindo, inclusive, controle automático e podem ser classificadas de várias formas. Dentre as formas que se apresentam, podem ser citadas as turbinas para geração estacionária que foram desenvolvidas a partir das turbinas usadas em aviação. A Figura 2.27 apresenta um ciclo da turbina a gás, também conhecido como Ciclo de Brayton básico.

Figura 2.27 – Detalhes construtivos de uma turbina a gás



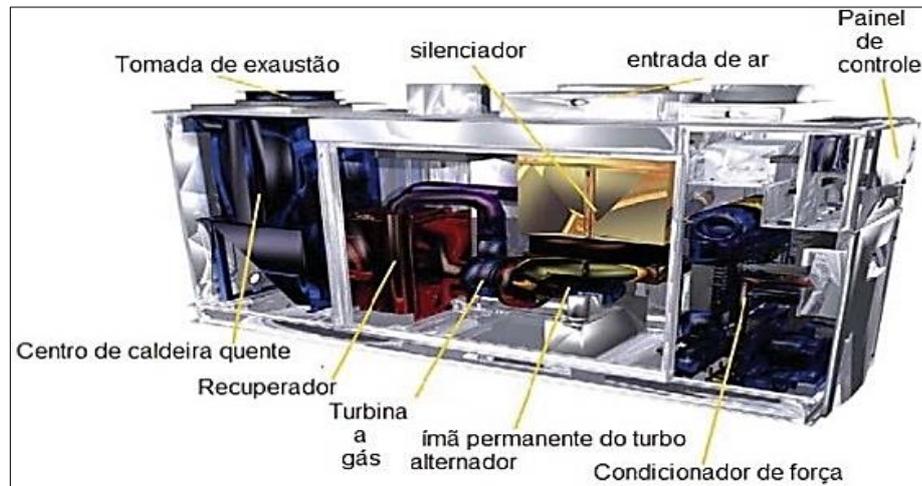
Fonte: Van Wylen *et al.* (1995).

2.6.1.2. Microturbina a gás

O termo “microturbina” refere-se a um sistema de dimensões reduzidas, composto por: compressor, câmara de combustão, turbina e gerador elétrico de potência inferior a 250 KW. Para potências situadas entre 250 e 1.000 KW, a denominação usual é de mini-turbina.

A maioria das microturbinas existentes no mercado tem como função principal produzir eletricidade, podendo funcionar em cogeração utilizando equipamento adicional. As modernas microturbinas a gás representam uma tecnologia de ponta extremamente apropriada à micro-cogeração, operando com ciclo Brayton, ou seja, utilizando o mesmo princípio de funcionamento das turbinas a gás de maior porte. Este tipo de cogeração permite reduzir consideravelmente o consumo de energia primária, em comparação à geração típica de calor e Eletricidade (TAVARES, 2008). A Figura 2.28 apresenta a vista em corte de uma microturbina a gás.

Figura 2.28 – Detalhes construtivos de uma microturbina a gás



Fonte: Tavares (2008).

O ar atmosférico entra no compressor, onde sua pressão é elevada e em seguida é comprimido e vai para câmara de combustão, onde o combustível é injetado e se mistura com o ar. Por meio de queimadores ocorre a inflamação dessa mistura (ar-combustível). Os gases aquecidos em alta pressão são então expandidos através das pás da microturbina em questão, fazendo com que esta gire em alta velocidade. No mesmo eixo do compressor, é montada a turbina de expansão e o gerador elétrico. A turbina de expansão é responsável por fornecer a energia necessária para girar o compressor e o gerador elétrico (ciclo completo). Referindo-se a sistemas estacionários, os gases, depois da expansão na turbina, ainda contêm uma grande quantidade de energia térmica. Esta energia pode ser utilizada em trocadores de calor para, dependendo do sistema, produzir frio ou vapor de processo, caracterizando um ciclo de cogeração. A maioria das microturbinas funciona a gás natural, mas pode-se utilizar, também, gasolina, óleo combustível, álcool, querosene e propano. O biogás, gerado em ETEs, geralmente está a uma pressão muito baixa, com isto é necessária a adição de um compressor ao conjunto, quando a pressão de alimentação do combustível não for suficiente (TAVARES, 2008).

Nos estudos de Renó *et al.* (2014) avaliaram cinco configurações de biorefinarias, tendo como objetivo analisar a possibilidade de diversificar a produtos da indústria da cana-de-açúcar no conceito de biorefinaria. Como caso base, considera uma destilaria autônoma mais uma planta de co-geração e uma planta de metanol autônomo. Este estudo de caso foi projetado para se tornar uma referência para os outros, porque as demandas de energia da planta de metanol foram satisfeitas por uma fonte externa de combustível fóssil. Apenas a destilaria autônoma foi

fornecida com uma fonte de combustível renovável (caldeira que opera com bagaço excedente). A partir dos resultados das avaliações realizadas em energia e a análise de exergia em todos os estudos de caso, é evidente que o conceito de biorefinaria proposto, no contexto de uma economia agroindustrial, exige a inclusão de palha de cana-de-açúcar como suplemento, oferecendo melhor equilíbrio nas matérias-primas.

2.6.1.3. Motores de Combustão Interna

De acordo com Tavares (2008), os motores de combustão interna (MCI) são máquinas que transformam a energia térmica de um combustível líquido ou gasoso em energia mecânica através do acionamento de pistões confinados em cilindros. O aproveitamento do calor ocorre com a utilização da energia contida nos gases de exaustão e/ou nos fluidos de refrigeração e lubrificação. A quantidade de calor recuperada depende do tipo e porte do motor e de seu regime operacional. O calor que precisa ser rejeitado dos óleos lubrificantes e do fluido de refrigeração é limitado à produção de água quente. Já os gases de escape podem ser aproveitados diretamente ou serem conduzidos à caldeira de recuperação para gerar vapor. Esses motores são divididos em dois tipos de ciclos: Otto e Diesel.

No estudo realizado por Násner *et al.* (2017) investigaram a viabilidade de produzir combustível residual derivado (CRD) de resíduos sólidos municipais (RSM) na região de Itajubá e avaliar a sua utilização como combustível alternativo para geração de energia através da gaseificação; usando um reator de cama fixa de *downdraft* integrado com um motor de combustão interna do ciclo Otto. Os autores concluíram que a produção de CRD e seu posterior uso como combustível para gasificação em vez de RSM oferecem benefícios em termos de valor de aquecimento e homogeneidade obtidos pelo processo de pré-tratamento.

Os MCI podem utilizar combustíveis gasosos (gás natural, propano, butano, biogás, gás de síntese, nafta química, entre outros), líquidos (álcool, gasolina, diesel, biodiesel, entre outros) e ainda misturas de combustíveis gasosos com líquidos em proporções que permitam a auto-ignição. Para a utilização de gases como combustível, o ciclo Otto é o mais recomendável. Nestes casos, são realizadas misturando-se o gás com o ar em determinadas proporções e a uma pressão e temperatura pré-estabelecidas. No entanto, pode-se utilizar o gás em equipamentos de ciclo Diesel desde que o combustível inserido na câmara de combustão seja uma mistura de gás com 3 a 5 % de diesel. Estes equipamentos são conhecidos como *bi-fuel* ou *dual-fuel*, em função do modo em que são executadas as misturas de combustíveis. Nestes sistemas, é necessário recorrer ao uso de compressores de elevada potência, de modo a criar as elevadas

pressões de gás necessárias à injeção deste nas câmaras/cilindros de combustão. Na Figura 2.29 são apresentadas fotos de um motor a gás integrado a um gerador de eletricidade e um sistema de coleta de gases de escape para geração de vapor.

Figura 2.29 – Motor a gás operando num sistema de cogeração



Fonte: Tavares (2008).

2.6.2. Comparação entre as tecnologias de conversão de energia

Na Tabela 2.21 são apresentados dados comparativos entre as tecnologias de conversão disponíveis comercialmente e os rendimentos e emissões de NO_x em partes por milhão (ppm), segundo dados do Centro Nacional de Referência em Biomassa - CENBIO (2004).

Tabela 2.21 – Comparação entre as tecnologias de conversão de energia

Tecnologia de Conversão	Potência Instalada (kW)	Rendimento Elétrico (%)	Emissões de NO _x (ppm)
Motores a gás (Ciclo Otto)	30 – 20.000	30 - 40	250 – 3.000
Motores a Diesel (Biogás + Diesel)	30 – 20.000	30 - 35	27
Turbinas a gás (Médio Porte)	500 – 150.000	20 - 30	35 - 50
Microturbinas a gás (Pequeno Porte)	30 - 100	24 - 28	<9

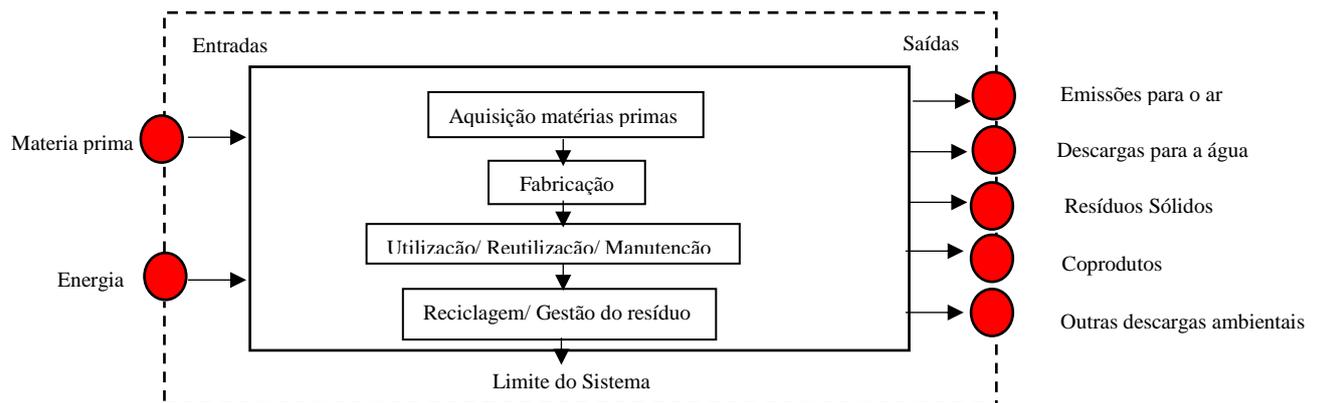
Fonte: CENBIO (2004).

2.7. A avaliação de ciclo de vida

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia utilizada para o estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema ou produto, pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais necessários (entradas) e dos resíduos e emissões

liberados ao meio ambiente (saídas). Como instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo. A Figura 2.30 apresenta os possíveis estágios de ciclo de vida que podem ser considerados numa ACV e as típicas entradas/saídas medidas.

Figura 2.30 – Estágios do ciclo de vida de um produto

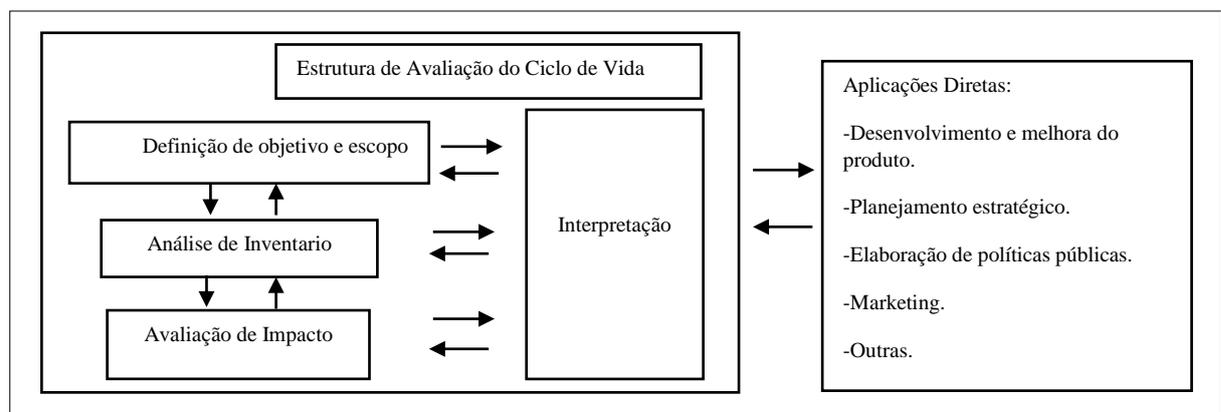


Fonte: Adaptado de USEPA (2006).

2.7.1 Estrutura metodológica para ACV

A metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida inclui a definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados, conforme ilustrado na figura 2.31:

Figura 2.31 – Metodologia de uma ACV



Fonte: Adaptado de ABNT (2009a).

A fase de avaliação do impacto da ACV é a fase na qual os impactos ambientais potenciais da são avaliados, por meio dos resultados da análise de inventário do ciclo de vida. Em geral, este

processo envolve a associação de dados de inventário com impactos ambientais específicos e a tentativa de compreender estes impactos. Esta avaliação pode incluir o processo iterativo de análise crítica do objetivo e do escopo do estudo da ACV, para determinar quando os objetivos do estudo foram alcançados ou modificar o objetivo e o escopo, se a avaliação indicar que eles não podem ser alcançados. (ABNT, 2001)

Os estudos de ACV podem ser divididos em quatro fases principais, como descrito na norma ISO 14.040 (ABNT, 2009a):

2.7.1.1. Definição de objetivo e escopo (Fase 1)

Segundo a Norma ISO 14.040 (ABNT, 2009a, p.20), “o objetivo de um estudo ACV deve expor de forma não ambígua a aplicação planejada, as razões para levar a cabo o estudo e a audiência pretendida, como por exemplo, a quem são comunicados os resultados do estudo”. Na definição de âmbito de um estudo ACV, devem ser considerados e claramente descritos os seguintes itens: as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, os sistemas; a unidade funcional; o sistema de produto a ser estudado; os limites do sistema de produto; os procedimentos de alocação; as categorias de impacto e metodologias de análise de impacto e subsequente interpretação a ser utilizada; requisitos dos dados; pressupostos; limitações; requisitos iniciais de qualidade dos dados; tipos de revisão crítica, se necessário; e tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

2.7.1.2. Unidade Funcional

A unidade funcional (UF) é uma medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que se constitui como a referência diante da qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados da ACV seja feita em uma base comum (ABNT, 2009a), sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas são avaliados.

2.7.1.3. Fronteira

A fronteira do sistema define os processos elementares a serem incluídos na ACV. A norma ISO 14.040 afirma que, idealmente, é conveniente que o sistema de produto seja modelado de tal forma que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares (ABNT, 2009a). Vários fatores determinam os limites do sistema, incluindo a aplicação pretendida do estudo,

as suposições feitas, o critério “*cut-off*”, as restrições de dados e custos, e a audiência pretendida.

Também nesta etapa, segundo a ISO 14.044 (ABNT, 2009b), devem ser determinadas quais categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização serão incluídos no estudo da ACV e estes devem ser harmonizados com o objetivo do estudo.

2.7.2. Tipos, fontes e requisitos de qualidade dos dados

Segundo a ISO 14.044, os dados a serem selecionados para uma ACV podem ser coletados nos locais de produção associados aos processos elementares dentro da fronteira do sistema, ou podem ser obtidos, ou calculados a partir de outras fontes. Dessa forma, na prática, todas as informações podem incluir uma mistura de dados medidos, calculados ou estimados (ABNT, 2009b). Os requisitos de qualidade dos dados especificam, em termos gerais, as características dos dados necessárias para o estudo e devem ser definidos a fim de atingir os objetivos e âmbito do estudo ACV, abrangendo (ABNT, 2009b): cobertura temporal; cobertura geográfica; cobertura tecnológica; precisão, integridade e representatividade dos dados; consistência e reprodutibilidade dos métodos utilizados ao longo da ACV; fontes dos dados e sua representatividade; e incerteza da informação. Quando um estudo é utilizado para suportar uma declaração comparativa que é revelada ao público, os requisitos de qualidade dos dados mencionados anteriormente devem ser referidos.

2.7.2.1. Comparações entre sistemas

Em estudos comparativos, a ISO 14.040 (ABNT, 2009a) estipula que a equivalência dos sistemas a serem comparados deve ser avaliada antes da interpretação dos resultados. Os sistemas devem ser confrontados utilizando a mesma unidade funcional e considerações metodológicas equivalentes, tais como: desempenho, limites do sistema, qualidade dos dados, procedimentos de alocação, regras de decisão na avaliação de entradas e saídas e análise de impacto. Quaisquer diferenças entre sistemas relativamente a estes parâmetros devem ser identificadas e relatadas. Um exemplo de avaliação comparando diferentes cenários, especificamente para STED, é dado por Roeleveld *et al.* (1997) por meio de um estudo de caso na Holanda, no qual foram apreciados quatro cenários, em referência à variação de DQO, DBO, N, P e micropoluentes, além da avaliação de um cenário nulo, onde o esgoto era descarregado sem tratamento diretamente no curso de água (Tabela 2.22).

Tabela 2.22 – Processos considerados em diferentes cenários de tratamento

Cenários	Remoção de matéria orgânica	Nitrificação	Desnitrificação	Remoção de fósforo	Polimento do efluente
Cenário 0	Não	Não	Não	Não	Não
Cenário 1	Sim	Sim	Não	Não	Não
Cenário 2	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Cenário 3	Sim	Sim	Sim	Sim	Não
Cenário 4	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim

Fonte: Roeleveld *et al.* (1997).

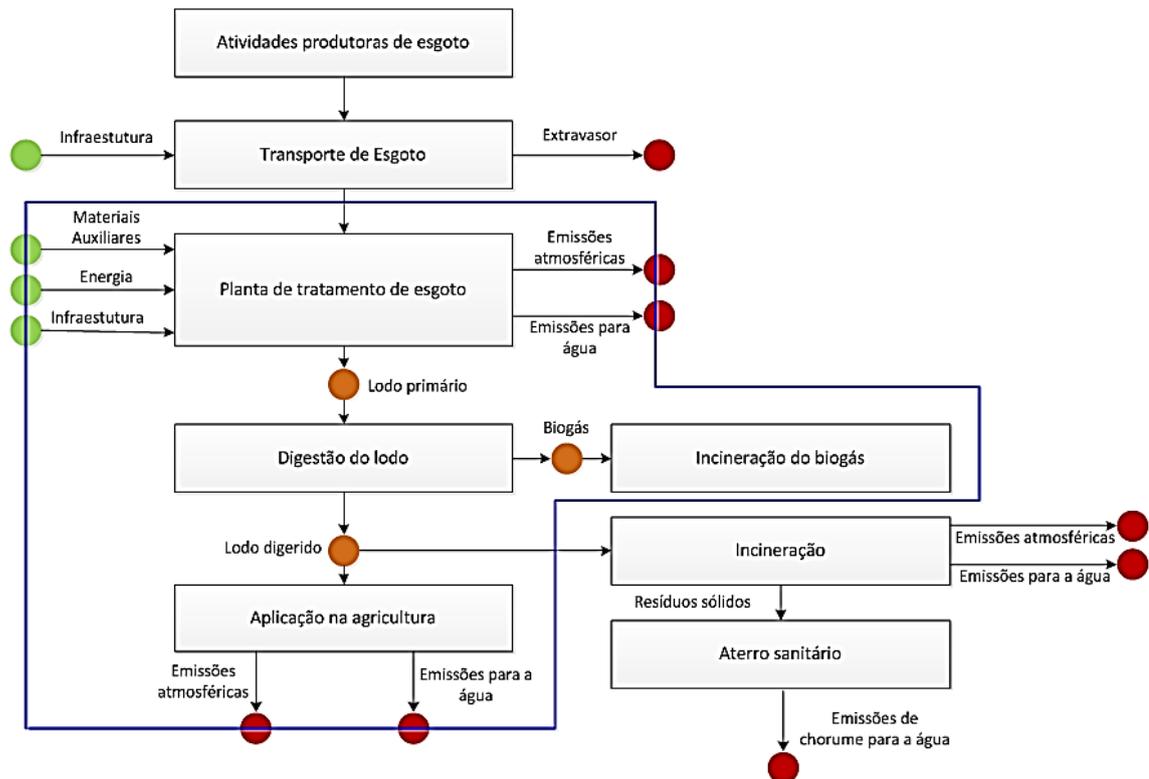
A revisão crítica é uma técnica para verificar se um estudo de ACV satisfaz os requisitos quanto à metodologia, dados e relatório, devendo ser realizada por especialistas familiarizados com os requisitos destas normas e com os necessários conhecimentos técnicos e científicos (ABNT, 2009a).

2.7.2.2. Análise de inventário do ciclo de vida – ICV (Fase 2)

Para análise do inventário, devem ser coletados os dados qualitativos e quantitativos para cada processo unitário que esteja incluído dentro dos limites do sistema (ABNT, 2009b). Os dados devem ser baseados em um período que seja suficientemente longo para atenuar comportamentos anormais, tais como paradas de máquinas ou perturbações no processo (VIGON *et al.*, 1995). A norma ISO 14.044 ainda sugere que medidas que assegurem o entendimento uniforme e consistente dos sistemas sejam adotadas, tais como o desenho de fluxogramas gerais dos processos e a listagem de fluxos e de dados relevantes para as condições de operação associadas a cada processo elementar e das unidades utilizadas. A norma ISO 14.044 é bastante incisiva ao discorrer que “todos os procedimentos de cálculo devem ser documentados de forma explícita e os pressupostos utilizados devem ser claramente declarados e justificados” (ABNT, 2009b, p. 20).

Em se tratando de plantas de tratamento de esgoto, Doka (2009) apresentou o fluxograma ilustrado na Figura 2.32 para delimitar o escopo a ser considerado em suas avaliações. O recorte em azul representa o sistema em operação, propriamente dito.

Figura 2.32 – Limites para a cadeia de processos do sistema de tratamento de esgoto



Fonte: Adaptado de Doka (2009).

Quando o ciclo de vida do produto, material ou serviço estudado impacta outros ciclos de vida não incluídos no sistema em análise, é necessário aplicar regras de alocação. Alocar é, então, o ato de distribuir a cada função do processo a sua quota-parte de responsabilidade pelas cargas ambientais causadas pelos processos e transportes em um ciclo de vida. A norma ISSO 14.044 dita que a alocação seja evitada, sempre que possível, e sugere, para tal, a expansão do sistema de produto, de modo a incluir as funções adicionais relacionadas aos coprodutos (ABNT, 2009b).

2.7.2.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida – AICV (Fase 3)

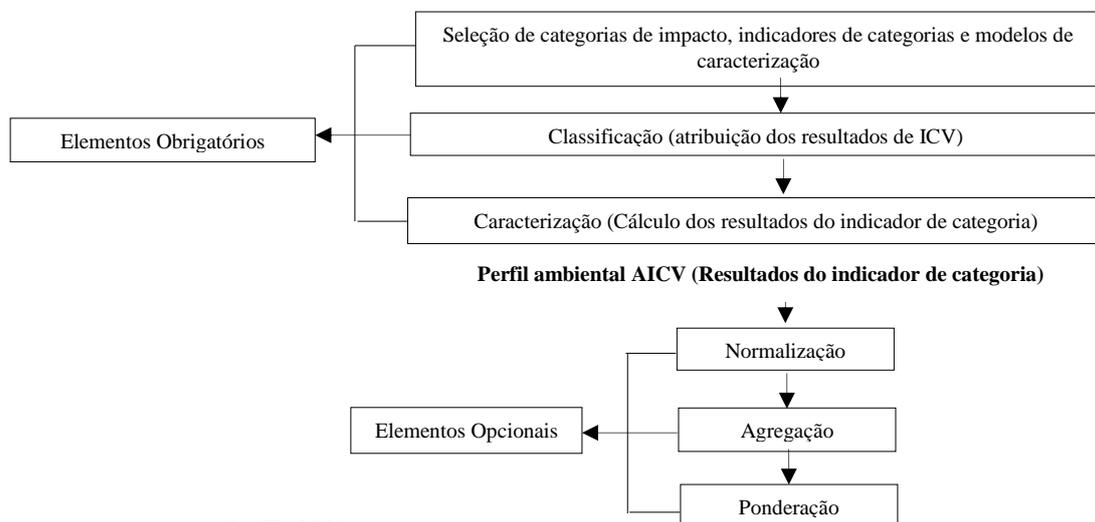
Em um contexto de ACV, a análise de impacto pode servir a dois objetivos (SETAC, 1993): tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactos ambientais; e facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais manejáveis e significativas para a tomada de decisão.

Para uma AICV, os impactos são definidos como as consequências causadas pelos fluxos de entrada e de saída de um sistema na saúde humana, plantas e animais, ou a disponibilidade futura dos recursos naturais. Os procedimentos de AICV podem ser distinguidos entre

procedimentos “fase única” e procedimentos “multifase”. A principal razão para uma abordagem fase única é a sua simplicidade de aplicação. Neste procedimento, a saída da fase “Análise de Inventário” é diretamente relacionada com alguns valores de referência (como normas de qualidade ambiental ou custos de redução de emissões) seguida pela agregação dos valores resultantes.

São exemplos deste procedimento os métodos “Volume Crítico”, “Ecopontos” e “EPS”. Devido, sobretudo, à sua maior transparência, o procedimento multifase tem sido, em princípio, preferido (FERREIRA, 2004). A fase AICV compreende uma série de elementos obrigatórios e de elementos opcionais, conforme ilustrado na Figura 2.33.

Figura 2.33 – Elementos da fase de AICV



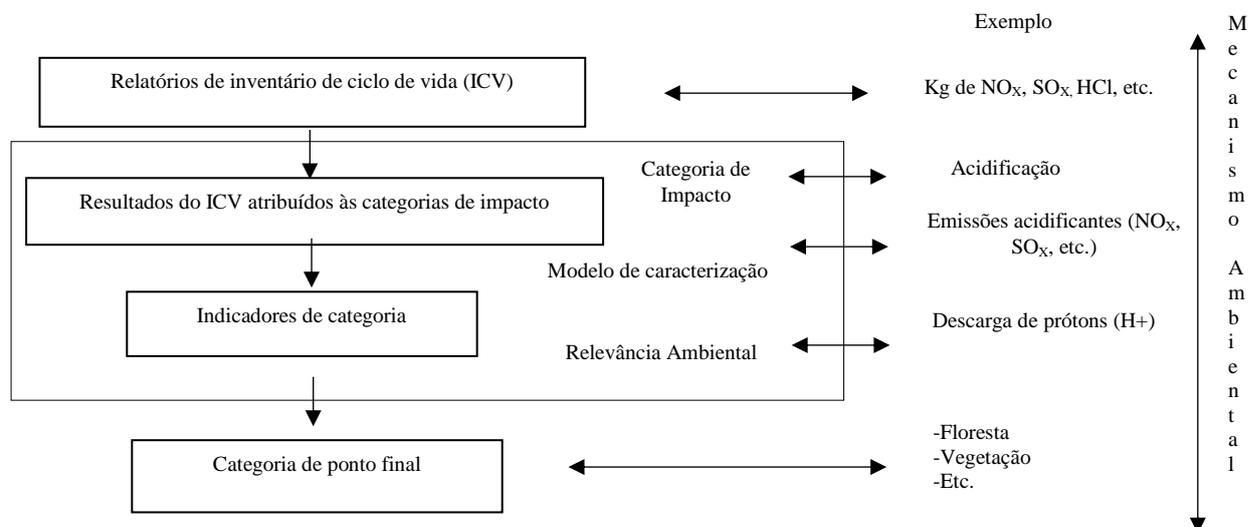
Fonte: Adaptado de ABNT (2009b).

Os elementos obrigatórios convertem os resultados do ICV em resultados de indicador de categoria (perfil ambiental) para as diferentes categorias de impacto e os elementos opcionais servem para normalizar, agrupar ou pesar os resultados do indicador e técnicas de análise de qualidade dos dados.

Seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização.

A seleção de categorias de impacto é o primeiro passo em uma AICV, que irá ser considerado como parte da ACV global. Este passo deve ser executado durante a fase inicial de definição de objetivos e escopo, para orientar o processo de coleta de dados de Impacto do Ciclo de Vida (ICV) e as reconsiderações seguintes a esta fase. O indicador de categoria pode ser escolhido ao longo do mecanismo ambiental entre os resultados de ICV e os pontos finais de categoria, conforme ilustrado na Figura 2.34 (ABNT, 2009b).

Figura 2.34 – Conceito de indicadores de categoria de impacto



Fonte: Adaptada de ISO 14.044 (ABNT, 2009b).

2.7.2.4. Interpretação do ciclo de vida (Fase 4)

A partir dos resultados da análise de inventário e da avaliação de impacto, em relação ao objetivo e escopo, buscam-se conclusões e recomendações. Estas quatro fases são interdependentes, sendo possível o retorno a uma delas em qualquer momento do estudo.

2.7.3. A ACV e os impactos ambientais

Como a ACV contempla também a contribuição para o impacto ambiental gerado, é permitida a esta a estimativa dos impactos potenciais cumulativos resultantes de todos os estágios do processo produtivo, frequentemente incluindo impactos não considerados nos outros processos tradicionais de análise. Como resultado final, a inserção desses impactos fornece uma visão mais abrangente dos aspectos ambientais e um quadro mais apurado de trocas ambientais na seleção de produtos ou serviços a partir de uma ferramenta capaz de indicar de forma precisa não apenas as perdas e os ganhos ambientais. Permite conhecer, ainda, quais os processos responsáveis pela taxa elevada em cada ponto, auxiliando aos tomadores de decisão, quando utilizada como instrumento de gerenciamento, em escolhas que gerem menor impacto ao meio ambiente, sem que haja a omissão dos aspectos técnicos relacionados.

Os impactos ambientais geram novos valores na sociedade, os quais são convertidos em legislações mais rigorosas, sistema de produção padronizado ambientalmente, mercados com exigências ambientais e novas áreas de atuação (RODRIGUES *et al.*, 2008). Na política

ambiental, os instrumentos de comando e controle, como são chamados os regulamentos e normas impostos pelo governo com o intuito de limitar ou determinar as atitudes dos agentes poluidores, são ainda os mais utilizados. Diferentemente destes, a ACV constitui uma ferramenta de autorregulação, onde o planejamento ambiental acontece de forma voluntária, apostando na redução de custos de produção e na vantagem competitiva, além de auxiliar o consumidor na escolha de produtos e processos menos nocivos ao meio ambiente (PEREIRA, 2004). Destaca-se, porém, que o estudo ACV não determina qual produto ou processo é o mais caro ou funciona melhor e, por isso, a informação desenvolvida em um estudo ACV deve ser utilizada como componente de um processo de decisão que conta com outras componentes, quais sejam, o custo e o desempenho. Outro ponto importante refere-se à avaliação de impacto: impactos de curto prazo, agudos e locais são geralmente omitidos na metodologia de ACV, apesar de, por exemplo, uma das principais tarefas do tratamento de esgoto ser controlar, em especial, as emissões de curto prazo, agudas e locais (REMY, 2010).

A seguir, apresentam-se algumas categorias correntemente tratadas em estudos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) de sistemas de tratamento de esgoto doméstico:

Mudanças climáticas (MC): a este impacto importam o CO_2 , N_2O , CH_4 e outros gases que aumentam a radiação infravermelha na superfície terrestre e impedem a dispersão dos raios solares. Os níveis de emissão mais elevados desses gases agravam o efeito estufa e aumentam a temperatura terrestre. O potencial de aquecimento global é expresso em kgCO_2 equivalente/kg de emissão.

Depleção da camada de ozônio (DCO): o ozônio (O_3) é continuamente formado e destruído na atmosfera pela ação do sol e reações químicas. A chamada “camada de ozônio” situa-se na estratosfera e filtra os raios nocivos (UV) provenientes de a luz solar, e sua diminuição acontece quando a taxa de destruição se eleva devido à emissão de substâncias à atmosfera que aumentam a catálise do O_3 . A exposição a esses raios pode aumentar a ocorrência de problemas de pele, doenças oculares e interferências no ecossistema. O potencial de depleção da camada de ozônio de diversos gases é dado em termos de kg CFC-11 equivalente/kg emissão.

Acidificação terrestre (AT): é relacionada à emissão de substâncias solúveis (como SO_2 , NH_x e NH_3) que, em reação com o vapor de água atmosférico, dão origem à chamada “chuva ácida” (H_2SO_4 e HNO_3). A deposição destes ácidos (causados além da chuva também por névoa, neve e orvalho) resulta em alterações na fauna e na flora locais e regionais, além de danificar estruturas e edificações. O potencial de acidificação de cada substância é expresso em kgSO_2

equivalente/kg emissão). O horizonte temporal é definido como infinito e a escala geográfica varia entre local e continental.

Eutrofização (EUT): refere-se à conseqüente elevação de biomassa no ambiente, pela disposição de nutrientes. Em meio aquático, o aumento de nutrientes leva à multiplicação de micro-organismos na lâmina d'água, impedindo a passagem de luz, o que diminui a taxa fotossintética e, conseqüentemente, o oxigênio dissolvido. Este quadro altera as condições naturais desses ambientes e afeta a diversidade local. O potencial de eutrofização é expresso como kgP equivalente/kg de emissão.

Toxicidade humana (TH): reporta-se a substâncias que apresentam características tóxicas e não biodegradáveis, como metais e compostos aromáticos, ocasionando problemas à saúde humana quando ingeridas ou inaladas. Os fatores de caracterização correspondentes a esse impacto consideram critérios como destino, exposição e efeitos da exposição às substâncias em um horizonte de tempo infinito. A toxicidade humana é expressa em kg de 1,4 diclorobenzeno equivalente/kg emissão.

Ecotoxicidade: pode ser terrestre (ECT) ou aquática (ECA) e diz respeito ao impacto causado por substâncias tóxicas emitidas para o ar, solo ou água sobre os ecossistemas correspondentes. Como consequência final desses impactos, observa-se a redução na produção agrícola e na biodiversidade da flora e da fauna. As categorias de ecotoxicidade são calculadas da mesma forma que a toxicidade humana, excluindo-se o horizonte de tempo. Os fatores de caracterização são expressos igualmente em kg 1,4 diclorobenzeno equivalente/kg emissão.

Formação de oxidantes fotoquímicos (FOF): também chamado de “smog fotoquímico” ou nevoeiro é fruto da reação fotoquímica entre óxidos de nitrogênio e substâncias orgânicas voláteis com a luz solar. Apresentam-se como uma barreira que pode diminuir a atividade da fotossíntese da flora pela redução da luminescência solar. Níveis muito elevados destes poluentes também podem causar irritações, dores e problemas respiratórios. Os fatores de potencial de oxidantes fotoquímicos são calculados em kg etileno equivalente/kg emissão.

Demanda acumulada de energia (CED): é calculada pelo método individual de mesmo nome, e relaciona-se à somatória das energias de todas as fases do ciclo de vida do produto. Considera individualmente as energias fóssil e nuclear (não renováveis), além de biomassa, energia eólica, solar, geotérmica e hídrica (renováveis). A CED é expressa em MJ equivalente.

2.7.3.1. Métodos de análise de impactos

O método CML, desenvolvido por cientistas da *Center of Environmental Science of Leiden University*, foi, durante bastante tempo, o método mais utilizado nos trabalhos sobre ACV, devido às abrangentes categorias que considerava e por sua “abordagem orientada ao problema ambiental”. No entanto, em 2008, surgiu o método denominado ReCiPe, apresentado como uma evolução do método CML, que associava o CML (orientado ao problema) e o método Eco-Indicator 99 (orientado ao dano ambiental). Esse, então, passou a ser o método mais qualificado e, portanto, o mais utilizado dentro dos novos estudos, mesmo naqueles que consideram categorias de impacto avulsas/isoladas/reduzidas. O método CML organiza os impactos em dezoito categorias e o Eco-Indicator 99 em apenas três: Saúde Humana, Ecossistemas e Custos excedentes de recursos. O método ReCiPe inclui essas duas estratégias. Pesos são associados a estes últimos e os fatores ambientais da CML podem ser multiplicados por esses pesos (fatores de impacto) para agregá-los nessas três categorias, o que pode facilitar a análise. Todavia, há de se atentar para o aumento das incertezas que podem vir associadas (PRÉ, 2013).

Com a Tabela 2.23, Takeda (2008) apresenta os métodos mais usados para AICV, por número de citações por família.

Tabela 2.23 – Famílias de métodos de AICV mais citados em publicações nos últimos dez anos

Famílias de métodos de AICV	Nº Citações	%
Eco-indicator	232	41,06
CML	72	12,74
EPS	60	10,62
EDIP/UMIP	59	10,44
Impact	38	6,73
LIME	33	5,84
Eco-points/Eco-Scarcity	31	5,49
USES-LCA	18	3,19
Traci	13	2,30
CST	9	1,59

Fonte: Takeda (2008).

2.7.4. A importância de inventários de ciclo de vida regionalizados

A ACV é uma metodologia de estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema ou produto pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais

necessários e dos resíduos e emissões liberadas ao meio ambiente (ABNT, 2009a). Para estudos empregando a metodologia ACV são usados bancos de dados (BD) como apoio. Estes BD devem ser constituídos por informações de caráter ambiental (como gasto de materiais e energia, de emissões atmosféricas, de efluentes líquidos e de resíduos sólidos) sobre a produção de bens de consumo, disponibilização de recursos energéticos e, ainda, a respeito da realização de serviços (ABNT, 2009a). A compilação dessas informações perfaz o inventário de ciclo de vida, ou ICV. Um dos critérios mais importantes para que uma ACV seja confiável é que a mesma seja realizada a partir de ICV que contenha informações regionalizadas dos diversos sistemas e subsistemas associados ao objeto estudado (VIGON *et al.*, 1995).

Contudo, também as características locais devem ser consideradas durante a análise global dos resultados obtidos pela ACV, já que mesmo países que possuem ICV próprios percebem influências em seus estudos quando avaliam diferentes pontos de seu mapa. No Brasil, há sete anos está em andamento o projeto Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira (SICV-Brasil) do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT); porém, o BD ainda não está disponível ao público.

2.7.5. Estado da Arte

Resende *et al.* (2015), compararam os impactos gerados pelos "Sistemas de Tratamento de Esgoto por Lodos Ativados Convencional" (LAC) e "Reator UASB seguido de Lodos Ativados". Os autores concluíram que o sistema UASB + LAC teve um melhor desempenho ambiental do que o LAC simples para oito de dez categorias de impacto avaliadas, dentre elas mudança climática e toxicidade humana.

Righi *et al.* (2012) apresentaram como melhor resultado a codigestão do lodo desidratado com a fração orgânica combinada a pós tratamento com compostagem do ponto de vista ambiental e sustentabilidade comparado ao seu aterramento com a fração orgânica dos resíduos sólidos, aterramento (somente) e digestão anaeróbia seguida de aterramento.

Liu *et al.* (2013), analisando seis diferentes cenários de gestão do lodo de esgoto sem considerar o aproveitamento energético, o aterramento foi o que apresentou maior emissão de GEE devido à alta produção de CH₄, frente a cenários como incineração simples e co-incineração.

Entretanto, após biodigerido, o lodo pode ser utilizado como biofertilizante, onde Suh e Rousseaux (2002) demonstraram que a combinação da digestão anaeróbia com a utilização de biofertilizantes foi a que obteve o menor *Global Warming Potential* (GWP) e os metais pesados

liberados na incineração como as substâncias mais tóxicas ao ser humano. Em contrapartida, Houillon e Jolliet (2004), avaliando seis diferentes cenários, concluíram que a incineração do lodo em fornos de secagem foi o que apresentou o menor GWP.

Xu *et al.* (2013), ao avaliar 13 diferentes maneiras de gerir o lodo utilizando ACV, concluíram que a digestão anaeróbia se apresentou como alternativa mais adequada para reduzir tantos os fardos ambientais como os econômicos oriundos da gestão do lodo gerado na ETE, em função principalmente, da redução de seu volume. Os autores também consideraram a ecotoxicidade sobre a saúde humana e ambiente marinho como altamente relevantes, pois, segundo suas avaliações sobre estudos que abordam este tema, consideraram limitados os aspectos e avaliações ambientais sobre tratamento de lodo de esgoto.

Pasqualino *et al.* (2009) propuseram diferentes alternativas para o biogás gerado de biodigestores anaeróbios e métodos de tratamento de lodo de esgoto para desenvolver um sistema de suporte de decisão. Entre elas, a melhor opção no quesito ambiental é aquela que utiliza o biogás para produção de eletricidade e alocando o lodo à agricultura e à queima como combustível em uma fábrica de cimento.

Piao *et al.* (2015) analisaram três diferentes ETEs, cada uma com o lodo gerado submetida a um tipo de tratamento. Avaliados o potencial de eutrofização, GWP, potencial de acidificação e de toxicidade humana, constatou-se que cada tipo de tratamento apresenta suas vantagens e desvantagens, sendo subjetivo afirmar qual o melhor tratamento em âmbito global.

Mills *et al.* (2014) verificaram que o processo de hidrólise termal do lodo após biodigestão anaeróbia para fins de produção de energia elétrica em cogeração (aproveitamento de calor) em substituição do carvão mineral foi a melhor opção do ponto de vista econômico e ambiental com relação a outros cenários, dentre os quais o tratamento convencional. Atualmente, o método de tratamento de lodo mais amplamente usado é por meio de sua digestão anaeróbia a fim de se atingir sua "esterilização" eliminando os agentes patogênicos e a fim de utilizá-lo posteriormente como biofertilizante.

Schneider Electric Industries - SAS (2012) afirma que a vida útil de uma ETE varia na faixa de 20 - 50 anos.

Capítulo 3

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. FLUXOGRAMA DE ESTUDO

Para apresentar a sequência de atividades desenvolvidas para o alcance dos objetivos propostos nesta dissertação, se apresenta o seguinte fluxograma com as fases realizadas (Figura 3.1):

Figura 3.1 – Fluxograma da dissertação



A seguir será apresentada cada fase de execução do trabalho, descrevendo a escolha das amostras, coleta e análise dos dados.

3.1.1. Considerações Iniciais

A experimentação foi desenvolvida no Laboratório de Resíduos Sólidos, Hidrogeologia e Qualidade da Água (LABRES) do Instituto de Recursos Naturais (IRN), da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), latitude -22,4258, longitude -45,4525, altitude de 856 metros acima do nível do mar, pressão atmosférica média 922 mbar medida no período entre 15 de

agosto de 2016 até 15 de abril de 2017, de acordo com os dados da estação meteorológica da UNIFEI.

As amostras utilizadas no processo de biodigestão anaeróbia foram coletadas da ETE COPASA (lodos UASB) e ETE da Indústria FANIA (lodos ativados), ambas localizadas na cidade de Itajubá/ MG. Depois de coletar as amostras, estas foram armazenadas em um recipiente refrigerado e conduzidas a um freezer em um período de algumas horas. Depois foram colocadas no protótipo experimental (biodigestor) para começar com o processo de digestão anaeróbia para as duas amostras, com a finalidade medir a produção de metano. A seguir são apresentadas as informações das ETEs, das quais se originaram as amostras utilizadas no desenvolvimento da presente pesquisa.

3.1.2. ETE COPASA

A ETE COPASA (Figura 3.2) localiza-se no município de Itajubá/MG e trata o esgoto doméstico da área urbana desde 01/03/2010 e atende 80% do município de Itajubá, com uma população estimada para o ano 2017 de 97.000 habitantes (IBGE, 2017). Possui capacidade para 208 L/s, sendo a vazão média diária de 50 L/s. A área total da ETE é de 30.000 m².

Figura 3.2 – ETE COPASA, Itajubá/ MG



Fonte: Fotos da ETE COPASA (informação pessoal)*.

Processo de operação da ETE

O efluente chega à ETE e segue para o tratamento primário, composto por duas grades de 9 mm e 6 mm e desarenador, em seguida é direcionado para o sistema biológico constituído de quatro

* Mensagem recebida via Whatsapp por o responsável de processos da ETE Copasa em 10 Out. 2017.

reatores do tipo UASB, com dimensões de 15x15x6,65 m, com TRH de seis a oito horas. O biogás gerado pelos reatores é queimado e existe um sistema que coleta de gás (corta chamas). De acordo com informações dos operadores, a produção de biogás é de 900 m³/dia, sendo 63% de metano, 30% de gás carbônico e é muito baixa a presença de sulfeto de hidrogênio (verificada pelo bom estado de conservação dos equipamentos).

Após o tratamento, o lodo é conduzido até o leito de secagem. Na ETE Copasa existem oito leitos disponíveis para receber os lodos resíduos do tratamento, nos quais o material fica de 30 a 45 dias (em função da temperatura ambiente e o do volume de precipitação) para desaguar. Parte da água evapora de maneira natural e outra parte percola e o reenviam para o reator UASB.

Quando o lodo digerido atinge a umidade de 60% é transportado para uma vala, construída no terreno da própria ETE, para receber e armazenar o lodo de leito seco, com uma capacidade de 312,5 m³. O volume médio do lodo seco gerado mensalmente é de 12,5 m³, produzindo, em média, oito toneladas por mês.

3.1.3. ETE da Indústria FANIA

A ETE da Indústria FANIA (Figura 3.3) localiza-se no município de Itajubá/MG, e gera somente efluentes domésticos proveniente dos banheiros e cozinha (Restaurante Interno) que atende a aproximadamente 250 funcionários. Mas o restaurante tem uma capacidade para atender a 600 funcionários por dia, sendo a vazão média tratada de 58 m³/dia.

Figura 3.3 – ETE da Indústria FANIA, Itajubá/ MG



Fonte: ETE da Indústria FANIA (informação pessoal)*.

* Mensagem recebida via e-mail (luana@fania.com.br) pela Coordenadora do Meio Ambiente Srta. Joyce Luana M. Silva da ETE Fania, em 30 Jul. 2017.

Processo de operação da ETE

A concepção do tratamento se baseia em acelerar e otimizar as reações bioquímicas naturais de autodepuração dos corpos d'água. O lodo ativado presente neste processo, devido à sua característica coloidal e atividade metabólica, possui a propriedade de se flocular facilmente, propiciando a sedimentação durante o processo de decantação, onde o efluente sobrenadante é enviado para a rede pública coletora de esgoto.

O processo de tratamento da ETE é aeróbio, feito com aeração prolongada e lodo ativado por batelada (enchimento, aeração, decantação e descarte). O sistema de tratamento é composto por:

- Caixa de Gordura: separa a gordura, do efluente gerado na operação de limpeza da cozinha por meio da diferença de densidade.
- Elevatória: faz o recalque do esgoto bruto para dentro dos reatores;
- 02 Reatores: Cada reator possui um aerador, uma tubulação de entrada de esgoto bruto, uma tubulação para a saída do esgoto tratado e uma saída para o descarte de lodo. O enchimento dos reatores é feito de forma alternada.
- Leito de secagem com duas células: o descarte periódico do lodo é feito ao ser disposto nas células.
- Casa de Química: apoio operacional para a ETE.

A ETE passa por um processo analítico/operacional que garante que o efluente atenda aos padrões de lançamento conforme legislação vigente. Para a avaliação do processo são controlados diariamente o pH e oxigênio dissolvido, e controlados mensalmente são o pH, sólidos sedimentáveis, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos, DQO, DBO, e lodo ativado.

3.2. CONSTRUÇÃO DO PROTÓTIPO EXPERIMENTAL

Para o trabalho em questão, foi construído mini biodigestores para realizar o processo de DA dos lodos de UASB e lodos ativados, a fim de se replicar um reator UASB em miniatura.

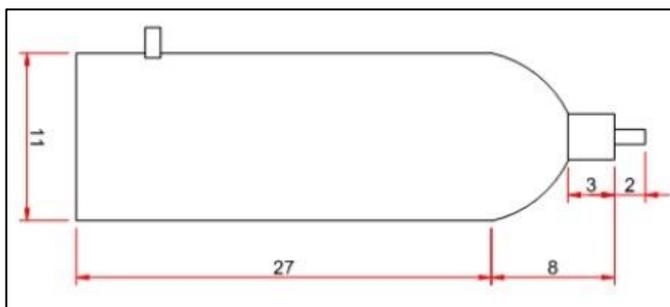
3.2.1. Montagem do biodigestor

Foram montados 04 biodigestores anaeróbios para 3,5 litros, utilizando-se de garrafas PET, com área útil para 2,63 litros de substrato e gasômetro interno para armazenar 0,87 litros de

gás. O aparato funciona por batelada e o substrato é adicionado pela tampa de entrada, e de duas a três vezes ao dia os biodigestores eram agitados manualmente a fim de homogeneizar o substrato e estimular a atividade microbiana do meio.

A figura 3.4 apresenta o biodigestor usado na pesquisa. O modelo foi proposto por Ribeiro (2015), e consiste no uso de garrafas de Politereftalato de Etileno (PET), nas quais o substrato foi colocado em batelada para o tratamento anaeróbio.

Figura 3.4 – Biodigestor de garrafa PET (dimensões em cm)



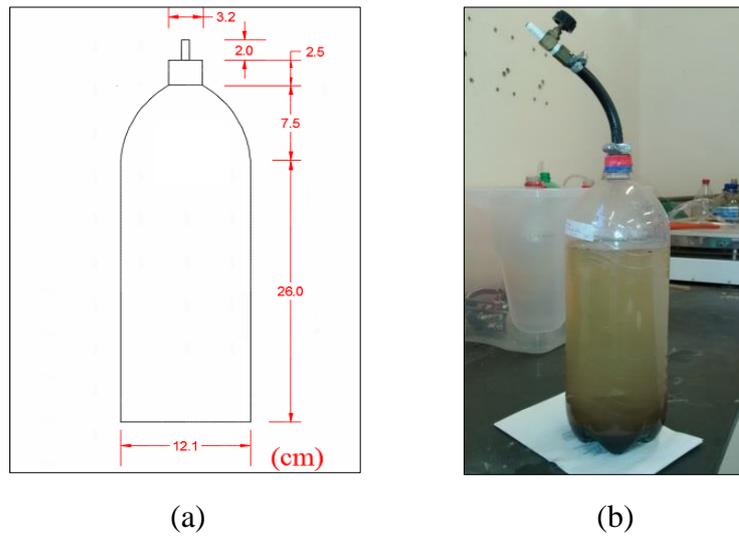
Fonte: Ribeiro (2015).

