



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

AUCELIANE ANDRÉ DA SILVA LIMA

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA O TRATAMENTO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE
FORTALEZA/CE, BRASIL: TECNOLOGIA WASTE-TO-ENERGY**

FORTALEZA
2024

AUCELIANE ANDRÉ DA SILVA LIMA

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA:
TECNOLOGIA WASTE-TO-ENERGY

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor(a) em Engenharia Civil. Área de Concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti

FORTALEZA
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- L696a Lima, Auceliane André da Silva.
Análise do ciclo de vida de cenários para o tratamento de resíduos sólidos urbanos na região metropolitana de Fortaleza : tecnologia waste-to-energy / Auceliane André da Silva Lima. – 2024.
105 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.
1. Biogás. 2. Impacto ambiental. 3. Reciclagem. 4. Sustentabilidade. I. Título.

CDD 628

AUCELIANE ANDRÉ DA SILVA LIMA

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA:
TECNOLOGIA WASTE-TO-ENERGY

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial para a obtenção do título de
Doutora em Engenharia Civil.

Aprovada em:02/04/2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Orientador)
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (Avaliador Interno)
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr^a. Ana Bárbara de Araújo Nunes (Avaliador Interno)
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Cleiton da Silva Silveira (Avaliador Interno)
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Ari Clesius Alves de Lima (Avaliador Externo)
Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará

Prof. Dr. Odair Pastor Ferreira (Avaliador Externo)
Universidade Estadual de Londrina

Dedico este trabalho a Deus, aos meus queridos pais, ao meu esposo e a todos os pesquisadores da área ambiental.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, expresso minha imensa gratidão ao nosso bom Deus, pela luz e força que me guiaram durante esta jornada, iluminando meu caminho nas horas de incerteza e fortalecendo minha determinação nos momentos mais difíceis.

Aos meus queridos pais, Liduína André da Silva Lima e Demontie Rodrigues Lima, que sempre foram fonte de amor, sacrifício e apoio incondicional e em todas as fases da minha vida. Agradeço por terem me incentivando a perseguir meus objetivos e a dar o melhor de mim em cada etapa. Vossa dedicação e esforço são as verdadeiras fontes de minha inspiração.

Aos meus irmãos, Adliane André da Silva Lima e Diógenes André da Silva Lima, por todo o amor, companheirismo e apoio.

Ao meu esposo, Elton José Farias Vasconcelos, por sua paciência, amor e compreensão. Sua presença constante e apoio foram essenciais para minha caminhada, agradeço por sua fé em minha capacidade de realização de todos os meus objetivos profissionais.

Aos colegas do POSDEHA, pelo ambiente colaborativo, pelas discussões enriquecedoras e pelo companheirismo. Juntos, compartilhamos desafios e conquistas, e cada um de vocês contribuiu para o meu crescimento pessoal e acadêmico.

Ao meu orientador, Professor Dr. Ronaldo Stefanutti, pela sabedoria, paciência e dedicação. Sua orientação e incentivo foram fundamentais para a realização deste trabalho. Agradeço também a todos os professores do POSDEHA, pela excelência acadêmica e pelo compromisso com a formação de seus alunos.

À banca de professores que compuseram as etapas de construção da minha tese, pelo tempo dedicado, pelas críticas construtivas e pelos valiosos insights que contribuíram significativamente para a qualidade deste trabalho.

Aos amigos, que estiveram ao meu lado nestes anos, compartilhando momentos de alegria e oferecendo conforto nos dias difíceis, especialmente, Eliana de Jesus Lopes, Neto Lopes, Raimundo Alberto Rego Júnior, Flávio Albuquerque Ferreira da Ponte, Joyciane Coelho Vasconcelos, Miguel Eneas Silva, Juliany Simplicio Camelo e Roberto Holanda Pimentel. Vossa amizade é um tesouro que carrego comigo.

Por fim, a todos que direta ou indiretamente fizeram parte desta jornada, minha sincera gratidão. Cada palavra de incentivo, cada gesto de apoio, foi um presente valioso que me ajudou a chegar até aqui.

