

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E
RECURSOS HÍDRICOS**

Aproveitamento energético do biogás da codigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos com lama de cal: uma avaliação econômica e ambiental

Ulisses Raad Coelho

**Itajubá – MG
Março de 2022**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E
RECURSOS HÍDRICOS**

Ulisses Raad Coelho

Aproveitamento energético do biogás da codigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos com lama de cal: uma avaliação econômica e ambiental

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de Concentração: Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Orientador (a): Prof.^a Dra. Regina Mambeli Barros

Co-orientador (a): Prof.^a Dra. Maria Luiza Grillo Renó

**Itajubá – MG
Março de 2022**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E
RECURSOS HÍDRICOS**

Ulisses Raad Coelho

Aproveitamento energético do biogás da codigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos com lama de cal: uma avaliação econômica e ambiental

Dissertação aprovada por banca examinadora em 04 de março de 2022, conferindo ao autor do título de *Mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos*.

Banca Examinadora:

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

Prof.^a. Dra. Maria Luiza Grillo Renó (Co-orientadora)

Prof.^a. Dra. Tatiane Tobias da Cruz

Prof. Dr. Geraldo Lúcio Tiago Filho

Prof. Dr. Rubenildo Vieira Andrade

**Itajubá – MG
Março de 2022**

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me sustenta no ser.

À minha família, que nunca me desamparou e sempre me incentivou a estudar, crescer e ser uma pessoa melhor.

À minha esposa, sem a qual nada disso seria possível e eu não estaria nesta instituição e ainda menos nesta pós-graduação.

À minha orientadora Professora Regina Mambeli Barros por ter me aceitado como orientado nesta temática de pesquisa e por tanto contribuir com a minha formação acadêmica e pessoal.

À Professora Maria Luiza Grillo Renó, por ter aceitado o convite de me co-orientar e por ser sempre tão disponível e solícita.

Aos meus amigos e colegas, sem os quais o caminho seria muito mais árduo.

A UNIFEI, ao Instituto de Recursos Naturais e a todos os professores, servidores e técnicos que contribuíram com a minha formação e passagem pela instituição.

A UNIFEI pela concessão da bolsa de mestrado.

RESUMO

A geração de resíduos sólidos urbanos e o seu gerenciamento ainda representam um problema de dimensões relevantes no Brasil. A elevada presença de matéria orgânica nesses resíduos pode agravar problemas ambientais, seja pela emissão de gases de efeito estufa, poluição de água ou dos solos. Paralelamente, a indústria de papel e celulose, consome volumosas quantidades de recursos e produz importantes resíduos sólidos, entre eles, a lama de cal. Ao unir a realidade urbana e industrial, surge uma alternativa ainda pouco estudada, com a qual aproveita-se energia elétrica a partir do biogás da codigestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos com a lama de cal. Essa interseção pode reduzir os impactos ambientais associados à gestão inadequada e impactos inerentes a cada um desses resíduos, fornecendo economia de recursos financeiros para a indústria e ainda contribuindo com a diversificação da matriz energética brasileira. Para avaliar a sustentabilidade ambiental e a viabilidade econômica dessa alternativa, o presente trabalho utilizou indicadores econômico-financeiros e a metodologia de avaliação do ciclo de vida. Os resultados obtidos apresentaram a população mínima de 165.200 habitantes para viabilizar uma proposta de codigestão. A análise de sensibilidade apontou que a tarifa de energia em R\$ 0,75, com um *payback* de 10 anos, forneceria uma população de 185.500 habitantes para a viabilidade e atratividade econômica, tendo o valor presente líquido de R\$ 125.552,74, a taxa interna de retorno em 14,71% e um custo nivelado de energia de 0,55 R\$/kWh. Enquanto isso, a avaliação do ciclo de vida da lama de cal demonstrou que, dentre os 5 cenários propostos, a codigestão é significativamente vantajosa, evitando impactos ambientais especialmente em 8 das 18 categorias de impactos avaliadas, sendo elas a eutrofização de água doce, ecotoxicidade marinha, acidificação terrestre, depleção de combustíveis fósseis, ecotoxicidade em água doce, mudanças climáticas, formação de material particulado e eutrofização marinha. Além disso, o digestato contribuiu significativamente com os impactos evitados. Assim, o estudo permitiu aliar a viabilidade econômica e os benefícios ambientais, de tal forma a estruturar alicerces adequados para um aprofundamento da proposta e para uma utilização racional, sustentável e economicamente viável do biogás da codigestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos com a lama de cal.

Palavras chave: Codigestão, biogás, resíduos sólidos urbanos, fração orgânica, lama de cal, avaliação do ciclo de vida.

ABSTRACT

The generation of urban solid waste and its management still represent a problem of relevant dimensions in Brazil. The high presence of organic matter in these wastes can aggravate environmental problems, either by the emission of greenhouse gases, water or soil pollution. At the same time, the pulp and paper industry consumes large amounts of resources and produces important solid waste, including lime mud. By uniting urban and industrial reality, an alternative that has not yet been studied emerges, with which electrical energy is used from biogas from the co-digestion of the organic fraction of urban solid waste with lime mud. This intersection can reduce the environmental impacts associated with the inadequate management and impacts inherent to each of these wastes, providing savings in financial resources for the industry and also contributing to the diversification of the Brazilian energy matrix. To assess the environmental sustainability and economic viability of this alternative, the present work used economic-financial indicators and the life cycle assessment methodology. The results obtained showed a minimum population of 165,200 inhabitants to make a co-digestion proposal feasible. The sensitivity analysis showed that the energy tariff at R\$ 0.75, with a payback of 10 years, would provide a population of 185,500 inhabitants for economic viability and attractiveness, with a net present value of R\$ 125,552.74, the internal rate of return at 14.71% and a levelized energy cost of 0.55 R\$/kWh. Meanwhile, the lime mud life cycle assessment showed that, among the 5 proposed scenarios, co-digestion is significantly advantageous, avoiding environmental impacts especially in 8 of the 18 assessed impact categories, namely freshwater eutrophication, ecotoxicity marine, terrestrial acidification, fossil fuel depletion, freshwater ecotoxicity, climate change, particulate matter formation and marine eutrophication. In addition, digestate contributed significantly to avoided impacts. Thus, the study made it possible to combine economic viability and environmental benefits, in such a way as to structure adequate foundations for a deepening of the proposal and for a rational, sustainable and economically viable use of biogas from the co-digestion of the organic fraction of urban solid waste with lime mud.

Keyword: Codigestion, biogas, urban solid waste, organic fraction, lime mud, life cycle assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Dados da evolução em 10 anos de geração de RSU e geração per capita de RSU no Brasil. Fonte: Elaborado a partir dos ‘Panoramas de Resíduos Sólidos’ da ABRELPE de 2010 a 2020.	19
Figura 2.2: Dados de destinação final dos RSU coletados no Brasil em 2019. Fonte: Adaptado de ABRELPE (2020).	20
Figura 2.3: Diagrama de cozimento e recuperação de químicos no processo Kraft. Fonte: Campos e Foekel (2016).	23
Figura 2.4: Resumo do processo kraft, da geração e tratamento de resíduos como dregs, grits, cinzas, lodo da fábrica de celulose oriundo da estação de tratamento de esgotos (ETE) e da formação da lama de cal. Fonte: adaptada de Simão <i>et al.</i> (2018).	25
Figura 2.5: Lama de cal gerada no processo kraft de produção da celulose. Fonte: Ferreira, Folgueras e Amorin (2017).	27
Figura 2.6: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos no processo de digestão anaeróbia com redução de sulfato. Fonte: PROBIOGAS (2015b).	29
Figura 2.7: Repartição de ‘Outras renováveis’. Fonte: EPE (2020).	38
Figura 2.8: Fases generalizadoras e alterações no percolado, composição e produção do metano em relação ao tempo para o reator de aterro simulado sem recirculação de percolado. Fonte: Sanphoti <i>et al.</i> (2006) adaptado por Barros (2012).	40
Figura 2.9: Poço vertical. Fonte: traduzido de EPA (2010).	41
Figura 2.10: Drenos horizontais. Fonte: traduzido de EPA (2010).	41
Figura 2.11: Biodigestor de modelo Indiano. Fonte: adaptado de Nogueira (1986).	44
Figura 2.12: Biodigestor modelo Chinês. Fonte: adaptado de Nogueira (1986).	45
Figura 2.13: Biodigestor de modelo canadense. Fonte: Deganutti <i>et al.</i> (2002).	46
Figura 2.14: Biodigestor UASB. Fonte: Freitas <i>et al.</i> (2019).	47
Figura 2.15: Reator de metanização de resíduos orgânicos da UFMG. Fonte: Ferreira (2015).	48
Figura 2.16 - Síntese das etapas de coleta e tratamento até a produção e venda de eletricidade do biogás de RSU. Fonte: Carvalho <i>et al.</i> (2019).	51
Figura 2.17: Processo de conversão de energia química do biogás em eletricidade. Fonte: elaborado a partir de Susuki <i>et al.</i> (2019).	53
Figura 2.18: Os tempos/etapas do motor de combustão interna. Fonte: Moreira e Couto (2019).	54
Figura 2.19: Esquema simplificado de um sistema de turbina a gás. Fonte: Baggio (2017). ..	55
Figura 2.20: Detalhes construtivos de uma turbina a gás. Fonte: França Junior (2008).	56
Figura 2.21: Resumo das estimativas do potencial elétrico de biogás de RSU no Brasil. Fonte: elaborado a partir de Ladim e Azevedo (2008), BRASIL (2012), Barros, Tiago Filho e Silva (2014) e EPE (2014).	61
Figura 2.22: Estágios do ciclo de vida de um produto. Fonte: Henriquez (2016), adaptado de USEPA (2006).	63
Figura 2.23: Fases da ACV. Fonte: Henriquez (2016), adaptado de Chehebe (1998).	63
Figura 3.1: Resumo dos temas e tópicos abordados na metodologia.	69
Figura 3.2: Conceito geral da planta de biodigestão para produção de eletricidade.	70
Figura 3.3: Fronteira do sistema de produto no C0.	77
Figura 3.4: Fronteira do sistema de produto no C1, em que consumo GD significa o uso da eletricidade na modalidade de geração distribuída (GD).	78

Figura 3.5: Fronteira do sistema de produto no C2.	79
Figura 3.6: Fronteira do sistema de produto no C3.	80
Figura 3.7: Fronteira do sistema de produto no C4.	81
Figura 4.1: Receita, custos de O&M e fluxo de caixa para a população mínima de viabilidade econômica (VPL > 0).	90
Figura 4.2: Gráfico de VPL versus população.	91
Figura 4.3: Gráfico de LCOE versus população em escala logarítmica.	92
Figura 4.4: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C0, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).	109
Figura 4.5: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C1, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).	113
Figura 4.6: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C2, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).	117
Figura 4.7: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C3, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).	120
Figura 4.8: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C4, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).	123
Figura 4.9: Gráfico dos impactos normalizados em cada cenário (UF = 1t de LC).	126

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1: Quadro comparativo das principais tecnologias usadas para tratar biogás.	49
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil.	21
Tabela 2.2: Faixas de temperatura de crescimento microbiano.	31
Tabela 2.3: Composição esperada do biogás em função do substrato digerido.	32
Tabela 2.4 - Composição média do biogás gerado na digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.	35
Tabela 3.1: Resumo dos equipamentos necessários e seus respectivos custos relativos, atualizados em BACEN (2021b).	73
Tabela 3.2: Fatores de emissão para gases no transporte por caminhões, em rodovias.	83
Tabela 3.3: Participação adotada dos gases no biogás.	84
Tabela 3.4: Fatores de emissão durante o processo de utilização de biogás em MCI.	85
Tabela 4.1: Resultados de materiais, CH ₄ , potência e energia para a população mínima de viabilidade econômica (VPL > 0).	89
Tabela 4.2: Análise de sensibilidade para o <i>payback</i> em 15 anos, com variações de 10% da tarifa de energia entre 80% a 120%.	93
Tabela 4.3: Análise de sensibilidade para o <i>payback</i> em 10 anos, com variações de 10% da tarifa de energia entre 80% a 120%.	95
Tabela 4.4: Inventário do C0 – fase florestal. Valores referentes à produção de 1t de LC.	97
Tabela 4.5: Inventário do C0 – fase de produção da polpa de celulose florestal. Valores referentes à produção de 1t de LC.	97

Tabela 4.6: Inventário do C0 – fase de recuperação química e produção de energia in situ. Valores referentes à produção de 1t de LC.....	99
Tabela 4.7: Inventário do C0 – fase de transporte da LC para o ASI e fase de tratamento da LC no ASI. Valores referentes à produção de 1t de LC.	100
Tabela 4.8: Inventário do C1 – fase florestal até a fase de transporte da LC para a planta de biodigestão. Valores referentes à produção de 1t de LC.	101
Tabela 4.9: Inventário do C1 – fase da codigestão com a LC. Valores referentes à produção de 1t de LC.	102
Tabela 4.10: Inventário do C1 – fase de produção de eletricidade a partir do biogás. Valores referentes à produção de 1t de LC.	103
Tabela 4.11: Inventário do C2 – fase florestal até a fase de substituição do solo pela LC em ASM. Valores referentes à produção de 1t de LC.	104
Tabela 4.12: Inventário do C3 – fase florestal até a fase de substituição de fertilizante de cal em solo pela LC. Valores referentes à produção de 1t de LC.	105
Tabela 4.13: Inventário do C4 – fase florestal até a fase de substituição da cal para uso em peças cerâmicas pela LC. Valores referentes à produção de 1t de LC.....	105
Tabela 4.14: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C0 (UF = 1t de LC).	107
Tabela 4.15: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C1 (UF = 1t de LC).	111
Tabela 4.16: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C2 (UF = 1t de LC).	115
Tabela 4.17: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C3 (UF = 1t de LC).	118
Tabela 4.18: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C4 (UF = 1t de LC).	121
Tabela 4.19: Impactos calculados e caracterizados por cenário (UF = 1t de LC).....	124

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACR	Ambiente de Contratação Regulada
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AGV	Ácidos graxos voláteis
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANP	Agência Nacional de Petróleo e Gás Natural
APHA	American Public Health Association
AS	Aterro Sanitário
ASI	Aterro Sanitário Industrial
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CH ₄	Metano
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
COVs	Compostos orgânicos voláteis
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
DA	Digestão anaeróbia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Economia Circular
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
Fe ₂ O ₃	Óxido de ferro
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
GEE	Gases de Efeito Estufa
GD	Geração distribuída
H ₂ S	Gás sulfídrico
ISO	International Organization for Standardization (Organização Internacional de Normalização)
LC	Lama de cal
LCOE	Levelized Cost of Energy (Custo Nivelado de Energia)

MBL	Máximo Benefício Líquido
MCI	Motor de Combustão Interna
MgO	Óxido de magnésio
Na ₂ O	Óxido de sódio
N-H ₄ ⁺	Amônio
NH _x – NAT	Nitrogênio amoniacal total
NBR	Norma Técnica Brasileira
pH	Potencial Hidrogeniônico
PCI	Poder calorífico inferior
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RS	Resíduos Sólidos
RSI	Resíduos Sólidos Industriais
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SINIR	Sistema Nacional de Informações sobre Gestão de Resíduos Sólidos
SiO ₂	Óxido de silício
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SV	Sólidos Voláteis
TMA	Taxa mínima de atratividade
TIR	Taxa Interna de Retorno
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente)
VPL	Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	12
1.2.	Objetivos	14
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1.	A Política Nacional de Resíduos Sólidos	15
2.2.	Definição, classificação e caracterização de resíduos sólidos	16
2.3.	A indústria de papel e celulose.....	21
2.4.	Digestão anaeróbia	27
2.5.	Sistemas de geração e tratamento para aproveitamento do biogás de RSU	38
2.6.	A codigestão.....	51
2.7.	Obtenção de energia elétrica a partir do biogás.....	52
2.8.	Abordagem comparativa entre aterros sanitários e biodigestores	57
2.9.	Regulamentação para a energia distribuída.....	58
2.10.	Estudos relevantes sobre o biogás no Brasil	59
2.11.	A avaliação do ciclo de vida.....	62
3.	METODOLOGIA.....	69
3.1.	Estimativas de energia.....	70
3.2.	Análise de viabilidade econômica.....	71
3.3.	A avaliação do ciclo de vida.....	76
4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	89
4.1.	Estimativa de energia e viabilidade econômica.....	89
4.2.	Avaliação do ciclo de vida	96
5.	CONCLUSÕES.....	128
6.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	130
	REFERÊNCIAS.....	131

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos (RS) são produtos inerentes à vida e atividades humanas. A sua geração acompanha processos de urbanização, crescimento populacional, melhoria da qualidade de vida e outros fatores. Estima-se que a geração mundial de RS seja de 2,01 bilhões t/ano e que o setor seja responsável por cerca de 5 % de toda a emissão de gases de efeito estufa (GEE), causando poluição atmosférica e contribuindo com o aquecimento global. Nas áreas urbanas, concentram-se cerca de 3 bilhões de pessoas que geram anualmente 1,3 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU). Com as perspectivas de aumento populacional, urbanização e mudanças na qualidade de vida e padrões de consumo, espera-se que até o ano de 2050, a geração de resíduos cresça em 69,15 %, o que implica em aumentos também para os RSU (KAZA *et al.*, 2018). Essa tendência, aliada a um gerenciamento inadequado dos RS, pode levar a uma gestão mais complexa e custosa, além de oferecer riscos ao meio ambiente e à saúde pública (CARVALHO *et al.*, 2019).

No Brasil, segue-se também uma tendência de crescimento da geração de RS. Ao todo, em 2019, foram gerados mais de 79 milhões de toneladas RSU e espera-se um crescimento de 50 % até 2050. Desse total gerado, quase a metade é composta por matéria orgânica (MO), ou fração orgânica (FORSU) (ABRELPE, 2020), principal responsável pela geração de uma mistura de gases conhecida como biogás. Esse gás, composto em grande parte de metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂), possui um significativo potencial poluidor, e quando não tratado adequadamente, atua como um GEE. Isso ocorre especialmente pela presença do CH₄, que contribui com o aquecimento global em cerca de 21 vezes mais que o CO₂ (BORBA *et al.*, 2018). Porém, se gerenciado adequadamente, o biogás pode passar de um gás poluente a uma fonte renovável de energia, por possuir um poder calorífico inferior (PCI) relativamente elevado. Outros incentivos a esse aproveitamento energético, são a crescente demanda de energia elétrica no Brasil, que projeta crescimentos de 3,8 % a.a. (EPE, 2019), contextos de crise hídrica, a necessidade de diversificação da matriz elétrica brasileira para a segurança energética (EPE, 2020).

Simultaneamente, a indústria de celulose no país se destaca como a segunda maior exportadora do mundo, produzindo aproximadamente 19,7 milhões t/ano de celulose (IBA, 2020). A expressiva geração desse insumo traz também a necessidade de um adequado gerenciamento de seus resíduos e um uso racional de recursos e matérias-primas. Dentre um

dos resíduos dessa indústria, está a lama de cal (LC), de caráter alcalino e com diversas aplicações fora da indústria. A sua aplicação como material de recobrimento intermediário em aterros sanitários (ASs) já foi atestada por Farage *et al.* (2019), podendo oferecer economia de recursos financeiros, até R\$ 30 milhões/ano (FARAGE, 2018), para as indústrias de celulose e redução de impactos ambientais em áreas de empréstimo¹. Outra aplicação da LC, foi estudada por Zhang *et al.* (2014) e Chen, Zhang e Wang (2015), nesses casos os autores avaliaram a utilização do resíduo industrial como cosubstrato em processos de degradação anaeróbia de resíduos alimentares (presentes na FORSU), que ocorrem tanto em ASs como em biodigestores. Os resultados demonstraram uma melhora do processo de digestão anaeróbia (DA) e um aumento da geração de CH₄.

Além das possibilidades de aplicação da FORSU e da LC, a DA gera um subproduto rico em nutrientes e com potencial para uso na agricultura, o digestato (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Entretanto, tanto a LC quanto a FORSU têm suas características e composições muito dependentes do local e condições de geração, o que por sua vez, pode interferir nas características e aplicações do biogás e do digestato (MODOLO *et al.*, 2014; PROBIOGAS, 2015b).

Apesar de inúmeras vantagens isoladas que podem ser apresentadas quanto aos usos alternativos dos resíduos apresentados, torna-se cada vez mais necessária uma abordagem global dos ciclos de vida (CV) dos resíduos e dos produtos a eles associados. Esse fato é demonstrado através de estudos ambientais que utilizam a metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV). Com ela é possível realizar uma ampla avaliação de diversas categorias de impactos ambientais, reunir dados de fluxos de recursos, matérias primas, resíduos e emissões e obter conclusões assertivas quanto à sustentabilidade de algum processo, produto ou serviço. Dessa forma, o entendimento sobre o uso de determinado produto ou da aplicação alternativa de um resíduo pode tornar-se mais racional e adequado na perspectiva ambiental (HENRIQUEZ, 2016).

¹ Áreas onde, por ação antrópica, a camada vegetal é extraída para a exploração do solo. Nessas áreas, há a perda da capacidade de resiliência do ambiente, comprometimento de suas funções originais e irreversibilidade da tendência de degradação na escala de tempo humano. No Brasil, o solo utilizado na operação dos aterros sanitários é extraído das áreas de empréstimo (ALVES; SOUZA, 2008; ALMEIDA *et al.* 2015; FARAGE, 2018).

Diante desse contexto, o presente estudo se justifica pela necessidade que se estabelece de aprofundar o conhecimento a respeito da viabilidade econômica e ambiental da codigestão da FORSU com a LC para o aproveitamento energético do biogás em biodigestores e potencialmente em ASs. Em consequência, ao aliar o uso da metodologia de ACV e a análise de viabilidade econômica, pode-se contribuir com o fornecimento de uma alternativa para aumentar a geração de CH₄ do biogás em ambientes anaeróbios, propiciar a geração de eletricidade de fonte renovável para uso, especialmente local, estimular a diversificação da matriz elétrica brasileira, reduzir emissões de GEE e evitar demais impactos ambientais.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo geral

O objetivo geral da pesquisa é estudar, a partir do biogás gerado pela codigestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) com a lama de cal (LC), a viabilidade econômica e o desempenho ambiental da utilização desse gás como fonte de energia elétrica.

1.2.2. Objetivos específicos

Os objetivos específicos da pesquisa, para viabilizar o atingimento do objetivo geral, são:

- Realizar estimativas da energia disponibilizada pela codigestão de um sistema de biodigestão proposto.
- Calcular indicadores e analisar a viabilidade econômica de um sistema para o aproveitamento da eletricidade produzida a partir do biogás da codigestão.
- Estudar a os aspectos ambientais da codigestão, da FORSU com a LC como alternativa, a partir da metodologia de ACV.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. A Política Nacional de Resíduos Sólidos

A Lei Federal 12.305/2010 (BRASIL, 2010a), institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que trata, dentre outras matérias, de definições e instrumentos importantes para a prática de princípios e atingimento de objetivos estabelecidos pela própria Lei. Baseada em definições norteadoras, a PNRS incorpora conceitos como ciclo de vida de produtos, gestão integrada de RS e logística reversa, que ajudam a embasar práticas de gestão de RS voltadas ao desenvolvimento sustentável no Brasil. Dentre os princípios adotados pela Política, estão a ecoeficiência, a cooperação entre os diferentes segmentos da sociedade e o reconhecimento dos RS como bens dotados de potenciais valores econômicos e sociais. A PNRS visa, com seus objetivos, estimular a adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas para minimização de impactos ambientais e estímulo à implementação de avaliações do ciclo de vida de produtos.

Para o atingimento dos objetivos propostos, a PNRS vale-se de inúmeros instrumentos, sendo alguns deles a coleta seletiva, os sistemas de logística reversa, os inventários de RS, o Sistema Nacional de Informações sobre Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR), a cooperação entre setores públicos e privados e os planos de RS. Quanto a esse último instrumento, foi elaborado em nível nacional, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que em consonância com a PNRS e seu decreto regulamentador (Nº 7.404/2010; BRASIL, 2010b), apresentou diretrizes e estratégias para a eliminação de lixões e aterros controlados e desenvolvimento de tecnologias para a redução da disposição final em ASSs.

Com isso, a PNRS estimula a redução da geração de resíduos, a recuperação energética e o aproveitamento dos mesmos, seja quando a única destinação possível são os ASSs, ou quando há possibilidade do uso de MO em biodigestores. Assim, a Política compatibiliza a disposição e destinação adequada dos RS com o uso e desenvolvimento de novas tecnologias que possam proporcionar um melhor tratamento, aproveitamento e recuperação dos RS.

Cabe ainda ressaltar que, de maneira complementar e agregativa à PNRS, tem se consolidado cada vez mais no mundo, o conceito e a prática da economia circular (EC) (JOENSUU; EDELMAN; SAARI, 2020), que tem por finalidade modificar a concepção dos sistemas produtivos e de consumo para torna-los mais sustentáveis. Esses sistemas se

estruturam majoritariamente em um modelo linear e aberto, ou seja, a matéria prima é extraída, transformada em produto, que se torna resíduo e que por fim pode ser descartado ou disposto de maneira ineficiente e agressiva ao meio ambiente (FOUNDATION, 2017). A EC propõe o fechamento desses sistemas, a fim alcançar um desenvolvimento mais sustentável, com uso de energias renováveis, redução de impactos ambientais e de desperdícios de matéria prima, menor geração de resíduos e valorização econômica desses resíduos.

A EC se fundamenta em sólidos princípios e conceitos que têm se aprimorado. É reconhecida e estudada pela academia, propicia estudos de avaliação de ciclo de vida e é também praticada por indústrias e cidades, sendo entendida como uma peça chave para o desenvolvimento sustentável, principalmente nos ambientes mais urbanizados (JOENSUU; EDELMAN; SAARI, 2020). Nota-se, portanto, que a EC não apenas se alinha à PNRS, mas também fornece bases teóricas, conceituais e práticas para uma implementação aprofundada da PNRS e do desenvolvimento sustentável no Brasil. Assim, inclui-se nesse alinhamento, o aproveitamento de energético de fontes renováveis, gerenciamento sustentável de resíduos e sinergia entre indústria, sociedade e economia.

2.2. Definição, classificação e caracterização de resíduos sólidos

2.2.1. Definição e classificação

A definição de RS e suas classificações no Brasil têm como principais referências a PNRS e a norma técnica NBR 10004/2004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Segundo a ABNT, os RS são:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004, p. 1).

Ainda quanto às classificações, a norma diferencia resíduos perigosos e não perigosos, separando-os em classe I e classe II, respectivamente. Os resíduos não perigosos, podem ser subdivididos em não inertes e inertes, correspondendo a classe II A e classe II B, respectivamente. Quanto aos resíduos perigosos (classe I), a norma estabelece critérios e referências para que assim sejam enquadrados. São eles: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

Já a PNRS, em seu Art. 13, classifica os RS, quanto à origem, da seguinte forma (BRASIL, 2010a, p. 7):

I - quanto à origem:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;

k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

2.2.2. Resíduos sólidos urbanos

A geração de RSU é uma consequência da vida nos centros urbanos e está ligada ao crescimento populacional, consumo e grau de desenvolvimento do país (KAZA *et al*, 2018). No Brasil, a geração de RSU e seus valores *per capita*, seguem uma tendência crescente pelo menos nos últimos 10 anos (2010 a 2019), conforme os dados fornecidos pelos relatórios anuais da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Sólidos (ABRELPE) (figura 2.1). Em 2019, o país gerou 79,6 milhões t/ano de RSU, representando um aumento de 19 %, enquanto que a geração *per capita* atingiu 1,039 kg/hab.dia, representando um aumento de 9 % em relação a 2009.

Faz-se importante destacar que entre 2015 e 2016 o relatório deste último ano apresenta a recessão econômica do período como fator impactante no setor de RSU, o que pode justificar as quedas na geração de resíduos e na geração *per capita*, conforme apresenta-se no gráfico. Além disso, observa-se que a redução na geração se mostrou menor do que na geração *per capita*, comportamento que poderia ser explicado pelo aumento populacional no Brasil de 0,8%. Em relação às perspectivas para a geração de RSU, estima-se que em 2050 o Brasil alcançará a geração de cerca de 120,9 milhões t/ano, um crescimento de 50 % em relação a 2020. Esse valor, acompanhado de um aumento de 84,4 % do produto interno bruto (PIB) brasileiro e de um crescimento populacional projetado de 12 %, indica também a elevação da geração *per capita* no país (ABRELPE, 2020).

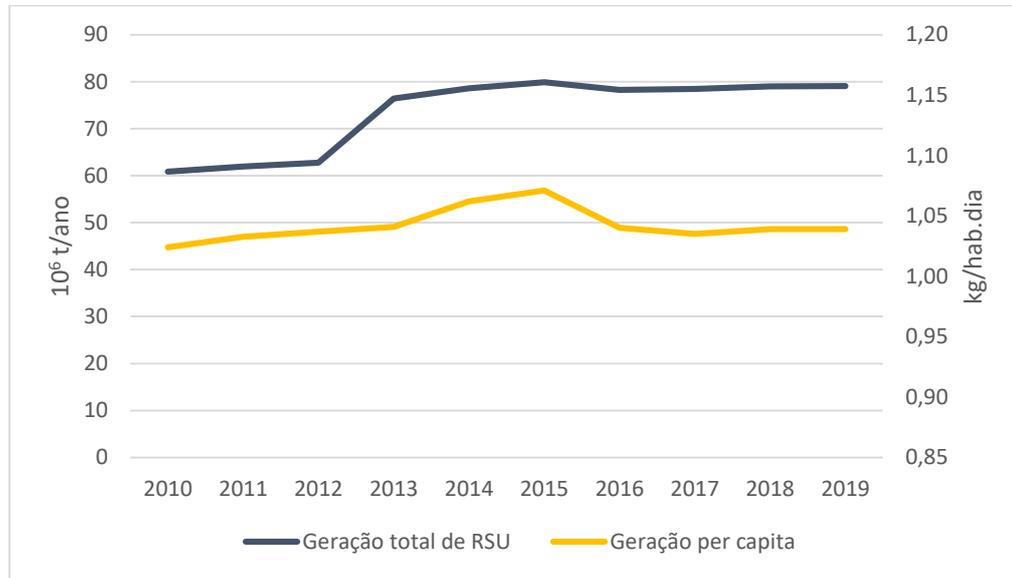


Figura 2.1: Dados da evolução em 10 anos de geração de RSU e geração per capita de RSU no Brasil. Fonte: Elaborado a partir dos ‘Panoramas de Resíduos Sólidos’ da ABRELPE de 2010 a 2020.

A coleta de RSU no país abrange 72,7 milhões t/ano e equivale a uma cobertura de 92 % do total gerado, restando assim, 8 % ‘não coletados’, que correspondem a mais de 6,3 milhões de t/ano. Após coletados, esses resíduos têm como principais destinos os: ASs, aterros controlados e os lixões. Como mostra a Figura 2.2, os ASs recebem 59,5 % dos resíduos coletados e são uma destinação segura quanto aos aspectos ambientais e sanitários, pois contam com conjuntos de sistemas e medidas necessários à proteção do meio ambiente e da saúde pública (BARROS, 2012). Por outro lado, os aterros controlados e lixões, ainda recebem juntos cerca de 29 milhões de t/ano, correspondendo a 40,5 % dos RSU coletados. Esses destinos são considerados alternativas ambientais inadequadas para a disposição de resíduos, além de serem proibidos pela PNRS, conforme seu Art. 47 (BRASIL, 2010a).

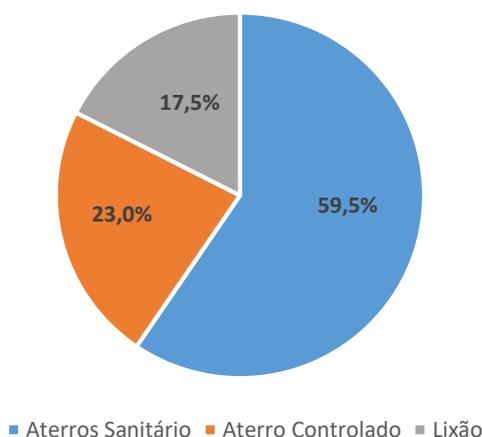


Figura 2.2: Dados de destinação final dos RSU coletados no Brasil em 2019. Fonte: Adaptado de ABRELPE (2020).

Isso significa que esses RSU, incluindo os não coletados, ainda são dispostos de forma a oferecer riscos sanitários e ambientais, por meio da disseminação de doenças, poluição dos solos, ar e recursos hídricos. Ao todo, os custos ambientais e com tratamentos de saúde chegam a U\$\$ 1 bilhão por ano e cerca de 77,65 milhões de pessoas têm suas saúdes diretamente afetadas pela disposição inadequada dos RSU. Tendo em vista essa realidade, estima-se que mantendo o mesmo ritmo de 0,72 %/ano de redução das disposições inadequadas, o país precisará de 55 anos, a partir de 2020, para extinguir os aterros controlados e os lixões (ABRELPE, 2020).

Dentre o percentual de RSU coletados, há a fração orgânica (FORSU) que, como pode-se observar na tabela 2.1, corresponde a 45,3 % dos resíduos gerados no Brasil. Calcula-se que cada pessoa gere anualmente cerca de 170 kg dessa fração (ABRELPE, 2020). A FORSU se caracteriza pela elevada biodegradabilidade de seus componentes e é representada por resíduos como restos de comida, resíduos de jardinagem e outros (KAZA *et al.*, 2018). Pela sua natureza, a FORSU é passível de reaproveitamento ou reciclagem, permitindo o uso da compostagem e até mesmo o seu aproveitamento energético através, por exemplo, da geração de energia elétrica. Assim, o destino final mais adequado dessa fração não são os ASs, uma vez que possui potenciais a serem explorados e, se gerenciada de modo inadequado, oferece riscos, como a poluição atmosférica por GEE (ZAGO; BARROS, 2019). Além disso, a PNRS prevê que a

ordem de prioridade para os RS seja a não geração, redução, reaproveitamento e reciclagem, tendo apenas como última alternativa, a disposição em ASs (DOMINGUEZ; GOMEZ, 2010).

Tabela 2.1: Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil.

Resíduos	Participação
Materiais recicláveis secos	35,00%
Metals	2,30%
Embalagens multicamadas	1,40%
Papel e papelão	10,40%
Plásticos	16,80%
Vidro	2,70%
Outros	1,40%
Têxteis, couros e borrachas	5,60%
Matéria orgânica	45,30%
Rejeitos	14,10%
Total	100,00%

Fonte: elaborado a partir de ABRELPE (2020).

No que tange aos aspectos econômicos e sociais, o setor de RSU no Brasil emprega cerca de 332 mil pessoas e movimentada aproximadamente R\$ 28,1 bilhões/ano. Em termos *per capita*, esse valor representa R\$ 128,44/hab.ano (ABRELPE, 2019, 2020), que em comparação com outras regiões urbanas no mundo, é relativamente baixo. Centros urbanos como Londres, Paris, Cidade do México e Tóquio, apresentam valores médios de R\$ 240,00, R\$ 430,00, R\$ 1.060,00 e R\$ 1.220,00/hab.ano, respectivamente (CARVALHO *et al.*, 2019).

2.3. A indústria de papel e celulose

A celulose é um biopolímero de cadeia longa, extraído das paredes celulares de plantas e, por esse motivo, presente em abundância no planeta terra. A polpa celulósica é obtida principalmente da madeira das árvores e o seu uso e aplicação permeiam toda a indústria e economia (BNDES, 2010). Muito além dos diversos tipos de papéis disponíveis, a celulose é matéria prima para tecidos, produtos de higiene (absorventes de alta qualidade), remédios, biocombustíveis e até mesmo para alimentos industrializados (BATISTA, 2018). Além disso, pela sua

natureza orgânica, é reconhecida como um material que contribui para o uso sustentável dos recursos naturais (HUBER *et al.*, 2012).

Ao alcançar uma produção de mais de 170 milhões ton/ano de celulose, as indústrias mundiais do setor são uma importante força econômica. Naturalmente, o consumo de recursos é volumoso e entre os principais estão a energia, água, madeira e produtos químicos (SINPA-CEL, 2018). No cenário mundial, o Brasil é o segundo maior produtor de celulose, com 19,7 milhões de ton/ano, que representa mais de 67% do setor que envolve a produção de madeira, papel, celulose e outros. Em relação ao papel, o país se encontra em décimo lugar, produzindo 10,5 milhões ton/ano. Para a balança comercial, as exportações geram um saldo de mais de U\$\$ 10,3 bilhões (IBA, 2020).

2.3.1. O processo produtivo

Em geral, as fábricas de papel e celulose são integradas. O processo produtivo, de forma resumida, envolve em sequência: a extração da madeira das áreas florestais, a produção da polpa celulósica e a produção do papel, a partir da polpa. Dentre os processos mais utilizados para a produção da polpa de celulose, dois deles se destacam: os processos termo-mecânicos e o kraft. Ambos visam a degradação e separação dos compostos da madeira, como lignina, polissacarídeos e outros, da celulose. Para isso, os processos termo-mecânicos têm por princípio o rompimento das fibras da madeira a partir de intensas forças de cisalhamento sob altas temperaturas. Por outro lado, o processo kraft, utilizado por 81% da indústria Brasileira, provoca a separação das fibras pelo cozimento químico em meio alcalino, a partir do uso de soluções químicas capazes de realizar o que se chama de “digestão da madeira”. Esse processo é o mais difundido também no mundo (GALDIANO, 2006; BATISTA, 2018).

O processo kraft é precedido pela extração das toras de madeira, descascamento, lavagem, transformação em cavacos e classificação dos cavacos. Ao chegar no digestor a madeira, selecionada e reduzida em tamanho, é cozida em temperaturas de até 170°C pelo licor de cozimento, conhecido como licor branco, e composto de hidróxido de sódio (NaOH) e sulfeto de sódio (Na₂S) (KRAVETZ, 2018). A digestão produz uma massa difusa, composta de fibras individualizadas e de remanescente de licor, denominado licor negro. A separação é realizada

em filtros lavadores e com ela a polpa de celulose segue para uma etapa de depuração de rejeitos, sem o licor negro. Quando a polpa ainda contém teores de lignina residual, capaz de causar coloração marrom indesejada, é enviada à etapa de branqueamento. Após esse processo, a polpa branqueada está pronta para ser utilizada como produto ou como matéria-prima para a produção de papel (figura 2.3).

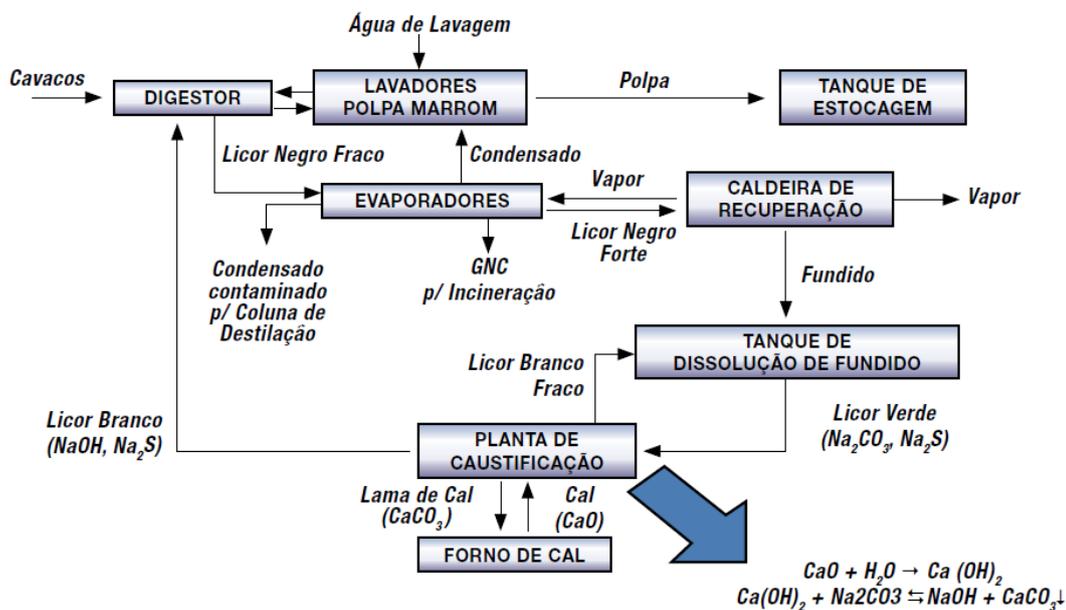


Figura 2.3: Diagrama de cozimento e recuperação de químicos no processo Kraft. Fonte: Campos e Foekel (2016).

O licor negro, gerado na lavagem da polpa, segue para uma etapa de recuperação química, onde é produzida energia (vapor e eletricidade) pela sua queima e recuperados o NaOH e o Na₂S. A lavagem da polpa dilui o licor negro, que passa a ser denominado licor negro fraco. Para que haja o aproveitamento da MO presente, o licor passa por evaporadores, transforma-se em licor negro forte e segue para a caldeira de recuperação, onde é feita a sua queima. Nesta etapa são produzidos os fundidos, compostos de carbonato de sódio (Na₂CO₃) e sulfeto de sódio (Na₂S). Misturados e diluídos no tanque de dissolução, o Na₂CO₃ e o Na₂S compõem o licor verde, que segue para a última etapa da recuperação química (CAMPOS; FOEKEL, 2016).

É na planta de caustificação que o processo de recuperação se completa. Cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), ou apagada, é adicionada ao licor verde, que reage com o Na_2CO_3 e forma o hidróxido de sódio (NaOH) e o carbonato de cálcio (CaCO_3), este último conhecido como lama de cal. Assim, o licor de cozimento, licor branco, é reconstituído para retornar à etapa de digestão da madeira (CAMPOS; FOEKEL, 2016).

Já a produção do papel, normalmente integrada à da celulose, tende a ter distinções em função do tipo de papel a ser produzido. Porém, de forma geral, o processo simplificado ocorre nas máquinas de papel, que promovem o desaguamento da polpa celulósica, a prensagem, secagem, enrolamento e/ou corte (CASTRO, 2009).