Como o objetivo é verificar o potencial de geração de biogás a partir de LUASB e LA, foram construídas unidades experimentais (UEs), o qual desempenha a função de um biodigestor, e um manômetro de tubo em U. Portanto, foram utilizadas amostras de LUASB e LA da ETE COPASA e da ETE FANIA, respectivamente.

Assim, após a construção desses protótipos experimentais, prosseguiu-se com as medições de pressão e volume do biogás gerado em cada UE com os lodos avaliados.

Foram distribuídos dois tipos de amostras de lodo em diferentes UEs, sendo para o lodo anaeróbio as unidades experimentais LUASB1, LUASB2, LUASB3, LUASB4 e para o lodo aeróbio as unidades experimentais LA1, LA2, LA3 e LA4. A Figura 3.5a apresenta o biodigestor (UE) com suas dimensões e a Figura 3.5b apresenta a UE com substrato. No Apêndice A constam todos os materiais utilizados para a construção dos biodigestores e do sistema térmico.

Figura 3.5 – (a) Dimensões da UE em cm e (b) a UE com substrato



Para a construção de cada UE foram utilizadas garrafas PET de refrigerante, cujos volumes eram de 3,5 litros, fixando-se uma tubulação de borracha na tampa, a fim de se extrair o biogás gerado.

3.2.2. Montagem do Sistema de Saída do Biogás

Para fixação da mangueira de borracha, foi realizado um furo na tampa, com o auxílio de uma furadeira com broca fina. Após a realização do furo, foi anexado um adaptador macho de cobre 1/4" e colocada uma camada de borracha de câmara de ar na parte superior do adaptador com a finalidade de evitar fugas. Depois, se anexou a mangueira preta de gás de 1/4" a uma válvula de controle de 1/4" junto com um adaptador da mesma do mesmo diâmetro, por onde o biogás se transportaria. A sua vedação foi feita com silicone, fita veda rosca e as conexões foram fixadas com braçadeiras de 1/4". A Figura 3.6a e Figura 3.6b apresentam a válvula de controle, além do sistema de vedação e o sistema de saída e coleta do biogás.

Figura 3.6 – (a) Sistema de saída do biogás e silicone usado na vedação e, (b) Válvula de controle de escoamento



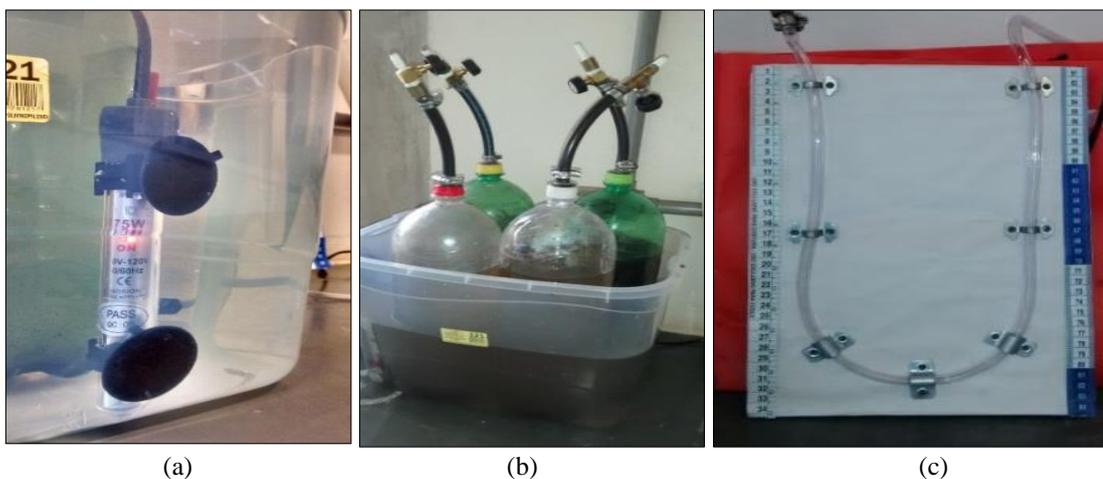
3.2.3. Montagem do Sistema de Aquecimento e do Manômetro

Com a UE pronta, procedeu-se adicionando os lodos supracitados, acomodando-os em um reservatório com água aquecida a 35 °C, com auxílio de uma resistência de aquário de 75 W com termostato (Figura 3.7a) para conseguir manter a temperatura constante. Há que se ressaltar que procedeu-se a uma agitação diária, a fim de se otimizar a produção de biogás. Assim, as UEs permaneceram aquecidas por 25 dias, e após esse período, foram realizadas medições de pressão e volume do biogás produzido (Figura 3.7b).

Para a realização das medições, foi utilizado o princípio dos vasos comunicantes, no qual é medida a movimentação da coluna d'água que ocorre devido à pressão do biogás ao longo de uma mangueira transparente sobreposta a uma prancheta graduada. Com essa movimentação é possível aferir a pressão e o volume ocupado pelo biogás.

A montagem do manômetro em "U" consiste de um papel milimetrado em uma prancheta com dimensões de 24,5x 34,5 cm, com fita métrica em suas laterais, e uma mangueira cristal de silicone com diâmetro de 1/4" colocada em "U" e fixada por braçadeiras. A pressão foi medida pela diferença de coluna d'água, quando as pressões dos gasômetros internos eram nitidamente baixas, de acordo com a rigidez da garrafa. Além do manômetro em questão, o próprio equipamento GEM 5000 fornece os valores de pressão interna, porém em limite máximo de 200 mbar. A Figura 3.11 apresenta o aparato utilizado para a medição dessas grandezas (Figura 3.7c).

Figura 3.7 – (a) Termostato para aquecimento da água, (b) UEs das amostras de lodos UASB e LA, (c) Tabela graduada para medição de deslocamento de líquidos



3.3. METODOLOGIA

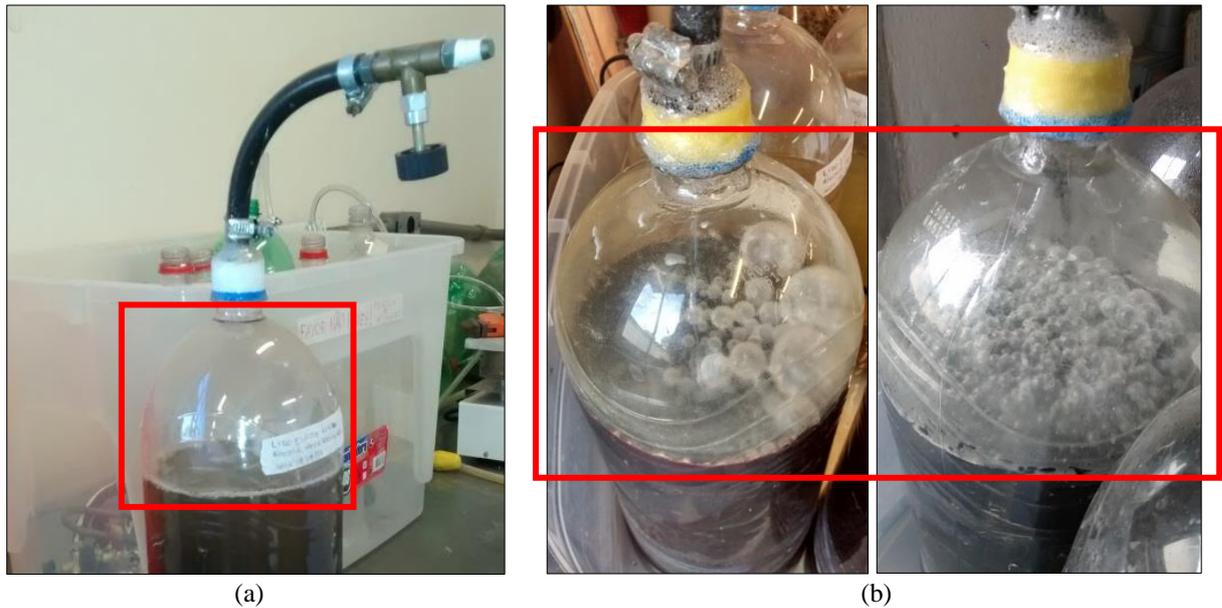
3.3.1. Método da pesquisa e Análises Laboratoriais do Substrato

A pesquisa para o estudo de lodos foi do tipo experimental e os métodos foram os seguintes: As análises foram realizadas segundo o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012): demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), método 5210 B (incubadora a 20°C durante 5 dias); demanda química de oxigênio (DQO), método 5220 D (digestão por refluxo fechado e leitura por espectrofotometria); temperatura, método 2559 B (termômetro de mercúrio); sólidos totais (ST), método 2540 B (estufa a 103°C -105°C); sólidos totais fixos (STF) e voláteis (STV), método 2540 E (mufla a 550°C); pH, método 4500-H⁺-B (potenciométrico); Nitrogênio Total (NT), método 4500-Norg-C (método Kjeldahl); e Carbono Orgânico Total (COT) método 5310 B (combustão à alta temperatura). Todos os experimentos foram realizados no LABRES, com exceção do COT, que foi realizado no Laboratório de COT do Centro de Estudos em Qualidade Ambiental (CEQUAM) e as análises de metais pesados por meio do uso do equipamento de Microscopia Eletrônica De Varredura - MEV usando o microanálise por Espectrômetro de raios-X por Dispersão de Energia ou EDS (*Energy-Disperse X-Ray Spectroscopy* - conforme a sigla em inglês), realizados no Laboratório de Caracterização Estrutural - LCE do Instituto de Engenharia Mecânica (IEM) da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI). As análises e caracterização do substrato tem a finalidade de quantificar o teor de sólidos, material orgânico e as reduções de matéria orgânica antes e após a biodigestão.

3.3.2. Análises de Volume

Todas as UE continham um compartimento disponível para o armazenamento do biogás gerado. Esse reservatório situa-se na parte superior da UE, logo acima de onde foi preenchido com a amostra, delimitado em vermelho na Figura 3.8a. Assim, para o armazenamento do biogás produzido dentro da UE, foi reservado um volume de 0,875 litros. Na Figura 3.8b apresenta-se a produção de biogás nas UEs.

Figura 3.8 – (a) Compartimento para o biogás na UE e, (b) Produção de biogás na UE



O volume desse compartimento foi calculado com base no volume total (3,5 litros equivalente a $0,0035 \text{ m}^3$) da garrafa, de modo que aproximadamente 75% do volume total fosse preenchido com lodo e 25% fosse reservado para compartimento de biogás (Equação 3.1).

$$V_{\text{compartimento}} = \frac{V_{\text{total}}}{4} \quad (3.1)$$

Para o cálculo do volume de biogás produzido pelas amostras contidas nas UEs, foram medidos os volumes do compartimento onde o biogás se mantinha (sendo o 25% do volume total, equivalente a $0,000875 \text{ m}^3$), juntamente com os volumes de cada mangueira conectada à UE. O diâmetro das mangueiras foi de $1/4''$, sendo equivalente a $0,635 \text{ cm}$ e o raio para todas as mangueiras e válvulas foi de $0,3175 \text{ cm}$. Dessa maneira, calculou-se o volume ocupado pelo biogás nas mangueiras, a partir da Equação 3.2:

$$V = \pi * r^2 * h \quad (3.2)$$

Onde:

r = Raio das Mangueiras da Tubulação (m);

h = Altura (m);

V = Volume das Tubulações (m^3).

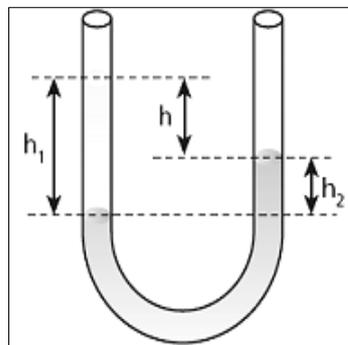
3.3.3. Análises da Pressão

Para o cálculo da pressão gerada pelo biogás produzido, inicialmente, foi ligada a mangueira transparente (Figura 3.7c) preenchida com água. A marcação da altura inicial que corresponde ao preenchimento de água foi chamada de h_1 . Em seguida, abriu-se a válvula de controle por alguns segundos, esperando o nível de água se estabilizar, uma vez que o biogás empurra a água, fazendo com que esta alcance uma segunda altura, a qual foi chamada de h_2 . A altura h_2 pode ser calculada por meio da Equação 3.3:

$$h_2 = h_1 + \Delta h \quad (3.3)$$

Tendo calculado a altura h_2 , pôde-se então obter diferença entre as alturas h_2 e h_1 é chamada de Δh , ou simplesmente h . A Figura 3.9 apresenta o esquema de medição de pressão de acordo com a movimentação da água dentro da mangueira transparente:

Figura 3.9 – Esquema de Medição de Pressão



Dessa maneira, a pressão pôde ser calculada por meio do uso da Equação 3.4.

$$P = \rho * g * 2h \quad (3.4)$$

Onde:

ρ = Densidade (kgm^{-3});

g = Aceleração da gravidade (ms^{-2});

h = Altura (m);

P = Pressão (Nm^{-2}).

Considerou-se a densidade do lodo igual a 1030 kg/m^3 (EMBRAPA, 2011).

3.3.4. Análise de Volume Corrigido

As medições e correções de volume do biogás produzido seguiram as leis de Boyle e Gay-Lussac. Com a finalidade de normalizar os dados, foi adotada as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) de 1 atm e 20° C. Mas para uma melhor precisão dos cálculos, foi considerada a pressão do local referente as condições meteorológicas da região de Itajubá-MG, medidas pelo GEM5000 é de 922 mbar equivalente a 92200 Pa, e segundo o CLIMATE-DATA.ORG a temperatura média anual em Itajubá é 19,5 °C.

A temperatura do biogás no gasômetro no momento da leitura foi considerada de 35°C, a mesma temperatura em que foram mantidas as UEs. Da combinação das leis de Boyle e Gay Lussac, resultou a Equação 3.5.

$$\frac{P_0V_0}{T_0} = \frac{P_1V_1}{T_1} \quad (3.5)$$

Isolando o volume a ser normalizado, apresenta-se a Equação 3.6:

$$V_{\text{corrigido ou normalizado}} = \frac{(P_{\text{gasômetro}} + P_{\text{Itajubá}}) * V_{\text{gasômetro}} * T_{\text{corrigida a 20°C}}}{T_{(\text{resistência do reator})} * P_{\text{corrigida a 1 ATM}}} \quad (3.6)$$

Onde:

V_0 = Volume corrigido [m³];

T_0 = Temperatura corrigida do biogás para 20° C = 293,15 [K];

P_0 = Pressão corrigida do biogás para 1 atm = 101.325 [Pa];

V_1 = Volume do biogás no gasômetro, deslocamento no manômetro [m³];

P_1 = Pressão do biogás no momento da leitura (gasômetro) mais pressão de Itajubá [Pa];

T_1 = Temperatura do biogás (resistência do reator) para 35° C = 308,15 [K].

A conversão de [°C] para [K] foi feita conforme a seguinte Equação 3.7:

$$T_K = T_{°C} + 273,15 \quad (3.7)$$

Onde:

T_K : Temperatura [K];

$T_{°C}$: Temperatura [°C].

3.3.5. Tempo de Retenção Hidráulico (TRH)

O tempo de retenção hidráulico do biodigestor é calculado pela equação 3.8, a qual foi estimada a partir de dados experimentais de usinas de biogás em diferentes condições de temperatura e TRH (UPME, 2003).

$$TRH = -51,227Ln(T) + 206,72 \quad (3.8)$$

Onde:

TRH = Tempo de retenção hidráulico [dias];

T= Temperatura [°C]

3.2.6. Composição do biogás (Equipamento do GEM 5000)

Para se obter as informações sobre a composição do biogás, foi usado o equipamento GEM 5000, (nº. série 501944), Monitor de Extração de Gás (*Gas Extration Monitor*) fabricado pela empresa LandTec, fornecendo os valores em: % de volume de metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), gás oxigênio (O_2) em partes por milhão (ppm) de monóxido de carbono (CO) e ácido sulfídrico (H_2S). Para cada medição, era fechada a válvula de saída de biogás do biodigestor, acoplada à válvula de amostra/purga do gasômetro, que posteriormente era conectado à porta de medição do analisador. A Figura 3.10 apresenta o equipamento sendo utilizado (esquerda) e o equipamento com seus cabos e conexões (direita). As características gerais deste equipamento estão descritas na Tabela 3.1. No Anexo A se descreve as características gerais do GEM 5000.

Figura 3.10 – Leitura do dia 20/04/2017 utilizando GEM 5000 (5ª leitura)

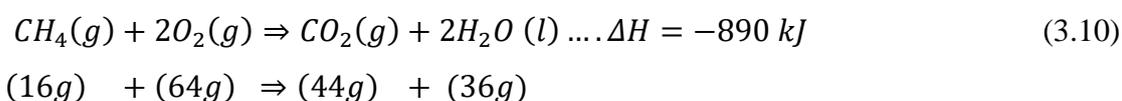
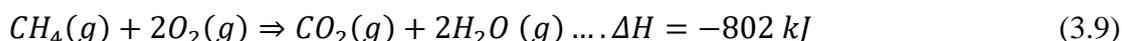


(a)

(b)

3.3.7. Vazão do Biogás, Potência Útil e Energia Disponível

O Potencial de Produção de Metano (BMP, *Biomethane Potential*) em função da remoção da DQO refere-se ao potencial teórico de produção de biogás oriundo da degradação anaeróbia da matéria orgânica, conforme suas características físico-químicas. Com base na pesquisa de Oliveira (2009, *apud* Atkins, 2001), a queima do metano na presença de ar produz, além de dióxido de carbono e água, grande quantidade de calor. Essa reação é dada pelas seguintes reações descritas em 3.9 e 3.10:



As equações 3.9 e 3.10 representam as equações de combustão do gás metano, apresentando o poder calorífico superior e inferior, respectivamente. Segundo Aquino *et al.* (2007) pode-se converter a produção volumétrica de metano (ml CH₄ /dia) em DQO (gDQO/dia). Isso pode ser feito sabendo-se o coeficiente estequiométrico de oxidação do metano usando a Equação 3.10, que apresenta que 1 mol de metano equivale a 2 moles de O₂ ou 64 g de DQO. Também, pode-se observar na mesma equação que 16g de CH₄ removem 64g de DQO. Tal relação em volume representa 0,35 m³ de CH₄ por cada kg de DQO degradada nas CNTP, segundo o princípio de Avogrado para volume de gás ideal (22,4 L.mol⁻¹).

3.3.7.1. Avaliação da produção de metano (Q_{CH_4})

Portanto, cada 16g de CH₄ produzido correspondem à remoção de 64g de O₂, ou seja, é equivalente a uma remoção de 64g de DQO. Procedeu-se ao cálculo, seguindo a metodologia aplicada no relatório de Prosab (2003) junto com as equações apresentadas por Chernicharo (1997) sobre a determinação da produção teórica de metano por grama de DQO, conforme apresentada na Equação 3.11:

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (3.11)$$

Onde:

Q_{CH_4} : produção volumétrica de metano [m³. dia⁻¹];

DQO_{CH_4} : carga de DQO removida no reator e convertida em metano, em [kg DQO_{CH_4} . dia⁻¹];

$K(t)$: fator de correção para temperatura de operação do reator, em gDQO/L.

A parcela de DQO convertida em gás metano é dada pela Equação 3.12:

$$DQO_{CH_4} = Q_{med} * [(S_0 - S) - (Y_{obs} * S_0)] \quad (3.12)$$

Onde:

DQO_{CH_4} : produção diária de CH_4 [$kg DQO_{CH_4} \cdot dia^{-1}$];

Q_{ef} : Vazão afluyente média [$m^3 \cdot dia^{-1}$];

S_0 : concentração de DQO afluyente [$mg \cdot L^{-1}$];

S : concentração de DQO efluyente [$mg \cdot L^{-1}$];

Y_{obs} : Coeficiente de produção de sólidos, em termos de DQO [$0,13 \frac{kg DQO_{lodo}}{kg DQO_{aplicada}}$].

Para o presente estudo foi considerado o coeficiente de produção de sólidos, em termos de DQO o valor de 0,13, visto que está dentro da faixa de 0,11 e 0,23, segundo Chernicharo (2007).

O fator de correção para temperatura é dado Equação 3.13:

$$K(t) = \frac{p * K}{R * (273,15 + t)} \quad (3.13)$$

Onde:

p : pressão atmosférica igual a 1atm;

K : DQO correspondente a 1 mol de CH_4 , igual a 64 gDQO/mol;

R : Constante universal dos gases, igual a 0,08206 atm.L/mol.K;

t : Temperatura de operação do reator, em $^{\circ}C$.

Uma vez obtida à produção teórica de metano, pode-se estimar a produção total de biogás, a partir do teor esperado de metano neste, de acordo com a Equação 3.14. Para o caso do tratamento de esgotos domésticos, os teores de metano no biogás são geralmente da ordem de 70 a 80%.

Produção volumétrica de biogás é dada Equação 3.14:

$$Q_{biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{C_{CH_4}} \quad (3.14)$$

Onde:

$Q_{biogás}$: produção volumétrica de biogás ($m^3 \cdot dia^{-1}$);

Q_{CH_4} : produção volumétrica de metano ($m^3 \cdot dia^{-1}$);

C_{CH_4} : concentração de metano no biogás, usualmente da ordem de 70 a 80%.

3.3.7.2. Cálculo da energia térmica disponível no biogás

De acordo com a metodologia adotada por Lima e Passamani (2012), a energia disponível no biogás gerado no reator UASB é determinada pela Equação 3.15:

$$E_t = Q_{biogás} * PCI_{biogás} \quad (3.15)$$

Onde:

E_t = Energia térmica disponível no biogás ($kcal \cdot dia^{-1}$);

$Q_{biogás}$ = Produção volumétrica de biogás ($m^3 \cdot dia^{-1}$);

$PCI_{biogás}$ = Poder calorífico inferior do biogás ($kcal/m^3$).

A variação do poder calorífico inferior dá-se em função da concentração de metano (% CH_4). De acordo com a Tabela 2.17 do item 2.5.4, o PCI do biogás é estimado entre 465,43 - 11661,02 $kcal/m^3$. Logo, foram adotados valores de PCI de acordo com a porcentagem de concentração de metano obtida no laboratório para cada teste.

3.3.7.3. Cálculo da energia elétrica disponível no biogás

De acordo com a metodologia adotada por Lima e Passamani (2012), a partir da energia térmica calculada no subitem 3.3.7.2, é possível calcular a energia elétrica que o biogás pode gerar, que por sua vez, vai depender da eficiência da tecnologia de conversão e do gerador utilizados. Segundo CENBIO (2004), as eficiências das máquinas (microturbina, turbina a gás, MCI) são bem próximas, podendo ser adotado um valor médio de 35%, e para o rendimento adotou-se o valor de 87% para alternadores. Primeiramente, deve-se calcular a potência elétrica do biogás, conforme a Equação 3.16:

$$PE_{biogás} = \frac{E_t * 4,184 * \eta_{tec} * \eta_{gerador}}{86.400} \quad (3.16)$$

Onde:

$PE_{biogás}$: Potência elétrica do biogás [kW];

4,1848 = Fator de conversão de “kcal” para “kJ”, [$kJ \cdot kcal^{-1}$];

η_{tec} : Eficiência da tecnologia de conversão;

$\eta_{gerador}$: Rendimento do gerador;

86.400 = Fator de conversão de dias para segundos [dia. seg⁻¹].

Com o valor encontrado da potência elétrica do biogás, calcula-se então a energia elétrica (MWh/ano) gerada a partir da tecnologia de conversão. Considerou-se um tempo de operação do motor igual à 16h/dia, com um fator de capacidade para um MCI igual a 0,60 (SANTOS *et al*, 2001); considerando um valor menor que o normalmente utilizado para usinas termoelétricas movidas a biogás, que ficam em torno de 90% de acordo com a CETESB (2006). O fator de capacidade está associado a necessidade de parada para manutenção anual do motor, e se refere à relação entre a potência média que é fornecida e a capacidade máxima de suprimento de energia. Para o cálculo da energia, foi utilizada a Equação 3.17:

$$E_e = PE_{biogás} * T_{operação} * FC \quad (3.17)$$

Onde:

E_e = Energia elétrica gerada (kWh/ano);

$PE_{biogás}$ = Potência elétrica do biogás (kW);

$T_{operação}$ = Tempo de operação do motor, em número de horas por ano (16h/dia*365dias/ano).

FC = Fator de capacidade (%).

3.4. RESULTADOS PRELIMINARES (PARÂMETROS E ENERGIA ELÉTRICA)

São descritos os parâmetros considerados nas amostras da presente pesquisa, para o experimento 1 (E1) e experimento (E2). Cabe ressaltar que as análises foram feitas em triplicata e realizadas antes e após o processo de digestão anaeróbia.

3.4.1. Parâmetros das Amostras

Os resultados das análises dos parâmetros do afluente e efluente do E1 (Tabela 3.1) e E2 (Tabela 3.2) são apresentados na tabela 3.1, além da redução da carga orgânica após o TRH da digestão anaeróbia.

Tabela 3.1 – Comparação E1 Parâmetros Antes e Após da DA

Parâmetros	Experimento E1					
	Anaeróbia			Aeróbia		
	Entrada (Afluente)	Saída (Efluente)	Varição (%)	Entrada (Afluente)	Saída (Efluente)	Varição (%)
pH	6,75	7,5	11%	6,94	7,4	7%
DQO (mgL ⁻¹)	624,67	351,33	-44%	85,67	68,0	-21%
DBO (mgL ⁻¹)	316,24	51,16	-84%	41,66	17,26	-59%
Nitrogênio Total (mgL ⁻¹)	19,04	14,5	-24%	6,72	8,4	25%
Sólidos Totais (mgL ⁻¹)	71800,0	18040,0	-75%	76460,0	4750,0	-94%
Sólidos Totais Fixos (mgL ⁻¹)	38910,0	2190,0	-94%	26010,0	2110,0	-92%
Sólidos Voláteis (mgL ⁻¹)	32890,0	15850,0	-52%	50450,0	2640,0	-95%
COT (mgL ⁻¹)	40,49	-	-	79,23	-	-
Relação DQO:DBO	1,98	6,87	247%	2,06	3,94	91%
Relação C:N	2,13	-	-	11,79	-	-

Tabela 3.2 – Comparação E2 Parâmetros Antes e Após da DA

Parâmetros	Experimento E2					
	Anaeróbia			Aeróbia		
	Entrada	Saída	Varição (%)	Entrada	Saída	Varição (%)
pH	7,42	7,35	-1%	6,80	7,12	5%
DQO (mgL ⁻¹)	679,67	407,33	-40%	198,00	48,00	-76%
DBO (mgL ⁻¹)	162,00	156,69	-3%	24,61	20,02	-19%
Nitrogênio Total (mgL ⁻¹)	47,60	10,80	-77%	21,00	5,60	-73%
Sólidos Totais (mgL ⁻¹)	15010,0	1340,0	-91%	24170,0	5910,0	-76%
Sólidos Totais Fixos (mgL ⁻¹)	7550,0	380,0	-95%	6600,0	2790,0	-58%
Sólidos Voláteis (mgL ⁻¹)	7460,0	1100,0	-85%	17570,0	3610,0	-79%
COT (mgL ⁻¹)	-	-	-	-	-	-
Relação DQO:DBO	6,87	2,60	-62%	3,94	2,40	-39%
Relação C:N	-	-	-	-	-	-

Os valores medidos com relação ao potencial Hidrogeniônico (pH) no substrato antes e após da biodigestão para E1 e E2 estiveram no intervalo de 6,75 até 7,5. De acordo com Chernicharo (1997), a faixa de pH entre 6,0 e 8,0 é favorável para o crescimento de microrganismos produtores de metano. No E1, observou-se que após aproximadamente, 50 dias, quando se registrou o aumento do pH, a produção de biogás foi interrompida. Caso que não aconteceu no E2, porque além do aumento do pH, a produção de biogás não foi interrompida.

No E1 antes da DA, a fração de carbono orgânico total (COT) do substrato afluente resultou em 40,49 mg/L e a relação carbono/ nitrogênio (C/N) foi de 2,13. Tal valor apresentou-se como aceitável comparado à faixa ideal C: N 20:30 (BARROS, 2012; LI et al., 2011; NOGUEIRA, 1986). Mas para o E1 (efluente) e no E2 (afluente e efluente) as análises de carbono orgânico

total (COT) não foram feitas devido á indisponibilidade do Laboratório do Centro de Estudos em Qualidade Ambiental (CEQUAM) no período. Portanto, a relação carbono/ nitrogênio (C/N) não pôde ser mensurada em função da falta de dados sobre o teor de carbono do substrato. Verifica-se no E1 e E2, a concentração de ST do efluente é menor que a do afluente trabalhado, e isso ocorreram devido à que os microrganismos degradaram uma quantidade considerável da matéria orgânica no digestor. A explicação para ambos os experimentos se comprova pela redução SV nas amostras anaeróbias e aeróbias, para E1 obteve-se uma redução de 52% e 95%; e para E2 os valores foram de 85% e 79%, uma vez que esta fração corresponde à parte orgânica de sólidos presentes na amostra. Em conclusão, os resultados obtidos do substrato após da biodigestão, constataam uma redução significativa da carga orgânica (ou poluição orgânica) em termos de DBO.

3.4.2. Pressão, Volume e Volume corrigido

Cabe lembrar que tanto para o E1 e E2, as amostras de lodos anaeróbios (LUASB) foram depositadas nas unidades experimentais LUASB1, LUASB2, LUASB3 e LUASB4 e as amostras de lodos ativados (LA) foram colocadas nas unidades experimentais LA1, LA2, LA3 e LA4. Aplicando as equações do item 3.3.2, 3.3.3 e 3.3.4, foram obtidos os seguintes resultados do E1 (Tabela 3.3) e E2 (Tabela 3.4):

Tabela 3.3 – Resultados E1 de Volume, Pressão e Volume_{CNTP}

Unidade Experimental	V1 (m ³)	P1 (Pa)	T0 (°K)	T1 (°K)	P0 (Pa)	V _{0 CNTP} (m ³)
LUASB1	9,135.10 ⁻⁴	100141,99	293,15	308,15	101325	8,59.10 ⁻⁴
LUASB2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
LA1	9,132.10 ⁻⁴	99838,85	293,15	308,15	101325	8,56.10 ⁻⁴
LA2	9,143.10 ⁻⁴	100138,75	293,15	308,15	101325	8,60.10 ⁻⁴

Observação: ND – Não detectado

Tabela 3.4 – Resultados E2 de Volume, Pressão e Volume_{CNTP}

Unidade Experimental	V1 (m ³)	P1 (Pa)	T0 (°K)	T1 (°K)	P0 (Pa)	V _{0 CNTP} (m ³)
LUASB3	8,964.10 ⁻⁴	101152,41	293,15	308,15	101325	8,51.10 ⁻⁴
LUASB4	9,041.10 ⁻⁴	100760,36	293,15	308,15	101325	8,55.10 ⁻⁴
LA3	8,950.10 ⁻⁴	101152,41	293,15	308,15	101325	8,50.10 ⁻⁴
LA4	8,960.10 ⁻⁴	100087,42	293,15	308,15	101325	8,42.10 ⁻⁴

No primeiro experimento, a unidade experimental LA2, cuja amostra é aeróbia, foi a amostra que apresentou maior deslocamento da mangueira, tendo um maior resultado de volume ($9,143E-04 \text{ m}^3$) e pressão (100138,75 Pa). Fato que já era esperado depois de analisar os valores obtidos de SV, os quais foram maiores com relação aos valores das amostras UASB. Os dados da UE LUASB2 não foram considerados, visto que não houve detecção de pressão e não conseguiu se deslocar, devido a uma entrada de ar, provavelmente por vazamento, e consequente perda de biogás. Assim, é possível perceber a maior eficiência de geração de biogás do processo de DA para E1 na amostra de lodo Aeróbio. Mas, no segundo experimento a UE LUASB4, cuja amostra é anaeróbia, foi a amostra que apresentou um maior resultado de volume ($9,041E-04 \text{ m}^3$) e pressão (100760,36 Pa).

Embora no experimento essa quantidade seja apenas ligeiramente pequena, deve-se lembrar que trabalhou-se em escala laboratorial com apenas 2,63 litros de lodo e que em grande escala, essa diferença seria consideravelmente maior.

3.4.3. Tempo de Retenção Hidráulico (TRH)

A temperatura usada nas UEs para o experimento 1 e 2 foi de 35°C , valor sobre o qual, aplicando-se a equação 4.3 resultaria em um TRH de 25 dias. Lembrando que nos lugares que apresentam uma temperatura média anual mais baixa, o TRH deverá ser maior, pois o TRH é inversamente proporcional a temperatura. De acordo com Jain *et al.* (2015), qualquer desvio de temperatura, a operação no digestor pode resultar com um desempenho insatisfatório.

3.4.4. Composição do biogás

No primeiro experimento foram realizadas 12 leituras (06 medições para cada tipo de amostra) e no segundo experimento, foram realizadas 20 leituras (10 medições para cada tipo de amostra); resultando um total de 32 leituras na pesquisa, conforme apresentados na Tabela 3.5. Foi utilizado para a primeira leitura no E1 de ambos substratos um analisador contínuo e o resto de medições foram realizadas usando o GEM 5000. Os dados mensurados pelo GEM 5000 foram: porcentagem de CH_4 , CO_2 , O_2 , ppm de CO e H_2S , além da pressão dentro do gasômetro e a pressão barométrica.

Tabela 3.5 – Resultados E1 e E2 das medições de biogás gerada pelo biodigestor

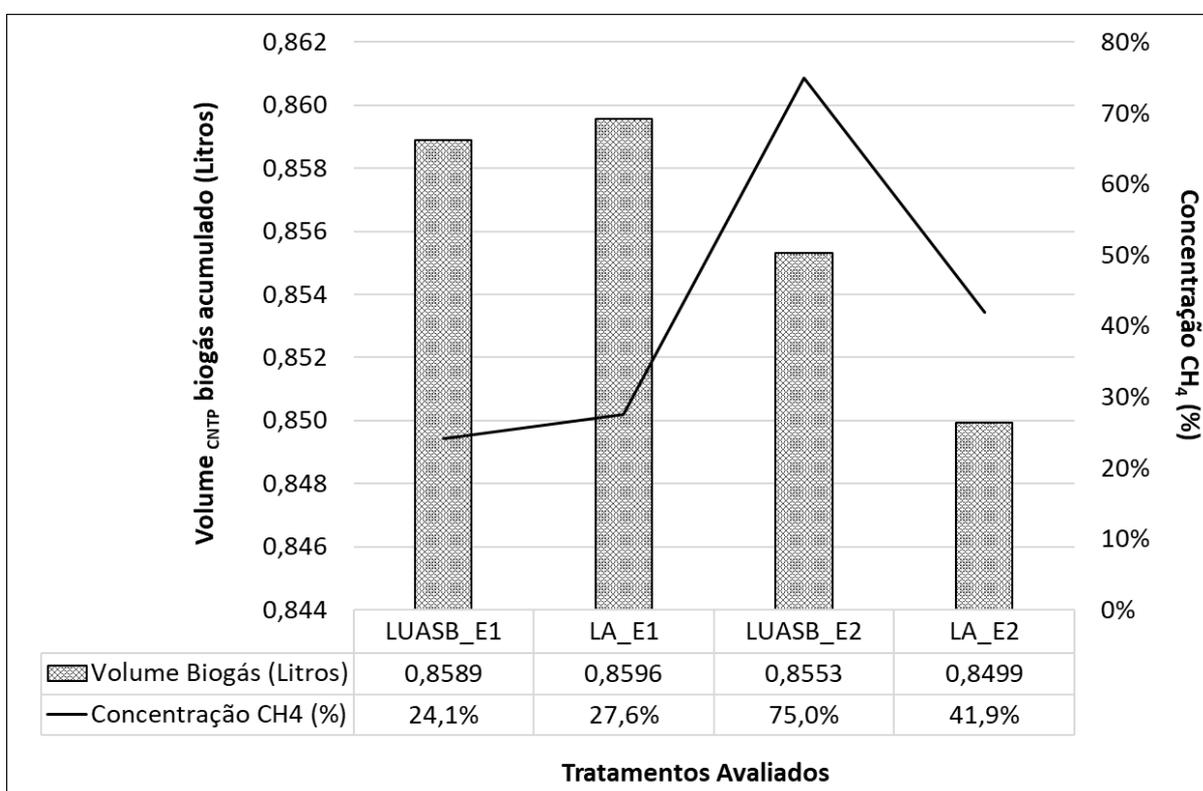
Lodos	Data	Leitura	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	CO (ppm)	H ₂ S (ppm)	BAL (%)
UASB E1	25/11/2016	LUASB1	24,1	-	11,54	0,4	-	-
	25/11/2016	LUASB2	23,3	-	10,2	0,3	-	-
	26/01/2017	LUASB1	6,7	11,5	0,3	-	55	81,5
	26/01/2017	LUASB2	0,4	8,7	0,3	-	37	90,5
	20/03/2017	LUASB1	3,5	10,3	0,5	-	-	85,7
	20/03/2017	LUASB2	-	8,4	0,4	-	-	91,2
LA E1	25/11/2016	LA1	1,8	-	4,23	13,82	-	-
	25/11/2016	LA2	1,5	-	3,82	12,5	-	-
	26/01/2017	LA1	27,6	15,3	0,3	1515	300	56,8
	26/01/2017	LA2	0,2	7,1	12,7	-	71	80
	20/03/2017	LA1	13	14,9	0,3	3	-	71,8
	20/03/2017	LA2	-	1,8	19,5	-	-	78,7
UASB E2	06/04/2017	LUASB3	20,1	38,6	0,6	16	3192	40,7
	06/04/2017	LUASB4	9,7	31,2	0,5	79	2850	58,5
	20/04/2017	LUASB3	75	27,3	0,4	17	1275	0,9
	20/04/2017	LUASB4	59,1	25,5	0,4	20	1231	15
	18/05/2017	LUASB3	69,6	18,3	4,9	3	375	7,2
	18/05/2017	LUASB4	34,7	16,7	3,3	8	357	45,3
	14/06/2017	LUASB3	48,7	17,6	3,6	0	30	30,1
	14/06/2017	LUASB4	25,2	15,1	3,6	2	250	56,1
	04/07/2017	LUASB3	46,6	17,5	5	0	320	30,8
	04/07/2017	LUASB4	16	15	10,9	0	258	58,1
LA E2	06/04/2017	LA3	-	-	-	-	-	-
	06/04/2017	LA4	-	-	-	-	-	-
	20/04/2017	LA3	0,3	2,3	16	25	32	81,4
	20/04/2017	LA4	0,5	0,2	19,4	38	18	79,9
	18/05/2017	LA3	2,6	8,5	4,6	7	15	84,3
	18/05/2017	LA4	13,9	11,9	4,3	7	13	69,9
	14/06/2017	LA3	0	10,8	6,8	1	2	82,4
	14/06/2017	LA4	31,4	14,7	7,4	2	0	46,5
	04/07/2017	LA3	0	10,4	6,5	3	1	80,2
	04/07/2017	LA4	41,9	15,6	10,4	5	20	32,1

A concentração de metano (CH₄) com presença mais acentuada no E1 e E2 para lodos UASB e lodos ativados foi de 24,1% e 27,6%; 75,0% e 41,9% em maior quantidade, respetivamente. E os valores de dióxido de carbono (CO₂) encontrados nas medições situaram-se na faixa de 0,2% e 38,6%, resultando em um valor médio de emissão no estudo de 19,4% CO₂ com respeito ao biogás total gerado. Tais resultados, em âmbito geral, encontram-se fora do estabelecido pela Resolução ANP N° 686/2017 (ANP, 2017), com as seguintes especificações de biometano:

concentrações máximas de 0,001 ppm de H_2S , 3% de CO_2 , 0,8% de O_2 , 90% de CH_4 e 10% de $N_2+O_2+CO_2$.

A Figura 3.11 apresenta os volumes de biogás gerado nas CNTP avaliados nos tratamentos em estudo, em litros de biogás com sua respectiva concentração de metano (% CH_4). A amostra de lodos ativados no E1 foi a que apresentou um maior resultado de volume de biogás gerado, mas em contrapartida o valor de concentração de metano foi baixo (27,6% CH_4), em relação aos demais tratamentos em estudo. Mas também, as amostras de lodos UASB no E2 foi o que apresentou um maior resultado de concentração de metano (75,0% CH_4) relativamente aos demais tratamentos em estudo.

Figura 3.11 – Volume de biogás gerado *versus* Concentração de metano



3.4.5. Vazão do Biogás, Potência Útil e Energia Disponível

3.4.5.1. Escala Laboratorial

Após a realização dos testes de laboratório de volume na CNTP e composição dos gases, avaliou-se o rendimento de metano a partir do substrato trabalhado em escala laboratorial, cuja quantidade foi de 2,63 Litros. Na Tabela 3.6 e Tabela 3.7 apresentam-se os valores de volume em litros de biogás gerado por dia, litros de metano gerado por litros do substrato (lodo) e a

quantidade de m^3 de metano por m^3 do substrato, além de apresentar o rendimento de metano ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4$) em relação a outros parâmetros importantes (kg de substrato, de DQO, DBO, ST e de SV). Além disso, os valores foram usados para calcular uma projeção a escala ETE (potencial da ETE Copasa e Fania), e conseguir fazer uma avaliação econômica e uma avaliação do ciclo de vida do presente trabalho. Considerou-se a densidade do lodo igual a 1030 kg/m^3 (EMBRAPA, 2011).

Tabela 3.6 – Rendimento de metano gerado no E1

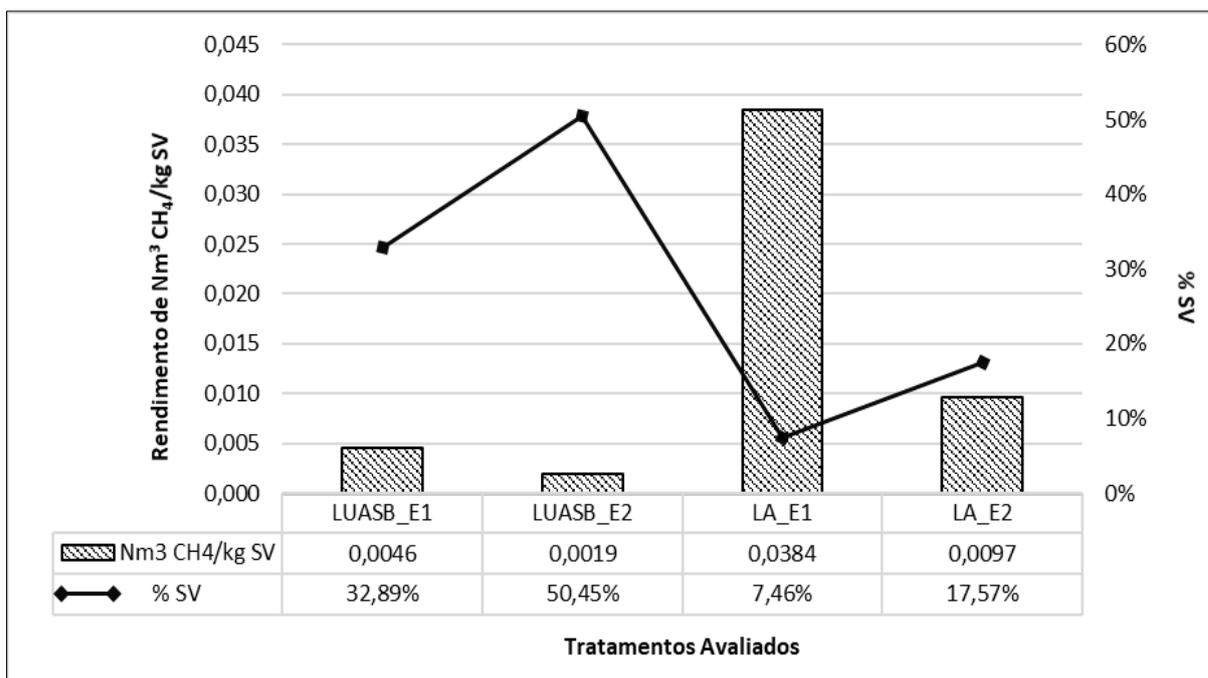
Amostra	Escala Piloto			Nm ³ de CH ₄ por kg de substrato, de DQO, DBO, ST e de SV				
	Q _{biogás} (L.dia ⁻¹)	L _{CH4} /L _{lodo}	m ³ CH ₄ /m ³ lodo	Nm ³ CH ₄ / kg Substrato	Nm ³ CH ₄ / kg DQO	Nm ³ CH ₄ / kg DBO	Nm ³ CH ₄ / kg ST	Nm ³ CH ₄ / kg SV
LUASB	0,85883	0,0786984	0,00007870	0,00008	0,28791	0,2969	0,0015	0,0046
LA	0,85956	0,0892260	0,00008923	0,00009	5,04958	3,6568	0,0012	0,0019

Tabela 3.7 – Rendimento de metano gerado no E2

Amostra	Escala Piloto			Nm ³ de CH ₄ por kg de substrato, de DQO, DBO, ST e de SV				
	Q _{biogás} (L.dia ⁻¹)	L _{CH4} /L _{lodo}	m ³ CH ₄ /m ³ lodo	Nm ³ CH ₄ / kg Substrato	Nm ³ CH ₄ / kg DQO	Nm ³ CH ₄ / kg DBO	Nm ³ CH ₄ / kg ST	Nm ³ CH ₄ / kg SV
LUASB	0,85531	0,2439097	0,00024391	0,00024	0,89562	45,9340	0,0178	0,0384
LA	0,84994	0,1354081	0,00013541	0,00013	0,90272	29,5345	0,0074	0,0097

Os cálculos foram feitos a partir dos resultados obtidos dos parâmetros físico-químicos (variações) realizados em ambos experimentos. Pode-se observar que o E2 teve os melhores resultados para ambas amostras, mas no caso do E1 das amostras de lodos ativados, a relação do rendimento de metano ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4$) em função a kg DQO e kg DBO foi elevado. Isto deveu-se ao fato de que obteve-se pouca redução dos parâmetros de DQO e DBO, sendo 21% e 59%, respectivamente. No E2 para ambas amostras (LUASB e LA), a relação da produção de metano ($\text{m}^3 \text{CH}_4$) em função a kg DBO foi elevado, devido ao fato a redução nesse parâmetro foi insignificante, sendo 3% e 19%, respectivamente. Neste estudo do experimento 1, as amostras de lodos UASB apresentou um rendimento de metano de $0,0046 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ ($4,6 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{t SV}$) com 32,89% de SV e para as amostras de lodos ativados foi $0,0019 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ ($1,9 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{t SV}$) com 50,45% de SV. No experimento 2, as amostras de lodos UASB tiveram um rendimento de metano elevado de $0,0384 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ ($38,4 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{t SV}$). Isto devido ao fato que se obteve pouca redução no parâmetro de sólidos voláteis com 7,46% de SV e para as amostras de lodos ativados foi $0,0097 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ ($9,7 \text{ Nm}^3 \text{CH}_4/\text{t SV}$) com 17,57% de SV (Figura 3.12).

Figura 3.12 – Rendimento de metano para os tratamentos avaliados



3.4.5.2. Potencial Energético do Biogás Produzido na ETE Copasa e Fania

Para a determinação da produção teórica de metano por grama de DQO, foi seguida a metodologia proposta no relatório de Prosab (2003) junto com as equações apresentadas por Chernicharo (1997). Aplicando a Equação 3.13 com valores reais da pesquisa, foi considerada a pressão do local referente às condições meteorológicas da região de Itajubá-MG, medidas pelo GEM5000, cujo valor é de 922 mbar equivalente a 0,909943250 atm, e segundo o CLIMATE-DATA.ORG, a temperatura média anual em Itajubá é 19,5 °C, assumindo que será a temperatura de operação do reator; ambos dados conferidos no dia da medição. E em seguida, substituiu-se nas equações do item 3.3.7.1 usando as informações fornecidas pelas ETEs e os dados obtidos nos análises físico-químicas de DQO do afluente e DQO do efluente das amostras avaliadas nesta pesquisa.

- Para Lodos UASB_E1:

Considerou-se os valores obtidos para o experimento 1 uma DQO afluente (mgL^{-1}) = $624,67 \text{mgL}^{-1} = 0,62467 \text{ kg/m}^3$; DQO efluente (mgL^{-1}) = $351,33 \text{ mgL}^{-1} = 0,35133 \text{ kg/m}^3$. Segundo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2002), pode-se considerar que o volume de lodo produzido para um sistema de tratamento por meio de reatores UASB (tratamento feito na própria ETE Copasa) é de 0,4L/hab.dia. A ETE em estudo atende 80% de uma população de 97000 habitantes.

Portanto, a vazão média de lodo de esgoto gerado é estimada como sendo de 31,04 m³/dia, gerando biogás com uma concentração de metano de 24,1%, conforme dados medidos no experimento.

- Para Lodos Ativados_E1:

Considerando para o experimento 1 uma DQO afluyente (mgL⁻¹) = 85,67 mgL⁻¹ = 0,08567 kg/m³, DQO efluente (mgL⁻¹) = 68,0 mgL⁻¹ = 0,068 kg/m³. Também, considerando que segundo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2002), o volume de lodo produzido para um sistema de tratamento por meio de Lodos ativados convencional e Aeração prolongada (tratamentos feitos na própria ETE Fania) é de 5,05L/hab.dia, e que a ETE em estudo atende a 250 funcionários, então a vazão média de lodo de esgoto gerado será de 1,26 m³/dia, gerando biogás com uma concentração de metano de 27,6%.

- Para Lodos UASB_E2:

Considerando para o experimento 2 uma DQO afluyente (mgL⁻¹) = 679,67 mgL⁻¹ = 0,67967 kg/m³; DQO efluente (mgL⁻¹) = 407,33 mgL⁻¹ = 0,40733 kg/m³; e que segundo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2002), o volume de lodo produzido para um sistema de tratamento por meio de reatores UASB (tratamento feito na própria ETE Copasa) é de 0,4L/hab.dia, e que a ETE em estudo atende a 80% de uma população de 97000 habitantes, então a vazão média de lodo de esgoto gerado será de 31,04 m³/dia, gerando biogás com uma concentração de metano de 75,0%.