RESUMO

A gestão de resíduos sólidos é um desafio significativo para países em desenvolvimento, como o Brasil, e é particularmente crítica na região Nordeste. Nesse contexto, esta tese investiga soluções sustentáveis de gestão de resíduos em Fortaleza, uma das maiores cidades da região nordeste, analisando o ciclo de vida e contemplando tecnologias waste-to-energy, com foco no tratamento mecânico para seleção de recicláveis e produção de CDR. Estruturada em três capítulos, a tese aborda uma revisão da literatura com base em artigos científicos e relatórios técnicos de órgãos governamentais sobre o potencial de produção de CDR e seu coprocessamento na indústria de cimento, englobando aspectos globais e nacionais, além de abordar a perspectiva da gestão de resíduos sólidos do Brasil. O segundo capítulo contempla a análise de ciclo de vida (ACV), realizada com o software openLCA e o banco de dados *ecoinvent*, adaptando o modelo ao contexto brasileiro com informações locais específicas. Foram analisados cinco cenários para o tratamento de resíduos da coleta domiciliar da cidade. O cenário C1 (considerado como cenário base) representa o sistema de gestão de resíduos sólidos municipais de Fortaleza na atualidade via tratamento em aterro sanitário com recuperação de biogás. O cenário C2 é semelhante ao cenário C1, o seu diferencial é inclusão do tratamento mecânico para separação de recicláveis e produção de CDR que é encaminhado para a indústria de cimento, o cenário C3 contempla a incineração dos resíduos para geração de energia elétrica, o cenário C4 é semelhante ao cenário C2 com a diferença de que o CDR é enviado para incineração para a geração de energia ao invés de uso na indústria de cimento; o cenário C5 contempla o tratamento dos resíduos em aterro sanitário, no entanto sem o sistema de recuperação de biogás. A avaliação dos resultados indica que o cenário C2 é o mais favorável, apresentando maior crédito ambiental. Mesmo quando analisamos subcenários com diferentes taxas de recicláveis e CDR observamos menores impactos em relação ao cenário atual. A comparação dos cenários C2 e C4 indica que uso do CDR como combustível alternativo na indústria de cimento tem impacto menor na categoria de mudança climática do que seu uso para geração de energia elétrica por incineração. A comparação entre os cenários C1 e C5 indica que com a implementação do sistema de captação de biogás no aterro sanitário, há uma redução de cerca de 40% nas emissões de CO_{2-Eq}, contudo, outros indicadores apresentaram maiores encargos ambientais o que demonstra que apenas essa prática não é suficiente para atingir uma gestão de resíduos verdadeiramente sustentável. Por outro lado, indicadores financeiros, como a taxa interna de retorno e valor presente líquido, indicam que a viabilidade econômica do tratamento mecânico depende fortemente de altos volumes de materiais recicláveis. Neste estudo, o custo de aquisição do equipamento tecnológico, estimado de uma empresa alemã, representa a maior parcela do investimento total.

Palavras-chave: sustentabilidade; biogás; reciclagem; impacto ambiental

ABSTRACT

Solid waste management poses a significant challenge for developing countries, such as Brazil, and is particularly critical in the Northeast region. In this context, this thesis investigates sustainable waste management solutions in Fortaleza, one of the largest cities in the Northeast region, analyzing the life cycle and considering waste-to-energy technologies, focusing on mechanical treatment for the selection of recyclables and the production of RDF (Refuse-Derived Fuel). Structured in three chapters, the thesis discusses a literature review based on scientific articles and technical reports from government bodies about the potential for RDF production and its co-processing in the cement industry, covering global and national aspects, in addition to addressing the perspective of solid waste management in Brazil. The second chapter contemplates life cycle analysis (LCA), conducted with the openLCA software and the ecoinvent database, adapting the model to the Brazilian context with specific local information. Five scenarios for the treatment of municipal solid waste from the city's household collection were analyzed. Scenario C1 (considered the baseline scenario) represents the current municipal solid waste management system in Fortaleza via treatment in a sanitary landfill with biogas recovery. Scenario C2 is similar to scenario C1, its differential being the inclusion of mechanical treatment for the separation of recyclables and production of RDF that is sent to the cement industry, scenario C3 contemplates the incineration of waste for the generation of electricity, scenario C4 is similar to scenario C2 with the difference that the RDF is sent for incineration for energy generation instead of use in the cement industry; scenario C5 contemplates the treatment of waste in a sanitary landfill, however without the biogas recovery system. The evaluation of the results indicates that scenario C2 is the most favorable, presenting greater environmental credit. Even when analyzing sub-scenarios with different rates of recyclables and RDF, we observe lower impacts compared to the current scenario. The comparison of scenarios C2 and C4 indicates that the use of RDF as an alternative fuel in the cement industry has a lesser impact on the climate change category than its use for electric energy generation through incineration. The comparison between scenarios C1 and C5 indicates that with the implementation of the biogas capture system in the landfill, there is a reduction of about 40% in CO₂-Eq emissions, however, other indicators showed higher environmental burdens, which demonstrates that this practice alone is not sufficient to achieve truly sustainable waste management. On the other hand, financial indicators, such as the internal rate of return and net present value, indicate that the economic viability of mechanical treatment strongly depends on high volumes of recyclable materials. In this study, the cost of acquiring the technological equipment, estimated from a German company, represents the largest share of the total investment.