O processo kraft de produção da polpa de celulose possui elevados índices de recuperação energética e de matéria-prima. Como mostra Kravetz (2018) em um estudo de desempenho energético, é possível obter uma média de recuperação energética de 86% e de biomassa de mais de 54%. Há ainda o potencial de recuperação química de até 98% e muitas indústrias de celulose já são caracterizadas como autossuficientes, tendo entre 60 e 70% de sua energia oriunda apenas da caldeira de recuperação. Quando integradas, as unidades de produção de celulose e papel, em geral, precisam de energia adicional em função das demandas da unidade produtora do papel (GALDIANO, 2006; KRAVETZ, 2018).

2.3.2. Os resíduos sólidos e efluentes gerados

Apesar dos elevados índices de recuperação, as indústrias de papel e celulose geram importantes resíduos e efluentes líquidos e gasosos, que devem ser tratados e destinados adequadamente. Em se tratando de efluentes gasosos, o processo kraft emite principalmente dióxidos de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x), materiais particulados (MP) e compostos orgânicos voláteis (VOC). Esses compostos são potenciais fontes de poluição ambiental atmosférica, contribuindo para a redução da qualidade do ar e para o aquecimento global (QUINTIERE, 2012). Já os efluentes líquidos são gerados em todas as etapas da produção. Neles estão presentes MO composta de sólidos suspensos e fibras finas. Existem também cargas importantes de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), de demanda química de oxigênio (DBO) e compostos organoclorados (AOX). Se lançados inadequadamente no ambiente, esses efluentes podem poluir a água pela sua turbidez elevada, afetando a disponibilidade de recursos hídricos

e prejudicando a vida aquática, incluindo desde peixes a demais espécies que habitam esses ambientes (BATISTA, 2018). O fluxograma da figura 2.4 apresenta o fluxo de geração de alguns desses resíduos.

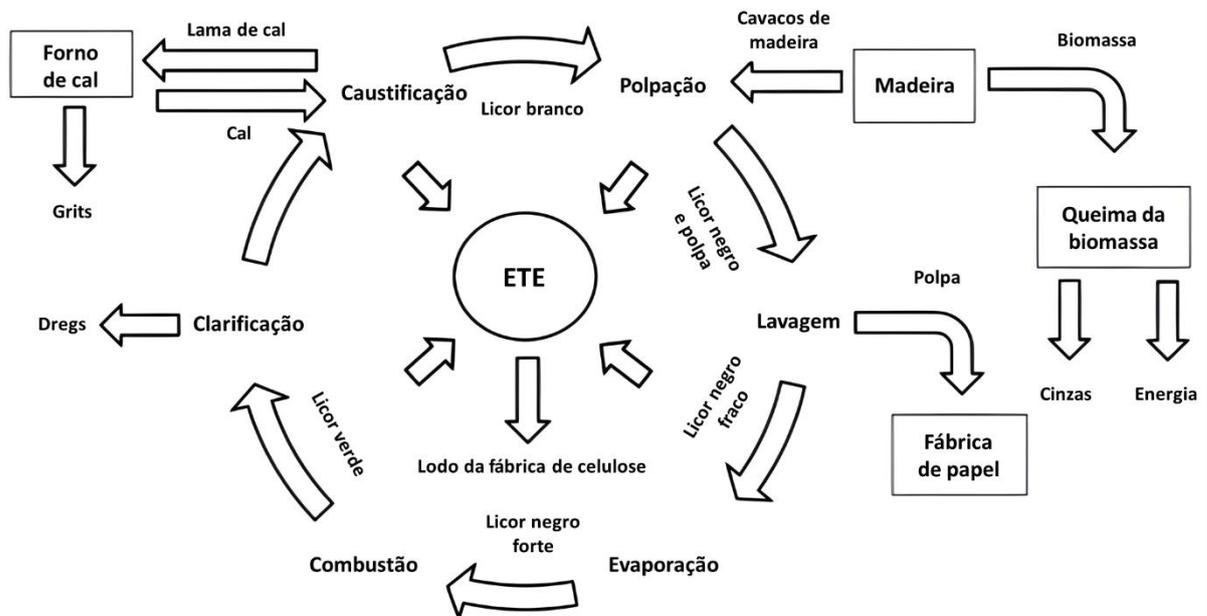


Figura 2.4: Resumo do processo kraft, da geração e tratamento de resíduos como dregs, grits, cinzas, lodo da fábrica de celulose oriundo da estação de tratamento de esgotos (ETE) e da formação da lama de cal. Fonte: adaptada de Simão *et al.* (2018).

Por fim, os resíduos sólidos (RS) mais comuns são orgânicos como, cascas sujas, serragem e lodo orgânico. Já os principais inorgânicos são as cinzas, dregs, grits e lama de cal (LC). Este último, gerado na etapa de caustificação para transformação do licor verde, torna-se um resíduo especialmente quando ocorrem interrupções para limpeza e manutenção de equipamentos (MODOLO *et al.*, 2014; BENINI *et al.*, 2019). No Brasil a geração anual de dregs, grits e lama de cal, estimada por IBA (2019), foi de 700 mil toneladas/ano e representa cerca de 4,6 % da geração de total resíduos sólidos das indústrias de celulose. Quando a destinação ou tratamento não são adequados, esses resíduos podem poluir desde águas superficiais e subterrâneas à atmosfera, pela sua degradação não controlada no ambiente (AMARAL, 2016).

2.3.3. Caracterização e classificação da lama de cal

Sendo a LC constantemente reutilizada como matéria-prima para o processo de recuperação ou clarificação do licor de cozimento, ela é nomeada pela indústria como um subproduto (BENINI *et al.*, 2019). Porém, quando ocorrem interrupções para limpeza e manutenção de equipamentos, torna-se um resíduo. Nesse contexto, estima-se que a cada tonelada de polpa celulósica produzida, sejam descartados 15 kg de LC (MODOLO *et al.*, 2014; BENINI *et al.*, 2019).

Apresentada na figura 2.5, a LC tem sua composição dependente da matéria-prima da celulose e dos processos a serem utilizados em sua extração, o que gera variações nos percentuais e nos elementos presentes, dentro da própria indústria e entre países. Apesar disso, em geral, sua composição chega a ter 97 % carbonato de cálcio (CaCO_3), com os 3 % restantes distribuídos em compostos como óxido de ferro (Fe_2O_3), óxido de magnésio (MgO), óxido de silício (SiO_2), óxido de sódio (Na_2O), além de elementos-traço (caracterizados pela baixa concentração, mas impactos potenciais elevados). As partículas da LC são finas e geradas com diâmetro médio entre 10 μm e 15,25 μm (MODOLO *et al.*, 2014; RODRIGUES *et al.*, 2016). Pela presença de carbonato de cálcio, o potencial hidrogeniônico (pH) da LC pode ter valores entorno de 12, conferindo a ela um caráter alcalino. Apesar da denominação “lama” de cal, comumente utilizada, esse resíduo possui umidade relativamente baixa, variando entre 25 % e 35 %. Quanto à nomenclatura, a preponderância de CaCO_3 implicaria, a rigor, que a nomenclatura adequada quanto à sua composição química majoritária, fosse “lama de carbonato de cálcio”. Porém, atendendo à referência comumente utilizada e àquela quimicamente adequada, ambos os nomes doravante, serão adotados como sinônimos (BENINI *et al.*, 2019).



Figura 2.5: Lama de cal gerada no processo kraft de produção da celulose. Fonte: Ferreira, Folgueras e Amarin (2017).

Conforme a PNRS (BRASIL, 2010a), a LC pode ser definida, segundo sua origem, como um resíduo sólido industrial (RSI). Quanto à sua classificação, baseada na ABNT NBR 10004/2004, Amaral (2016) e Rocha e Cândido (2017), concluíram que as amostras das lamas estudadas seriam RSI de classe II A, ou seja, não perigosos e não inertes. Por outro lado, um estudo realizado por Simão *et al.* (2015), classificou a amostra de LC como um RSI de classe I, perigoso, por apresentar características corrosivas. Apesar dessa diferença de classificação, a LC pode ter diversas aplicações dentro e fora da indústria, desde que tenha o tratamento adequado. Quando isso não ocorre, águas superficiais e subterrâneas, assim como a atmosfera, podem sofrer impactos negativos por sua poluição (AMARAL, 2016). Algumas das possíveis aplicações da LC são como neutralizador e fertilizante de solo (PAIM, 2007), uso em blocos e peças cerâmicas (IZIDIO; SUBTIL; ANDRADE, 2013), tratamento de efluentes (ZHANG *et al.*, 2017), uso como material de recobrimento intermediário em ASs (FARAGE *et al.*, 2019) e estabilizador para digestão anaeróbia de resíduos alimentícios (ZHANG *et al.*, 2014).

2.4. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia (DA) é um processo natural de degradação de substratos orgânicos que ocorre por meio de inúmeras e complexas reações bioquímicas. Diferentemente da degradação aeróbia, a DA ocorre em condições anaeróbias, na ausência de oxigênio, e depende primordialmente de populações de microrganismos como bactérias e archaeas (ADEKUNLE;

OKOLIE, 2015). A degradação se dá tanto por processos oxidativos quanto fermentativos (BARROS, 2012). O resultado da DA é composto por uma parte gasosa, denominado biogás, e uma parte sólida/semissólida, denominada digestato. O biogás é a mistura de gases como metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), gás sulfídrico (H_2S), nitrogênio (N_2), umidade (H_2O), hidrogênio (H) e outros. Pela presença do CH_4 , o biogás pode apresentar valores de poder calorífico de até aproximadamente 35 MJ/Nm^3 e assim, viabilizar aplicações energéticas (AVELLAR, 2001). Já o digestato, é rico em amônio (N-H_4^+) e outros nutrientes (PROBIOGAS, 2015a; ADEKUNLE; OKOLIE, 2015), o que possibilita o seu emprego como biofertilizante agrícola.

Apesar de ser um processo natural, a DA ocorre também em processos, atividades e estruturas desenvolvidas pelo ser humano, uma vez que basta haver um substrato orgânico e condições anaeróbias e ambientais adequadas para que ela ocorra. Assim, é predominantemente por meio desse processo que a FORSU é decomposta nos ASs. Entretanto, neste ambiente, há pouco controle sobre os fatores que influenciam o desenvolvimento ótimo da DA, tornando as características do biogás muito variáveis. Por outro lado, em se tratando de ambientes controlados, os biodigestores são projetados para otimizar a degradação anaeróbia da MO, estabilizando-a, gerando um biogás e digestato de melhores qualidades e atratividades quanto a suas aplicações (PROBIOGAS, 2015a).

2.4.1. Fases da digestão anaeróbia

A DA pode ser dividida em várias fases. Em geral, há consenso de que ela pode ser fragmentada, sem prejuízos, em até cinco fases ou etapas sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese (CHERNICHARO, 2007). Em cada uma dessas etapas, há a preponderância de grupos de bactérias e archaeas específicos, que atuam e interagem de maneiras diversas e geram subprodutos metabólicos distintos. A apresentação dessas etapas segue o fluxo natural de simplificação da MO, composta por moléculas complexas como carboidratos, proteínas e lipídeos. Assim, a cada fase da digestão, os compostos da MO tendem a níveis moleculares menos complexos e de menor peso (POQUET *et al.*, 2018). As etapas são apresentadas no fluxograma da figura 2.6 e detalhadas na sequência.

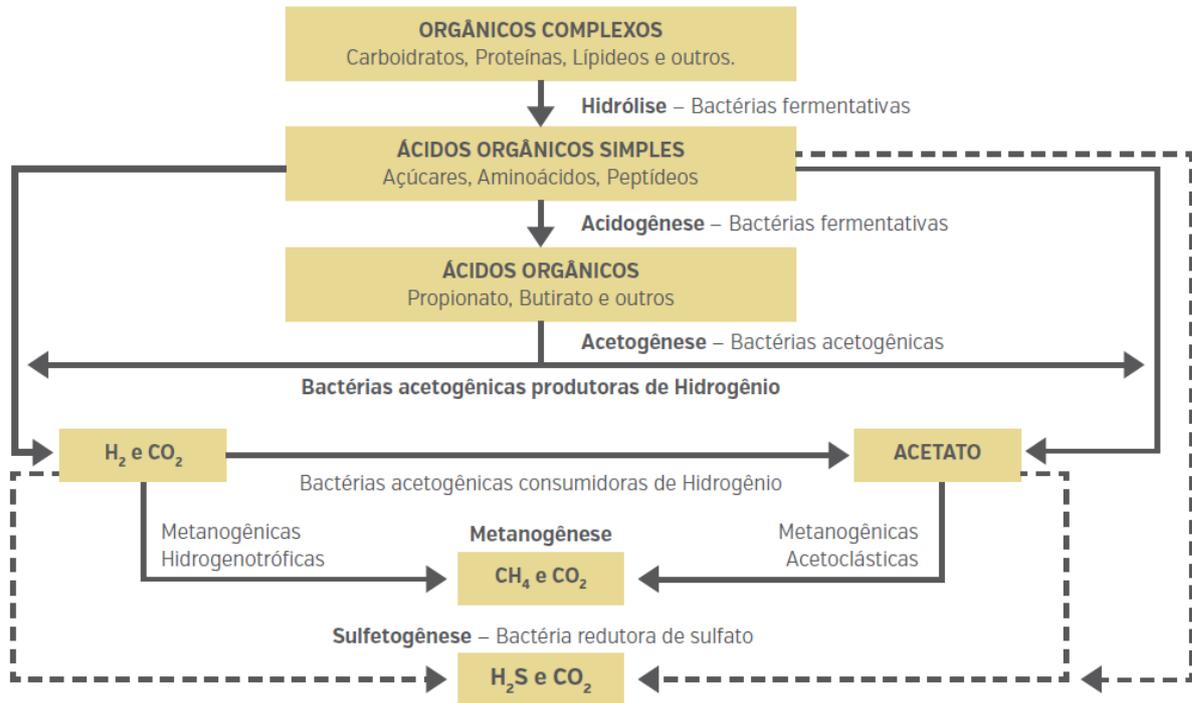


Figura 2.6: Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos no processo de digestão anaeróbia com redução de sulfato. Fonte: PROBIOGAS (2015b).

- **Hidrólise:** consiste na quebra dos carboidratos, proteínas e lipídeos da MO. Bactérias hidrolíticas liberam exoenzimas, que transformam os compostos complexos em aminoácidos, açúcares e ácidos graxos de cadeia longa, materiais mais simples e solúveis em água. Essa etapa pode ser uma limitadora da DA (CHEN *et al.*, 2014).
- **Acidogênese:** a partir dos compostos gerados na etapa anterior, bactérias fermentativas acidogênicas liberam como produto de seu metabolismo ácidos orgânicos como ácidos graxos voláteis (AGV) de cadeia curta (propionatos e butironatos), álcoois, ácido lático, compostos minerais e biomassa microbiana (CHEN *et al.*, 2014). Nessa fase, a produção de ácidos dá o nome à etapa e a predominância é de bactérias anaeróbias estritas (SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017).
- **Acetogênese:** os AGV e outros compostos são transformados em acetato, H_2 (g) e CO_2 (CHEN *et al.*, 2014). Nesse caso, os microrganismos responsáveis pela quebra da MO, bactérias

acetogênicas, estabelecem relações simbióticas com as archaeas metanogênicas (ADEKUNLE; OKOLIE, 2015).

- **Metanogênese:** o H_2 (g) gerado na acetogênese é consumido pelas archaeas metanogênicas para metabolizar o acetato. Isso contribui para a sobrevivência do grupo das acetogênicas, que são sensíveis a altas pressões de H (ADEKUNLE; OKOLIE, 2015). Na etapa de metanogênese, o acetato, CO_2 e H_2 , são consumidos para gerar CH_4 e CO_2 . Entre 60 % a 70 % do metano é produzido por um grupo de metanogênicas denominadas acetoclásticas, pois utilizam como fonte de energia e carbono, o acetato (MENDONÇA, 2009). O restante do metano é gerado pelas hidrogenotróficas, que consomem o hidrogênio, fonte de energia, na presença de CO_2 (CHEN *et al.*, 2014).
- **Sulfetogênese:** é uma etapa na qual sulfatos, sulfitos e compostos sulfurados são simplificados a H_2S . Essa etapa ocorre condicionalmente à presença de uma MO ou um meio que contenha grandes quantidades de sulfato (SO_4^{2-}) (PROBIOGAS, 2015b). Nela, as bactérias redutoras de sulfato (BRS), podem competir com as archaeas metanogênicas, comprometendo a produção de metano em detrimento da geração de H_2S (BARROS, 2012; CHEN *et al.*, 2014).

2.4.2. Fatores intervenientes

A DA é um processo muito sensível a fatores relacionados ao substrato, ao meio onde ocorre a digestão e às condições de operação (CHERNICHARO, 2007). Quando atuam de forma a interferir negativamente no processo, os fatores podem reduzir a geração de biogás, já que o grupo mais sensível a eles são as archaeas metanogênicas. Entretanto, o inverso também é verdadeiro e quando há um equilíbrio adequado, há estabilidade do processo. Por esse motivo, especialmente em ambientes controlados, o ajuste e o monitoramento desses fatores é muito relevante quando se objetiva priorizar a geração de biogás e CH_4 (BARROS, 2012; SIDDIQUE; WAHID, 2018). Na sequência, são descritos alguns dos fatores mais relevantes para a DA, as suas condições ideais e seus possíveis impactos.

- pH do meio: o pH influencia a solubilização da MO, processo necessário para a sua degradação pelos microrganismos, que também dependem dele para as reações enzimáticas. Em geral, a faixa ótima para a maior geração de biogás é a neutra, entre 6,8 – 7,2. Entretanto, para cada grupo de microrganismos de cada fase da DA, há um pH ideal. Nas fases de hidrólise e acidogênese, a faixa de pH ótima está entre 5,5 – 6,5, já para a metanogênese esse valor está entorno de 7,0. Ao longo da DA, a própria dinâmica dos microrganismos tende a gerar variações do pH como forma de ajuste natural para o andamento do processo. Porém, desequilíbrios podem ocorrer. Nesse caso, as archaeas metanogênicas poderão deixar de consumir acetatos, que se acumularão e reduzirão o pH do meio, inibindo a metanogênese e gerando um efeito de retroalimentação negativa do processo. Em valores de pH mais elevados, as BRS se sobressaem às archaeas metanogênicas, o que pode impactar negativamente a produção de CH₄, uma vez que as BRS gerarão gás sulfídrico (H₂S) (SIDDIQUE; WAHID, 2018).
- Temperatura: o desenvolvimento ótimo dos microrganismos é altamente dependente da estabilidade térmica do ambiente e de suas faixas de sobrevivência. Apesar de possuírem de 80 a 90 % de água em suas células, eles não contam com mecanismos internos de controle de temperatura. Assim, amplitudes térmicas elevadas ou faixas de temperatura menos adequadas, podem inibir o crescimento das populações microbianas ou até eliminá-las, afetando, inclusive, a geração de biogás. Neste caso, os reatores biológicos, também conhecidos como biodigestores, permitem um controle mais criterioso desse parâmetro, mantendo-o mais estável e dentro da faixa mais favorável de desenvolvimento (ARAUJO; NUNES; PANOSSO, 2012). As faixas de temperatura relacionadas à afinidade térmica de cada grupo microbiano são as seguintes (Tabela 2.2):

Tabela 2.2: Faixas de temperatura de crescimento microbiano.

Faixa	Intervalo (°C)
Psicrófila	0 – 20 °C
Mesófila	20 – 45 °C
Termófila	45 – 70 °C

Fonte: adaptado de Lettinga *et al.* (1996).

A faixa psicrófila é adequada para microrganismos adaptados a temperaturas mais baixas, por possuírem menos água em suas células. Dessa forma, as atividades enzimáticas e reações químicas tendem a ser menos dependentes da água e da temperatura. Porém, ao mesmo tempo, as taxas de crescimento e as reações metabólicas tendem a ser mais lentas, a suscetibilidade a variações térmicas tende a ser maior e a produção de biogás se torna reduzida.

A faixa mesófila, ou mesofílica, é a mais favorável à produção de biogás e à eficiência da degradação. Ela combina boas taxas de degradação e geração de biogás com um ambiente microbiano favorável e equilibrado para o processo. A maioria dos autores entende que a faixa ótima para a DA desse grupo está entre 35 – 40 °C.

Já a faixa termófila possui a vantagem de elevar significativamente as taxas de degradação e auxiliar em uma eliminação mais eficiente de patógenos. Porém, as instabilidades para o controle dos parâmetros são maiores e aumentam-se os riscos de uma geração excessiva de propionatos e AGV, o que reduz a qualidade do composto estabilizado.

- **Inoculação:** os inóculos são materiais biológicos que já passaram por algum tratamento biológico, por isso, são ricos em enzimas e comunidades microbianas já bem estabelecidas. A inoculação contribui, em geral, com o início da DA, acelerando-a para se alcançar menores tempos de detenção, maior estabilidade e aumentos de até 53 % da geração de CH₄ (ROMERO *et al.*, 2016).
- **Fração orgânica:** a parcela orgânica do material a ser digerido é o principal substrato da DA. Não apenas para os RSU, mas para qualquer fonte de MO, as características dessa fração têm uma relação direta com a produção de CH₄ (BARROS, 2012). Como mostra a Tabela 2.3, cada composto da fração orgânica (substrato) tende a gerar percentuais diferentes de cada gás constituinte do biogás.

Tabela 2.3: Composição esperada do biogás em função do substrato digerido.

Substrato	CH ₄	CO ₂	NH ₃	H ₂ S
Carboidratos (Glicerina)	50%	50%	-	-

Substrato	CH₄	CO₂	NH₃	H₂S
Gorduras (Tripalmitina)	71%	29%	-	-
Proteínas	38%	38%	18%	6%

Fonte: adaptado de PROBIOGAS (2015b).

- **Tamanho das partículas:** a superfície específica das partículas do substrato interfere na velocidade de degradação, especialmente para a etapa da hidrólise (VIGUERAS *et al.*, 2016). Partículas maiores (de até 3 cm), podem reduzir a taxa de produção de CH₄ e até mesmo gerar problemas operacionais em reatores. Por outro lado, partículas menores oferecem superfícies específicas maiores, aceleram o processo global e podem elevar a produção de CH₄. Agyeman e Tao (2014) obtiveram um aumento de 10 % para 29 % de geração de CH₄, ao reduzirem o tamanho das partículas do substrato de 8 mm para 2,5 mm.
- **Relação C/N e nutrientes:** as razões entre as concentrações de carbono e nitrogênio são um parâmetro essencial para o progresso adequado da DA. Quando essa relação se encontra entre 20/1 e 30/1, os microrganismos conseguem obter nutrientes suficientes para seu desenvolvimento e a produção de biogás tende a ser maximizada. Quando a proporção excede o limite superior dessa faixa, a produção de AGV se eleva excessivamente, inibindo a metanogênese. Por outro lado, se a relação C/N for inferior a 20/1, há a tendência de aumento da concentração de nitrogênio amoniacal total (NH_x – NAT), que inibe todo o crescimento microbiano. Outro fator importante, é a presença adequada de nutrientes. Speece (1996) afirma que, em geral, a relação DQO/N/P de 500/5/1 atende à demanda de macronutrientes (nitrogênio, fósforo, enxofre e outros) dos microrganismos anaeróbios. Além disso, micronutrientes como ferro, cobalto, zinco, níquel, cobre e selênio, são considerados essenciais, pois atuam como estimulantes dos processos de DA (SALOMON, 2007; LOUZADA, 2006).
- **Compostos e elementos tóxicos:** a toxicidade é uma função da concentração, por isso, qualquer composto ou elemento do substrato pode ser tóxico, desde que atinja a concentração necessária para tal. Entretanto, existem aqueles que mesmo a baixas concentrações, agem como toxinas e podem comprometer a DA. Os sais que, em geral, atuam dessa forma são os seguintes, apresentados em ordem crescente de inibição, com sua respectiva concentração molar: Na⁺

(0,032N), NH_4^+ (0,25N), K^+ (0,15N), Ca^+ (0,11N) e Mg^{2+} (0,16N) (SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017).

A toxicidade por sulfeto (H_2S) tem por consequência a inibição da metanogênese. O H_2S possui facilidade para permear as membranas nucleares das células e causar desnaturação protéica. Porém, as BRS são mais resistentes às concentrações elevadas dessa toxina e se sobressaem frente às metanogênicas. Já a toxicidade por amônia livre (NH_3), ocorre pela sua alta permeabilidade na membrana celular (difusão passiva), que provoca alterações do pH intracelular, deficiência na absorção de potássio e aumento de consumo energético pelo metabolismo. Essa toxina é mais nociva a valores de pH mais elevados (BARROS, 2012; CHEN *et al.*, 2014).

- Tempo de detenção hidráulica (TDH): muito utilizado como critério de projeto e operação de reatores, o TDH deve ser observado quanto ao tempo necessário para que os microrganismos possam consumir o substrato e sintetizar a biomassa microbiana. Assim, valores de TDH elevados podem levar à morte das populações microbianas (biomassa microbiana) pela escassez de nutrientes. Já, valores de TDH excessivamente curtos podem impedir o desenvolvimento da biomassa, eliminando-a do reator (SIDDIQUE; WAHID, 2018).
- Agitação do sistema: também necessária aos reatores, pode ser realizada por agitação mecânica, por sistemas de recirculação ou até mesmo pela ascensão dos gases produzidos. Ela contribui com o aumento do contato entre a MO e os microrganismos e reduz a possibilidade da formação de zonas mortas. Como consequência, pode-se obter as seguintes condições: alimentação mais eficiente da biomassa; maior uniformidade do meio, seja química, física, térmica e biológica e melhor dispersão dos produtos metabólicos e substâncias tóxicas (SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017).

2.4.3. Produtos da digestão anaeróbia

Os principais produtos da digestão anaeróbia são o biogás e o digestato, que possuem suas características e composições dependentes de inúmeros fatores, tais como a composição química do substrato, o tipo de tecnologia de DA e as condições operacionais.

Quanto ao biogás, apesar da possível variabilidade da composição dos seus principais gases, Salomon e Lora (2009) apontam as participações médias que cada gás pode apresentar no biogás. A partir da tabela 2.4., nota-se a relevância dos gases CH₄ e CO₂, seguidos do nitrogênio (N₂) e gás sulfídrico (H₂S).

Tabela 2.4 - Composição média do biogás gerado na digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

Gases componentes	Concentração
CH ₄	40 - 75%
CO ₂	25 - 40%
N ₂	0,5 - 2,5%
H ₂ S	0,1 - 0,5%
O ₂	0,1 - 1%
NH ₃	0,1 - 0,5%
H ₂	1 - 3%

Fonte: Adaptado de Salomon e Lora (2009).

Em relação ao aspecto energético, o poder calorífico disponível no biogás é diretamente proporcional à concentração de metano, uma vez que esse possui o PCI de maior relevância na unidade de MJ/Nm³. A presença dos outros gases além do metano, tende a reduzir ou a não contribuir com o PCI global do biogás. Assim, as suas remoções são feitas através de tratamentos específicos e direcionados a cada objetivo considerado (podendo envolver fatores técnicos, econômicos, dentre outros). Quando busca-se equiparar o biogás ao gás natural, processos de purificação mais exigentes são adotados e dá-se a ele o nome de biometano. Alguns dos possíveis usos para o biogás são: geração de calor, vapor e ou eletricidade; aplicação como gás natural, a exemplo do uso como combustível veicular; e produção de compostos químicos na indústria (JARDIM, 2013). Estima-se que um biogás com percentual de 60 % de CH₄ e 40% de CO₂ forneça um PCI de 21,50 MJ/Nm³ (AVELLAR, 2001).

Já o digestato, é obtido e acessado, principalmente, quando gerado em reatores como os biodigestores. A sua consistência varia entre sólida e semissólida, sendo assim conhecido

também como lodo dos reatores (PROBIOGAS, 2015c). Ao sair dos reatores, o digestato já possui um grau relativamente elevado de estabilização da MO, ficando disponíveis inúmeros nutrientes e comunidades microbianas bem estabelecidas. Os nutrientes mais comuns presentes no digestato são de compostos nitrogenados, como amônio, fosforados, como o P_2O_5 (pentóxido de fósforo), e compostos a base de fósforo, como o K_2O (óxido de potássio) (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Por isso, é comumente utilizado como biofertilizante em atividades agrícolas, mas também pode ser destinado a ASs ou até mesmo reintroduzido no processo de DA, para aumentar seu grau de estabilização. Para o envio a ASs não existe necessidade de tratamento posterior à sua geração. Mas, para utilização na agricultura, podem ser necessários processos de compostagem, desinfecção e secagem (PROBIOGAS, 2015c).

2.4.4. Legislação relacionada ao biogás

As legislações em nível nacional que regulam a atribuição de órgãos, a produção, uso e comercialização de biogás para fins energéticos, voltam-se para o gás já tratado, o biometano. A Lei 12.490, publicada em 16 de setembro 2011 (BRASIL, 2011), visou a complementação da Política Energética Nacional (Lei 9478/1997), acrescentando, dentre outros objetivos, a garantia do fornecimento de biocombustíveis em território nacional, o incentivo a geração de energia elétrica a partir da biomassa e dos subprodutos da produção de biocombustíveis e a mitigação das emissões de GEE através do incentivo aos biocombustíveis. Além disso, o Art. 6º, define os biocombustíveis de maneira a englobar o biometano. Uma complementação de maior destaque foi a atribuição à Agência Nacional de Petróleo e Gás Natural (ANP), as competências para regulação, fiscalização e autorização de atividades relacionadas aos biocombustíveis.

Dessa forma, a ANP apresenta algumas resoluções ligadas ao biometano. A resolução ANP nº 685/2017 (BRASIL, 2017a) apresenta as definições de biogás e biometano. Assim, o biogás é definido como um gás bruto, oriundo de decomposição biológica de resíduos orgânicos, e o biometano como o biogás purificado e constituído essencialmente de metano. Essa resolução também estabelece regras para controle e aprovação da qualidade, além de especificações do biometano de ASs e estações de tratamento de esgoto. Os usos considerados são para instalações residenciais, industriais, comerciais e uso veicular em todo o território

brasileiro. Ainda sobre as regras para controle de qualidade e especificações do biometano, a resolução ANP nº 8/2015 (BRASIL, 2015) se destina aos produtos e resíduos orgânicos de origem agrossilvopastoris e comerciais, para os mesmos usos da resolução anterior.

Como anexo da ANP nº 685/2017, o Regulamento Técnico ANP nº 1/2017 (BRASIL/ANP, 2017a) define as características necessárias para comercialização e uso do biometano. Assim, os limites de concentração para cada gás presente no biometano, assim como poder calorífico adequado, métodos de avaliação e outras características, são estabelecidas nesse regulamento. As especificações, porém, estão sujeitas sempre às publicações de normas mais recentes. Cabe ressaltar que fica definido que o biometano é intercambiável com o gás natural e requer os mesmos cuidados quanto à compressão, distribuição e revenda.

2.4.5. Biogás no mundo e no Brasil

A participação de fontes renováveis de energia, como o biogás, na matriz energética mundial é relativamente pequena. Ao todo, as fontes não renováveis, como petróleo e derivados, carvão mineral, gás natural e a nuclear somam 86 %. Assim, fontes renováveis como a biomassa, na qual se inclui o biogás, solar, eólica, geotérmica e hidráulica, correspondem aos 14% restantes. Estima-se que dentro da matriz elétrica, a oferta de energia oriunda do biogás seja de 88.986,0 GWh (IEA, 2020)

No Brasil, a relação entre fontes renováveis e não renováveis se altera consideravelmente nas matrizes energética e elétrica. A matriz energética conta com a participação de 46,1 % de fontes renováveis e 53,9 % de não-renováveis. Dentro da parcela das renováveis, há a repartição de ‘Outras renováveis’, que corresponde a 7 % da matriz. Nela, inclui-se o biogás como fonte, representando apenas 1,3 % (Figura 2.7). Apesar de ter uma pequena participação, o biogás segue uma tendência crescente, sendo que entre 2018 e 2019, elevou sua participação em 31,8 % (EPE, 2020).

Enquanto a matriz energética possui uma parcela significativa de fontes não renováveis, a matriz elétrica é predominantemente renovável, contando com 83 % de fontes renováveis. Porém, esse fato vem acompanhado de uma concentração de 66,6 % na fonte hidráulica (EPE, 2020).

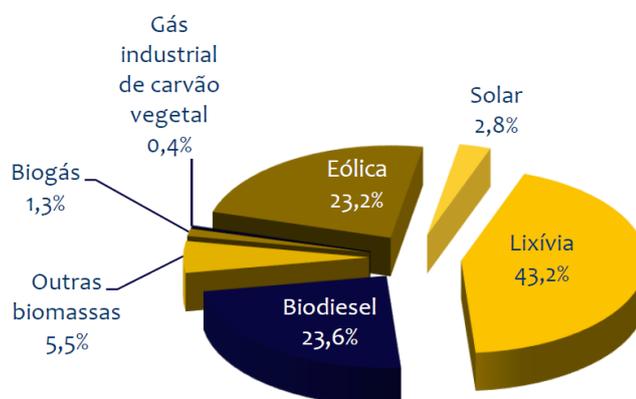


Figura 2.7: Repartição de 'Outras renováveis'. Fonte: EPE (2020).

A representatividade da biomassa na capacidade total instalada da matriz elétrica nacional é de cerca de 8,74 %, da qual um percentual de 0,1 % corresponde à eletricidade extraída de biogás de RSU. Em termos energéticos, esse percentual corresponde a 174.440,60 kW e é produzido 21 por usinas termelétricas. Entretanto, dentro a utilização de RSU para geração de eletricidade, o biogás dessa fonte representa 93,3 % (ANEEL, 2020).

Já em se tratando do volume gerado de biogás no Brasil, são produzidos cerca de 1,78 bilhões Nm³/ano, dos quais 1,31 bilhões Nm³/ano são oriundos de RSU ou estações de tratamento de esgoto (ETEs). Por fim, desse volume, 1,24 bilhões Nm³/ano é utilizado para geração de energia elétrica (BIOGASDATA, 2020).

2.5. Sistemas de geração e tratamento para aproveitamento do biogás de RSU

2.5.1. Biogás em aterros sanitários

Os ASs são projetos de engenharia destinados especialmente à disposição de RS. Para evitar impactos ambientais negativos, possuem critérios bem definidos de operação, camadas de impermeabilização do solo, sistemas de drenagem, coleta e destinação de gases e chorume e, idealmente, sistemas de tratamento e aproveitamento desses efluentes (BARROS, 2012). Inicialmente, o RSU disposto, passa por um breve período de degradação aeróbia, mas em seguida o oxigênio do meio é consumido e a FORSU começa a ser degradada anaerobiamente,

gerando o biogás (EPA, 2010). Estima-se que com o biogás gerado a partir de cada tonelada de RSU disposto em um AS, haja um potencial energético de 0,1 a 0,2 MWh (REICHERT, 2014).

O biogás dos ASs mantém a predominância de CH₄ e CO₂, e conta com os demais gases, como N₂ e H₂O (vapor d'água). Devido ao ambiente não controlado, o percentual de CH₄ no biogás é, em média, de 50 % (CENBIO, 2001). Além dos gases citados e mais comuns, alguns gases componentes do biogás, como o sulfeto de hidrogênio (H₂S), compostos orgânicos voláteis (COVs) e siloxanos, podem acarretar em diversos problemas. Por exemplo, os COVs podem ser agressivos aos seres humanos, o H₂S tem ação corrosiva e pode comprometer equipamentos e os siloxanos, ao passarem pela combustão, podem obstruir partes internas de motores e gerar aquecimento excessivo com a deposição de sílica. Assim, por questões de segurança e para um aproveitamento energético adequado, o biogás deve ser tratado previamente ao seu uso (SEVIMOGLU; TANSEL, 2013).

2.5.2. Fases da produção dos gases em aterros sanitários

A geração dos gases em um AS é complexa e variável, mas pode ser dividida em quatro fases. Farquhar e Rovers (1973, *apud* Barros, 2012) descrevem essas fases, enquanto que Sanphoti *et al.* (2006), complementarmente, demonstram por meios de resultados de estudos com reatores, o comportamento equivalente às quatro fases na figura 2.8:

- Fase I – Primeira fase aeróbia: o oxigênio presente na massa de RSU recém disposto é consumido, caracterizando a decomposição aeróbia. A predominância é de geração de CO₂ e a duração dessa fase pode variar da escala de horas a semanas.
- Fase II – Anaeróbia não metanogênica: inicia após a maior parte do oxigênio ter sido consumido, permitindo a predominância da decomposição anaeróbia. Nessa fase, o CH₄ ainda não tem a sua geração iniciada, o CO₂ atinge a sua máxima concentração e a geração de H₂ torna-se mais relevante. A duração pode variar de um mês a seis meses.
- Fase III – Anaeróbia metanogênica instável: o CH₄ já passa a ser o gás de destaque, atingindo concentrações mais elevadas, mas com a produção ainda instável. Com o andamento adequado da DA, os demais gases como CO₂ e N₂ têm suas produções reduzidas e concentrações aproximadas as que se encontram no biogás final. Essa fase pode durar de três meses a três anos.

- Fase IV – Anaeróbia metanogênica estável: nessa fase atinge-se a estabilidade da composição e da taxa de geração dos gases. Apesar de existir a possibilidade de variações, há certa maturidade microbológica que contribui para uma previsibilidade maior. A duração da Fase IV varia de oito a quarenta anos.

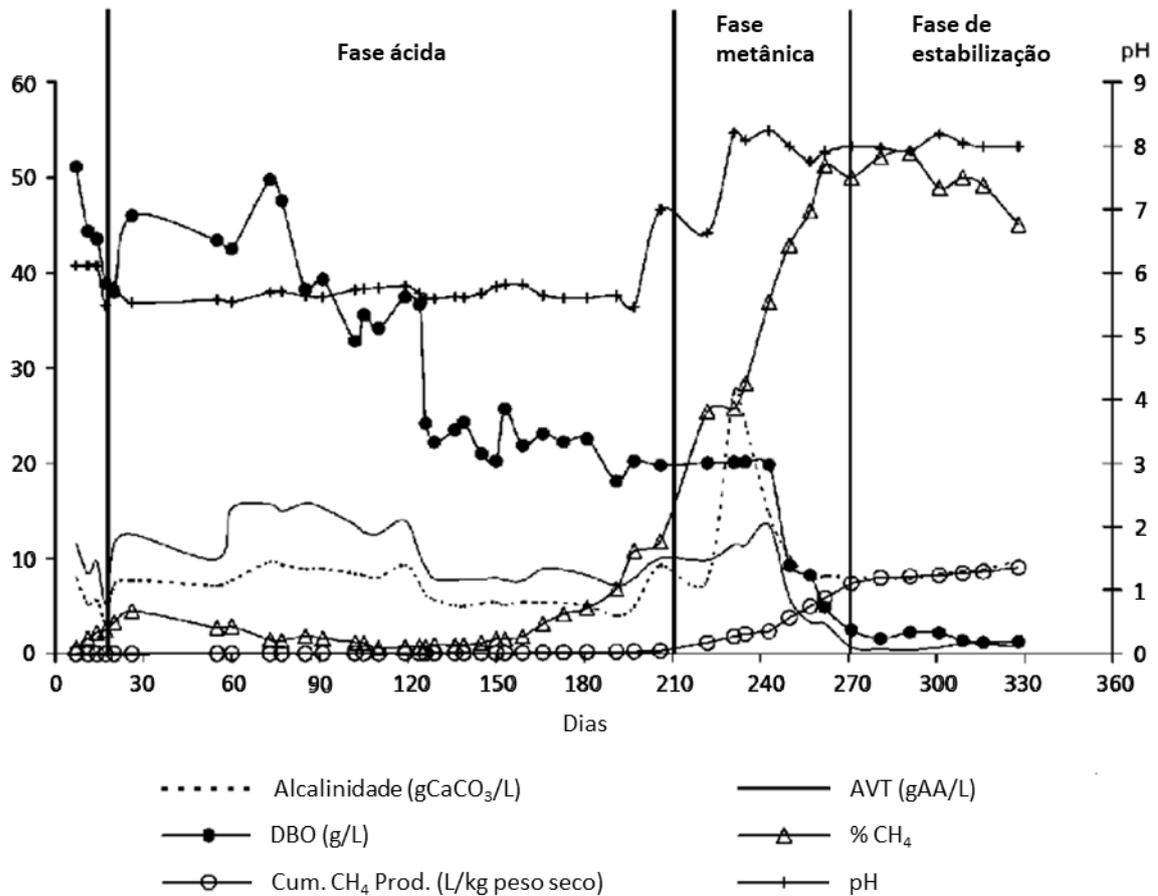


Figura 2.8: Fases generalizadoras e alterações no percolado, composição e produção do metano em relação ao tempo para o reator de aterro simulado sem recirculação de percolado. Fonte: Sanphoti *et al.* (2006) adaptado por Barros (2012).

2.5.2.1. Coleta do biogás

Após ser gerado no ambiente dos ASs, o biogás torna-se um efluente gasoso, que deve ser coletado e destinado adequadamente por um sistema de drenos, a fim de evitar o seu lançamento direto na atmosfera como GEE. A coleta pode ocorrer de forma vertical, com poços verticais, ou de forma horizontal, utilizando-se drenos horizontais, como mostram as figuras

2.9 e 2.10. A utilização de poços verticais para a coleta tende a ocorrer quando há um subdimensionamento do AS ou quando, por uma falha de operação e projeto, a instalação de poços para drenagem não foi realizada. Apesar de ser uma técnica destinada a estágios avançados de construção ou de operação, há a vantagem de ela não oferecer riscos à membrana de impermeabilização de base do aterro (DUDEK *et al.*, 2010).