- Para Lodos Ativados_E2:

Para o experimento 2 foi considerado uma DQO afluyente (mgL⁻¹) = 198,0 mgL⁻¹ = 0,198 kg/m³, DQO efluente (mgL⁻¹) = 48,0 mgL⁻¹ = 0,048 kg/m³. Segundo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2002), o volume de lodo produzido para um sistema de tratamento por meio de Lodos ativados convencional e Aeração prolongada (tratamentos feitos na própria ETE Fania) é de 5,05L/hab.dia. Ao considerar que a ETE em estudo atende a 250 funcionários, então a vazão média de lodo de esgoto gerado será de 1,26 m³/dia, gerando biogás com uma concentração de metano de 41,9%.

Para o primeiro e segundo experimento, são apresentados os valores na Tabela 3.8 e Tabela 3.9, respectivamente. Tais tabelas apresentam os resultados do fator de correção para temperatura de operação do reator (gDQO/L), carga de DQO removida no reator e convertida em metano, em (gDQO), volume de metano produzido (m³. dia⁻¹), e a produção volumétrica de biogás (m³. dia⁻¹). Também as supracitadas tabelas apresentam os resultados após a substituição nas

equações do item 3.3.7.2 e 3.3.7.2, o cálculo teórico da energia térmica, da potência elétrica do biogás e da energia elétrica dos tratamentos avaliados na presente pesquisa.

Tabela 3.8 – Energia elétrica (kWh. ano⁻¹) gerada no E1

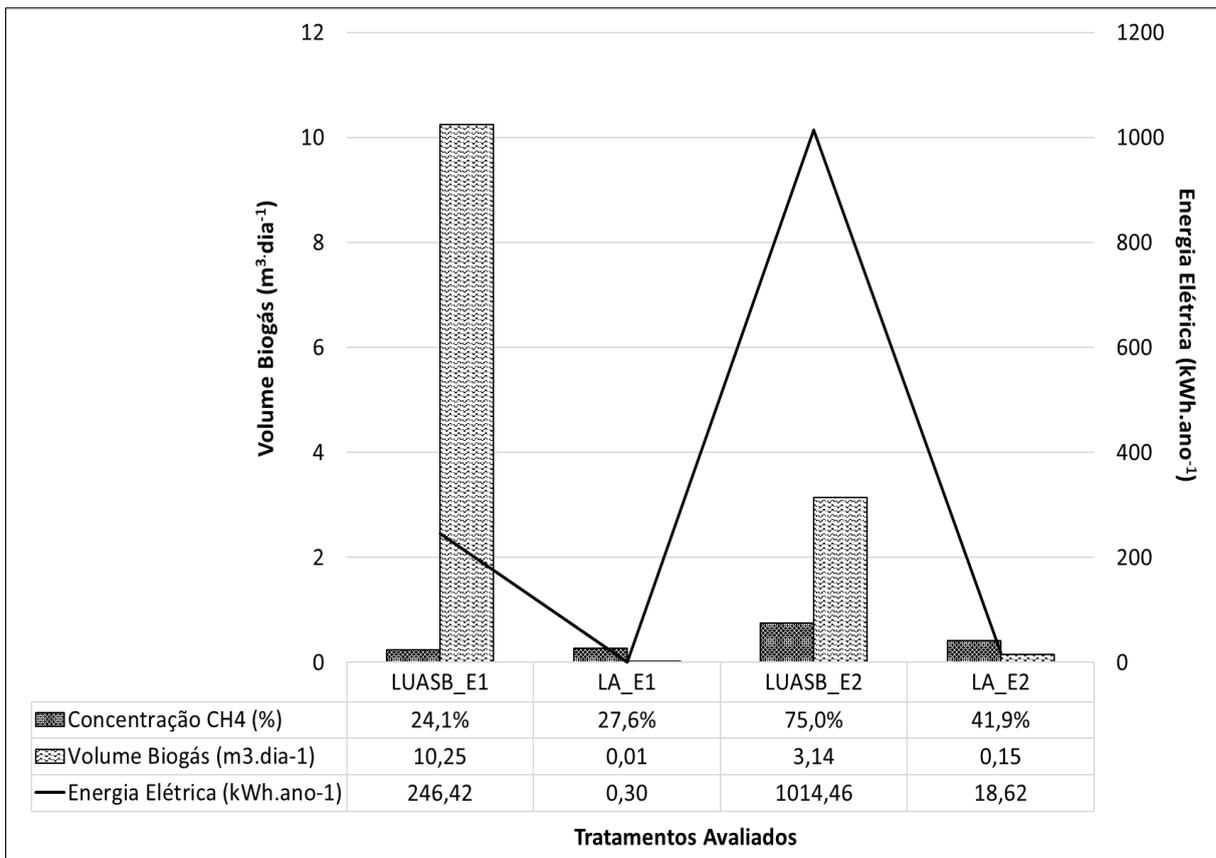
Amostra	K(t) (gDQO.L ⁻¹)	DQO _{CH₄} (kg DQO _{CH₄} . dia ⁻¹)	Q _{CH₄} (m ³ .dia ⁻¹)	Q _{biogás} (m ³ .dia ⁻¹)	E _t (kcal.dia ⁻¹)	PE _{biogás} (kW)	E _e (kWh.ano ⁻¹)
LUASB	2,43	5,96	2,46	10,25	4769,27	0,07	246,42
LA	2,43	0,0091	0,0037	0,01	5,74	0,0001	0,2963

Tabela 3.9 – Energia elétrica (kWh. ano⁻¹) gerada no E2

Amostra	K(t) (gDQO.L ⁻¹)	DQO _{CH₄} (kg DQO _{CH₄} . dia ⁻¹)	Q _{CH₄} (m ³ .dia ⁻¹)	Q _{biogás} (m ³ .dia ⁻¹)	E _t (kcal.dia ⁻¹)	PE _{biogás} (kW)	E _e (kWh.ano ⁻¹)
LUASB	2,43	5,71	2,35	3,14	19633,87	0,29	1014,46
LA	2,43	0,16	0,1	0,15	360,34	0,005	18,618

O tratamento das amostras de lodos UASB, apresentaram melhores resultados em ambos experimentos, devido ao fato que a vazão média de lodo de esgoto gerado na ETE Copasa é maior em comparação á quantidade de lodo gerado na ETE Fania. No experimento 2 as amostras de LUASB apresentaram um valor considerável de 1014,46 kWh.ano⁻¹ de energia elétrica gerada, equivalente a 1,014 MWh.ano⁻¹, gerada pela ETE Copasa. No experimento 1 para as amostras de LUASB, apresentou uma alta quantidade de biogás gerada, porém, a quantidade de energia elétrica gerada foi baixa. Isto deve-se que quando uma concentração de metano (CH₄) é baixa (24,1%) precisa uma vazão maior de biogás para garantir essa porcentagem baixa de metano, ou seja, a quantidade de biogás é inversamente proporcional com a concentração de metano. No experimento 2 aconteceu o contrário com as amostras de LUASB, pois apresentou maior porcentagem de concentração de metano (CH₄) como foi o caso de 75% a vazão total de biogás até pode ser menor (Figura 3.13). No caso do tratamento de lodos ativados para ambos experimentos, o valor da energia elétrica foi baixo pelo fato que a ETE Fania tem uma vazão média de lodo de esgoto gerado menor.

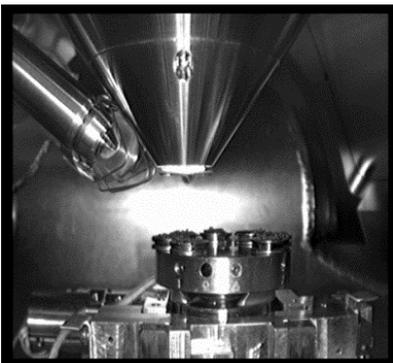
Figura 3.13 – Produção da energia elétrica dependendo á quantidade de biogás e a concentração de metano



3.4.6. Análises de Metais Pesados

Foi feito a análise por Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), juntamente, com a espectroscopia de energia dispersa de raios-X (EDS). O MEV é um aparelho que fornece rapidamente informações sobre a morfologia (características microestruturais) e identificação de elementos químicos de uma amostra sólida (Figura 3.14), que nesta pesquisa foi o lodo de esgoto em forma seca e particulada (pó).

Figura 3.14 – Parte interior do MEV com as amostras analisadas



A amostra de lodos apenas foi seca em estufa para evitar a retenção de umidade nos poros. A amostra após preparação foi colocada em um suporte metálico (stub), o material foi fixado no suporte com fitas dupla-face de C, Cu, entre outras. Mas também, é comum o uso de colas condutoras de prata ou carbono para fixação do material, além de melhorar a condutividade do material.

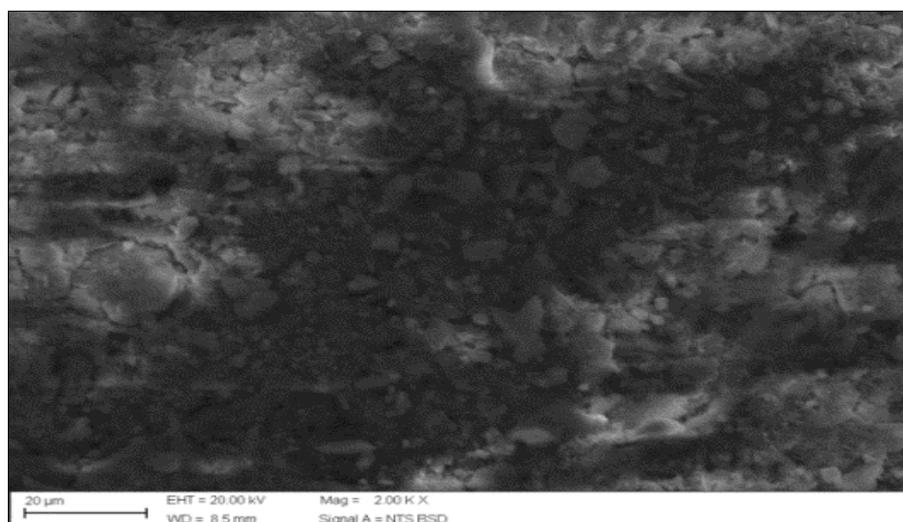
3.4.6.1. Análises dos lodos Antes da Digestão Anaeróbia

Na Figura 3.15a observa-se a imagem com maior resolução obtida por MEV das amostras de lodos UASB que pertence a ETE Copasa antes da DA, podendo ser observada a topografia da amostra, encontrando-se a maior parte, obscura a qual significa que se encontram elementos químicos mais leves nessa amostra. E usando a microanálise por Espectrômetro de raios-X por Dispersão de Energia ou EDS (*Energy-Disperse X-Ray Spectroscopy* - conforme a sigla em inglês), obteve-se a caracterização de materiais metálicos e semicondutores, conseguindo identificar desta maneira, a composição da amostra, mesmo que qualitativamente, em pontos específicos da imagem.

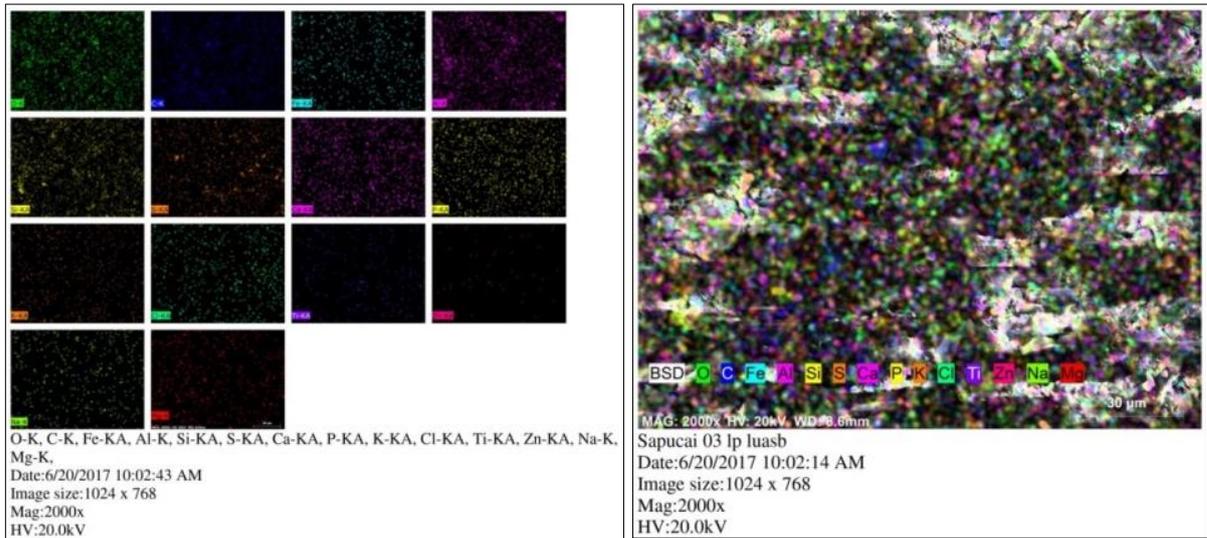
Na figura 3.15b apresenta-se a aparência tridimensional da imagem das amostras com grande profundidade de foco, o que foi extremamente útil, pois a imagem eletrônica complementa a informação dada pela imagem óptica. Além disso, apresenta uma aplicação do mapeamento por elementos, ou seja, proporciona um mapa composicional onde a parte clara indica presença mais acentuada do elemento alumínio (Al) e sódio (Na) em maior quantidade. A Figura 3.15c apresenta um gráfico sobre espectro de EDS para a área analisada, em que a altura aproximada dos picos fornece importantes informações na identificação do elemento. Além disso, apresenta uma tabela com as concentrações normalizadas dos elementos avaliados. Nas amostras de lodos UASB obtidos da ETE Copasa, os valores obtidos foram: 39,15% de Oxigênio, 36,84% de Carbono, 5,46% de Alumínio, 4,60% de Silício, 3,45% de Ferro e 3,17% de Cálcio; sendo os valores mais representativos da análise.

Figura 3.15 – Imagem obtida por MEV dos LUASB da ETE Copasa antes da DA

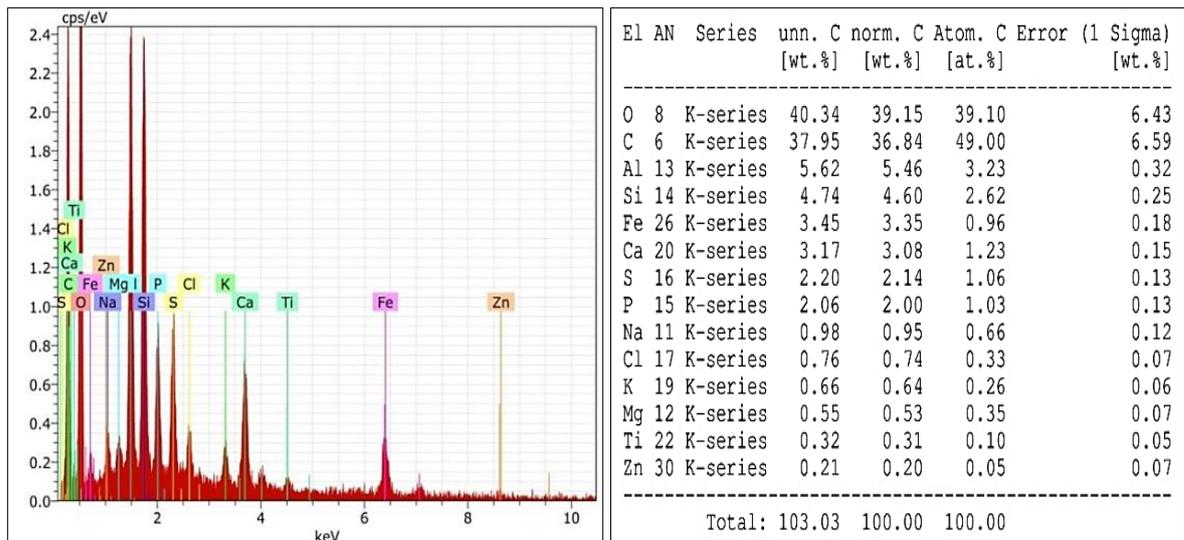
a) Topografia da amostra LUASB no E1



b) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos da amostra LUASB no E1



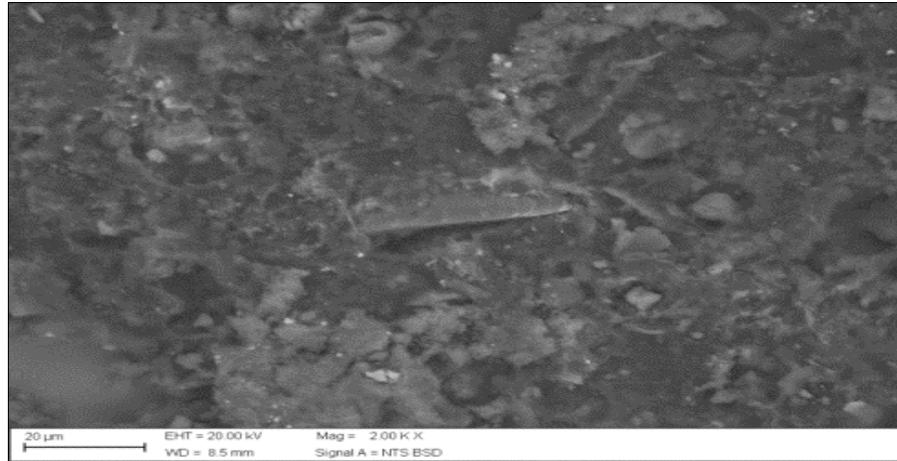
c) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos (%) da amostra LUASB no E1



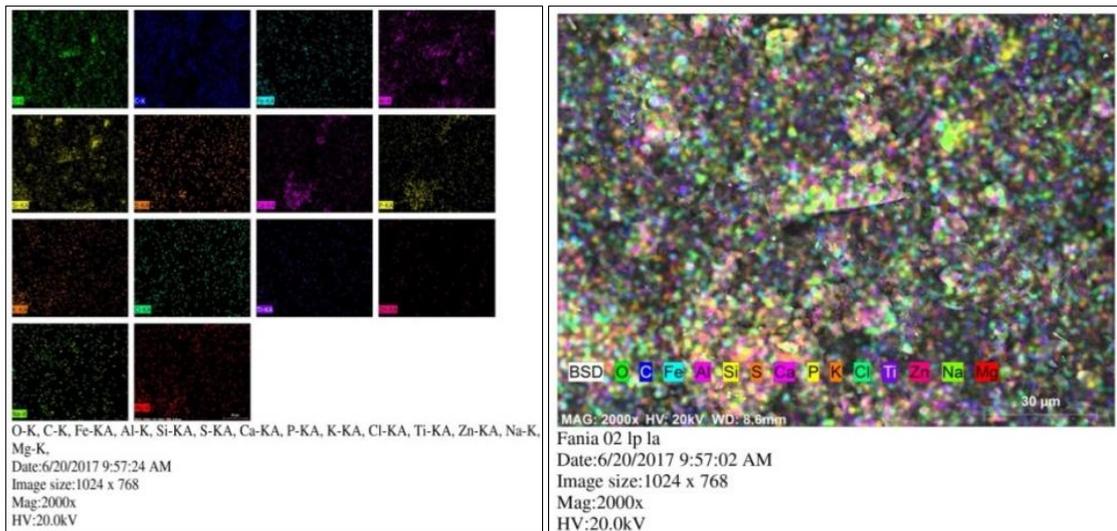
Na Figura 3.16a observa-se a imagem com maior resolução obtida por MEV das amostras de lodos ativados que pertence a ETE Fania antes da digestão anaeróbia, podendo ser observada a topografia da amostra, sendo a maior parte clara, o qual significa que se encontram elementos químicos mais pesados nessa amostra. Na figura 3.16b observou-se a presença mais acentuada do elemento silício (Si), alumínio (Al) e cálcio (Ca) em maior quantidade. A Figura 3.16c apresenta as concentrações normalizadas dos elementos avaliados. Nas amostras de lodos UASB obtidos da ETE Copasa, os valores obtidos foram: 39,21% de Oxigênio, 38,98% de Carbono, 4,54% de Silício, 3,93% de Alumínio, 3,70%, de Calcio e 3,09% de Ferro; sendo os valores mais representativos da análise.

Figura 3.16 – Imagem obtida por MEV dos LA da ETE Fania antes da DA

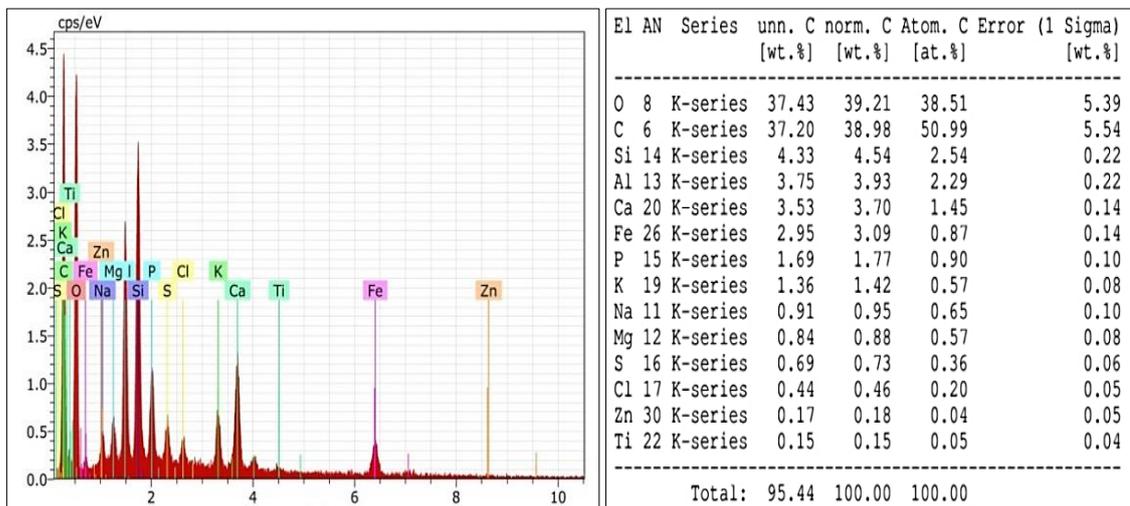
a) Topografia da amostra LA no E1



b) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos da amostra LA no E1



c) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos (%) da amostra LA no E1

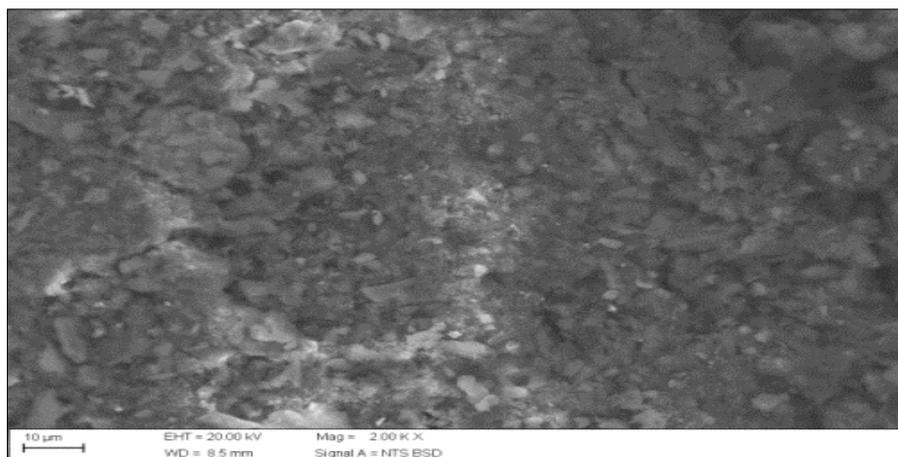


3.4.6.2. Análises dos lodos Após da Digestão Anaeróbia

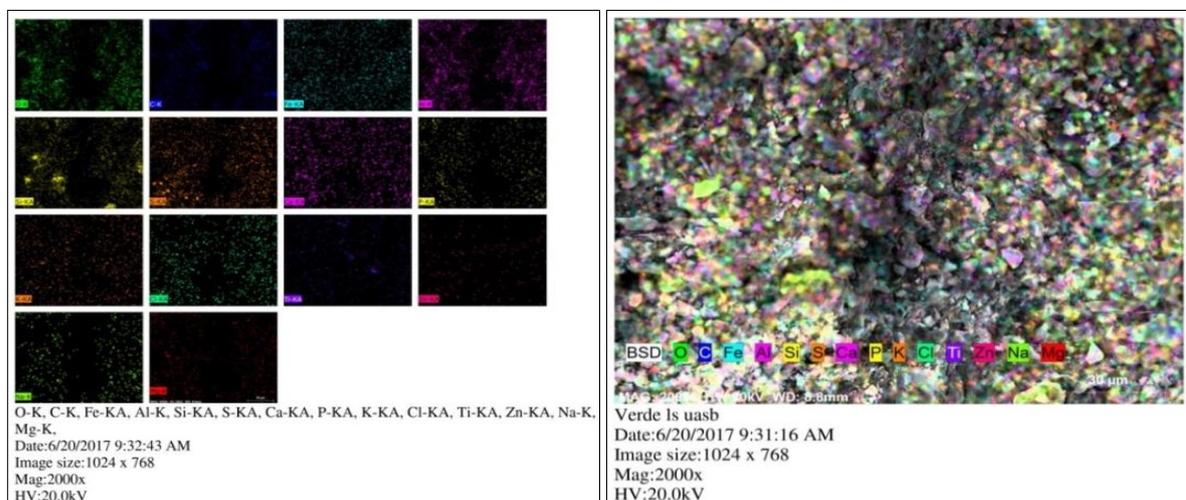
Na Figura 3.17a observa-se a imagem com maior resolução obtida por MEV das amostras de lodos UASB que pertence a ETE Copasa após a DA, podendo ser observada a topografia da amostra, sendo a maior parte clara, o qual significa que se encontram elementos químicos mais pesados nessa amostra. Na figura 3.17b observou-se a presença mais acentuada do elemento ferro (Fe), alumínio (Al) e silício (Si) em maior quantidade. A Figura 3.17c apresenta as concentrações normalizadas dos elementos avaliados. Nas amostras de lodos UASB obtidos da ETE Copasa, os valores obtidos foram: 39,02% de Oxigênio, 29,82% de Carbono, 8,66% de Ferro, 7,42% de Alumínio, 6,04% de Silício, 3,19% de Enxofre e 1,99% de Cálcio; sendo os valores mais representativos da análise.

Figura 3.17 – Imagem obtida por MEV dos LUASB após da DA

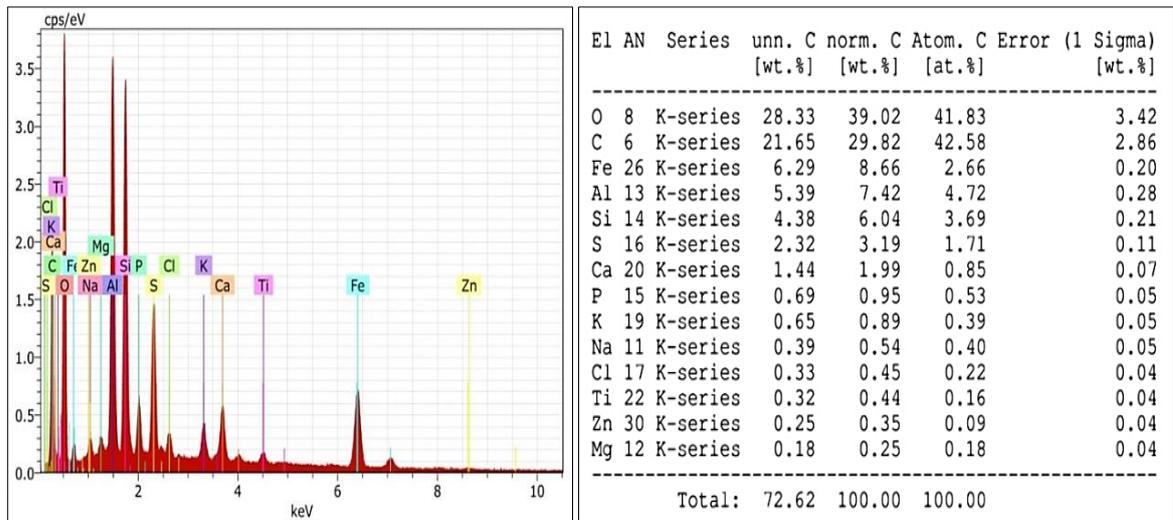
a) Topografia da amostra LUASB no E1 (Verde)



b) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos da amostra LUASB no E1 (Verde)



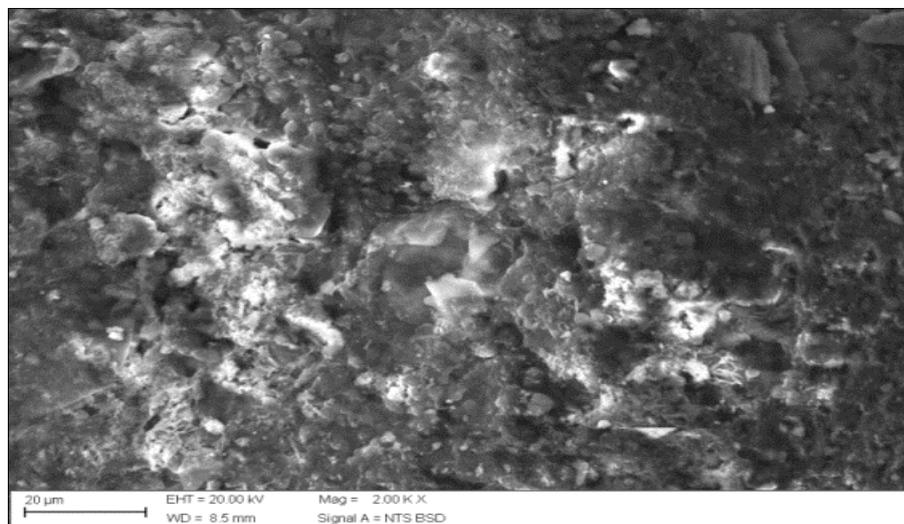
c) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos (%) da amostra LUASB no E1
(Verde)



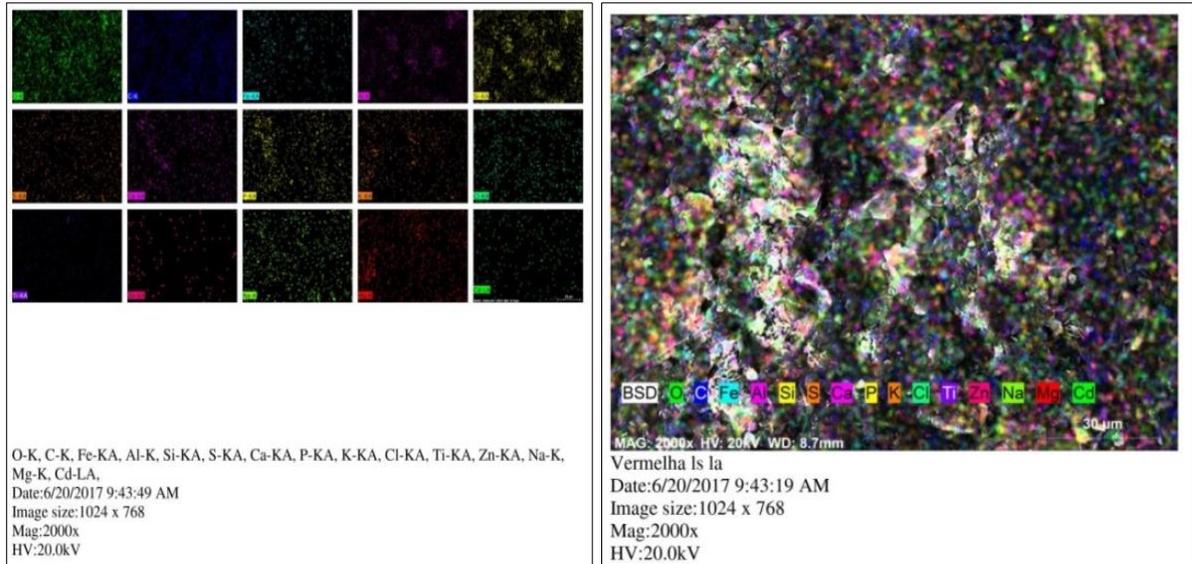
Na Figura 3.18a observa-se a imagem com maior resolução obtida por MEV das amostras de lodos UASB que pertence a ETE Fania, podendo ser observada a topografia da amostra, contendo elementos químicos pesados e leves na mesma proporção na amostra. Na figura 3.18b observou-se a presença mais acentuada do elemento alumínio (Al), silício (Si) e ferro (Fe) em maior quantidade. A Figura 3.18c apresenta as concentrações normalizadas dos elementos avaliados. Nas amostras de lodos UASB obtidos da ETE Copasa, os valores obtidos foram: 42,48% de Oxigênio, 42,57% de Carbono, 3,87% de Alumínio, 3,57% de Silício, 1,75% de Ferro e 1,22% de Calcio; sendo os valores mais representativos da análise.

Figura 3.18 – Imagem obtida por MEV dos LA após da DA

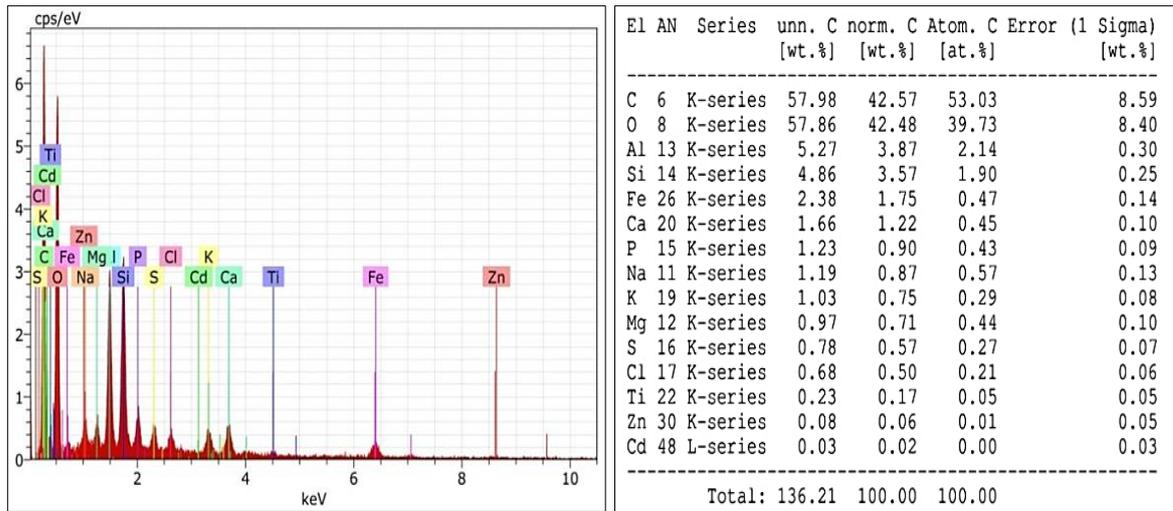
a) Topografia da amostra LA no E1 (vermelha)



a) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos da amostra LA no E1 (Vermelha)



b) Imagem obtida por MEV de mapeamento por elementos (%) da amostra LA no E1 (Vermelha)



As análises de metais pesados foram feitas com a finalidade de avaliar a possibilidade de usar o lodo digerido de esgoto (lodo obtido após da digestão anaeróbia na presente pesquisa) como fertilizante agrícola. Esta escolha justifica-se, pois melhora as propriedades do solo por ter um alto teor de matéria orgânica, sendo benéfico na biologia e estrutura do solo. Os resultados deapresentam que é possível levar em consideração como uma solução ambiental, visto que nos tratamentos avaliados antes e após da DA tem uma pequena porcentagem de metais pesados misturados nas amostras. Os elementos encontrados com presença acentuada nos tratamentos das amostras de lodos UASB e lodos ativados, antes e após da DA, foram os seguintes: Oxigênio (O), Carbono (C), Alumínio (Al), Silício (Si), Ferro (Fe), Calcio (Ca), Enxofre (S),

Fosforo (P), Sódio (Na), Cloro (Cl), Potasio (K), Magnésio (Mg), Titânio (Ti), Zinco (Zn) e Cádmio (Cd), avaliados em porcentagem (%) de concentrações normalizadas.

Segundo a Resolução CONAMA N° 375 (CONAMA, 2006), legislação vigente no Brasil descreve a caracterização química do lodo de esgoto, e dá outras providências., a qual contempla a presença de substâncias inorgânicas em pequenas proporções, como: Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Mercúrio, Molibdênio, Níquel, Selênio e Zinco. Além disso, esta Resolução estabelece que para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,70; e as amostras avaliadas no presente estudo cumprem com todos os parâmetros da legislação vigente e da Resolução CONAMA N°481 (CONAMA, 2017) que controla a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos. Sabe-se que existem componentes com características de periculosidade no resíduo origem residencial (Nunesmaia, 1997). É o caso do Titânio (Ti) que foi encontrado nas amostras nesta pesquisa, provavelmente devido ao lançamento inadequado de restos de vários tipos de resíduos, inclusive tinta; junto com o esgoto doméstico. Mas de forma geral, as ETEs têm controle adequado do esgoto para não haver a presença desse elemento.

Capítulo 4

4.1. VIABILIDADE ECONÔMICA LODOS ATIVADOS

Na análise da viabilidade econômica do aproveitamento energético do lodo da ETE Fania pelo fato de gerar uma quantidade de biogás pequena, não permitiu alcançar a mínima potência do motor. Portanto, realizou-se uma comparação entre a quantidade de biogás gerada pela ETE com a quantidade de Gás Liquefeito de Petróleo (GLP) que contém um botijão residencial padrão, com volume total $0,05 \text{ m}^3$ GLP. De acordo com as pesquisas feitas por Barrera (2003) e Pecora (2006), o valor equivalente de 1 m^3 de biogás é igual a $0,45 \text{ m}^3$ de GLP. Como a ETE Fania tem uma capacidade de geração de biogás de $0,15 \text{ m}^3$ por dia, equivalente a $4,5 \text{ m}^3$ de biogás mensal. E usando os dados dos autores antes mencionados, têm-se que a quantidade de biogás mensal gerada pela ETE é igual a $2,025 \text{ m}^3$ GLP, equivalente a 43 botijões residenciais-padrão. Considerou-se que o preço do botijão residencial no Brasil custa atualmente R\$50,00 reais, segundo Liquigás Distribuidora S.A (2017). Desta forma, estar-se-ia contribuindo com uma economia mensal de R\$2.162,43. Portanto, os custos do processo devem ser ponderados, a fim de se saber que os lucros de um projeto deste porte podem demorar a acontecer.

4.2. VIABILIDADE ECONÔMICA LODOS UASB

Antes de um projeto ser implantado é necessária uma análise de viabilidade econômica, para identificar se o mesmo é viável. No presente estudo avaliou o cenário B, considerado na avaliação do ciclo de vida das amostras de lodos UASB de esgoto, que correspondem à geração de biogás a partir de DA usando biodigestor ou reatores UASB.

4.2.1. Projeção Populacional

Para se dimensionar os reatores UASB e avaliar o potencial energético do mesmo é necessária a realização de uma projeção populacional. Mas utilizando o índice *per capita* de produção de lodos (Tchobanoglous *et al.*, 2002) e os índices de produção e biogás anteriormente calculados, notou-se que a partir de 970 mil habitantes ter-se-ia uma potência elétrica disponível mínima (5 kW) a partir da produção de biogás apta a ser aproveitada em um MCI.

4.2.2. Dimensionamento do reator UASB

Segundo Chernicharo (2007), o dimensionamento dos reatores UASB é realizado por meio da vazão de esgoto máxima (Equação 4.1), vazão esta que quando multiplicada pelo TRH nos

reatores permite a obtenção do volume total de reatores (Equação 4.2). Por meio da relação deste volume total com a altura de cada reator pode-se calcular então, a área necessária para implantação do sistema (Equação 4.3).

$$Q_{m\acute{a}x} = (Q * P * C * k1 * k2)/1000 \quad (4.1)$$

$$V_{total R} = Q_{m\acute{a}x} * TDH \quad (4.2)$$

$$A_R = \frac{V}{H} \quad (4.3)$$

Onde:

$Q_{m\acute{a}x}$ = Vazão máxima de lodo de esgoto [m^3 /dia];

Q = Volume de Lodo Produzido = 0,6 [L/hab.dia] (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2002);

P = população da cidade, adotando-se 970000 habitantes;

C = Coeficiente de população atendida, igual a 95%;

k1, k2 = coeficientes iguais respectivamente a 1,2 e 1,5 (NBR 9649, 1986);

$V_{total R}$ = volume total dos reatores;

TDH = tempo de detenção hidráulica = adotado como sendo 8 horas e;

H = altura dos reatores calculada por meio do produto entre o tempo de detenção e a velocidade máxima no reator, 0,7 [m/hr];

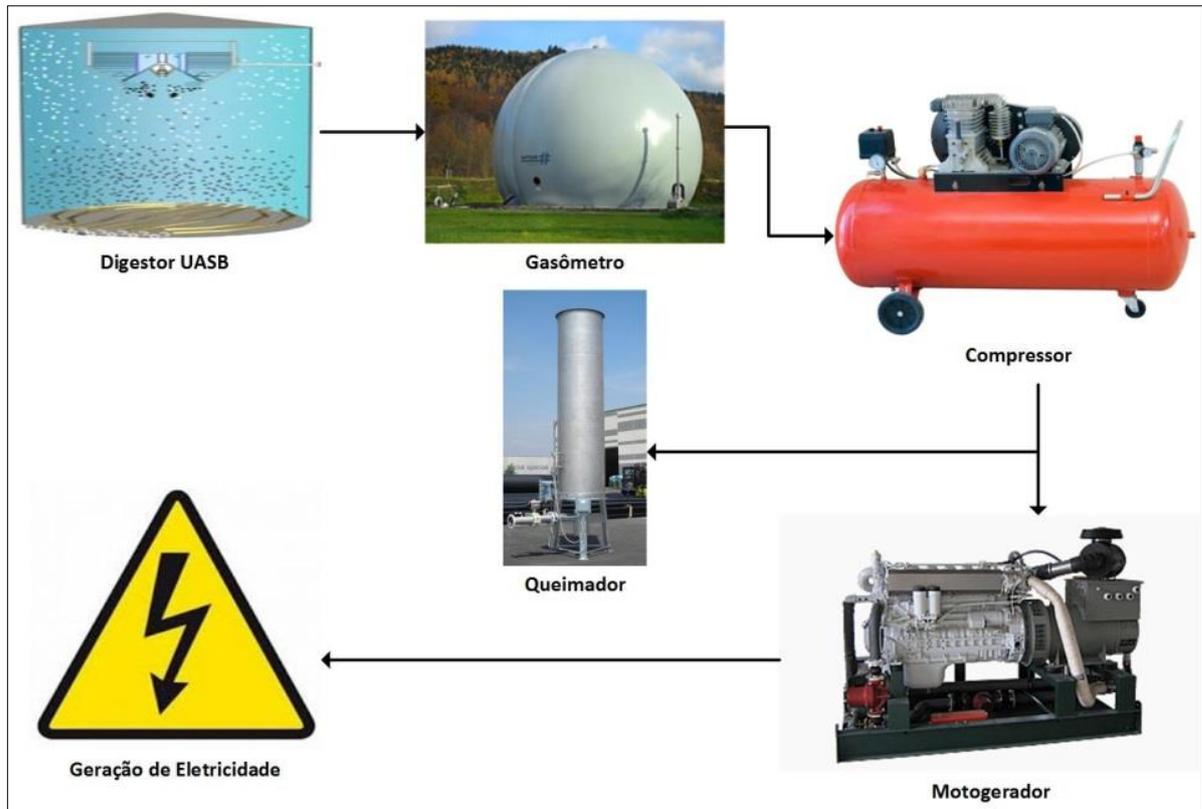
A_R = área dos reatores.

4.2.3. Produção de biogás e cálculos energéticos

A vazão de biogás e a energia elétrica foram calculadas com as equações apresentadas no item 3.3.7, para uma população de 970000 habitantes.

No fluxograma (Figura 4.1) apresenta as etapas consideradas na geração de energia elétrica para a ETE Copasa.

Figura 4.1 – Desenho esquemático simplificado considerado somente no cenário da ETE Copasa



Os estágios considerados no cenário econômico são os seguintes: a geração de biogás (a partir dos lodos de esgoto) no digestor anaeróbio é encaminhada através das tubulações para um sistema chamado de gasômetro que terá a função de acumular e regularizar a vazão de biogás gerado, evitando perdas. Para o presente estudo, foi considerado um gasômetro do tipo esférico de dupla membrana, mas em contrapartida não foi considerado um sistema exclusivo (dessulfurizador) para remoção do ácido sulfídrico (H_2S), pois nos testes de gases não houve uma presença acentuada dessa substância no E1 no lodo UASB coletado, mas cabe lembrar que o experimento foi feito a escala laboratorial, e os valores obtidos de H_2S poderiam mudar se for trabalhado em uma escala industrial.

Na sequência, o biogás passa ao compressor, com a finalidade de garantir uma vazão adequada de entrada no motogerador. Para os cálculos econômicos não foi considerada a linha de alívio ao sistema, tendo a função de queimar em *flares* a sobreprodução de biogás. Esta parcela é a de biogás que vai após ao compressor. Não foi considerada porque no presente estudo a potência gerada é muito pequena, então deve ser utilizado o máximo de gás possível para o motor.

Para conversão do biogás em energia elétrica, adotou-se um conjunto motogerador alternativo de combustão interna a biogás, pois segundo Lora e Venturini (2012), possui uma faixa de potência a microgeração de 5-200 kW, que se adequa à presente pesquisa. Além disso, os motogeradores são mais eficientes do que as microturbinas e as turbinas a gás, pois de acordo com Alves (2014), demonstrou-se uma a eficiência do motogerador em 1,5 vezes em relação ao demais.

4.2.4. CÁLCULOS PARA A VIABILIDADE ECONÔMICA

Com os parâmetros de investimento e financeiros levantados foi elaborado baseado em um modelo técnico-econômico realizado na pesquisa de Felca (2016) e Bernal *et al.* (2017) utilizando as equações apresentadas a seguir:

4.2.4.1. Custo de Investimento

Para a análise de viabilidade econômica do projeto, é necessário considerar o investimento inicial realizado. O investimento inicial é a soma dos custos individuais dos componentes da planta, conforme apresentado nas equações (4.4) e (4.5).

$$I_{total} = \sum \text{custo equipamentos} \quad (4.4)$$

$$I_{total} = C_{Reator} + C_{Tub} + C_{Gas} + C_{Comp} + C_{Tec} \quad (4.5)$$

Onde:

I_{total} = Investimento Total (R\$);

C_{Reator} = Custo do reator anaeróbico (R\$);

C_{Tub} = Custo da tubulação de coleta ou gasoduto para o transporte de gás (R\$);

C_{Gas} = Custo do gasômetro (R\$);

C_{Comp} = Custo do compressor (R\$);

C_{Tec} = Custo do componente de conversão de energia, do motogerador (R\$).

4.2.4.2. Custo de Operação, Manutenção e Mão de Obra

Os custos de operação, manutenção e mão de obra também são necessários para verificar a viabilidade econômica do projeto. Na presente pesquisa se considera como sendo 5% do investimento inicial.

$$C_{om,mo} = 10\% * I_{Total} \quad (4.6)$$

Onde:

$C_{om, mo}$ = Custo de operação, manutenção e mão de obra (R\$);

10% = Valor adotado do intervalo entre 5 a 10% (SANTOS *et al.*, 2016);

$I_{total\ inicial}$ = Investimento inicial (R\$).

4.2.4.3. Receita Anual de Energia Gerada

$$R_{a.energia} = E_{ger} * T \quad (4.8)$$

Onde:

$R_{a. energia}$ = Receita anual de energia gerada (R\$/ano);

$E_{ger.}$ = Energia gerada pela biodigestão anaeróbia (kW/ano);

T = Tarifa de venda de energia da companhia energética de Minas Gerais (CEMIG), entre 0,5 a 0,6 (R\$/kWh).

4.2.4.4. Fluxo de Caixa (FC)

O fluxo de caixa para um cálculo financeiro consiste na diferença da quantidade líquida total entre despesas e receitas. Assim sendo, neste trabalho, foi adotado como receita, a quantidade total de energia gerada pelo aproveitamento energético do biogás dos lodos das ETEs, de acordo com as quantidades produzidas nos aparatos experimentais de cada município e nas análises dos seus respectivos biogases. Como despesas, adotou-se a quantidade total de energia que cada estação consome anualmente por habitante somada à parcela fixa do financiamento contratado. Para ambas as energias consumidas ou geradas, foi adotado um aumento anual de acordo com uma variação média fixa da tarifa da concessionária de energia elétrica atuante.

4.2.4.5. Valor Presente Líquido (VPL)

O valor presente líquido (VPL) é um método matemático-financeiro capaz de determinar o valor presente dos pagamentos futuros a uma taxa de juros apropriada, menos o custo do investimento inicial; exemplificando, um determinado valor já não valerá a mesma quantia percorrida um ano no mercado. E, para esse cálculo é utilizada a TMA (taxa mínima de atratividade) como taxa de desconto, que representa o mínimo que o investidor se propõe a lucrar quando se faz um investimento. Quando o VPL é positivo, o empreendimento é rentável e viável economicamente. Caso contrário, o empreendimento não é atrativo economicamente. Todavia, o custo nivelado de energia se refere à razão entre o somatório de custos transferidos ao ano inicial e a energia também descontada no tempo.

$$VPL = FC_0 + \frac{FC_1}{(1+i)^1} + \frac{FC_2}{(1+i)^2} + \dots + \frac{FC_n}{(1+i)^n} \quad (4.9)$$

Onde:

VPL= Valor presente líquido (R\$);

FC_n = Fluxo de caixa do enésimo ano (R\$);

i = Taxa de juros (anos), sendo o valor adotado de 8%;

n = Vida útil do projeto (anos)

4.2.4.6. Taxa Interna de Retorno (TIR)

A taxa interna de retorno (TIR) é a avaliação do retorno financeiro de um projeto, ou seja, igual ao valor de um investimento (valor presente) com os seus respectivos retornos futuros ou saldos de caixa de cada período, tornando o VPL igual à zero. Logo, a TIR se torna economicamente atraente se seu valor for maior do que a TMA (taxa mínima de atratividade) ou à taxa de retorno esperada pelo investidor.

$$VPL = 0 = FC_0 + \sum_{n=1}^n \frac{FC_n}{(1+TIR)^n} \quad (4.10)$$

Onde:

FC₀ = Fluxo de caixa do ano inicial (investimento inicial) (R\$);

FC_n = Fluxo de caixa do enésimo ano (R\$);

TIR = Taxa interna de retorno (%);

n = Vida útil do projeto (anos).