Keywords: sustainability; biogas; recycling; environmental impact

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Participação nacional na Geração de Resíduos Sólidos Urbanos em 2022
- Figura 2 – Estimativa da composição gravimétrica média dos RSU coletados no Brasil
- Figura 3 – Quantidade de resíduo por método de tratamento (Recuperação energética, aterro e aterro controlado/lixões)
- Figura 4 – Limites do Sistema
- Figura 5 – Divisão das Regionais de Fortaleza
- Figura 6 - Dados percentuais da medição inerentes ao Serviço Público de limpeza urbana de resíduos sólidos gerado no município de Fortaleza e Caucaia em 2022 – Destino ASMOC
- Figura 7 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Fortaleza
- Figura 8 – Fluxo geral de produção de CDR – percentual médio no período de 01 semana
- Figura 9 – Indicadores de impacto ambiental dos cenários C1 a C5 a) Potencial de Acidificação, b) Mudança Climática, c) Depleção dos recursos abióticos, d) Oxidação fotoquímica, e) Potencial de Eutrofização
- Figura 10 – Contribuição dos indicadores ambientais em termos percentuais em cada cenário
- Figura 11 – Categorias de impacto ambiental para subcenários (C2a e C2b)
- Figura 12 – Categorias de impacto ambiental para subcenários (C2e a C2h)
- Figura 13 – Indicadores de impacto ambiental para subcenários descritos na Tabela 3.4
- Figura 14 – Categorias de mudança climática para os cenários considerando o SIN/Geração no Estado
- Figura 15 – Fluxograma do processo de tratamento mecânico para resíduos sólidos domiciliares na cidade de Fortaleza

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Disposição final de RSU no Brasil e regiões por tipo de destinação

Tabela 2 – Dados da medição inerentes ao serviço público de limpeza urbana de resíduos sólidos gerados no município de Fortaleza e Caucaia em 2022 – Destino final ASMOC

Tabela 3 - Distribuição de material dos ecopontos - média mensal em 2023

Tabela 4 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Fortaleza

Tabela 5 – Subcenários com diferentes taxas de recicláveis e CDR (Envio de apenas bioresíduos e inertes para o aterro sanitário)

Tabela 6 - Subcenários com diferentes taxas de recicláveis e CDR (Envio de rejeitos e bioresíduos para o aterro sanitário)

Tabela 7 – Cenários propostos para a disposição de RSD provenientes da coleta regular de Fortaleza.

Tabela 8 – Fatores aplicados para a construção do Inventário do Ciclo de Vida

Tabela 9 – Dados para o cálculo da potência teórica dos cenários de incineração para a geração de energia

Tabela 10 – Categorias de impacto e suas unidades de medida

Tabela 11 – Matriz de energia elétrica no SIN em 2023

Tabela 12 - Fluxos de entrada e saída dos cenários C1, C2, C3, C4 e C5

Tabela 13 – Cenários com diferentes fluxos de recicláveis e CDR da UT-01 para análise de viabilidade econômica

Tabela 14 – Orçamento da unidade de tratamento mecânico de RSD com capacidade máxima de 200.000 toneladas/ano

Tabela 15 – Encargos sobre a folha de pagamento por categoria (Engenheiro, Técnico e Operador)

Tabela 16 – Preços de materiais recicláveis comercializados pela cooperativa ASCAJAN

Tabela 17 – Capital total investido na instalação da UT-01

Tabela 18 – Fluxo de caixa anual considerando o valor de venda do CDR em R\$ 100/tonelada

Tabela 19 - Fluxo de caixa anual considerando o valor de venda do CDR em R\$ 200/tonelada

Tabela 20 - Fluxo de caixa anual considerando o valor de venda do CDR em R\$ 300/tonelada

Tabela 21 – Indicadores financeiros TIR, VPL e payback

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABREN	Associação Brasileira de Recuperação Energética de Resíduos
ABELPRE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV	Análise do Ciclo de Vida
ASMOC	Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia
CEU	Coleta Especial Urbana
CDR	Combustível Derivado de Resíduo
CDRU	Combustível Derivado de Resíduo oriundo de Resíduos Sólidos Urbanos
CIF	<i>Insurance and Freight</i>
COFINS	Contribuição para o financiamento da seguridade social
CSLL	Contribuição Social sobre Lucro Líquido
CTI	Capital Total Investido
FGTS	Fundo de Garantia do Tempo de Serviço
GEE	Gases de efeito estufa
IBA	Cinza inferior de incineração de RSU
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
IFA	Cinza volante de incineração de RSU
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INSS	Instituto Nacional do Seguro Social
IRPJ	Imposto de Renda Pessoa Jurídica
MCS	Materiais Cimentícios suplementares
MMGD	Micro e minigeração distribuída
OGR	Óleo e gorduras residuais
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder Calorífico Superior
PE	Polietileno
PET	Tereftalato de polietileno
PIB	Produto Interno Bruto
PIS	Programa de Integração Social
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PVC	Policloreto de Vinilo