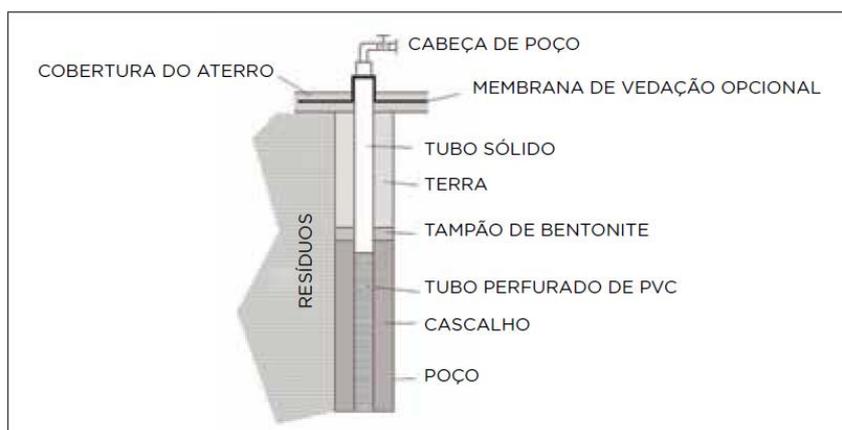


Figura 2.9: Poço vertical. Fonte: traduzido de EPA (2010).

Já a utilização de drenos horizontais é realizada com a instalação dos mesmos em camadas de materiais inertes e permeáveis, como mostra a figura 2.10. Como vantagens desse sistema, menciona-se o fato de que a coleta do biogás pode ser realizada previamente ao fechamento da célula, aumentando as taxas de coleta.

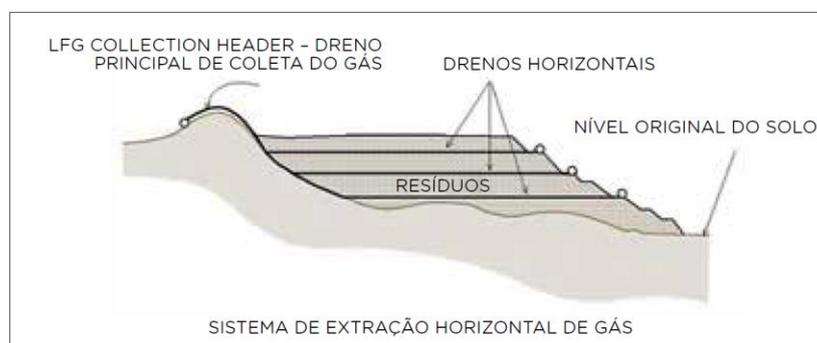


Figura 2.10: Drenos horizontais. Fonte: traduzido de EPA (2010).

Apesar das diferenças de aplicação, os dois sistemas podem apresentar eficiências de coleta semelhantes, desde que projetados e construídos de maneira adequada. Em geral, a

eficiência de coleta se mantém entre 60 % e 85 %, com uma média de 75 % comumente adotada nas etapas de projeto. A escolha do sistema depende das características e condições de cada AS, assim como da avaliação técnica adequada (EPA, 2010).

2.5.3. Biogás em biodigestores

Os biodigestores são projetos de engenharia destinados ao tratamento ou digestão de MO. Diferentemente dos ASs, os biodigestores anaeróbios são reatores que permitem o controle operacional dos processos de digestão, elevando a eficiência de tratamento e a geração de biogás e CH₄ (MALINOWSKY, 2016). Um biodigestor anaeróbio é composto por uma câmara fechada, que propicia o ambiente anaeróbio e o desenvolvimento adequado dos microrganismos, por isso o percentual de CH₄ no biogás tende a ser mais elevado e a ocorrer na faixa de 60 % a 70 % (MONTEIRO; MANTHA; ROUBOA, 2011). Essa tecnologia já é bem estabelecida para diversas aplicações, como tratamento de esgotos domésticos e animais. Entretanto, características específicas da FORSU como a heterogeneidade, teor de sólidos e presença de materiais impróprios, exigem a adoção de critérios operacionais e tecnologias específicas para a sua digestão a partir dessa tecnologia (PROBIOGAS, 2015b). Assim, nos últimos 20 anos, a digestão da FORSU em biodigestores anaeróbios tem sido estudada com maior intensidade (CARVALHO *et al.*, 2019).

2.5.3.1. Modelos e classificações de biodigestores

Os modelos de biodigestores mais conhecidos e utilizados são o Indiano, o Chinês, o Canadense e os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Em geral, são utilizados para o tratamento de efluentes líquidos que contenham teores adequados de compostos orgânicos. Assim, há a geração de biogás que pode ser coletado, tratado e utilizado (PIN, 2018).

Sabe-se que a relação entre as taxas de conversão do substrato em biogás e digestato são diretamente proporcionais ao teor de sólidos orgânicos voláteis. Assim, para a classificação dos biodigestores anaeróbios voltados à FORSU, recomenda-se os critérios de número de estágios e tipo de alimentação (VANDEVIVERE; BAERE; VERSTRAETE, 2002).

Quanto ao número de estágios, existem os sistemas de um, dois ou múltiplos estágios. No sistema de um estágio, todas as etapas da DA (hidrólise, acidogênese, acetogênese e

metanogênese) ocorrem em um mesmo reator, o que traz como vantagem os custos de implantação menores e manejo e manutenção mais simples. Nessa configuração, a digestão pode ocorrer com um teor de sólidos de até 15 %, sendo chamada de digestão úmida, ou com o teor de sólidos entre 15 e 40 %, sendo chamada de digestão seca. Já nos sistemas de dois ou múltiplos estágios, as etapas da DA ocorrem de forma separada e em reatores distintos, o que permite melhorar desempenho da digestão da fração orgânica, elevar a geração de biogás e aumentar o percentual de CH₄ (DOGAN; DEMIRER, 2012).

O regime de alimentação, pode incluir os sistemas em batelada e os de alimentação contínua. Nos sistemas em batelada, o abastecimento do reator com a fração a ser digerida se dá uma única vez e a reposição só ocorre após todas as etapas terem sido finalizadas. Assim, o teor de sólidos adicionado ao reator pode ser maior, porém, a estabilidade e qualidade do processo são prejudicadas. Já nos sistemas de alimentação contínua, a taxa de alimentação do reator é constante, com a mesma taxa de MO digerida saindo do sistema. Isso possibilita uma estabilidade maior do processo e geração contínua e mais regular do biogás (FNR, 2010; SALOMONI *et al.*, 2011).

Os modelos de biodigestores citados, indiano, chinês, canadense e UASB, são todos de fluxo contínuo e suas peculiaridades variam nos aspectos construtivos e, por consequência em questões operacionais. Já modelos em batelada não exigem muitos detalhes construtivos, diferenciações e requisitos operacionais, uma vez que câmaras fechadas simples, únicas ou em série, cumprem com o papel de degradar a MO. Apesar da simplicidade, os modelos em batelada não se aplicam de forma adequada a todos os tipos de resíduos. Tendem a gerar melhores resultados quando há a disponibilidade temporal espaçada de material a ser digerido, como ocorre em granjas avícolas de corte (FRIGO *et al.*, 2015).

A seguir, são apresentados alguns detalhes dos biodigestores citados:

- Biodigestor de modelo indiano: é de fácil construção, feito em alvenaria e separado por câmaras, que têm a função de otimizar a DA. O efluente entra na primeira câmara e após preenchê-la completamente, verte para a câmara adjacente, que na sequência conduz, por pressão, o efluente já tratado à caixa de saída do substrato (figura 2.11). Esse modelo tem bom desempenho com a presença de até 8% de sólidos totais (ST) e o biogás é armazenado

temporariamente em um gasômetro para manter a pressão interna nas câmaras estável (FRIGO *et al.*, 2015).

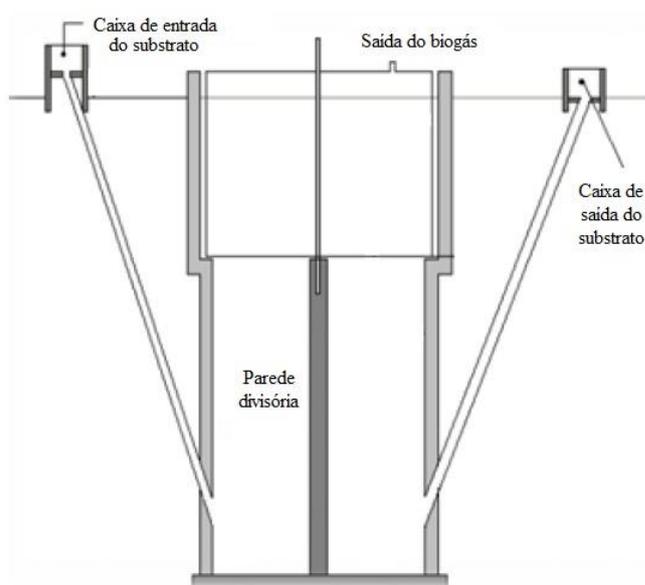


Figura 2.11: Biodigestor de modelo Indiano. Fonte: adaptado de Nogueira (1986).

- Biodigestor de modelo chinês: este modelo é também construído em alvenaria, mas em termos construtivos pode apresentar maior complexidade em relação ao indiano, especialmente por sua estrutura superior côncava, onde localiza-se a saída de captação do biogás (figura 2.12). O fluxo do efluente segue a mesma dinâmica do indiano mas, neste caso, o próprio biogás gerado realiza a pressão para a condução do fluido já digerido para a caixa de saída. O desempenho ótimo do modelo também ocorre com a concentração de ST até 8% e o biogás é coletado na parte superior do reator. Uma desvantagem decorre do fato de que, parte do gás produzido é liberado na caixa de saída, gerando emissão de GEE. Por esse motivo, o modelo chinês não é apropriado para grandes demandas (FRIGO *et al.*, 2015).

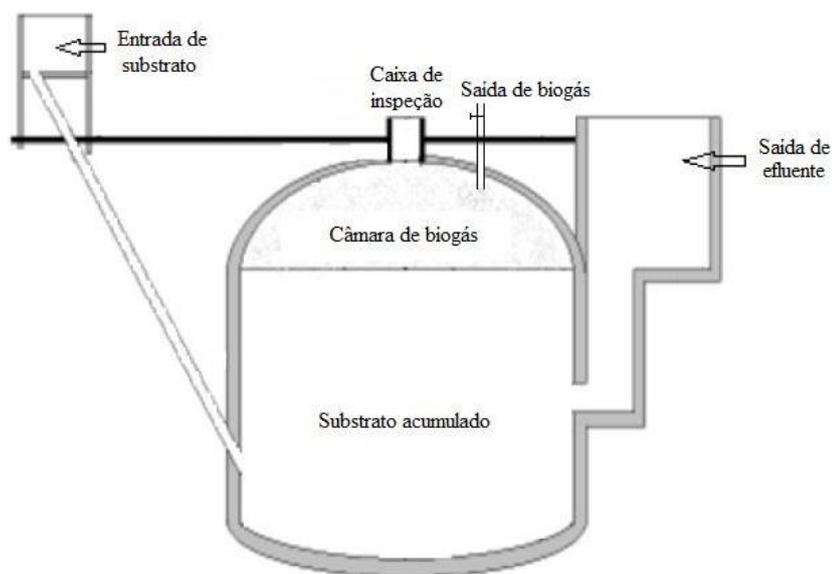


Figura 2.12: Biodigestor modelo Chinês. Fonte: adaptado de Nogueira (1986).

- Biodigestor de modelo canadense: se diferencia pela concepção horizontal e retangular. Tem o compartimento para a digestão do efluente construído em alvenaria e com a dimensão da largura maior que a da profundidade (figura 2.13). A sua base é impermeabilizada com lona plástica e a manta superior, a qual armazena o biogás, é composta por policloreto de vinila (PVC) (PIN, 2018). Após digerido, o efluente é conduzido, pela pressão interna, à caixa de saída. Este modelo, por possuir uma maior área de exposição ao sol, tende a produzir maiores volumes de biogás que os demais. Por esse motivo, é um dos mais utilizados no Brasil em propriedades rurais, permitindo o tratamento de efluentes agropecuários. Um risco do modelo canadense é o vazamento de gás pelo rompimento da manta de PVC (FRIGO *et al.*, 2015).

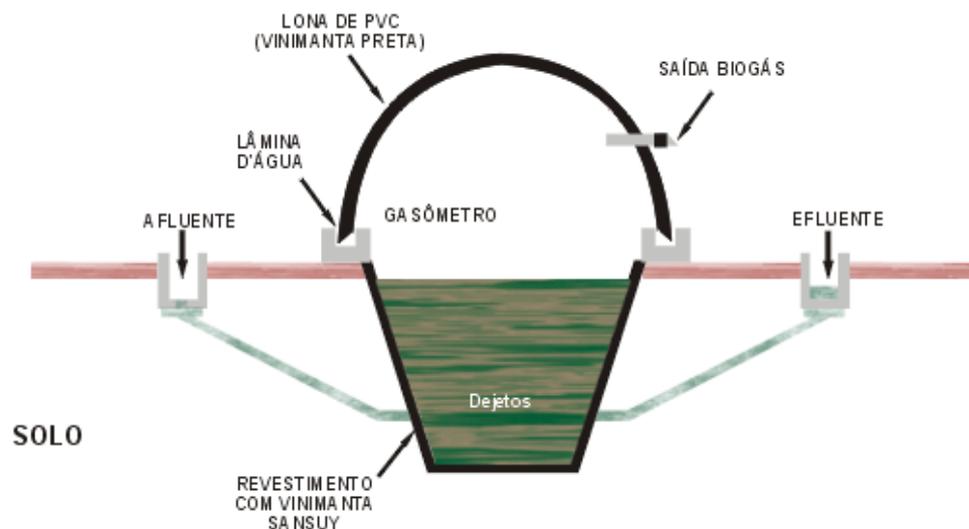


Figura 2.13: Biodigestor de modelo canadense. Fonte: Deganutti *et al.* (2002).

- Biodigestor de modelo UASB: o modelo de reator anaeróbico de fluxo ascendente é largamente utilizado no tratamento de efluentes domésticos e industriais, que possuam elevadas cargas orgânicas. A sua concepção é voltada à otimização da DA, com a entrada do efluente pela região inferior e a saída pela superior (figura 2.14). Essa dinâmica, aliada aos aspectos construtivos, permite a formação de uma manta (ou leito) de lodo que fica suspenso e em constante movimento e contato com o afluente, tornando mais eficiente a degradação da fração orgânica. O biogás gerado ascende pelo fluido e é coletado após a separação entre as fases sólida, líquida e gasosa, pelo separador trifásico (CHERNICHARO, 2007).

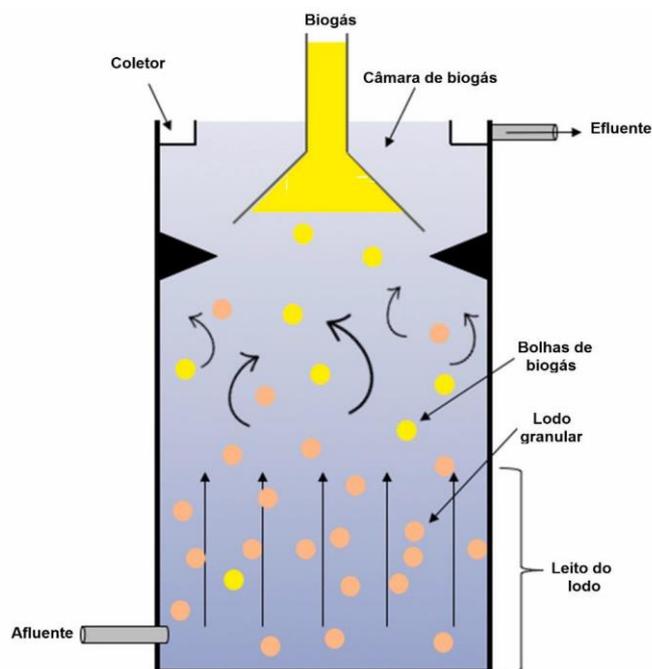


Figura 2.14: Biodigestor UASB. Fonte: Freitas *et al.* (2019).

A proposta inicial desses biodigestores, historicamente, decorreu da necessidade de se tratar especialmente os efluentes líquidos. O tratamento de FORSU para o aproveitamento energético do biogás exige adaptações nesses modelos. Segundo PROBIOGAS (2015a), uma alternativa de DA úmida voltada aos RSU, são os reatores de fluxo e agitação contínuos (CSTR), capazes de lidar com uma ampla variedade de substratos. Entretanto, além de envolverem um grau maior de tecnologia, exigem uma adequada segregação dos RSU na fonte, para que apenas a FORSU seja introduzida no reator. Tendo em vista que o Brasil possui uma coleta seletiva deficiente, a aplicação de CSTRs depende de melhorias no gerenciamento de RSU do país.

Um exemplo de aplicação de biodigestor para tratamento de RSU e aproveitamento dos produtos da DA, é um projeto elaborado e implementado no Brasil, em Minas Gerais (MG):

- *pMethar*: é um biodigestor de escala piloto, construído no campus da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), voltado para o tratamento dos resíduos alimentares gerados no restaurante universitário (figura 2.15). A sua estrutura é de aço e o fluxo de alimentação é contínuo, tendo ao final do

tratamento a redução de até 83% dos ST. O tratamento é feito por via úmida e a operação se dá em estágio único. Uma bomba é utilizada para realizar a mistura completa e a temperatura é mantida por uma serpentina. Como vantagem do *pMethar*, tem-se um sistema adequado para propiciar o aproveitamento das três fases presentes após a digestão: o biogás pode ser aproveitado para a geração de eletricidade e calor; o efluente líquido que tem aplicações na agricultura ou como água de reuso para o próprio sistema; e o digestato, que pode potencializar o aproveitamento energético ou também ser aplicado como fertilizante agrícola. Entretanto, para o bom funcionamento do reator, uma segregação adequada dos resíduos sólidos é necessária para que impurezas não prejudiquem a DA. Uma desvantagem deste projeto específico é o alto custo de implantação (FERREIRA, 2015).



Figura 2.15: Reator de metanização de resíduos orgânicos da UFMG. Fonte: Ferreira (2015).

2.5.4. Tratamento do biogás

Após coletado para fins de aproveitamento energético, é necessário o tratamento do biogás. O grau de exigência do tratamento depende do objetivo do tratamento e das

características do biogás do AS ou do biodigestor, que por sua vez depende das características da FORSU. O biogás tratado ou purificado, para ser utilizado como biometano apresenta tipicamente de 95 % a 97 % de CH₄ e de 1 % a 3 % de CO₂ (RYCKEBOSCH; DROUILLOM; VERVAEREN, 2011).

O menor caminho para o uso energético envolve as seguintes etapas: remoção de água líquida, compressão do gás e geração de energia elétrica. Tratamentos mais exigentes, sejam primários, secundários ou para a remoção de siloxanos, tendem a elevar os custos e reduzir a rentabilidade dos projetos. Entretanto, podem ser necessários, sendo eles a: remoção de espuma, redução de vapores, remoção do H₂S, remoção de CO₂ e controle dos siloxanos. O quadro 2.1 resume os níveis de tratamento citados, correlacionando seus objetivos, tecnologias e custos relativos de instalação, operação e manutenção (O&M). Conforme avança-se nesses níveis de tratamento, há também um ganho de poder calorífico do biogás, que tende a ter concentrações mais elevadas de CH₄. Como consequência, obtém-se maior previsibilidade da energia gerada, estabilidade dos processos de transporte e redução do desgaste de equipamentos para a geração de eletricidade (CARVALHO *et al.*, 2019).

Quadro 2.1: Quadro comparativo das principais tecnologias usadas para tratar biogás.

TRATAMENTO	OBJETIVOS	TECNOLOGIAS	CUSTO
Tratamento Primário	Remoção da água do biogás na forma de: <ul style="list-style-type: none"> • Água líquida • Espuma • Vapor de água 	Sistema básico (drenos, compressores, tambores, etc.)	Baixo
		Secagem por resfriamento	Elevado
		Desidratação por glicol	Médio
Tratamento Secundário	Remoção de impurezas do biogás, incluindo: <ul style="list-style-type: none"> • Sulfeto de hidrogênio (H₂S) • Dióxido de carbono (CO₂) 	Lavagem do biogás	Médio
		Adsorção por variação de pressão (PSA)	Alto
		Tratamento químico por solução aquosa de aminas	Médio

TRATAMENTO	OBJETIVOS	TECNOLOGIAS	CUSTO
	• Outras impurezas (N ₂ , O ₂ , etc.)	Membranas	Elevado
		Criogenia	Elevado
Remoção de Siloxanos	• Remoção ou redução da quantidade de siloxanos do biogás	Adsorção por carvão ativado (ou outro adsorvente)	Médio
		Absorção por ácido nítrico ou sulfuroso	Médio
		Criogenia	Elevado

Fonte: adaptado de Carvalho *et al.* (2019).

Uma outra etapa muitas vezes necessária é a queima do biogás através do *flare*. Esse dispositivo contribui no controle do excesso de gás gerado e inviável de ser aproveitado pela potência instalada. O *flare* é acionado em etapas de manutenção de ASs e também atua como dispositivo de segurança contra acidentes, mesmo em biodigestores. Independentemente do motivo de acionamento, a queima do biogás visa reduzir o impacto por GEE, uma vez que lança o CO₂ na atmosfera ao invés do CH₄. A síntese das etapas de coleta e tratamento até a produção e venda de eletricidade encontram-se no fluxograma da figura 2.16. Cabe ressaltar que a etapa comum aos ASs e biodigestores, na figura, inicia-se a partir do tratamento do biogás (CARVALHO *et al.*, 2019).

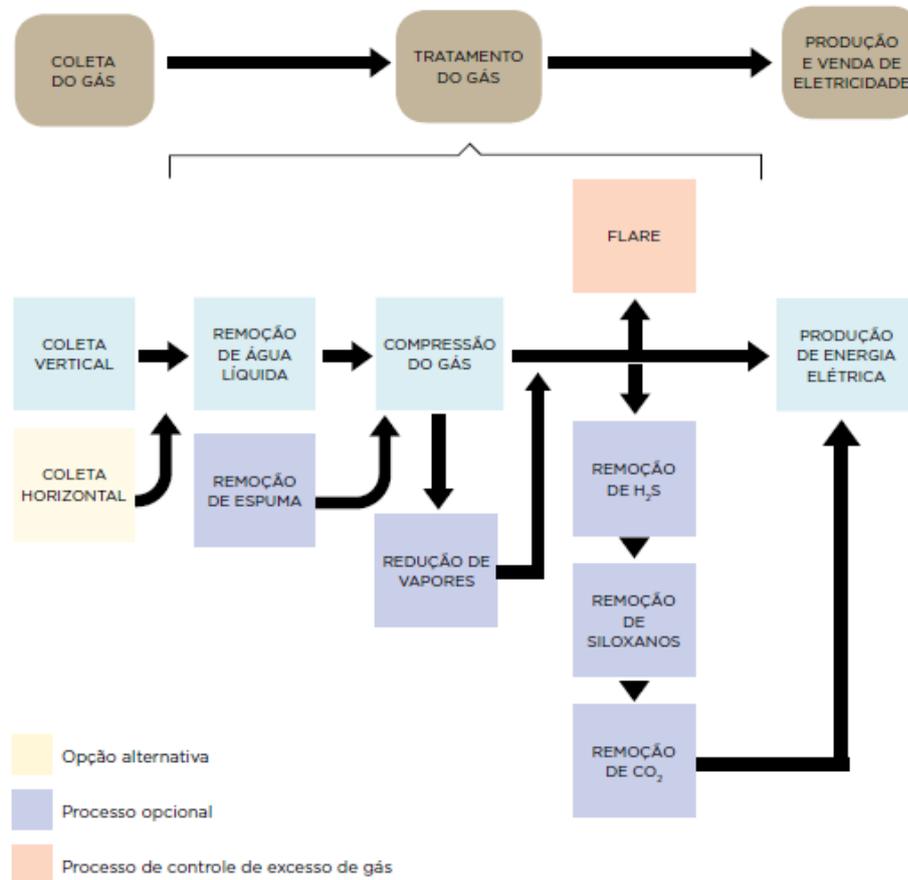


Figura 2.16 - Síntese das etapas de coleta e tratamento até a produção e venda de eletricidade do biogás de RSU. Fonte: Carvalho *et al.* (2019).

2.6. A codigestão

A codigestão é um processo de DA decorrente da adição de um cosubstrato, ou outro substrato, à digestão do substrato principal. Em geral, o objetivo central desse processo é melhorar a estabilidade da DA, por meio de um balanço mais adequado de C/N e nutrientes. Como consequência, pode-se obter aumentos consideráveis da produção de CH₄ (SIDDIQUE; WAHID, 2018). Vários estudos já atestaram as vantagens da codigestão. Alguns exemplos de cosubstratos já estudados para RSU, são apresentados por Malinowsky (2016). Resultados positivos foram obtidos para a codigestão com lodo de esgotos, estrume de gado, óleo vegetal, celulose e proteínas, resíduos de jardinagem e outros.

2.6.1. A lama de cal como cosubstrato da FORSU

Tendo em vista a natureza básica de sua composição, a LC pode ser utilizada como cosubstrato e apresentar vantagens para processos de DA da MO. Nesse sentido, Zhang *et al.* (2014) demonstraram que a alcalinidade da LC favoreceu a estabilização da DA da FORSU. Em pH final de 8,4 e concentração da LC em 10 g/L, obteve-se a maior geração de CH₄ de 272,8 mL/g-SV, o que significou aumentos relevantes da geração de CH₄ em relação à unidade controle. Já um outro estudo, realizado por Chen, Zhang e Wang (2015), vai ao encontro dos resultados obtidos por Zang *et al.* (2014), demonstrando vantagens da LC sobre cosubstratos como NaHCO₃, resíduos de casca de ovos e CaCO₃ puro. Neste caso, a maior geração de CH₄ foi produzida pela LC, com 251 mL/g-SV, um ganho de 108 % em relação à unidade controle. Os autores acrescentam que existem indicativos de que a influência da alcalinidade e micronutrientes inorgânicos presentes na LC contribuem para gerar um sinergismo no processo de DA, levando a uma estabilização do pH, pelo efeito tampão, e da digestão como um todo.

Em um outro estudo sobre a viabilidade da aplicação de subprodutos alcalinos da indústria de celulose como materiais de recobrimento intermediário em ASs, Farage *et al.* (2019) demonstraram a viabilidade da aplicação da LC. Como vantagens, o estudo apresenta a redução de impactos ambientais em áreas de empréstimo, pela extração de solo, e a diminuição de custos em até R\$ 30 milhões/ano (junto de outros resíduos como dregs e grits) (FARAGE, 2018) para as indústrias de celulose, ao evitarem a destinação da LC para aterros sanitários industriais (ASIs). Dessa forma, nota-se o potencial de uso da LC como cosubstrato e material de recobrimento intermediário para ASs, apesar de ainda haver a necessidade de estudo do impacto desse resíduo na geração de biogás nos ambientes de aterro.

Apesar de resultados favoráveis à LC, as características da FORSU e da LC em cada país e unidades de geração, são distintas. Há, portanto, a necessidade do desenvolvimento de pesquisas que propiciem o aprofundamento do conhecimento da codigestão da LC com a FORSU no Brasil (MODOLO *et al.*, 2014; PROBIOGAS, 2015b).

2.7. Obtenção de energia elétrica a partir do biogás

O conceito de energia pode ser definido como a capacidade de realização de trabalho. Em combustíveis como diesel, gás natural e biogás, a energia comumente explorada está

presente na forma química que, para ser disponibilizada na forma elétrica, deve ser convertida por alguns processos e equipamentos específicos. Tendo como exemplo o biogás, o fluxograma da figura 2.17 sintetiza as etapas e os dispositivos necessários a essa conversão (SUSUKI *et al.*, 2019). As máquinas térmicas são equipamentos capazes de transformar o calor liberado pelo combustível, por exemplo, em trabalho ou energia mecânica (MOREIRA; COUTO, 2019). A partir dela, um gerador é acionado, convertendo-a em energia elétrica.

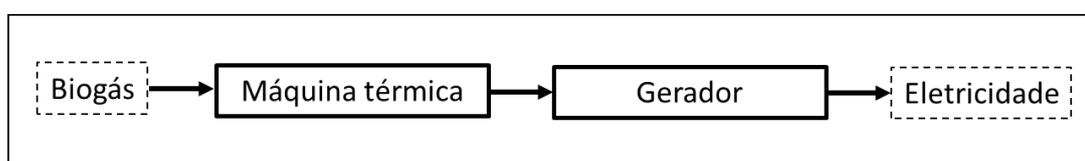


Figura 2.17: Processo de conversão de energia química do biogás em eletricidade. Fonte: elaborado a partir de Susuki *et al.* (2019).

Os motores de combustão são máquinas térmicas, de combustão controlada, que utilizam fluidos para a transferência de energia. Nos motores de combustão externa (MCE), o material combustível é queimado em um ambiente separado do fluido de trabalho, como o vapor de água, e do mecanismo de transformação para energia mecânica. Como exemplos clássicos, tem-se os antigos motores à vapor de trens e navios, nos quais, pela a queima do material combustível (diesel, carvão e outros) se produz vapor e gera o movimento interno do motor. A combustão externa resulta em motores de dimensões maiores, que tendem a apresentar eficiências menores que os motores de combustão interna (MCI), apesar de haverem exceções, como o motor *Stirling* (BRAUN; TRENDEWICZ, 2013; MOREIRA; COUTO, 2019).

Já os MCI, reúnem em uma mesma câmara a combustão do material combustível, a presença do fluido de trabalho e o mecanismo de transferência de energia. A queima do material de combustão na presença de ar (O_2) (mistura ar-combustível) produz o próprio fluido de trabalho, que, pela liberação de calor, se expande e desloca um pistão ou uma pá, responsável por absorver a energia cinética das moléculas e convertê-la em mecânica. Os MCI são muito utilizados pela sua versatilidade quanto ao tipo de combustível de trabalho, podendo operar tanto com líquidos como com gases, sendo utilizados em automóveis e para as mais variadas aplicações (MOREIRA; COUTO, 2019).

Por sua mobilidade, eficiência, maior simplicidade e boa relação potência/peso, os MCI são os mais utilizados para a geração de eletricidade a partir do biogás. Seguidos de geradores de eletricidade (motogeradores), os MCI mais difundidos para essa aplicação são os de Ciclo Otto e as turbinas a gás (SALOMON, 2007).

Os MCI de Ciclo Otto, desenvolvidos por Nikolaus Otto, são conhecidos por motores de quatro tempos (figura 2.18), já que o ciclo completo do motor se inicia com: a abertura de uma válvula de admissão para a entrada da mistura ar-combustível, pelo movimento descendente e linear do pistão e rotativo do virabrequim; passa para uma etapa de compressão da mistura, com o movimento ascendente do pistão; que provoca o acionamento da vela de ignição, gerando a centelha que inflama o combustível e expande o gás (ocorre a “explosão”); e finaliza com a quarta etapa, na abertura da válvula de escape, permitindo a liberação dos gases resultantes da combustão. Esse ciclo se repete enquanto houver combustível disponível para ser queimado (MOREIRA; COUTO, 2019).

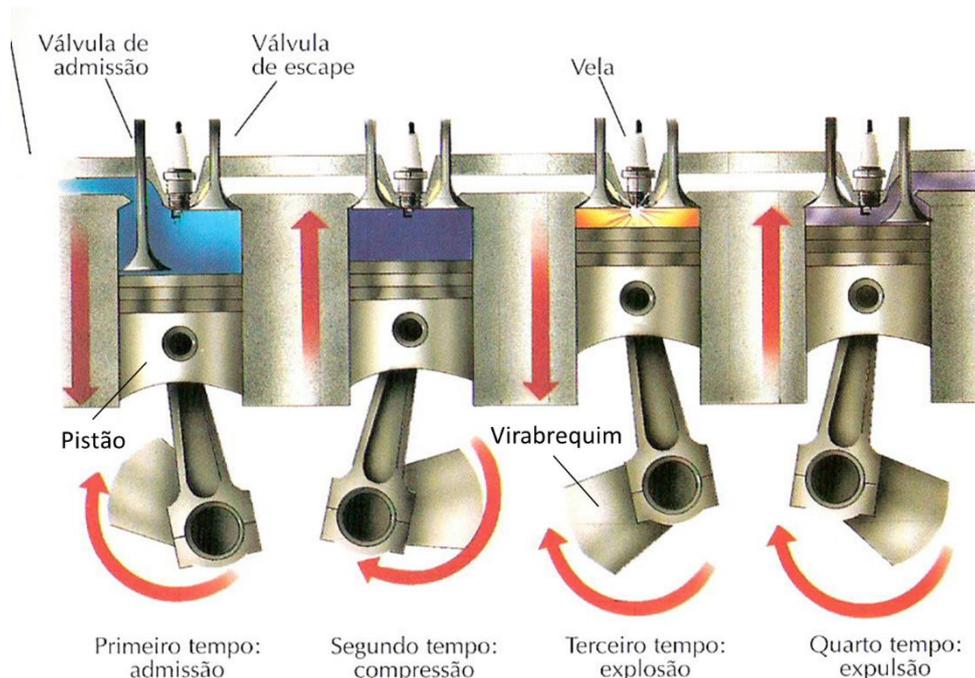


Figura 2.18: Os tempos/etapas do motor de combustão interna. Fonte: Moreira e Couto (2019).

MCI como esse são os mais utilizados em ASs e biodigestores com aproveitamento energético de biogás, devido à sua boa relação custo-benefício. Em alguns países, seu uso em projetos ultrapassa 70 % dos casos. Sua eficiência varia de 25 % – 35 %, sendo adequada para empreendimentos de médio a grande porte, podendo chegar a mais de 20 MW de potência instalada, porém comumente utilizado para a faixa de 0,8 MW – 3,0 MW. Os custos desses motores tendem a ser mais baixos e a tecnologia, já bem estabelecida, torna o seu uso mais confiável. Uma desvantagem desses motores é a emissão mais elevada de óxidos de nitrogênio (NO_x). Estima-se que os custos de geração variem de 0,04 – 0,07 U\$\$/kWh (ABRELPE, 2013a; EPA, 2010).

Já as turbinas gás, em geral, funcionam da seguinte forma e são compostas por (figura 2.19): um compressor, que eleva a pressão do ar a altas pressões (6 a 10 atm) (LOBATO, 2011) para fornecer o O_2 em condições de realizar a combustão com o material combustível (1); pela câmara de combustão, onde a mistura ar-combustível é queimada (2); e pela turbina, composta por pás que rotacionam um eixo longitudinal (3), que pode ser conectado a um gerador. Esse ciclo termodinâmico, composto pelos pontos 1, 2, 3 e 5, é chamado de ciclo de *Brayton*. No ponto 5, um fluxo de exaustão em alta temperatura pode ser introduzido em um outro ciclo, chamado de ciclo *Rankine*, para aumentar o aproveitamento energético do ciclo (OKOROIGWE; MADHLOPA, 2015).

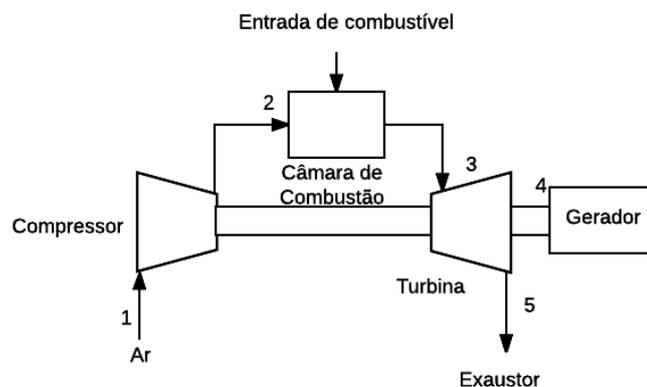


Figura 2.19: Esquema simplificado de um sistema de turbina a gás. Fonte: Baggio (2017).

A figura 2.20 apresenta alguns detalhes construtivos das turbinas a gás. Em termos de utilização, esses motores estão logo atrás dos MCI como o de Ciclo Otto. Sua eficiência pode variar de 20 % – 40 %, atingindo o valor máximo quando há o aproveitamento do calor residual. A capacidade para a potência instalada tende a ser maior, com valores mínimos de 5 MW, sendo apropriada para empreendimentos de maior porte. As vantagens do uso dessa turbina são se relacionam com uma resistência maior a processos corrosivos, a custos de manutenção menores e baixas emissões de NO_x quando comparado aos MCI (NIEMCZEWSKA, 2012). Uma possível desvantagem seria a utilização de elevada parcela de energia para compressão do gás. Os custos de geração variam entre 0,04 – 0,07 U\$\$/kWh (ABRELPE, 2013a; EPA, 2010).

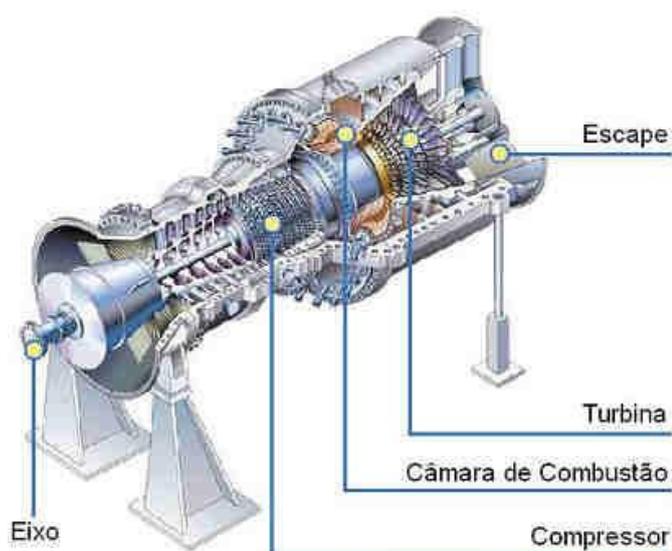


Figura 2.20: Detalhes construtivos de uma turbina a gás. Fonte: França Junior (2008).

Um outro tipo de turbinas à gás, são as microturbinas, que se distinguem das turbinas à gás tradicionais especialmente pelo porte, sendo porém, significativamente menos utilizadas. A eficiência delas é inferior às outras duas opções, mas possuem a alternativa de aproveitamento de calor residual para aumento do rendimento. A capacidade máxima da potência instalada tende a ser inferior a 1MW, tornando esse tipo de equipamento adequado a empreendimentos de pequeno porte. Assim, a energia gerada é direcionada para uso local. As vantagens das microturbinas são: a mobilidade, emissão reduzida de poluentes e possibilidade de funcionamento a percentuais de metano inferior a 30 %. Já as desvantagens se apresentam pela:

eficiência reduzida e sensibilidade do equipamento aos siloxanos. Os custos de geração variam entre 0,07 – 0,14 U\$\$/kWh (ABRELPE, 2013a; EPA, 2010).

Observa-se que aproveitamento da eletricidade a partir do biogás é vantajoso do ponto de vista ambiental, uma vez que além da energia aproveitada, há a necessidade do controle e tratamento de GEE, evitando-se as emissões na atmosfera de CH₄, CO₂ e outros gases (PROBIOGAS, 2015a).

2.8. Abordagem comparativa entre aterros sanitários e biodigestores

Mesmo se utilizando da mesma fonte de obtenção de eletricidade, ASs e biodigestores possuem diferenças relevantes, apesar de possibilitarem práticas de sustentabilidade ambiental e energética. Os biodigestores de RSU tendem a ser mais eficientes, afinal são ambientes controlados para a DA. Mesmo havendo ainda gargalos operacionais, que expressam a necessidade de melhorias para o uso com RSU, a vantagem energética sobre os ASs é expressiva. Estima-se que a metade da geração de biogás durante 80 anos em um ASs, possa ser alcançada em 18 dias, por um biodigestor projetado para absorver a mesma massa de FORSU (CARVALHO *et al.*, 2019). Além dessa vantagem quantitativa, há a estabilidade do fluxo de tratamento e de geração de MO. Isso demonstra, a diferença entre as finalidades dessas duas alternativas, sendo os biodigestores mais adequados ao aproveitamento dos produtos da DA.

Porém, os custos para investimento e operação dos biodigestores são significativamente mais elevados quando comparados aos dos ASs. Outra vantagem dos ASs está no fato de que suas tecnologias são conhecidas e bem estabelecidas no país, enquanto que os biodigestores para FORSU, tendo sido desenvolvidos predominantemente em outros países, devem ter suas tecnologias melhores adaptadas para as condições do Brasil. Além disso, falta no país, recursos humanos qualificados que possam contribuir com a implementação dessa tecnologia de forma adequada (REICHERT, 2013).

2.9. Regulamentação para a energia distribuída

O estabelecimento de contratos para fornecimento de energia elétrica no Brasil, se dá especialmente através de leilões. Por meio deles, as concessionárias, permissionárias e autorizadas do setor distribuem a energia elétrica, garantindo o atendimento através do Ambiente de Contratação Regulada (ACR), mas no qual o consumidor é cativo, ou seja, não escolhe seu fornecedor de energia ou tarifa a ser paga. Há também o Ambiente de Contratação Livre (ACL), no qual os consumidores têm a liberdade de negociar as condições de compra da energia a ser fornecida pelas geradoras ou comercializadoras, estabelecendo-se acordos bilaterais (CCEE, 2018).

Quando pequenas geradoras de energia elétrica disponibilizam sua eletricidade pela conexão direta com as redes de distribuição, são inseridas nos grupos de micro ou mini geração distribuída (GD). Suas fontes, em geral, são renováveis, tais como a hidráulica, solar, eólica biomassa ou cogeração qualificada conectada à rede de distribuição (ANEEL, 2014). A GD permite, portanto, a instalação de fontes de geração próximas ao local de consumo, o que reduz custos para a geração e transmissão de eletricidade.