4.2.4.7. Custo nivelado da eletricidade (LCOE- *Levelized Cost of Electricity*)

O LCOE é a tarifa mínima para que o empreendimento seja viável, ou seja, custo real da energia produzida já se considerando variações temporais monetárias.

$$LCOE = \frac{\sum_{t=0}^n \frac{C_n}{(1+i)^n}}{\sum_{t=0}^n \frac{E_n}{(1+i)^n}} \quad (4.11)$$

Onde:

LCOE = Custo nivelado da eletricidade (R\$/kWh);

n = Vida útil do projeto (anos);

C_n = Custo a cada ano (R\$);

E_n = Energia a cada ano (kWh);

i = Taxa de juros (anos), sendo o valor adotado de 8%.

4.3. RESULTADOS PRELIMINARES (CUSTOS CENÁRIO B)

4.3.1. Dimensionamento do reator UASB

A Tabela 4.1 apresenta os resultados do dimensionamento dos reatores UASB para o tratamento anaeróbio de lodo do esgoto.

Tabela 4.1 – Resultados obtidos no dimensionamento do reator UASB

Pârametro	Valor
Vazao máxima de lodo de esgoto ($Q_{máx}$)	663,48 [m ³ /dia]
Volume total dos reatores ($V_{total R}$)	184,3 [500m ³]
Altura dos reatores (H)	5,6 [m]
Área dos reatores (A_R)	89,23 [1000 m ²]
Dimensão de cada reator	15 X 15 X 5,6
Número de reatores (N)	1

4.3.2. Potencial de produção de biogás e potência disponível

A tabela 4.2 apresenta os resultados da energia elétrica gerada para a população estimada.

Tabela 4.2 – Energia elétrica para um motor de 5kW de potencia

Amostra	K(t) (gDQO.L ⁻¹)	DQO _{CH4} (kg DQO _{CH4} . dia ⁻¹)	Q _{CH4} (m ³ .dia ⁻¹)	Q _{biogás} (m ³ .dia ⁻¹)	E _t (kcal.dia ⁻¹)	PE _{biogás} (kW)	E _e (kWh.ano ⁻¹)
LUASB	2,43	106,23	43,81	58,41	365226,22	5,39	18870,84

Os cálculos resultaram em uma potência elétrica do biogás igual a 5,39 kW, gerando dessa forma, uma energia elétrica de 18870,84 kWh.ano⁻¹ equivalente a 18,87 MWh.ano⁻¹. Depois foi feito um levantamento dos principais equipamentos utilizados no processo de geração de energia elétrica a partir da DA, considerando-se os seguintes: biodigestor UASB, compressor, gasômetro, motor e gerador e, seus respectivos custos; levando em conta os custos de investimento, tubulações e manutenções. O cenário tecnológico considerado no presente estudo leva em consideração o uso do biogás para a geração elétrica, aplicando a denominada microgeração distribuída, que de acordo com o estabelecido na Resolução Normativa nº 687/2015 revisada a partir da Resolução nº 482/2012 publicada no ANEEL (ANEEL, 2012; ANEEL, 2015), vigente desde o 1º de março de 2016, a qual se cumpre para uma potência instalada superior a 75 kW e menor ou igual a 5MW. Além disso, a ANEEL (2011) aprovou a

resolução normativa para regulamentar a Lei nº. 12.111/2009 e o Decreto nº.7.246/10, que tratam dos custos de produção de energia elétrica nos sistemas isolados (SI) e estabelecem procedimentos sobre a Conta de Consumo de Combustíveis (CCC). Com a nova resolução, a conta passará a reembolsar o gasto total com produção de energia para os sistemas isolados, o que inclui, além do combustível usado na geração termelétrica, os custos de compra de energia adicional, de geração própria e de encargos e impostos não recuperados pelas distribuidoras. Anteriormente, apenas o custo do combustível era passível de reembolso.

Portanto, considera-se para o presente estudo que toda a energia gerada será utilizada nos processos envolvidos na ETE e evitando desta forma, a compra de energia da Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG).

4.3.3. Balanço de massa e energia

Os principais resultados da modelagem foram expressos na Figura 4.2. Enquanto a Figura 4.3 apresenta, por meio de um diagrama de *Sankey*, o balanço de massa e energia da conversão da matéria orgânica (Lodo UASB) em biogás e, por sua vez, em eletricidade.

Figura 4.2 – Esquema didático dos resultados diretos e indiretos alcançados na modelagem

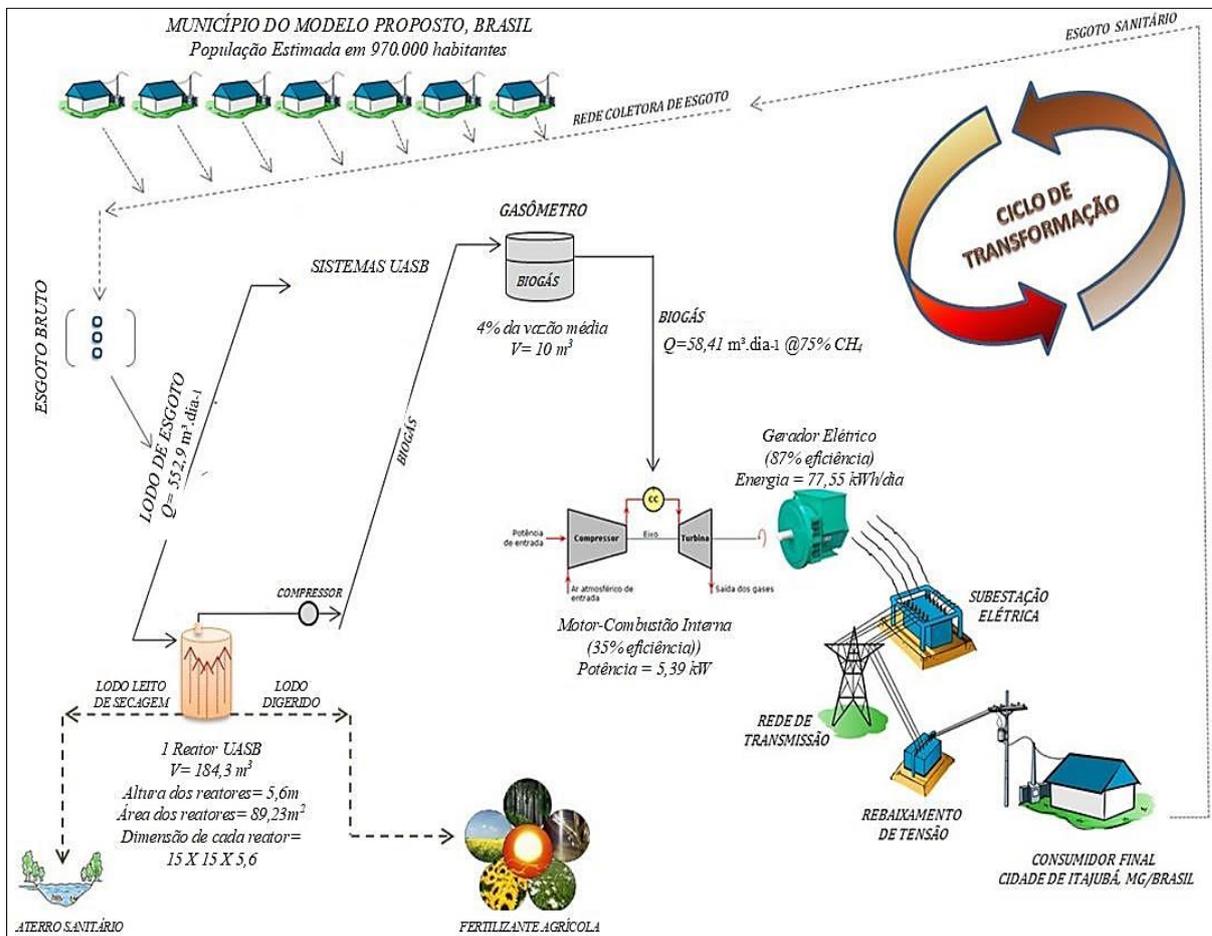
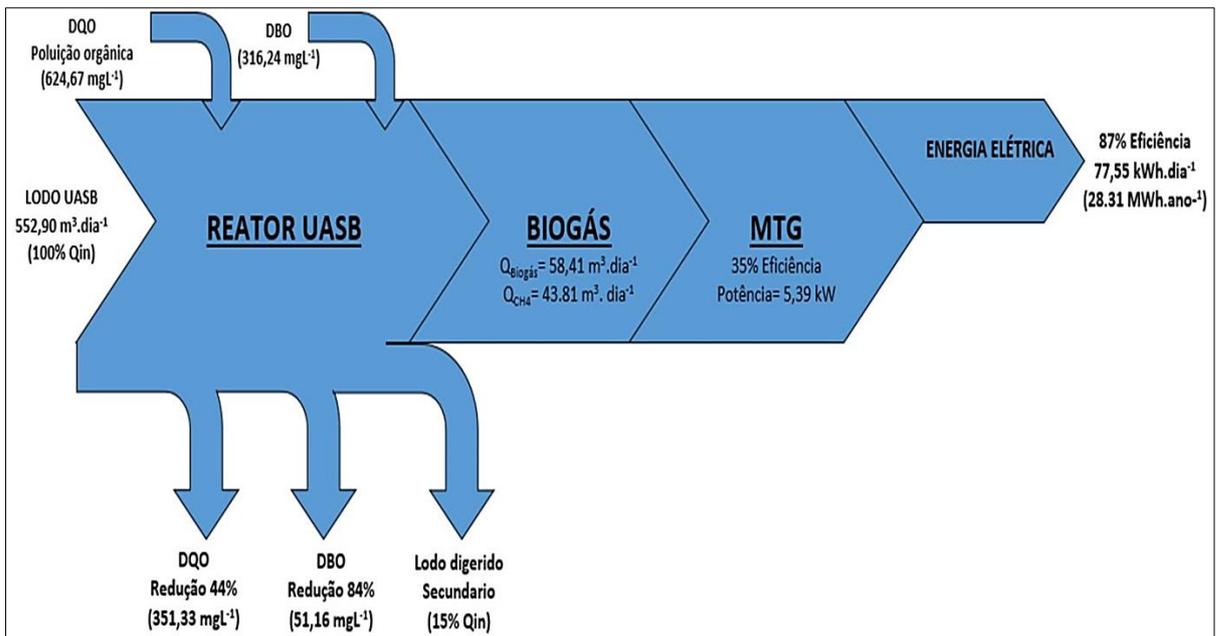


Figura 4.3 – Diagrama de *Sankey* com as principais partes do processo de transformação da energia



O balanço de massa resultou em uma vazão média diária de lodo de esgoto UASB de 552,90 m³.dia⁻¹, sendo que a vazão de lodo digerido em 82,935 m³ por batelada, equivalente a 15% da vazão inicial do lodo processado, a qual é 95% do esgoto coletado nas residências de Itajubá. Ao final, o lodo de esgoto na entrada da estação apresentou a concentração de 624,67 mgDQO.L⁻¹ e 316,24 mgDBO.L⁻¹, com reduções na saída de 44% e 84%, respectivamente; valores condizentes para cidades de médio porte que são apresentados na literatura de Tchobanoglous *et al.* (2003), Von Sperling (2005) e Jordão e Pessôa (2005). A produção de biogás, com base no modelo de Chernicharo (1997), resultou em uma vazão de biogás de 58,41 Nm³.dia⁻¹ e 43,81 Nm³.dia⁻¹ de metano com uma concentração de 75% de CH₄. A potência elétrica produzida no motogerador (MTG) foi de 5,39 kW, gerando 77,55 kWh.dia⁻¹ equivalente a 28,31 MWh.ano⁻¹.

4.3.4. Custo de investimento dos principais equipamentos na linha de biogás

A Tabela 4.3 fornece os custos de aquisição dos principais equipamentos propostos na linha de biogás, para uma população de 970000 habitantes, com uma vazão de lodo do esgoto de 552,9 m³. Os dados dos custos foram obtidos do relatório da CETESB (2006) e com a potência instalada calculada, obtiveram-se os custos (R\$/kW) dos equipamentos.

Tabela 4.3 – Custo dos principais equipamentos da linha de biogás

Equipamentos	Unidade	Custo corrigido (2017) ^d (R\$)	Valor estimado para a instalação (R\$)
Reator UASB (184,3 m ³)	1/m ³	683,16 ^a	125906,388
Gasoduto de Transporte/Tubulação de coleta de aço inox (500m)	1/m	480,99 ^b	240495,00
Gasômetro (10,1m ³)	1/m ³	173,16 ^b	1755,23634
Compressor (8 horas)	1/m ³ /h	961,99 ^b	7695,92
Motogerador (Ciclo Otto, rendimento elétrico 35%, para 5kW)	1/KW instalada	1.923,98 ^{b,c}	9619,90

*Fonte: ^aSANEPAR (2006), ^bCETESB (2006), ^cGarcilasso e Vescovo (2012),

^dValor corrigido para 09/2017 com base na calculadora do cidadão do Banco Central do Brasil (2017).

A Tabela 4.4 apresenta os resultados do investimento inicial e os custos de operação, manutenção e mão de obra, e aspectos técnicos e econômicos para a população considerada neste estudo.

Tabela 4.4 – Resultados obtidos dos cálculos de investimentos do projeto

Parâmetros	Valor	Unidade
Investimento inicial ($I_{total\ inicial}$)	385.472,44	R\$
Custo de operação, manutenção e mão de obra ($C_{om, mo}$)	38.547,24	R\$
Total	424.019,69	R\$
Taxa de juros (i)	8%	Anos
Tarifa de venda de energia (T)	0,5	R\$/kWh

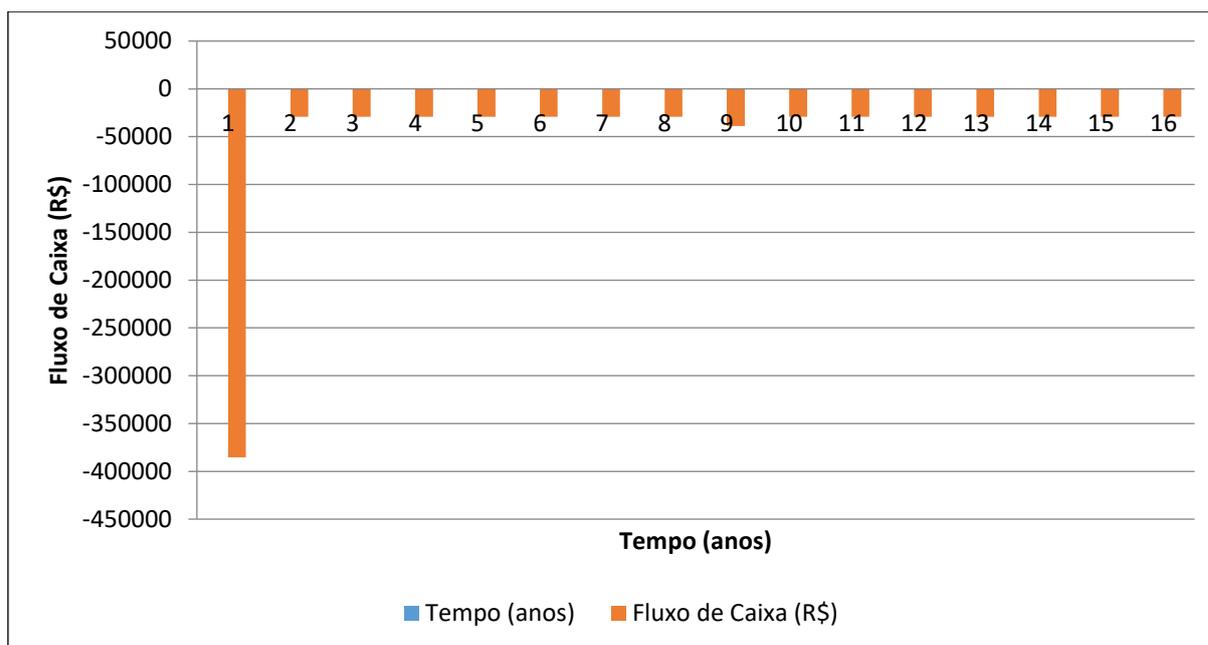
A Tabela 4.5 apresenta os resultados do fluxo de caixa do projeto considerado na presente pesquisa.

Tabela 4.5 – Fluxo de Caixa para 552,9 m³ de lodo de esgoto, submetido a DA

Tempo (anos)	Fluxo de Caixa (R\$)	Cn = Custo a cada ano (R\$)	En = Energia a cada ano (kWh)	Receita (R\$/ano)
0	-385472,44	385472,44	0	9435,42
1	-29111,82	35691,89	17473,00171	9435,42
2	-29111,82	33048,05	16178,70529	9435,42
3	-29111,82	30600,05	14980,28267	9435,42
4	-29111,82	28333,38	13870,6321	9435,42
5	-29111,82	26234,61	12843,17787	9435,42
6	-29111,82	24291,30	11891,83137	9435,42
7	-29111,82	22491,95	11010,95497	9435,42
8	-38731,72	26023,21	10195,32867	9435,42
9	-29111,82	19283,22	9440,119143	9435,42
10	-29111,82	17854,83	8740,851058	9435,42
11	-29111,82	16532,25	8093,380609	9435,42
12	-29111,82	15307,64	7493,870935	9435,42
13	-29111,82	14173,74	6938,769384	9435,42
14	-29111,82	13123,83	6424,786467	9435,42
15	-29111,82	12151,70	5948,876358	9435,42

A Figura 4.4 apresenta os resultados do fluxo de caixa do projeto considerado na presente pesquisa.

Figura 4.4 – Fluxo de Caixa para 552,9 m³ de lodo de esgoto, submetido a DA



A Tabela 4.6 apresenta os resultados do VPL, do LCOE e TIR do projeto.

Tabela 4.6 – Resultados obtidos do VPL, LCOE e TIR

Parâmetros	Valor	Unidade
Valor presente líquido (VPL)	-639851,81	R\$
Custo nivelado da eletricidade (LCOE)	4,46	(R\$/kWh)
Taxa interna de retorno (TIR)	Inviável	(%)

Para o cenário (15 anos) de potência da mínima comercial tem-se o fluxo de caixa apresentado na Tabela 4.5 e na Figura 4.4. O fluxo de caixa líquido, gera um VPL de -R\$ 639851,81, um LCOE de 4,46 R\$/kWh e uma TIR inviável, visto que não existe uma taxa de juros (i) para qual o VPL seja superior a zero; Logo, não existe uma TMA pois sob nenhum valor de taxa de juros o empreendimento é atrativo (Tabela 4.6). Dessa forma, o empreendimento seria inviável para a tarifa de 0,5 R\$/kWh com uma taxa de juros adotada igual a 0,08 (Tabela 4.4). Foi considerado que no oitavo ano deveria ocorrer uma troca de motor, e este custo foi considerado no fluxo de caixa da Figura 4.4. Desta forma, conclui-se que o projeto, do modelo proposto, é inviável economicamente, pois o VPL é negativo.

Capítulo 5

5.1. ACV do aproveitamento energético do lodo UASB e Ativado

Após as análises laboratoriais, verificou-se que os lodos UASB e ativados das ETE Copasa e Fania, respectivamente, poderiam ser tratados novamente por meio de reatores mediante o processo da DA, visto que ainda possui bactérias e arqueas metanogênicas. Estes microorganismos produzem metano, e de essa forma, evita-se liberar esse gas contaminante para a atmosfera. Entretanto, se os lodos não fossem tratados, geraria contaminação atmosférica. Isto, pois seriam depositados em aterro sanitário, e continuaria sendo produzido o biogás, que é queimado em *flares* e liberado novamente para a atmosfera, através das emissões fugitivas. Devido a esses resultados, o objetivo deste capítulo é desenvolver para os lodos UASB e os lodos ativado um estudo de ACV, para a análise do comportamento ambiental e energético, considerando três cenários importantes. O primeiro cenário é a disposição dos lodos em aterro, o segundo, a geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA e finalmente o terceiro, como uso como fertilizante agrícola desse resíduo.

Nesta etapa, foram definidos principais elementos da ACV, como, por exemplo, o objetivo e escopo, as fronteiras do sistema, a unidade funcional (1000 kg de sólidos totais de lodo), entre outros. Os sistemas de biodigestão dos lodos em estudo foram dimensionados, possibilitando especificar as emissões envolvidas em cada cenário, utilizando além da literatura, os dados obtidos na fase de testes laboratoriais.

Para auxiliar a ACV foi usado o programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014), utilizando o método CML 2000 (*mid-point*) para caracterizar os impactos, utilizando inventários, presentes em seu banco de dados. Tal método executa uma abordagem orientada ao problema, utilizando informações relacionadas às substâncias para estimar os impactos.

5.1.1. Objetivo e Escopo

a) Unidade funcional e fluxo do sistema

A construção dos ICV considerou apenas a etapa de operação da ETE usando os lodos UASB e ativados, não sendo apreciadas, dessa forma, informações sobre as etapas de coleta e transporte do esgoto bruto, implantação e descomissionamento da ETE e equipamentos.

A unidade funcional (UF) escolhida foi a base para a comparação entre os tratamentos avaliados e respectivas rotas. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então, referidos a esta unidade funcional, que é tratada, no texto, como uma tonelada de sólidos totais (TST) de lodo de esgoto.

A UF foi comum para todas as opções avaliadas, além de relacionar os aspectos ambientais de entrada e saída dos sistemas. A entrada no sistema são os lodos UASB e ativados, com fluxo unitário, pois não foi considerado nenhum ciclo de vida anterior, e como material que deixa o sistema (de acordo com cada cenário) tem-se: biogás, energia, lodo digerido e fertilizante agrícola.

b) Sistema de produto analisado

O sistema de produto a ser analisado consiste na recepção dos lodos (UASB e Ativados) proveniente do esgoto doméstico gerado por reatores tipo UASB e por lagoas ativadas, este material pode ser disposto em aterro, além disso, são analisados dois diferentes mecanismos para o aproveitamento do lodo. O objetivo é verificar o impacto ambiental dessas alternativas. Adotou-se a abordagem para o presente estudo sugerida por Todd e Curran (1999): “Análise do portão ao túmulo (*gate-to-grave analysis*)”, descartando os estágios iniciais da produção dos lodos, ou seja, a obtenção do esgoto bruto doméstico. Deve-se lembrar que os lodos são resíduos que devem ser tratados de maneira adequada, evitando os impactos ambientais no processo. Vale ressaltar que os dados referentes à produção e rendimento de metano foram levantados em laboratório, e considerando-se uma população de 970000 habitantes, com uma vazão de lodo do esgoto de 552,9 m³. A ETE atende a 95% do esgoto produzido pela população urbana e é constituída de um reator anaeróbio do tipo UASB, com dimensões de 15x15x5,6m. O período de análise desta ACV abrange um horizonte de 15 anos.

As emissões gasosas geradas pelos lodos durante a biodigestão, são usados nesta ACV, junto com os dados obtidos a partir dos testes laboratoriais das amostras em estudo, fornecidas pela ETE Copasa e Fania (Itajubá/MG). As demais emissões, referentes ao *flare*, aterro, transporte e fertilizante agrícola foram obtidas por meio do levantamento de inventários, apresentados por relatórios, teses e artigos (GORDET *et al.*, 2017; FAO, 2015; GUTIERREZ, 2014; BEYLOT, 2013; BRASIL, 2013; RODRIGUES, 2008 e SILVA, 2016).

As análises laboratoriais das amostras de lodos permitiram estimar a produção e o rendimento de metano, assim como o teor dos outros gases no biogás e a classe de metais pesados contidos

nos lodos. Esses dados são utilizados na fase de inventário de dados. A ISO 14044 (2009) afirma que os dados usados em ACV podem ser medidos, calculados e estimados.

c) Função do sistema de produto

O lodo de esgoto é produto do sistema avaliado, visto que a maioria das ETEs no Brasil que empregam processos nos reatores UASB, não tem um sistema de reaproveitamento do lodo gerado depois do primeiro processo anaeróbio, esse resíduo não tem uma função definida. A função do sistema apresentado é verificar qual a melhor opção para uso/destinação dos lodos UASB e ativados.

d) Fronteiras do sistema

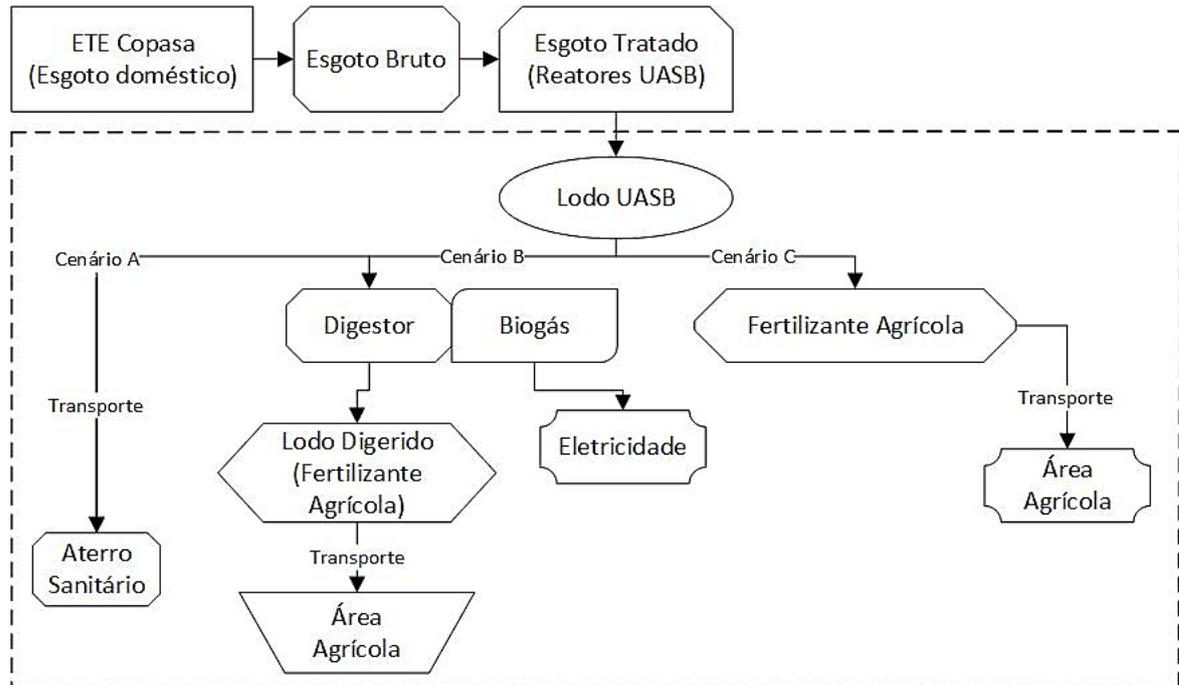
Neste trabalho estabeleceu-se como fronteira do sistema desde a etapa de descarga dos lodos UASB e ativados até a sua disposição final, em aterro sanitário ou em áreas agrícolas. Como fronteira geográfica adotou-se a região do Sul de Minas, especificamente Itajubá, para onde foram previstas as instalações hipotéticas de aproveitamento do biogás. Como fronteira tecnológica adotou-se as tecnologias convencionais (combustão interna) de geração elétrica a partir de biogás e o secado para a preparação do fertilizante agrícola.

Os três cenários propostos para análise de ACV são descritos a seguir e representados por um fluxograma do sistema de disposição dos lodos tanto para UASB como para os lodos ativados, por meio de três diferentes processos (cenários), a fronteira do sistema é limitado pela linha tracejada.

- **Para os lodos UASB:**

A Figura 5.1 apresenta a fronteira do sistema de lodos UASB.

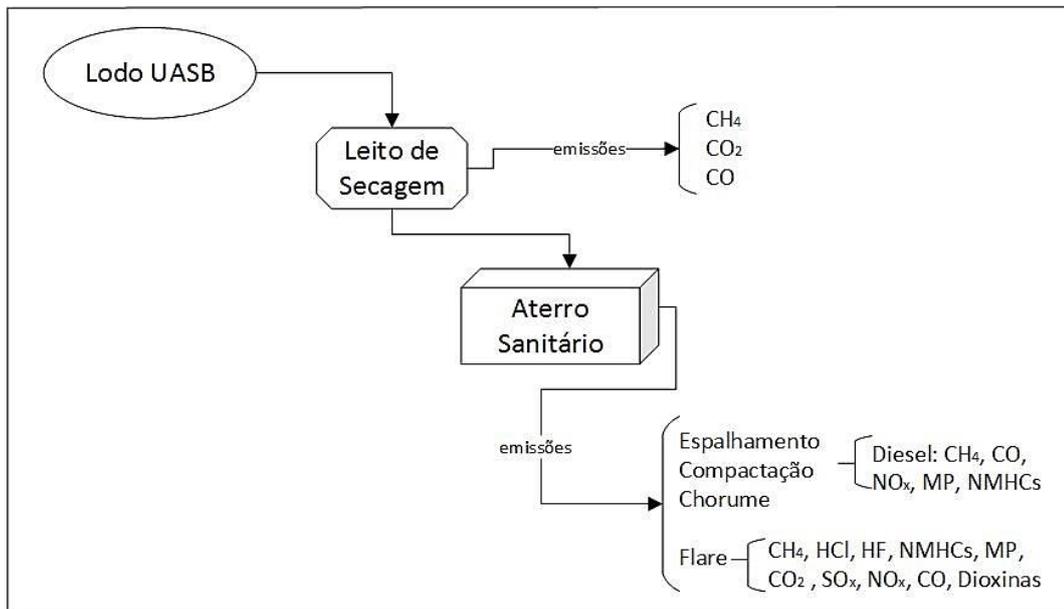
Figura 5.1 – Fronteira do sistema considerada na ACV para lodos UASB



A seguir menciona-se em que consiste cada cenário para na fronteira do sistema de lodos UASB:

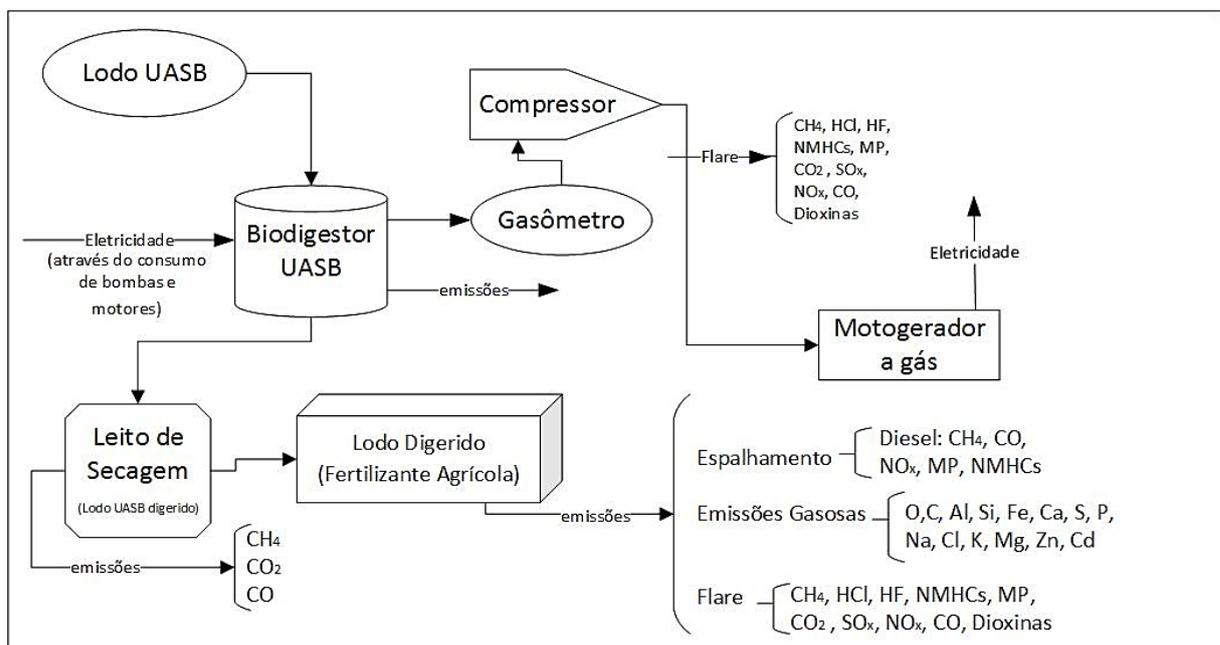
- Cenário A: O lodo UASB é colocado no leito de secagem, permanecendo ali por um período de 35 dias, quando atinge uma umidade de 60% (torta de lodo), é transportado para aterro. Deve-se considerar que durante esse período ocorre o processo de perda de água, que pode ser por evaporação ou por drenagem para o solo (o fundo do leito de secagem é construído de maneira que permita esse fluxo, direcionando para tubulações que retornam esse fluido para o sistema de tratamento do esgoto bruto), e a emissão de gases, como metano, gás carbônico, sulfeto de hidrogênio (Figura 5.2).

Figura 5.2 – Cenário A para lodos UASB



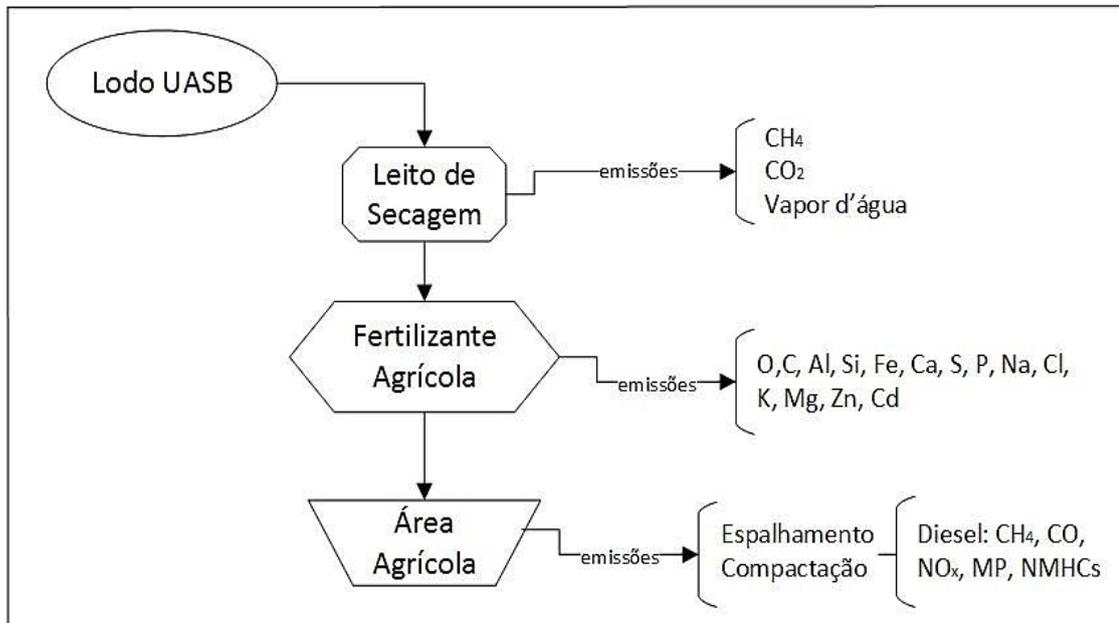
- Cenário B: O lodo UASB é levado para um biodigestor (permanecendo por 25 dias), no qual o biogás é armazenado em um gasômetro, sendo posteriormente enviado para o motogerador para geração de eletricidade por meio de um compressor. Ressalta-se a necessidade de um *flare* para a queima do gás excedente. Após este período, o lodo digerido que será usado como fertilizante agrícola é retirado do biodigestor e transportado até a área agrícola para disposição final. Na sequência, o biodigestor é ocupado novamente por outra remessa de lodo UASB (Figura 5.3).

Figura 5.3 – Cenário B para lodos UASB



- Cenário C: O lodo UASB é colocado no leito de secagem, por 35 dias, para obtenção do fertilizante agrícola (fornece nutrientes as plantas). E o lodo deverá ser transportado até a área agrícola para sua disposição final (Figura 5.4).

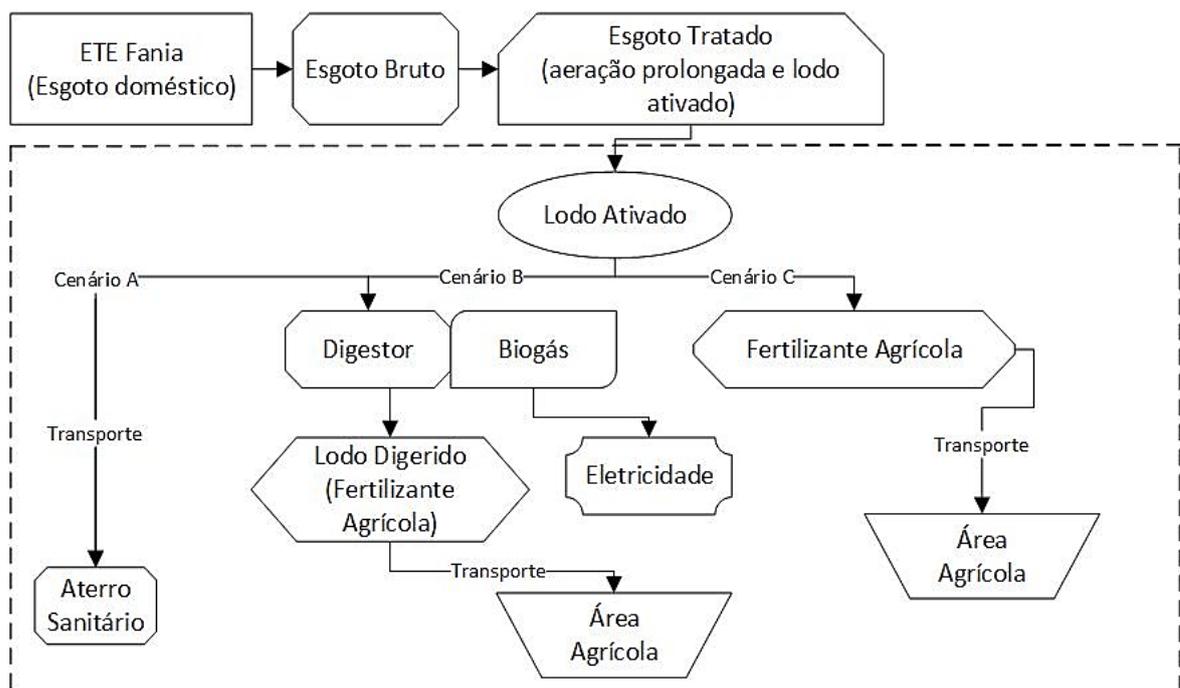
Figura 5.4 – Cenário C para lodos UASB



- **Para os lodos Ativados:**

A Figura 5.5 apresenta a fronteira do sistema de lodos Ativados.

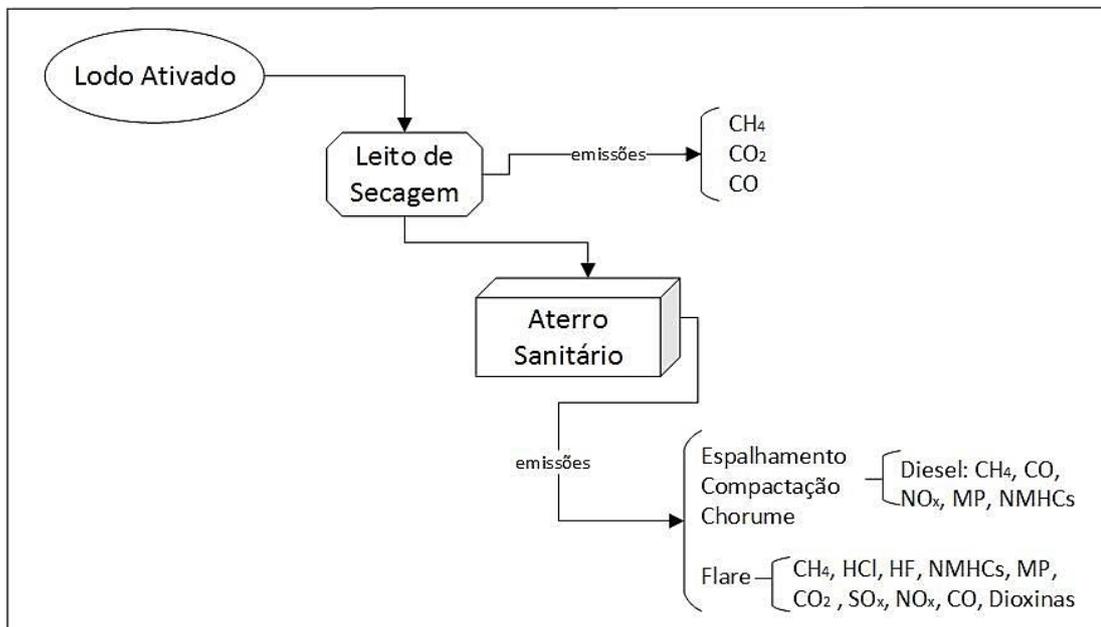
Figura 5.5 – Fronteira do sistema considerada na ACV para lodos Ativados



A seguir menciona-se em que consiste cada cenário na fronteira do sistema de lodos Ativados.

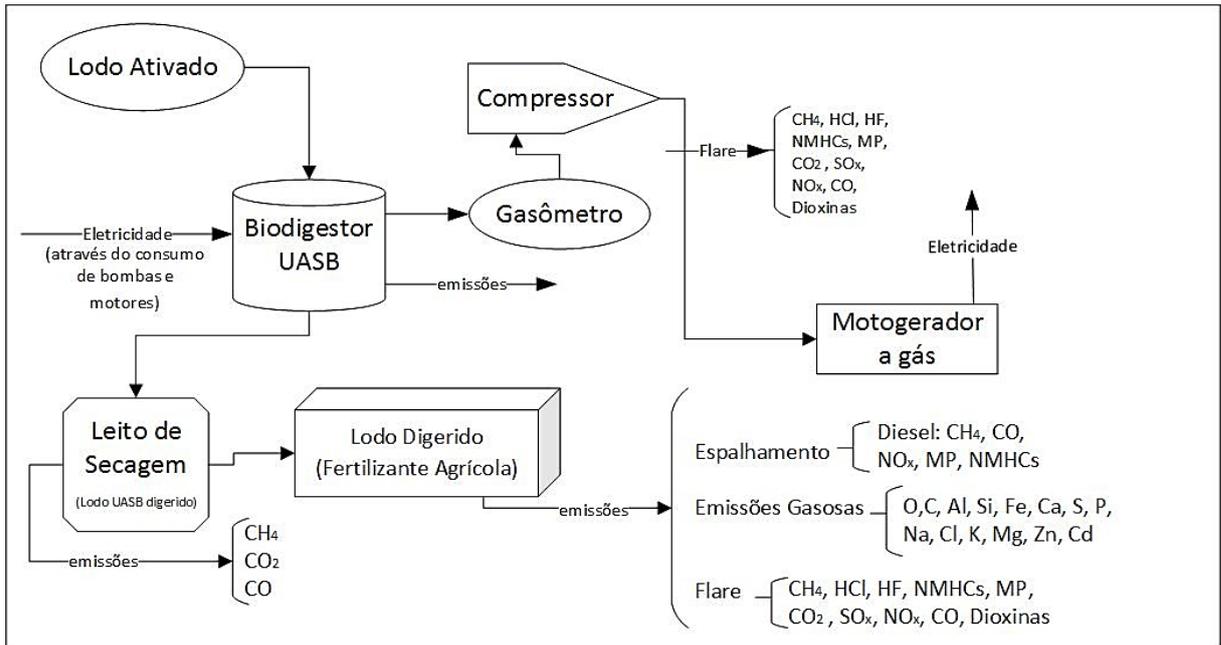
- Cenário A: O lodo ativado é colocado no leito de secagem, permanecendo ali por um período de 35 dias, quando atinge uma umidade de 60% (torta de lodo), é transportado para aterro. Deve-se considerar que durante esse período ocorre o processo de perda de água, que pode ser por evaporação ou por drenagem para o solo (o fundo do leito de secagem é construído de maneira que permita esse fluxo, direcionando para tubulações que retornam esse fluido para o sistema de tratamento do esgoto bruto), e a emissão de gases, como metano, gás carbônico, sulfeto de hidrogênio (Figura 5.6).

Figura 5.6– Cenário A para lodos ativados



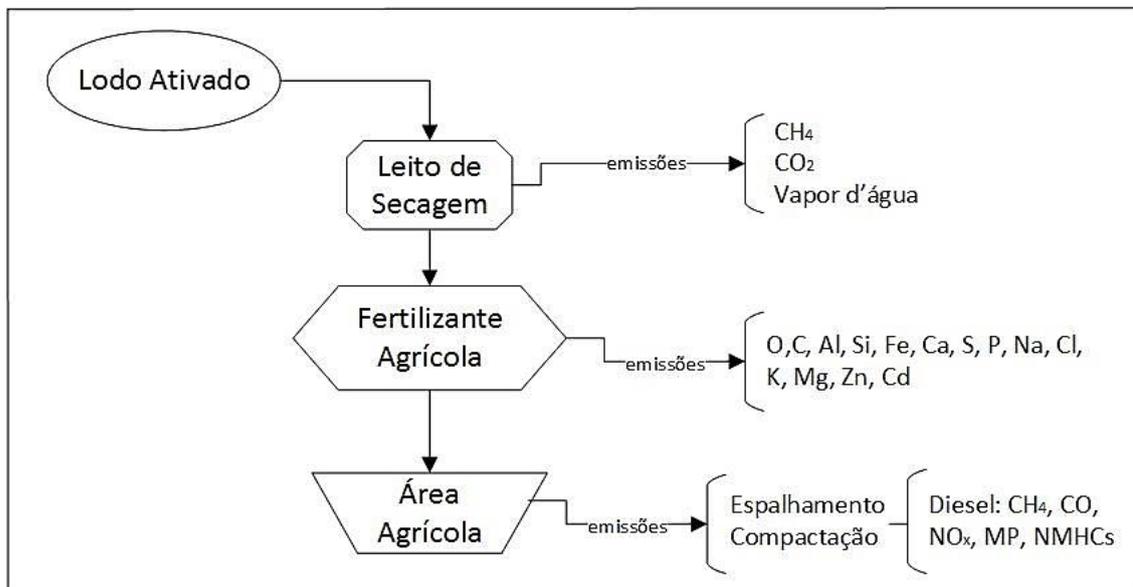
- Cenário B: O lodo ativado é levado para um biodigestor (permanecendo por 25 dias), no qual o biogás é armazenado em um gasômetro, sendo posteriormente enviado para o motogerador para geração de eletricidade por meio de um compressor. Ressalta-se a necessidade de um *flare* para a queima do gás excedente. Após este período o lodo digerido que será usado como fertilizante agrícola é retirado do biodigestor e transportado até a área agrícola para disposição final. Na sequência, o biodigestor é ocupado novamente por outra remessa de lodo ativado (Figura 5.7).

Figura 5.7 – Cenário B para lodos ativados



- Cenário C: O lodo ativado é colocado no leito de secagem, por 35 dias, para obtenção do fertilizante agrícola. E o lodo deve ser transportado até a área agrícola para sua disposição final (Figura 5.8).

Figura 5.8 – Cenário C para lodos ativados



Espera-se com os resultados desta ACV demonstrar que os lodos UASB e Ativados antes de ser depositado em um aterro, pode ser usado para fins energéticos ou agrícolas com um menor potencial de emissão de gases poluentes.

e) Alocação de dados

Quando o ciclo de vida do produto, material ou serviço estudado impacta outros ciclos de vida não incluídos no sistema em análise, é necessário aplicar regras de alocação. Alocar é, então, o ato de distribuir a cada função do processo a sua quota-parte de responsabilidade pelas cargas ambientais causadas pelos processos e transportes em um ciclo de vida. A norma ISO 14044 estabelece que a alocação seja evitada, sempre que possível, e sugere, para tal, a expansão do sistema de produto, de modo a incluir as funções adicionais relacionadas aos co-produtos (ABNT, 2009b). Então a alocação dos co-produtos foi realizada por alocação das propriedades físicas. O critério de alocação a ser empregada neste estudo deve representar as características dominantes dos co-produtos que dão origem a uma necessidade de alocação das cargas ambientais. Neste estudo, as alocações realizadas seguem os seguintes critérios: critério energético quando os produtos são insumos energéticos ou derivam de recursos energéticos na respectiva unidade de processo inventariada e critério mássico para os demais casos (ROCHA, 2009).

f) Metodologia de avaliação do impacto

Para avaliação de impactos optou-se por adotar o método CML (*Chain Management by Life Cycle Assessment*). Segundo Rocha (2009), trata-se de um modelo matemático que caracteriza e organiza em dezoito categorias os impactos ambientais, englobando os pontos intermediários (*midpoints*). Neste modelo, os resultados do inventário são convertidos a partir de fatores de caracterização ou equivalência, sendo então normalizados em relação a uma base de referência. Como resultado, é gerado um único indexador dos impactos ambientais por classe de impacto e um índice ambiental para o sistema. Como Biblioteca atual adotou-se o *Ecoinvent 3 - allocation, default - unit* e como Biblioteca de substituição, *Ecoinvent 3 - allocation, default - system*.

5.1.2. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (AICV)

Para análise do inventário, devem ser coletados os dados qualitativos e quantitativos para cada processo unitário que esteja incluído dentro dos limites do sistema. A análise do inventário envolve a compilação e a quantificação de entradas e saídas (ambas podem incluir o uso de recursos e emissões para o ar, na água e no solo), de um determinado sistema ao longo do

processo do ciclo de vida (ABNT, 2009b). Os dados devem ser baseados em um período de tempo, que seja suficientemente longo para atenuar comportamentos anormais, tais como perturbações no processo (VIGON *et al.*, 1993).

5.1.2.1. Caracterização dos Cenários de LUASB: Emissões qualitativas e quantitativas

Para uma questão de análise da ACV são considerados os cálculos das emissões da UF de 1 tonelada de sólidos totais (TST) de lodo UASB. Porém, o aproveitamento e o balanço energético, em função à geração de biogás, foram dimensionados para uma população de 970000 habitantes. No Apêndice B apresenta-se os dados das amostras de lodos UASB usados no SimaPro.

I) CENÁRIO A: Disposição do lodo UASB em aterro

a) Emissões Líquidas

- Do Leito de Secagem

No leito de secagem parte da água presente no lodo UASB é evaporada (emissões de vapor d'água) e a parte que é percolada é redirecionada para os reatores, não sendo considerada como emissão líquida.

- Do Aterro Sanitário

Com relação às emissões líquidas do aterro, Obersteiner *et al.* (2007) menciona que normalmente, a quantidade de lixiviado para aterros sanitários é calculada como uma porcentagem da chuva. Barros (2012) também apresenta uma revisão sobre os métodos de quantificação de chorume lixiviado em aterros sanitários. Aplicando para a presente pesquisa o Método Suíço, que prevê a quantidade de lixiviados por meio de um balanço de massa (Equação 5.1):

$$Q = \frac{1}{t_{eq}} * P * A * K \quad (5.1)$$

Onde

Q = vazão média de chorume ou lixiviado (L/s);

P = precipitação média anual (mm), sendo 1000 mm;

A = área superficial do terreno (m²), sendo 125 m²;

teq = tempo em segundos equivalente a 1 ano (31.536.000 seg/ano);

K = coeficiente em função do grau de compactação de resíduos:

- 0,25 a 0,50 para aterros fracamente compactados, e
- 0,15 a 0,25, para aterros altamente compactados.

A Tabela 5.1 apresenta os resultados da vazão de chorume ou lixiviados no aterro que receberá o LUASB do leito de leito de secagem (Cenário A) ou do biodigestor (Cenário B), aplicando a equação 5.1.

Tabela 5.1 – Vazão de chorume ou lixiviados no aterro

Aterros	^a Coeficiente em função do grau de compactação de resíduos (K)	Q = Vazão média de chorume ou lixiviado (L/s)	Q = Vazão de chorume para 15 anos (m ³)
Para aterros fracamente compactados	0,25	0,00010	468,75
Para aterros altamente compactados	0,15	0,0006	281,25

Fonte: ^aOBERSTEINER *et al.* (2007)

Considerando para um período de 15 anos, tem-se 468,75 m³ e 281,25 m³ de chorume para os aterros fracamente compactos e para aterros altamente compactados, respectivamente. Mas para o Cenário A, o aterro que receberá o material será o aterro fracamente compactado. De acordo com Barros (2012), o chorume pode ser coletado e enviado para lagoas de tratamento (anaeróbia, facultativa) ou pode ser recirculado no aterro, a fim de fomentar o uso deste como biorreator de tratamento desse líquido. Foi adotada a segunda opção para o cenário A.

b) Emissões Gasosas

- Do Leito de Secagem

A produção de gases gerado pelo LUASB, enquanto permanece nos leitos de secagem é apresentada na Tabela 5.2, para 1.000 kg de sólidos totais de lodo UASB. O cálculo foi baseado nos testes executados por Silva (2016), em que o lodo permanece no leito de secagem por um período de 35 dias e a produção de metano referente ao LLS é de 11 Nml CH₄/g SV usando uma quantidade de 28,7 kg de lodo, gerando um total de emissões de biogás de 3,35kg na fase de leito de secagem; mas, quando se trabalha com 1000 kg de sólidos totais de lodo gera-se um total de 116,72 kg de emissões de biogás. Além das emissões líquidas e gasosas, considerou-se

a saída do material referente a ocupação da área de um leito de secagem, igual a 200 m² (Citado no SimaPro como *Land use I-II*, LLS).

Tabela 5.2 – Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LLS

Poluentes	^a Volume de gases gerados (35 dias) por LLS	Unidade	^a Emissões em 28,7kg (Vol*Densidade)	Unidade	Emissões em 1000kg	Unidade
CH ₄	2,21	Nm ³	1,45	Kg	50,52	Kg
CO ₂	-	-	-	-	-	-
O ₂	0,19	Nm ³	0,27	Kg	9,41	Kg
CO	0,61	ppm	1,63	kg	56,79	kg

*Considerando as densidades: $\rho_{CH_4} = 0,656 \text{ kg/m}^3$; $\rho_{CO_2} = 1,977 \text{ kg/m}^3$; $\rho_{CO} = 1,14 \text{ kg/m}^3$, $\rho_{O_2} = 1,429 \text{ kg/m}^3$;

Observação: Como o CO₂ emitido é neutro o mesmo foi desconsiderado na ACV, e por conversão para CO o valor de 0,61 ppm é equivalente a 1,43 m³.

Fonte: ^aSilva (2016).

- Do Aterro Sanitário (Transporte)

As emissões gasosas do aterro começam após o leito de secagem, onde o lodo deverá ser transportado para o aterro, onde deve ser espalhado e compactado, utilizando máquinas de médio porte, que utilizam diesel, liberando segundo Silva (2016) os seguintes gases: CO, NO_x e material particulado. Na pesquisa realizada por Gutierrez (2014), considerou-se que as emissões geradas na fase de operação do aterro são devidas ao espalhamento, compactação e recobrimento. O fator de consumo de combustível do trator de esteira é de 1,82 l/km (Rodrigues, 2008). A distância entre a ETE COPASA e o aterro sanitário CIMASAS é de 20,8 km (ida e volta). Considerando o total percorrido para as tarefas de espalhamento, compactação e recobrimento como sendo de 0,7 km (equivalente a 1,274 litros de diesel), há uma distância total de 21,5 km. Neste caso, são necessários 39,13 litros de diesel (considerando a densidade do diesel igual a 840 kg/m³, tem-se o valor de 1,07016 kg de diesel usado no Simapro) que são equivalentes à 32,87 kg diesel ou à 420,79 kWh. Considerou-se o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012 (BRASIL, 2013), com os fatores de emissão de gramas de poluentes por quilometragem de veículos médios (Citado no SimaPro como Aterro Transporte).

A Tabela 5.3 apresenta o resumo das emissões gasosas geradas pelo caminhão usado no processo de enchimento do aterro. As emissões fugitivas são desconsideradas.

Tabela 5.3 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LUASB (Transporte Aterro)

Poluentes	Ano/Modelo/Categorias	^a g _{poluente} /km	g _{poluente} /km*21,5km
CH ₄	Caminhão	0,06	1,29
CO	2012/caminhão/médio	0,051	1,097
NO _x	2012/caminhão/médio	1,025	22,038
COVNM	2012/caminhão/médio	0,006	0,129
MP	2012/caminhão/médio	0,007	0,151

Nota: COVNM: compostos orgânicos voláteis não metanogênicos, MP: material particulado.

Fonte: ^aBRASIL (2013).

- Do *Flare*

As emissões gasosas do *flare* devem ser consideradas, pois após o fechamento do aterro este continua ainda produzindo diferentes tipos de gases; para tanto, deve-se instalar este equipamento para a queima do biogás. Beylot (2013) sumariza os fatores de emissões da combustão de biogás em *flares*, baseado principalmente em dados da USEPA. E a partir dos gases gerados de biogás (CH₄+CO₂+CO) no leito de secagem, tem-se o valor de 3,35kg de gases sendo analisados por 25 dias. Considerando que o período de análise é de 15 anos, multiplicou-se por um fator de tempo (15×365/25=219). Sendo assim, um total de biogás igual a (3,35kg*219=733,65 kg). Aplicando os fatores do rendimento no presente estudo de metano 0,0046 Nm³ CH₄/kg SV (4,6 Nm³ CH₄/t SV) para cada tonelada de LLS (com 32,89% de SV), têm-se as emissões geradas pelo *flare* em massa de poluentes por volume de metano e a massa de poluentes para cada tonelada de lodo de leito depositado no aterro (Tabela 5.4).

Tabela 5.4 – Fatores de emissão para combustão de biogás de aterros usando *flares* (LUASB)

Substância	^a Fator de emissão (médio)	Unidade	Emissões atmosféricas* 4,6 Nm ³ CH ₄	Unidade	Emissões*32,89 % SV	Unidade
NO _x	0,631	g/Nm ³ CH ₄	2,90	g	95,5	g
CO	0,737	g/Nm ³ CH ₄	3,39	g	111,5	g
MP	0,238	g/Nm ³ CH ₄	1,09	g	36,01	g
Dioxinas/furanos	6,7.10 ⁻⁹	g/Nm ³ CH ₄	3,082.10 ⁻⁸	g	0,0	g
SO _x (como SO ₂)	80	g/tonelada de resíduos	80	g	80,0	g
HCl	40	g/tonelada de resíduos	40	g	40,0	g
HF	8	g/tonelada de resíduos	8	g	8,0	g

Nota: MP: material particulado.

Fonte: ^aBeylot (2013).

c) Emissões Sólidas

O lodo UASB de esgoto deverá ser depositado no aterro, gerando lixiviados com a presença de materiais sólidos. Porém, estes são desconsiderados neste estudo.

II) CENÁRIO B: Geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA

a) Emissões Líquidas

- Do Aterro Sanitário (considerado o mesmo inventário do Cenário A)
- Do Chorume

O chorume ou lixiviado se desconsidera porque a parte que é percolada é redirecionada para os reatores, não sendo avaliada como emissão líquida.

b) Emissões Gasosas

- De diferentes estágios

As emissões dos reatores foram referenciadas ao metano, na forma de emissão direta ou fugas. Assim, tem-se que a produção desse gás a partir dos testes de laboratório, obtém-se um rendimento de $4,6 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{ton SV}$ (com 32,89% de SV). A Tabela 5.5 apresenta os gases que compõem o biogás gerado por 25 dias a partir de lodos UASB usando 2,68kg de lodo, gerando 0,548 kg de gases, equivalente a 204,48kg de biogás por tonelada de lodo UASB (Citado no SimaPro como Lodo UASB Bruto).

Tabela 5.5 – Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LUASB

Poluentes	Volume de gases gerados (25 dias) por LUASB	Unidade	Emissões em 2,68kg (Vol*Densidade)	Unidade	Emissões em 1000kg	Unidade
CH ₄	$6,44 \cdot 10^{-4}$	Nm ³	$4,23 \cdot 10^{-4}$	kg	0,159	kg
CO ₂	$2,34 \cdot 10^{-4}$	Nm ³	$4,64 \cdot 10^{-4}$	kg	0,173	kg
O ₂	$3,42 \cdot 10^{-4}$	Nm ³	$4,89 \cdot 10^{-6}$	kg	0,002	kg
CO	17	Ppm	0,547	kg	204,179	kg
Soma de gases			0,548	kg	204,48	kg

*Considerando as densidades: $\rho_{\text{CH}_4} = 0,656 \text{ kg/m}^3$; $\rho_{\text{CO}_2} = 1,977 \text{ kg/m}^3$; $\rho_{\text{CO}} = 1,14 \text{ kg/m}^3$, $\rho_{\text{O}_2} = 1,429 \text{ kg/m}^3$;

Nota: Por conversão para CO o valor de 17 ppm é equivalente a $0,048 \text{ m}^3$.

Mas também, as emissões gasosas envolvidas no processo de combustão são provenientes da combustão do motorizador e do *flare*. Considerando a pequena produção de gás, optou-se por utilizar os fatores de emissão típicos de ciclo combinado para aproveitamento do biogás (emissões gasosas do reator, motorizador e no *flare*), apresentados pelo Beylot (2013) conforme Tabela 5.6. Aplicando os fatores para o rendimento de metano (4,6 Nm³ CH₄/t SV) para cada tonelada (1.000 kg) de Lodo UASB (com 32,89% de SV), têm-se as emissões geradas pelo *flare* em massa de poluentes por volume de metano e a massa de poluentes para cada tonelada de lodo UASB utilizado para gerar energia elétrica por meio de um motorizador (combustão). Esta energia na ACV é considerada como energia elétrica evitada.

Tabela 5.6 – Fatores de emissão média para combustão de biogás para produção combinada de calor e energia a partir de LUASB

Substância	^a Fator de emissão (médio)	Unidade	Emissões atmosféricas*(4,6*32,89/100)	Unidade
NO _x	11,60	g/Nm ³ CH ₄	17,55	g
CO	8,46	g/Nm ³ CH ₄	12,79	g
MP	0,232	g/Nm ³ CH ₄	0,35	g
Dioxinas/furanos	-	g/Nm ³ CH ₄	0,0	g
SO _x (como SO ₂)	100	g/tonelada de resíduos	100,0	g
HCl	9	g/tonelada de resíduos	9,0	g
HF	10	g/tonelada de resíduos	10,0	g

Observação: MP: material particulado.

Fonte: ^aBeylot (2013)

- Do Leito de Secagem (considerado o mesmo inventário do Cenário A)
- Do Lodo digerido UASB fertilizante:

O lodo UASB deverá ser totalmente usado para fertilizante agrícola; então, somente são consideradas como emissões sólidas, os elementos obtidos nos testes de metais pesados (item 3.4.6.2) para as amostras de LUASB após da DA.

A Tabela 5.7 apresenta os resultados obtidos nas análises de metais pesados feitas nas amostras de lodos UASB após da DA (quantidade de amostra seca usada é 0,0071g), os quais são considerados como emissões sólidas no estudo de ACV.

Tabela 5.7 –Emissões sólidas do lodo digerido UASB (Após da DA)

Elemento	%	Emissões em 7,1.10 ⁻⁶ kg lodo			Emissões em 150 kg lodo
		g	mg	kg	
O	39,02	0,002770	2,7704	2,77042.10 ⁻⁶	58,53
C	29,65	0,002105	2,1052	2,10515.10 ⁻⁶	44,475
Fe	8,66	0,000615	0,6149	6,1486.10 ⁻⁷	12,99
Al	7,42	0,000527	0,5268	5,2682.10 ⁻⁷	11,13
Si	6,04	0,000429	0,4288	4,2884.10 ⁻⁷	9,06
S	3,19	0,000226	0,2265	2,2649.10 ⁻⁷	4,785
Ca	1,99	0,000141	0,1413	1,4129.10 ⁻⁷	2,985
P	0,95	0,000067	0,0675	6,745.10 ⁻⁸	1,425
K	0,89	0,000063	0,0632	6,319.10 ⁻⁸	1,335
Na	0,54	0,000038	0,0383	3,834.10 ⁻⁸	0,81
Cl	0,45	0,000032	0,0320	3,195.10 ⁻⁸	0,675
Ti	0,44	0,000031	0,0312	3,124.10 ⁻⁸	0,66
Zn	0,35	0,000025	0,0249	2,485.10 ⁻⁸	0,525
Mg	0,25	0,000018	0,0178	1,775.10 ⁻⁸	0,375
COT	-	-	-	-	-
NT	-	0,0145	14,5000	1,45.10 ⁻⁵	0,00213235
DBO	-	0,05116	51,1600	5,12.10 ⁻⁵	0,00752353
DQO	-	0,35133	351,3300	3,51.10 ⁻⁴	0,05166618
NPK	-	-	-	-	2,76

- Da Área Agrícola (Transporte):

Considerou-se que as emissões geradas na fase de operação transporte (total percorrido) do lodo UASB digerido desde o leito de secagem até a área agrícola. Segundo Gordet *et al.* (2017), a quantidade de equipamento utilizado para espalhar é calculada de acordo com o tempo que os equipamentos são utilizados para a operação de espalhamento e a relação massa: vida útil. O consumo de combustível é avaliado com base no tempo que o trator está em uso e no consumo médio de combustível por unidade de tempo.

Sabendo-se que o fator de consumo de combustível do trator de esteira é de 1,82 l/km (Rodrigues 2008) e que a área de espalhamento escolhida está localizada a uma distância de 2 km da área de armazenamento (leito de secagem) e o fertilizante agrícola é transportado por um trator e um espalhador, sendo necessários 3,64 litros de diesel (considerando a densidade do diesel igual a 840 kg/m³, tem-se o valor de 3,0576 kg de diesel usado no Simapro) que são equivalentes à 39,14 kWh. O transporte requer um trator e espalhador (no nosso caso) e combustível. Considerou-se o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012 (BRASIL, 2013), com os fatores de emissão

de gramas de poluentes por quilometragem de veículos médios (Citado no SimaPro como Área Agrícola Transporte).

A Tabela 5.8 apresenta o resumo das emissões gasosas geradas pelo caminhão usado no processo de enchimento de fertilizante na área agrícola. As emissões fugitivas são desconsideradas.

Tabela 5.8 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LUASB (Transporte Área Agrícola)

Poluentes	Ano/Modelo/Categorias	^a g _{poluente} /km	g _{poluente} /km*2km
CH ₄	caminhão	0,06	0,12
CO	2012/caminhão/médio	0,051	0,102
NO _x	2012/caminhão/médio	1,025	2,05
COVNM	2012/caminhão/médio	0,006	0,012
MP	2012/caminhão/médio	0,007	0,014

Nota: COVNM: compostos orgânicos voláteis não metanogênicos, MP: material particulado.

Fonte: ^aBRASIL (2013).

c) Emissões Sólidas

O lodo de esgoto deverá ser depositado no aterro, gerando lixiviados com a presença de materiais sólidos; porém, estes são desconsiderados neste estudo.

III) CENÁRIO C: Fertilizante agrícola a partir do lodo UASB

a) Emissões Líquidas

- Do Leito de Secagem

No leito de secagem, parte da água presente no lodo é evaporada (emissões de vapor d'água), não sendo considerada como emissão líquida.

b) Emissões Gasosas

- Do Leito de Secagem (considerado o mesmo inventário do Cenário A)
- Da Área Agrícola – Transporte (considerado o mesmo inventário do Cenário B).

c) Emissões sólidas

O lodo UASB deverá ser totalmente usado para fertilizante agrícola. Portanto, somente são consideradas como emissões sólidas, os elementos obtidos nos testes de metais pesados (item 3.4.6.1) para as amostras de LUASB antes da DA. São considerados, segundo Gordet *et al.* (2017), os adubos minerais evitados para este estudo, como é o caso do nitrato de amônio (33,5% de N), cloreto de potássio (60% de K₂O) e superfosfato triplo (45% de P₂O₅). As quantidades de fertilizantes minerais evitados são calculadas com base na quantidade de N, P e K disponível contida no lodo digerido espalhado, obtendo-se assim, 27,55 kg N, 32,63 kg P e 5,55 kg K. Obtém-se também a geração de um total de 65,73 kg de fertilizante por tonelada de sólidos totais de lodo UASB de esgoto.

A Tabela 5.9 apresenta os resultados obtidos nas análises de metais pesados feitas nas amostras de lodos UASB antes da DA (quantidade de amostra seca usada é 0,0071g), os quais são considerados como emissões sólidas no estudo de ACV.

Tabela 5.9 – Emissões sólidas do lodo UASB (Antes da DA)

Elemento	%	Emissões em 7,1.10 ⁻⁶ kg lodo			Emissões em 1000 kg lodo
		g	mg	kg	
O	39,15	0,002780	2,7797	2,77965.10 ⁻⁶	391,5
C	36,84	0,002616	2,6156	2,61564.10 ⁻⁶	368,4
Al	5,46	0,000388	0,3877	3,8766.10 ⁻⁷	54,6
Si	4,6	0,000327	0,3266	3,266.10 ⁻⁷	46
Fe	3,35	0,000238	0,2379	2,3785.10 ⁻⁷	33,5
Ca	3,08	0,000219	0,2187	2,1868.10 ⁻⁷	30,8
S	2,14	0,000152	0,1519	1,5194.10 ⁻⁷	21,4
P	2	0,000142	0,1420	1,42.10 ⁻⁷	20
Na	0,95	0,000067	0,0675	6,745.10 ⁻⁸	9,5
Cl	0,74	0,000053	0,0525	5,254.10 ⁻⁸	7,4
K	0,64	0,000045	0,0454	4,544.10 ⁻⁸	6,4
Mg	0,53	0,000038	0,0376	3,763.10 ⁻⁸	5,3
Ti	0,31	0,000022	0,0220	2,201.10 ⁻⁸	3,1
Zn	0,2	0,000014	0,0142	1,42.10 ⁻⁸	2
COT	-	0,040490	40,4900	4,05.10 ⁻⁵	0,03969608
NT	-	0,01904	19,0400	1,90.10 ⁻⁵	0,01866667
DBO	-	0,31624	316,2400	3,16.10 ⁻⁴	0,31003922
DQO	-	0,6246700	624,6700	6,25.10 ⁻⁴	0,61242157
NPK	-	-	-	-	26,42

Porém, também foi considerada a área agrícola (ha) que seria suficiente para usar 65,73 kg de fertilizante obtidos em uma tonelada de sólidos totais de lodo UASB. De acordo com o relatório

realizado por FAO (2015), apresenta-se o consumo em diferentes países do fertilizante por tipo de nutrientes por hectare de terra cultivável. Este estudo foi feito em nível mundial, indicando os anos mais relevantes de consumo de fertilizantes agrícolas. Neste estudo foi considerado para ser usado o total gerado para o ano 2014 no Brasil (182 kg de fertilizantes por hectare), que para a quantidade de fertilizante obtido no processo (65,73 kg NPK) poderia ser usado em uma área agrícola de 0,361 ha.

A Tabela 5.10 apresenta o resumo dos fertilizantes (kg) no ano 1990, 2000 e 2014 no Brasil.

Tabela 5.10 – Nutrientes por hectare de terra cultivável (kg/ha)

Fertilizantes	Unidade	1990	2000	2014
Nitrogênio	kg de nutrientes/ha	-	37,2	58,6
Fósforo	kg de nutrientes/ha	-	55,4	59,8
Potássio	kg de nutrientes/ha	-	59,7	63,4
Total	kg de fertilizantes/ha	-	152,3	181,8

Fonte: FAO (2015).

5.1.2.2. Caracterização dos Cenários de LA: Emissões qualitativas e quantitativas

Para uma questão de análise da ACV são considerados os cálculos das emissões da UF de 1 tonelada de lodo ativado. Porém, o aproveitamento e o balanço energético, em função da baixa geração de biogás, foram dimensionados para uma população de 970000 habitantes. No Apêndice C se apresenta os dados das amostras de lodos ativados usados no SimaPro.

I) **CENÁRIO A:** Disposição do lodo ativado em aterro

a) **Emissões Líquidas**

- Do Leito de Secagem

No leito de secagem, parte da água presente no lodo ativado é evaporada (emissões de vapor d'água) e a parte que é percolada é redirecionada para os reatores, não sendo considerada como emissão líquida.

- Do Aterro Sanitário (considerado o mesmo inventário do Cenário A das amostras de lodos UASB, visto que se tem as mesmas condições).

b) Emissões Gasosas

- Do Leito de Secagem

Com relação à produção de gases gerado pelo LA, considera-se as mesmas emissões obtidas nas amostras de lodo UASB, baseada nos testes executados por SILVA (2016), que avaliou as emissões gasosas gerados pelo lodo quando permeneceu no leito de secagem por um período de 35 dias. Além das emissões líquidas e gasosas, considerou-se a saída do material referente a ocupação da área de um leito de secagem, igual a 200 m² (Citado no SimaPro como Land use I-II, LLS).

- Do Aterro Sanitario - Transporte

As emissões gasosas do aterro começam após o leito de secagem, uma vez que o lodo deverá ser transportado para o aterro, onde se realiza o espalhamento e compactação, utilizando máquinas de médio porte, que utilizam diesel. Tais máquinas liberam segundo Silva (2016), os seguintes gases: CO, NO_x e material particulado. Na pesquisa realizada por Gutierrez (2014), considerou-se que as emissões geradas na fase de operação do aterro são devidas ao espalhamento, compactação e recobrimento. O fator de consumo de combustível do trator de esteira foi considerado como sendo de 1,82 l/km (Rodrigues 2008). A distância entre a ETE FANIA e o aterro sanitário CIMASAS é de 16,8 km (ida e volta), e considerando o total percorrido para as tarefas de espalhamento, compactação e recobrimento seriam de 0,7 km (equivalente a 1,274 litros de diesel), gera-se uma distância total de 17,5 km. Desse modo, são necessários 1,274 litros de diesel (considerando a densidade do diesel igual a 840 kg/m³, tem-se 1,07016 kg de diesel usado no Simapro) que são equivalentes à 26,75 kg diesel ou à 342,5 kWh. Considerou-se o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012 (BRASIL, 2013), com os fatores de emissão de gramas de poluentes por quilometragem de veículos médios (Citado no SimaPro como Aterro Transporte).

A Tabela 5.11 apresenta o resumo das emissões gasosas geradas pelo caminhão usado no processo de enchimento do aterro. As emissões fugitivas são desconsideradas.

Tabela 5.11 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LA (Transporte Aterro)

Poluentes	Ano/Modelo/Categorias	^a g _{poluente} /km	g _{poluente} /km*17,5km
CH ₄	Caminhão	0,06	1,05
CO	2012/caminhão/médio	0,051	0,893
NO _x	2012/caminhão/médio	1,025	17,938
COVNM	2012/caminhão/médio	0,006	0,105
MP	2012/caminhão/médio	0,007	0,123

Nota: COVNM: compostos orgânicos voláteis não metanogênicos, MP: material particulado.

Fonte: ^aBRASIL (2013).

- *Do Flare*

Os cálculos de emissões gasosas do *flare* para os lodos ativados seguiram a mesma metodologia usada para lodos UASB. Em outras palavras, assumindo que o total de emissões de biogás (CH₄+CO₂+CO) foi 3,35kg na fase de leito de secagem e considerando um período de tempo de 15 anos, tem-se 733,65kg de gases. O rendimento de metano para os lodos ativados foi 0,0019 Nm³ CH₄/kg SV (1,9 Nm³ CH₄/t SV) para cada tonelada de LLS (com 50,45% de SV), têm-se as emissões geradas pelo *flare* em massa de poluentes por volume de metano e a massa de poluentes para cada tonelada de lodo de leito depositado no aterro (Tabela 5.12).

Tabela 5.12 – Fatores de emissão para combustão de biogás de aterros usando *flares* (LA)

Substância	^a Fator de emissão (médio)	Unidade	Emissões atmosféricas*1,9 Nm ³ CH ₄	Unidade	Emissões*50,45% SV	Unidade
NO _x	0,631	g/Nm ³ CH ₄	1,2	g	60,5	g
CO	0,737	g/Nm ³ CH ₄	1,4	g	70,6	g
MP	0,238	g/Nm ³ CH ₄	0,5	g	25,2	g
Dioxinas/furanos	6,7.10 ⁻⁹	g/Nm ³ CH ₄	1,27.10 ⁻⁸	g	0,0	g
SO _x (como SO ₂)	80	g/tonelada de resíduos	80	g	80.0	g
HCl	40	g/tonelada de resíduos	40	g	40.0	g
HF	8	g/tonelada de resíduos	8	g	8.0	g

Nota: MP: material particulado.

Fonte: ^aBeylot (2013).

c) Emissões Sólidas

O lodo ativado de esgoto deverá ser depositado no aterro, gerando lixiviados com a presença de materiais sólidos; porém, estes são desconsiderados neste estudo.

II) CENÁRIO B: Geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA

a) Emissões Líquidas

- Do Aterro Sanitário (considerado o mesmo inventário do Cenário A)
- Do Chorume

O chorume ou lixiviado foi desconsiderado, porque a parte que é percolada é redirecionada para os reatores, não sendo avaliada como emissão líquida.

b) Emissões Gasosas

- De diferentes estágios

As emissões dos reatores foram referenciadas ao metano, na forma de emissão direta ou fugas. Assim, tem-se que a produção desse gás a partir dos testes de laboratório, e obtém-se um rendimento de $1,9 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{ton SV}$ (com 50,45% de SV). A Tabela 5.13 apresenta os gases que compõem o biogás gerado por 25 dias a partir de lodos ativados usando 2,68kg de lodo, gerando 0,187 kg de gases, equivalente a 69,67kg de biogás por tonelada de lodo ativado.

Tabela 5.13 – Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LA

Poluentes	Volume de gases gerados (25 dias) por LUASB	Unidade	Emissões em 2,68kg (Vol*Densidade)	Unidade	Emissões em 1000kg	Unidade
CH ₄	$6,44 \cdot 10^{-4}$	Nm ³	$7,229 \cdot 10^{-4}$	kg	0,2697	kg
CO ₂	$2,34 \cdot 10^{-4}$	Nm ³	$8,111 \cdot 10^{-4}$	kg	0,303	kg
O ₂	$3,42 \cdot 10^{-6}$	Nm ³	$3,909 \cdot 10^{-4}$	kg	0,146	kg
CO	17	ppm	0,185	kg	68,954	kg
Soma de gases			0,187	kg	69,67	kg

*Considerando as densidades: $\rho_{\text{CH}_4} = 0,656 \text{ kg/m}^3$; $\rho_{\text{CO}_2} = 1,977 \text{ kg/m}^3$; $\rho_{\text{CO}} = 1,14 \text{ kg/m}^3$, $\rho_{\text{O}_2} = 1,429 \text{ kg/m}^3$;

Nota: Por conversão para CO o valor de 5 ppm é equivalente a $0,1621 \text{ m}^3$.

Mas também, as emissões gasosas envolvidas no processo de combustão são provenientes da combustão do motorizador e do *flare*. Considerando a pequena produção de gás, optou-se por utilizar os fatores de emissão típicos de ciclo combinado para aproveitamento do biogás (emissões gasosas do reator, motorizador e no *flare*), apresentados pelo Beylot (2013) pela Tabela 5.14. Aplicando os fatores para o rendimento de metano (1,9 Nm³ CH₄/t SV) para cada tonelada (1.000 kg) de sólidos totais de LA (com 50,45% de SV), têm-se as emissões geradas pelo *flare* em massa de poluentes por volume de metano e a massa de poluentes para cada tonelada de lodo UASB utilizado para gerar energia elétrica por meio de um motorizador (combustão). Esta energia na ACV é considerada como energia elétrica evitada.

Tabela 5.14 – Fatores de emissão média para combustão de biogás para produção combinada de calor e energia a partir de LA

Substância	^a Fator de emissão (médio)	Unidade	Emissões atmosféricas*(1,9*50,45/100)	Unidade
NO _x	11,60	g/Nm ³ CH ₄	11,12	g
CO	8,46	g/Nm ³ CH ₄	8,12	g
MP	0,232	g/Nm ³ CH ₄	0,22	g
Dioxinas/furanos	-	g/Nm ³ CH ₄	0,0	g
SO _x (como SO ₂)	100	g/tonelada de resíduos	100,0	g
HCl	9	g/tonelada de resíduos	9,0	g
HF	10	g/tonelada de resíduos	10,0	g

Observação: MP: material particulado.

Fonte: ^aBeylot (2013)

- Do Leito de Secagem (considerado o mesmo inventário do Cenário A)
- Do Lodo digerido UASB fertilizante:

O lodo ativado deverá ser totalmente usado para fertilizante agrícola, então somente serão consideradas como emissões sólidas dos elementos obtidos nos testes de metais pesados (item 3.4.6.2) para as amostras de LA após da DA. A Tabela 5.15 apresenta os resultados obtidos nas análises de metais pesados feitas nas amostras de lodos ativados após da DA (quantidade de amostra seca usada é 0,0071g), os quais são considerados como emissões sólidas no estudo de ACV.

Tabela 5.15 – Emissões sólidas do lodo digerido ativado (Após da DA)

Elemento	%	Emissões em $7,1 \cdot 10^{-6}$ kg lodo			Emissões em 150 kg lodo
		g	mg	kg	
C	42,57	0,003022	3,0225	$3,02247 \cdot 10^{-6}$	63,855
O	42,86	0,003043	3,0431	$3,04306 \cdot 10^{-6}$	64,29
Al	3,87	0,000275	0,2748	$2,7477 \cdot 10^{-7}$	5,805
Si	3,57	0,000253	0,2535	$2,5347 \cdot 10^{-7}$	5,355
Fe	1,75	0,000124	0,1243	$1,2425 \cdot 10^{-7}$	2,625
Ca	1,22	0,000087	0,0866	$8,662 \cdot 10^{-8}$	1,83
P	0,9	0,000064	0,0639	$6,39 \cdot 10^{-8}$	1,35
Na	0,87	0,000062	0,0618	$6,177 \cdot 10^{-8}$	1,305
K	0,75	0,000053	0,0533	$5,325 \cdot 10^{-8}$	1,125
Mg	0,71	0,000050	0,0504	$5,041 \cdot 10^{-8}$	1,065
S	0,57	0,000040	0,0405	$4,047 \cdot 10^{-8}$	0,855
Cl	0,5	0,000036	0,0355	$3,55 \cdot 10^{-8}$	0,75
Ti	0,17	0,000012	0,0121	$1,207 \cdot 10^{-8}$	0,255
Zn	0,06	0,000004	0,0043	$4,26 \cdot 10^{-9}$	0,09
Cd	0,02	0,000001	0,0014	$1,42 \cdot 10^{-9}$	0,03
COT	-	-	-	-	-
NT	-	0,0084	8,4000	$8,4 \cdot 10^{-6}$	0,00123529
DBO	-	0,01726	17,2600	$1,71 \cdot 10^{-5}$	0,00253824
DQO	-	0,068	68,0000	$6,8 \cdot 10^{-5}$	0,01000000

- Da Área Agrícola (Transporte):

Considerou-se que as emissões geradas na fase de operação transporte (total percorrido) do lodo ativado digerido desde o leito de secagem até a área agrícola. Segundo Gordet *et al.* (2017), a quantidade de equipamento utilizado para espalhar é calculada de acordo com o tempo em que os equipamentos são utilizados para a operação de espalhamento e a relação massa: vida útil. O consumo de combustível é avaliado com base no tempo que o trator está em uso e no consumo médio de combustível por unidade de tempo.

Sabendo-se que o fator de consumo de combustível do trator de esteira é de 1,82 l/km (Rodrigues 2008) e que a área de espalhamento escolhida está localizada a uma distância de 2 km da área de armazenamento (leito de secagem) e o fertilizante agrícola é transportado por um trator e um espalhador, sendo necessários 3,64 litros de diesel (considerando a densidade do diesel igual a 840 kg/m³, tem-se o valor de 3,0576 kg de diesel usado no Simapro), que são equivalentes à 39,14 kWh. O transporte requer um trator e espalhador (no caso em estudo) e combustível. Considerou-se o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012 (BRASIL, 2013), com os fatores de emissão

de gramas de poluentes por distância (em quilômetros) de veículos médios (Citado no SimaPro como Área Agrícola Transporte).

A Tabela 5.16 apresenta o resumo das emissões gasosas geradas pelo caminhão usado no processo de enchimento de fertilizante na área agrícola. As emissões fugitivas são desconsideradas.

Tabela 5.16 – Emissões gasosas do aterro durante processo de enchimento do LA (Transporte Área Agrícola)

Poluentes	Ano/Modelo/Categorias	^a g _{poluente} /km	g _{poluente} /km*2km
CH ₄	caminhão	0,06	0,12
CO	2012/caminhão/médio	0,051	0,102
NO _x	2012/caminhão/médio	1,025	2,05
COVNM	2012/caminhão/médio	0,006	0,012
MP	2012/caminhão/médio	0,007	0,014

Nota: COVNM: compostos orgânicos voláteis não metanogênicos, MP: material particulado.

Fonte: ^aBRASIL (2013).

c) Emissões sólidas

O lodo de esgoto deverá ser depositado no aterro, gerando lixiviados com a presença de materiais sólidos; porém, estes são desconsiderados neste estudo.

III) CENÁRIO C: Fertilizante agrícola a partir do lodo UASB

a) Emissões Líquidas

- Do Leito de Secagem

No leito de secagem parte da água presente no lodo é evaporada (emissões de vapor d'água), não sendo considerada como emissão líquida.

b) Emissões Gaseosas

- Do Leito de Secagem (considerado o mesmo inventário do Cenário A)
- Da Área Agrícola – Transporte (considerado o mesmo inventário do Cenário B).

c) Emissões Sólidas

O lodo ativado deverá ser totalmente usado para fertilizante agrícola, então somente são consideradas como emissões sólidas dos elementos obtidos nos testes de metais pesados (item 3.4.6.1) para as amostras de LA antes da DA. São considerados, segundo Gordet *et al.* (2017), os adubos minerais evitados para este estudo, como é o caso do nitrato de amônio (33,5% de N), cloreto de potássio (60% de K₂O) e superfosfato triplo (45% de P₂O₅). As quantidades de fertilizantes minerais evitados são calculadas com base na quantidade de N, P e K disponível contida no lodo digerido espalhado. Obtem-se assim, 27,55 kg N, 32,63 kg P e 5,55 kg K, e gerando um total de 65,73 kg de fertilizante por tonelada de sólidos totais de lodo ativado de esgoto.

A Tabela 5.17 apresenta os resultados obtidos nas análises de metais pesados feitas nas amostras de lodos ativados antes da DA (quantidade de amostra seca usada é 0,0071g), os quais são considerados como emissões sólidas no estudo de ACV.

Tabela 5.17 –Emissões sólidas do lodo ativados (Antes da DA)

Elemento	%	Emissões em 7,1.10 ⁻⁶ kg lodo			Emissões em 1000 kg lodo
		g	mg	kg	
O	39,21	0,002784	2,7839	2,78391.10 ⁻⁶	392,1
C	38,98	0,002768	2,7676	2,76758.10 ⁻⁶	389,8
Si	4,54	0,000322	0,3223	3,2234.10 ⁻⁷	45,4
Al	3,93	0,000279	0,2790	2,7903.10 ⁻⁷	39,3
Ca	3,7	0,000263	0,2627	2,627.10 ⁻⁷	37
Fe	3,09	0,000219	0,2194	2,1939.10 ⁻⁷	30,9
P	1,77	0,000126	0,1257	1,2567.10 ⁻⁷	17,7
K	1,42	0,000101	0,1008	1,0082.10 ⁻⁷	14,2
Na	0,95	0,000067	0,0675	6,745.10 ⁻⁸	9,5
Mg	0,88	0,000062	0,0625	6,248.10 ⁻⁸	8,8
S	0,73	0,000052	0,0518	5,183.10 ⁻⁸	7,3
Cl	0,46	0,000033	0,0327	3,266.10 ⁻⁸	4,6
Zn	0,18	0,000013	0,0128	1,278.10 ⁻⁸	1,8
Ti	0,15	0,000011	0,0107	1,065.10 ⁻⁸	1,5
COT	-	0,079230	79,2300	7,92.10 ⁻⁵	0,077676471
NT	-	0,047712	47,7120	4,77.10 ⁻⁵	0,04677647
DBO	-	0,04166	41,6600	4,17.10 ⁻⁵	0,04084314
DQO	-	0,08567	85,6700	8,57.10 ⁻⁵	0,08399020
NPK	-	-	-	-	27,25

Mas também, foi considerada a área agrícola (ha) que seria suficiente para usar 65,73 kg de

fertilizante obtidos em uma tonelada de sólidos totais de lodo ativado. Os dados foram considerados os mesmos do cenário A das amostras de LUASB.

5.1.3. Categorias de Impactos Analisadas

As categorias de impacto analisadas pelo Método CML 2000 são apresentadas na Tabela 5.18.

Tabela 5.18 – Categorias de impactos analisadas no estudo

Fator de caracterização	Sigla	Equivalentes de caracterização por kg de emissão
Potencial de Depleção Abiótica	PDA	kg de Sb eq.
Potencial de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis)	PDAF	MJ
Potencial de Aquecimento Global	PAG	kg de CO ₂ eq.
Potencial de Depleção da Camada de ozônio	PDCO	kg de CFC-11 eq.
Potencial de Toxicidade humana	PTH	kg de 1,4-DB eq.
Potencial de Ecotoxicidade de Água doce	PEAD	kg de 1,4-DB eq.
Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha	PEAM	kg de 1,4-DB eq.
Potencial de Ecotoxicidade Terrestre	PET	kg de 1,4-DB eq.
Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos	PFOF	kg de C ₂ H ₄ eq
Potencial de Acidificação	PAC	kg de SO ₂ eq.
Potencial de Eutrofização	PEU	Kg PO ₄ eq.

5.2. RESULTADOS PRELIMINARES (ACV)

O método adotado no SIMAPRO® (PRÉ, 2014) para análise dos impactos foi o CML-IA WORLD2000, sendo este uma atualização do CML 2000 de abril de 2013. São avaliadas as onze categorias ambientais analisadas pelo programa. Cabe lembrar que, quando os resultados das categorias de impactos se encontram na parte negativa do eixo “Y” (inferior a zero), significa que está gerando benefícios ambientais, e quando os resultados se encontram na parte positiva do eixo “Y” (superior a zero), significa que está gerando impactos ambientais negativos. No Apêndice B e C são apresentados os inventários de cada processo (LUASB e LA) criados no programa.

5.2.1. ACV dos Lodos UASB

A Tabela 5.19 apresenta um resumo dos resultados obtidos para as onze categorias feitas no análise dos cenários A, B e C das amostras de lodo UASB.

Tabela 5.19 – Contribuição total de cada categoria para a UF (1 ton ST lodo UASB)

Categorias de Impacto	Sigla	Unidades	Cenário A	Cenário B	Cenário C
P. de Depleção Abiótica	PDA	kg de Sb eq.	$3,69 \cdot 10^{-5}$	$-5,78 \cdot 10^{-4}$	$-4,32 \cdot 10^{-5}$
P. de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis)	PDAF	MJ	$1,77 \cdot 10^3$	$-8,92 \cdot 10^1$	$9,78 \cdot 10^1$
P. de Aquecimento Global	PAG	kg de CO ₂ eq.	$1,29 \cdot 10^3$	$-1,20 \cdot 10^1$	$1,26 \cdot 10^3$
P. de Depleção da Camada de ozônio	PDCO	kg de CFC-11 eq.	$1,49 \cdot 10^{-5}$	$7,60 \cdot 10^{-7}$	$1,12 \cdot 10^{-6}$
P. de Toxicidade humana	PTH	kg de 1,4-DB eq.	$2,54 \cdot 10^1$	$4,60 \cdot 10^1$	$-2,70 \cdot 10^0$
P. de Ecotoxicidade de Água doce	PEAD	kg de 1,4-DB eq.	$3,28 \cdot 10^{-1}$	$1,47 \cdot 10^{-2}$	$2,56 \cdot 10^{-2}$
P. de Ecotoxicidade de Água Marinha	PEAM	kg de 1,4-DB eq.	$3,29 \cdot 10^5$	$7,13 \cdot 10^5$	$-1,62 \cdot 10^3$
P. de Ecotoxicidade Terrestre	PET	kg de 1,4-DB eq.	$6,80 \cdot 10^{-3}$	$-6,00 \cdot 10^{-2}$	$-3,24 \cdot 10^{-3}$
P. de Formação de Oxidantes Fotoquímicos	PFOF	kg de C ₂ H ₄ eq.	$1,85 \cdot 10^0$	$5,52 \cdot 10^0$	$1,84 \cdot 10^0$
P. de Acidificação	PAC	kg de SO ₂ eq.	$3,05 \cdot 10^{-1}$	$1,49 \cdot 10^{-1}$	$-1,39 \cdot 10^{-2}$
P. de Eutrofização	PEU	Kg PO ₄ eq.	$3,05 \cdot 10^{-2}$	$4,31 \cdot 10^0$	$6,12 \cdot 10^1$

Os impactos negativos ao ambiente referem-se quase que na sua totalidade das categorias avaliadas, à opção da disposição do lodo UASB em aterro (Cenário A). Seguidamente do uso do lodo UASB como fertilizante agrícola (Cenário C) e finalmente, a geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido (Cenário B) têm uma participação menor nesses impactos, visto que foi o que mais gerou benefícios ambientais.

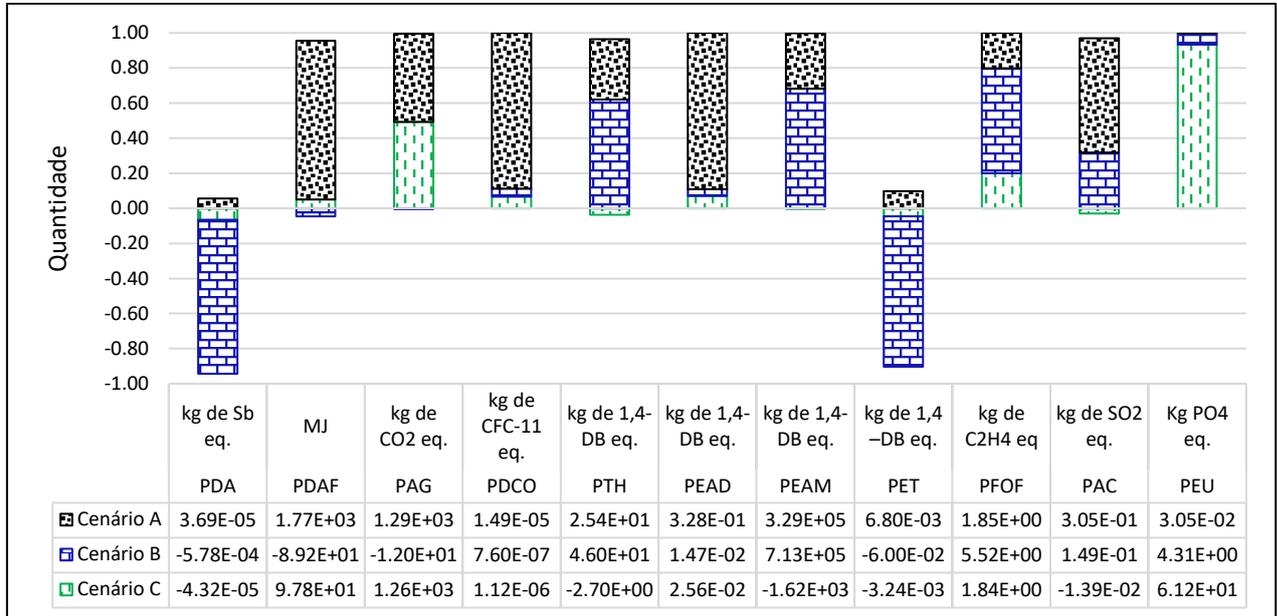
Os impactos positivos ao ambiente são representados majoritariamente pelo cenário B. Isso se explica pelo fato de que o cenário B apresenta produtos evitados como o biogás, energia elétrica e o lodo digerido (fertilizante agrícola), os quais passaram por vários tratamentos de conversão, gerando uma contribuição positiva ao ambiente.

A Figura 5.9 apresenta o resultado comparativo entre as onze categorias ambientais (impactos) para cada cenário das amostras de lodo UASB, gerados pelo programa SimaPro®, por meio do gráfico de colunas.

O Cenário B foi o que apresentou o melhor desempenho em sete das onze categorias, devido à presença de produtos evitados no processo. Desta forma, os indicadores considerados com melhor desempenho para este cenário foram o potencial de: Depleção Abiótica (PDA), Depleção Abiótica Combustíveis fósseis (PDAF), Aquecimento Global (PAG), Depleção da

Camada de ozônio (PDCO), Ecotoxicidade de Água doce (PEAD), Ecotoxicidade Terrestre (PET) e Eutrofização (PEU).

Figura 5.9 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais – Gráfico de colunas – Lodo UASB



Para uma melhor compreensão, foram escolhidas cinco das onze categorias analisadas no programa, visto que são os impactos mais relevantes no processo, como:

- Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis) (PDAF), tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até o aterro sanitário;
- Potencial de Aquecimento Global (PAG), tem-se gases que agravam o efeito estufa e aumentam a temperatura terrestre;
- Potencial de Toxicidade Humana (PTH), reporta-se à substâncias que apresentam características tóxicas e não biodegradáveis, como metais e compostos aromáticos, ocasionando problemas à saúde humana quando ingeridas ou inaladas;
- Potencial de Acidificação (PAC), que avalia os gases dão origem à chamada “chuva ácida” e;
- Potencial de Eutrofização (PEU), que avalia a elevação de biomassa no ambiente, pela disposição de nutrientes. Em meio aquático, o aumento de nutrientes leva à multiplicação de micro-organismos na lâmina d’água, impedindo a passagem de luz, o que diminui a taxa fotossintética e, conseqüentemente, o oxigênio dissolvido. Este quadro altera as condições naturais desses ambientes e afeta a diversidade local. Desta forma, os indicadores considerados de escala global são PDAF, PAG. O âmbito geográfico do PTH determina o destino de uma

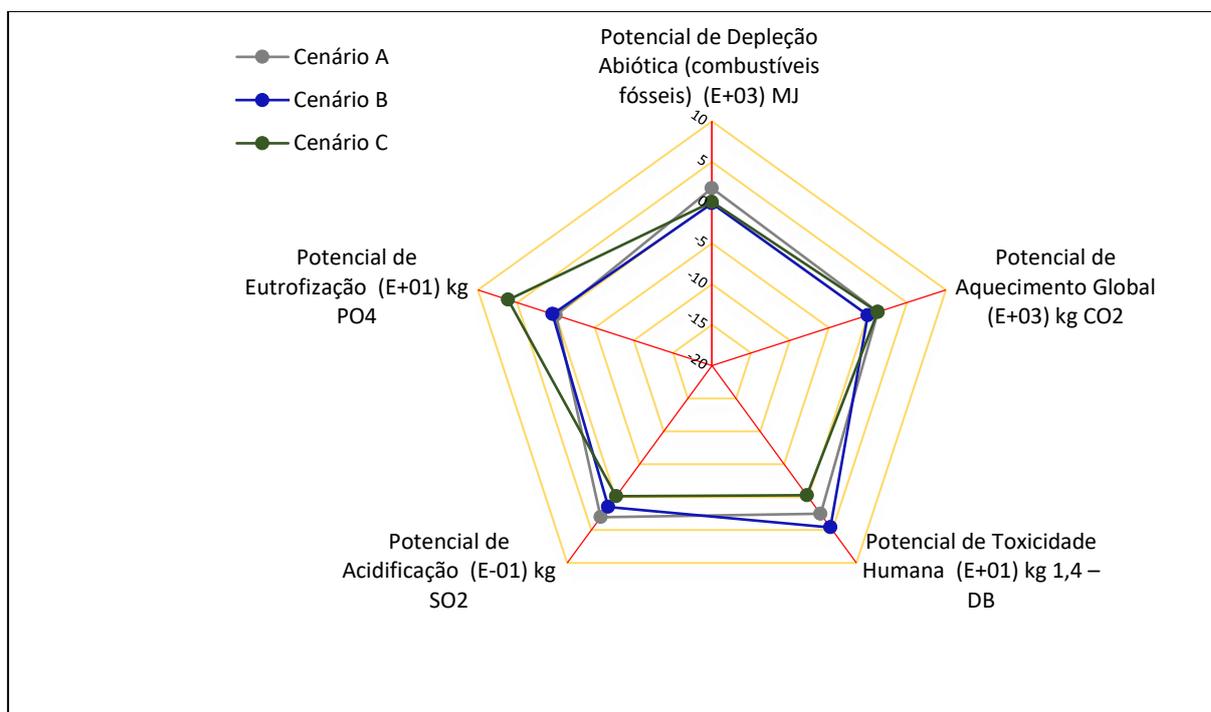
substância e pode variar entre a escala local e global. As categorias PAC e PEU apresentam uma variação de escala de escala local e continental.