Essa forma de difusão de energia no país, surge como uma possibilidade de aumento da oferta de eletricidade e diversificação da matriz elétrica (FREITAS, 2019). A GD foi criada pelo Decreto Lei nº 5.163 de 2004 (BRASIL, 2004), cujo artigo 14 foi regulamentado pela resolução normativa nº 482/2012 da ANEEL (ANEEL, 2012), estabelecendo a nova classe de consumidores/geradores (prosumidores) de micro e mini GD. Em 2015, a ANEEL publicou uma nova resolução normativa, a 687/2015 (ANEEL, 2015), que alterou a resolução anterior, estabelecendo novas regras: a microgeração distribuída definida como uma central geradora de energia elétrica de potência instalada menor ou igual a 75kW; a minigeração distribuída com central geradora de potência instalada entre 75KW e 3MW, para fontes hídricas, ou até 5MW, para cogeração qualificada no que diz respeito às outras fontes da rede de distribuição (BRASIL/ANEEL, 2015).

Outra resolução normativa de interesse é a 786/2017 (BRASIL/ANEEL, 2017), que trouxe alterações a respeito da potência instalada para todas as fontes renováveis do grupo de minigeração distribuída, que a partir de então se enquadram na faixa de 75kW a 5MW. Por fim, nota-se que as discussões a respeito da GD têm avançado no Brasil, já que o projeto de lei (PL)

nº 5829/2019 foi sancionado em 2022, transformando-se na Lei nº 14.300/2022 (BRASIL/ANEEL, 2022), que instituiu o marco legal da GD.

Até então, o modelo predominante de geração de eletricidade é centralizado e com fluxo unidirecional de energia. A inserção da GD acrescenta a possibilidade da inserção de pequenas fontes de geração descentralizada e que acrescentam um fator de complexidade à rede, pelo fluxo bidirecional de energia nas redes de distribuição (ROSA *et al.*, 2021). Apesar de desafios técnicos a serem resolvidos, pelo seu modelo de funcionamento, a GD favorece a utilização de fontes renováveis de energia, tendo como exemplo de grande expansão recente no Brasil a energia de fonte solar por plantas fotovoltaicas (PFV) (GARLET *et al.*, 2019). Frente a contextos de crises hídricas e busca pelo atendimento à crescente demanda elétrica do país, a GD pode contribuir com a diversificação do setor, sua segurança energética e a busca por sustentabilidade ambiental. Assim, nota-se que, a geração de eletricidade a partir do biogás da FORSU, tanto em ASs quanto em biodigestores, pode se alinhar e ser favorecida pelo modelo de GD, estabelecida pela ANEEL.

2.10. Estudos relevantes sobre o biogás no Brasil

Como forma de determinar critérios e parâmetros adequados para o aproveitamento de energia de ASs no Brasil, existem trabalhos que buscam correlacionar viabilidade econômica e potência ótima com a geração de eletricidade. Por exemplo, Barros, Tiago Filho e Silva (2014), demonstraram que a viabilidade econômica de um projeto de aproveitamento energético em AS no Brasil tende a ocorrer em populações acima de 200 mil habitantes. Já Silva *et al.* (2017), correlacionaram a potência ótima a ser instalada com diversos parâmetros e variáveis pelo método do Máximo Benefício Líquido (MBL), gerando equações que relacionam potência e custo, facilitando o entendimento e estudo sobre a viabilidade econômica de projetos.

Em relação às perspectivas para ao potencial elétrico do biogás de RSU no Brasil, vários estudos já se dedicaram a estudá-lo. Landim e Azevedo (2008) calcularam que o potencial de exploração do biogás em ASs seria de uma potência instalada de cerca de 350 MW. O Plano Nacional de Resíduos Sólidos, elaborado em decorrência da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), avaliou esse potencial em 300 MW, além de definir uma meta de instalação de 250 MW de potência até 2031 (BRASIL, 2012). Barros, Tiago Filho e Silva (2014) também

estimaram que o potencial elétrico para ASs no Brasil, com a população contribuinte mínima encontrada, varie entre 337 MW e 601 MW para 2030. Já a Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2014), realizou cálculos com cenários mais completos, adotando ao todo, três cenários. Na sequência, encontram-se a descrição de cada cenário e no gráfico da figura 2.21 um resumo dos resultados de todas as estimativas.

- Cenário 1: disposição de toda a FORSU ASs convencionais, com captação do biogás para geração de eletricidade.
- Cenário 2: disposição de toda a FORSU, previamente triada, em biodigestores especializados para a geração de biogás para a conversão à eletricidade.
- Cenário 3: conversão de todo o biogás dos cenários 1 e 2 em biometano, biogás purificado, restando majoritariamente o CH₄.

Como pode-se observar na figura 2.21, o cenário 1 resultou em 311 MW, que em comparação com os 868 MW do cenário 2, expressa a visível a diferença da capacidade de os biodigestores otimizarem a geração de biogás e CH₄ a partir de um mesmo substrato. Já o cenário 3 resultou em 583 ktep (quilotonelada equivalente de petróleo) para a aplicação em ASs e 1.315 ktep em biodigestores. Como as bases de comparação foram diferentes para o cenário 3, ele não foi expresso no gráfico.

Apesar dos dados não considerarem a geração mais recente de RSU, é possível apresentar uma linha de base para afirmar que o país possui um potencial técnico intermediário entre 300 MW e 868 MW para eletricidade do biogás de RSU. Considerando o potencial instalado de 2014 no Brasil, de quase 134 GW, o potencial técnico representaria de 0,2 % a 0,6 % do total, respectivamente (EPE, 2014). Considerando o potencial de 2020, de mais de 213 GW, os percentuais reduziram para 0,14 % e 0,4 % (ANEEL, 2020).

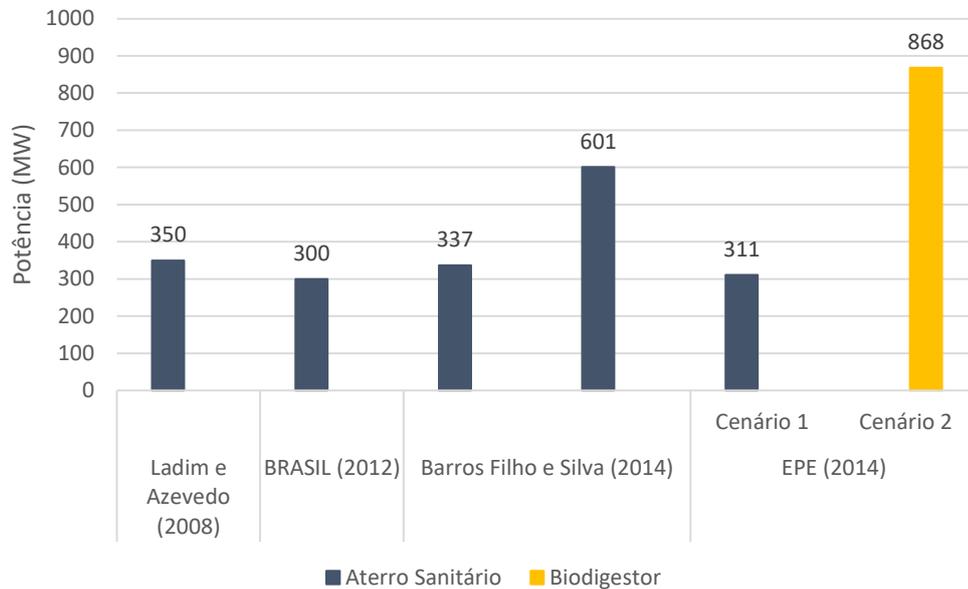


Figura 2.21: Resumo das estimativas do potencial elétrico de biogás de RSU no Brasil. Fonte: elaborado a partir de Ladim e Azevedo (2008), BRASIL (2012), Barros, Tiago Filho e Silva (2014) e EPE (2014).

Segundo EPE (2020), existem indicativos de que em termos energéticos, a implementação de plantas termelétricas a partir de RSU pode adquirir um ritmo de 20 a 40 MW/ano entre 2020 e 2050. Isso demonstra, conforme Carvalho *et al.* (2019) e EPE (2020), que o aproveitamento energético dos RSU no Brasil não se apresenta com potenciais de escala capazes de sustentar estratégias de expansão da oferta de energia elétrica ou de biocombustível nas condições atuais de tecnologia, competitividade e regulamentação. Porém, os autores ressaltam que a adoção do biogás de RSU como fonte de energia deve ser observada no longo prazo e de forma estratégica, já que, uma vez estabelecida, passa a ser uma alternativa adequada a demandas locais. Assim, pelo enfoque energético, essa fonte de energia deve ser abordada dentro do conceito de desenvolvimento sustentável e de boas práticas ambientais, sociais e econômicas. Afinal, suas consequências vão além da geração elétrica, pois contribuem para o tratamento adequado de RSU, evitam impactos ambientais negativos, movimentam a economia e promovem o desenvolvimento regional, descentralizando a geração de energia elétrica e, de alguma forma, viabilizando a diversificação e expansão energética nacional.

2.11. A avaliação do ciclo de vida

O ciclo de vida (CV) de produtos ou serviços ao longo do sistema econômico e produtivo, envolve entradas de matérias-primas e energia e saídas de resíduos, emissões, produtos e coprodutos (figura 2.22). Ao longo desse ciclo podem haver impactos, positivos e negativos, para o meio ambiente, economia e sociedade em geral. A avaliação adequada e aprofundada desses impactos, pode contribuir com a melhoria de aspectos ambientais de produtos, serviços e sistemas, auxílio na escolha de indicadores de desempenho ambiental, nas decisões a serem tomadas pelos setores público e privado e também na adoção de estratégias de marketing voltado à sustentabilidade ambiental (ABNT, 2009a).

Dessa forma, a partir de 1997, a International Standardization for Organization (ISO) passou a elaborar normas que sistematizaram e padronizaram uma metodologia adequada de ACV (BARNTHOUSE *et al.*, 1997). As normas atualizadas e compiladas são a ISO 14040:2006: ‘Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura’ e a ISO 14044:2006: ‘Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações’. No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) foi a instituição responsável pela edição dessas ISO’s, as quais têm os nomes de NBR ISO 14040:2009 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009b). Há ainda a NBR ISSO/TR 14049:2014 (ABNT, 2014), que apresenta exemplos de aplicações da NBR ISO 14044:2009 até a etapa de análise do inventário, facilitando o entendimento da ACV, assim como a sua implementação.

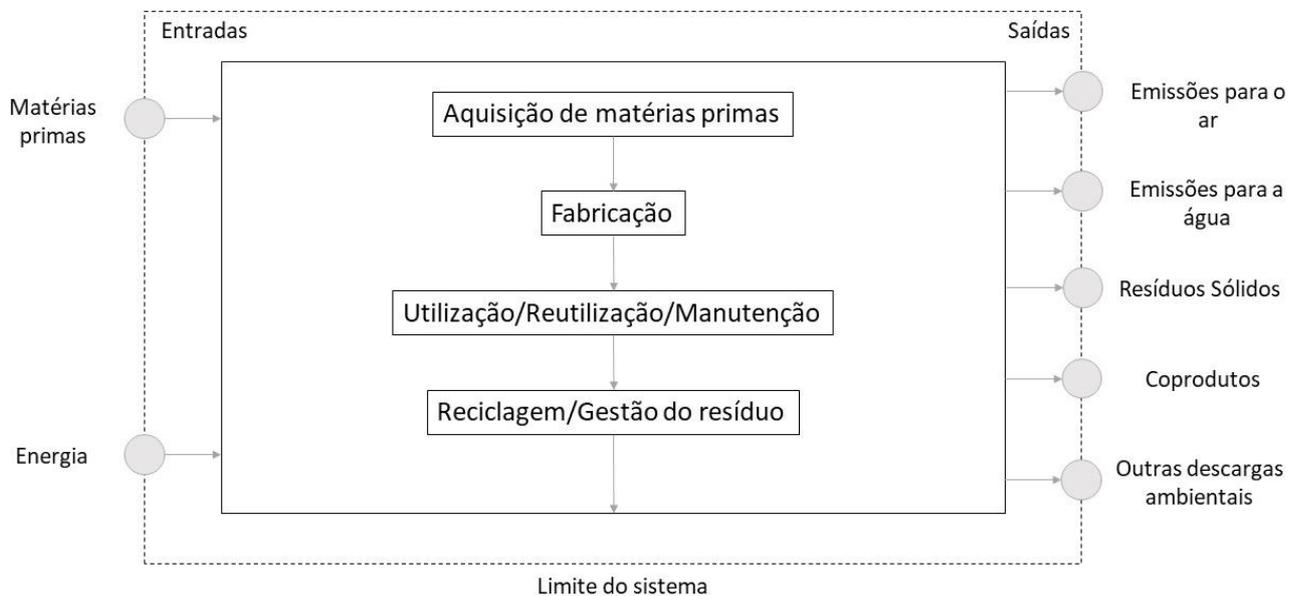


Figura 2.22: Estágios do ciclo de vida de um produto. Fonte: Henriquez (2016), adaptado de USEPA (2006).

A estrutura básica da ACV é composta de quatro fases: Objetivo e escopo, análise do inventário, avaliação de impactos e interpretação. A figura 2.23 apresenta um fluxograma que resume essas etapas. Nota-se que as setas de fluxo são bidirecionais, indicando que o processo é iterativo e de constante revisão de cada etapa, conforme o avanço do estudo.

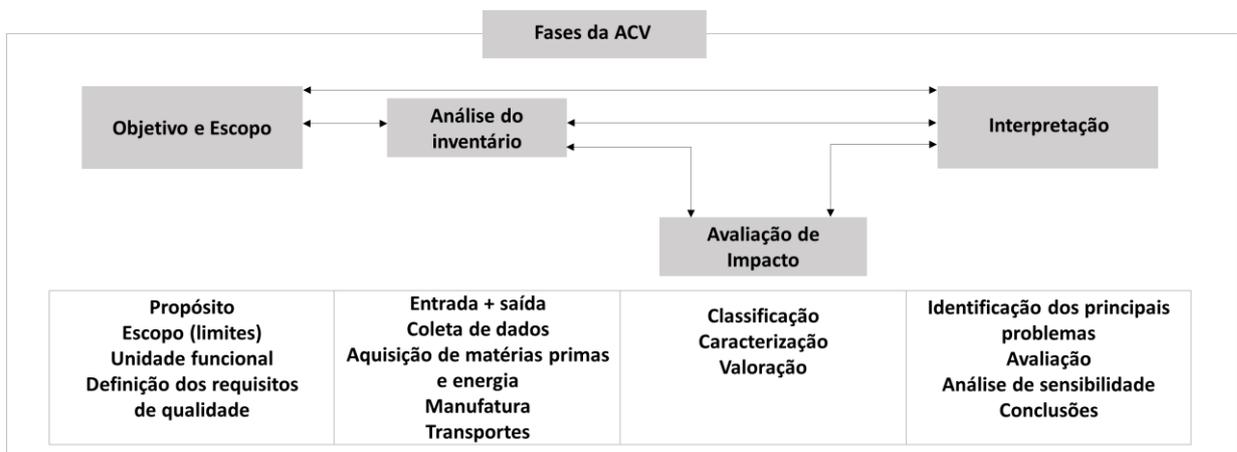


Figura 2.23: Fases da ACV. Fonte: Henriquez (2016), adaptado de Chehebe (1998).

A primeira fase da ACV é a definição do objetivo do estudo e do seu escopo. Nela, deve ficar claro o propósito e a finalidade do estudo, evitando-se ambiguidades. Esta etapa deve direcionar a ACV para uma aplicação racional e planejada, expondo de forma objetiva a quem serão direcionados os resultados. Ainda nesta fase, o escopo deverá apresentar a abrangência do estudo, definindo os limites do sistema estudado, suas fronteiras e unidade funcional (UF) (HENRIQUEZ, 2016). É na segunda fase que o inventário é estruturado, por meio de coleta de dados (quantitativos e qualitativos) em campo, na literatura ou em extensas bases de dados. A segunda fase recebe o nome de ‘análise de inventário’, uma vez que a própria formação deste exige constantes análises e reanálises dos dados em relação próprio escopo e objetivos e ao restante das etapas. Na terceira fase a avaliação de impactos envolve classificar, caracterizar e valorar os impactos ambientais, a partir dos dados do inventário. Assim, ao concluir esta fase, tem-se o resultado da interação do ciclo de vida estudado com o meio ambiente. Por fim, a quarta e última fase, a interpretação direciona o estudo a uma avaliação crítica dos resultados gerados. Eles são avaliados, ponderados, comparados e confrontados com os objetivos definidos na fase 1. Esta etapa permite a obtenção de conclusões e possíveis soluções para impactos e alternativas constatados (BENEDETTO; KLEMES, 2009).

Quanto à sua metodologia, a ACV pode ser dividida em duas abordagens. A atribucional é aquela na qual objetiva-se conhecer os fluxos (entradas e saídas) associados ao ciclo de vida (CV) de um determinado produto e atribuir e avaliar os impactos relacionados a ele. Já a abordagem consequential procura conhecer os principais fluxos a partir de alterações propostas no sistema. Por esse motivo, a primeira abordagem realiza alocações de coprodutos quando necessário, atribuindo pesos aos coprodutos por meio de um fator de alocação (FA), baseado em parâmetros como massa, volume, valor de mercado e outros. Já a segunda abordagem usa como alternativa à alocação a expansão do sistema, de forma que produtos evitados e substituições marginais sejam incluídas no estudo (CURRAN *et al.*, 2005; DALGARD *et al.*, 2008).

Sendo um processo complexo e altamente iterativo, sujeito a mudanças constantes, os estudos de ACV, em geral, são gerenciados e têm seus resultados produzidos em softwares especializados em ACV, como o SimaPro®, o GABi e o OpenLCA. Todos eles utilizam de bases de dados que fornecem inventários sobre diversos produtos, processos e serviços. Algumas dessas bases de dados são o *Ecoinvent*, *Industry data* e *Agri-footprint*®. Como metodolo-

gias aplicadas nos softwares para estudo dos impactos, existem dentre outros o CML IA *baseline*, *Eco-indicador*, *EDIP* e o *ReCiPe* (PRE, 2021; SPHERA, 2021; GREENDELTA, 2021). Cada um desses métodos é elaborado por diferentes instituições e tendem a ser melhor aplicados a categorias de impactos e tipos de estudos diferentes. Por exemplo, o CML considera impactos como aquecimento global (GWP), eutrofização de recursos hídricos (FEP) e outros. O Eco-indicador já considera o impacto de consumo de combustíveis fósseis (FD), uso do solo (LOP) e depleção de ozônio estratosférico (ODP). Além dessas categorias, existem aquelas mais voltadas ao meio antrópico, como saúde humana, toxicidade humana e efeitos orgânicos e inorgânicos na respiração humana. Cada categoria e método a serem utilizados devem estar alinhados aos objetivos do estudo e aos possíveis impactos que o CV do produto pode gerar no meio ambiente (HENRIQUEZ, 2016).

2.11.1. Aplicações da ACV

A ACV é uma metodologia versátil e, portanto, pode ser aplicada em diversos campos de conhecimento. Ela contribui para a formação de uma sólida base de dados a respeito dos fluxos (entradas e saídas) dentro dos CV's, para o conhecimento dos reais impactos ambientais de produtos, serviços e processos e para a geração de informações úteis para a melhoria de sistemas. Além disso, os estudos a serem apresentados a seguir demonstram a versatilidade da ACV ao ser aplicada no setor de RSU, de tratamento de esgotos e na indústria de papel e celulose. Com eles é possível compreender “o porquê” e “quais” as contribuições pode-se obter através do seu uso.

Henriquez (2016) utilizou a ACV para avaliar diferentes rotas de aproveitamento energético de RSU em cidades de médio porte no Brasil. Foram propostos cenários como destinação de RSU para AS sem recuperação energética, uso de AS com recuperação energética, sistema de tratamento de RSU com biodigestão anaeróbia e recuperação energética, sistema de tratamento de RSU por gaseificação e geração de eletricidade, tratamento de RSU por meio de reciclagem e tratamento dos resíduos em um sistema integrado de RSU.

Com o auxílio do software *SimaPro*®, uso da metodologia CML IA *baseline*, categorias de impacto ambiental e método de estimativa de demanda cumulativa de energia, o estudo concluiu que o sistema integrado de tratamento de RSU ofereceu uma rota de aproveitamento energético com melhor desempenho ambiental entre os demais cenários. Essa alternativa

apresentou impactos ambientais com valores negativos para depleção abiótica, aquecimento global e acidificação, em decorrência da etapa de reciclagem adotada. Por outro lado, a etapa de gaseificação do sistema contribuiu com valores positivos de impacto para a depleção da camada de ozônio. Na sequência dos cenários, o segundo melhor desempenho foi obtido pelo que utilizou a biodigestão anaeróbia, tendo resultado negativo para o impacto de depleção abiótica, efeito do uso de biofertilizantes em substituição à produção de fertilizantes químicos. E como alternativa de menor desempenho, obteve-se o AS sem recuperação energética, que teve como maiores impactos ambientais a depleção abiótica, pela ocupação do solo e uso de argilas e da camada de ozônio, em decorrência de emissões fugitivas (HENRIQUEZ, 2016).

Já no estudo de Edwards *et al.* (2017), ressalta-se que a DA em unidades de tratamento de esgotos é uma tecnologia chave para o setor, e tem se tornado cada vez mais importante também para o gerenciamento de resíduos sólidos municipais. Eles afirmam que a promoção de políticas de reciclagem e recuperação de energia, contribui para a criação de uma demanda tratamento anaeróbio de resíduos alimentares (orgânicos). Entretanto, identificou-se uma deficiência no conhecimento dos impactos ambientais do CV de resíduos sólidos tratados por sistemas integrados de resíduos (tratamento de esgotos e de resíduos sólidos municipais) que utilizem a codigestão anaeróbia, na Austrália. Para suprir essa deficiência, realizou-se um estudo de caso que investigou se a codigestão, no sistema integrado, proporcionaria menores impactos ambientais em relação ao sistema convencional, no qual o tratamento de esgotos e de resíduos não são integrados.

Os autores utilizaram o software *SimaPro*®, com a metodologia de avaliação de impactos CML-IA, midpoint. As categorias de impacto adotadas foram a depleção abiótica, depleção de combustíveis fósseis, potencial de aquecimento global, toxicidade humana, acidificação e eutrofização. Os resultados obtidos demonstraram que, em exceção à toxicidade humana, a codigestão apresentou menores impactos ambientais para todas as categorias consideradas. Um estudo de modelagem das incertezas demonstrou que o potencial de aquecimento global teria uma probabilidade de 100% de ser menor em relação ao sistema convencional. Além disso, os resultados para as categorias de impactos de acidificação, eutrofização e esgotamento de combustíveis fósseis obtiveram uma confiança superior a 85% (EDWARDS *et al.*, 2017).

Por fim Corcelli *et al.* (2018) se dedicaram a avaliar a sustentabilidade ambiental e energética de indústrias de papel e celulose, tendo como base um complexo industrial na Finlândia. Como os autores apresentam, esse segmento industrial é um dos maiores do mundo, especialmente em termos de consumo de água, energia, produtos químicos e materiais para combustão. Mesmo enquanto grande consumidor de recursos, as indústrias de papel e celulose podem se destacar como referências em sustentabilidade ambiental, uma vez que sua matéria-prima é de fonte renovável. Kravetz (2018) apresenta uma média de recuperação energética, para as indústrias de celulose de 86% e de 54% de biomassa. Em termos de recuperação química, essas indústrias alcançam até 98% das entradas de insumos químicos e muitas fábricas são consideradas autossuficientes, tendo de 60 a 70% de sua energia oriunda apenas de suas caldeiras de recuperação (GALDIANO, 2006; KRAVETZ, 2018).

Entretanto, segundo Corcelli *et al.* (2018), fazem-se necessários estudos que avaliem a sustentabilidade ambiental dessas indústrias em termos de impactos ambientais para cada etapa da produção, a fim de aprimorá-las e de garantir que os processos adotados de fato se mostrem sustentáveis. Para isso, o estudo utilizou a metodologia de ACV e buscou identificar as fases que apresentam maiores cargas ambientais, necessitando de melhorias, de toda a cadeia produtiva. Como ferramenta, os autores também utilizaram o software *SimaPro*® com o método de avaliação de impactos ReCiPe Midpoint (H).

Os resultados permitiram constatar que a maior parte dos impactos são causados pela fase de produção industrial (o estudo considerou também fases como a florestal, fase de distribuição do papel e fase de reciclagem). Assim, a fase da produção de celulose e papel contribuem com mais de 50% dos impactos gerados no esgotamento da água e com até 88% na eutrofização de água doce. Em se tratando apenas da etapa de produção da celulose, o impacto sobre o aquecimento global recebe uma contribuição de 46%, a depleção da camada de ozônio recebe 39%, a eutrofização de água doce, 55%, e as demais categorias de impacto receberam ao menos 42% de contribuição dessa etapa. Por outro lado, a recuperação de insumos e energia contribuiu para uma redução dos impactos sobre o aquecimento global em mais de 70%. Assim, o estudo conclui que os resultados obtidos são uma fonte importante de informação para os gestores empresariais e do setor público, uma vez que permitiu identificar as etapas que necessitam de melhorias e apontou as origens dos principais impactos ambientais da indústria de papel e celulose (CORCELLI *et al.*, 2018).

Nota-se, portanto, que a utilização da ACV para o estudo ambiental da codigestão da FORSU com a LC é adequada e necessária, tendo o potencial de contribuir com a avaliação dos reais impactos ambientais globais a serem gerados pelo desvio da LC de seu CV convencional, reforçando ou desencorajando a alternativa estudada. Nota-se ainda, que estudos de ACV com foco nesse RSI (LC), são escassos na literatura, havendo em geral uma abordagem para os processos produtivos de papel e celulose. Assim, a aplicação da metodologia de ACV nesse contexto, potencialmente, tem muito a agregar com a geração de conhecimentos capazes de embasar decisões mais assertivas e ambientalmente sustentáveis em relação à codigestão da LC com a FORSU (GIROTTI, 2018).

3. METODOLOGIA

A metodologia sustentou um estudo teórico, nos aspectos energéticos, econômicos e ambientais, partindo dos dados já conhecidos na literatura, especialmente dos estudos conduzidos por Zhang *et al.* (2014), Chen, Zhang e Wang (2015), sobre a codigestão da LC com a FORSU e por Corcelli *et al.* (2018), que realizaram uma ACV na indústria de papel e celulose. Dessa forma, a análise de viabilidade econômica envolveu as estimativas de energia e o estudo ambiental da codigestão da FORSU com a LC foi embasada na metodologia de ACV. Assim, o item 4 foi dividido em: estimativas de energia disponível, análise de viabilidade econômica e avaliação de ciclo de vida. A figura 3.1, resume os tópicos abordados em cada grande tema:

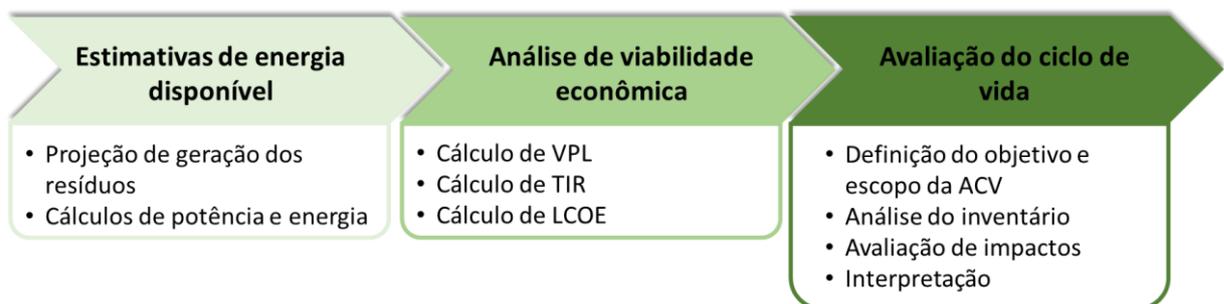


Figura 3.1: Resumo dos temas e tópicos abordados na metodologia.

O conceito geral do sistema assumido para a codigestão, apresentado na figura 3.2, é comum tanto à análise econômica quanto à ACV. Pressupõe-se uma planta de biodigestão com reatores anaeróbios, previamente estabelecidos, com digestão úmida ($ST \leq 15\%$), em regime de alimentação de fluxo contínuo e mistura completa, tendo aquecimento do fluido para manutenção da temperatura na faixa mesofílica ($37 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$) (ZHANG *et al.*, 2014). Na sequência, tem-se o conjunto motogerador de Ciclo Otto para a conversão da energia química do biogás em energia elétrica. Assim, a análise econômica se deteve na aquisição e operação dos equipamentos relativos ao aproveitamento elétrico que, por sua vez, foi assumido na modalidade GD, no mercado cativo, dentro do ACR. Para a ACV, foi considerada a existência prévia dos equipamentos, assim como o mesmo sistema de geração e tarifa de energia.

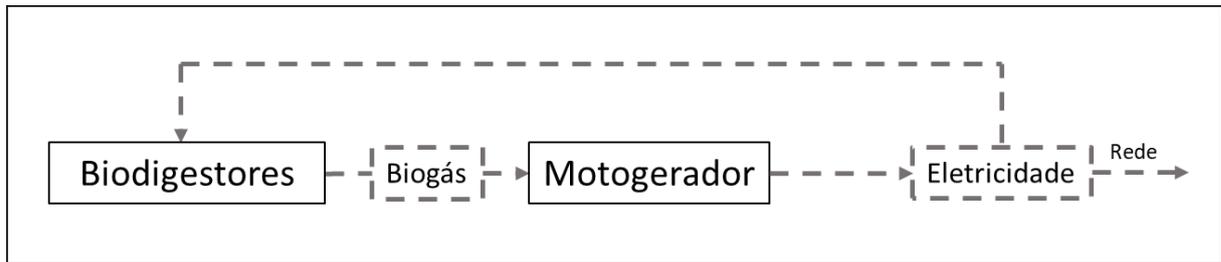


Figura 3.2: Conceito geral da planta de biodigestão para produção de eletricidade.

3.1. Estimativas de energia

Inicialmente, os cálculos para a geração de energia elétrica, foram realizados de forma que permitissem a obtenção da população mínima a viabilizar economicamente a codigestão da FORSU com a LC. Sendo assim, em planilhas no *Microsoft Excel*®, considerou-se uma população inicial de 50 pessoas com acréscimos de 50 em 50, um comportamento linear. Baseado na geração *per capita* de RSU do Brasil (1,039 kg/hab.dia) e na proporção da FORSU (45,3 %) (ABRELPE, 2020), calculou-se as gerações diárias e anuais dessa fração para cada população considerada. De posse da proporção entre LC/FORSU e do volume médio de CH₄ gerado por massa de FORSU, obtidos nos experimentos de Zhang *et al.* (2014) e Chen, Zhang e Wang (2015), foi possível então encontrar a vazão anual de metano para cada população, a cada dia e então a cada ano. Para fins de cálculos e simplificação, assumiu-se que os resíduos alimentares estudados pelos autores equivalem à FORSU.

Assim, pôde-se obter a potência a ser gerada, calculada a partir da equação 1, adaptada de CETESB (2006):

$$P = Q_{CH_4} \cdot E \cdot E_C \cdot P_{CH_4} \cdot \left(\frac{1}{31\,536\,000} \cdot \frac{1}{1000} \right) \quad (1)$$

Onde:

P: potência disponível a cada ano (kW);

Q_{CH₄}: vazão de metano a cada ano (m³CH₄/ano);

P_{CH₄}: poder calorífico do metano (igual a 35,53 MJ/m³CH₄);

E_c : eficiência de coleta de biogás (%);

E : eficiência da turbina/motor (%);

31 536 000: segundos em um ano (s/ano);

1/1000: conversão de unidade em J/s para kW;

Como referência para a E_c , considerou-se o valor de 75%, assumindo-se as perdas por vazamento e diluição do biogás no efluente de 25 % (RIBEIRO *et al.*, 2019). Para a E , adotou-se o percentual de 33 %, equivalente a um motor de combustão padrão (AMINI *et al.*, 2012; AGAMUTHU, 2013). Por fim, a energia a ser gerada pela potência obtida resultou do produto entre a potência, fator de capacidade (FC), adotado em 0,8, e o número de horas em um ano (8760h) (SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018a).

3.2. Análise de viabilidade econômica

A análise de viabilidade econômica tem por objetivo verificar se existe viabilidade do projeto, atratividade do projeto como investimento financeiro e analisar o custo de geração de energia elétrica por kWh. Para se verificar a viabilidade do projeto, o parâmetro a ser obtido foi o valor presente líquido (VPL), que considera valores de receitas, custos e investimentos, trazidos para o momento do estudo através de taxas de juros. Da mesma forma, o *payback* foi calculado com base nos fluxos de caixa futuros trazidos à valor presente pela taxa de desconto. Tais fluxos são chamados de fluxos de caixa descontados e, o que torna o *payback* descontado. Um investimento é considerado viável quando o VPL é positivo e, quando obtém o retorno financeiro do investimento inicial, alcança o *payback*, dado em anos. A equação 2 apresenta uma forma de expressar o cálculo realizado para o VPL.

$$VPL = \sum_{j=1}^n \frac{FCt}{(1+r)^t} - I_0 \quad (2)$$

Onde:

VPL: valor presente líquido (U\$\$);

r: taxa de desconto (%) (taxa mínima de atratividade, TMA);

FC_t: fluxo de caixa em $t = 1$ a $t = n$;

t: tempo do empreendimento (anos);

I₀: investimento inicial (U\$).

O período considerado para funcionamento do projeto (t) foi de 20 anos, já que se assumiu o tratamento de sulfetos e remoção de água e vapor, sem que houvesse, porém, a oneração do empreendimento (RIBEIRO *et al.*, 2021). Assim, para cada acréscimo populacional de 50 pessoas, todos os cálculos de viabilidade econômica foram realizados no horizonte de tempo adotado. A troca do motorizador foi assumida para cada 8 anos (LEME *et al.*, 2014). Sendo os preços desses dados em U\$\$, sempre que necessário, realizou-se a conversão na proporção de R\$ 5,38 para cada U\$ 1,00 (BACEN, 2021c).

Quanto ao fluxo de caixa (FC), ou seja, a diferença entre receitas e custos de operação e manutenção (O&M), os cálculos foram detalhados a seguir, assim como a estimativa do I₀. A taxa “r”, ou TMA, é mínima taxa de juros que justificaria a escolha do investimento no empreendimento em questão, em detrimento de outro investimento. Neste caso, r foi adotada em 9,00%, tendo em vista que a taxa Selic se encontra em 9,25%, porém com expectativas futuras de alcançar 11,75% e retornar a 7% até 2025, conforme projetado pelo Banco Central do Brasil (BACEN) (BACEN, 2022).

Inicialmente, para obtenção do FC_t, foi necessário calcular a receita com a produção de energia. Para isso, utilizou-se a tarifa média residencial dos estados brasileiros de R\$ 0,623/kWh (0,116/kWh) (ANEEL, 2021), para compensação do uso de energia, considerando-se a injeção da energia na rede da distribuidora. Na sequência, os custos com operação e manutenção (O&M) dos equipamentos foram adotados em 5 % do I₀ (LOPES, 2017), sendo o I₀ (equação 3), que envolve a compra de equipamentos e estruturas para o projeto (SANTOS, BARROS e TIAGO FILHO, 2015).

$$I_0 = (CG \cdot BMP \cdot D) + \left(\frac{CC \cdot BMP}{24} \right) + (CP \cdot L) + (CM \cdot P) \quad (3)$$

Onde:

I_0 : investimento inicial (U\$\$);

CG: custo unitário do gasômetro (U\$\$/m³);

BMP: potencial de produção diária de metano (m³/dia);

D: número de dias de acúmulo de gás;

CC: custo unitário do compressor (U\$\$/m³/h);

CP: custo da tubulação do biogás (U\$\$/m);

L: comprimento da tubulação do biogás (m);

CM: custo do motor de combustão interna (U\$).

A tabela 3.1 resume os equipamentos e seus custos unitários em reais (U\$\$) (CETESB, 2006), corrigidos pelo índice de inflação IGP-M (BACEN, 2021b). A tubulação de coleta e transporte do biogás foi adotada em 200 m lineares e o número de dias de acúmulo de gás em 3 (PINTO, 2021). Os custos finais com os demais equipamentos foram obtidos em função da potência e do BMP. Assim, de posse da receita gerada, dos O&M e do I_0 , obteve-se o FCt e, portanto, o VPL ano a ano para cada população considerada.

Tabela 3.1: Resumo dos equipamentos necessários e seus respectivos custos relativos, atualizados em BACEN (2021b).

Equipamentos	Gasômetro	Compressor	Tubulação do biogás	Motogerador
Custo unitário	51,29 U\$\$/m ³	284,97 U\$\$/(m ³ /h)	142,48 U\$\$/m	569,93 U\$\$/kW

Fonte: CETESB (2006).

Na sequência, calculou-se o parâmetro para avaliar a atratividade do projeto, a taxa interna de retorno (TIR) do empreendimento. Apesar de o VPL indicar a viabilidade de um

projeto para determinadas condições, a TIR tende a agregar consideravelmente à análise econômica, uma vez que ela expressa o grau de atratividade do empreendimento e a partir de quando isso ocorre. Caso a $TIR > TMA$, o projeto é atrativo e viável. Se $TIR < TMA$, o projeto não é atrativo, apesar de ser viável. E caso $TIR = TMA$, ao menos economicamente ele não apresenta vantagens ou desvantagens, torna-se indiferente como investimento (MENDES, 2017). O cálculo da TIR é feito a partir da equação de VPL, como mostra a equação 4, substituindo-se “r” por TIR e tornando VPL igual a 0.

$$0 = \sum_{j=1}^n \frac{FCt}{(1+TIRr)^t} - I_0 \quad (4)$$

O último parâmetro utilizado para complementar a análise econômica é o Custo Nivelado de Energia (LCOE), calculado pela razão entre a soma dos custos totais do projeto (I_0 e O&M) e a soma da energia gerada a cada ano. Obteve-se assim, o LCOE (equação 5) de cada população geradora considerada para o período de 20 anos. Como utilidade desse parâmetro, tem-se a possibilidade de avaliar o comportamento dos custos para se gerar cada kWh (U\$\$/kWh) em relação à tarifa utilizada para a obtenção de receita. Outra abordagem possível seria o LCOE como o custo mínimo para a obtenção de receita por kWh capaz de sustentar os O&M, o I_0 , os juros e a remuneração do investimento (NAKABAYASHI, 2014).

$$LCOE = \frac{CT}{EP} \quad (5)$$

Onde:

CT: custos totais do projeto;

EP: energia total produzida para o período do empreendimento.

Para a realizar a soma dos custos a cada ano (CA_t) e obter os CT, utilizou-se a equação 6. Os custos no ano 0 diferenciam-se apenas pela substituição dos O&M pelo I_0 .

$$CA_t = \frac{O\&M}{(1+r)^t} \quad (6)$$

Onde:

CA_t: custos no ano t;

r: taxa de juros (%);

t: ano do empreendimento.

Por fim, para a realização da soma da energia gerada, foi calculada a energia a cada ano (EA_t) pela equação 7, sendo que no ano 0 assumiu-se que não houve geração de energia elétrica.

$$EA_t = \frac{EA}{(1+r)^t} \quad (7)$$

Onde:

EA: energia gerada no ano t;

r: taxa de juros (%);

t: ano do empreendimento.

Tendo em vista que os cálculos acima foram direcionados a encontrar a população mínima para viabilidade econômica (VPL > 0), uma análise de sensibilidade se fez útil para, não só adicionar situações que considerassem a atratividade do projeto (TIR > TMA) ao estudo, mas também para incorporar incertezas, inerentes a qualquer empreendimento. Essa análise envolve a variação de uma variável independente nos cálculos, com o intuito de se avaliar o comportamento dos resultados (BERHORST *et al.*, 2021). Assim, na análise de sensibilidade realizada, fixou-se dois períodos de *payback*, 15 e 10 anos, e variou-se a tarifa de energia, a partir de seu próprio valor, 0,623 R\$/kWh (0,1158 U\$/kWh) (100%), entre 80% e 120%, com variações de 10%.

3.3. A avaliação do ciclo de vida

A elaboração da ACV baseou-se na estrutura básica apresentada pelas normas NBR ISO 14040:2009 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009b). Sendo assim, a sequência metodológica a ser apresentada será: definição do objetivo e escopo, análise do inventário e avaliação de impacto. A etapa de interpretação será apresentada no item de resultados.

Uma consideração prévia importante é de que o estudo de Corcelli *et al.* (2018) foi utilizado para compor majoritariamente os dados das etapas diretamente relacionadas à indústria de papel e celulose. Isso porque o trabalho, além de apresentar a confiabilidade dos dados pela variação moderadamente baixa dos indicadores de impacto na análise de *Monte Carlo*, possui uma significativa amplitude dos processos dessa indústria e ao mesmo tempo um detalhamento, escasso em literatura, a respeito da geração da LC como resíduo, que é expresso em seu inventário. Neste caso, as representatividades tecnológicas e temporais do processo foram um fator relevante (IES, 2010). Além disso, o estudo de Zhang *et al.* (2014) foi utilizado como base para os cálculos relativos à codigestão da FORSU com a LC, por motivos semelhantes aos do estudo citado anteriormente. As demais fontes e bases de dados foram apresentadas ao longo do estudo.

3.3.1. Objetivo e Escopo

O objetivo desta ACV é realizar uma análise do desempenho ambiental da LC como cosubstrato para a digestão anaeróbia da FORSU. Com isso, visa-se fornecer informações à comunidade científica, ao aprofundar o estudo da LC como cosubstrato em DA; ao poder público, podendo fornecer uma alternativa ambientalmente adequada à destinação da FORSU e aproveitamento energético de fontes renováveis; e às indústrias, que podem se beneficiar com a economia de recursos financeiros e destinação adequada da LC como RSI.

A UF adotada para o trabalho foi de 1,0 t de LC, gerada como resíduo sólido no processo produtivo *kraft*, da polpa celulósica e papel. Assim, converteu-se a UF de 1 t de papel produzido, usada em Corcelli *et al.* (2018), para a unidade composta pelo resíduo de interesse deste trabalho, sendo os detalhes dessa conversão apresentados no item 3.3.2.

Os autores dividem a produção de papel e celulose nas fases florestal, fase de produção da polpa de celulose, fase de produção de energia *in situ*, fase de produção do papel, fase da distribuição e fase de fim de vida (reciclagem do papel). Para este trabalho, adotou-se e adaptou-se do estudo apenas as fases que influenciariam direta ou indiretamente na geração da LC como resíduo, ou seja, as fases: florestal, produção da polpa de celulose e a de produção de energia *in situ*. Além disso, foram criadas fases próprias para a realização deste trabalho.

O cumprimento do objetivo da ACV passou pela criação de cenários (Cn) que pudessem colocar em perspectiva a proposta estudada. Em todos eles as fronteiras dos sistemas foram assumidas como *cradle to grave*, ou seja, do “berço ao túmulo”:

- C0: Cenário base. A LC tem como destino final a disposição em ASI. Como a LC é gerada dentro de interligados processos para a extração da polpa celulósica, o C0 inclui desde a fase florestal ao tratamento do resíduo em ASIs (figura 3.3) (FARAGE *et al.*, 2019).

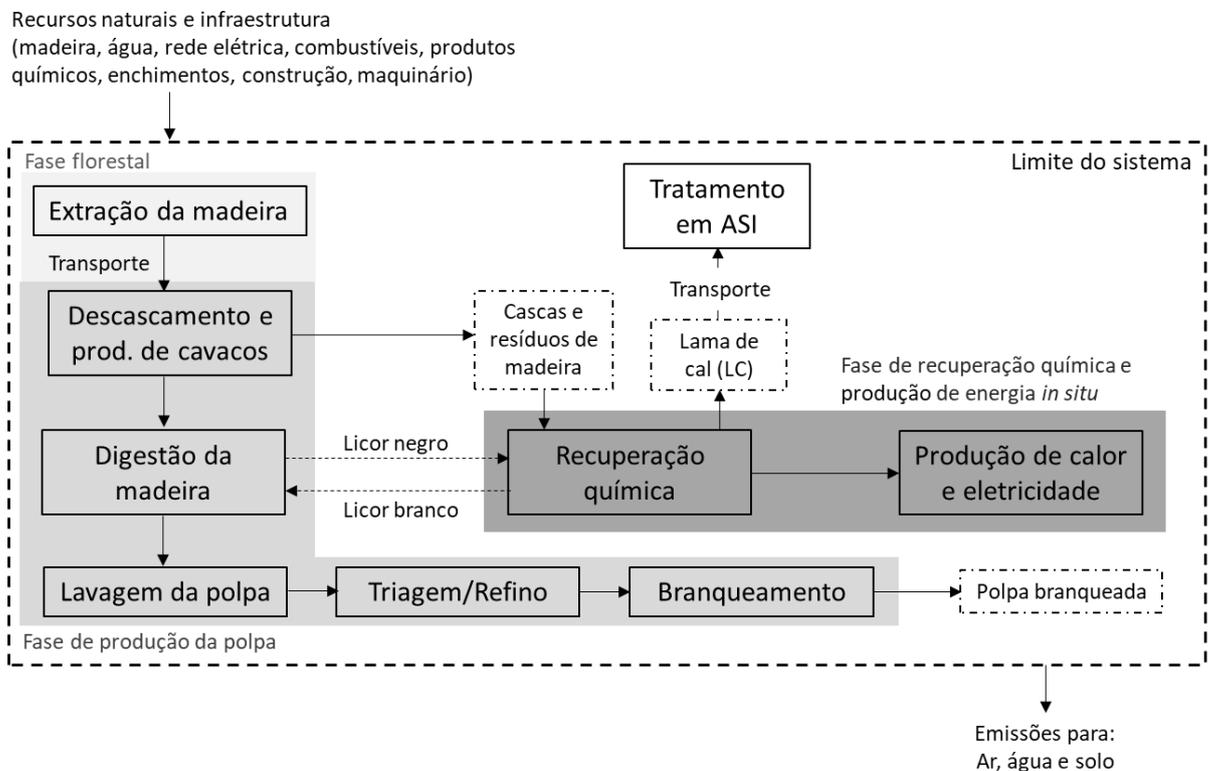


Figura 3.3: Fronteira do sistema de produto no C0.

A fase florestal fornece a madeira para a etapa seguinte e envolve: a extração da madeira nas florestas e transporte para as fábricas. A fase de produção da polpa de celulose fornece como principal produto a polpa branqueada e envolve: o descascamento da madeira, lavagem e produção de cavacos, digestão da madeira, lavagem da polpa, triagem e branqueamento da polpa lavagem. A fase de recuperação química e geração de energia *in situ*. Foi assim adaptada para expressar com maior clareza de qual processo a geração de energia *in situ* é dependente. Esta fase fornece o próprio licor de digestão da madeira, energia de autoconsumo e produz a LC, envolvendo: a recuperação química do licor negro, aproveitamento de subprodutos e produção de calor e eletricidade. Esta fase. Por fim, ocorre o transporte e a disposição final da LC em ASI.

- C1: Cenário principal, foco do estudo. A LC tem como destino final a planta de biodigestão, onde é codigerida com a FORSU (ZHANG *et al.*, 2014) para produção de energia elétrica (figura 3.4).

Recursos naturais e infraestrutura

(madeira, água, rede elétrica, combustíveis, FORSU, produtos químicos, enchimentos, construção, maquinário)

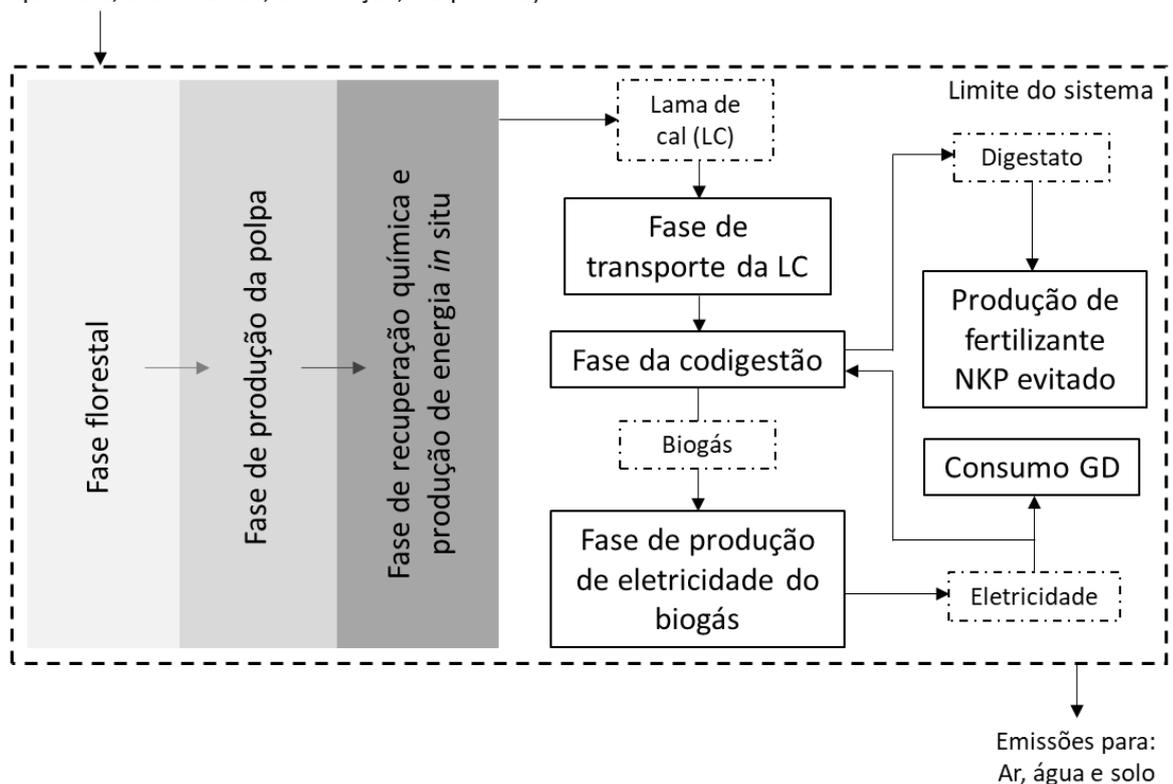


Figura 3.4: Fronteira do sistema de produto no C1, em que consumo GD significa o uso da eletricidade na modalidade de geração distribuída (GD).

Envolve todas as etapas do C0 até a geração da LC na indústria. Acrescenta as fases de transporte da lama para a planta de biodigestão, a codigestão da FORSU com a LC, a produção de eletricidade e a geração do digestato, evitando a produção de fertilizantes para o solo.

- C2: A LC tem como destino final os ASMs, onde será utilizada como material de recobrimento intermediário, substituindo o solo (figura 3.5).

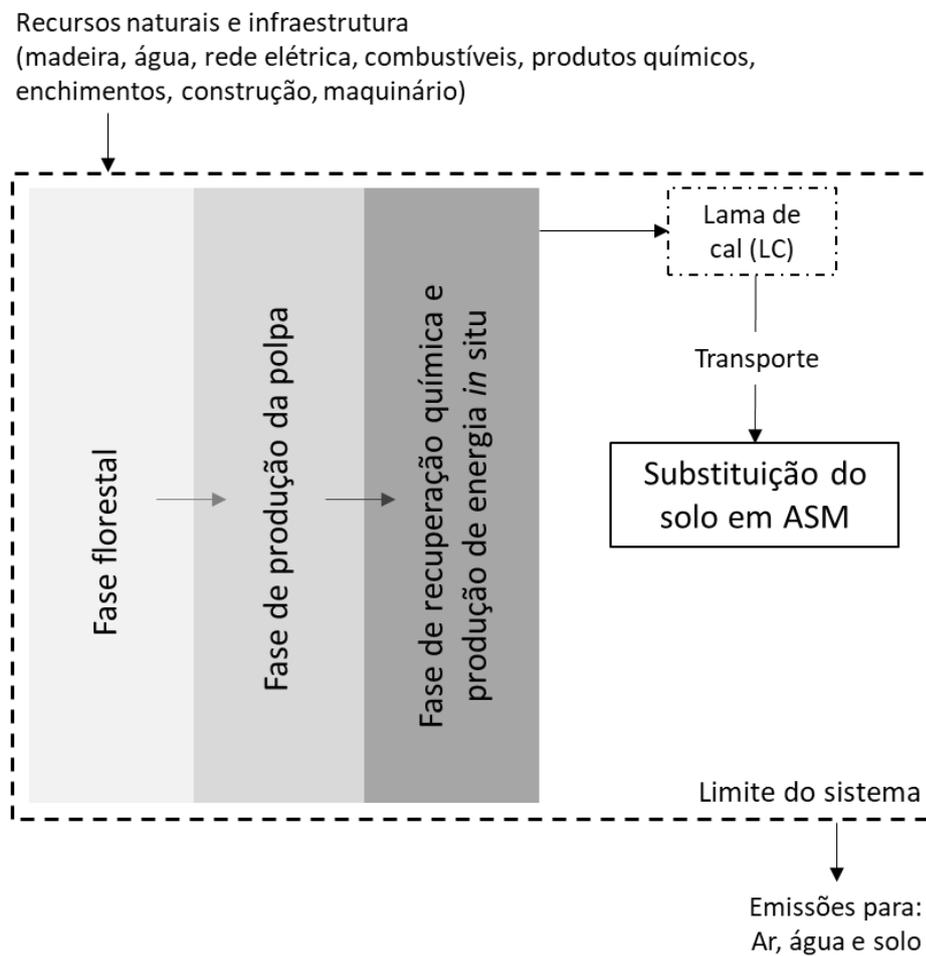


Figura 3.5: Fronteira do sistema de produto no C2.

Envolve todas as etapas do C0 até a geração da LC na indústria. Adiciona o transporte da LC para o ASM, evitando os impactos da extração do solo, incluindo a extração da vegetação, e sua aplicação em ASM (FARAGE *et al.*, 2019).

- C3: A LC tem como destino final a correção do pH de solos e fertilização, substituindo a Cal (PAIM, 2007) (figura 3.6).

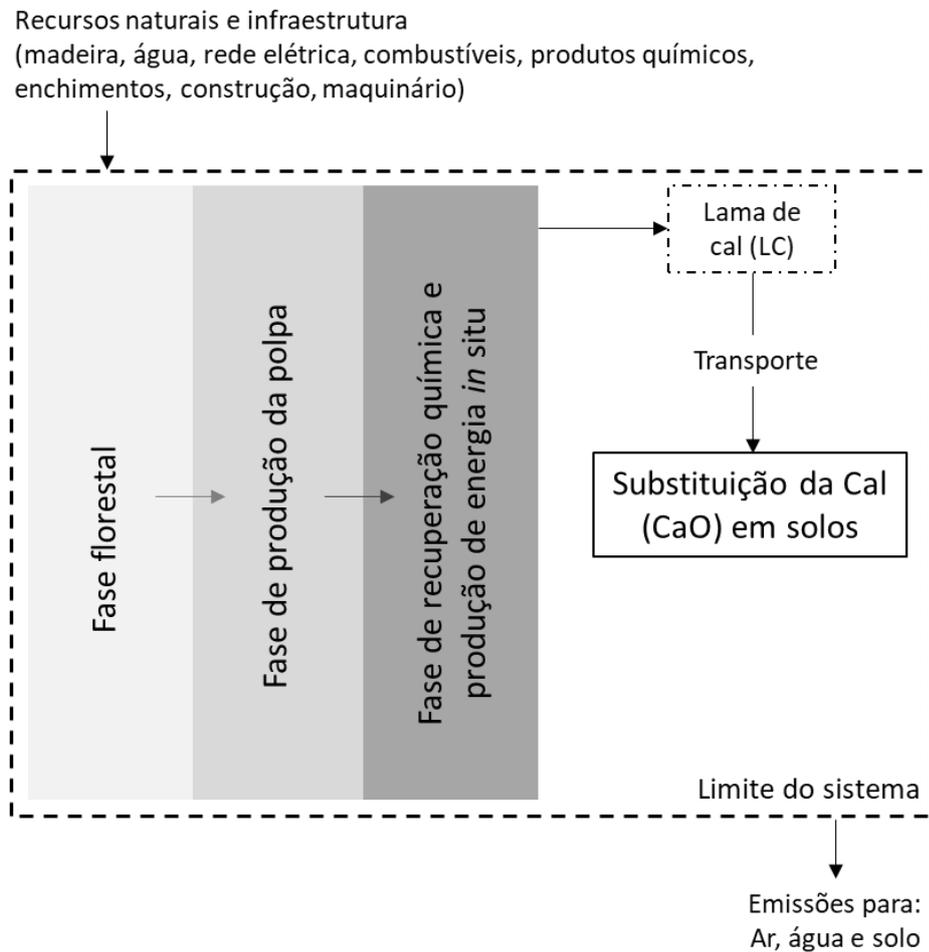


Figura 3.6: Fronteira do sistema de produto no C3.

Envolve todas as etapas do C0 até a geração da LC na indústria. Inclui o transporte e aplicação da LC como fertilizante.

- C4: A LC tem como destino final a produção de blocos e peças cerâmicas, substituindo a Cal (figura 3.7).

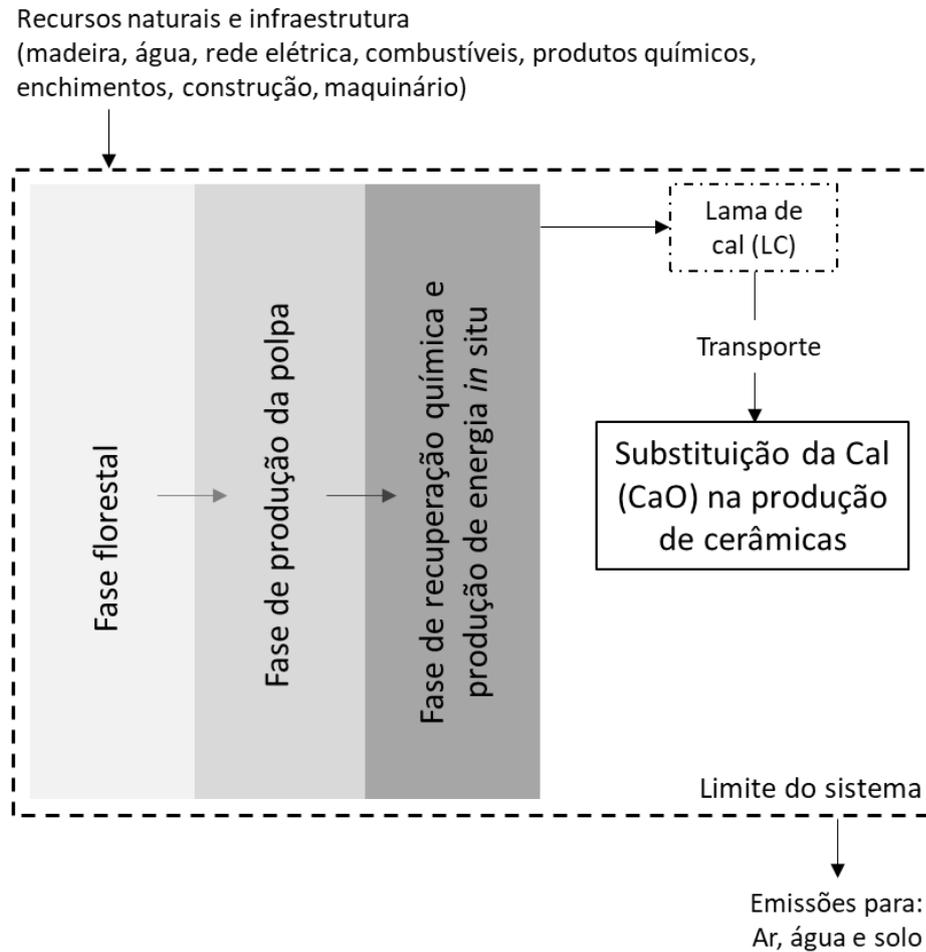


Figura 3.7: Fronteira do sistema de produto no C4.

Envolve todas as etapas do C0 até a geração da LC na indústria. Inclui o transporte da LC, os fluxos evitados pela produção da Cal e sua aplicação em blocos e peças cerâmicas (IZIDIO; SUBTIL; ANDRADE, 2013).

3.3.2. Inventários de ciclo de vida

Tendo como ponto de partida o estudo de Corcelli *et al.* (2018), os inventários foram elaborados no intuito de adaptar o melhor possível os dados de entrada e saída para as condições do Brasil. Além disso, no estudo citado, a cada 1000kg de papel produzido (UF adotada), foram geradas 0,379kg de LC. Esses dois valores foram utilizados para formar uma proporção e expressar todos os fluxos do inventário em função de 1000 kg de LC. Após um processo

iterativo, verificou-se que diante do fluxo de todo o processo industrial, a contribuição da LC seria relativamente pequena, sendo pertinente a aplicação de um fator de alocação (FA). Como critério, aplicou-se nos inventários de todos os cenários, um FA mássico em todas as entradas e saídas nas quais o papel e a LC produzidos tivessem participação, direta ou indireta. A utilização do FA mássico é consequência do objetivo da ACV, do seu caráter voltado a aspectos de geração e do inventário base, expressos em termo de massa e do foco do estudo desta ACV não estar em aspectos econômicos.

Além disso, para as fases dos cenários que envolviam a necessidade se calcular os fluxos do transporte para destinação final da LC, adotou-se uma distância média padrão de 20 km entre o local de produção e o destino (IMASUL, 2016; PIÑAS, 2019), assumindo um deslocamento semelhante àquele ideal para a implantação de um AS. Tal escolha se deu no intuito de aproximar o estudo das realidades que podem ser encontradas no país, sem deixar de considerar o impacto desta atividade. Quanto às emissões, assumiu-se o mesmo meio de transporte, especificado em C0 (a seguir), para todos os cenários e utilizou-se a tabela 3.2 como referência. Por fim, no intuito de se manter os escopos e limites dos sistemas como *cradle-to-grave*, as aplicações propostas da LC nos cenários C2, C3 e C4, tiveram aproximações a serem explicadas nos itens a seguir.

3.3.2.1. Inventário do C0

Neste cenário toda a LC produzida seria destinada aos ASIs (base). Assumiu-se a produção da celulose e papel em uma fábrica no Brasil. Para a fase florestal, que envolve transporte de madeira, utilizou-se informações de distâncias percorridas, consumo de combustível de caminhões e o PCI do diesel (38,71 MJ/L) (COSTA, 2007). Tomou-se como base as distâncias entre as florestas e fábricas da empresa Suzano (135,5 km) (BNDES, 2010), percorridas por caminhões de até 50t de capacidade de carga, com autonomia de 0,55 L/km (SCANIA, 2021). O cálculo das emissões para o ar da fase florestal e o transporte da LC para o ASI, foram calculados por meio de fatores de emissão, obtidos do estudo de Corcelli *et al.* (2018) (tabela 3.2). Além disso, assumiram-se 20 km de distância entre a fábrica e o ASI (IMASUL, 2016), onde a LC foi assumida como resíduo de cal inerte e para tratamento, como aterramento, em aterro.

Tabela 3.2: Fatores de emissão para gases no transporte por caminhões, em rodovias.

Fator de emissão (kg/t-km) em rodovia	
CO ₂	0,083008
N ₂ O	0,000002
CO	0,000671
'CH ₄	0,000006
NO _x	0,001014
COVNM (compostos orgânicos voláteis não-metânicos)	0,000145

Fonte: Corcelli *et al.* (2018).

3.3.2.2. Inventário do C1

Neste cenário a LC tem como destino final a codigestão anaeróbia com a FORSU. Em relação ao C0, após a geração da LC na indústria, este cenário incluiu o transporte da LC, a fase de codigestão e a fase de produção de eletricidade a partir do biogás. Para a fase de transporte da LC, adotou-se a distância de 20km entre a fábrica de celulose e a planta de biodigestão (IMASUL, 2016). Quanto às emissões, assumiu-se o mesmo meio de transporte que em C0 e utilizou-se também a tabela 3.2 como referência.

Para a fase de codigestão, o dado inicial foi 1t de LC, a partir do qual as informações referentes às entradas de FORSU, inóculo e água necessários, foram calculadas com a mesma metodologia e critérios utilizados no 'item 4.1' (ZHANG *et al.*, 2014). O percentual de FORSU nos RSU foi adotado como aquele da tabela 2.1. O percentual médio considerado dos gases no biogás encontra-se na tabela 3.3. O percentual médio de CH₄ no biogás foi assumido em 65%, uma vez que os estudos de Zhang *et al.* (2014) apresentam a produção de CH₄ sem indicar a sua participação no biogás gerado. Esse valor foi adotado por representar uma participação acima da média e ainda estar na faixa de valores apresentada por Salomon e Lora (2009) na tabela 2.4, além de ter sido adotado em Santos *et al.* (2019). Já para os demais gases, considerou-se os valores médios entre os limites superiores e inferiores da tabela 2.4. À exceção do CO₂, gás de relevância no biogás, para o qual realizou-se o acréscimo do percentual do restante não alocado nos demais gases.

Tabela 3.3: Participação adotada dos gases no biogás.

Gás	Participação no biogás (%)
CH ₄	65,00%
CO ₂	30,35%
N ₂	1,50%
H ₂ S	0,30%
O ₂	0,55%
NH ₃	0,30%
H ₂	2,00%
Total	100,00%

Para o consumo de eletricidade dos biodigestores, foi assumido o uso da eletricidade gerada por 3% do biogás produzido pelos próprios biodigestores (TIMONEM *et al.*, 2019). Já o consumo de calor para aquecimento do reator, foi calculado ao se aproximar os ST da soma das massas de FORSU e LC. A equação utilizada foi a de número 8 (JORDÃO E PESSOA, 2014; MACHADO, 2011):

$$C = Q_L \cdot C_E \cdot (T_D - T_L) \quad (8)$$

Onde:

C: calor (energia) necessária para o aquecimento da massa, kJ.d⁻¹;

Q_L: massa afluente ao digestor, kgST.d⁻¹;

C_E: coeficiente de transferência de calor por área, 4,2 kJ.kg⁻¹.C°;

T_D: temperatura no interior do biodigestor, C°;

T_L: temperatura da massa tributária ao biodigestor, C°.

A faixa de temperatura média da digestão foi considerada como mesofílica (37 ±1 °C) (ZHANG *et al.*, 2014) e o resultado do calor obtido foi convertido para GJ. Neste caso, a fonte de abastecimento do calor foi assumida como distrital ou industrial, excetuando-se como fonte o gás natural. Esta entrada foi obtida das bases de dados do software *SimaPro*®.

Sendo os produtos de C1 o biogás e o digestato, estes foram calculados da seguinte forma: o biogás produzido foi calculado com base nas proporções já apresentadas e utilizadas em Zhang *et al.* (2014) (partindo da geração de 1t de LC), sendo que as quantidades dos demais gases foram obtidas a partir do volume de CH₄ realizando-se, ao final, a soma do volume total; o digestato gerado foi calculado pela proporção 0,5 t de digestato produzido por tonelada de FORSU utilizada (MØLLER *et al.*, 2009). Neste caso, foi aplicada uma alocação mássica diretamente no software. O digestato foi assumido como produto evitado, substituindo a produção de fertilizantes à base de nitrogênio (N), potássio (K) e fósforo (P).

Já as emissões para o ar, foram calculadas ao se considerar que o percentual não coletado de biogás seria emitido ao longo do processo de biodigestão e produção de eletricidade, sendo, porém, computadas na fase da codigestão. Assim, com a eficiência de coleta (E_c) de 75%, haveriam 25% de perdas, sendo este o percentual utilizado (RIBEIRO *et al.*, 2019).

Por fim, na última fase, a de produção de eletricidade a partir do biogás, de posse do total de gás gerado, obteve-se a eletricidade calculada a partir da 1t de LC utilizada e das equações de energia apresentadas no item 4.1. Quanto às emissões para o ar desta fase, oriundas da combustão interna do MCI, utilizou-se os fatores de emissão da tabela 3.4 para calcular a quantidade em massa dos gases liberados na atmosfera.

Tabela 3.4: Fatores de emissão durante o processo de utilização de biogás em MCI.

Gás	Fator de emissão pelo uso do MCI (g/m ³ biogás)
NO _x	6,96
CO	5,076
Material Particulado	0,139
SO _x	0,953
HCl	0,085
HF	0,095

Fonte: Adaptado de Beylot *et al.* (2013) apud Henriquez (2016).

3.3.2.3. Inventários do C2, C3 e C4

Os C2, C3 e C4 tiveram em comum a substituição de alguma entrada pela LC, utilizando-se de entradas disponíveis nas bases de dados do SimaPro®, por esse motivo suas descrições são mais simplificadas.

Para o C2, a atividade de transporte assumiu as considerações feitas no início do ‘item 3.3.2’. A entrada substituída foi realizada em recursos da natureza, utilizando como material o solo. Neste caso, adicionou-se o transporte da LC ao ASM, mas, por limitações das bases de dados, os fluxos da aplicação da LC no ASM não foram incluídos. Dessa forma, para manter a fronteira, assumiu-se que esses adotados seriam aproximados aos fluxos da aplicação no ASM em si.

Já para o C3, o produto evitado utilizado foi um fertilizante de cal, que incluía em seu inventário os fluxos desde a produção do fertilizante até a sua disponibilização no mercado. O transporte desse ponto ao local de aplicação no solo foi adicionado e os fluxos do produto evitado também foram aproximado aos fluxos da aplicação da LC no solo.

Por fim, o C4 teve como produto evitado a cal viva moída e solta, tendo em seu inventário os fluxos até a sua produção. Adicionou-se nesse caso, também, o transporte para o local de uso em blocos e peças cerâmicas, que foi assumido como tendo os fluxos aproximados aos da aplicação da LC.

3.3.3. Avaliação de impacto

Para a etapa de avaliação de impactos, utilizou-se a versão do software SimaPro® v.8.0.3.14 (PhD). Como bases de dados/bibliotecas, foram consideradas as disponíveis no software: *Industry data 2.0*, *Ecoinvent 3*, *ELCD*, *USLCI*, *USA Database*, *Agri-footprint*, *EU&DK Database*, *LCA Food DK* e *Swiss Database*.

Sendo o propósito desta etapa associar os dados do inventário aos efeitos provocados pelo CV, faz-se necessário a escolha de um método de avaliação que expresse os fluxos do inventário em indicadores e categorias adequadas ao estudo. Assim, é possível obter pontuações desses indicadores, que expressem a gravidade relativa das categorias de impacto ambiental alinhadas ao estudo (PRE, 2016).

O método escolhido foi o ReCiPe (H) V1.10/World (2010). Este método tem seu nome composto por um acrônimo, que reúne as iniciais das instituições responsáveis pelas

contribuições mais relevantes em seu desenvolvimento RIVM (Instituto Nacional de Saúde Pública e Meio Ambiente da Holanda) a Radboud University Nijmegen, o centro de pesquisa CML da Universidade de Leiden e a empresa PRé Consults (PRE, 2017). O método ReCiPe foi desenvolvido a partir de outros dois já difundidos, o CML e o Eco-Indicator 99 e associa categorias de impacto midpoint (18) e endpoint (3), ou seja, “de ponto intermediário” e “de ponto final”, respectivamente. As categorias de impacto ambiental que utilizam esses indicadores no método ReCiPe, seguidas de suas abreviações em inglês são (GOEDKOOPE *et al.*, 2013):

- Midpoint: mudanças climáticas (CC), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FEP), eutrofização marinha (MEP), toxicidade humana (HT), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade em água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), radiação ionizante (IR), ocupação de solo agrícola (ALO), ocupação de solo urbano (ULO), transformação de solo natural (NLT), depleção de água (WD), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD).
- Endpoint: danos à saúde humana (HH), danos à diversidade dos ecossistemas (ED), e danos à disponibilidade de recursos (RA).

Nos indicadores midpoint há uma abordagem de orientação ao problema, ou efeito. Isso significa que o impacto gerado pelo objeto estudado se encontra mais próximo do CV, permitindo um grau de incertezas menor. Já para os indicadores endpoint, a orientação da abordagem está para os danos causados, ou seja, impacto e CV estão mais distantes. Isso implica em maiores níveis de incertezas, mas, ao mesmo tempo, em maior facilidade de compreensão por parte do público geral.

Por esse motivo, para alinhar a escolha dos indicadores ao público-alvo do estudo, optou-se por adotar o ReCiPe nas categorias que utilizassem indicadores midpoint. Além disso, todas as categorias de impactos foram consideradas no estudo, já que um dos intuitos da pesquisa é, de fato, conhecer a extensão dos impactos associados à LC nos cenários propostos e disponibilizar essas informações ao público-alvo. Por meio do ReCiPe, os impactos foram identificados, caracterizados, avaliados e normalizados. A normalização é um procedimento

importante para a comparação entre as diferentes categorias de impacto, já que possibilita o uso de uma unidade comum entre elas (TOLLE, 1997).

Como justificativas para a escolha do método, considerou-se que: é amplamente utilizado, como foi por Corcelli *et al.* (2018), e a sua escolha pode possibilitar uma melhor comparação de estudos em geral com o atual; é um dos métodos mais recentes e atualizados de ACV (GOEDKOOOP *et al.*, 2009; VEZZOLI, 2018); permite a utilização do modelo de consenso hierarquista (H), frequentemente adotado em modelos científicos e muitas vezes tido como modelo padrão; permite a normalização dos dados em relação aos dados do restante do mundo; possui o conjunto mais amplo de categorias midpoint; utiliza, sempre que possível, mecanismos de impacto de abrangência global e em relação a outras abordagens, não inclui impactos potenciais de fluxos futuros (GOEDKOOOP *et al.*, 2009; CORCELLI *et al.*, 2018; PRE, 2016).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Estimativa de energia e viabilidade econômica

Baseado no resultado mais expressivo de Zhang *et al.* (2014), em que para cada 50 g de FORSU, foram utilizadas 5 g de LC na codigestão, obteve-se uma proporção de 0,1 LC/FORSU. Essa proporção permitiu estimar as quantidades necessárias à codigestão, em kg/ano, de ambos os materiais. O volume médio diário de CH₄ gerado para cada 50 g de FORSU foi de 0,00006923 m³/dia, resultado do volume de 2700 mL de CH₄ produzido em 39 dias de experimento. Assim, a proporção entre volume de CH₄ gerado ao dia e FORSU adicionada à codigestão, resultou em aproximadamente 0,001 m³ de CH₄ por quilogramas de FORSU.

As proporções estabelecidas permitiram encontrar a população mínima de 165.200 hab para se obter o primeiro VPL positivo. A tabela 4.1 resume as quantidades necessárias de RSU, FORSU e LC, além de apresentar o volume de CH₄ estimado, a potência e a energia disponível ao ano associadas à essa população.

Tabela 4.1: Resultados de materiais, CH₄, potência e energia para a população mínima de viabilidade econômica (VPL > 0).

População (hab)	RSU (t/ano)	FORSU (t/ano)	LC (t/ano)	CH ₄ (m ³ /ano)	Potência (kW)	Energia (MWh/ano)
165.200	62.649,62	28.380,28	2.838,03	39.295,77	10,96	76,79

Para o aspecto energético, a energia a ser potencialmente gerada em relação às populações, foi estimada a partir do volume de CH₄ calculado a ser produzido. Nota-se que, para a população mínima obtida, a energia a ser gerada resultou em 76,79 MWh/ano a partir de uma potência instalada de 10,96 kW, sendo o empreendimento classificado na faixa de microgeração distribuída. Observa-se que Ribeiro *et al.* (2021) obtiveram para uma população de 150.000 habitantes, em condições semelhantes às consideradas, uma potência de 450 kW, sendo uma ordem de grandeza acima da alcançada neste estudo.

Em relação à análise econômica, para a população mínima encontrada, o gráfico da figura 4.1 resume as receitas, os custos com O&M e o FCt ao longo dos 20 anos do projeto, sendo a equivalência de R\$ 5,38 para cada 1 US\$. No ano 0, é possível identificar o I₀ de R\$

277.658,99 (U\$\$ 52.586,93) sem a presença de receitas e operação, como foi assumido. Já nos anos seguintes, as receitas estimadas foram de 46.950,87 (U\$\$ 8.892,21), os custos de O&M de R\$ 13.882,97 (U\$\$ 2.629,35) e o FCt de R\$ 33.067,90 (U\$\$ 6.262,86) ao ano. A cada 8 anos, como se observa nos anos 8 e 17, os custos de O&M incluíram a troca do sistema motogerador, sendo adicionados, portanto, R\$ 32.973,71 (U\$\$ 6.245,02) nesta categoria.

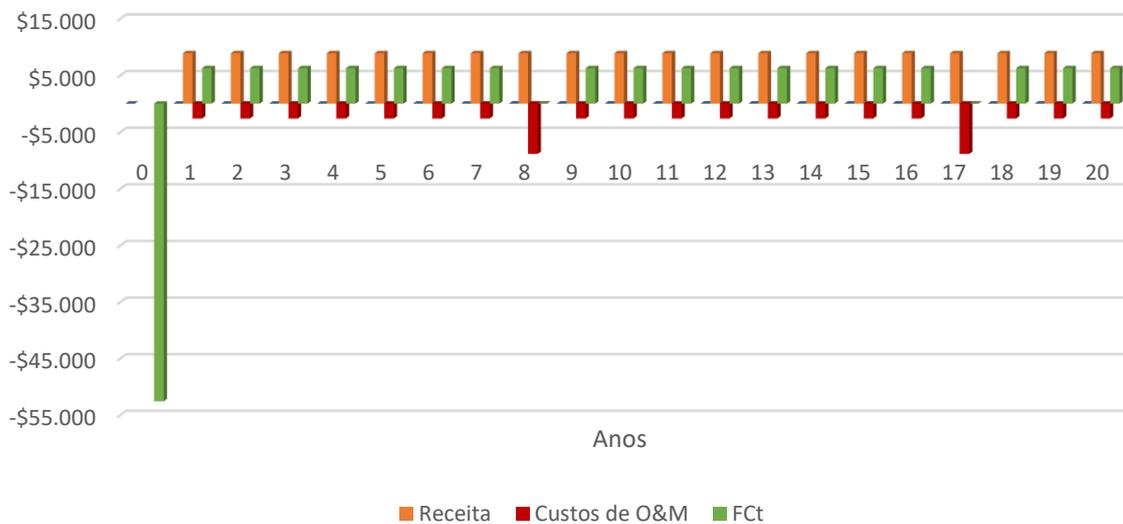


Figura 4.1: Receita, custos de O&M e fluxo de caixa para a população mínima de viabilidade econômica (VPL > 0).

O primeiro VPL positivo foi de R\$ 35,01 (U\$\$ 6,63) (figura 4.2) e, sendo aquele necessário para determinar a população mínima a torná-lo maior que zero, o *payback* obtido foi de 20 anos, o tempo estipulado para o projeto. Da mesma forma, a TIR alcançou 9%, recuperando o investimento e se igualando à TMA. Nota-se que, para tornar o projeto atrativo (TIR > TMA), poderia se considerar uma população de 200.000 habitantes, com a qual o VPL alcançaria R\$ 46.204,59 (U\$\$ 8.750,87), a TIR acumularia 11,15% e o *payback* seria de aproximadamente 14,04 anos.

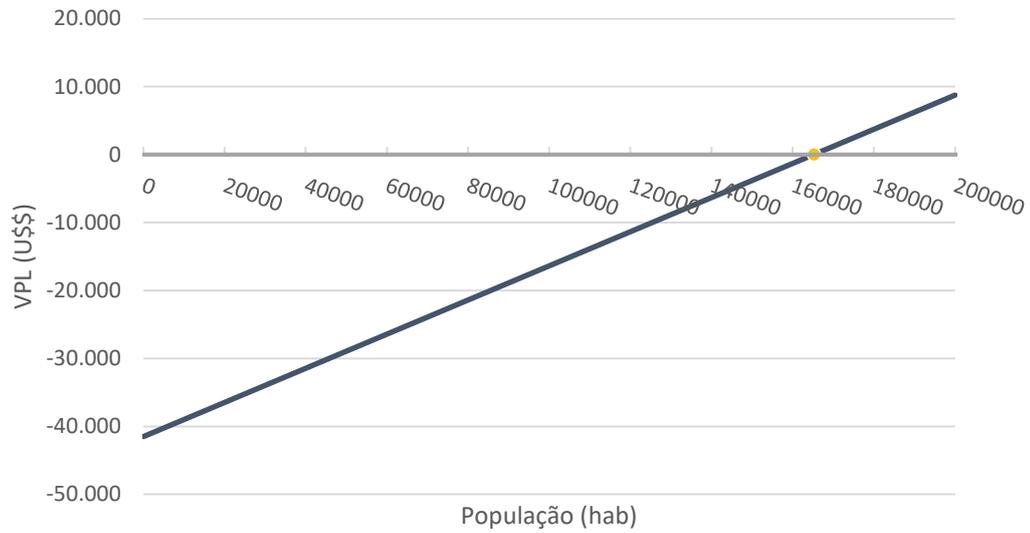


Figura 4.2: Gráfico de VPL versus população.

Já os resultados dos cálculos do valor presente líquido do custo unitário de eletricidade ao longo do período do projeto, o LCOE, iniciara-se em 1.033,14 R\$/kWh (195,67 U\$\$/kWh) e alcançaram em 0,58 R\$/kWh (0,1093 U\$\$/kWh) (figura 4.3) para a população mínima, que se comparado à tarifa de 0,61 R\$/kWh (0,1158 U\$\$/kWh), demonstra que os custos para se gerar 1 kWh são inferiores à tarifa utilizada para o cálculo de compensação energética no sistema GD. Caso a população considerada fosse de 200.000 habitantes, o LCOE seria de 0,52 R\$/kWh (0,0989 U\$\$/kWh).

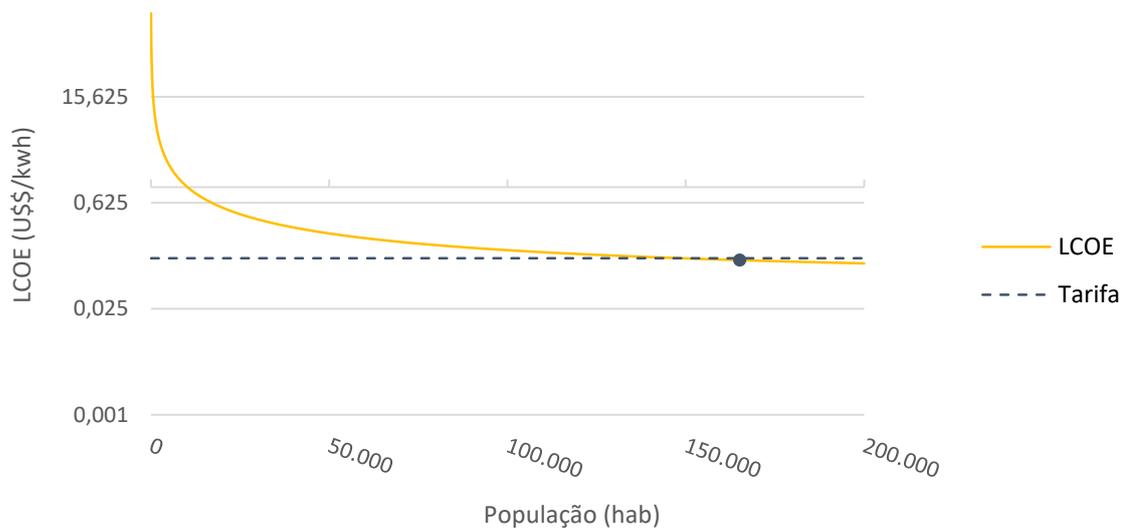


Figura 4.3: Gráfico de LCOE versus população em escala logarítmica.

Sendo assim, nota-se que, tendo o Brasil 180 municípios com populações maiores que a mínima encontrada para a viabilidade econômica (IBGE, 2020), considerando apenas o fator populacional, há um potencial de aplicação de projetos como o proposto, em todas essas cidades. Além disso, o resultado se apresenta vantajoso frente à população mínima de 200.000 habitantes para viabilizar aproveitamentos energéticos em ASSs, encontrada por Barros, Tiago Filho e Silva (2014).