A Tabela 5.20 e a Figura 5.10 (apresentados por meio de gráfico de tipo radar) apresentam o resultado comparativo entre as cinco categorias ambientais (impactos) para cada cenário das amostras de lodo UASB, gerados pelo programa SimaPro®.

Tabela 5.20 – Contribuição total de cinco categoria para a UF (1 ton ST lodo UASB)

Categorias de Impacto	Unidades	Cenário A	Cenário B	Cenário C
P. de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)	(E+03) MJ	1,7743	-0,0892	0,0978
P. de Aquecimento Global	(E+03) kg CO ₂	1,2864	-0,0120	1,2605
P. de Toxicidade Humana	(E+01) kg 1,4 – DB	2,5429	4,6041	-0,2698
P. de Acidificação	(E-01) kg SO ₂	3,0518	1,4871	-0,1389
P. de Eutrofização	(E+01) kg PO ₄	0,0030	0,4314	6,1153
Soma Total		8,6584	6,4214	7,0650

Figura 5.10 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais– Gráfico tipo radar – Lodo UASB



Na Figura 5.10 é possível verificar, em termos de área, a contribuição de cada cenário nas categorias de impacto analisadas. Observa-se que os pontos do Cenário B estão mais próximos ao centro da figura, ou seja, na parte negativa do radar, apresentando o melhor resultado, corroborando-se com os resultados totais de cada cenário na Tabela 5.20.

As Figuras 5.11, 5.12 e 5.13 apresentam a arquitetura em árvores dos ciclos de vida (que representa as interligações entre os subsistemas) dos lodos UASB para cinco categorias: Potencial de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis) (PDAF), Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Toxicidade humana (PTH), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU), para os cenários A, B e C, respectivamente.

As interligações entre os subsistemas estão apresentadas no formato do Diagrama de Sankey, no qual a espessura das setas está de acordo com a maior ou menor contribuição para o processo. Este gráfico apresenta quais fluxos são responsáveis pelos benefícios e vantagens e quais são responsáveis pelas desvantagens e emissões. Pode-se observar que as linhas grifadas em vermelho representam impactos ambientais negativos e as linhas em verde impacto benéfico ao ambiente (reciclagem de um resíduo ou que deixam de consumir matéria prima).

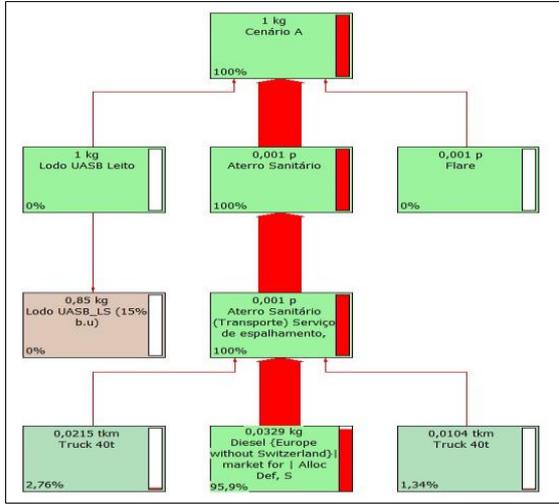
Na Figura 5.11, Cenário A, o uso do diesel no serviço de espalhamento, compactação e recobrimento do aterro sanitário é o principal responsável pela depleção abiótica causada por combustíveis fósseis, contribuindo com 32,2% para esta categoria. Pois, tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até o aterro sanitário.

As emissões geradas pelo LUASB no leito de secagem durante o processo de deságue são as maiores responsáveis pelo aquecimento global, contribuindo com 99,85% para esta categoria.

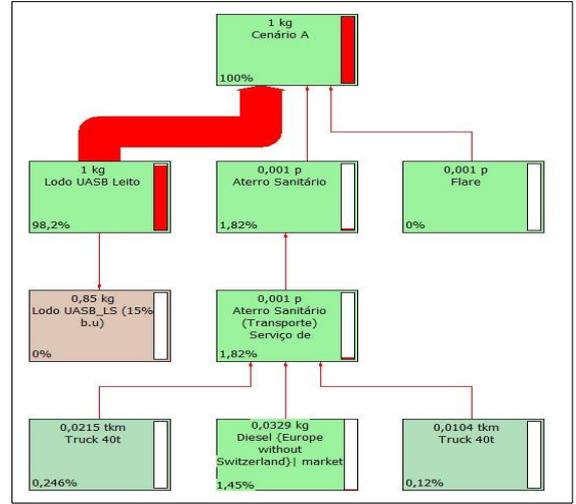
Como os *flares* dos aterros são responsáveis pela queima dos gases, eles são o processo que mais contribuem para as categorias Potencial de Toxicidade humana (PTH), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU) no Cenário A.

Figura 5.11 – Árvores do Cenário A – Lodo UASB

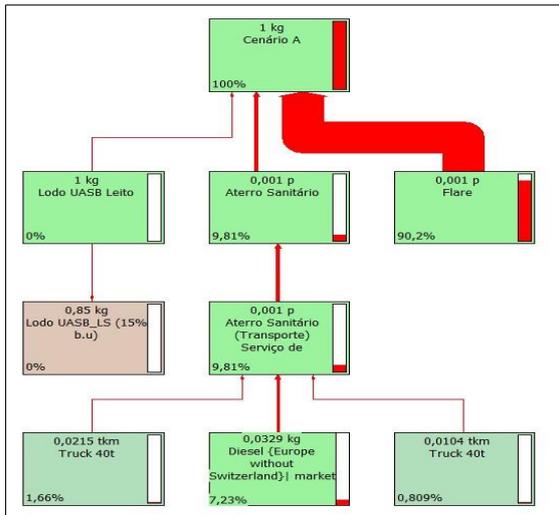
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



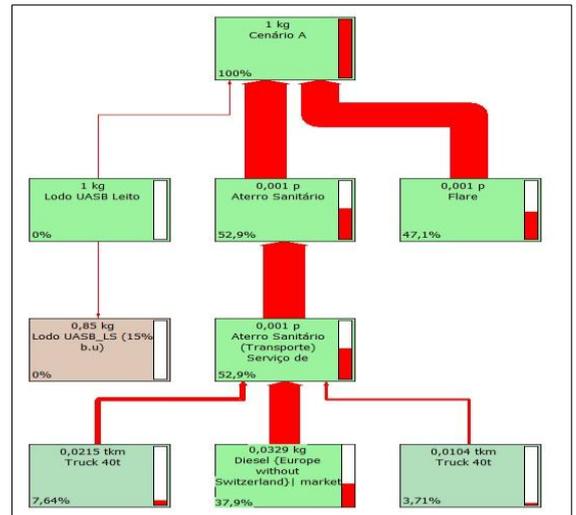
b) Potencial de Aquecimento Global



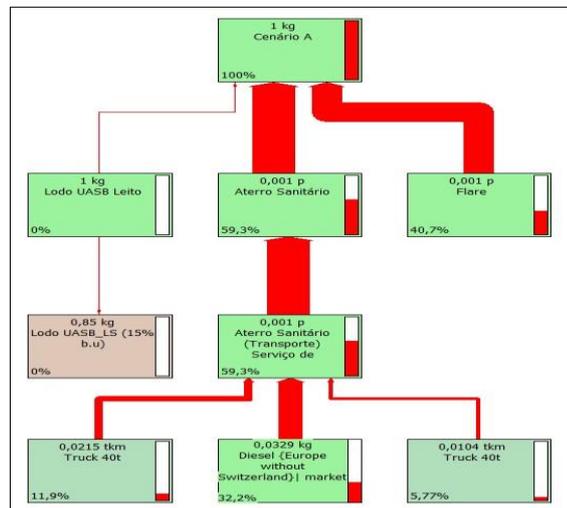
c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação



e) Potencial de eutrofização



Na Figura 5.12, Cenário B, é possível verificar as entradas de energia (linhas verdes), sendo estas muito expressivas, as quais deapresentam que geraram uma contribuição maior de forma positiva ambientalmente no processo. As emissões do biodigestor apresentam maior contribuição negativa para o impacto de Potencial de Toxicidade humana (PTH) e Potencial de Eutrofização (PEU) neste cenário.

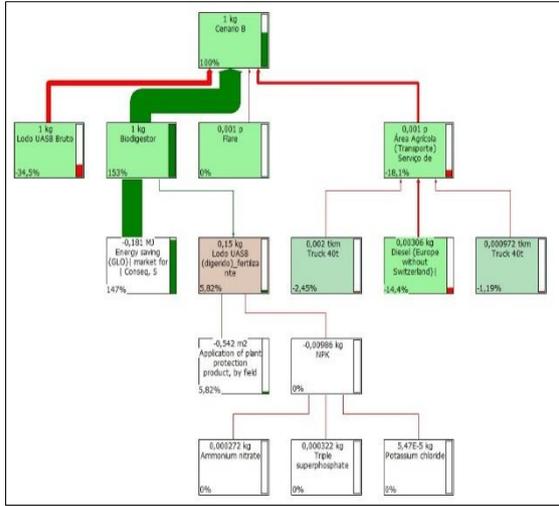
Para o Cenário B o uso do diesel no serviço de espalhamento da área agrícola é o principal responsável pela depleção abiótica causada por combustíveis fósseis, contribuindo com 32,19% para esta categoria. Pois, tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até à área agrícola.

As emissões geradas pelo LUASB no biodigestor durante o processo de digestão anaeróbia são as maiores responsáveis pelo aquecimento global, contribuindo com 42,93% para esta categoria. Porém, deve-se considerar a energia gerada no processo, a qual favorece de maneira benéfica todas as categorias.

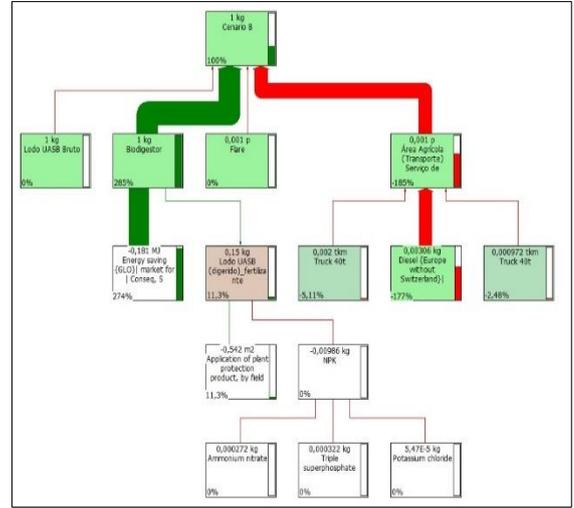
Como os *flares* do biogás são responsáveis pela queima dos gases, eles são o processo que mais contribuem para as categorias de Potencial de Toxicidade humana (PTH) e Potencial de Acidificação (PAC) no Cenário B.

Figura 5.12 – Árvores do Cenário B – Lodo UASB

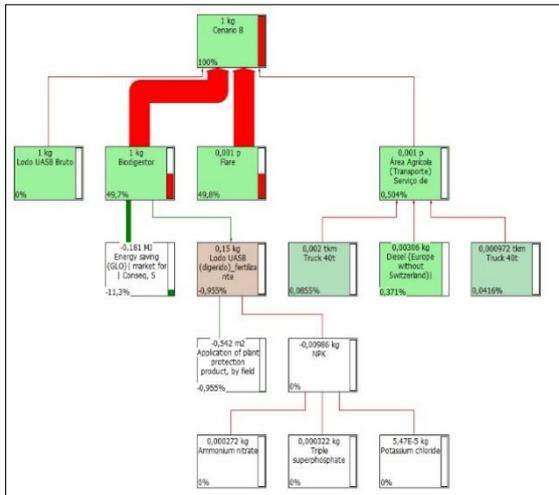
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



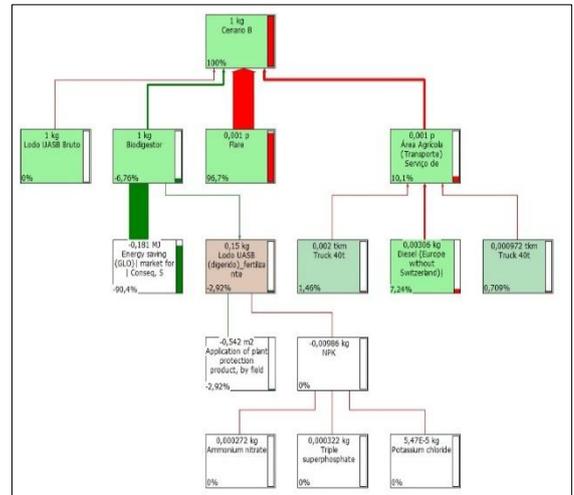
b) Potencial de Aquecimento Global



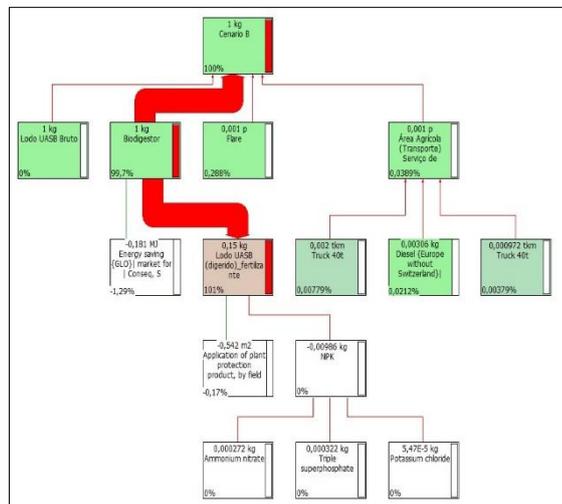
c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação



e) Potencial de eutrofização



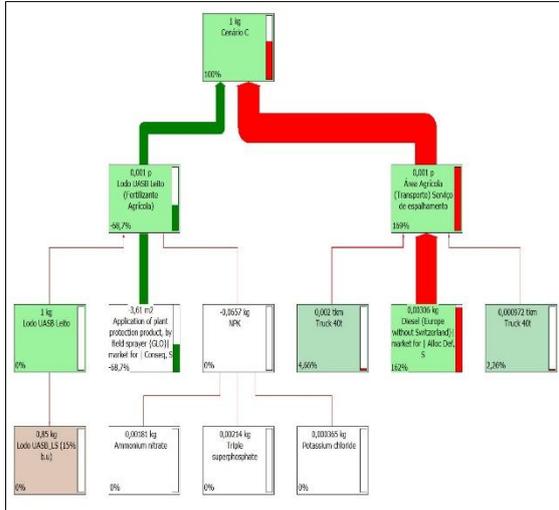
Na Figura 5.13, Cenário C, é possível verificar as entradas de energia (linhas verdes), sendo estas muito expressivas, nas categorias de Potencial de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis) (PDAF), Potencial de Toxicidade humana (PTH) e Potencial de Acidificação (PAC). As emissões do lodo UASB apresentam maior contribuição negativa para os impactos de Potencial de Aquecimento Global e eutrofização neste cenário.

Para o Cenário C, o uso do diesel no serviço de espalhamento da área agrícola é o principal responsável pela depleção abiótica causada por combustíveis fósseis, contribuindo com 24,04% para esta categoria. Pois, tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até à área agrícola.

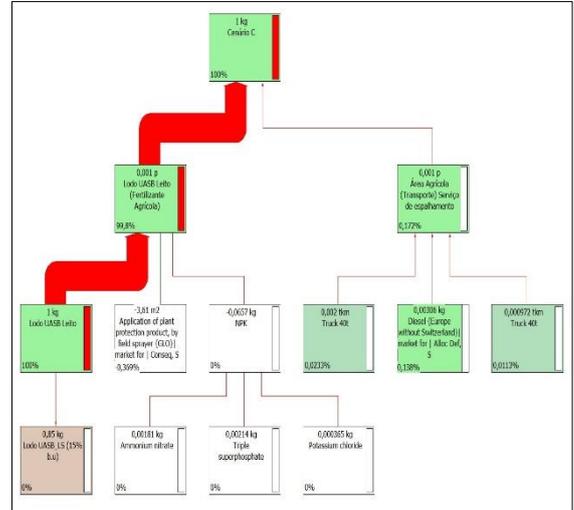
As emissões geradas pelo LUASB no leito de secagem durante o processo de produção do fertilizante agrícola são as maiores responsáveis pelo aquecimento global, contribuindo com -34,45% para esta categoria, ou seja, o tratamento está gerando benefícios ambientais consideráveis.

Figura 5.13 – Árvores do Cenário C – Lodo UASB

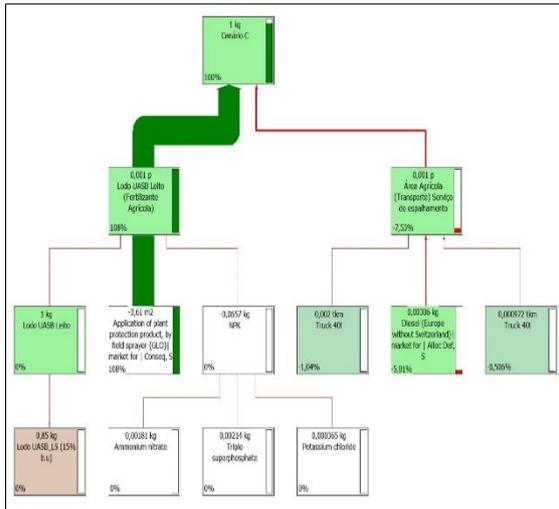
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



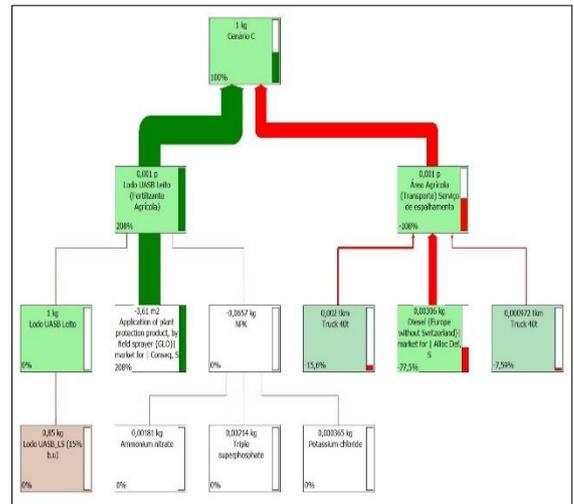
b) Potencial de Aquecimento Global



c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação



e) Potencial de eutrofização

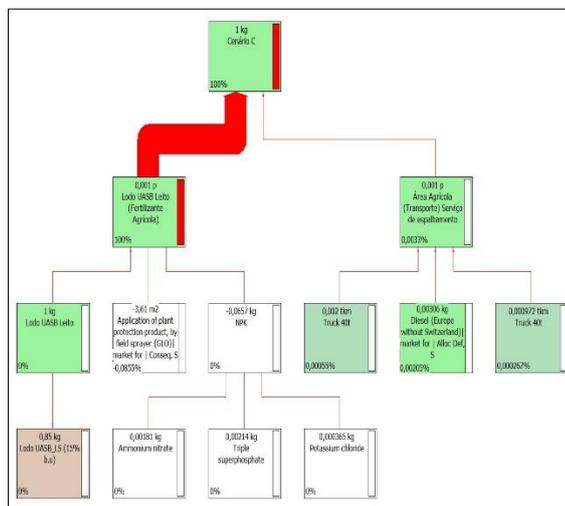
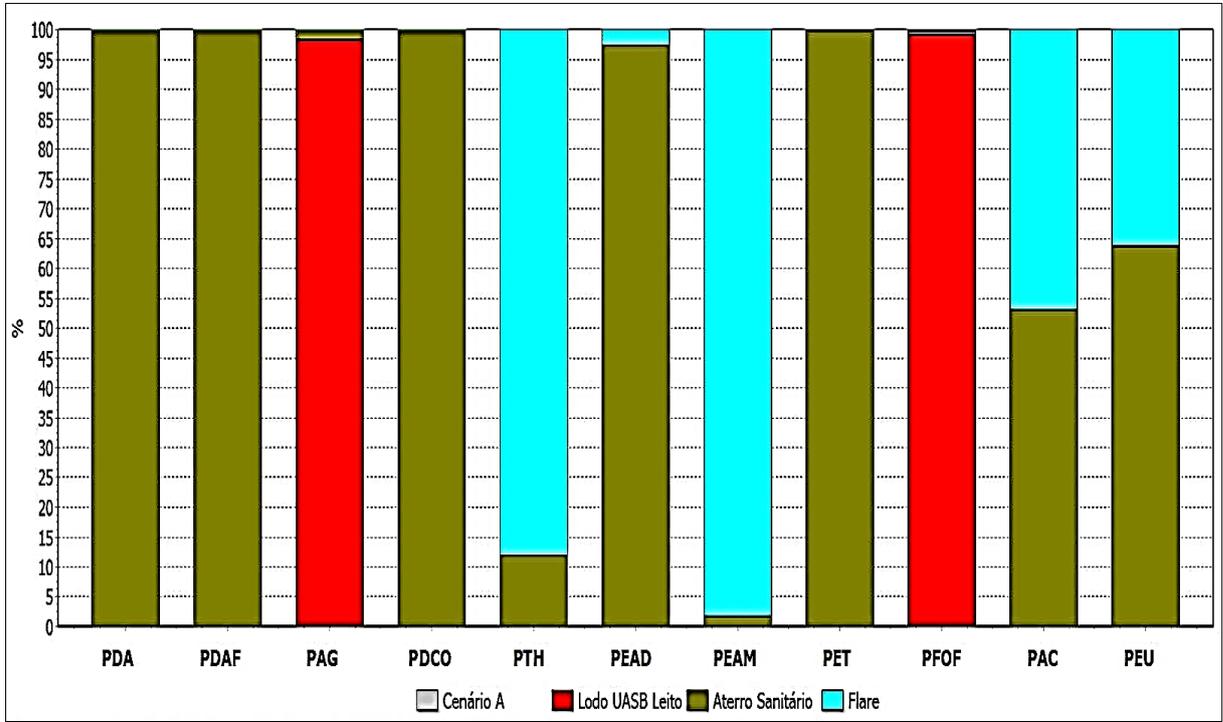
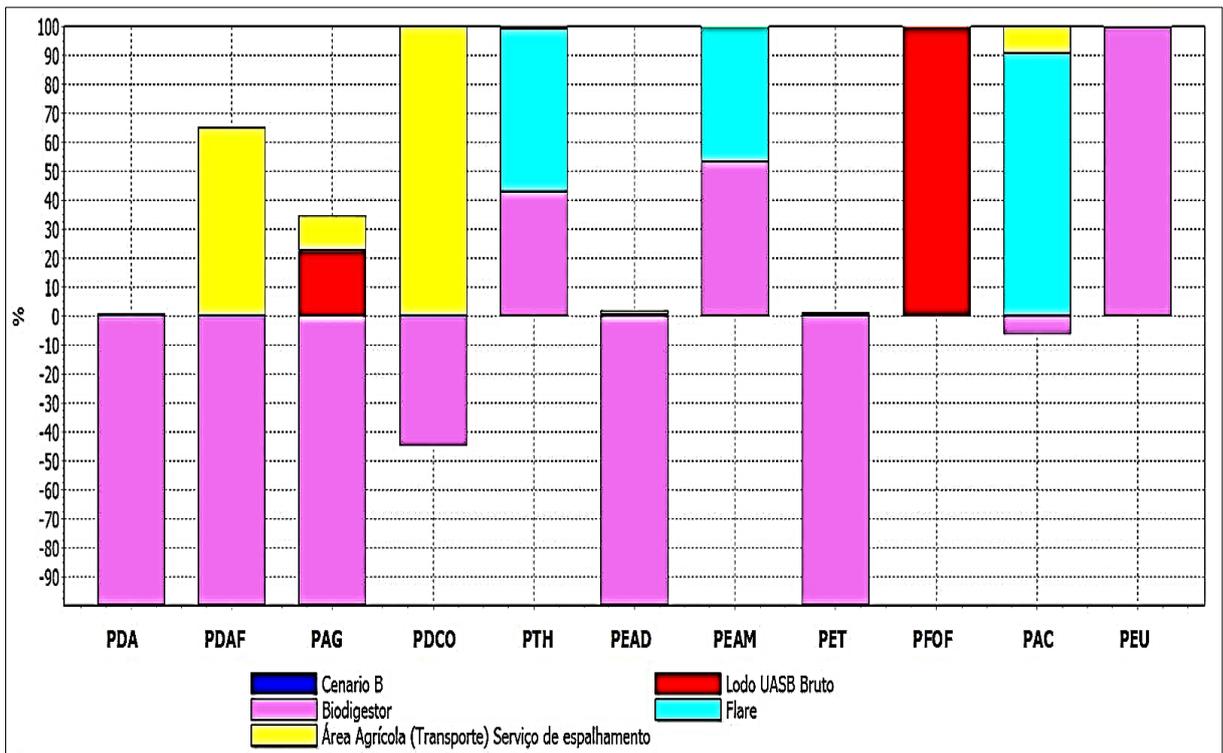


Figura 5.14 – Impactos ambientais por categorias dos lodos UASB

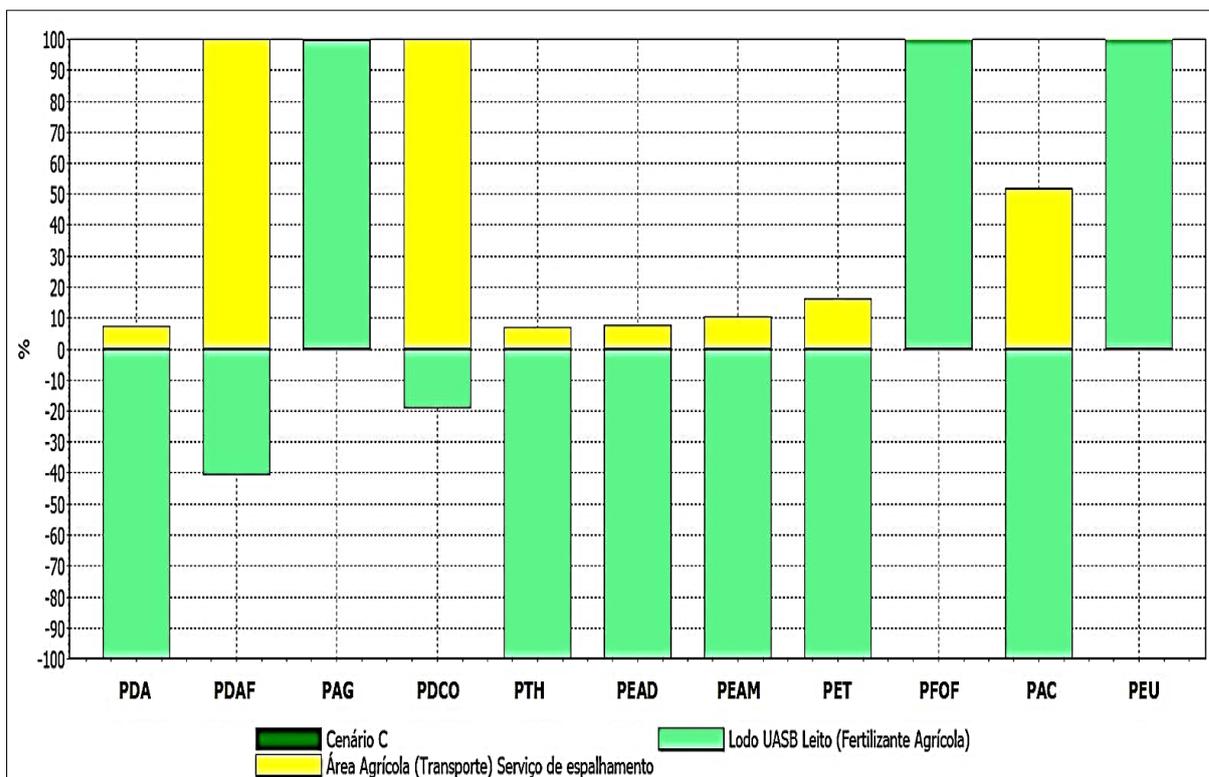
a) Cenário A: Disposição do lodo UASB em aterro.



b) Cenário B: Geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA.



c) Cenário C: Fertilizante agrícola a partir do lodo UASB.



Ao se analisar a Figura 5.14a, percebe-se que em dez das onze categorias analisadas, exceto do Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM) que teve um impacto com uma mínima porcentagem, a maior participação no impacto advém do aterro sanitário, a qual gera uma contribuição negativa ao ambiente. Destaca-se a participação do *flare* nas categorias que envolvem o Potencial de toxicidades humana (PTH), Potencial de Ecotoxicidade de Água doce (PEAD) (em menor porcentagem), Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PE). A secagem do lodo UASB no leito apresenta uma fração considerável nas categorias de Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF). Ressalta-se que no *software*, com relação às entradas e saídas para o aterro sanitário, realizou-se a quantificação de chorume lixiviado em aterros sanitários. Nesse caso, elucida-se a participação em categorias que envolvem a toxicidade em águas, provavelmente por considerar a geração de lixiviados no processo.

Ao se analisar a Figura 5.14b, verifica-se que em quatro das onze categorias analisadas, exceto do Potencial de Acidificação (PAC) que teve um impacto com uma mínima porcentagem, a maior participação no impacto advém do transporte que se realiza desde o leito de secagem até à área agrícola, a qual gera uma contribuição não benéfica ao ambiente. Destaca-se a

participação do *flare* nas categorias que envolvem o Potencial de Toxicidade Humana (PTH), Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), e Potencial de Acidificação (PAC). No uso do biodigestor para realizar o processo de digestão anaeróbia, percebe-se que em todas as categorias de impacto, exceto no Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM) e Potencial de Eutrofização (PEU), os impactos positivos superam os impactos negativos, visto que contribui positivamente ao ambiente em sete das onze categorias avaliadas. O lodo UASB bruto tem um impacto negativo nas categorias do Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF). Ressalta-se que no *software*, foram considerados como produtos evitados a energia, biogás e o lodo digerido (lodo obtido após da digestão anaeróbia), e este último deverá ser disposto na área agrícola, previamente analisando o teor de metais pesado que o lodo contém. Considerando-se a energia evitada no processo é igual a 0,0502 MJ, elucidase a participação em categorias que envolvem o Potencial de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis) (PDAF), Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Toxicidade humana (PTH), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU).

Ao se analisar a Figura 5.14c, verifica-se que em oito das onze categorias analisadas, a maior participação no impacto advém do transporte que se realiza desde o leito de secagem até à área agrícola, a qual gera uma contribuição não benéfica ao ambiente. O uso do lodo UASB como fertilizante agrícola apresenta uma fração considerável nas categorias de Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF) e Potencial de Eutrofização (PEU), mas em contrapartida contribui positivamente ao ambiente em oito das onze categorias avaliadas. Ressalta-se que se considerou 100% de aproveitamento do lodo UASB como fertilizante agrícola. Assim, considerando-se uma porcentagem menor, o gráfico de impactos poderia variar ligeiramente nos valores dos impactos positivos. Porém, dada a grande diferença entre os valores de impactos positivos e negativos apresentados, pode-se concluir que os impactos positivos continuariam superando os negativos.

Entretanto, sabendo que nos três cenários o transporte (do leito de secagem da ETE Copasa até à área agrícola ou até o aterro CIMASAS de Itajubá – MG), em termos de combustível (Diesel), corresponde a uma fração considerável nas categorias, contribuindo de forma negativa ao ambiente. Também foi preciso fazer nos cenários algumas considerações para se adaptar ao banco de dados do *software*.

5.2.1. ACV dos Lodos Ativados

A Tabela 5.21 apresenta um resumo dos resultados obtidos para as cinco categorias escolhidas para o análise dos cenários A, B e C das amostras de lodo Ativados.

Tabela 5.21 – Contribuição total de cada categoria para a UF (1 ton ST lodo Ativados)

Categorias de Impacto	Sigla	Unidades	Cenário A	Cenário B	Cenário C
P. de Depleção Abiótica	PDA	kg de Sb eq.	$3,00.10^{-5}$	$-2,34.10^{-5}$	$-4,32.10^{-5}$
P. de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis)	PDAF	MJ	$1,44.10^3$	$1,47.10^2$	$9,78.10^1$
P.de Aquecimento Global	PAG	kg de CO ₂ eq.	$1,28.10^3$	$7,91.10^0$	$1,26.10^3$
P. de Depleção da Camada de ozônio	PDCO	kg de CFC-11 eq.	$1,21.10^{-5}$	$1,32.10^{-6}$	$1,12.10^{-6}$
P. de Toxicidade humana	PTH	kg de 1,4-DB eq.	$2,49.10^1$	$5,10.10^1$	$-2,70.10^0$
P. de Ecotoxicidade de Água doce	PEAD	kg de 1,4-DB eq.	$2,74.10^{-1}$	$1,07.10^{-1}$	$2,56.10^{-2}$
P. de Ecotoxicidade de Água Marinha	PEAM	kg de 1,4-DB eq.	$3,29.10^5$	$7,32.10^5$	$-1,62.10^3$
P. de Ecotoxicidade Terrestre	PET	kg de 1,4-DB eq.	$5,54.10^{-3}$	$-1,97.10^{-3}$	$-3,24.10^{-3}$
P. de Formação de Oxidantes Fotoquímicos	PFOF	kg de C ₂ H ₄ eq.	$1,85.10^0$	$1,87.10^0$	$1,84.10^0$
P. de Acidificação	PAC	kg de SO ₂ eq.	$2,58.10^{-1}$	$2,58.10^{-1}$	$-1,39.10^{-2}$
P. de Eutrofização	PEU	Kg PO ₄ eq.	$2,26.10^{-2}$	$4,13.10^0$	$4,34.10^1$

Os impactos negativos ao ambiente referem-se quase que na sua totalidade das categorias avaliadas, à opção da disposição do lodo ativado em aterro (Cenário A). Em seguida, da geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido (Cenário B) e finalmente, o uso do lodo ativado como fertilizante agrícola (Cenário C) tem uma participação menor nesses impactos, visto que foi o que mais gerou benefícios ambientais.

Os impactos positivos ao ambiente são representados majoritariamente pelo cenário C. Isso se explica pelo fato de que o cenário C apresenta produtos evitados como o lodo digerido (fertilizante agrícola). E no caso no cenário B, não se apresentou como um tratamento ambientalmente viável, porque a quantidade de biogás e energia gerada a partir dos lodos ativados, é pequena.

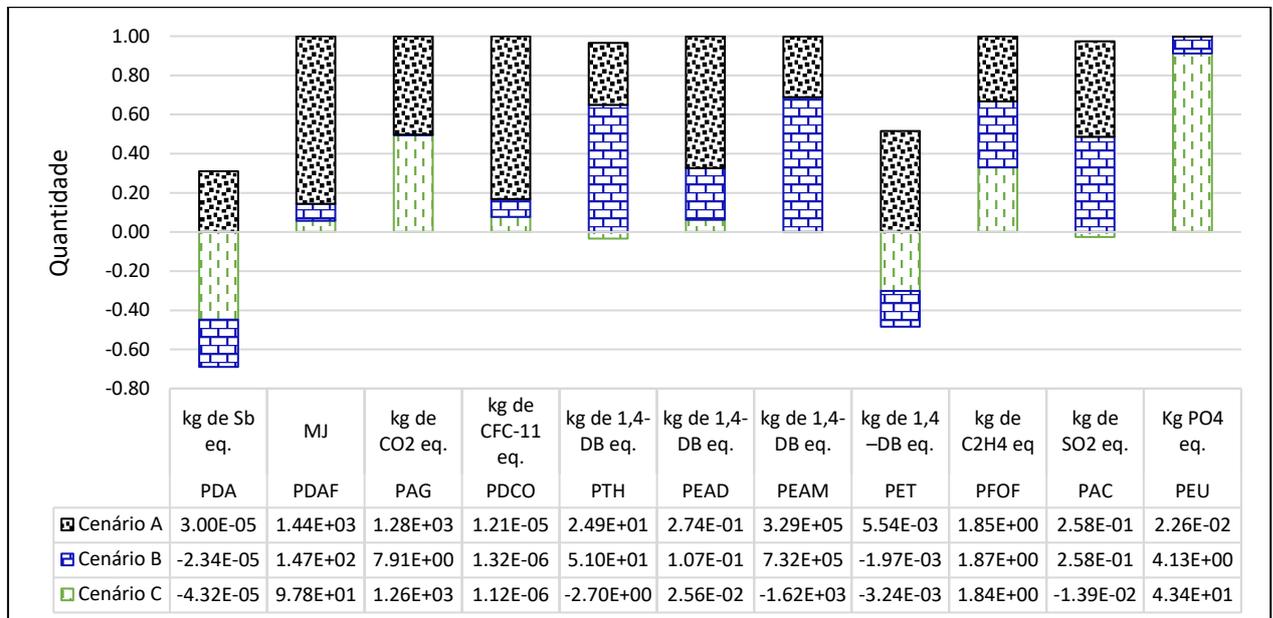
A Figura 5.15 apresenta o resultado comparativo entre as onze categorias ambientais (impactos) para cada cenário das amostras de Lodo Ativado, gerados pelo programa SimaPro®, por meio da apresentação do gráfico de colunas.

O Cenário C foi o que apresentou o melhor desempenho em oito das onze categorias, devido à presença de produtos evitados no processo. Desta forma, os indicadores considerados com melhor desempenho para este cenário são o potencial de: Depleção Abiótica (PDA), Depleção Abiótica Combustíveis fósseis (PDAF), Depleção da Camada de ozônio (PDCO), Toxicidade

Humana (PTH), Ecotoxicidade de Água doce (PEAD), Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), Ecotoxicidade Terrestre (PET) e Acidificação (PAC).

Figura 5.15 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais–

Gráfico de colunas– Lodo Ativado



Para uma melhor compreensão, foram escolhidas cinco das onze categorias analisadas no programa, visto que são os impactos mais relevantes no processo, como:

- Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis) (PDAF), tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até o aterro sanitário;
- Potencial de Aquecimento Global (PAG), tem-se gases que agravam o efeito estufa e aumentam a temperatura terrestre;
- Potencial de Toxicidade Humana (PTH), reporta-se à substâncias que apresentam características tóxicas e não biodegradáveis, como metais e compostos aromáticos, ocasionando problemas à saúde humana quando ingeridas ou inaladas;
- Potencial de Acidificação (PAC), que avalia os gases dão origem à chamada “chuva ácida” e;
- Potencial de Eutrofização (PEU), que avalia a elevação de biomassa no ambiente, pela disposição de nutrientes, é dizer em meio aquático, o aumento de nutrientes leva à multiplicação de micro-organismos na lâmina d’água, impedindo a passagem de luz, o que diminui a taxa fotossintética e, conseqüentemente, o oxigênio dissolvido. Este quadro altera as condições naturais desses ambientes e afeta a diversidade local.

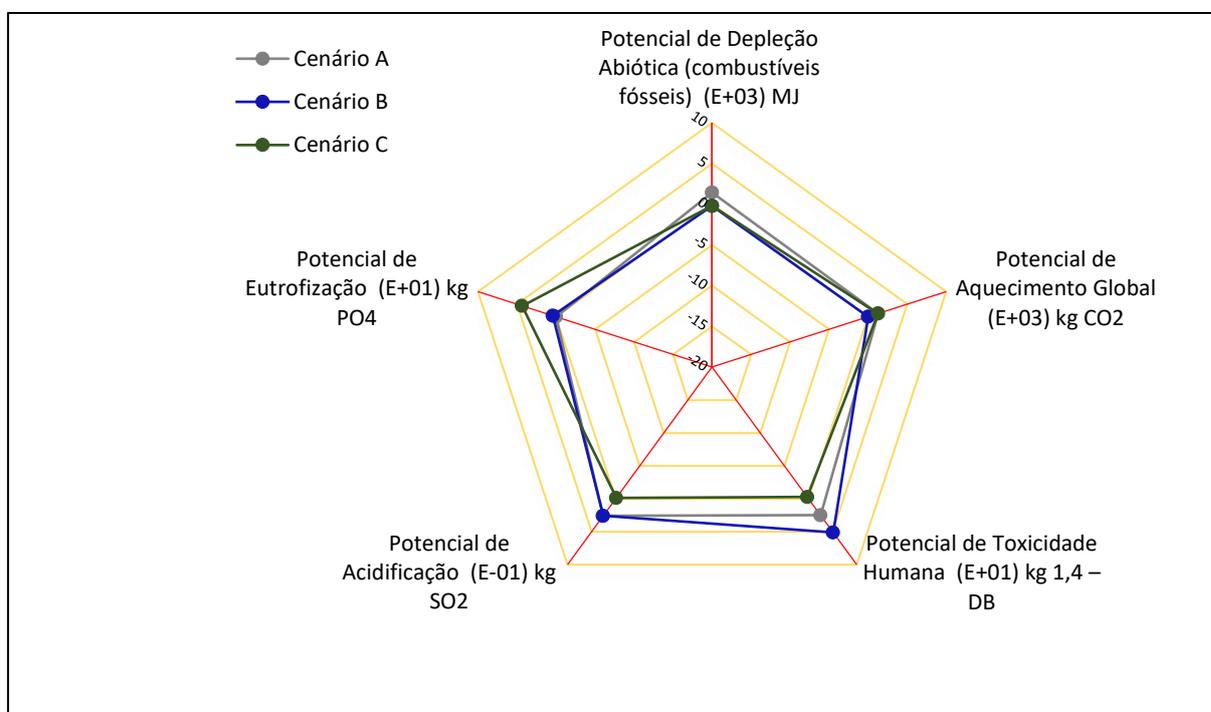
Os indicadores considerados de escala global são PDAF, PAG. O âmbito geográfico do PTH determina o destino de uma substância e pode variar entre a escala local e global. As categorias PAC e PEU apresentam uma variação de escala de escala local e continental.

A Tabela 5.22 e a Figura 5.16 (por meio de apresentação do gráfico de tipo radar) apresentam o resultado comparativo entre as cinco categorias ambientais (impactos) para cada cenário das amostras de lodo Ativado, gerados pelo programa SimaPro®.

Tabela 5.22 – Contribuição total de cinco categoria para a UF (1 ton ST lodo Ativados)

Categorias de Impacto	Unidades	Cenário A	Cenário B	Cenário C
P. de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)	(E+03) MJ	1,4442	0,1465	0,0978
P. de Aquecimento Global	(E+03) kg CO ₂	1,2820	0,0079	1,2605
P. de Toxicidade Humana	(E+01) kg 1,4 – DB	2,4923	5,1023	-0,2698
P. de Acidificação	(E-01) kg SO ₂	2,5765	2,5785	-0,1389
P. de Eutrofização	(E+01) kg PO ₄	0,0023	0,4133	4,3405
Soma Total		7,7973	8,2486	5,2902

Figura 5.16 – Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais– Gráfico tipo radar – Lodo Ativado



Na Figura 5.16 pode-se verificar, em termos de área, a contribuição de cada cenário nas categorias de impacto analisadas. Observa-se que os pontos do Cenário C estão mais próximos ao centro da figura, ou seja, na parte negativa do radar, apresentando o melhor resultado, corroborando-se com os resultados totais de cada cenário na Tabela 5.22.

As Figuras 5.17, 5.18 e 5.19 apresentam a arquitetura em árvores dos ciclos de vida (que representa as interligações entre os subsistemas) dos lodos Ativados para cinco categorias: Potencial de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis) (PDAF), Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Toxicidade humana (PTH), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU), para os cenários A, B e C, respectivamente.

As interligações entre os subsistemas estão apresentadas no formato do Diagrama de Sankey, no qual a espessura das setas está de acordo com a maior ou menor contribuição para o processo. Apresenta-se quais fluxos são responsáveis pelos benefícios e vantagens e quais são responsáveis pelas desvantagens e emissões. Pode-se observar que as linhas grifadas em vermelho representam impactos ambientais negativos e as linhas em verde impacto benéfico ao ambiente (reciclagem de um resíduo ou que deixam de consumir matéria prima).

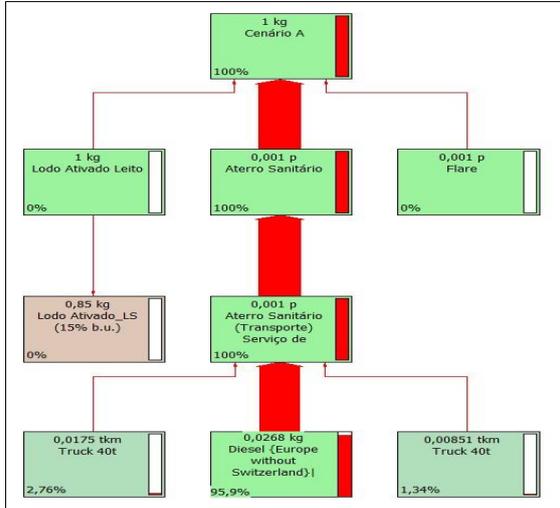
Na Figura 5.17, Cenário A, o uso do combustível diesel no serviço de espalhamento, compactação e recobrimento do aterro sanitário é o principal responsável pela depleção abiótica causada por combustíveis fósseis, contribuindo com 32,19% para esta categoria. Pois, tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até o aterro sanitário.

As emissões geradas pelo LA no leito de secagem durante o processo de deságue são as maiores responsáveis pelo aquecimento global, contribuindo com 99,86% para esta categoria.

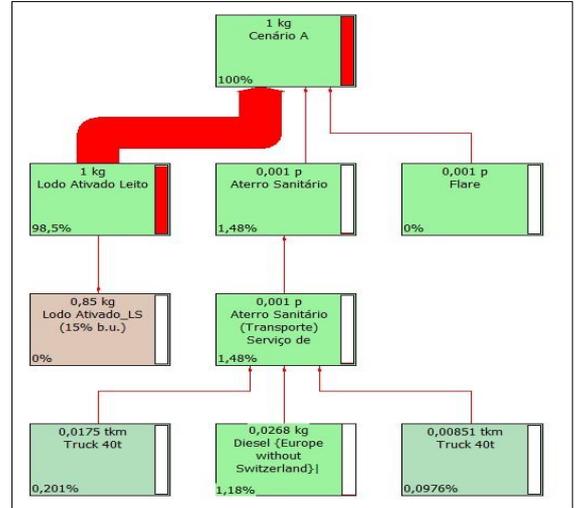
Como os *flares* dos aterros são responsáveis pela queima dos gases, constituem-se no processo que mais contribuem para as categorias Potencial de Toxicidade humana (PTH), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU) no Cenário A.

Figura 5.17 – Árvores do Cenário A – Lodo Ativado

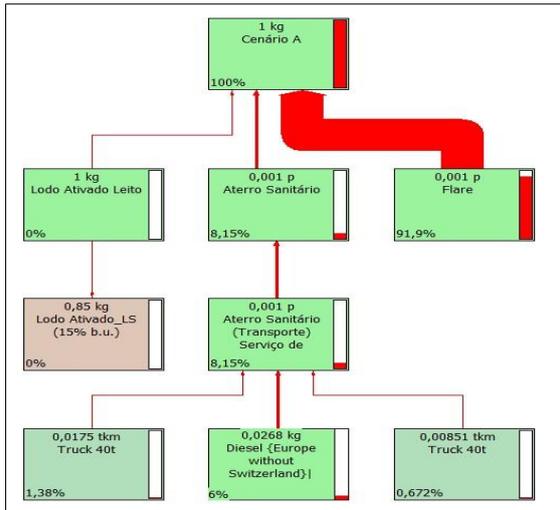
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



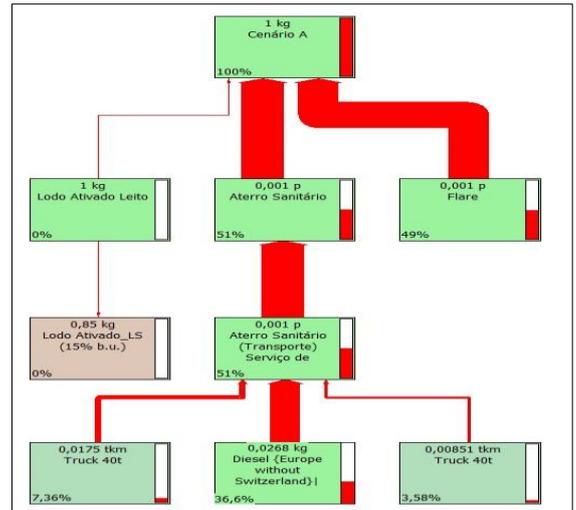
b) Potencial de Aquecimento Global



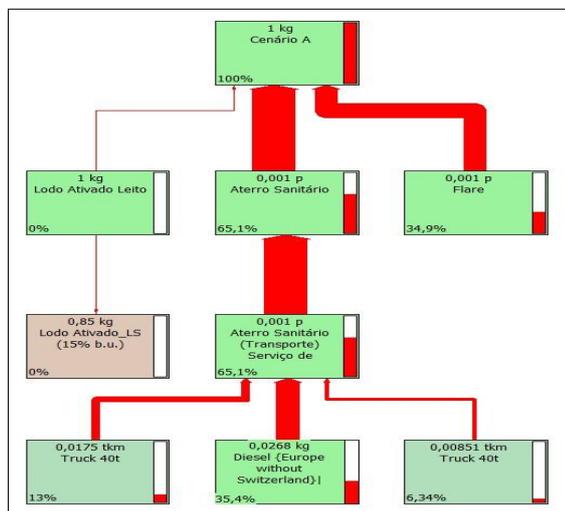
c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação



e) Potencial de eutrofização



Na Figura 5.18, Cenário B, é possível verificar as entradas de energia (linhas verdes), sendo estas pouco expressivas, as quais deapresentam que geraram uma contribuição menor de forma positiva ambientalmente no processo. As emissões do biodigestor apresentam maior contribuição negativa para o impacto de Potencial de Toxicidade humana (PTH), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU) neste cenário.