Porém, a população mínima encontrada não permite a atratividade do projeto como um investimento e, além disso, o critério de população é apenas um dos fatores influentes para a análise econômica. Assim, para avaliar condições nas quais a proposta é atraente financeiramente e contemplar em algum grau as incertezas associadas às variações de preço da energia, realizou-se também uma análise de sensibilidade (BERHORST *et al.*, 2021).

Já com os resultados calculados a partir de Chen, Zhang e Wang (2015), a relação entre FORSU e LC utilizadas foi de 200 g para cada 4 g, respectivamente, obtendo-se a proporção de 0,02 LC/FORSU. O volume médio diário de CH₄ gerado para cada 200 g de FORSU foi de 0,00003586 m³/dia, resultado do volume de 1255 mL de CH₄ produzido em 35 dias de experimento. A proporção entre volume de CH₄ gerado ao dia e FORSU adicionada à codigestão, resultou em 0,00018 m³ de CH₄ por quilogramas de FORSU.

Com esses resultados, o primeiro VPL positivo foi de R\$ 3,82 (U\$\$ 0,71) para uma população de 1.275.650 habitantes. A geração de RSU estimada foi de 483.771,13 t/ano e o consumo de FORSU e LC resultaram em 219.148,32 t/ano e 4.382,97 t/ano respectivamente. O volume de biogás ao ano foi de 39.290,16 m³ e a energia a ser gerada alcançou 76,78 MWh/ano para uma potência instalada de 10,96 kW. A TIR se igualou à TMA e o LCOE resultou em 0,59 R\$/kWh (0,10927 U\$\$/kWh).

Os resultados experimentais de Chen, Zhang e Wang (2015) geraram resultados econômicos desfavoráveis frente aos obtidos a partir de Zhang *et al.* (2014), exigindo uma população mínima de ao menos 7,7 vezes maior para viabilizar o projeto (VPL > 0). Tendo em vista que Zhang *et al.* (2014) se detiveram apenas ao estudo da LC e, assumindo o mesmo rigor científico e qualidade dos trabalhos de ambos os estudos, a análise de sensibilidade e o restante do trabalho adotaram os resultados de Zhang *et al.* (2014) como padrão para o estudo, uma vez que se mostraram mais favoráveis à implementação econômica da LC na codigestão.

4.1.1. Análise de sensibilidade

As tabelas 4.2 e 4.3 apresentam os resultados das variações das tarifas entre 80% e 120%, com reduções e aumentos de 10%. Foram considerados os tempos de *payback* de 15 e 10 anos. Quando se considera o *payback* em 10 anos, nota-se que as exigências para o projeto ser viável aumentam. A população é uma das variáveis que mais sofre o impacto da redução da tarifa, junto dos materiais necessários à codigestão e o CH₄.

Tabela 4.2: Análise de sensibilidade para o *payback* em 15 anos, com variações de 10% da tarifa de energia entre 80% a 120%.

Payback em 15 anos						
Item	Varição na tarifa					Unidade
	-20%	-10%	0%	10%	20%	
Tarifa	0,093	0,104	0,116	0,127	0,139	U\$\$/kWh
População	323.650	239.550	190.150	157.600	134.600	hab
FORSU	55.600,95	41.153,12	32.666,53	27.074,65	23.123,40	t/ano
LC	5.560,10	4.115,31	3.266,65	2.707,46	2.312,34	t/ano
CH₄	76.985,93	56.981,25	45.230,57	37.487,97	32.017,01	m³/ano
Potência	21,47	15,89	12,61	10,45	8,93	kWh

Payback em 15 anos						
Item	Variação na tarifa					Unidade
	-20%	-10%	0%	10%	20%	
Energia	150,44	111,35	88,39	73,26	62,57	MWh/ano
I₀	75.693	63.429	56.225	51.479	48.125	U\$\$
FCt	10.152,22	8.433,36	7.423,92	6.757,50	6.287,89	U\$\$/ano
VPL	8.014,73	6.918,08	6.275,85	5.840,83	5.545,18	U\$\$
TIR	10,53%	10,56%	10,59%	10,61%	10,63%	%
Payback	15	15	15	15	15	anos
LCOE	0,080	0,091	0,101	0,112	0,123	U\$\$/kWh

Em ambos os tempos de *payback*, os I₀'s chegam quase a duplicar seu valor entre os extremos, conforme a tarifa é reduzida. O mesmo pode-se dizer para o VPL e da energia disponível. A TIR é o parâmetro que menos sofreu com a variação e se manteve em todos os casos acima da TMA fixada, o que demonstra a viabilidade da proposta.

A redução da tarifa, fonte de receita do projeto, provoca o aumento dos custos, seja do I₀, seja da O&M, expressos pelo FCt. Esse comportamento decorre do fato de que os custos unitários dos equipamentos se mantiveram constantes, sendo necessário um gasto maior com equipamentos, assim como potências mais elevadas, para atender ao *payback* estabelecido.

Em relação à mínima população viável, faz-se relevante observar que para o *payback* de 15 anos, a não variação da tarifa torna o projeto não só viável, mas também atrativo, com 190.150 habitantes, um VPL de R\$ 33.765,07 (U\$\$ 6.275,85), a TIR de 10,59% e o LCEO 12,95% abaixo do valor da tarifa da concessionária. Neste período de retorno, o melhor resultado em termos de população, seria com o aumento de 20% da tarifa, alcançando uma população de 134.600 habitantes, apesar do LCOE se aproximar mais do valor da tarifa, ficando 11,51% abaixo da mesma. Já em termos de VPL, a variação negativa da tarifa em 20%, tornaria o projeto com viabilidade e atratividade maiores, exigindo, porém, uma população significativamente maior.

Tabela 4.3: Análise de sensibilidade para o *payback* em 10 anos, com variações de 10% da tarifa de energia entre 80% a 120%.

Payback em 10 anos						
Item	Variação na tarifa					Unidade
	-20%	-10%	0%	10%	20%	
Tarifa	0,093	0,104	0,116	0,127	0,139	U\$\$/kWh
População	581.200	379.050	281.250	223.550	185.500	hab
FORSU	99.846,36	65.118,31	48.316,91	38.404,43	31.867,69	t/ano
LC	9.984,64	6.511,83	4.831,69	3.840,44	3.186,77	t/ano
CH₄	138.248,80	90.163,81	66.900,34	53.175,36	44.124,49	m³/ano
Potência	38,55	25,14	18,65	14,83	12,30	kWh
Energia	270,16	176,19	130,73	103,91	86,23	MWh/ano
I₀	113.250	83.772	69.510	61.096	55.547	U\$\$
Fct	19.364,86	14.174,20	11.663,32	10.181,52	9.204,51	U\$\$/ano
VPL	47.419,60	35.115,92	29.166,65	25.652,69	23.336,94	U\$\$
TIR	14,79%	14,76%	14,74%	14,72%	14,71%	%
Payback	10	10	10	10	10	anos
LCOE	0,067	0,076	0,085	0,094	0,103	U\$\$/kWh

Já para o *payback* de 10 anos, há mais dificuldades em manter a população abaixo de 200.000 habitantes, o que ocorre apenas com o aumento de 20% da tarifa (0,139 U\$\$/kWh ou 0,748 R\$/kWh). Nota-se que, ao comparar a diferença entre tarifa e LCOE deste caso, obtém-se 25,89% de vantagem para o indicador e, em relação à análise para o *payback* de 15 anos, o LCOE para os *paybacks* de 10 anos têm custos de geração de eletricidade menores em relação às suas tarifas. Dos resultados da tabela 4.3, aquele que melhor conjuga a população com o VPL, a TIR e o LCOE, é o que considerou o aumento de 20% da tarifa. Além disso, comparando-se os aumentos de 20% das duas tabelas, o *payback* em 10 anos seria mais atrativo e conjugaria boas condições de implementação do projeto.

Algumas considerações gerais e importantes sobre os resultados da análise econômica são que: a troca do conjunto motogerador, assumida em 8 anos, eleva os custos do projeto, entretanto, a manutenção periódica associada a remoção de demais gases poderia evitar a sua troca e reduzir os custos envolvidos; a tarifa adotada não incorpora custos, encargos e impostos, o que reduziria a receita do projeto em uma aplicação real; a produção diária de CH₄ foi calculada a partir da proporção entre o volume de CH₄ gerado e a massa consumida de FORSU, o que não garante maior precisão dos cálculos. Para isso, seria necessário o uso dos ST (SIDDIQUE; WAHID, 2018). Além disso, essa mesma proporção utilizada, decorre de uma média da

produção de CH₄ em um experimento em batelada (63,23 mL/d), que não apresenta uma produção regular e de alto rendimento de metano, como é esperado e desejável que ocorra em um biodigestor de fluxo contínuo (PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Segundo Tyagi *et al.* (2018), o volume de CH₄ obtido, de 1,38 m³ de CH₄ por tonelada de FORSU seria baixo, ou seja, menor que 60 m³ de CH₄ por tonelada de substrato. Além disso, os autores reforçam que as características dos resíduos variam de acordo com o país, região, cultura, época do ano e condições socioeconômicas. Assim, ressalta-se que as análises se basearam em resultados de um experimento laboratorial (ZHANG *et al.*, 2014) realizado em condições que não as do Brasil, importante para o desenvolvimento da ciência ao indicar a possibilidade de uso, como em Pin *et al.* (2019), mas, ainda distante de realidades nas quais há o uso de biodigestores em larga escala e modalidade comercial.

Dessa forma, apesar da baixa produção relativa de CH₄ e assim de energia elétrica, o estudo demonstrou que existem condições de se viabilizar economicamente a codigestão da FORSU com a LC. Coloca-se a necessidade, portanto, do aprofundamento desta alternativa no Brasil, através de experimentos que permitam conhecer as questões técnicas específicas no país e a sua aplicabilidade também na perspectiva econômica em escala real.

4.2. Avaliação do ciclo de vida

4.2.1. Inventários do ciclo de vida

4.2.1.1. Inventário do cenário base (C0)

O inventário do C0 resultou nas tabelas de 4.4 a 4.7. Nele, da fase florestal à fase de recuperação química e de produção energia *in situ*, os dados do inventário de Corcelli *et al.* (2018) foram adaptados, por meio dos cálculos apresentados ou por meio de modificações que permitissem um melhor alinhamento ao presente estudo. Como algumas dessas importantes adaptações, além da transformação da UF de 1t de papel para 1t de LC, tem-se o FA de 0,0379%, aplicado nas entradas e saídas do inventário. Observa-se que essa aplicação se deu da fase florestal até a de recuperação química e de produção de energia *in situ*, já que, a partir dessa, não há mais interferência da polpa branqueada.

Tabela 4.4: Inventário do CO – fase florestal. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE FLORESTAL					
<i>Energia</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Combustível ²	1,874E-02	GJ	CO ₂	1,529E+01	kg
			N ₂ O	3,719E-04	kg
<i>Transporte das terras florestais para a fábrica de polpa e papel</i>			CO	1,236E-01	kg
Transporte por rodovias ²	1,841E+02	t-km	CH ₄	1,062E-03	kg
			NO _x	1,867E-01	kg
			COVNM (compostos orgânicos voláteis não-metânicos)	2,677E-02	kg
			<i>Produtos</i>		
			Madeira	1,359E+03	kg

Fonte: Adaptado de Corcelli *et al.* (2018).

Nota-se que a entrada ‘Cal virgem (CaO)’ não recebeu a aplicação do FA (tabela 4.5), mesmo estando entre as fases citadas. Isso porque esse insumo é exclusivo para a formação da LC, na etapa de caustificação do licor verde, e não depende de etapas prévias associadas à polpa celulósica (predecessora do papel). Por essa razão, a CaO apresenta valores com ordem de grandeza mais elevada que a maior parte das demais entradas e saídas. Os valores que receberam tanto o FA quanto a conversão, se distinguiram da base de dados, em geral, na ordem de casas decimais e, por esse motivo, foram expressos com três casas decimais.

Tabela 4.5: Inventário do CO – fase de produção da polpa de celulose florestal. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE DE PRODUÇÃO DA POLPA DE CELULOSE					
<i>Recursos</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Água	3,419E+01	m ³	SO ₂	2,489E-02	kg

² Ecoinvent v.3 database.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
<i>Energia</i>			Enxofre reduzido total (TRS)	3,789E-02	kg
Eletricidade	2,249E+02	kWh	Sulfeto de hidrogênio	1,899E-02	kg
Calor	6,298E+00	GJ	Metanotiol	1,899E-02	kg
Combustíveis ²	7,237E-01	GJ	NO _x	6,787E-01	kg
<i>Materiais</i>			Particulados	2,079E-01	kg
Madeira	1,359E+03	kg	Emissões para a água		
Principais químicos:			Sólidos	2,499E+00	kg
Hidróxido de sódio (NaOH) ³	2,429E+01	kg	DBO ₇	8,817E-01	kg
Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄) ²	1,609E+01	kg	DQOcr	1,030E+01	kg
Oxigênio ²	9,896E+00	kg	Fósforo	1,369E-02	kg
Clorato de sódio (NaClO ₃) ²	1,290E+01	kg	Nitrogênio	1,769E-01	kg
Peróxido de hidrogênio (H ₂ O ₂) ²	5,888E+00	kg	Compostos Organo-halogenados Adsorvíveis (AOX)	3,919E-02	kg
Sulfato de sódio (Na ₂ SO ₄) ²	3,479E+00	kg			
Cal virgem (CaO) ²	1,29E+03	kg	Resíduos sólidos gerados na recuperação do licor negro		
			Licor verde - Dregs (para aterro sanitário) ²	1,020E+00	kg
			Produtos		
			Polpa branqueada	4,878E+02	kg

Fonte: Adaptado de Corcelli *et al.* (2018).

Ainda na tabela 4.5, na entrada 'Principais químicos', é possível observar as quantidades de reagentes utilizados no processo de digestão da madeira. O NaOH e o H₂SO₄ são adicionados para repor o licor branco (ou de cozimento da madeira). O oxigênio (O₂), o H₂O₂, NaCl₃ são utilizados no branqueamento da polpa de celulose. O Na₂SO₄ participa da transformação do licor negro e, por fim, o CaO é adicionado na planta de caustificação para reconstituir o licor verde em branco. Dentre todos esses reagentes, excetuando-se a Cal, o que se apresentou em maior quantidade foi o NaOH, seguido do H₂SO₄ e do NaClO₃. Como emissões a se destacar,

³ USLCI database.

em 'Emissões para o ar' e 'Emissões para a água', são maiores em massa os particulados e os sólidos, respectivamente.

Observa-se que a fase de recuperação química e produção de energia *in situ* utiliza (tabela 4.6) 'Biomassa residual das fábricas de celulose e papel', originada pelo descascamento da madeira e produção de cavacos. Neste caso, a biomassa é reaproveitada na caldeira de recuperação, permitindo o aproveitamento químico e energético. Assim, a eletricidade e o calor presentes nas entradas da fase de produção da polpa, tiveram como origem a produção da própria indústria, oriundos da fase de recuperação química e produção de energia *in situ*. Além disso, a energia restante após o consumo foi assumida como produto evitado, o que de fato tende a ocorrer nas fábricas integradas de papel e celulose.

Tabela 4.6: Inventário do CO – fase de recuperação química e produção de energia *in situ*. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE DE RECUPERAÇÃO QUÍMICA E PRODUÇÃO DE ENERGIA <i>IN SITU</i>					
<i>Recursos</i>			<i>Principais emissões para o ar</i>		
Biomassa residual das fábricas de celulose e papel	1,739E+02	kg	CO, biogênico	1,160E+00	kg
Água	9,996E-03	m ³	CO ₂ , biogênico	1,120E+03	kg
<i>Materiais</i>			Particulados	5,808E-02	kg
Resíduos de lodo das fábricas de celulose e papel ²	3,189E+01	kg	NO _x	2,669E-02	kg
Resíduos de Dregs das fábricas de celulose e papel ²	4,448E+00	kg	Hidrocarbonetos	3,599E-02	kg
Químico, orgânico ⁴	6,797E-02	kg	<i>Resíduos sólidos para tratamento</i>		
Cloreto de sódio ²	4,768E-02	kg	Água residuária ²	9,147E-03	kg
NO _x retido, por redução catalítica seletiva ²	9,306E-01	kg	Resíduo sólido municipal ²	3,809E-02	kg
			<i>Produtos</i>		

⁴ LCA Food DK database.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
			Lama de cal	1,000E+03	kg
			Eletricidade	8,187E+02	kWh
			Calor	9,606E+00	GJ

Fonte: Adaptado de Corcelli *et al.* (2018).

Outra consideração importante diz respeito à LC, que é apresentada no inventário da fase de transporte como produto (tabela 4.7). Em geral, a indústria a nomeia como subproduto do processo produtivo, tornando-se resíduo em situações específicas, como em interrupções para limpeza e manutenção de equipamentos (MODOLO *et al.*, 2014; BENINI *et al.*, 2019). Dessa forma, a base de dados utilizada a considera como resíduo, porém, sendo o principal objeto de estudo deste trabalho, a LC foi assumida como um produto. Já na etapa de tratamento no ASI, ela é assumida como resíduo de cal inerte para aterramento. Ambas as fases não receberam o FA, sendo elaboradas a partir da UF de 1t de LC.

Tabela 4.7: Inventário do CO – fase de transporte da LC para o ASI e fase de tratamento da LC no ASI. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE DE TRANSPORTE DA LAMA DE CAL PARA O ASI					
<i>Energia</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Combustível ²	2,20E-01	GJ	CO ₂	1,66E+00	kg
			N ₂ O	4,04E-05	kg
<i>Transporte da LC para a planta de biodigestão</i>			CO	1,34E-02	kg
Transporte por rodovias ²	2,00E+01	t-km	CH ₄	1,15E-04	kg
			NO _x	2,03E-02	kg
<i>Principais Materiais</i>			COVNM (compostos orgânicos voláteis não-metânicos)	2,91E-03	kg
Lama de cal	1,00E+03	kg	<i>Produtos</i>		
			Lama de cal	1,00E+03	kg
FASE DE TRATAMENTO DA LAMA DE CAL NO ASI					
<i>Material</i>			<i>Resíduos sólidos para tratamento</i>		
Lama de cal	1,00E+03	kg	Resíduo de cal para tratamento (material inerte) ²	1,00E+03	kg

Dentre as emissões para o ar na fase de transporte, observa-se a presença de CO₂, NO_x, CH₄, COVNM e outros, todos com potencial de efeito estufa e contribuintes para o aquecimento global antrópico.

4.2.1.2. Inventário do cenário 1 (C1)

O inventário do C1 e dos demais incluem todas as etapas até a de recuperação química e produção de energia *in situ*. Assim, para simplificar a visualização dos dados, optou-se por apenas citá-las nas tabelas.

As tabelas de 4.8 a 4.10 incluem o inventário do C1. Igualmente à fase de transporte da LC nos demais cenários, a do C1 também apresenta emissões para o ar que contribuem para o aquecimento global.

Tabela 4.8: Inventário do C1 – fase florestal até a fase de transporte da LC para a planta de biodigestão. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE FLORESTAL					
FASE DE PRODUÇÃO DA POLPA DE CELULOSE					
FASE DE RECUPERAÇÃO QUÍMICA E PRODUÇÃO DE ENERGIA <i>IN SITU</i>					
FASE DE TRANSPORTE DA LAMA DE CAL PARA A PLANTA DE BIODIGESTÃO					
<i>Energia</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Combustível ²	2,20E-01	GJ	CO ₂	1,66E+00	kg
			N ₂ O	4,04E-05	kg
<i>Transporte da LC para a planta de biodigestão</i>			CO	1,34E-02	kg
Transporte por rodovias ²	2,00E+01	t-km	CH ₄	1,15E-04	kg
			NO _x	2,03E-02	kg
			COVNM (compostos orgânicos voláteis não-metânicos)	2,91E-03	kg
			<i>Produtos</i>		
			Lama de cal	1,00E+03	kg

A tabela 4.9 apresenta os dados de entrada e saída da fase de codigestão com a LC. Nela, a energia elétrica utilizada no biodigestor, é consumida da fase seguinte, onde o biogás é queimado. Por outro lado, o calor foi de origem que não o gás natural, vindo de distritos ou indústria. Em ‘principais materiais’, a FORSU teve entrada no software como resíduo orgânico e, em massa, apresenta-se com uma ordem de grandeza a mais que a LC. Dentre as ‘emissões para o ar’, oriundas das perdas na coleta, o poluente de maior quantidade em volume foi o CH₄, com 135 m³, seguido do CO₂, com 63 m³.

Por fim, o total de biogás gerado, assumindo o percentual de 25% de perdas, foi de 623,08 m³ para cada 1t de LC e 10t de FORSU utilizadas na codigestão. Ao todo, foram gerados 830,77 m³ de biogás, sendo 540 m³ composto por CH₄, dos quais 405 m³ passaram para a próxima fase. Nota-se ainda, a relevância do digestato, que alcança a geração de 5t e, tendo um bom potencial agrícola, deve ser considerado para uso.

Tabela 4.9: Inventário do C1 – fase da codigestão com a LC. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE DA CODIGESTÃO COM LAMA DE CAL					
<i>Recursos</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Água	7,10E+01	m ³	CH ₄	1,35E+02	m ³
			CO ₂	6,30E+01	m ³
<i>Energia</i>			N ₂	3,11E+00	m ³
Eletricidade	3,38E+00	kWh	H ₂ S	6,23E-01	m ³
Calor ²	4,62E-01	GJ	O ₂	1,14E+00	m ³
<i>Principais Materiais</i>			NH ₃	6,23E-01	m ³
FORSU ²	1,00E+04	kg	H ₂	4,15E+00	m ³
Lama de cal	1,00E+03	kg	<i>Produtos</i>		
Inóculo (Lodo de esgotos) ²	2,00E+01	m ³	Biogás	6,23E+02	m ³
			Digestato (fração sólida/líquida)	5,00E+03	kg

A tabela 4.10 apresenta os dados da fase de produção de eletricidade a partir do biogás, tendo como os principais recursos o próprio biogás, de fato destinado à eletricidade, e o digestato. Ao todo, a energia elétrica produzida resultou em 112,75 kWh, que, subtraída do consumo do biosiggestor, apresentou 109,37 kWh de energia elétrica líquida para GD. Neste caso, assumiu-se a entrada no software como produto evitado. Além disso, o digestato foi tido como substituto de fertilizante NPK, disponível em *Agri-footprint* database, evitando, neste caso, a sua produção.

Tabela 4.10: Inventário do C1 – fase de produção de eletricidade a partir do biogás. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE DE PRODUÇÃO DE ELETRICIDADE A PARTIR DO BIOGÁS					
<i>Principais Recursos</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Biogás	6,23E+02	m ³	NO _x	5,78E+00	kg
Digestato (fração sólida/líquida)	5,00E+03	kg	CO	4,22E+00	kg
			Particulados	1,15E-01	kg
			SO _x	7,92E-01	kg
			HCl	7,06E-02	kg
			HF	7,89E-02	kg
			<i>Produtos</i>		
			Energia elétrica para o sistema GD	1,13E+02	kWh
			<i>Produtos evitados</i>		
			Fertilizante NPK ⁵	5,00E+03	kg

4.2.1.3. Inventário do cenário 2 (C2)

A tabela 4.11 reúne os fluxos assumidos e calculados para o C2. Como diferencial em relação aos outros cenários, tem-se a substituição do solo de recobrimento intermediário em

⁵ *Agri-footprint* database.

ASM pela LC. Ou seja, utilizando a entrada de ‘solo’ no software, evitou-se a extração em áreas de empréstimo de 1t de solo, contribuindo para a preservação e não degradação de áreas verdes.

Tabela 4.11: Inventário do C2 – fase florestal até a fase de substituição do solo pela LC em ASM. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE FLORESTAL					
FASE DE PRODUÇÃO DA POLPA DE CELULOSE					
FASE DE RECUPERAÇÃO QUÍMICA E PRODUÇÃO DE ENERGIA <i>IN SITU</i>					
FASE DE TRANSPORTE DA LAMA DE CAL PARA O ASM					
<i>Energia</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Combustível ²	2,20E-01	GJ	CO ₂	1,66E+00	kg
			N ₂ O	4,04E-05	kg
<i>Transporte da LC para a planta de biodigestão</i>			CO	1,34E-02	kg
Transporte por rodovias ²	2,00E+01	t-km	CH ₄	1,15E-04	kg
			NO _x	2,03E-02	kg
			COVNM (compostos orgânicos voláteis não-metânicos)	2,91E-03	kg
			<i>Produtos</i>		
			Lama de cal	1,00E+03	kg
FASE DE APLICAÇÃO DA LC NO ASM					
<i>Principais Materiais</i>			<i>Produto evitado</i>		
Lama de cal	1,00E+03	kg	Solo de recobrimento intermediário (ASM)	1,00E+03	kg

4.2.1.4. Inventário do cenário 3 (C3)

Em se tratando do inventário do C3, a tabela 4.12 apresenta as entradas e saídas de energia, materiais e outros. No C3 a LC substitui fertilizante e corretor de pH à base de cal para o solo. Assim, evitou-se a produção e aplicação de 1t CaO, reduzindo potencialmente os impactos oriundos dessa atividade. No software, utilizou-se a entrada de ‘fertilizante de cal’ como representante da LC.

Tabela 4.12: Inventário do C3 – fase florestal até a fase de substituição de fertilizante de cal em solo pela LC. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE FLORESTAL					
FASE DE PRODUÇÃO DA POLPA DE CELULOSE					
FASE DE RECUPERAÇÃO QUÍMICA E PRODUÇÃO DE ENERGIA <i>IN SITU</i>					
FASE DE TRANSPORTE DA LAMA DE CAL PARA USO COMO FERTILIZANTE					
<i>Energia</i>			<i>Emissões para o ar</i>		
Combustível ²	2,20E-01	GJ	CO ₂	1,66E+00	kg
			N ₂ O	4,04E-05	kg
Transporte da LC para a planta de biodigestão			CO	1,34E-02	kg
Transporte por rodovias ²	2,00E+01	t-km	CH ₄	1,15E-04	kg
			NO _x	2,03E-02	kg
			COVNM (compostos orgânicos voláteis não-metânicos)	2,91E-03	kg
			<i>Produtos</i>		
			Lama de cal	1,00E+03	kg
FASE DE APLICAÇÃO DA LC COMO FERTILIZANTE					
<i>Principais Materiais</i>			<i>Produto evitado</i>		
Lama de cal	1,00E+03	kg	Fertilizante de Cal ⁵	1,00E+03	kg

4.2.1.5. Inventário do cenário 4 (C4)

O último inventário é o do C4, expresso na tabela 4.13. Nele, a LC teve entrada no SimaPro® como cal viva, moída e solta e, ao adicionar-se o transporte, considerou-se que foi evitada a extração, produção e aplicação de 1t de CaO (cal virgem) para a produção de peças e blocos cerâmicos.

Tabela 4.13: Inventário do C4 – fase florestal até a fase de substituição da cal para uso em peças cerâmicas pela LC. Valores referentes à produção de 1t de LC.

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
FASE FLORESTAL					
FASE DE PRODUÇÃO DA POLPA DE CELULOSE					
FASE DE RECUPERAÇÃO QUÍMICA E PRODUÇÃO DE ENERGIA <i>IN SITU</i>					
FASE DE TRANSPORTE DA LAMA DE CAL PARA USO EM PEÇAS CERÂMICAS					
<i>Energia</i>			<i>Emissões para o ar</i>		

Entradas	Valor	Unidade	Saídas	Valor	Unidade
Combustível ²	2,20E-01	GJ	CO ₂	1,66E+00	kg
			N ₂ O	4,04E-05	kg
<i>Transporte da LC para a planta de biodigestão</i>			CO	1,34E-02	kg
Transporte por rodovias ²	2,00E+01	t-km	CH ₄	1,15E-04	kg
			NO _x	2,03E-02	kg
			COVNM (compostos orgânicos voláteis não-metânicos)	2,91E-03	kg
			Produtos		
			Lama de cal	1,00E+03	kg
FASE DE APLICAÇÃO DA LC COMO CAL PARA BLOCOS E PEÇAS CERÂMICAS					
<i>Principais Materiais</i>			Produto evitado		
Lama de cal	1,00E+03	kg	Cal para peças cerâmicas ²	1,00E+03	kg

4.2.2. Avaliação dos impactos e interpretação do ciclo de vida

As tabelas com os resultados caracterizados, após a aplicação do método ReCiPe (H), e, as suas nomenclaturas, foram adaptadas em função do grande número de impactos analisados. Isso permitiu a adequada disposição dos dados no texto e uma interpretação mais fluida da tabela. As legendas das categorias de impacto foram apresentadas abaixo das mesmas. É importante ressaltar que, pela aplicação do FA e a transformação da UF, todos os impactos são de contribuições de 1t de LC.

4.2.2.1. Avaliação e interpretação do Cenário base (C0)

A tabela 4.14 contém os resultados caracterizados dos impactos do inventário do C0. Ao observar os dados dos impactos na tabela, é possível identificar cinco principais categorias de impactos com valores mais expressivos, iguais ou maiores que a ordem de grandeza de 10¹.

A primeira categoria é a de depleção de água (WD), com o consumo de 4345,52 m³ para cada 1t de LC (tabela 4.14). Essa categoria mede o consumo de água pelos processos e fases assumidos no inventário. Consumos elevados e desregrados desse recurso podem comprometer demais atividades que dependam da água (OLIVEIRA, 2017). O impacto em C0 por WD, é oriundo em 99,52% da fase de produção da polpa de celulose, demonstrando o elevado consumo

de água em relação às demais fases. Além disso, em se tratando das fases de C0, o gráfico da figura 4.4 permite verificar que a fase de maior influência na maioria das categorias é a de produção da polpa celulósica, com mais de 85% de participação em 12 dos 18 impactos avaliados, resultado que se alinha com os de Corcelli *et al.* (2018).

Tabela 4.14: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C0 (UF = 1t de LC).

Categoria de impacto	Unidade	Floresta	Polpa	R. Química e Energia	Transporte (ASI)	Tratamento (ASI)	Total
CC	kg CO ₂ eq	34,85	1458,32	13,69	6,79	5,71	1519,35
ODP	kg CFC-11 eq	0,000002	0,00005	0,00000005	0,000001	0,000001	0,00005
TA	kg SO ₂ eq	0,16	3,17	0,0084	0,03	0,04	3,40
FEP	kg P eq	0,002	0,08	0,00406	0,0004	0,0005	0,09
MEP	kg N eq	0,01	-0,10	0,294	0,002	0,002	0,21
HT	kg 1,4-DB eq	2,85	71,98	2,68	0,56	0,57	78,65
POF	kg NMVOC	0,33	3,26	-0,017	0,06	0,06	3,69
PMF	kg PM10 eq	0,07	1,25	0,003	0,01	0,02	1,36
TET	kg 1,4-DB eq	0,002	0,02	0,00001	0,0003	0,0003	0,02
FET	kg 1,4-DB eq	0,12	1,95	0,19	0,02	0,02	2,31
MET	kg 1,4-DB eq	0,15	2,12	0,17	0,03	0,02	2,49
IR	kBq U235 eq	1,43	61,88	0,33	1,18	0,62	65,45
ALO	m ² a	4,04	3,84	0,05	0,45	0,94	9,33
ULO	m ² a	1,98	4,47	0,09	0,24	1,03	7,81
NLT	m ²	0,01	0,18	-0,001	0,01	-0,04	0,15
WD	m ³	6,83	4324,45	7,73	2,54	3,98	4345,52
MRD	kg Fe eq	2,22	11,04	0,07	0,30	0,26	13,89
FD	kg oil eq	8,22	232,60	0,47	7,29	3,61	252,19

Legenda das categorias de impactos: mudanças climáticas (CC), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FEP), eutrofização marinha (MEP), toxicidade humana (HT), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade em água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), radiação ionizante (IR), ocupação de solo agrícola (ALO), ocupação de solo urbano (ULO), transformação de solo natural (NLT), depleção de água (WD), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD).

A segunda categoria de maior relevância é a de mudanças climáticas (CC), com a liberação de 1519,35 kg CO₂ eq. Gases de efeito estufa liberados pelas atividades incluídas no inventário são os principais contribuintes para este impacto (OLIVEIRA, 2017). Nesta fase, a produção de polpa de celulose ainda é a maior contribuinte, com 95,98% e as fases de transporte e tratamento da LC representam menos de 1% do total. Os gases que mais contribuíram foram CO₂ e CH₄ fósseis, possivelmente oriundos da queima de combustíveis, diesel, pela fase de produção da polpa de celulose.

Na sequência tem-se a depleção de combustíveis fósseis (FD), com 252,19 kg oil eq. A unidade, expressa em quilogramas de petróleo (oil) equivalente, permite expressar a somatória do consumo de todos combustíveis fósseis utilizados no processo, em termos de consumo de petróleo. A utilização de combustíveis fósseis tende a ser ambientalmente insustentável, pois, além de frequentemente poluente, esses recursos têm ciclos de regeneração que ultrapassam em larga escala o tempo de vida humano (OLIVEIRA, 2017). Nesta categoria a fase de produção da celulose ainda é majoritária e contribui com 92,23%, sendo o óleo diesel utilizado para a digestão da madeira, a entrada mais relevante. Enquanto isso, a fase florestal, a fase de transporte e de tratamento da LC somadas, praticamente preenchem o restante do impacto.

Na quarta categoria de maior relevância, tem-se a toxicidade humana (HT), com valor total de 78,65 kg 1,4-DB eq. A HT busca expressar um dano potencial à saúde humana por unidade da substância lançada no meio. A toxicidade é medida tanto pela natureza do composto, quanto pela dose liberada. Essa categoria de impacto é influenciada por substâncias como arsênio (As) e ácido fluorídrico (HF), perigosas para o ser humano, seja pelo contato, ingestão ou inalação. A HF é expressa em quilogramas de 1,4-Diclorobenzeno equivalente (1,4-DB) (OLIVEIRA, 2017). Neste cenário, a fase de produção da polpa de celulose é responsável por 91,52% do impacto, impulsionada principalmente por compostos de manganês (Mn), arsênio, bário e mercúrio. As demais fases do inventário com alguma relevância são a florestal e a de recuperação química e de produção de energia *in situ*, somando aproximadamente 7%.

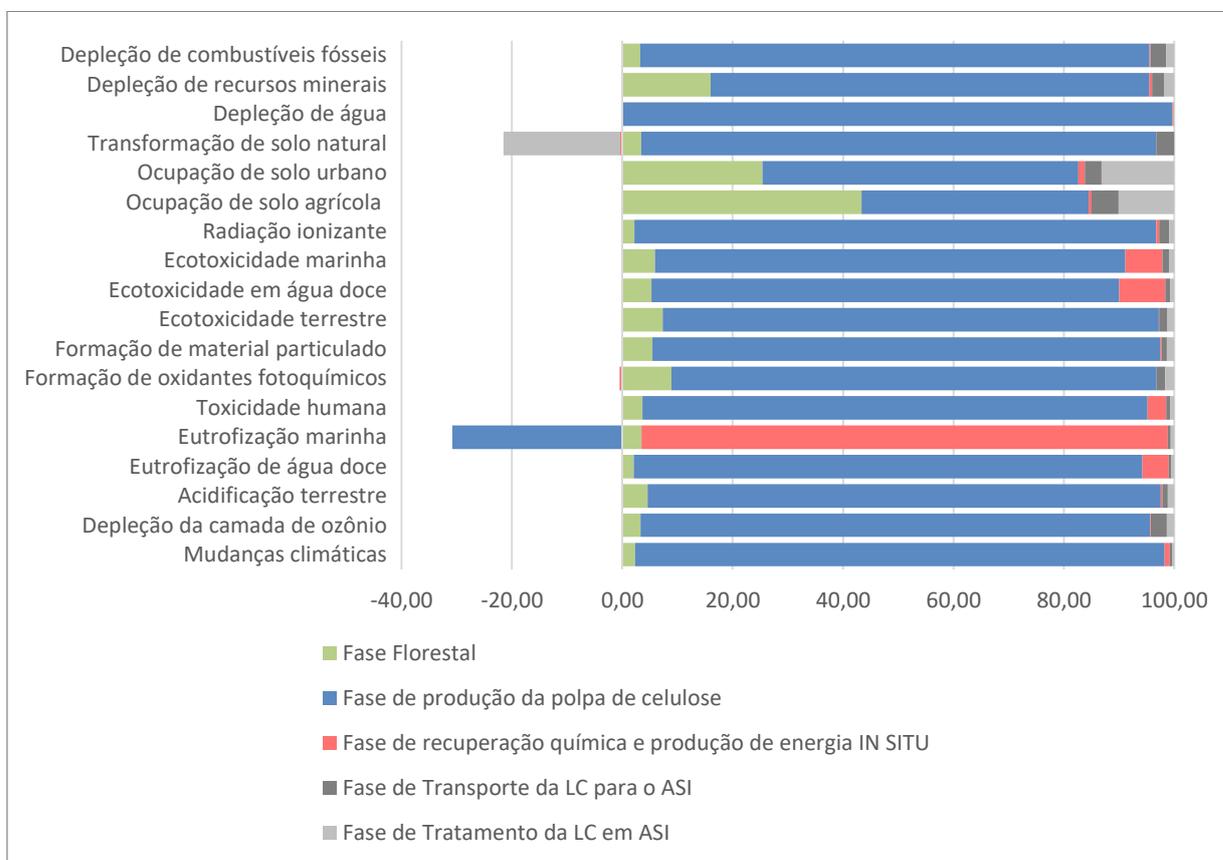


Figura 4.4: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C0, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).

E por fim, a quinta categoria, é a radiação ionizante (IR), com 65,45 kBq U235 eq. A IR é emitida por partículas de elementos químicos com potencial de energia capaz de liberar um elétron de um átomo ou molécula. Isso significa que os impactos ambientais por IR podem vir da emissão de radionuclídeos e representam riscos à saúde humana podendo causar cânceres e outras doenças. A unidade da IR é expressa em uma unidade de desintegração/segundo de Urânio-235 (U^{235}) equivalente (OLIVEIRA, 2017) e engloba impactos de elementos radioativos no CV. Em C0, o impacto por IR manteve-se concentrado na fase de produção da polpa de celulose em 94,56%. Os principais contribuintes foram o carbono-14 (C^{14}), radônio 222 (^{222}Rn) e o céscio 137 (^{137}Cs). As demais fases contribuíram com menos de 3% cada.

Além dos principais impactos identificados pela tabela dos dados caracterizados e pelo gráfico da figura 4.4, outras duas categorias podem ser comentadas por contribuições negativas

expressivas: a eutrofização marinha (MEP) e a transformação do solo natural (NLT). Observa-se que a primeira tem a participação de -30,81% da fase da polpa de celulose, pois contribui com o consumo de nitratos (NO_3^-) e nitritos (NO_2^-), evitando o excesso de macro nutrientes em ambientes marinhos. Já a NLT, evita impactos de transformação de terras naturais em 21,16%, uma vez que a LC está sendo disposta em ASI.

Quanto às fases diretamente relacionadas à LC, a fase de transporte da LC apresentou impactos modestos nas categorias, atingindo 4,85% como maior valor de participação, na ocupação de solo agrícola ALO, pelo uso intensivo de áreas de floresta. Já a fase de tratamento da LC, apresentou uma participação mais relevante nas categorias de ocupação de solo urbano (ULO) e em ALO, com valores de 13,19 % e 10,10%, respectivamente, medidas em m^2a (metros quadrados de terra por ano). Para o impacto por ULO, os principais fatores influentes foram a ocupação de espaço em local de despejo e a ocupação em área de tráfego, na rede viária. Já para o impacto por ALO, os principais fatores foram a ocupação intensiva de áreas de floresta e de terreno arbustivo e esclerofilo (dominado por plantas de folhas duras).

4.2.2.2. Avaliação e interpretação do Cenário 1 (C1)

A tabela 4.15 apresenta os resultados caracterizados para as categorias de impactos do C1, o qual destina a LC para codigestão com a FORSU, visando o aproveitamento elétrico do biogás. Tendo em vista o volume de informações e que, as fases diretamente relacionadas à indústria não sofreram alterações neste e nos seguintes cenários, optou-se por apresentar os dados apenas das fases diretamente orientadas à LC. Ressalta-se ainda que, tendo o digestato uma finalidade específica e relevante neste cenário, o mesmo foi mantido em destaque na tabela e no gráfico da figura 4.5.

Observando a tabela 4.15, é possível constatar ao menos seis categorias de impacto com magnitudes mais expressivas dentre as demais. A primeira delas é a depleção de água (WD), com 4408,28 m^3 . Entretanto, pelos valores da tabela e pelo gráfico (figura 4.5), nota-se que as maiores contribuições se mantêm advindas das fases diretamente relacionadas à indústria, sendo a fase da polpa de celulose responsável por 98,04% deste impacto. Ou seja, em WD, as alterações propostas para a LC são pouco relevantes em relação aos impactos na indústria.

O segundo impacto de maior relevância está na categoria de mudanças climáticas (CC), com um valor total de -3270,45 kg CO₂ eq (tabela 4.15). Enquanto a fase da polpa compõe 30,48%, contribuindo para as CC, o digestato gerado, que evita a produção de fertilizantes NPK, reduz o impacto em 96,51%, por meio de 4617,33 kg CO₂ eq evitados. Esse resultado teve como principais contribuintes o N₂O e o CO₂. Ainda que a fase de codigestão apresente um saldo negativo de 166,77 kg CO₂ eq (evita o impacto por CC), a expressividade do digestato, especialmente nesta categoria, demonstra o quão benéfico pode ser a sua utilização (figura 4.5), uma vez que pode anular os efeitos negativos da LC na indústria e ainda reduzir o lançamento de GEE. Ainda assim, não foram consideradas as exigências e os fluxos da aplicação do digestato no solo.

Tabela 4.15: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C1 (UF = 1t de LC).

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (planta)	Biodigestão	Digestato	Eletricidade do biogás	Total
CC	kg CO ₂ eq		6,79	-166,77	-4617,33	0,00	-3270,45
ODP	kg CFC-11 eq		0,000001	-0,00001	-0,00003	0,00	0,000006
TA	kg SO ₂ eq		0,03	-1,94	-26,42	-3,91	-28,91
FEP	kg P eq		0,0004	-0,12	-0,48	0,00	-0,52
MEP	kg N eq		0,002	-1,06	-0,99	-0,22	-2,06
HT	kg 1,4-DB eq		0,56	-58,31	-17,17	-20,36	-17,76
POF	kg NMVOC		0,06	-1,51	-5,55	-5,86	-9,29
PMF	kg PM10 eq		0,01	-0,55	-5,59	-1,39	-6,18
TET	kg 1,4-DB eq		0,0003	-0,28	-0,02	0,00	-0,28
FET	kg 1,4-DB eq		0,02	-4,92	-0,11	0,00	-2,74
MET	kg 1,4-DB eq		0,03	-4,31	-0,43	0,00	-2,28
IR	kBq U235 eq		1,18	-1,81	-34,58	0,00	28,44
ALO	m ² a		0,45	-51,52	0,00	0,00	-43,13

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (planta)	Biodigestão	Digestato	Eletricidade do biogás	Total
ULO	m ² a		0,24	-5,54	0,00	0,00	1,24
NLT	m ²		0,01	-0,06	0,00	0,00	0,13
WD	m ³		2,54	69,34	-2,60	0,00	4408,28
MRD	kg Fe eq		0,30	-16,02	-4,61	0,00	-6,99
FD	kg oil eq		7,29	-54,63	-1164,00	0,00	-970,06

Legenda das categorias de impactos: mudanças climáticas (CC), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FEP), eutrofização marinha (MEP), toxicidade humana (HT), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade em água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), radiação ionizante (IR), ocupação de solo agrícola (ALO), ocupação de solo urbano (ULO), transformação de solo natural (NLT), depleção de água (WD), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD).

Na sequência, o impacto com a terceira magnitude foi a depleção de combustíveis fósseis (FD), com -970,06 kg oil eq, sendo novamente o digestato o representante de maior relevância, com -95,52% de participação, seguido da produção da polpa de celulose (19,09%) e da fase de codigestão com a LC (-3,49%). A análise no software permitiu verificar que as atividades de maior relevância para a FD foram o consumo evitado de gás natural e calor pela queima de diesel que não ocorreu, para a produção do fertilizante.

O quarto impacto de maior relevância foi a ocupação de solo agrícola (ALO), com o total de -43,13 m²a, tendo como fase de maior influência a codigestão da LC, contribuindo com -100% dos impactos. As fases da indústria somaram aproximadamente 15% nesta categoria. O resultado final, favorável à não contribuição com o impacto da ALO, é decorrente do uso de 10t de FORSU na codigestão, evitando a ocupação de áreas úteis à agricultura e áreas de floresta.

Na quinta magnitude observa-se a categoria de toxicidade humana (HT), tendo um total de -17,76 kg 1,4-DB eq. Para esse tipo de impacto, observa-se uma contribuição mais distribuída das fases: as fases industriais somaram pouco mais que 78%, a fase da codigestão da LC participou com -60,84%, a fase de produção de eletricidade a partir do biogás acrescentou -

21,25% e o digestato contribuiu com -17,91%. O resultado final, impactado mais expressivamente pela fase de codigestão, decorreu do consumo de FORSU que, pela base de dados assumida, evita o lançamento de compostos de manganês (Mn) e arsênio (As) em ambientes aquáticos. A fase de produção de eletricidade a partir do biogás, apresentou a maior contribuição ao se evitar o lançamento do gás fluoreto de hidrogênio (FH) para a atmosfera.

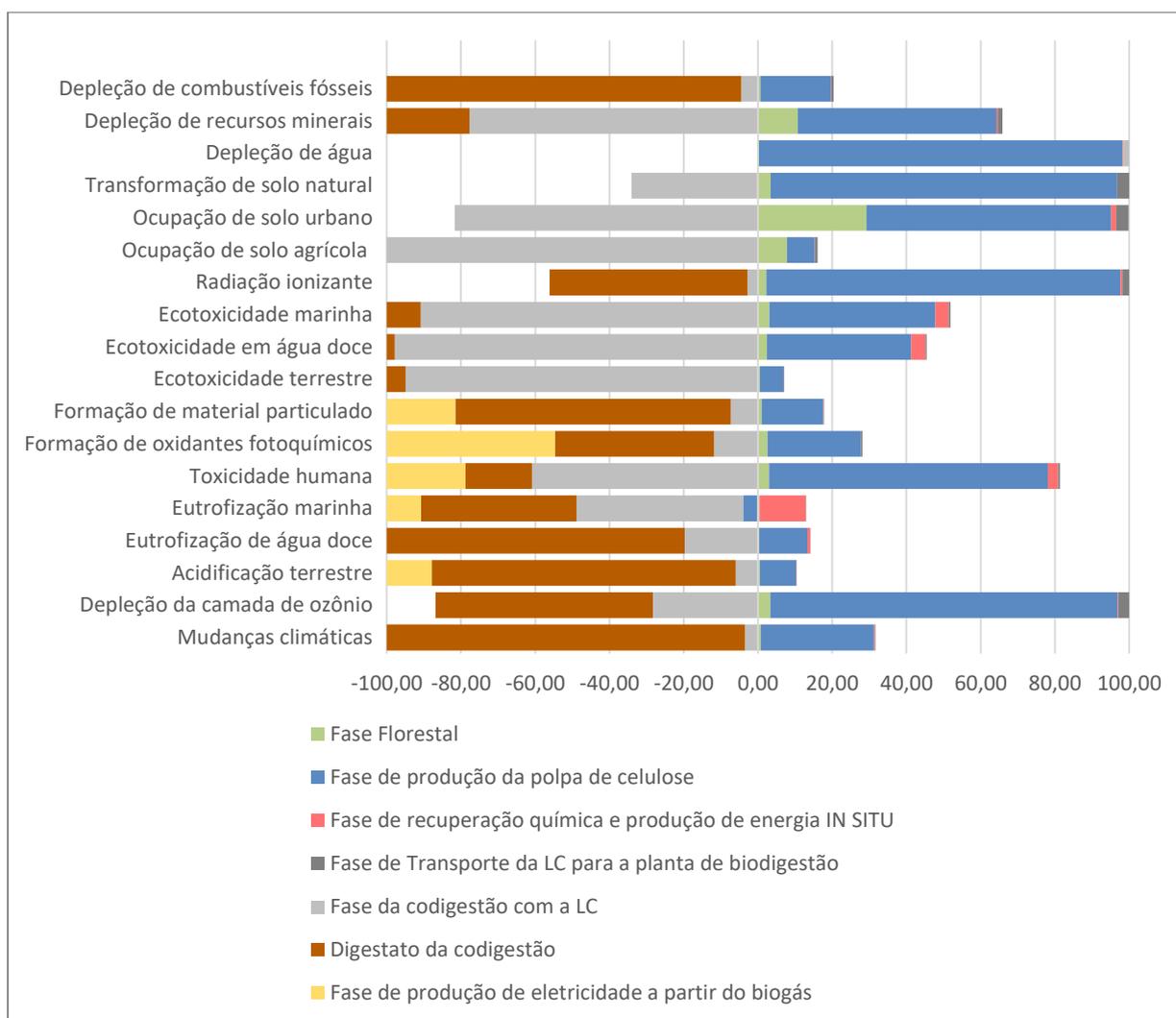


Figura 4.5: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C1, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).

A sexta categoria a ser comentada é a acidificação terrestre (TA), com a liberação de -28,91 kg SO₂ eq. Essa categoria é definida pelo processo de redução do pH do solo em decorrência do excesso de íons de hidrogênio e alumínio e da lixiviação de cátions deste ambiente.

Quando o solo se torna ácido, sua fertilidade é reduzida, afetando as principais culturas agrícolas e prejudicando a produção de alimentos. O aumento da concentração de íons de hidrogênio pode ser provocado por emissões atmosféricas e deposições como as de óxidos de nitrogênio (NO_x) e dióxido de enxofre (SO_2), sendo medidas em quilogramas de dióxido de enxofre equivalente (UGAYA *et al.*, 2019). Na TA, o digestado foi o principal contribuinte, com o percentual de -81,88%. Na sequência, a fase de produção de eletricidade agregou -12,11% ao impacto, a fase de codigestão da LC foi responsável por -6,01% e a fase de produção da polpa de celulose teve a participação de 9,81%. O resultado final foi influenciado principalmente: pela emissão evitada do nitrato de amônia, oriundo da produção de fertilizantes, relacionada ao digestato; pelo saldo negativo de emissão de óxidos de enxofre (SO_x) e NO_x , na fase de produção de eletricidade do biogás; pelo uso de eletricidade do biogás na fase de codigestão e pelo consumo de FORSU, evitando a emissão de NO_x , amônia (NH_3) e SO_2 .

O cenário 1 se mostrou favorável à codigestão da LC com a FORSU pela perspectiva dos impactos ambientais. De 18 categorias de impacto consideradas, apenas 5 apresentaram saldos positivos. Para a depleção de água (WD), as fases diretamente relacionadas à LC somaram menos de 2%, sendo este impacto oriundo, quase por completo, das fases industriais. Na radiação ionizante (IR), o digestato contrabalanceou parte do impacto da fase da polpa de celulose, mas o saldo da IR ainda foi positivo. Já para a transformação de solo natural (NLT), a fase de codigestão da LC possibilitou a redução de 33,71% do impacto, especialmente pela não transformação de florestas primárias. Para esta categoria de impacto houve a quase neutralidade, em 0,13 m^2 . E por fim, o impacto de depleção da camada de ozônio (ODP) também teve seu saldo próximo a 0, principalmente em função da fase da codigestão da LC, junto da geração do digestato, que evitaram em maior parte a emissão de tricolorfluorocarbono (CFC-11).

Dentre as categorias de impacto nas quais a fase de produção de eletricidade do biogás apresentou maiores participações, estão a de formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), e HT, já comentada. Em POF, esta fase contribuiu com -45,27%, na qual obteve a sua maior participação dentre os 18 cenários. Já a PMF teve a participação de -18,45% da fase de produção de eletricidade do biogás.

4.2.2.3. Avaliação e interpretação do Cenário 2 (C2)

A tabela 4.16 e o gráfico da figura 4.6 apresentam os resultados caracterizados do C2. Este cenário teve por intuito avaliar a LC como substituta do solo utilizado como recobrimento intermediário em ASM. A observação da tabela e do gráfico permite identificar algumas categorias de impacto relevantes para serem comentadas, seja pela magnitude do valor total caracterizado, seja pela participação das fases na categoria.

Na categoria de mudanças climáticas (CC), nota-se tanto a magnitude mais elevada no resultado total da tabela (1228,99 kg CO₂ eq), quanto um valor relevante de contribuição oriunda da aplicação da LC em ASM, de -284,66 kg CO₂ eq. O percentual alcançado pela aplicação foi de -18,81%, consequência de se evitar a emissão de CO₂ pela transformação do solo e da retirada de vegetação primária.

A transformação de solo natural (NLT) foi o impacto no qual a aplicação da LC apresentou a maior participação, reduzindo em 99,98% o impacto total. A NLT é medida em m² e valores elevados nessa categoria podem acarretar em mudanças na capacidade de absorção de água dos solos, tornar o solo propício a erosões e, em casos extremos, contribuir para processos de desertificação. Os valores acumulados previamente à fase de aplicação, nesta categoria, somavam um impacto quase nulo, de 0,19 m², mas a contribuição da fase de interesse foi de -4,17 m², evitando o impacto por NLT em -3,98 m². Esse resultado é decorrente principalmente das atividades evitadas de retirada da vegetação primária e modificação da estrutura do solo.

Tabela 4.16: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C2 (UF = 1t de LC).

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (ASM)	Aplicação (ASM)	Total
CC	kg CO ₂ eq		6,79	-284,66	1228,99
ODP	kg CFC-11 eq		0,000001	-0,0000001	0,00005
TA	kg SO ₂ eq		0,03	-0,12	3,25
FEP	kg P eq		0,0004	-0,0001	0,08
MEP	kg N eq		0,002	-0,01	0,21
HT	kg 1,4-DB eq		0,56	-1,98	76,10

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (ASM)	Aplicação (ASM)	Total
POF	kg NMVOC		0,06	-0,27	3,35
PMF	kg PM10 eq		0,01	-0,43	0,91
TET	kg 1,4-DB eq		0,0003	-0,02	0,003
FET	kg 1,4-DB eq		0,02	-0,01	2,28
MET	kg 1,4-DB eq		0,03	-0,05	2,42
IR	kBq U235 eq		1,18	-0,11	64,72
ALO	m ² a		0,45	-4,36	4,02
ULO	m ² a		0,24	-0,18	6,60
NLT	m ²		0,01	-4,17	-3,98
WD	m ³		2,54	-0,51	4341,04
MRD	kg Fe eq		0,30	-0,06	13,58
FD	kg oil eq		7,29	-0,61	247,96

Legenda das categorias de impactos: mudanças climáticas (CC), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FEP), eutrofização marinha (MEP), toxicidade humana (HT), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade em água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), radiação ionizante (IR), ocupação de solo agrícola (ALO), ocupação de solo urbano (ULO), transformação de solo natural (NLT), depleção de água (WD), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD).

Em ocupação de solo agrícola (ALO), observa-se a contribuição da fase de aplicação da LC em -4,36 m²a, que representa -52,02% do total. Já a ecotoxicidade terrestre (TET), teve a participação de -87,28% da fase de uso da LC como recobrimento intermediário. Essa categoria mede o impacto pelo lançamento ou disposição de elementos ou produtos tóxicos no solo e é expressa em 'kg 1,4DB eq'. Apesar uma relevante contribuição nesta categoria, o valor total caracterizado é próximo de zero e a fase considerada evita -0,02 kg 1,4DB eq, sendo o cianeto (-CN) o principal componente do resultado. Por fim, nota-se a formação de material particulado (PMF) como tendo uma participação de -31,83% da fase de aplicação da LC, resultado da

contribuição de $-0,31$ kg PM₁₀ eq. Essa formação é decorrente do processo de retirada da vegetação e alteração do solo, que contribui para formação e emissão para o ar de partículas menores que $2,5$ μm de diâmetro e entre $2,5$ μm e $10,0$ μm . Os problemas decorrentes deste impacto podem ir desde a redução da qualidade do ar até comprometimento do sistema respiratório e cardíaco em seres humanos.

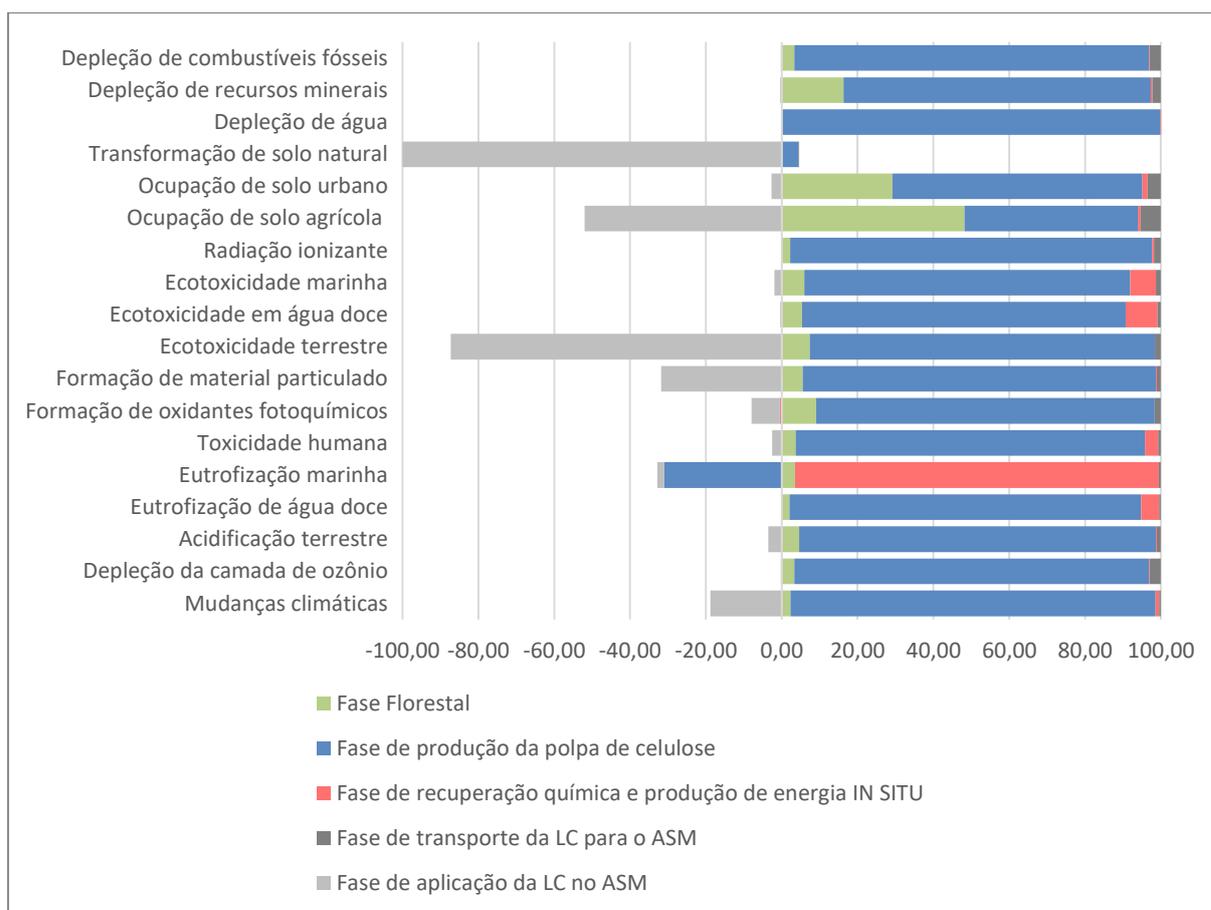


Figura 4.6: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C2, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).

Em relação aos resultados da avaliação dos impactos para o C2, nota-se que aqueles de maior relevância, seja pela magnitude dos valores de contribuição da fase de aplicação da LC no ASM, seja pela estreita relação com a proposta do cenário, foram as categorias de mudanças climáticas (CC) e transformação de solo natural (NTL).

4.2.2.4. Avaliação e interpretação do Cenário 3 (C3)

Os resultados caracterizados do C3 para as categorias de impactos avaliadas, são apresentados na tabela 4.17 e no gráfico da figura 4.7. O C3 teve por finalidade estudar a LC como substituta de fertilizante de cal, tendo também o papel de regulador de pH para o solo. A análise da tabela e do gráfico permite verificar que a modificação proposta apresentou impactos percentuais relativamente pequenos nas categorias.

A fase de aplicação da LC como fertilizante, obteve a sua maior contribuição na categoria de depleção da camada de ozônio (ODP), com o valor de -6,65%. Essa categoria mede a emissão de gases como tetracloreto de carbono (CTC), hidrofluorcarbono (HCFC) e CFC-11, que contribuem com a depleção da camada de ozônio. A unidade que expressa a ODP são quilogramas de clorofluorcarbono (CFC-11) equivalente e mede a somatória de todos os gases contribuintes. Valores significativos nesta categoria de impacto podem contribuir com a elevação dos níveis de raios ultravioletas UV-B, que atravessam a atmosfera terrestre, alcançam a superfície e potencialmente causam câncer de pele em seres humanos, redução do crescimento de plantas, dentre outros efeitos (OLIVEIRA, 2017; UGAYA *et al.*, 2019). Em C3, a fase de aplicação evitou a mineração de pedra britada a céu aberto que, pelo processo adotado, contribuiu especialmente com o não lançamento de CFC-11. Entretanto, a ODP não se apresenta como uma categoria de impacto relevante, uma vez que o seu valor total é de 0,00005 kg CFC-11 eq.

Outra categoria na qual a fase de aplicação da LC como fertilizante apresentou uma participação mais relevante, foi na categoria de radiação ionizante (IR), participando com -3,91 kg U235-11 eq, de um total de 60,92 kg U235-11 eq, ou seja, -6,03%. O processo que mais influenciou neste resultado foi a mineração, evitada, de pedra britada a céu aberto, que poderia contribuir com o lançamento de 137Cs para água e C¹⁴.

Tabela 4.17: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C3 (UF = 1t de LC).

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (solo)	Aplicação (solo)	Total
CC	kg CO ₂ eq		6,79	-31,59	1482,06

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (solo)	Aplicação (solo)	Total
ODP	kg CFC-11 eq		0,000001	-0,000003	0,00005
TA	kg SO ₂ eq		0,03	-0,17	3,20
FEP	kg P eq		0,0004	-0,0001	0,08
MEP	kg N eq		0,002	-0,01	0,21
HT	kg 1,4-DB eq		0,56	-0,65	77,42
POF	kg NMVOC		0,06	-0,16	3,46
PMF	kg PM10 eq		0,01	-0,06	1,28
TET	kg 1,4-DB eq		0,0003	-0,001	0,02
FET	kg 1,4-DB eq		0,02	-0,01	2,28
MET	kg 1,4-DB eq		0,03	-0,01	2,46
IR	kBq U235 eq		1,18	-3,91	60,92
ALO	m ² a		0,45	0,00	8,39
ULO	m ² a		0,24	0,00	6,78
NLT	m ²		0,01	0,00	0,19
WD	m ³		2,54	-1,04	4340,51
MRD	kg Fe eq		0,30	-0,01	13,62
FD	kg oil eq		7,29	-12,29	236,29

Legenda das categorias de impactos: mudanças climáticas (CC), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FEP), eutrofização marinha (MEP), toxicidade humana (HT), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade em água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), radiação ionizante (IR), ocupação de solo agrícola (ALO), ocupação de solo urbano (ULO), transformação de solo natural (NLT), depleção de água (WD), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD).

Outras categorias que podem ser comentadas, nas quais a fase de aplicação da LC contribuiu com valores mais elevados, foram: nas mudanças climáticas (CC), com -31,59 kg CO₂

eq de um total de 1482,06 kg CO₂ eq (-2,09%), tendo os valores majoritariamente influenciados pela mineração de pedra britada a céu aberto, que não sendo realizada, evitou principalmente a emissão de CO₂ e CH₄; e na depleção de combustíveis fósseis (FD), com -12,29 kg oil eq de um total de 236,29 kg oil eq (-4,94%), tendo este resultado majoritariamente influenciado pelo não consumo de energia de combustíveis à base de petróleo, gás natural e carvão.

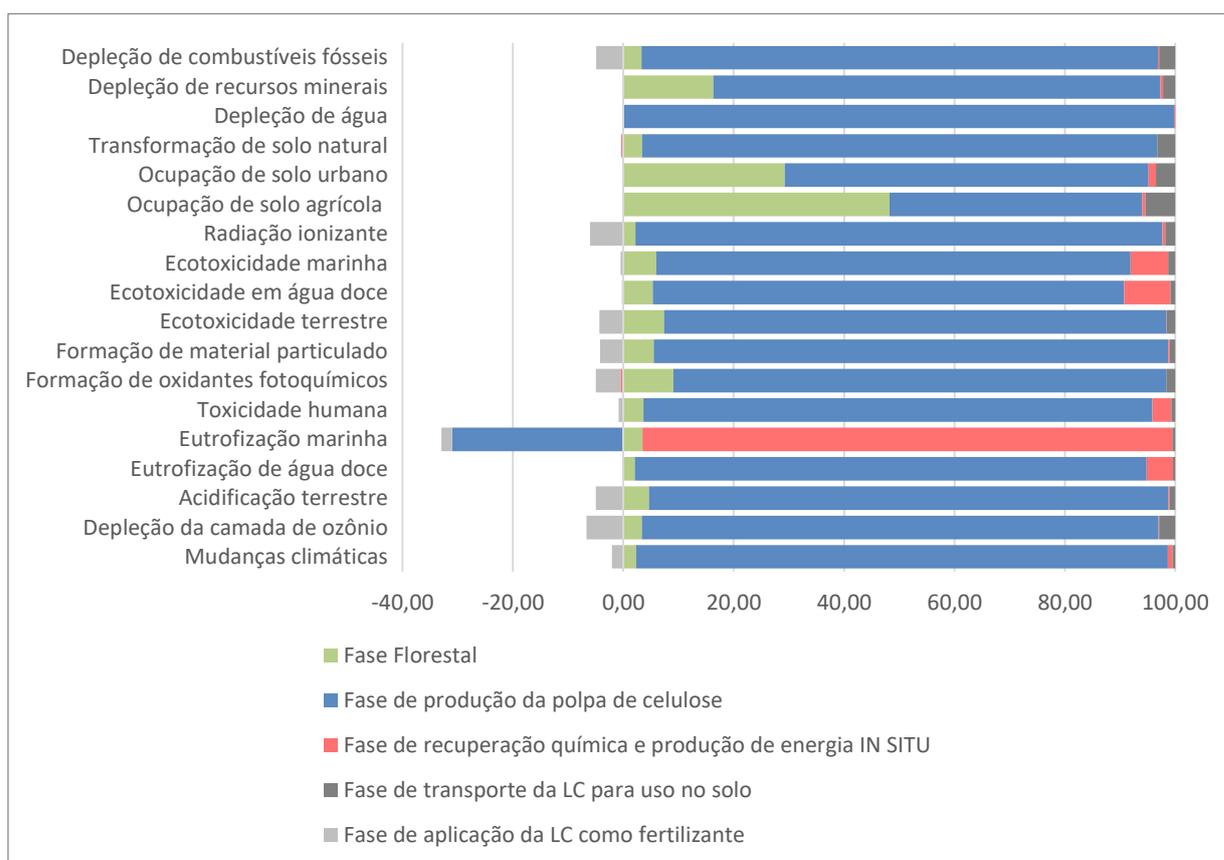


Figura 4.7: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C3, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).

Em resumo, as mudanças propostas pelo cenário 3 contribuíram relativamente pouco para a redução dos impactos oriundos das fases da indústria. Apesar disso, a fase de aplicação da LC como fertilizante não apresentou nenhuma contribuição positiva para a geração de impactos em todas as categorias.

4.2.2.5. Avaliação e interpretação do Cenário 4 (C4)

A tabela 4.18 e o gráfico da figura 4.8 apresentam os resultados caracterizados do C4. Pela fase de aplicação da LC como substituta da cal para uso em peças cerâmicas, este cenário alcançou reduções significativas em todas as categorias de impactos.

Na categoria de maior valor absoluto, a depleção de água (WD), a aplicação proposta contribuiu com o consumo de -3080,84 m³ de água, reduzindo o consumo que, até a fase anterior alcançava 4341,54m³, para um total final de 1260,71 m³. Essa redução representou um percentual em WD de -70,96%, apesar de ter origem no consumo evitado de água para geração de hidroeletricidade, utilizada na produção da cal.

Tabela 4.18: Impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C4 (UF = 1t de LC).

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (cerâmica)	Aplicação (cerâmica)	Total
CC	kg CO ₂ eq		6,79	-1084,48	429,17
ODP	kg CFC-11 eq		0,000001	-0,000003	0,000002
TA	kg SO ₂ eq		0,03	-1,71	1,66
FEP	kg P eq		0,0004	-0,03	0,05
MEP	kg N eq		0,002	-0,06	0,15
HT	kg 1,4-DB eq		0,56	-34,07	44,00
POF	kg NMVOC		0,06	-1,93	1,69
PMF	kg PM10 eq		0,01	-0,73	0,61
TET	kg 1,4-DB eq		0,0003	-0,01	0,01
FET	kg 1,4-DB eq		0,02	-1,00	1,29
MET	kg 1,4-DB eq		0,03	-1,18	1,29
IR	kBq U235 eq		1,18	-37,40	27,43
ALO	m ² a		0,45	-2,15	6,24

Categoria de impacto	Unidade	Indústria	Transporte (cerâmica)	Aplicação (cerâmica)	Total
ULO	m ² a		0,24	-4,49	2,29
NLT	m ²		0,01	-0,13	0,07
WD	m ³		2,54	-3080,84	1260,71
MRD	kg Fe eq		0,30	-7,77	5,86
FD	kg oil eq		7,29	-152,60	95,98

Legenda das categorias de impactos: mudanças climáticas (CC), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FEP), eutrofização marinha (MEP), toxicidade humana (HT), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade em água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), radiação ionizante (IR), ocupação de solo agrícola (ALO), ocupação de solo urbano (ULO), transformação de solo natural (NLT), depleção de água (WD), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD).

Uma redução ainda maior pode ser constatada na categoria de mudanças climáticas (CC), na qual a fase de aplicação evitou a emissão de 1084,48 kg CO₂ eq de um total acumulado até a fase anterior de 1513,65 kg CO₂ eq. Essa contribuição representou -71,65% e reduziu as emissões equivalentes de CO₂ para 429,17 kg. Tal resultado pode ser atribuído aos processos de extração e moagem da cal evitados, que contribuem com a liberação de CO₂ na atmosfera.

Outra categoria de impacto com valor absoluto ainda elevado, é a depleção de combustíveis fósseis (FD). Até a fase anterior à aplicação, o consumo de combustível acumulava 248,58 kg oil eq, mas com um consumo de 152,60 kg oil eq, o resultado final para a FD foi de 95,98 kg oil eq. Neste caso, a contribuição da fase da aplicação da LC em cerâmicas representou -61,39%. Esse resultado pode ser consequência do processo evitado da produção de petróleo e gás natural e, conseqüentemente, do consumo evitado desses insumos para a produção da cal.

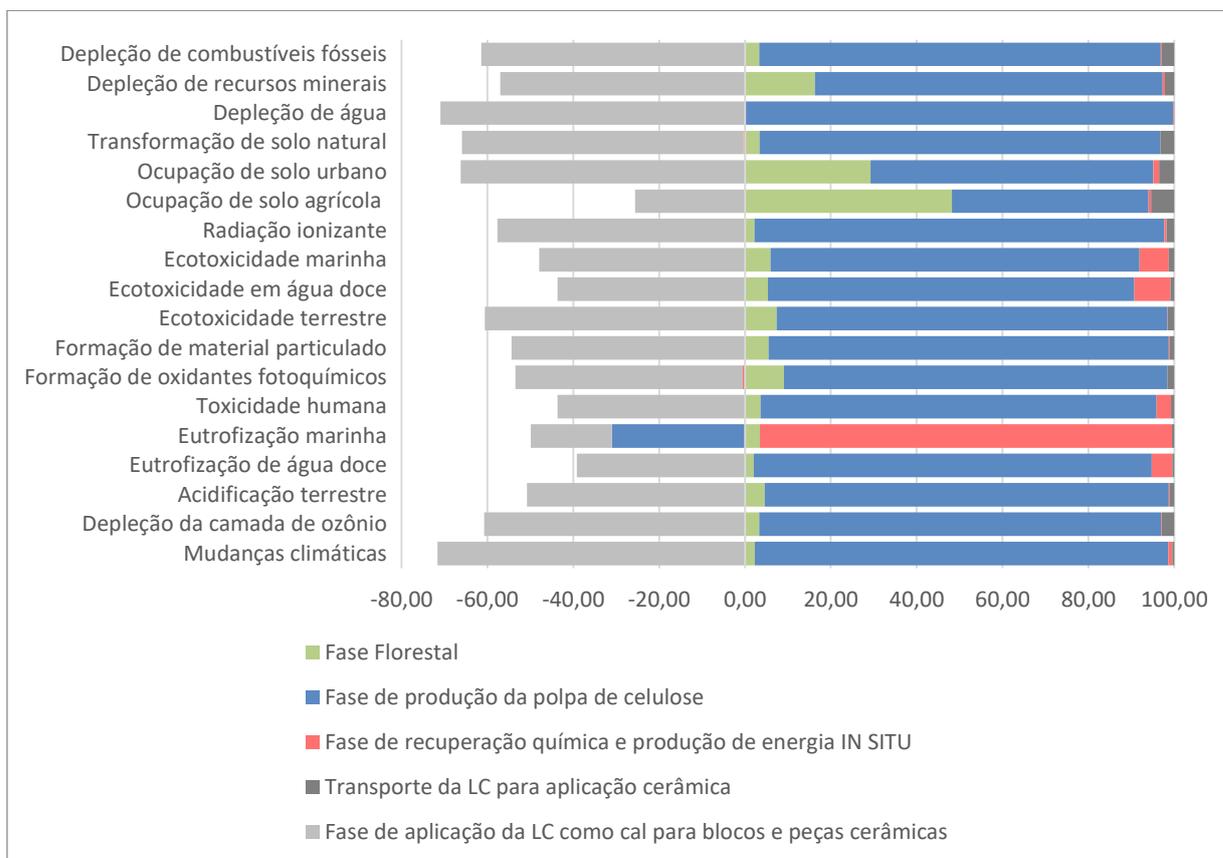


Figura 4.8: Gráfico dos impactos calculados e caracterizados do CV da LC para o C4, expressos em porcentagem (%) (UF = 1t de LC).

De forma geral, é possível notar que o C4 contribuiu para se evitar ou reduzir os impactos em todas as categorias, sendo tais contribuições sempre relevantes. Basta verificar que a menor contribuição foi de -18,85%, no impacto por eutrofização marinha (MEP), a segunda menor apresentou-se na ocupação de solo agrícola (ALO), com -25,63% e as demais categorias contribuíram com valores entre -39% e -71,65%.

4.2.3. Comparação entre os cenários

Os resultados apresentados dos cenários, permitiram o conhecimento das categorias de impacto mais relevantes em cada um e demonstraram as suas contribuições, logo, notou-se as vantagens e desvantagens em cada cenário. Neste item, a tabela 4.19 reúne os resultados totais dos cenários em cada categoria e o gráfico da figura 4.9 expressa os dados normalizados, permitindo a comparação entre as categorias de impacto e entre os próprios cenários.

Como observação geral, pode-se constatar que, tendo C0 como referência, a maioria dos cenários foi vantajosa para a redução dos impactos. Na categoria de mudanças climáticas (CC), o C1 apresentou expressiva vantagem na redução de emissões, com uma diferença de mais de 3000 kg CO₂ eq evitados para o C4, que foi o segundo melhor cenário. Esse resultado para C4 se alinha ao fato de que o processo de produção da CaO (cal virgem) emite grandes quantidades de CO₂, aproximadamente 1,2 toneladas de CO₂ a cada tonelada de CaO, como apresentado por Gutiérrez *et al.* (2012). Já no C1, a redução das emissões confirma a constatação feita por Huttunen *et al.* (2014), que relatam que quando o biogás substitui fontes fósseis, a emissão de GEE é evitada.

Tabela 4.19: Impactos calculados e caracterizados por cenário (UF = 1t de LC).

Categoria de impacto	Unidade	C0 (LC – ASI)	C1 (LC – Biogás)	C2 (LC – ASM)	C3 (LC – Solo)	C4 (LC – Cerâmica)
CC	kg CO ₂ eq	1519,35	-3270,45	1228,99	1482,06	429,17
ODP	kg CFC-11 eq	0,00005	0,000006	0,00005	0,00005	0,00002
TA	kg SO ₂ eq	3,40	-28,91	3,25	3,20	1,66
FEP	kg P eq	0,09	-0,52	0,08	0,08	0,05
MEP	kg N eq	0,21	-2,06	0,21	0,21	0,15
HT	kg 1,4-DB eq	78,65	-17,76	76,10	77,42	44,00
POF	kg NMVOC	3,69	-9,29	3,35	3,46	1,69
PMF	kg PM10 eq	1,36	-6,18	0,91	1,28	0,61
TET	kg 1,4-DB eq	0,02	-0,28	0,003	0,02	0,01
FET	kg 1,4-DB eq	2,31	-2,74	2,28	2,28	1,29
MET	kg 1,4-DB eq	2,49	-2,28	2,42	2,46	1,29
IR	kBq U235 eq	65,45	28,44	64,72	60,92	27,43
ALO	m ² a	9,33	-43,13	4,02	8,39	6,24
ULO	m ² a	7,81	1,24	6,60	6,78	2,29

Categoria de impacto	Unidade	C0 (LC – ASI)	C1 (LC – Biogás)	C2 (LC – ASM)	C3 (LC – Solo)	C4 (LC – Cerâmica)
NLT	m ²	0,15	0,13	-3,98	0,19	0,07
WD	m ³	4345,52	4408,28	4341,04	4340,51	1260,71
MRD	kg Fe eq	13,89	-6,99	13,58	13,62	5,86
FD	kg oil eq	252,19	-970,06	247,96	236,29	95,98

Legenda das categorias de impactos: mudanças climáticas (CC), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FEP), eutrofização marinha (MEP), toxicidade humana (HT), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade em água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), radiação ionizante (IR), ocupação de solo agrícola (ALO), ocupação de solo urbano (ULO), transformação de solo natural (NLT), depleção de água (WD), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD).

Para a categoria de toxicidade humana (HT), a ordem entre C1 e C4 se manteve e a diferença foi de mais de 60 kg 1,4-DB eq. Já na categoria de radiação ionizante (IR), o C4 apresentou a redução do impacto em 27,43 kBq U235 eq, a maior redução em relação a C0. Em ocupação do solo urbano (ULO), depleção de recursos minerais (MRD) e depleção de combustíveis fósseis (FD), C1 e C4 se mostraram menos impactantes que os demais cenários. Já em depleção de água (WD) o C4 se apresentou como o mais vantajoso. Em relação ao C2, houve destaque apenas na categoria de transformação de solo natural (NLT), na qual ele foi o menos impactante. O C3, comparado aos demais, foi pouco vantajoso, já que não se diferenciou muito do C0, em geral.

Por outro lado, os resultados normalizados do gráfico da figura 4.9, evidenciam a relevância das categorias de impacto em cada cenário e a expressividade do C1 em relação aos demais.

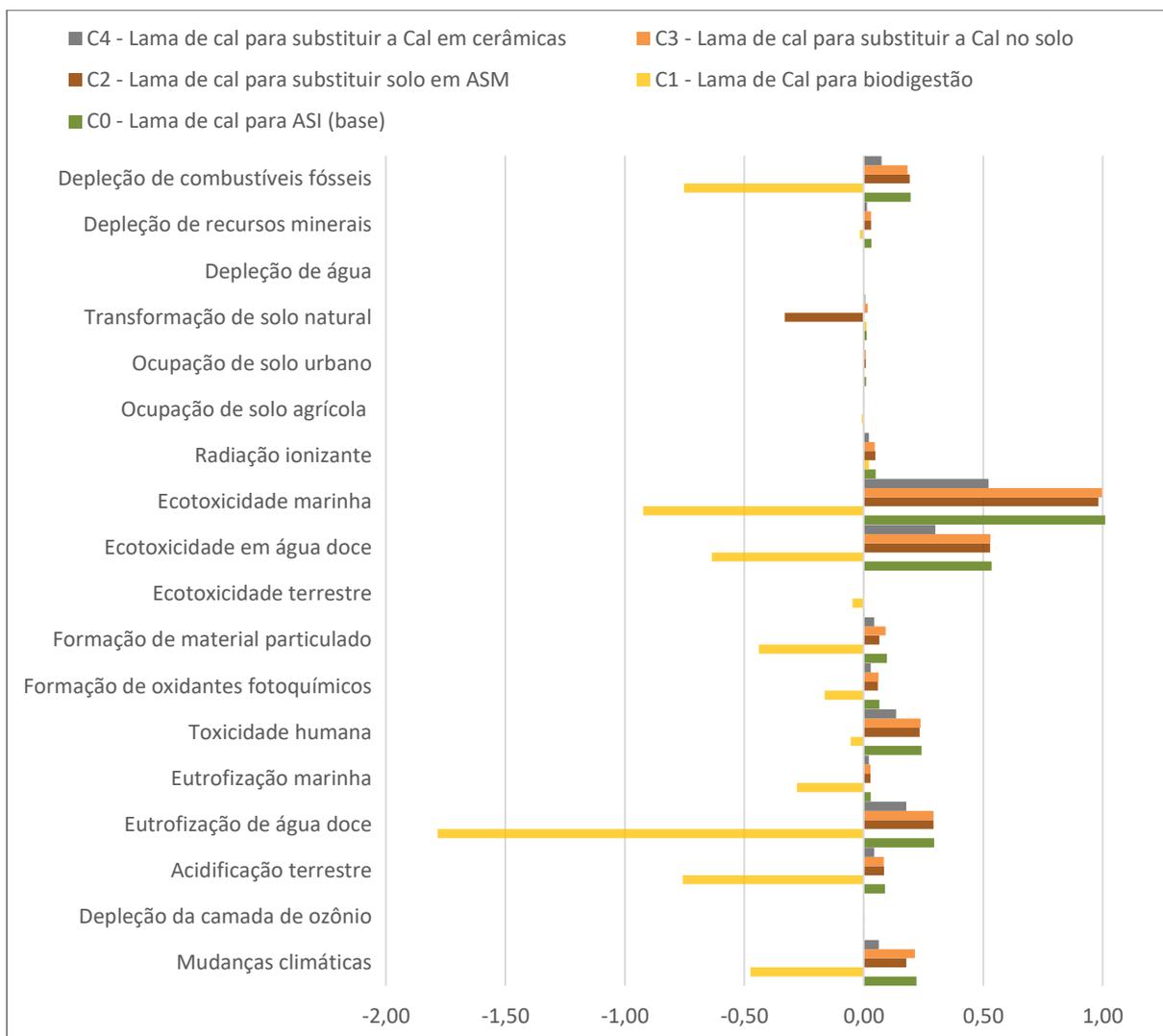


Figura 4.9: Gráfico dos impactos normalizados em cada cenário (UF = 1t de LC).

Pelo gráfico da figura 4.9, o C1 apresentou impactos evitados em 13 das 18 categorias. Dentre elas, 8 foram as mais relevantes e dividiram-se nos compartimentos de água (4), ar (3) e solo (1), sendo elas, em ordem decrescente de relevância, a eutrofização de água doce (FEP), ecotoxicidade marinha (MET), acidificação terrestre (TA), depleção de combustíveis fósseis (FD), ecotoxicidade em água doce (FET), mudanças climáticas (CC), formação de material particulado (PMF) e eutrofização marinha (MEP). Ao se comparar os resultados normalizados com os caracterizados do C1, observa-se que as categorias de impacto CC, FD e TA se mantiveram relevantes, o que não ocorreu com as demais. Nota-se que pelo estudo de Tyagi *et*

al. (2018), a codigestão anaeróbia tende a gerar impactos menores nas categorias de CC, TA, FEP, MET e FD, impactos estes, presentes e relevantes nesta ACV.