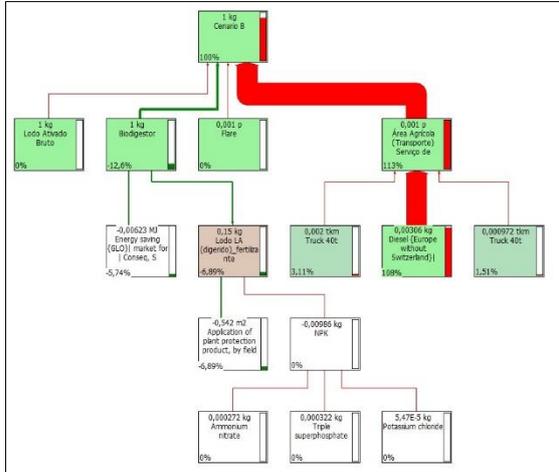
Para o Cenário B o uso do diesel no serviço de espalhamento da área agrícola é o principal responsável pela depleção abiótica causada por combustíveis fósseis, contribuindo com 32,18% para esta categoria. Pois, tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até à área agrícola.

As emissões geradas pelo LA no biodigestor durante o processo de digestão anaeróbia são as maiores responsáveis pelo aquecimento global, contribuindo com 79,08% para esta categoria. Porém, deve-se considerar a energia gerada no processo, a qual favorece de maneira benéfica todas as categorias.

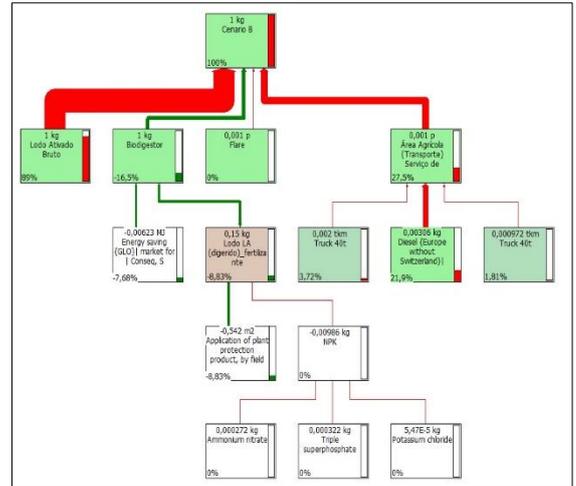
Como os *flares* do biogás são responsáveis pela queima dos gases, constituem-se no processo que mais contribuem para as categorias de Potencial de Toxicidade humana (PTH) e Potencial de Acidificação (PAC) no Cenário B.

Figura 5.18 – Árvores do Cenário B – Lodo Ativado

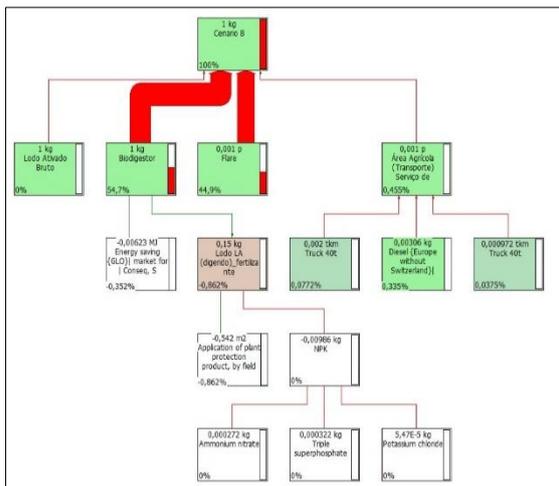
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



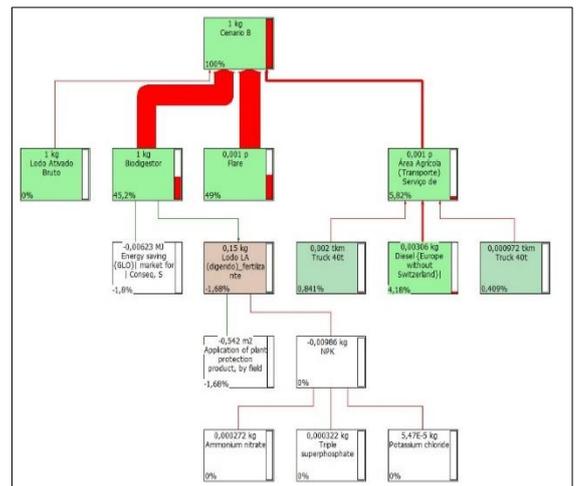
b) Potencial de Aquecimento Global



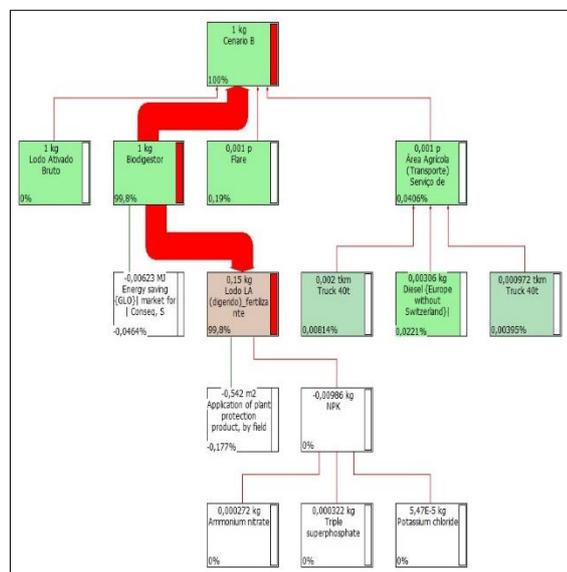
c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação



e) Potencial de eutrofização



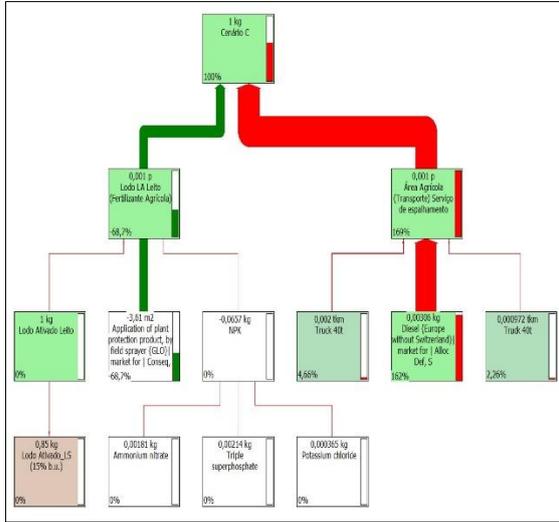
Na Figura 5.19, Cenário C, é possível verificar as entradas de energia (linhas verdes), sendo estas muito expressivas, nas categorias de Potencial de Toxicidade humana (PTH) e Potencial de Acidificação (PAC). As emissões do lodo UASB apresentam maior contribuição negativa para os impactos de Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Potencial de Eutrofização (PEU) neste cenário.

Para o Cenário C, o uso do diesel no serviço de espalhamento da área agrícola é o principal responsável pela depleção abiótica causada por combustíveis fósseis, contribuindo com 24,04% para esta categoria. Pois, tem-se emissões veiculares referente ao transporte realizado desde a área de leito de secagem até à área agrícola.

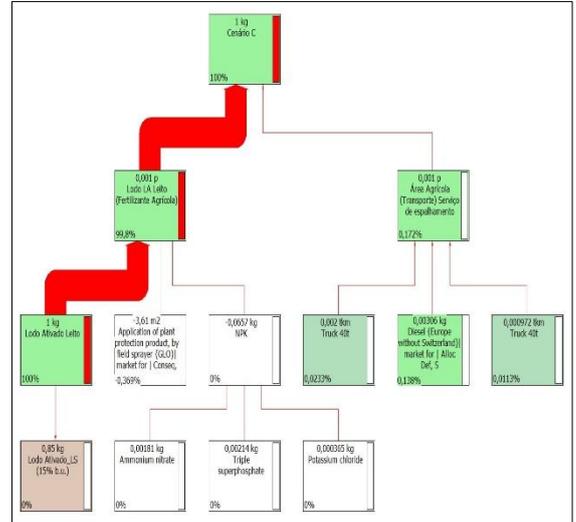
As emissões geradas pelo LA no leito de secagem durante o processo de produção do fertilizante agrícola são as maiores responsáveis pelo aquecimento global, contribuindo com -2,40% para esta categoria, ou seja, o tratamento está gerando benefícios ambientais apreciáveis.

Figura 5.19 – Árvores do Cenário C – Lodo Ativado

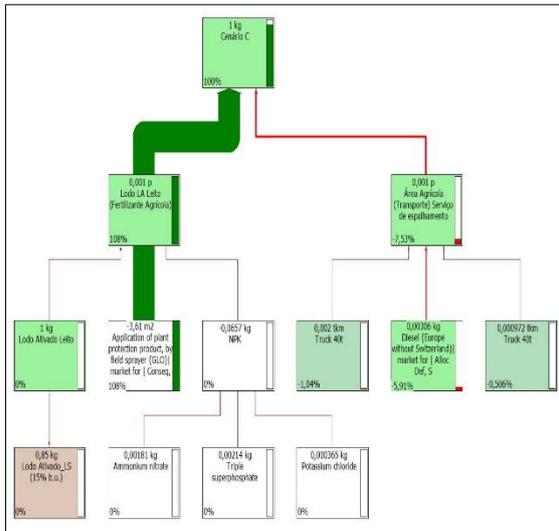
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



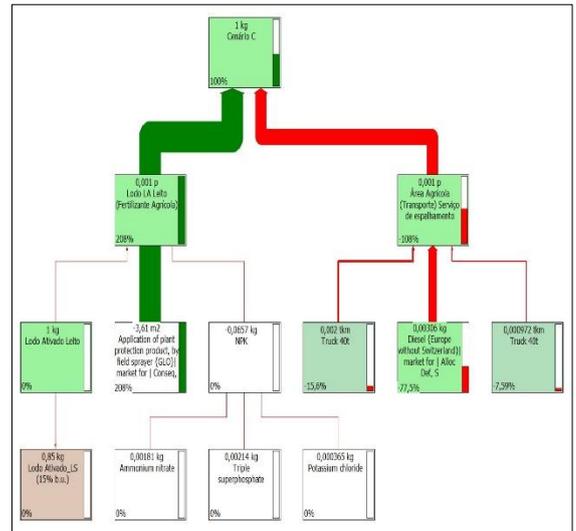
b) Potencial de Aquecimento Global



c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação



e) Potencial de eutrofização

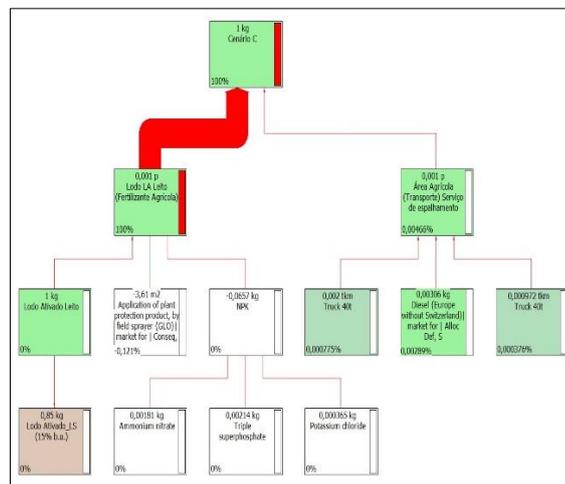
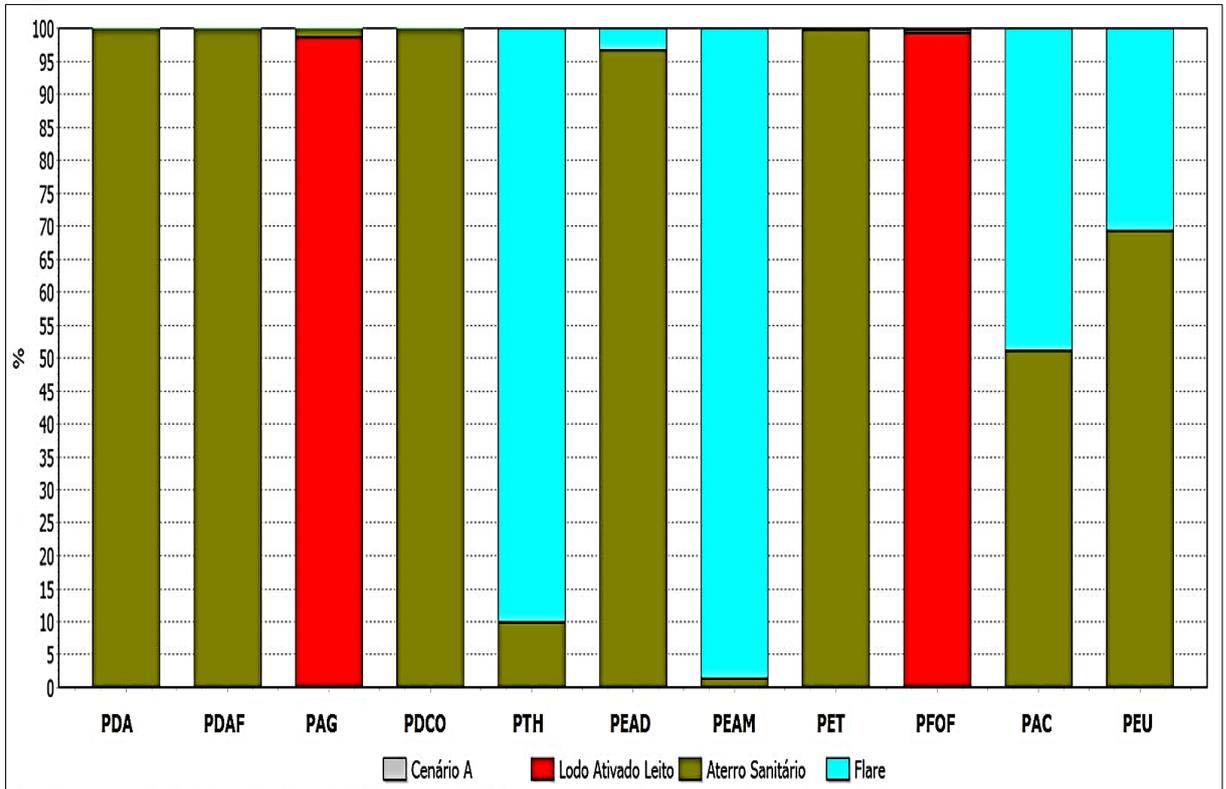
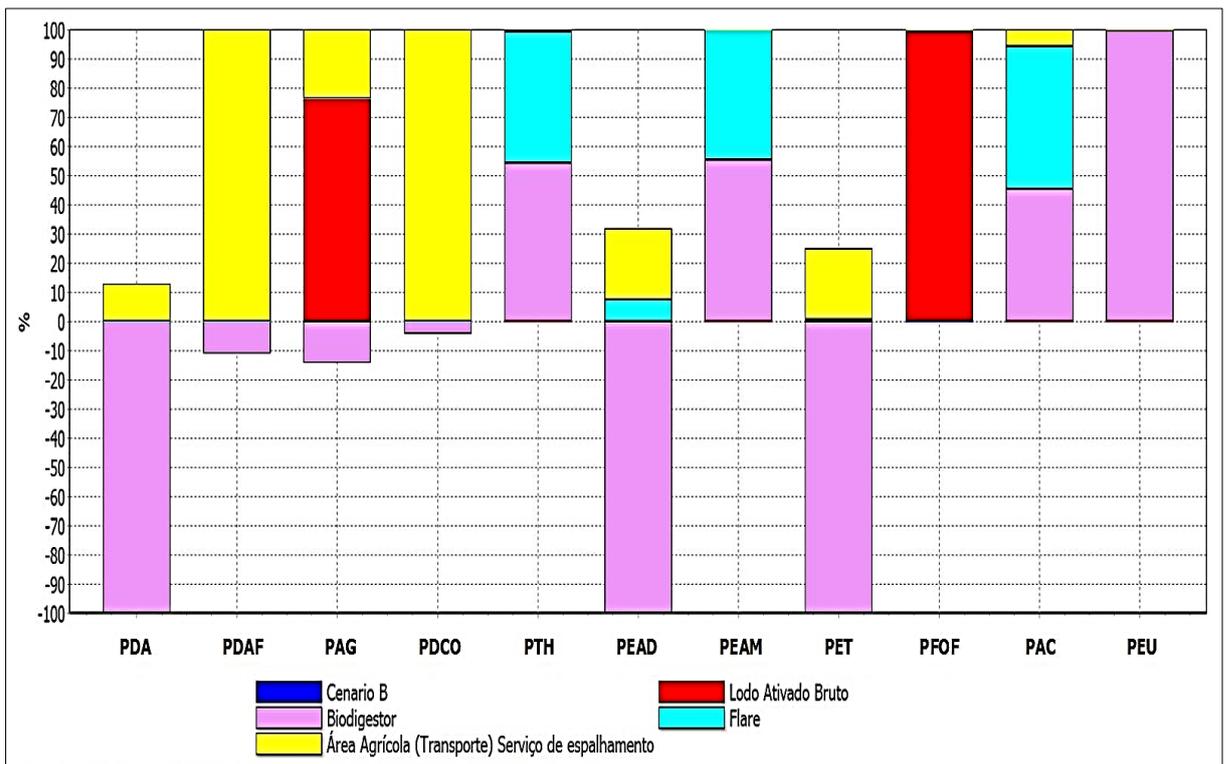


Figura 5.20 – Impactos ambientais por categorias dos lodos Ativados

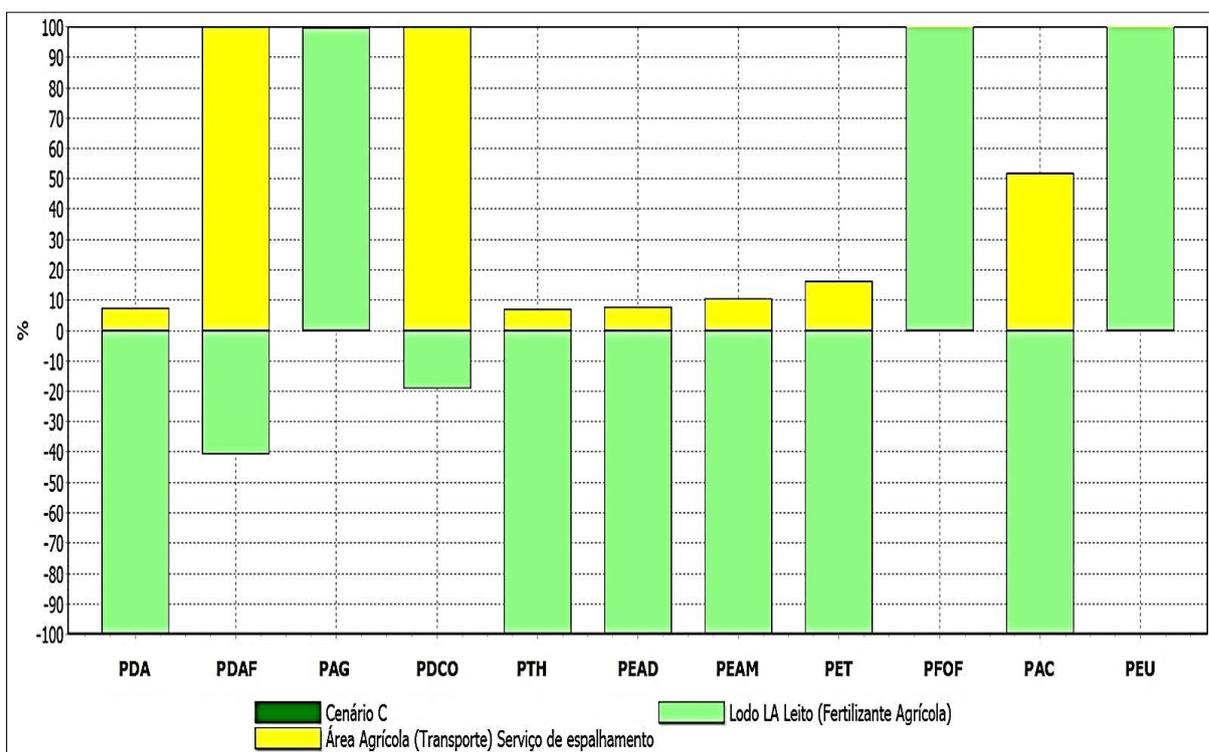
a) Cenário A: Disposição do lodo Ativados em aterro.



b) Cenário B: Geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido a partir de DA.



c) Cenário C: Fertilizante agrícola a partir do lodo Ativado.



Ao se analisar a Figura 5.20a, verifica-se que em dez das onze categorias analisadas, exceto do Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM) que teve um impacto com uma mínima porcentagem, a maior participação no impacto advém do aterro sanitário, a qual gera uma contribuição negativa ao ambiente. Destaca-se a participação do *flare* nas categorias que envolvem o Potencial de Toxicidade Humana (PTH), Potencial de Ecotoxicidade de Água doce (PEAD) (em menor porcentagem), Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PE). A secagem do lodo UASB no leito apresenta uma fração considerável nas categorias de Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF). Ressalta-se que no *software*, relativamente às entradas e saídas para o aterro sanitário, realizou-se a quantificação de chorume lixiviado em aterros sanitários. Nesse caso, elucida-se a participação em categorias que envolvem a toxicidade em águas, provavelmente por considerar a geração de lixiviados no processo.

Ao se analisar a Figura 5.20b, observa-se que em sete das onze categorias analisadas, exceto do Potencial de Acidificação (PAC) que teve um impacto com uma mínima porcentagem, a maior participação no impacto advém do transporte que se realiza desde o leito de secagem até à área agrícola, a qual gera uma contribuição não benéfica ao ambiente. Destaca-se a participação do *flare* nas categorias que envolvem o Potencial de Toxicidade Humana (PTH), Potencial de

Ecotoxicidade de Água doce (PEAD) (em menor porcentagem), Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), e Potencial de Acidificação (PAC). No uso do biodigestor para realizar o processo de DA, verifica-se que em todas as categorias de impacto, exceto no Potencial de Toxicidade Humana (PTH), Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU), os impactos positivos superam os impactos negativos, visto que contribui positivamente ao ambiente em seis das onze categorias avaliadas. O Lodo Ativado bruto tem um impacto negativo nas categorias do Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF). Ressalta-se que foram considerados como produtos evitados no *software* a energia, biogás e o lodo digerido (lodo obtido após da digestão anaeróbia), e este último deverá ser disposto na área agrícola, previamente analisando o teor de metais pesado que o lodo contém. A energia evitada no processo é igual a 0,00173 MJ. Nesse caso, elucida-se a participação em categorias que envolvem o Potencial de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis) (PDAF), Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Toxicidade Humana (PTH), Potencial de Acidificação (PAC) e Potencial de Eutrofização (PEU).

Ao se analisar a Figura 5.20c, percebe-se que em oito das onze categorias analisadas, a maior participação no impacto advém do transporte que se realiza desde o leito de secagem até à área agrícola, a qual gera uma contribuição não benéfica ao ambiente. O uso do Lodo Ativado como fertilizante agrícola apresenta uma fração considerável nas categorias de Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF) e Potencial de Eutrofização (PEU), mas em contrapartida, contribui positivamente ao ambiente em oito das onze categorias avaliadas. Ressalta-se que se considerou 100% de aproveitamento do lodo Ativado como fertilizante agrícola. Assim, considerando-se uma porcentagem menor, o gráfico de impactos poderia variar ligeiramente nos valores dos impactos positivos. Porém, dada a grande diferença entre os valores de impactos positivos e negativos apresentados, pode-se concluir que os impactos positivos continuariam superando os negativos.

Entretanto, sabendo que nos três cenários o transporte (do leito de secagem da ETE Fania até à área agrícola ou até o aterro CIMASAS de Itajubá – MG), em termos de combustível (Diesel), corresponde a uma fração considerável nas categorias, contribuindo de forma negativa ao ambiente. Também foi preciso fazer nos cenários algumas considerações para se adaptar ao banco de dados do *software*.

Capítulo 6

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1. Conclusões

Após as análises laboratoriais, verificou-se que a substância gerada pelo tratamento de esgoto, em reatores tipo UASB da ETE Copasa (lodos UASB) e ETE Fania (lodos ativados), ao ser depositado em reatores UASB em miniatura, para a geração de biogás por meio do processo de digestão anaeróbia, produz uma interessante concentração de metano, que se não fosse tratado, seria liberado livremente para a atmosfera.

O presente trabalho mostrou, por meio de resultados obtidos experimentalmente, que mesmo diante de condições naturais para a biodigestão, o lodo demonstrou ser uma biomassa rica energeticamente, capaz de produzir considerável volume de biogás. Isto foi corroborado com os valores medidos com relação ao potencial Hidrogeniônico (pH) no substrato antes e após da biodigestão para ambos experimentos, visto que estiveram no intervalo de 6,75 até 7,5, favorável para o crescimento de microrganismos produtores de metano.

No experimento 1 antes da DA, a fração de carbono orgânico total (COT) do substrato afluente resultou em 40,49 mg/L e a relação carbono/ nitrogênio (C/N) foi de 2,13 apresentou-se aceitável. Mas, para o experimento 1 (efluente) e no experimento 2 (afluente e efluente) as análises de carbono orgânico total (COT) não foram feitas devido à indisponibilidade do Laboratório do Centro de Estudos em Qualidade Ambiental (CEQUAM) no período. Portanto, a relação carbono/ nitrogênio (C/N) não pôde ser mensurada em função da falta de dados sobre o teor de carbono do substrato. Além disso, observou-se nos resultados obtidos do substrato após da biodigestão, os seguintes parâmetros físicos-químicos obtiveram reduções consideráveis: pH, DQO, DBO, NT, ST, STF e SV. A redução da carga orgânica (ou poluição orgânica) em termos de DBO, foi o parâmetro que apresentou a melhor redução e foi a mais interessante ambientalmente.

A maior eficiência de geração de biogás do processo de DA foi da de lodo anaeróbio, visto que apresentou um maior resultado de volume e pressão. Mas também, a temperatura usada nas unidades experimentais para todos os tratamentos avaliados foi de 35°C, com um tempo de retenção hidráulico de 25 dias, sendo o desempenho satisfatório para a operação do digester.

Foram realizadas no total 32 leituras de gases para as amostras em estudo. Os dados lidos pelo GEM 5000 foram: porcentagem de CH₄, CO₂, O₂, ppm de CO e H₂S, além da pressão dentro do gasômetro e a pressão barométrica. A maior concentração de metano (CH₄) resulto das amostras de lodos UASB (75% CH₄). E os valores de dióxido de carbono (CO₂) encontrados nas medições estiveram na faixa de 0,2% e 38,6% resultando em um valor médio de emissão no estudo de 19,4% CO₂ com relação ao biogás total gerado.

Os resultados do rendimento de metano que estiveram mais em conformidade com a literatura foram obtidos no experimento 1, o rendimento para as amostras de lodos UASB é 0,0046 Nm³ CH₄/kg SV (4,6 Nm³ CH₄/t SV) com 32,89% de SV e para as amostras de lodos ativados foi 0,0019 Nm³ CH₄/kg SV (1,9 Nm³ CH₄/t SV) com 50,45% de SV. O melhor resultado apresentado foi com relação às amostras de lodos UASB.

Na análise do potencial energético do biogás produzido na ETE Copasa (amostras de lodos UASB), ambos experimentos apresentaram melhores resultados, devido ao fato que a vazão média de lodo de esgoto gerado na ETE Copasa é maior em comparação à vazão de lodo gerado na ETE Fania. No experimento 2, as amostras de LUASB apresentaram um valor considerável de 1014,46 kWh.ano⁻¹ de energia elétrica gerada, equivalente a 1,014 MWh.ano⁻¹, gerada pela ETE Copasa. No caso do tratamento de lodos ativados para ambos experimentos, o valor da energia elétrica foi baixo pelo fato que a ETE Fania gera uma vazão média de lodo de esgoto insignificante.

Após a realização das análises de metais pesados, foi possível afirmar acerca da possibilidade de usar o lodo digerido de esgoto (lodo obtido após da digestão anaeróbia) como fertilizante agrícola, visto que as amostras avaliadas cumprem com todos os parâmetros da legislação vigente no Brasil. Os elementos encontrados com presença acentuada nos tratamentos das amostras de lodos UASB e lodos ativados, antes e após da DA, foram os seguintes: Oxigênio (O), Carbono (C), Alumínio (Al), Silício (Si), Ferro (Fe), Calcio (Ca), Enxofre (S), Fosforo (P), Sódio (Na), Cloro (Cl), Potasio (K), Magnésio (Mg), Titânio (Ti), Zinco (Zn) e Cádmio (Cd), avaliados em porcentagem (%) de concentrações normalizadas.

Apesar do potencial de energia ser baixo, foi realizada a análise de viabilidade econômica e ambiental da recuperação de energia, usando esta biomassa.

Na análise da viabilidade econômica da ETE Fania, embora o lodo ativado seja comprovadamente uma biomassa rica energeticamente (alta concentração de metano), gera uma vazão de biogás pequena, a qual não permitiu alcançar a mínima potência do motor. Mas,

analisando a quantidade de biogás gerada pela ETE com a quantidade de Gás Liquefeito de Petróleo (GLP) que contém um botijão residencial padrão, têm-se que a quantidade de biogás mensal gerada pela ETE é igual a 2,025 m³ GLP, equivalente a 43 botijões residenciais padrão, porém contribuindo com uma economia mensal de R\$2.162,43. Portanto, os custos do processo devem ser ponderados a fim de se saber que os lucros de um projeto deste porte podem demorar a acontecer.

Na análise da viabilidade econômica da ETE Copasa (lodos UASB), utilizando um índice *per capita* de produção de lodos e os índices de produção e biogás calculados, notou-se que a partir de 970 mil habitantes se teria uma potência elétrica disponível mínima (5 kW). Resultando uma potência elétrica do biogás igual a 5,39 kW, gerando dessa forma, uma energia elétrica de 18870,84 kWh.ano⁻¹ equivalente a 18,87 MWh.ano⁻¹. E considerando o cenário (15 anos) de potência da mínima comercial, tem-se o fluxo de caixa líquido, gera um VPL de -R\$ 639851,81, um LCOE de 4,46 R\$/kWh e uma TIR inviável. Os indicadores de eficiência energética apresentaram ser inviáveis economicamente o aproveitamento da biomassa.

Um dos objetivos desta dissertação foi analisar a produção de metano e possibilidades de recuperação de energia do lodo proveniente da ETE Copasa e ETE Fania (em mini reator UASB). Para tanto, foram propostos três cenários que foram analisados com o auxílio da ACV, utilizando dados obtidos por meio da realização de testes laboratoriais.

Ao se analisar os dados energéticos verificou-se que a cada tonelada de sólidos totais (TST) de lodo de esgoto (UF usada na ACV) submetida a DA, a energia evitada para lodos UASB é 0,0502 MJ e para os lodos ativados é 0,00173 MJ. O balanço energético e a análise de viabilidade econômica foram realizados para uma produção de 569 t de ST lodo (quantidade estimada para uma população de 970.000 habitantes). As categorias analisadas pela ACV foram: potencial de depleção abiótica – combustíveis fósseis, potencial de aquecimento global, potencial de toxicidade humana, potencial de acidificação, potencial de eutrofização.

Na análise da avaliação do ciclo de vida (ACV) para as amostras de lodos UASB, verifica-se que os impactos negativos ao ambiente referem-se quase que na sua totalidade das categorias avaliadas, à opção da disposição do lodo UASB em aterro (Cenário A). Seguidamente do uso do lodo UASB como fertilizante agrícola (Cenário C) e finalmente, a geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido (Cenário B) apresentou-se o melhor desempenho em sete das onze categorias. Obteve-se impactos positivos ao ambiente, e isso se explica pelo fato de que o cenário B apresenta produtos evitados como o biogás, energia elétrica

e o lodo digerido (fertilizante agrícola), os quais passaram por vários tratamentos de conversão gerando uma contribuição positiva ao ambiente. Sendo desta forma, os indicadores considerados com melhor desempenho para este cenário, o potencial de: Depleção Abiótica (PDA), Depleção Abiótica Combustíveis Fósseis (PDAF), Aquecimento Global (PAG), Depleção da Camada de ozônio (PDCO), Ecotoxicidade de Água doce (PEAD), Ecotoxicidade Terrestre (PET) e Eutrofização (PEU).

Na análise da avaliação do ciclo de vida (ACV) para as amostras de lodos ativados, verifica-se que os impactos negativos ao ambiente referem-se quase que na sua totalidade das categorias avaliadas, à opção da disposição do lodo ativado em aterro (Cenário A). Seguidamente da geração de biogás e energia elétrica com aproveitamento do lodo digerido (Cenário B) e finalmente, o uso do lodo ativado como fertilizante agrícola (Cenário C). Este último cenário apresentou-se o melhor desempenho em oito das onze categorias, devido à presença de produtos evitados no processo. Sendo desta forma, os indicadores considerados com melhor desempenho para este cenário, o potencial de: Depleção Abiótica (PDA), Depleção Abiótica Combustíveis fósseis (PDAF), Depleção da Camada de ozônio (PDCO), Toxicidade Humana (PTH), Ecotoxicidade de Água doce (PEAD), Ecotoxicidade de Água Marinha (PEAM), Ecotoxicidade Terrestre (PET) e Acidificação (PAC).

Portanto, pode-se concluir que nos três cenários o transporte (do leito de secagem de cada ETE até à área agrícola ou até o aterro CIMASAS de Itajubá – MG), em termos de combustível (Diesel), corresponde a uma fração considerável nas categorias, contribuindo de forma negativa ao ambiente.

A DA do lodo de esgoto apresentou resultados não muito promissores, principalmente com relação à produção de energia por tonelada de lodo (muito baixa), sendo considerada uma opção inviável economicamente para o aproveitamento de biogás, como única alternativa. Sugere-se como outra possibilidade do uso da DA, o uso do lodo digerido como fertilizante agrícola, visto que melhora as propriedades do solo por ter um alto teor de matéria orgânica, sendo benéfico na biologia e estrutura do solo.

6.2. Recomendações

Recomenda-se com a finalidades de aprimorar e complementar os resultados obtidos sejam realizados os seguintes trabalhos:

- Construção de reatores que possibilitem a agitação mecânica (constante) do lodo, promovendo a recirculação do mesmo;
- O fertilizante agrícola obtido (lodo digerido) pode ser misturado com material celulósico como casca de eucalipto ou bagaço de cana. Depois poderia-se usar como compostagem;
- Para os três cenários o processo de “Espalhamento, Compactação e Recobrimento do Aterro Sanitário” é o principal responsável pelo consumo energético (uso de diesel). Uma proposta de alternativa para trabalhos futuros seria a troca de diesel por biodiesel, o que também iria influenciar os indicadores de eficiência energética;
- Recomenda-se uma análise laboratorial do chorume gerado pelo aterro sanitário que recebe somente lodo de leito de secagem (LUASB ou LA), ao longo dos próximos anos, para uma comparação com o chorume gerado por aterros sanitários que recebem resíduos urbanos. Com o objetivo de gerar dados para futuras análises de ciclo de vida;
- Foi considerado que o aterro está próximo à ETE, porém nos grandes centros há uma dificuldade de área para aterro próximo às ETEs, faz-se necessário que o transporte do lodo de leito de secagem seja considerado na ACV; e,
- Realizar testes de laboratório para analisar detalhadamente os nutrientes que contêm o lodo digerido, com o objetivo de gerar dados para futuras análises de ciclo de vida para o fertilizante agrícola.

Capítulo 7

7.1. REFERÊNCIAS

AENE CONSULTORÍA S.A. **Formulación de un programa básico de normalización para aplicaciones de energías alternativas y difusión**. Guía para la implementación de sistemas de producción de biogás. Versión 01. Bogotá. Colombia, 2003.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS – ANP. **Resolução ANP Nº 685 DE 29/06/2017**. Estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional. Diário Oficial da União, Jan. 08, 2007 e retificado em Jan. 11, 2007. Available in: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=345545>. Accessed on: jan. 24, 2018.

AL SEADI, T.; LUKEHURST, C.; AL SAEDI, T., LUKEHURST, C.; AL SEADI, T.; LUKEHURST, C. **“Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser”**. *IEA Bioenergy*, Task, Task 37 -Energy from Biogas, 2012. 40 p.

ALBRECHT. **Cotação para Equipamentos de Acumulação, Regularização de Fluxo e Tratamento de Biogás e Secagem**. Albrecht Equipamentos Industriais. Joinville. 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd Edition. Washington, 2012.

AMON, T.; AMON, B.; KRYVORUCHKO, V.; ZOLLITSCH, W.; MAYER, K.; GUBER, L. **“Biogas production from maize and dairy cattle manure- influence of biomass composition on the methane yield”**, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 118, n.1-4, 2007. 173-182 p.

ANDREOLI, C *et al.* **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2ª ed. 2014. 6 v.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. **Resolução Normativa Nº 427, DE 22 DE FEVEREIRO DE 2011**. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2011427.pdf>. Acesso em: 22 Out. 2017.

_____.Resolução Normativa Nº 427/2011 - "Estabelece os procedimentos para planejamento, formação, processamento e gerenciamento da Conta de Consumo de Combustíveis – CCC."

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. Resolução Normativa Nº 482, DE 17 DE ABRIL DE 2012. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2012482.pdf>. Acesso em: 16 Out. 2017.

_____.Resolução Normativa Nº 482/2012 - "Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e dá outras providências."

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS DO BRASIL – ANA. **Atlas Esgotos, Despoluição das Bacias Hidrográficas 2017**. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br/>>. Acesso em: 16 Out. 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. **Resolução Normativa Nº 687, DE 24 DE NOVEMBRO DE 2015..** Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2015687.pdf>>. Acesso em: 16 Out. 2017.

_____.Resolução Normativa Nº 687/2015 - " Altera a Resolução Normativa nº 482, de 17 de abril de 2012, e os Módulos 1 e 3 dos Procedimentos de Distribuição – PRODIST."

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários: Experiência Brasileira**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301p.

APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGRVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; VAN IMPE, J.; DEWIL, R. “**Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges**”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 15, n.9, 2011. 4295–4301p.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; DOS SANTOS, M. D. L. F.; MONTEGGIA, L. O. **Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios**. Artigo Técnico Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2007, Vol.12. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000200010>. Acesso em: 15 maio. 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro: ABNT, 2001.

_____.NBR ISO 9649: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão ambiental: princípios e estruturas**. Rio de Janeiro, 2009a.

_____.NBR ISO 14.044: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão ambiental: requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, 2009b.

ATKINS, P. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. Porto Alegre: Bookman, 2001.

AVELLAR, L.H.N. **A valorização dos Subprodutos Agroindustriais visando a Cogeração e redução da poluição ambiental**. Tese de Doutorado, UNESP, 2001.

BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL 2015 - BEN: Ano base 2014. **Empresa de Pesquisa Energética – EPE (Brasil)**. Rio de Janeiro, 2015. 292p. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2015.pdf>. Acesso em: 07 set. 2016.

BALESTIERI, J. A. P. **Cogeração: Geração combinada de eletricidade e calor**. Florianópolis: UFSC, 2002. 279 p.

BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Calculadora do cidadão**. 2017. Disponível em: <<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADAOPUBLICO/exibirFormCorrecaoValores.do?method=exibirFormCorrecaoValores&aba=1>>. Acesso em: 07 set. 2017.

BARRERA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. São Paulo: Ícone, 2ª ed, 2003. 106 p.

BARROS, R. M. **Tratado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: Interciência. 2012. 374p.

BARROS, R. M. **Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Interciência; Minas Gerais: Acta, 2012.

BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G.L; SILVA, T.R. **The electric energy potential of landfill biogas in Brazil**. *Energy Policy*. v. 65, p.150-164, 2014.

BERNAL, A.P; SANTOS, I. F.S.D; SILVA, A. M, S; BARROS, R. M; RIBEIRO. E. M. **Vinasse biogas for energy generation in Brazil: An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO2 emissions**. *Journal of Cleaner Production*. v. 151, p. 260-271, 2017.

BEYLOT, A.; VILLENEUVE, J.; BELLENFANT, G. **Life Cycle assessment of landfill biogas management: sensitivity to diffuse and combustion air emissions**. *Waste management, New York, N.Y.*, v. 33, n. 2, p. 401-411, . 2013.

BIBLIOTECA DIDÁTICA DE TECNOLOGIAS AMBIENTAIS – BDT. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC-UNICAMP). Disponível em: <http://www.fec.unicamp.br/~bdta/esgoto/tourcaicara.html>. Acesso em: 31 ago. 2011.

BNDES – **Tratamento de esgotos: Tecnologias acessíveis, Informe Infraestrutura, Área de projetos de infra-estrutura**. n.16 .1997. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/infra/g7416.pdf>. Acesso em:13 mar. 2017.

BOHUTSKYI, P.; BETENBAUGH, M. J.; BOUWER, E. J. **The effects of alternative pretreatment strategies on anaerobic digestion and methane production from different algal strains**. *Bioresource Technology*. v. 155, p. 366-372, 2014.

BRASIL. **Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: ano base 2012**. 2013. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/inventário/inventário_Ar/2014-0527%20inventrio%202013.pdf>. Acesso: 26/10/17.

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 providencias. Diário Oficial da União, Brasília, DF. 2010.

BRASIL. Programa Nacional de capacitação de gestores ambientais: **Módulo específico licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários**. Ministério do Meio Ambiente. – Brasília: MMA, 2009.

BRAUN, R.; WELLINGER, A. **“Potential of Co-digestion. Task 37 Energy from Biogas and Landfill Gas”**. *IEA Bioenergy*, 16p., p.16, 2002.

BRUSH, L. R. de. F. **Ações de Avaliação, Aproveitamento e Geração de Valor Econômico aos Ativos Ecológicos Brasileiros: A Missão da Fundação ZERI Brasil.**

BURAGOHAIN, B.; MAHANTA, P.; MOHOLKAR, V. S. **Biomass gasification for decentralized power generation: the Indian perspective.** *Renewable & Sustainable Energy Reviews.* 14 (1), 73–92. 2010.

CAMPELLO, R. **Desempenho de reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB) operando sob condições de temperatura típicas de regiões de clima temperado.** Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto alegre, Brasil. 2009.

CAMPOS, R.J. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CARDOSO, R. L. R. **Valorização energética de resíduos de restauração por digestão anaeróbia.** Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade do Porto. 2004. 24 p.

CAVINATTO, A. D. S.; PAGANINI, W. D. S. **Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo - Estudo de caso.** 2007. 12 v. 42-51p. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/esa/v12n1/a06v12n1>>. Acesso em: 16 abr. 2017.

CENTRO NACIONAL DE REFERÊNCIA EM BIOMASSA - CENBIO. **Projeto instalação e testes de uma unidade de demonstração de geração de energia elétrica a partir de biogás de tratamento de esgoto (ENERG-BIOG).** Relatório Técnico final. São Paulo: ENER, 2004. 222 p.

CENTRO PARA CONSERVAÇÃO DE ENERGIA - CCE. **Guia Técnico do Biogás.** Algés: JE92. Projetos de Marketing Ltda. Lisboa, Portugal. 2000.

CHENG, J. **Biomass to Renewable Energy Processes.** Northwest, Washington, D.C: CRC Press. 2009. 518 p.

CHENG, J. **Biomass to Renewable Energy Processes.** Northwest, Washington, D.C: CRC Press. 2009. 518 p.

CHENG, S.; LI, Z.; MANG, H. P.; HUBA, E. M. **“A review of prefabricated biogas digesters in China”.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2013. 28 v. 738–748p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte/MG, 1997. 5 v. 246p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios.** 2ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2da edição, v. 5, 380 p. 2007.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. **Cultivation of sugarcane in crop treated with sewage sludge.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo.* 32 (2). Viçosa. (in Portuguese). 2008.

CLASSEN, P.A.M; LIER, J.B.; STAMRS, A.J.M. **Utilization of biomass for supply of energy carrier.** *Applied microbiology and biotechnology*, v.52, p.741-755, 1999.

COELHO, S.T.; VELASQUEZ, S. M. S. G.; MARTINS, O. S.; ABREU, F. C. **A conversão da fonte renovável biogás em energia.** V CBPE Congresso Brasileiro de Planejamento Energético. Brasília, 2006.

COLMENAR- SANTOS, A-; ZARZUELO-PUCH, G.; BORGE-DIEZ, D.; GARCÍA-DIEGUEZ, C. **Thermodynamic and exergoeconomic analysis of energy recovery system of biogas from a wastewater treatment plant and use in a Stirling engine.** Renewable Energy 88, 171 e 184. 2016.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS – CEMIG. **Valores das taxas e serviços de venda de energia.** Disponível em: <https://www.cemig.com.br/pt-br/atendimento/Paginas/valores_de_tarifa_e_servicos.aspx>. Acesso em: 16 Out. 2017.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Aterro: Geração de Biogás e uso energético, versão 1.0 / CETESB.** Departamento ambiental, Ministério brasileiro de ciência e tecnologia. São Paulo, 2006: SMA: CETESB: MCT. CD-ROM. Manual do usuário v. 1-2.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/biogas/Biogás/17-Definição.>>. Acesso em: 20 nov. 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA 375, DE 29 DE AGOSTO DE 2006. **Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário.** 2006.

_____.Resolução CONAMA N° 020/1986 - "Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional". - Data da legislação: 18/06/1986 – Publicação DOU, de 30/07/1986, págs. 11356-11361 - Alterada pela Resolução n° 274, de 2000. Revogada pela Resolução n° 357, de 2005.

_____.Resolução CONAMA N° 357/2005 - "Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.". - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU n° 053, de 18/03/2005, págs. 58-63 - Alterada pelas Resoluções n° 370, de 2006, n° 397, de 2008, n° 410, de 2009, e n° 430, de 2011. Complementada pela Resolução n° 393, de 2009.

_____.Resolução CONAMA N° 370/2006 - "Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução n o 357, de 17 de março de 2005" - Data da legislação: 06/04/2006 - Publicação DOU n° 068, de 07/04/2006, pág. 235 - Finalidade Cumprida.

_____.Resolução CONAMA N° 380/2006 - "Retifica a Resolução CONAMA N° 375/2006 - Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências" - Data da legislação: 31/10/2006 - Publicação DOU n° 213, de 07/11/2006, pág. 59.

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais – Disponível em: http://www.mzweb.com.br/copasa/web/arquivos/Apresentacao_COPASA_Day%20_ETE_Arrudas.pdf . >. Acesso em: 29 ago. 2011

CORD-RUWISCH, R.; KLEINITZ, W.; WIDDEL, F. **Sulfate-reducing bacteria and their activities in oil production**. *Journal of Petroleum Technology*, v. 39, n. 1, 1987. 97-106 p.

CORTEZ, L.A.B., DA SILVA, A., JÚNIOR, J.de L., JORDAN, R.A., DE CASTRO, L.R. **“Biodigestão de efluentes” em Biomassa para energia**. CORTEZ, L.A.B. (org.), E.E.S. Lora (org.), e GOMÉZ, E.O. (org), Eds. Campinas, São Paulo: UNICAMP. 734º. 2008. 495-530 p.

COSSIO, F. Y. **Digestión Anaerobica de Lodos. Asesor en Tratamiento de Aguas Residuales Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)**. Lima- Perú, 1976. 18p.

COSTA, E.S.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. **Reatores anaeróbicos de manta de lodo (UASB): uma abordagem concisa**. Série Temática: Tecnologias Ambientais. Rio de Janeiro: COAMB/FEN/UERJ/ 2014. 5 v.

COSTA, L. B. O. **Avaliação do ciclo de vida da produção de biogás via estação de tratamento de esgoto e uso em célula a combustível de óxido sólido**. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais) - Universidade De São Paulo. 2012.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE JUNDIAÍ – CSJ. Disponível em: <<http://www.saneamento.com.br/?Id=PaginaMenu&IdMenu=2&IdSubMenu=9>>. Acesso em: 29 ago. 2011.

CUSIDÓ, J. A.; SORIANO, C. **Valorization of pellets from municipal WWTP sludge in lightweight clay ceramics**. *Waste Management*. 31, 1372–1380. 2011.

CYR, M.; COUTAND, M.; CLASTRES, P. **Technological and environmental behavior of sewage sludge ash (SSA) in cement-based materials**. *Cement and Concrete Research* 37, 1278–1289. 2007.

DAGNINO, R. **Tecnologia Social: Uma Estratégia para o desenvolvimento**. Fundação Banco do Brasil. Rio de Janeiro. 2004. 216 p.

DAVID, A. C. **Secagem térmica de lodos de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources**. 2a ed. Weinheim, Germany: Wiley - VCH Verlag GmnH & Co. KGaA. 2011. 550 p.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction**. Wiley – VCH Verlag GmnH e Co. KGaA, Weinheim, 2008.

DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR INTERNATIONALE ZUSAMMENARBEIT - GIZ, **Guide to Biogas: From production to use**, 5a ed. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR). 2010. 229p.

DIOHA, I.; IKEME, C.; NAFI’U, T.; SOBA, N.; YUSUF, M.B.S. **“Effect of carbon to nitrogen ratio on biogás production”**. *Internacional Research Journal of Natural Sciences*, n.3, 2013. 1 v. 1 -10 p.