Assim, pode-se concluir que o cenário 1 obteve os melhores resultados frente aos demais. As suas vantagens podem ser explicadas principalmente pelo fato de o mesmo envolver, além do uso e destinação adequada da LC, alguns fatores importantes, apresentados a seguir, que se somam e sinergicamente favorecem o C1.

A destinação adequada da FORSU e a utilização do biogás para eletricidade evitam as suas emissões no meio e reduzem o uso de fontes de energia não renováveis e mais poluentes (TYAGI *et al.*, 2018). Evita-se também a emissão de substâncias tóxicas que poderiam expor fauna e flora aquáticas a danos, contribuindo para os resultados nas categorias MET e FET. Além disso, o não consumo de combustíveis fósseis e a FORSU não destinada aos ASM, contribuem para evitar a formação de PMF (VEGA *et al.*, 2014).

Em relação ao digestato, a não produção de fertilizantes NPK se mostrou um fator muito relevante para os resultados, evitando emissões com potencial de acidificação terrestre (TA) e contribuindo com a conservação de recursos naturais, como o nitrogênio e fósforo, principais responsáveis por impactos relacionados à eutrofização dos meios (TYAGI *et al.*, 2018). Indiretamente, essa constatação está de acordo com Møller *et al.* (2009), que afirma que em média, a cada tonelada de FORSU utilizada na DA, metade resulta em digestato e conforme Giuliano *et al.* (2020), que apresenta que mais da metade da energia de um processo típico de DA permanece neste mesmo co-produto.

5. CONCLUSÕES

A avaliação econômica permitiu o conhecimento de condições mínimas necessárias à viabilidade do projeto e seus principais resultados. A população mínima de 165.200 habitantes e uma energia disponível de 76,79 MWh/ano, abaixo de 200.000 habitantes, demonstra, frente a resultados encontrados em literatura, uma vantagem para o uso da LC em codigestão com a FORSU, que poderia ser aplicada em ao menos 180 municípios brasileiros. Além disso, para tornar o projeto atrativo e viável, a análise de sensibilidade demonstrou que a tarifa de energia em R\$ 0,748 (US\$ 0,139), para um *payback* de 10 anos, fornece um equilíbrio entre a população necessária, de 185.500 habitantes e os demais indicadores, VPL, TIR e LCOE. Já as reduções na tarifa imporiam exigências importantes para a viabilidade e atratividade do projeto. De toda forma, entende-se que existe viabilidade econômica para projetos de codigestão da FORSU com a LC.

Já a ACV, apresentou-se muito útil na coleta de informações sobre a LC em literatura, mas principalmente na geração de informações sobre os impactos ambientais mais relevantes deste material. A comparação do C1 com os demais permitiu confirmar que, na perspectiva ambiental, a LC apresenta vantagens importantes ao ser utilizada na codigestão com a FORSU. A proposta permitiu a integração entre os impactos gerados pela destinação ambientalmente adequada da FORSU e da LC, pelo aproveitamento energético do biogás e pela adoção do digestato como fertilizante, o que compôs, sinergicamente, o resultado favorável à redução desses impactos, especialmente nas 8 das 18 categorias avaliadas. A ACV permitiu conhecer as categorias de impactos ambientais mais relevantes na codigestão (FEP, MET, TA, FD, FET, CC, PMF e MEP) e verificar que os benefícios se concentram majoritariamente nos compartimentos de água e ar do meio ambiente. Assim, essa avaliação se mostrou favorável à proposta de codigestão pela perspectiva ambiental.

É importante ressaltar que as considerações, aproximações e escolhas técnicas/metodológicas feitas ao longo do trabalho, são relevantes para os resultados e devem ser apreciadas em função de um adequado entendimento e aplicação do estudo. Conforme alguns estudos apresentam, as características dos resíduos variam conforme o país, região, cultura, época do ano e condições socioeconômicas. Dessa forma, sendo os estudos utilizados neste trabalho, voltados a países que não o Brasil, fica em evidência a necessidade do aprofundamento técnico desta alternativa com dados que envolvam mais fielmente as realidades

do país. Além disso, ressalta-se a possibilidade de melhorar a viabilidade econômica do projeto com a incorporação de custos, encargos e impostos na tarifa de energia e com a manutenção periódica do conjunto motogerador e a remoção de demais gases pertinentes do biogás. Por fim, a diferença de escala observada na geração de CH_4 e, portanto, na potência e energia disponibilizadas, reforça a necessidade do aprofundamento do estudo dessa codigestão.

No Brasil, ainda existem desafios a serem transpostos, seja na gestão adequada de RS, na diversificação da matriz elétrica com fontes renováveis ou agregação de valor aos resíduos. Porém, estudos como este devem contribuir exatamente como um incentivo à superação desses desafios. Assim, de forma geral, entende-se que a avaliação econômica e a avaliação ambiental foram complementares e, tendo em vista as possíveis consequências práticas dos resultados obtidos, ressalta-se a codigestão da FORSU com a LC como uma alternativa de destinação ambientalmente adequada desses resíduos. Além disso, há o potencial de economia de recursos financeiros para as indústrias e poder público, assim como diversos impactos ambientais evitados. A proposta também se alinha com uma tendência mundial de circularização da economia, uma vez que reintroduz no ciclo produtivo, materiais antes dispostos sem atribuição de valor. Conclui-se, portanto, que os resultados obtidos aliam a viabilidade econômica e os benefícios ambientais, de tal forma a estruturar alicerces adequados para o aprofundamento da proposta e para uma utilização racional, sustentável e economicamente viável do biogás da codigestão da FORSU com a LC.

6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Algumas sugestões para trabalhos futuros:

- Realizar uma ACV da LC que componha seu inventário a partir de dados de indústrias de papel e celulose brasileiras para o aprofundamento do conhecimento dos impactos do CV desse resíduo.
- Avaliar a viabilidade técnica do aproveitamento do biogás da codigestão da FORSU com a LC a partir de materiais oriundos do Brasil.
- Avaliar a viabilidade técnica da aplicação do digestato, oriundo da codigestão da FORSU com a LC, como biofertilizante agrícola no Brasil.
- Reavaliar a codigestão da FORSU com a LC nos aspectos econômicos e ambientais a partir de resultados obtidos nas sugestões propostas anteriormente. Incluir análises de sensibilidade e incertezas dentro da ACV.

REFERÊNCIAS

- ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. A review of biochemical process of anaerobic digestion. **Advances in Bioscience and Biotechnology**, v. 6, 205-212, mar. 2015.
- AGAMUTHU, P. Landfilling in Developing Countries. *Waste Management and Research*, 2013, pp. 1e2. Editorial.V.31.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO (ANP). **Resolução N° 685, de 29 de junho de 2017**. (2017a). Estabelece regras para a 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] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 30 de jun. de 2017. Seção 1, p. 69, 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Resolução Normativa N° 482, de 17 de Abril de 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. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 de abr. de 2012. Seção 1, p. 53, 2012.
- _____. Resolução Normativa N° 687, de 24 de novembro de 2015. Altera a Resolução Normativa n° 482, de 17 de abril de 2012, e os Módulos 1 e 3 dos Procedimentos de Distribuição – PRODIST. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 02 de dez. de 2015. Seção 1, p. 45, 2015.
- _____. Lei N° 14.300, de 06 de janeiro de 2022. Institui o marco legal da microgeração e minigeração distribuída, o Sistema de Compensação de Energia Elétrica (SCEE) e o Programa de Energia Renovável Social (PERS); altera as Leis n°s 10.848, de 15 de março de 2004, e 9.427, de 26 de dezembro de 1996; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 07 de jan. de 2022. Seção 1, p. 4, 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Micro e Minigeração Distribuída. Sistema de Compensação de Energia Elétrica**. Brasília, DF, Brasil: Centro de Documentação-Cedoc, 2014.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Sistema de Informações de Geração (SIGA)**. Brasília: Superintendências de Concessões e Autorizações de Geração (SCG), 2020. Disponível em:<
 [Acessado em: 01/12/2020.](https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjc4OGYyYjQtYWYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2liwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBlMSIsImMiOiJR9>)
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Relatório – ranking de tarifas. 2021. Disponível em < <https://www.aneel.gov.br/relatorio-ranking-tarifas>>. Acesso em: 04 de jun. 2021.
- AGYEMAN, F.O., TAO, W., 2014. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: effects of food waste particle size and organic loading rate. *J. Environment Management*. 133, p. 268-274.
- ALMEIDA, R. R. P.; CHAVES, A. D. C. G.; CRISPIM, D. L.; TRIGUEIRO, J. M. A.; MARACAJA, P. B.; ALMEIDA, I. P.; BULHÕES, A. A.; SILVA, F. T. Proposta de recuperação de uma área de empréstimo degradada pela atividade de olaria no município de Pombal-PB. **INTESA**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 19-22, 1 jun. 2015.

ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretivo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.32, p.2505-2516, 2008.

AMARAL, M. C. **Avaliação dos efeitos da incorporação de resíduo de lama de cal nas propriedades e microestrutura de uma mistura solo-cimento**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência dos Materiais - Universidade Estadual Do Norte Fluminense – Uenf, Campos dos Goytacases, Rio de Janeiro, 2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). American Public Health Association, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, ed. 22, American Public Health Association, Washington, 2012.

AMINI, H.R.; REINHART, D. R.; MAKIE, K. R. Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties, **Waste Management**. v. 32, p. 306 – 315, 2012.

ARAÚJO, M. F. F.; NUNES, M. C. M.; PANOSSO, R. F. **Metabolismo da Vida microscópica**. ed. 2. Natal, RN: EDUFRN, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 8293/1983, **Carvão mineral - Determinação de umidade - Método de ensaio**, Rio de Janeiro, Brasil, 1983.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: **Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e estrutura**, Rio de Janeiro, Brasil, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14044: **Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações**, Rio de Janeiro, Brasil, 2009b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14044: **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Exemplos ilustrativos de como aplicar a ABNT NBR ISO 14044 à definição de objetivo e escopo e à análise de inventário**, Rio de Janeiro, Brasil, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10004:2004 **Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 77 p, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2009**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2010**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2011**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2012**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Atlas brasileiro de emissões de GEE e potencial energético na destinação de resíduos sólidos**. São Paulo, 2013. 172 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2013**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2014**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2015**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2020.

AVELLAR, L. H. N. **A valorização dos subprodutos agroindustriais visando a cogeração e a redução da poluição ambiental**. 2001, 111f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, Guaratinguetá, 2001.

BACEN – Banco Central do Brasil. Boletim Focus, 2022. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/publicacoes/focus>. Acessado em: 13/02/2021.

BACEN – Banco Central do Brasil. Correção inflacionária, 2021b. Disponível em: <https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/publico/corrigirPorIndice.do?method=corrigirPorIndice>. Acessado em: 13/02/2021.

BACEN - Banco Central do Brasil. Cotação de moeda. 2021c. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/conversao>. Acessado em: 13/02/2021.

BAGGIO, P. L. **Estudo das tecnologias existentes para geração de energia elétrica a partir do biogás**. 2017. 109 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Departamento Acadêmico de Elétrica, PATO BRANCO, PR, 2017.

BARNHOUSE, L.; FAVA, J.; HUMPHREYS K.; HUNT, R.; LAIBSON, L.; NOESEN, S.; NORRIS, G.; OWENS, J.; TODD, J.; VIGON, B.; WEITZ, K.; YOUNG, J.; (1997). Life-Cycle Impact Assessment: The State of the Art. 2nd edn. **Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)**, Brussels.

BARROS, R. M. **Tratado sobre resíduos sólidos: Gestão, uso e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 357 p.

BARROS, R. M.; FILHO, G. L. T.; SILVA, T. R. The Electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**, v. 65, p. 150-164, feb. 2014 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.028>

BARROS, R. M.; THIAGO FILHO, G. L.; SANTOS, A. H. MOREIRA; FERREIRA, C. H.; MARCELA, F. P.; MOURA, J. S.; ABE, H. S. S.; BRITO, L. M.; SANTOS, I. F. S.; RIBEIRO, E. S.;

FREITAS, J. V. R. A potential of the biogas generating and energy recovering from municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 25, p. 4-16. 2018.

BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; SILVA, T. R. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**, [s.l.], v. 65, p.150-164, fev. 2014. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.028>.

BATISTA, T. S. **A indústria de papel e celulose no Brasil: Produtividade, competitividade, meio ambiente e mercado consumidor**. 2018. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019.

BENINI, G. L.; FRÖHLICH, J.; BREHM, F. A.; KULAKOWSKI, M. P.; MIRANDA, L. A. S.; MODOLO, R. C. E. Avaliação do potencial de valorização da lama de carbonato de cálcio como coproduto em diferentes setores. **O Papel**, n. 10, p. 90-07, oct. 2019.

BERGLUND, M.; BÖRJESSON, P. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. **Biomass and Bioenergy**, v. 30, n. 3, p. 254–266, 2006.

BERHORST, N. L.; GRAUER, A. F.; NEUFFER, D.; SCHMITZ, A. P. Análise da Viabilidade Econômica da Geração de Energia a partir de Resíduos da Produção Suinícola Economic Feasibility of Power Generation from Pig Farming Residues Análisis de la Factibilidad Económica de la Generación de Energía a partir de Residuos de. **Revista Paranaense De Desenvolvimento**, vol. 41, no. 139, p. 81–101, 2021.

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, fev. 2013.

BIOGASDATA. Panorama Brasileiro. (2020). Disponível em:
<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjQxYjg4NjgtMTI0NC00NTk2LTk5OTQtMjFkNWxZjM1ZTk5IiwidCI6ImMzOTg3ZmI3LTQ5ODMtNDA2Ny1iMTQ2LTc3MGU5MWE4NGViNSJ9>.
Acessado em 29 de dez. 2020.

BNDES. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO, INDÚSTRIA E COMÉRCIO EXTERIOR. **Panorama de mercado: celulose**. 2010.

BOGNER, J.; PIPATTI, R.; HASHIMOTO, S.; DIAZ, C.; MARECKOVA, K.; DIAZ, L.; KJELDSSEN, P.; MONNI, S.; FAAIJ, A.; SUTAMIHARDJA, R.T.M.; GREGORY, R. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). **Waste Management Research**, v. 26, p. 11-32, 2008 DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X07088433>

BORBA, P. F. S.; MARTINS, E. M.; CORREA, S. M.; RITTER, E. Greenhouse gases emissions from a landfill in Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 101–111, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018167438>

BRASIL. Lei Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 03 de ago. 2010. Seção 1, p. 3, 2010.

_____. Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 23 dez. 2010. Seção 1, Edição Extra.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012.

BRASIL. Lei Nº 12.490, de 16 de setembro de 2011. Altera as Leis nºs 9.478, de 6 de agosto de 1997, e 9.847, de 26 de outubro de 1999, que dispõem sobre a política e a fiscalização das atividades relativas ao abastecimento nacional de combustíveis; o § 1º do art. 9º da Lei nº 8.723, de 28 de outubro de 1993, que dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores; as Leis nºs 10.336, de 19 de dezembro de 2001, e 12.249, de 11 de junho de 2010; o Decreto-Lei nº 509, de 20 de março de 1969, que dispõe sobre a transformação do Departamento dos Correios e Telégrafos em empresa pública; a Lei nº 10.683, de 28 de maio de 2003, que dispõe sobre a organização da Presidência da República e dos Ministérios; revoga a Lei nº 7.029, de 13 de setembro de 1982; e dá outras providências.. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 de set. 2011. Seção 1, p. 4, 2011.

BRASIL. ANP. Resolução Nº 8, de 30 de Janeiro de 2015. Estabelece a especificação do Biometano contida no Regulamento Técnico ANP nº 1/2015, parte integrante desta Resolução. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 de fev. de 2015. Seção 1, p. 100, 2015.

BRASIL. Resolução Normativa Nº 786, de 17 de o de 2017. Altera a Resolução Normativa nº 482, de 17 de abril de 2012. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 27 de out .de 2017. Seção 1, p. 94, 2017.

BRASIL Decreto Nº 5.163, de 30 de Julho de 2004. Regulamenta a comercialização de energia elétrica, o processo de outorga de concessões e de autorizações de geração de energia elétrica, e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d5163.HTM

BRAUN, R. J.; TRENDEWICZ, A. A. **Techno-economic analysis of solid oxide fuel cell-based combined heat and power systems for biogas utilization at wastewater treatment facilities.** Journal of Power Sources, v. 233, p. 380–393, 2013.

CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA (CCEE), 2018. Tipos de leilões. Disponível em: https://www.ccee.org.br/portal/faces/pages_publico/o-que-fazemos/como_ccee_atua/tipos_leiloes_n_logado?_afzLoop=68112887555041&_adf.ctrl-state=prhvkn1ut_14#!%40%40%3F_afzLoop%3D68112887555041%26_adf.ctrl-state%3Dprhvkn1ut_18. Acessado em: 06 de mai. 2020.

CAMPOS, E. S.; FOELKEL, C. **A evolução tecnológica do setor de celulose e papel no Brasil.** 1º ed. [S. l.]: ABTCP, 2017.

CARVALHO, R. Q.; TAVARES, A. N.; SANTOS, G. V.; BAJAY, S. V. **Oportunidades Enterradas - Geração elétrica do biogás de RSU.** 1 ed. Vitória: EDUFES, 2019.

CASTRO, H. F. **Processos Químicos Industriais II Apostila 4 PAPEL E CELULOSE.** UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO - EEL, 2009.

CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa, 2001. Nota Técnica VII - Geração de energia a partir do biogás gerado por resíduos urbanos e rurais. Disponível em <www.cenbio.com.br>. Acesso em: 09 de mai. 2019.

CHARLES, R. G.; DOUGLAS, P.; BAKERJ, E. A.; CARNIE, M. J.; DOUGLAS, J. O.; PENNEY, D. J.; WATSON, T. M. Platinized counter-electrodes for dye-sensitised solar cells from waste thermocouples: A case study for resource efficiency, industrial symbiosis and circular economy. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 202, p. 1167-1178, aug. 2018.

CHEN, J. L.; ORTIZ, R.; STEELE, T. W. J.; STUCKEY, D. C. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: A review. *Biotechnology Advances*, n. 32, p. 1523-1534, 2014.

CHEN, S.; ZHANG, J.; WANG, X. Effects of alkalinity sources on the stability of anaerobic digestion from food waste. **Waste Management and Research**, v. 33, p. 1-8, 2015.

CHEHEBE, J. R. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000.** São Paulo: Qualitymark, 1998.

- CHERNICHARO, C. A. DE L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Manual do Usuário do Programa de Computador**, 61p. 2006. Disponível em <http://cetesb.sp.gov.br/biogas/wp-content/uploads/sites/3/2014/01/manual_aterro.zip>. Acesso em 06/02/2021.
- COSTA, Y. J. R. **Análises Energética e Exergética de um Motor de Combustão Interna Operando com Mistura de Diesel e Gás Natural**. 2007. 209 f. Tese (Doutorado) - UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA, Campina Grande, 2007.
- CURRAN, MARY ANN; MANN, MARGARET; NORRIS, GREGORY. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 8, p. 853-862, jun. 2005.
- DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R; SANTOS, C. **Biodigestores rurais: modelos indiano, chinês e batelada**. 2002. Disponível em <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Biodigestores_000g76qdzev02wx5ok0wtedt3spdi71p.pdf> Acesso em: 20 jun. 2015
- DOGAN, E.; DEMIRER, G. N. Biogas generation by two-phase anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Journal Of Renewable And Sustainable Energy**, [s.l.], v. 4, n. 6, p.0631311-0631318, nov. 2012. AIP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1063/1.4769203>.
- DOMINGUEZ, J.; GOMEZ, B. M. Ciclos de vida de lãs lombrices de tierra aptas para El vermicompostaje. **Acta Zoológica Mexicana**, Cidade do México, n. 2, p. 309 - 320, 2010.
- DUDEK, J.; KLIMEK, P.; KOLODZIEJAK, G.; NIEMCZEWSKA, J; BARTOSZ, Z. J. **Landfill gas energy technologies**. Cracóvia, 2010. 90 p. Disponível em: <https://www.globalmethane.org/data/1022_lfg-handbook.pdf>. Acesso em: 6 maio 2014.
- EPA. Environmental Protection Agency. **LFG Energy Project Development Handbook**. Wahsington, 2010. Disponível em: <<http://www.epa.gov/lmop/publications-tools/handbook.html>>. Acesso em: 31 ago. 2020.
- EPE, MME. **1ª Revisão Quadrimestral das Projeções da demanda de energia elétrica do Sistema Interligado Nacional, 2019-2023**. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética (EPE), 2019.
- EPE (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA). **Balanco Energético Nacional 2020.Relatório Síntese/Ano Base 2020**. Rio de Janeiro, RJ, 2020.
- EPE. **Empresa de Pesquisa Energética**. Inventário energético dos resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, out. 2014. 49 p. (Série Recursos Energéticos, Nota Técnica DEA 18/14).
- EPE. **Empresa de Pesquisa Energética**. Plano Nacional de Energia (PNE). 2020
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR). Leitfaden Biogas – Guia Prático do Biogás. 5th ed. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.; 2010.
- FARAGE, R. M. P. **Aplicação dos sub-produtos alcalinos da indústria de polpa celulósica kraft em aterros sanitários e na remediação de drenagem ácida**. 2018. Dissertação (Doutorado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, 2018.
- FARAGE, R. M. P.; SILVA, C. M.; REZENDE, A. A. P.; SOUZA; J. J. L. L.; MATOS, A. T.; ZANUNCIO, A. J. V. Intermediate covering of municipal solid waste landfills with alkaline grits, dregs and lime mud by-products of kraft pulp production. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 239, p. 1-8, abr. 2019.
- FARQUHAR, G.J.; ROVERS, F.A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air, and**

Soil Pollution, 1973. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00585092>.

FERREIRA, Bernardo Ornelas. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás**. 2015. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; SILVA, F. P.; SOUZA, S. N. M.; SOUZA, S. S.; JUNIOR, O. H. A. Review of the energy potential of the residual biomass for the distributed generation in Brazil. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 94, p.440-455, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.034>.

FERREIRA, L. A.; FOLGUERAS, M. V.; AMORIN, F. C. Caracterização de resíduos da indústria de papel e celulose para o desenvolvimento de materiais cerâmicos. 61º Congresso Brasileiro de Cerâmica 04 a 07 de junho de 2017, Gramado, RS (2017).

FRANÇA JÚNIOR, A. T. **Análise do aproveitamento energético do biogás produzido numa estação de tratamento de esgoto**. 2008. 148 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

FRIGO, K. D. A.; FEIDEN, A.; GALANT, N. B.; SANTOS, R. F.; MARI, A. G., FRIGO, E. P. Biodigestores: seus modelos e aplicações. **Acta Iguazu**, v. 4, p. 57-65, 2015.

FREITAS, Flávio Ferreira. Métodos de intensificação da biodigestão anaeróbia visando a geração de eletricidade a partir do biogás. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

FREITAS, F. F.; SOUZA, S. S.; FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; ALESSIO, F. J.; SOUZA, S. N. M.; VENTURINI, O. J.; ANDO JUNIOR, O. H. The brazilian Market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 147-157, 2019.

FOUNDATION, E. M. A. Economia Circular. EMF, Cowes, UK, 2017. Seção Circular Economy. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/what-is-the-circular-economy>. Acesso em: 28 sept. 2020.

GALDIANO, Guilherme de Paula. **Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 2006.

GARLET, T. B.; RIBEIRO, J.L.D.; SAVIAN, F.S.; SILUK, J.C.M. Paths and barriers to the diffusion of distributed generation of photovoltaic energy in southern Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.111, p.157-169, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.013>

GIROTTO, S. B. F. T. **Avaliação de modelos de caracterização de aicv para a categoria smog fotoquímico considerando o contexto brasileiro**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Santa Catarina, LAGES (SC), 2018.

GIULIANO, A.; CATIZZONE, E.; FREDA, C.; CORNACCHIA, G. Valorization of OFMSW Digestate-Derived Syngas toward Methanol, Hydrogen, or Electricity: Process Simulation and Carbon Footprint Calculation. **Processes**, [s. l.], v. 8, n. 526, 2020.

GOEDKOOPE M.; HEIJUNGS R.; DE SCHRYVER A.; STRUIJS J.; VAN ZELM R. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level / Report I: Characterization. Holanda: Ministerie van VROM, Den Haag, 2009.

GOEDKOOPE, M. *et al.* Recipe 2008: a life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. Primeira edição, Holanda, 2013.

- GREENDELTA. **OPENLCA**. 2021. Disponível em: <https://www.openlca.org/>. Acesso em: 3 jul. 2021.
- GUTIÉRREZ, A. S.; CANEGHEM, J. V.; MARTÍNEZ, J. B. C.; VANDECASTEELE, C. Evaluation of the environmental performance of lime production in Cuba. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 31, p. 126-136, 2012.
- HENRÍQUEZ, A. I. M. **Análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas integrados de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos para cidades de médio porte**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá (MG), 2016.
- HUBER, T.; MÜSSIG, J.; CURNOW, O.; PANG, S.; BICKERTON, S.; STAIGER, M. P. A critical review of all-cellulose composites. **Journal of Materials Science**, [s. l.], v. 47, p. 1171-1186, 2011.
- HUTTUNEN, S.; MANNINEN, K.; LESKINEN, P. Combining biogas LCA reviews with stakeholder interviews to analyse life cycle impacts at a practical level. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 80, p. 5-16, 2014.
- IBGE. População das cidades brasileiras. (2020). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>. Acessado em: 05 de mai. 2020.
- ICLEI-BRASIL. **Manual para aproveitamento de biogás: aterros sanitários**. São Paulo, 2009. v. 1. Disponível em: http://www.resol.com.br/cartilha12/manual_iclei_brazil.pdf. Acesso em: 7 jan. 2021.
- IES (Institute for Environment and Sustainability). **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Specific guide for Life Cycle Inventory data sets**. 1. ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. 142 p. ISBN 978-92-79-19093-3.
- IMASUL (Instituto De Meio Ambiente Do Mato Grosso Do Sul). Critérios para pré-seleção de áreas para implantação de aterros sanitários. Campo Grande, MS. 2016.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). Data and statistics. 2020. Disponível em: <https://www.iea.org/data-and-statistics?country=WORLD&fuel=Energy%20supply&indicator=TPESbySource>. Acesso em: 10 jan. 2021
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ (2019). **Relatório Anual**. 80 p. Disponível em: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>. Acesso em: 15 ago.2020.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ (2020). **Relatório Anual**. 80 p. 2020. Disponível em: <https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf>. Acesso em: 17 ago.2021.
- IZIDIO, L. L.; SUBTIL, G. W.; ANDRADE, A. A. Utilização de resíduos sólidos da indústria papelreira como matéria-prima para fabricação de tijolos. *Periódico Eletrônico – Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 9, n. 1, p. 200-209, 2013.
- JARDIM, C. A. M. **Valorização Econômica do Biogás: Geração Elétrica vs. Produção de Biometano para Injeção na Rede**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Instituto Politécnico Setubal, 2013.
- JOENSUU, T.; EDELMAN, A.; SAARI, A. Circular economy practices in the built environment. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 276, p. XXX-XXX, sept. 2020.
- JORDAO, E.P. e PESSOA, C. A. (2014) *Treatment of DOMESTIC SEWAGE*. 7th ed. Rio de Janeiro: ABES.

- KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN, W. F. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Urban Development Series; Washington, DC: World Bank. 295p., 2018. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO.
- KRAVETZ, C. **Estudo do desempenho energético das caldeiras da indústria de polpa celulósica kraft**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Tecnologia de Produtos Florestais) - Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba (SP), 2018.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p. ISBN 978-85-93823-01-5.
- LANDIM, A. L. P. F.; AZEVEDO, L. P. O aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários: unindo o inútil ao sustentável. **BNDES Setorial**, n. 27, p. 59-100, mar. 2008.
- LEME, M. M. V.; ROCHA, M. H.; LORA, E. S.; VENTURINI, O. J.; LOPES, B. M.; FERREIRA, C. H. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**. Volume 87, June 2014. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003> > Acesso: 06/02/2022.
- LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L. W.; ZEEMAN, G. Biological wastewater treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment. **Lecture Notes**, Wageningen Agriculture University, ed January, 1996.
- LOBATO, Livia Cristina da Silva. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2011. 187 p. Dissertação (Doutorado) - Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 2011.
- LOPES, M. M. **Aproveitamento energético em aterros sanitários: análise da viabilidade técnica e econômica para o uso de biogás e instalação de painéis fotovoltaicos**. 2017. 114 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós - Graduação em Engenharia de Energia, Universidade Federal Itajubá, Itajubá, 2017.
- LOUZADA, A. G. **Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BFs**. 2006. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2006.
- MACHADO, L. L.N. Technical Aspects Related to the Generation of Electrical. Energy from Sewage Sludge. 2011 107f. Dissertation Master of Science Degree, Federal University of Rio de Janeiro, the Polytechnic School and the School of Chemistry, Environmental Engineering, Rio de Janeiro. 2011.
- MALINOWSKY, C. **Tratamento dos resíduos sólidos orgânicos da UFSC através de biodigestor anaeróbio**. 2016. 121 f. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.
- MATHIAS, M. C. P. P.; MATHIAS, J. F. C. M. Biogas in Brazil: A Governmental Agenda. **Journal of Energy and Power Engineering**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.1-15, 28 jan. 2015. David Publishing Company. <http://dx.doi.org/10.17265/1934-8975/2015.01.001>.
- MENDES, S. R. M. P. **A análise de investimentos em novas tecnologias: a importância da utilização de diferentes métodos de avaliação**. 2017. 86 f. Dissertação (Mestrado) – Mestrado em Engenharia Industrial, Universidade do Minho, 2017.
- MENDONÇA, E. F. **Tratamento anaeróbio de efluentes oriundos da bovinocultura de leite em biodigestor tubular**. 2009. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Cascavel, 2009.

- MODOLO, R. C. E.; SENFF, L.; LABRINCHA, J. A.; FERREIRA, V. M.; TARELHO, L. A. C. Lime mud from cellulose industry as raw material in cement mortars. **Materiales de Construcción**, v. 64, p. 316, 2014.
- MØLLER, J.; BOLDRIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. **Waste Management and Research**, 2009.
- MONTEIRO, E.; MANTHA, V.; ROUBOA, A. Prospective Application of Farm Cattle Manure for Bioenergy Production in Portugal. **Renewable Energy**, 2011.
- MOREIRA, A. F.; COUTO, F. P. **A Termodinâmica do Motor de Combustão Interna**. 2019. 132 p.
- NAKABAYASHI, Renny Kunizo. **Microgeração fotovoltaica no Brasil: condições atuais e perspectivas futuras**. 2014. 106 f. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- NIEMCZEWSKA, J. Characteristics of utilization of biogas technology. **Nafta-Gaz**, n. 68, p. 293-297, maio 2012.
- NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. 1. ed. São Paulo: Nobel, 1986.
- OKOROIGWE, E. C.; MADHLOPA, A. **Evaluation of the potential for hybridization of gas turbine power plants with renewable energy in South Africa**. Proceedings of the 23rd Conference on the Domestic Use of Energy, DUE 2015. Anais. Energy Research Centre, University of Cape Town, Rondebosch, South Africa: 2015
- PAIM, R. M. Efeito do uso de lama de al e cloreto de potássio no solo, estado nutricional e crescimento do *Pinus teada* L. sobre latossolo. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.
- PANIGRAHI, S.; DUBEY, B. K. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 143, p. 779-797, 2019.
- PIN, B. V. R. **Aproveitamento energético do biogás da digestão anaeróbia da água residuária do café no Sul de Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2018.
- PIN, B. V. R.; BARROS, R. M.; LORA, E. E. S.; OLMO, O. A.; SANTOS, I. F. S.; RIBEIRO, E. M.; ROCHA, J. V. F. Energetic use of biogas from the anaerobic digestion of coffee wastewater in southern Minas Gerais, Brazil. **Renewable Energy**, v. 146, p. 2048-2094, Feb. 2019.
- PIÑAS, J. A. V.; VENTURINI, O. J.; LORA, E. E. S.; OLMO, O. A.; ROALCABA, O. D. C. An economic holistic feasibility assessment of centralized and decentralized biogas plants with mono-digestion and co-digestion systems. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 139, p. 40-51, 2019.
- PINTO, J. A. **Estudo da codigestão anaeróbia de dejetos bovinos e suínos: análise da viabilidade técnica e econômica**. 2021. 119 f. Dissertação (Mestrado) - UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENERGIA, Itajubá, MG, 2021.
- POQUET, V. P.; PAPIRIO, S.; STEYER, J. P.; TRABLY, E.; ESCUDIÉ, R.; EPOSITO, G. High-solids anaerobic digestion model for homogenized reactors. **Water Research**, v. 142, n. 1, p. 501-511, oct. 2018.
- PRE, C. (PRé Consults). RECIPE Method. [S. l.], 2016. Disponível em: <https://pre-sustainability.com/articles/recipe/>. Acesso em: 19 jan. 2022.

- PRE, C. (PRé Consults). WHAT does the acronym ReCiPe mean?. [S. l.], 2017. Disponível em: <https://support.simapro.com/articles/FAQ/What-does-the-acronym-ReCiPe-mean>. Acesso em: 19 jan. 2022.
- PRE, C. (PRé Consults). Sustainability. 2020. Disponível em: <https://pre-sustainability.com/>. Acessado em: 13/02/2021 2021.
- PROBIOGAS. Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.
- PROBIOGAS. RSU: O estado da arte da tecnologia de metanização seca. 1. ed. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.
- PROBIOGAS. RSU: Viabilidade econômica de projetos de valorização integrada de resíduos sólidos urbanos com produção de biogás. 1. ed. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.
- OLIVEIRA, E. T. **Avaliação do impacto ambiental na produção das cédulas de cinquenta reais através da metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV)**. 2017. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Fluminense (UFF) - Escola De Engenharia Departamento De Engenharia De Produção, Niterói (RJ), 2017.
- QUINTIERE, M.. **Impactos Ambientais – A Indústria de Papel e Celulose**. Disponível em: <<https://blogdoquintiere.wordpress.com/2012/11/13/impactos-ambientais-a-industria-de-papel-e-celulose/1-e-celulose/>>. Acesso em: 27 out. 2018.
- REICHERT, G. A. **Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre**. 301 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisa Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- REICHERT, G.A. Painel 4 – Tecnologias apropriadas para o tratamento dos resíduos sólidos. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, DESAFIOS PARA IMPLANTAÇÃO DA POLÍTICA NACIONAL, 11. Anais. Brasília: ABES, 2014.
- 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**. UNIFEI, Itajubá, MG, 2015.
- ROCHA, C. M. **Proposta de implantação de um biodigestor anaeróbio de resíduos alimentares**. 2016. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) - UFJF, Juiz de Fora (MG), 2016.
- ROMERO, M.S.; VILA, J.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J. M.; ASTALS, S.; The role of additives on anaerobic digestion: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 58, 1486-1499, 2016.
- ROCHA, G. S.; CÂNDIDO, E. S. **Solo estabilizado com lama de cal: análise química e mineralógica**. ANAIS IX SIMPAC, v.9, n.1. Revista Científica Univiçosa, 2017.
- RODRIGUES, L. R. *et al.* **Caracterização de resíduos sólidos da indústria de celulose tipo Kraft visando sua aplicação no desenvolvimento de materiais cerâmicos**. Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciência dos Materiais. 2016.
- ROSA, C. B. et al. How to measure organizational performance of distributed generation in electric utilities? The Brazilian case. *Renewable Energy*, v. 169, p. 191–203, 2021.
- RYCKEBOSCH, E.; DROUILLOM, M.; VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogas to biomethane. *Biomass and Bioenergy*, n. 35, p. 1633-1645. 2011.
- SALOMONI, C.; CAPUTO, A.; BONOLI, M.; FRANCIOSO, O.; ESTRADA, M. T. R.; PALENZONA, D. Enhanced methane production in a two-phase anaerobic digestion plant, after CO₂

capture and addition to organic wastes. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 102, n. 11, p.6443-6448, jun. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.079>.

SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade**. 2007. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of The Electric Energy Generating Potential for Different Sources of Biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, p. 1101-11-7, 2009.

SANTOS, I. F.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L. Uma avaliação energética, econômica e ambiental das opções de aproveitamento energético do biogás de um aterro sanitário no Brasil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. 2015.

SANTOS, I. F.S.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L. Biogas Production From Solid Waste Landfill. Reference Module In **Materials Science And Materials Engineering**, p.1-10, 2018a. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-803581-8.10585-5>.

SANTOS, R. E.; SANTOS, I. F. S.; BARROS, R. M.; BERNAL, A. P.; TIAGO FILHO, G. L.; SILVA, F. G. B. Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 231, n. 1, p. 198-206, 2019.

SANPHOTI, N.; TOWPRAYOON, S.; CHAIPRASERT, P.; NOPHARATANA, A. The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. **Journal of Environmental Management**. 2006.

SCANIA, Brasil. **SCANIA Brasil**. [S. l.], 17 jan. 2022. Disponível em: <https://www.scania.com/br/pt/home.html>. Acesso em: 17 jan. 2022.

SEVIMOGLU, O.; TANSEL, B. Effect of persistent trace compounds in landfill gas on engine performance during energy recovery: a case study. **Waste Management**, v. 33, n. 1, p. 74-80, jan. 2013.

SIDDIQUE, M. N. I.; WAHID, A. Z. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, p. 359-371, 20 mai. 2018.

SILVA, T. R.; BARROS, R. M.; FILHO, G. L. T.; SANTOS, I. F. S. Methodology for the determination of optimum power of a Thermal Power Plant (TPP) by biogas from sanitary landfill. **Waste Management**, v. 65, p. 75-91, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.018>

SIMÃO, L.; LÓH, N. J.; HOTZA, D.; PEREIRA, F. R.; LABRINCHA, J. A.; MONTEDO, O. R. K. Caracterização de resíduos sólidos do setor de papel e celulose para uso em materiais cimentícios. 6º Fórum internacional de Resíduos Sólidos. 2005.

SIMÃO, L.; LÓH, N. J.; HOTZA, D.; PEREIRA, F. R.; LABRINCHA, J. A.; MONTEDO, O. R. K. Caracterização de resíduos sólidos do setor de papel e celulose para uso em materiais cimentícios. 6º Fórum internacional de Resíduos Sólidos. 2005.

SIMÃO, L.; HOTZA, D.; PEREIRA, F. R.; LABRINCHA, J. A.; MONTEDO, O. R. K. Wastes from pulp and paper mills - a review of generation and recycling alternatives. **Cerâmica**. 2018.

SINPACEL. Comportamento da produção mundial de celulose e as oportunidades para o Brasil. [S. l.]: **Revista O Papel**, 2018.

SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa**. v. 5, p. 509-514. Dez. 2017.

SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Nashville, Tenn: Archae Press, 1996. 394 p.

SPHERA. **Software GABI - LCA**. 2021. Disponível em: <https://gabi.sphera.com/international/index/>. Acesso em: 3 jul. 2021.

SUZUKI, Ana Beatryz Prenzier; FERNANDES, Dangelia Maria; FARIA, Rui Alexandre Pereira; VIDAL, Thais Cristina Morais. Uso de biogás em motores de combustão interna. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava-PR, v. 4, ed. 1, p. 221-237, 2011.

TAVARES, **Metodologia de análise do ciclo de vida energético de Edificações residenciais brasileiras**. 2006

TYAGI, V. K.; FDEZ-GÜELFO, L.A.; ZHOU, Y.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C.J.; GARCIA, L.I. R.; NG, W. J. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 93, p. 380-399, 2018.

TCHOBANOGLIOUS, G.; METCALF & EDDY; BURTON, F. e STENSEL H. D. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Tata Mcgraw Hill. 4 Ed., p. 1848. 2002.

TOLLE, D.A. Regional scaling and normalization in LCIA: development and application of methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.2, n.4, p. 197-208, 1997.

UGAYA, C. M. L.; NETO, J. A. A.; FIGUEIREDO, M. C. B. **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. Instituto Brasileiro de informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), 2019. 165 p. ISBN 978-85-7013-154-6. Disponível em: <https://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2019/07/Relat%C3%B3rio-de-Recomenda%C3%A7%C3%B5es-de-Modelos-de-Avalia%C3%A7%C3%A3o-de-Impacto-para-o-Contexto-Brasileiro.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2022.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Life cycle assessment: principles and practice**. 2006.

VANDEVIVERE P.; BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of anaerobic digesters for solid wastes in biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. V. 4, p. 111-147, London, **IWA Publishing**. 2002.

VEZZOLI, C., 2018. Design for Environmental Sustainability: Life Cycle Design of Products. Springer, London, ISBN 9781447173649.

VEGA, G. C. C.; HOEVE, M. T.; BIRKVED, M.; SOMMER, S. G.; BRUUN, S. Choosing co-substrates to supplement biogas production from animal slurry – A life cycle assessment of the environmental consequences. **Bioresource Technology**, [s. l.], p. 410-420, 2014.

VIGON, B. W. (coord.). **Life-cycle assessment: inventory guidelines and principles**, 1. Ed. Cincinnati, RREL/USEPA, 1993. 132p.

VIGUERAS, C. S.; TRUJILLO, M. M., RIVERO, G. M., VENEGAS, M. I., JIMENEZ, Z. G. Effect of particle size on mesophilic anaerobic digestion of thermally pretreated waste activated sludge. **Journal of Biotech research**, v. 7 p.11-19, 2016.

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2 p. 219-228, maio. 2019.

ZHANG, J.; YAO, C.; ZHENG, P.; ZANG, L. Synergistic effects of anaerobic digestion from sewage sludge with lime mud. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 42, p. 12022-12031, 2017.

ZHANG, J.; WANG, Q.; ZHENG, P.; WANG, Y. Anaerobic digestion of food waste stabilized by lime mud from papermaking process. **Bioresource Technology**, 2014.