DIONÍSIO, J. A. **Riscos biológicos na estação de tratamento de esgotos ETE-BELÉM, CURITIBA – PR.** Dissertação (Mestrado em Engenharia e Segurança do Trabalho) - Instituto de Engenharia do Paraná, Universidade Federal do Paraná. 2006.

DOKA, G. **Life cycle inventories of waste treatment services.** Ecoinvent Report. Swisscentre for life cycle inventories, Dübendorf, Switzerland, n. 13, 2009.

DONOSO- BRAVO, A.; RETAMAL, C.; CARBALLA, M.; RUIZ-FILIPPI, G.; CHAMY, R. **Influence of temperature on the hydrolysis, acidogenesis and methanogenesis in mesophilic anaerobic digestion: parameter identification and modeling application.** *Water Science and Technology* – WST, 60.1. 2009.

EDMUND, H. A. **Discourse of the rule of the decrease of the height of the mercury in the barometer, according as places are elevated above the surface of the earth, with an attempt to discover the true reason of the rising and falling of the mercury, upon change of philos trans,** 1686. 104–116 p.

EL FADEL, M.; MASSOUD, M. **Methane emissions from wastewater management.** *Environmental Pollution*, v.114, p.177-185, 2001.

EL-HADJ, T. **Biodegradation of organic micropollutants in thermophilic and mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge.** Thesis. Universitat Barcelona. 215. 2006.

EMBRAPA MEIO AMBIENTE. **Atributos Físicos e Químicos de Área Degradada tratada com Lodo de Esgoto.** Circular Técnica. Jaguariúna, São Paulo. Novembro, 2011, ISSN 1516-4683. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/circular_21.pdf>. Acesso em: 24 mar. 2017.

FABREGAT, A.; BENGUA, C.; CAPORGNO, M. P.; TROBAJO, R.; CAIOLA, N. **Biogas production from sewage sludge and microalgae co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions.** *Renewable Energy*. 75, 374–380.

FELCA, A T. A. **Análise do potencial energético proveniente do lodo de esgoto produzido pelas estações de tratamento do sul de minas gerais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá – Minas Gerais, Brasil, 2016.

FERREIRA, J. **Análise de ciclo de vida dos produtos.** Instituto Politécnico de Viseu. Gestão Ambiental. 2004.

FIGUEIREDO, N. J. V. **Utilização do biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica e iluminação a gás – Estudo de caso.** Monografia – Escola de Engenharia, Universidade Mackenzie, São Paulo, 2007.

FONSECA, A. R. **Tecnologias sociais e ecológicas aplicadas ao tratamento de esgotos no Brasil.** Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública) - Departamento de Saúde e Saneamento Ambiental, Escola Nacional de Saúde Pública, São Paulo. 2005. Cap.6. Rio de Janeiro. Brasil. 2008.

FONTS, I.; GEA, G.; AZUARA, M.; ÁBREGO, J.; ARAUZO, J. **Sewage sludge pyrolysis for liquid production: a review.** *Renewable & Sustainable Energy Reviews*. 16, 2781–2805. 2012.

FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. **Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – A review.** *Renewable & Sustainable Energy Reviews*. 12, 116–140. 2008.

FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. **Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 12, 116–140. 2007.

GALKA, A. **Using a cleaner production preventive strategy for the reduction of the negative environmental impacts of agricultural production - using cattle husbandry as a case study.** *Journal of Cleaner Production*. 12 (5), 513-516. 2004.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. **Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations.** *Resources, Conservation and Recycling*. 52, 931-940. 2008.

GARCILASSO, V., P. E VESCOVO, E. **Geração de energia elétrica a partir de biogás proveniente do tratamento de esgoto utilizando microturbina a gás.** Apresentação realizada no 4º Congresso de Cogeração de Energia, São Paulo (SP), 2012. Disponível em:<http://cenbio.iee.usp.br/download/documentos/apresentacoes/4ocongressocogerao_workshop.pdf>. Acesso em: 15 set. 2017.

GERARDI, M. H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters.** Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2003. 188 p.

GERARDI, M.H. **The Microbiology of Anaerobic Disigesters.** Hoboken, NJ, USA: Jhon Wiley & Sons, Inc. 2003. 188 p.

GERBER M. **Modelling of material and energy balance of biogas production process.** In: Proceedings of 2nd GERG academic network event, Brussels; June 2010.

GIMÉNEZ, J. B. *et al.* **Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent.** *Bioresource Technology*, v. 118, p. 67–72, 2012.

GOSTELOW, P.; PARSONS, S. A.; STUETZ, R. M. **Odour measurement in sewage treatment - A review.** *Water Research*, v.35, n.3, p.579-597, 2001.

GRAY, NF. **Biology of wastewater treatment.** New York: Oxford University Press, 1989. 828p.

GROSSER, A.; NECZAJ, E.; SINGH, B.R.; ALMÁS, Å.R.; BRATTEBØ, H.; KACPRZAK, M. **Anaerobic digestion of sewage sludge with grease trap sludge and municipal solid waste as co-substrates.** *Environmental Research*. 155, 249–260. 2017.

GUTIERREZ, G. K. **Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida.** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2014. 46 p.

HAMODA, M. F.; QDAIS, H. A.; NEWHAM, J. **Evaluation of municipal solid waste composting kinetics.** *Resources, Conservation and Recycling*. 12, 209 - 223. 1998.

HESPAÑHOL, I. **Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Bahia Analise & Dados, Salvador, n. 4, 2002. 7 v. 75-95 p.

Holm-Nielsen, J. B.; Al Seadi, T.; Oleskowicz-Popiel, P. **“The future of anaerobic digestion and biogas utilization”**. *Bioresource Technology*, n.22, 2009. 100 v. 5478–5484p

HOPWOOD, L. **“Farm - Scale Anaerobic Digestion Plant Efficiency”**. Heslington: NNFRR. 2011. 35 p.

HUA, L.; WU, W.; LIU, Y.; Mc BRIDE, M. B.; CHEN, Y. **Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment**. *Environment Science and Pollution Research International*, Landsberg, v. 16, p. 1-9, 2009.

HUMAN DEVELOPMENT REPORT. **Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis**. 2006. Disponível em: <<http://hdr.undp.org/sites/default/files/reports/267/hdr06-complete.pdf>> Acesso em: 24 mar. 2017.

IANNICELLI, L. A. **Reaproveitamento energético do biogás de uma indústria cervejeira**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade de Taubaté, Taubaté, 2008.

IGNATOWICZ, K. **The impact of sewage sludge treatment on the content of selected heavy metals and their fractions**. *Environmental Research* 156, 19–22. 2017.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. IGES, Japan, 2006. Disponível em: <http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf>. Acesso em: 24 mar. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTADÍSTICA – IBGE. **Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2017**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?codmun=313240&idtema=130&search=min-as-gerais%7Citajuba%7Cpopulation-estimate-2015-&lang>>. Acesso em: 24 mar. 2017.

INSTITUTO PARA LA DIVERSIFICACIÓN Y AHORRO DE LA ENERGIA – IDAE. **Memoria Anual 2007**. Disponível em: <http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10992_Memoria_anual_2007_08_c611f2f7.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2017.

J. LINDMARK, P. ERIKSSON, E. THORIN. 2014b. **“The effects of different mixing intensities during anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste”**, *Waste Management*, vol. 34, n.8, pp.1391–1397.

JAIN, S, *et al.* **A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste**. 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032115007388>. Acesso em: 02 set. 2016.

JARIA, G.; SILVA, C. P.; FERREIRA, C. I. A.; OTERO, M.; CALISTO, V. **Sludge from paper mill effluent treatment as raw material to produce carbon adsorbents: an alternative waste management strategy**. *Journal of Environmental Management*. 188, 203–211. 2017.

JORDÃO, E. P.; e PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 4. ed. 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro, 2005. 4a ed.

JUNIOR, A. T. F. **Análise do aproveitamento energético do biogás produzido numa estação de tratamento de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. São Paulo. 2008.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. **Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries**. *Waste Management*. 32, 1186–1195. 2012.

KLOCKE, M. NETTMANN, E. BERGMANN, I. MUNDT, K. SOUIDI, K. MUMME, J. LINKE, B. **“Characterization of the methanogenic Archaea within two-phase biogas reactor systems operated with plant biomass”**. *Systematic and Applied Microbiology*, vol. 31, n.3, 2008. 190–205 p.

KOWALCZYK, A.; HARNISCH, E.; SCHWEDE, S.; GERBER, M.; SPAN, R. **“Different mixing modes for biogas plants using energy crops”**. *Applied Energy*. 2013. 112 v. 465 – 472 p.

KWON, E. E.; YI, H.; KWON, H. H. **Urban energy mining from sewage sludge**. *Chemosphere* 90, 1508–1513. 2013.

LEE, E. S. H.; SANTOS, F. S. **Caracterização do lodo proveniente de ETE e estudo sobre seu potencial energético**. II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, IBEAS, Paraná, 2011.

LEMMER, A.; NAEGELE, H.-J.; SONDERMANN, J. **“How Efficient are Agitators in Biogas Digesters? Determination of the Efficiency of Submersible Motor Mixers and Incline Agitators by Measuring Nutrient Distribution in Full-Scale Agricultural Biogas Digesters”**. *Energies*, n.12, Dez. 2013. 6 v. 6255–6273 p.

LEPOT, Mathieu; STANIĆ, N.; CLEMENS, F. **A technology for sewer pipe inspection (Part 2): Experimental assessment of a new laser profiler for sewer defect detection and quantification**. *Automation in Construction* 73, 1–11. 2017.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L.W. **UASB - process design for various types of wastewaters**. *Water Science and technology*, 24 (8): 87-107. 1991.

LI, J. S.; XUE, Q.; FANG, L.; POON, C. S. **Characteristics and metal leachability of incinerated sewage sludge ash and air pollution control residues from Hong Kong evaluated by different methods**. *Waste Management xxx (2017) xxx–xxx (ARTICLE IN PRESS)*. 2017.

LI, J. S.; XUE, Q.; FANG, L.; POON, C. S. **Characteristics and metal leachability of incinerated sewage sludge ash and air pollution control residues from Hong Kong evaluated by different methods**. *Waste Management xxx (2017) xxx–xxx (ARTICLE IN PRESS)*. 2017.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. **Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15. 2011. 821-826 p.

LIANG, Q., LEI, M., CHEN, T., YANG, J., WAN, X., YANG, S. **Application of sewage sludge and intermittent aeration strategy to the bioremediation of DDT and HCH contaminated soil.** *Journal of Environmental Sciences*. 26 (8), 1673–1680. 2014.

LIMA, A. C. G.; PASSAMANI, F.C. **Avaliação do potencial energético do biogás produzido no reator uasb da ETE-UFES.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, 2012.

LIMA, F. P. **Energia no Tratamento de Esgoto: Análise Tecnológica e Institucional para Conservação de Energia e Uso do Biogás.** Dissertação (Mestrado em Energia -PIPGE) - Universidade de São Paulo (USP), São Paulo. 2005.

LINDMARK, J.; ERIKSSON, P.; THORIN, E. “**The effects of different mixing intensities during anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste**”. *Waste Management*, n.8. 2014b. 34 v. 1391–1397 p.

LINDMARK, J.; THORIN, E.; BEL FDHILA, R.; DAHLQUIST, E. “**Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review**”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2014a. 40 v. 1030–1047 p.

LIQUIGÁS DISTRIBUIDORA S.A. 2017. **Botijões para residências.** Disponível em: <<http://www.liquigas.com.br/wps/portal>>. Acesso em: 05 nov. 2017.

LIU, B. *et al.* **Life cycle GHG emmissions of sewage sludge treatment and disposal options in Tai Lake Watershed, China.** *Science of the Total Environment*. R. P. China/EUA, 2013. 361-369 p.

LIU, C.; ZHANG, P.; ZENG, C.; ZENG, G.; XU, G.; HUANG, Y. **Feasibility of bioleaching combined with Fenton oxidation to improve sewage sludge dewaterability.** *Environmental Science & Technology*. 28 (1), 37–42. 2015.

LIU, M.; XUB, G.; LI, G. **Effect of the ratio of components on the characteristics of lightweight aggregate made from sewage sludge and river sediment.** *Process Safety and Environmental Protection* 105, 109–116. 2017.

LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J. **Biocombustíveis.** Rio de Janeiro: Interciência. 2012. 1200 p.

LUNDIN, M.; OLOFSSON, M.; PETTERSSON, G.J.; ZETTERLUND, H. **Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options.** *Resources Conservation and Recycling* 41, 255–278, 2004.

MAMANI, L. A. B. **Desenvolvimento de um Reator para Geração de Biogás a partir de Biomassa de Microalgas como Alternativa Energética nas Áreas Rurais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial), Bahia, Salvador, 2015.

MANARA, P. e ZABANIOTOU, A. **Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion—a review.** *Renewable & Sustainable Energy Reviews*. 16 (5), 2566–2582. 2012.

Manual GEM5000, 2012. Disponível em: <http://www.geotechenv.com/pdf/air_quality/landtec_gem_5000.pdf> Acesso em: 05 jun. 2016.

MARTÍ, J. **Biodigestores familiares: Guía de Diseño y Manual de Instalación**, Bolívia, 2008.

MENESES-JÁCOME, A. *et al.* **Sustainable Energy from agro-industrial wastewaters in Latin-America**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 56, p. 1249–1262, 2016.

MILLS, N; PEARCE, P; FARROW, J; THORPE, R.B.; KIRKBY, N.F. **Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies**. *Waste Management* 34, 185–195. 2014.

MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO – MTE. **Manual de Procedimentos para Auditoria no Setor Saneamento Básico**. Cap.2, 2002. 31p.

MORAIS, M. A. “**Estudo experimental e avaliação econômica da operação de biodigestores tubulares para a produção de biogás a partir de resíduos da suinocultura**”. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2012. 92 p.

MORTARA, F. C. **Utilização de leitos de drenagem no desaguamento de lodos anaeróbios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. 35 p.

NÁSNER, A. M. L.; LORA, E. E. S.; PALACIO, J. C. E.; ROCHA, M. H.; RASTREPO, J. C.; VENTURINI, O. J.; RATNER, A. **Refuse Derived Fuel (RDF) production and gasification in a pilot plant integrated with an Otto cycle ICE through Aspen plus™ modelling: Thermodynamic and economic viability**. *Waste Management* v. 69, 187–201. 2017.

NaturalTec. **Apostilla de tratamento de esgoto**. 6p. 2011. Disponível em: <<http://www.naturaltec.com.br/Tratamento-Agua-Esgoto-Domestico.html>>. Acesso em: 01 de ago. 2016.

NETHERLANDS DEVELOPMENT ORGANISATION - SNV, “**The Modified - ‘CAMARTEC’ Biogas Plants Construction Training Manual**”. December, 2009.

NEVES, L. C. M. DAS.; CONVERTI, A.; PENNA, T. C. VESSONI. **Biogas production: New trends for alternative energy sources in rural and urban zones**. *Chemical Reaction Engineering*, 32, 2009. 1147-1153 p.

NOZELA, W. C. **Caracterização do lodo de esgoto, após desaguamento e secagem térmica, da Estação de Tratamento de Esgoto de Araraquara/SP**. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química Araraquara, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2014.

NUNESMAIA, M. F. S. **Lixo: soluções alternativas**. Feira de Santana: UFES, 1997. 152 p.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. Capítulo 9. São Paulo: Edgard Blücher. 2003.

OBERSTEINER, G.; BINNER, E.; MOSTBAUER, P.; SALHOFER, S. **Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data**. *Waste Management* 27, S58–S74. 2007.

- OGADA, T.; WERTHER, J. **Combustion characteristics of wet sludge in a fluidized bed: release and combustion of the volatiles.** *Fuel*. 75, 617 - 626. 1996.
- OLIVEIRA, R. D. E. **Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia de dejetos em abatedouro e as possibilidades no mercado de carbono.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Elétrica) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2009.
- OSORIO, F.; TORRES, J. C. **Biogas Purification from anaerobic digestion in a wastewater treatment plant for biofuel production.** *Renewable Energy*. v.34, p.2164-2171, 2009.
- PALATSI J.; LAURENI, M.; ANDRÉS, M. V.; FLOTATS, X.; NIELSEN, HB.; ANGELIDAKI, I. **Strategies for recovering inhibition caused by long chain fatty acids on anaerobic thermophilic biogas reactors.** *Bioresour Technology*, 100:4588–96. 2009.
- PASQUALINO *et al.* **LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant.** *Environmental Science & Technology*. Espanha, 2009. 3300-3307 p.
- PECORA, V. **Implementação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP: Estudo de caso.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Energia) - Programa de Inter-unidades de Pós-Graduação em Energia (PIPGE), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- PIAO, W.; KIM, Y.; KIM, Y.; KIM, M.; KIM, C. **Life Cycle assessment and economic efficiency analysis of integrated management of wastewater treatment plants.** *Journal of Cleaner Production*, República da Coreia, 2015. 325-337 p.
- PONSA, S.; PAGANS, E.; SANCHEZ, A. **Composting of dewatered wastewater sludge with various ratios of pruning waste used as a bulking agent and monitored by respirometer.** *Biosystems Engineering*. 102 (4), 433-443. 2009.
- PONTES, P. P. **Reatores uasb aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador.** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2003. 132 p.
- PRADO, M. A. C.; CAMPOS, C. M. M. **Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos do processamento de coffee arabica l. em reator anaeróbico UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café.** *Ciencia E Agrotecnologia*, v. 32, n. 3, p. 938–947, 2008.
- PRATI, L. **Geração de energia elétrica a partir do biogás gerado por biodigestores.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Elétrica), Universidade Federal Do Paraná, Curitiba, 2010.
- PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL DESARROLLO – PNUD, Ministerio de Energia. **Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.** FAO, Global Environment Facility – GEF, *Manuel de Biogás*. Santiago de Chile: FAO, 2011. 120 p.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rio de Janeiro: ABES, Rima. 1a Ed. 2003.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. 2a reimpressão. Rio de Janeiro. pp.6-17. 2009.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro. 2a reimpressão. 2009. 6-17pp.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Edital 4. Rio de Janeiro. 2006.

PURWANTO, H.; AKIYAMA, T. **Hydrogen production from biogas using hot slag, International. Journal of Hydrogen Energy**, v. 31, 491-495, 2006.

RAI, GD. **Non-conventional energy sources. Khanna Publishers; 2011. production from grass silage liquor. Bioresour Technology**; 102:10922–8, 2011.

REMY, C. **Life cycle assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management**. Dissertation (Doktor der Ingenieurwissenschaften), Fakultät III – Prozesswissenschaften – der Technischen Universität Berlin. Technischen Universität Berlin, Berlin, 2010.

RENÓ, M. L. G.; OLMO, O. A. del.; PALACIO, J. C. E.; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J. **Sugarcane biorefineries: Case studies applied to the Brazilian sugar–alcohol industry. Energy Conversion and Management**, v. 86, 981–991. 2014.

RESENDE, J.; RODRIGUES, P.; PACCA, S.; NOLASCO, M. **Avaliação do Ciclo de Vida de Sistemas de Tratamento de Esgoto por Lodos Ativado Convencional e Reator UASB seguido de Lodos Ativado**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

RIBEIRO, E. M. **Avaliação da Produção de Biogás em Aparato Experimental e seu Potencial Técnico e Econômico para Geração de Energia Elétrica em Aviários de Postura**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá. 2015.

RIGHI, S.; OLIVIERO, L.; PEDRINI, M.; BUSCAROLI, A.; CASA, C.H. **Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. Journal of Cleaner Production**. 44, 8e17. 2013.

RIGHI, S.; OLIVIERO, L.; PEDRINI, M.; BUSCAROLI, L.; CASA, Ch. **Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. Revista: Elsevier**. 2012.

RIO, S.; LE COQ, L.; FAUR, C.; LECOMTE, D.; LE CLOIREC, P. **Preparation of adsorbents from sewage sludge by steam activation for industrial emission treatment. Process Safety and Environmental Protection**. 84, 258–264. 2006.

ROCHA, M. H. **Uso da Análise do Ciclo de Vida para Comparação do Desempenho Ambiental de Quatro Alternativas para Tratamento da Vinhaça**. Dissertação (Mestrado

em Conversão de Energia) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá. 234p. 2009.

RODRIGUES, C. R. B.; ZOLDAN, M. A.; LEITE, M. L. G.; OLIVEIRA, I. **Sistemas computacionais de apoio a ferramenta análise de ciclo de vida do produto (ACV)**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 28, Anais... Rio de Janeiro, 2008.

RODRIGUEZ, L. **Methane potential of sewage sludge to increase biogás production**. Degree Project at Master Level. Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm, Sweden. 2011.

ROELEVELD, P. J.; KLAPWIJK, A.; EGGELS, P. G.; RULKENS, W. H.; VAN STRAKENBURG W. **Sustainability of municipal wastewater treatment**. *WaterScience & Technology*, v. 35, n. 10, p. 221-228,1997.

ROMDHANA M. H.; LECOMTE D.; LADEVIE B.; SABLAYROLLES C. **Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge**. *Process Safety and Environmental Protection*. 87, 377-386. 2009.

ROQUE, O. C. da C. **Sistemas Alternativos de Esgotos Aplicáveis às Condições Brasileiras**. Tese (Doutorado em Ciências na área de Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro: DSSA/ENSP/FIOCRUZ, 1997. 153 p.

ROUVIÈRE, P. E e WOLFE, R. S. “**Use of subunits of the methylreductase protein for taxonomy**”. *Archives of Microbiology*, 1987. 148 v. 253 – 259 p.

RULKENS, W. **Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: overview and assessment of the various options**. *Energy fuels*. 22, 9-15. 2008.

RYNK, R. **On-Farm Composting Handbook: NRAES-54**. 1.^a ed. New York: PALS. 186p, 1992.

SALOMON, K. R e LORA, E. E. S. **Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil**. *Biomass and Bioenergy* 33, 1101-1107. 2009.

SAMOLADA, M.C. e ZABANIOTOU, A. A. **Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge to energy management in Greece**. *Waste Management*. 34, 411–420. 2014.

SANEPAR – CIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **RALF, Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente reduzindo custos e economizando energia no Tratamento de Esgotos**. Paraná, 2006. Disponível em: <http://www.sanepar.com.br/sanepar/agencia>. Acesso em: 28 de mar. 2017.

SANTOS, A. H. M. *et al.* **Conservação de Energia: Eficiência Energética de Instalações e Equipamentos**. Itajubá/MG: FUPAI, p.467, 2001.

SANTOS, A. D. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da região metropolitana de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Instituto de Química Araraquara, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2003.

SANTOS, I. F. S. **Estudo de viabilidade econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás de estações de tratamento de esgoto**. Trabalho de conclusão de curso Engenharia Hídrica, UNIFEI. 2013.

SANTOS, I. F. S.; VIEIRAB, N. D. B.; BARROS, R. M.; FILHO, G. L. T.; SOARES, D. M.; ALVES, L. V. **Análise de emissões econômicas e de CO₂ evitadas de recuperação de biogás de ETAR e seu uso em uma pequena usina no Brasil**. *Sustainable Energy Technologies and Assessments* 17, 77–84. 2016.

SANTOS, I. F. S., VIEIRA, N. D. B., NÓBREGA, L. G. B., BARROS, R. M., TIAGO FILHO, G. L. **Assessment of potential biogas production from multiple organic wastes in Brazil: Impact on energy generation, use, and emissions abatement**. *Resources, Conservation & Recycling* 131, 54–63. 2018.

SCHNEIDER ELECTRIC INDUSTRIES SAS. **Financial and Sustainable Development Annual Report**. 2012. Disponível em: <http://www2.schneider-electric.com/documents/presentation/en/local/2013/03/schneider_electric_annual-report-2012.pdf>. Acesso em: 28 de mar. 2017.

SETAC- SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products**. 1993.

SIDDHARTH, J.; SHIVANI J.; INGO TIM, W.; JONATHAN, L.; YEN WAH, T. **A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52, 142-154. 2015.

SILVA, A. P. M. **Lodo de Leito de Secagem (LLS): Caracterização, aproveitamento energético e avaliação do Ciclo de Vida**. Tese (Doutorado em Engenharia Energia) - Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

SILVA, T. R. **“Metodologia para a determinação teórica da potência ótima conseguida a partir da combustão do biogás gerado em aterro sanitário: Estudo de caso do aterro sanitário de Itajubá-MG”**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, Brasil, 2012. 161 p.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO AMBIENTAL – SNIS. Ministério das Cidades. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015>>. Acesso em: 28 de mar. 2017.

SMITH, K. M.; FOWLER, G. D.; PULLKET, S.; GRAHAM, N. J. D. **Sewage sludge-based adsorbents: a review of their production, properties and use in water treatment applications**. *Water Research*. 43, 2569-2594. 2009.

SMITH, K. M.; FOWLER, G. D.; PULLKET, S.; GRAHAM, N. J. D. **Sewage sludge-based adsorbents: a review of their production, properties and use in water treatment applications**. *Water Research*. 43, 2569-2594. 2009.

SOUZA, C. L. de. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**.

Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010. 62-63 p.

SOUZA, S. N. M. de. **Manual de geração de energia elétrica a partir do biogás no meio rural**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE CCET. 2016. Disponível em: <http://portalpos.unioeste.br/media/File/vanderleia.schmidt/Manual_Geracao_Energia_Eletrica_Biogas.pdf>. Acesso em: 23 abr. 2017.

SPELLMAN, F.R. **Handbook of water and wastewater treatment plants operations**, Boca Raton, FL, CRC Press, 2a ed., cap. 19. 2009. 667-774p.

SUH, Y.; ROUSSEAU, P. **An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. Resources Conservation Recycling, França**, 2001.191-200 p.

SUMA, “Agitadores”, agitador axial submersível, 2016. Disponível em: <http://www.suma.de/PT/Agitadores_Biogas.php>. Acesso em: 05 maio. 2016.

SUTARYO, S.; WARD, A. J.; MØLLER, H. B. **Thermophilic anaerobic co-digestion of separated solids from acidified dairy cow manure. Bioresour Technology**, 114:195–200. 2012.

SWEDISH GAS CENTRE – SGC. **Basic Data on Biogas**. 2012. Disponível em: <<http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/BasicDataonBiogas2012.pdf>>. Acesso em: 05 maio. 2016.

TAKEDA, A. **Levantamento dos métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e análise comparativo dos métodos mais utilizados**. Monografia – Engenharia Ambiental da Escola de Engenharia de São Carlos- Universidade de São Paulo (USP). São Carlos, São Paulo, 2008.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. e STENSEL D. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. Metcalf e Eddy, Inc. 3ª ed. 1991.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. e STENSEL D. **Wastewater engineering: Treatment and Reuse**. 4ª ed. Metcalf & Eddy Inc. New York: Mcgraw-Hill, 2002. 1334p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. e STENSEL D. **Wastewater engineering: Treatment and Reuse**. 4ª ed. Metcalf & Eddy Inc. New York: Mcgraw-Hill, 2003. 1819 p.

TEODORITA, A. S.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KOTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogas Handbook**. Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark Esbjerg. 2008. 125p.

THE WORLD BANK. **Sustaining water for all in a changing climate**. 2010. Disponível em: <<http://siteresources.worldbank.org/NEWS/Resources/sustainingwater.pdf>> Acesso em: 05 jun. 2017.

TIAN, H.; GAO, J.; LU, L.; ZHAO, D.; CHENG, K.; QIU, P. **Temporal trends and spatial variation characteristics of hazardous air pollutant emission inventory from municipal solid waste incineration in China. Environmental Science & Technology**. 46 (18), 10364–10371. 2012.

TODD, J. A.; CURRAN, M. A. (eds.). **Streamlined Life-Cycle Assessment: A final report from SETAC North America Streamlined LCA Workgroup**. Pensacola, Florida: SETAC. 1999.

UNIDAD DE PLANEACIÓN MINERO ENERGÉTICA – UPME. “**Formulacion de un programa basico de normalizacion para aplicaciones de energías alternativas y difusión «Guía para la implementación de sistemas de producción de biogás»**”. Documento ANC-0603-19-01, Bogota D.C.: UPME. 2003. 47p.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Life cycle assessment: principles and practice**. 2006.

VALENTE, V. B. “**Análise de viabilidade econômica e escala mínima de uso do biogás de reatores anaeróbios em estações de tratamento de esgoto no Brasil**”. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Universidade Federal de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 2015. 90-100p.

VALLES, A. P.; PIÑAS, J. V.; BEDOYA, F. A.; VEEN, M. **Proyecto – “BioSinergia”. Energia eléctrica en la comunidad de Santa Rosillo, a partir de la producción local de biogás**. Tarapoto, Peru: SNV & Soluciones Prácticas, 2011.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. *John Wiley and Sons*, 1994. 1a ed. 222 p.

VAN WYLEN, G.; SONNTAG, R.; BORGNAKKE, C. **Fundamentos da termodinâmica clássica**. São Paulo: Edgard Blücher, 1995. 594 p.

VARNERO, M.T. **Manual de reciclaje orgánico y biogás**. Ministerio de Agricultura (FIA) – Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Santiago, Chile, 1991. 48 p.

VERMA S. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**. Columbia University; 2002. Disponível em: <<http://www.seas.columbia.edu/earth/vermathesis.pdf>> Acesso em: 22 jun. 2017.

VIGON, B. W.; TOLLE, D. A.; CORNABY, B. W.; LATHAN, H. C.; HARRISON, C. L.; BOGOUSKI, T. L.; HUNT, R. G.; SELLERS, J. D. **Life-cycle assessment: Inventory Guidelines and Principles**. EPA/600/R-92/245, February. 1993

VISSER, A. **Anaerobic treatment of sulphate containing in waste water. In: International course of anaerobic treatment**. Wageningen Agricultural University –IHE Delft. Wageningen. 1995.

VON SPERLING M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 1995.1 v. 240 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: Editora SEGRAC. 1996. 2 v. 11p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte. Editora UFMG. 2014. 4a ed.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Editora UFMG. 3a ed. 2005.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION/AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (WEF/ASCE). (2009). **“Existing sewer evaluation and rehabilitation”**. WEF Manual of Practice N°. FD-6/ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 62, ASCE, Reston, VA.

WEIßBACH, F.; STRUBELT, C. **“Correction of Dry Matter Content in Sugar Beet Silages as a Substrate for Biogas Production”**. *Landtechnik*, vol.63, n.6, pp. 354-356, 2008.

WERTHER, J.; OGADA, T. **Sewage sludge combustion**. *Progress in Energy and Combustion Science*. 25, 55e116. 1999.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. *Wastewater use in agriculture*. Geneva: WHO: 2006a. 2 v. 213p.

WU, C.; ZHANG, H.; HE, P.; SHA, L. **Thermal stabilization of chromium slag by sewage sludge: effects of sludge quantity and temperature**. *Journal of Environmental Sciences*. 22 (7), 1110–1115. 2010.

XU, C. *et al.* **Lyfe-cycle environmental and economic assessment of sewage sludge treatment in China**. *Journal of Cleaner Production*. R.P. China, 2013. 79-87 p.

XU, X.; ZHAO, B.; SUN, M.; CHEN, X.; ZHANG, M.; LI, H.; XU, S. **Co-pyrolysis characteristics of municipal sewage sludge and hazelnut shell by TG-DTG-MS and residue analysis**. *Waste Management xxx (2017) xxx–xxx*. (ARTICLE IN PRESS). 2017.

YEN, H. H.; CHI, C. H. **The influences of aerobic-dark and anaerobic-light cultivation on CoQ10 production by Rhodobacter sphaeroides in the submerged fermenter**. *Enzyme and Microbial Technology* 41, 600–604. 2007.

YOU, S.; WANG, W.; DAI, Y.; TONG, Y. W.; WANG, CHI-HWA. **Comparison of the co-gasification of sewage sludge and food wastes and cost-benefit analysis of gasification- and incineration-based waste treatment schemes**. *Bioresource Technology* 218, 595–605. 2016.

YU, L.; YAOQIU, K.; NINGSHENG, H.; ZHIFENG, W.; LIANZHONG, X. **Popularizing household-scale biogas digesters for rural sustainable energy development and greenhouse gas mitigation**. *Renewable Energy*, 33, 2027–2035. 2008.

ZANETTE, A. L. **“Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil”**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 2009. 97 p.

ZHANG, G.; ZHAO, Q.; JIAO, Y.; WANG, K.; LEE, D.J.; REN, N. **Efficient electricity generation from sewage sludge using biocathode microbial fuel cell**. *Water Research*. 46, 43–52. 2012.

ZIRKLER, D.; PETERS, A.; KAUPENJOHANN, M. **Elemental composition of biogas residues: variability and alteration during anaerobic digestion**. *Biomass Bioenergy*, 67:89-98. 2014.

Capítulo 8

8.1. ANEXOS

ANEXO A

Tabela A.1 – Características gerais do GEM 5000

Gases medidos	CO ₂ e CH ₄	Através de sensor infravermelho	
	O ₂ , CO, H ₂ S	Através de sensor eletroquímico interno	
Variação	CO ₂	0-100%	
	CH ₄	0-100%	
	O ₂	0-25%	
	CO	0-2000 ppm	
	H ₂ S	0-500 ppm	
Total	CH ₄	1132,97	±0,5% (vol)
		0-70%	±1,5% (vol)
	CO ₂	70- 100%	±0,5% (vol)
		0-60%	±1,5% (vol)
	O ₂	60-100%	±1,0% (vol)
	CO	0-25%	±2,0%
	H ₂ S	0-500 ppm	±2,0%
		0-500 ppm	±2,0%
		0-5.000 ppm	±5,0%
Tempo de resposta	CO ₂ e CH ₄	≤ 10 segundos	
	O ₂	≤ 20 segundos	
	CO e H ₂ S	≤ 30 segundos	

Fonte: Adaptado de Manual GEM 5000 (2012).

8.2. APÊNDICE

APÊNDICE A

Tabela A.1 – Materiais para cada biodigestor e do sistema de aquecimento

Nº	Descrição	Unidade	Quantidade
1	Garrafa PET com tampa	C/U	4,0
2	Registro Regulador Gás Alta Pressão 2 Saídas 1/4" (Válvula)	C/U	6,0
3	Adaptador macho de cobre 1/4"	C/U	4,0
4	Adaptador fímia de cobre 1/4"	C/U	2,0
5	Mangueira Alta Pressão 1/4" (Preta) 1000 psi	Metros	1,0
6	Mangueira cristal de silicone 1/4"	Metros	1,5
7	Silicone Artesanal	C/U	4,0
8	Braçadeiras	C/U	15
9	Pregos em Aço Inoxidável cabeça panela, 2,9 mm x 13 mm	C/U	14
10	Câmara de ar de bicicleta (fragmento, colocado na parte interna e externa da tampa da garrafa).	Metros	0,5
11	Teflon	C/U	1,0
12	Prancheta (dimensões de 24,5x 34,5 cm)	C/U	1,0
13	Folha A4 de papel milimetrado	C/U	2,0
14	Fita métrica de 150 cm	C/U	1,0
15	Silicone Artesanal	C/U	4,0
16	Pote de plástico 25L	C/U	1,0
17	Resistência de aquário com Hopar Termostato H-606 75w	C/U	1,0
18	Água para preenchimento do pote	C/U	1,0

APÊNDICE B

Os quadros a seguir apresentam os dados das amostras de lodos UASB usados no SimaPro.

Tabela B.1 – Dados de entrada do Cenário A – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário A	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo UASB Leito	1000	kg	massa
Aterro Sanitário	1	p	
<i>Flare</i>	1	p	

Tabela B.2 – Dados de entrada do Cenário B – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário B	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo UASB Bruto	1000	kg	massa
<i>Flare</i>	1	p	
Biodigestor	1000	kg	massa
Área Agrícola (Transporte) Serviço de Espalhamento	1	p	

Tabela B.3 – Dados de entrada do Cenário C – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário C	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo UASB Leito (Fertilizante Agrícola)	1	p	massa
Área Agrícola (Transporte) Serviço de Espalhamento	1	p	

Tabela B.4 – Dados de entrada do Lodo UASB Bruto – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Lodo UASB Bruto	1.000	kg	
Entradas conhecidas da Natureza (Recursos)			
Land use I-III	200	m ² a	Considerou-se uma piscina de LLS 20*10 m ³
Lodo UASB Bruto_SC	1000	kg	
Emissões para o Ar			
Metano	0,159	kg	Testes laboratoriais
Dióxido de Carbono	0,173	kg	Testes laboratoriais
Oxigênio	0,0018	kg	Testes laboratoriais
Monóxido de Carbono	204,18	kg	Testes laboratoriais

Tabela B.5 – Dados de entrada do Aterro Sanitário – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Aterro Sanitário	1	p	
Entradas conhecidas da Natureza (Recursos)			
Lodo UASB Bruto_SC	1000	kg	
Land use I	125	m ² a	Considerou-se um aterro de 25*5 m ²
Chorume	468,75	m ³	Chorume calculado em função da água acumulada ao longo de 15 anos, para aterros fracamente compactados.
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Aterro Sanitário (Transporte) Serviço de Espalhamento, compactação e cobrimento do aterro	1	p	Considerou-se o transporte desde o leito de secagem da ETE Copasa até o aterro CIMASAS de Itajubá – MG.

Tabela B.6 – Dados de entrada do Aterro Sanitário (Transporte) Serviço de espalhamento, compactação e cobrimento do aterro – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Aterro Sanitário (Transporte) Serviço de Espalhamento, compactação e cobrimento do aterro	1	p	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Truck 40t	21,5	tkm	Distância da ETE Copasa até o Aterro CIMASAS (Operações de fechamento)
Diesel {Europe without Switzerland} market for Alloc Def, S	32,87	kg	Fonte: Rodrigues (2008), Brasil (2013).
Truck 40t	10,449	tkm	Transporte do diesel
Emissões para o Ar			
Metano	1,29	g	Fonte: Brasil (2013)
Monóxido de Carbono	1,097	g	Fonte: Brasil (2013)
Óxido de nitrogênio	22,038	g	Fonte: Brasil (2013)
COVNM	0,129	g	Fonte: Brasil (2013)
Material particulado	0,151	g	Fonte: Brasil (2013)

Tabela B.7 – Dados de entrada do Lodo UASB Leito – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Lodo UASB Leito	1.000	kg	
Entradas conhecidas da Natureza (Recursos)			
Land use I-III	200	m ² a	Considerou-se uma piscina de LLS 20*10 m ³
Lodo UASB Bruto_SC	1000	kg	
Emissões para o Ar			
Metano	50,52	kg	Fonte: Silva (2016)
Dióxido de Carbono	0	kg	Fonte: Silva (2016)
Oxigênio	9,41	kg	Fonte: Silva (2016)
Monóxido de Carbono	56,79	kg	Fonte: Silva (2016)
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica			
Lodo UASB_LS (15% b.u)	850	kg	Lodo UASB após do LS

Tabela B.8 – Dados de entrada do Área Agrícola (Transporte) Serviço de espalhamento – SimaPro. Fonte: Brasil (2013), Rodrigues (2008), Gordet *et al.* (2017).

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Área Agrícola (Transporte) Serviço de Espalhamento	1	p	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Truck 40t	2	tkm	Distança do LLS da ETE Copasa até a área agrícola (Operações de espalhamento)
Diesel {Europe without Switzerland} market for Alloc Def, S	3,06	kg	Fonte: Rodrigues (2008), Brasil (2013).
Truck 40t	0,972	tkm	Transporte do diesel
Emissões para o Ar			
Metano	0,12	g	Fonte: Brasil (2013)
Monóxido de Carbono	0,102	g	Fonte: Brasil (2013)
Óxido de nitrogênio	2,05	g	Fonte: Brasil (2013)
COVNM	0,012	g	Fonte: Brasil (2013)
Material particulado	0,014	g	Fonte: Brasil (2013)

Tabela B.9 – Dados de entrada do Lodo UASB Leito (fertilizante agrícola) – SimaPro.
 Fonte: Gordet *et al.* (2017) e Testes laboratoriais.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Lodo UASB Leito (fertilizante agrícola)	1.000	kg	
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos Evitados			
Application of plant production product	0,361	ha	
NPK	65,73	kg	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo UASB Leito	1000	kg	
Emissões para o Solo			
Oxigênio	391,5	kg	Testes laboratoriais
Carbono	368,4	kg	Testes laboratoriais
Alumínio	54,6	kg	Testes laboratoriais
Silicone	46	kg	Testes laboratoriais
Aço	33,5	kg	Testes laboratoriais
Cálcio	30,8	kg	Testes laboratoriais
Enxofre	21,4	kg	Testes laboratoriais
Fósforo	20	kg	Testes laboratoriais
Sódio	9,5	kg	Testes laboratoriais
Cloro	7,4	kg	Testes laboratoriais
Potásio	6,4	kg	Testes laboratoriais
Magnésio	5,3	kg	Testes laboratoriais
Zinco	2	kg	Testes laboratoriais
DBO	0,310	kg	Testes laboratoriais
DQO	0,612	kg	Testes laboratoriais

Tabela B.10 – Dados de entrada do Biodigestor – SimaPro. Fonte: Beylot (2013) e Testes laboratoriais.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Biodigestor	1.000	kg	1 t de LUASB em 15 anos
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos Evitados			
Energy Saving {GLO} market for Conseq, S	0,0502	MWh	1 TST de LUASB
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo UASB Bruto_SC	1000	kg	
Biogás LUASB_SC	204,48	kg	
Emissões para o Ar			
Óxido de nitrogênio	17,55	g	Rendimento de metano
Monóxido de carbono	12,79	g	Rendimento de metano
Material particulado	0,35	g	Rendimento de metano
Dioxinas/furanos	0,0	g	Rendimento de metano
Monóxido de enxofre	100	g	Por tonelada de resíduo
Cloreto de hidrogênio	9	g	Por tonelada de resíduo
Fluoreto de hidrogênio	10	g	Por tonelada de resíduo
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica			
Lodo UASB (digerido)_fertilizante	150	kg	15% do LUASB total

Tabela B.11 – Dados de entrada do Flare – SimaPro. Fonte: Beylot (2013) e em função aos testes laboratoriais (Rendimento de metano 4,6 Nm³/ton SV com 32,89% SV)

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Flare	1	p	1 t de LUASB em 15 anos
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Biogás de LLS	733,65	kg	CH ₄ , CO ₂ , O ₂
Emissões para o Ar			
Óxido de nitrogênio	95,5	g	Rendimento de metano
Monóxido de carbono	111,5	g	Rendimento de metano
Material particulado	36,01	g	Rendimento de metano
Dioxinas/furanos	0,0	g	Rendimento de metano
Monóxido de enxofre	80	g	Por tonelada de resíduo
Cloreto de hidrogênio	40	g	Por tonelada de resíduo
Fluoreto de hidrogênio	8	g	Por tonelada de resíduo

APÊNDICE C

Os quadros a seguir apresentam os dados das amostras de lodos ativados usados no SimaPro.

Tabela C.1 – Dados de entrada do Cenário A – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário A	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo Ativado Leito	1000	kg	massa
Aterro Sanitário	1	p	
<i>Flare</i>	1	p	

Tabela C.2 – Dados de entrada do Cenário B – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário B	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo Ativado Bruto	1000	kg	massa
<i>Flare</i>	1	p	
Biodigestor	1000	kg	massa
Área Agrícola (Transporte) Serviço de Espalhamento	1	p	

Tabela C.3 – Dados de entrada do Cenário C – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário C	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo ativado Leito (Fertilizante Agrícola)	1	p	massa
Área Agrícola (Transporte) Serviço de Espalhamento	1	p	

Tabela C.4 – Dados de entrada do Lodo Ativado Bruto – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Lodo Ativado Bruto	1.000	kg	
Entradas conhecidas da Natureza (Recursos)			
Land use I-III	200	m ² a	Considerou-se uma piscina de LLS 20*10 m ³
Lodo Ativado Bruto_SC	1000	kg	
Emissões para o Ar			
Metano	0,2697	kg	Testes laboratoriais
Dióxido de Carbono	0,303	kg	Testes laboratoriais
Oxigênio	0,146	kg	Testes laboratoriais
Monóxido de Carbono	68,954	kg	Testes laboratoriais

Tabela C.5 – Dados de entrada do Aterro Sanitário – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Aterro Sanitário	1	p	
Entradas conhecidas da Natureza (Recursos)			
Lodo Ativado Bruto_SC	1000	kg	
Land use I	125	m ² a	Considerou-se um aterro de 25*5 m ²
Chorume	468,75	m ³	Chorume calculado em função da água acumulada ao longo de 15 anos, para aterros fracamente compactados.
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Aterro Sanitário (Transporte) Serviço de Espalhamento, compactação e cobrimento do aterro	1	p	Considerou-se o transporte desde o leito de secagem da ETE Fania até o aterro CIMASAS de Itajubá – MG.

Tabela C.6 – Dados de entrada do Aterro Sanitário (Transporte) Serviço de espalhamento, compactação e cobrimento do aterro – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Aterro Sanitário (Transporte) Serviço de Espalhamento, compactação e cobrimento do aterro	1	p	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Truck 40t	17,5	tkm	Distância da ETE Fania até o Aterro CIMASAS (Operações de fechamento)
Diesel {Europe without Switzerland} market for Alloc Def, S	26,754	kg	Fonte: Rodrigues (2008), Brasil (2013).
Truck 40t	8,505	tkm	Transporte do diesel
Emissões para o Ar			
Metano	1,05	g	Fonte: Brasil (2013)
Monóxido de Carbono	0,893	g	Fonte: Brasil (2013)
Óxido de nitrogênio	17,938	g	Fonte: Brasil (2013)
COVNM	0,105	g	Fonte: Brasil (2013)
Material particulado	0,123	g	Fonte: Brasil (2013)

Tabela C.7 – Dados de entrada do Lodo Ativado Leito – SimaPro.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Lodo Ativado Leito	1.000	kg	
Entradas conhecidas da Natureza (Recursos)			
Land use I-III	200	m ² a	Considerou-se uma piscina de LLS 20*10 m ³
Lodo Ativado Bruto_SC	1000	kg	
Emissões para o Ar			
Metano	50,52	kg	Fonte: Silva (2016)
Dióxido de Carbono	0	kg	Fonte: Silva (2016)
Oxigênio	9,41	kg	Fonte: Silva (2016)
Monóxido de Carbono	56,79	kg	Fonte: Silva (2016)
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica			
Lodo Ativado_LS (15% b.u)	850	kg	Lodo Ativado após do LS

Tabela C.8 – Dados de entrada do Área Agrícola (Transporte) Serviço de espalhamento – SimaPro. Fonte: Brasil (2013), Rodrigues (2008), Gordet *et al.* (2017).

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Área Agrícola (Transporte) Serviço de Espalhamento	1	p	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Truck 40t	2	tkm	Distância do LLS da ETE Fania até a área agrícola (Operações de espalhamento)
Diesel {Europe without Switzerland} market for Alloc Def, S	3,06	kg	Fonte: Rodrigues (2008), Brasil (2013).
Truck 40t	0,972	tkm	Transporte do diesel
Emissões para o Ar			
Metano	0,12	g	Fonte: Brasil (2013)
Monóxido de Carbono	0,102	g	Fonte: Brasil (2013)
Óxido de nitrogênio	2,05	g	Fonte: Brasil (2013)
COVNM	0,012	g	Fonte: Brasil (2013)
Material particulado	0,014	g	Fonte: Brasil (2013)

Tabela C.9 – Dados de entrada do Lodo Ativado Leito (fertilizante agrícola) – SimaPro.
Fonte: Gordet *et al.* (2017) e Testes laboratoriais.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Lodo Ativado Leito (fertilizante agrícola)	1.000	kg	
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos Evitados			
Application of plant production product	0,361	ha	
NPK	65,73	kg	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo Ativado Leito	1000	kg	
Emissões para o Solo			
Oxigênio	392,1	kg	Testes laboratoriais
Carbono	389,8	kg	Testes laboratoriais
Alumínio	45,4	kg	Testes laboratoriais
Silicone	39,3	kg	Testes laboratoriais
Aço	37	kg	Testes laboratoriais
Cálcio	30,9	kg	Testes laboratoriais
Enxofre	17,7	kg	Testes laboratoriais
Fósforo	14,2	kg	Testes laboratoriais
Sódio	9,5	kg	Testes laboratoriais
Cloro	8,8	kg	Testes laboratoriais
Potásio	7,3	kg	Testes laboratoriais
Magnésio	4,6	kg	Testes laboratoriais
Zinco	1,8	kg	Testes laboratoriais
DBO	0,041	kg	Testes laboratoriais
DQO	0,082	kg	Testes laboratoriais

Tabela C.10 – Dados de entrada do Biodigestor – SimaPro. Fonte: Beylot (2013) e Testes laboratoriais.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Biodigestor	1.000	kg	1 t de LA em 15 anos
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos Evitados			
Energy Saving {GLO} market for Conseq, S	0,00173	MWh	1 TST de LA
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Lodo LA Bruto_SC	1000	kg	
Biogás LA_SC	69,67	kg	
Emissões para o Ar			
Óxido de nitrogênio	11,12	g	Rendimento de metano
Monóxido de carbono	8,12	g	Rendimento de metano
Material particulado	0,22	g	Rendimento de metano
Dioxinas/furanos	0,0	g	Rendimento de metano
Monóxido de enxofre	100	g	Por tonelada de resíduo
Cloreto de hidrogênio	9	g	Por tonelada de resíduo
Fluoreto de hidrogênio	10	g	Por tonelada de resíduo
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica			
Lodo UASB (digerido)_fertilizante	150	kg	15% do LA total

Tabela C.11 – Dados de entrada do Flare – SimaPro. Fonte: Beylot (2013) e em função aos testes laboratoriais (Rendimento de metano 1,9 Nm³/ton SV com 50,45% SV)

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Flare	1	p	1 t de LA em 15 anos
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Biogás de LLS	733,65	kg	CH ₄ , CO ₂ , O ₂
Emissões para o Ar			
Óxido de nitrogênio	60,5	g	Rendimento de metano
Monóxido de carbono	70,6	g	Rendimento de metano
Material particulado	25,2	g	Rendimento de metano
Dioxinas/furanos	0,0	g	Rendimento de metano
Monóxido de enxofre	80	g	Por tonelada de resíduo
Cloreto de hidrogênio	40	g	Por tonelada de resíduo
Fluoreto de hidrogênio	8	g	Por tonelada de resíduo