VPL	Valor Presente líquido
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RSD	Resíduos Sólidos Domiciliares
SEBRAE	Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
SENAT	Serviço Nacional de Aprendizagem do Transporte
SFR	Combustível Sólido Recuperado (<i>Solid Recovered Fuel</i>)
SIN	Sistema Interligado Nacional
SINIR	Sistema Nacional de Informações sobre Resíduos Sólidos
TIR	Taxa Interna de Retorno
TMA	Taxa Mínima de Atratividade
TM	Tratamento Mecânico
TMB	Tratamento Mecânico e Biológico
UT	Unidade Tecnológica
WTE	Aproveitamento Energético de Resíduos (<i>Waste to Energy</i>)

LISTA DE SÍMBOLOS

€	Euro
η	Eficiência Global
k	Fator de conversão kcal para kWh
2D	Bidimensional
3D	Tridimensional
C_F	Capital fixo
C_E	Custo de equipamento
C_T	Custo de terreno
C_C	Custo de reserva de contingência

SUMÁRIO

1.1 INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1 ESTRUTURA DA TESE.....	15
1.2 OBJETIVO GERAL.....	15
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
2 A PRODUÇÃO E COPROCESSAMENTO DE CDR: UMA REVISÃO DA LITERATURA	17
2.1 INTRODUÇÃO.....	17
2.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE O COPROCESSAMENTO	19
2.2.1 Combustível Derivado de Resíduo (CDR)	20
2.2.2 Viabilidade do coprocessamento de CDR em fornos de cimento	22
2.2.3 Substituição da matéria-prima: Cinzas de RSU como materiais cimentícios suplementares	25
2.3 A GESTÃO DE RESÍDUOS E A PRODUÇÃO DE CDR NO BRASIL.....	27
2.3.1 A Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil	27
2.3.2 O potencial de coprocessamento na indústria de cimento brasileira	31
2.4 CONCLUSÃO.....	34
3 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DE CENÁRIOS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA: WASTE-TO-ENERGY	35
3.1 INTRODUÇÃO.....	35
3.2 METODOLOGIA.....	38
3.2.1 Avaliação Ambiental usando ACV	38
3.2.2 Definição e objetivo do escopo	39
3.2.2.1 Caracterização da área de estudo.....	40
3.2.2.2 Descrição do cenários.....	45
3.2.3 Inventário do ciclo de vida (LCI)	50
3.2.4 Avaliação de impacto de ciclo de vida (LCIA)	56
3.2.4.1 Categorias de impacto analisadas no estudo.....	57
3.2.4.2 Seleção do provedor da energia elétrica consumida nos processos analisados.....	57
3.2.4.2.1 <i>Sistema Integrado Nacional</i>	58
3.2.4.2.2 <i>Geração de energia no Estado do Ceará</i>	58

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	59
3.3.1 Resultados do inventário do ciclo de vida.....	59
3.3.2 Interpretação dos resultados.....	64
2.3.2.1 Análise dos fatores de contribuição para o resultado dos indicadores ambientais.....	64
2.3.2.2 Análise da variação do fluxo de recicláveis e CDR no cenário 2.....	67
3.3.2.3 Impactos da Utilização de Energia Proveniente da Geração Estadual do Ceará.....	71
3.4 CONCLUSÃO.....	72
4 ANÁLISE DA VIABILIDADE ECONÔMICA DA OPERAÇÃO DE UMA UNIDADE DE TRATAMENTO MECÂNICO DE RESÍDUOS DOMICILIARES EM FORTALEZA	
4.1 INTRODUÇÃO.....	74
4.2 METODOLOGIA.....	75
4.2.1 Procedimentos Metodológicos.....	75
4.2.2 Cenários analisados.....	75
4.2.3 Método para estimativa do capital total investido e fluxo de caixa anual.....	76
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	76
4.3.1 Unidade Tecnológica UT-01.....	76
4.3.2 Orçamento da Unidade Tecnológica UT-01.....	77
4.3.3 Estimativa do custo do terreno.....	79
4.3.4 Licenças e regulamentações.....	79
4.3.5 Capital total depreciável.....	79
4.3.6 Custo de eletricidade.....	79
4.3.7 Mão de obra operacional.....	80
4.3.8 Impostos sobre a venda dos produtos.....	80
4.3.9 Mercado de recicláveis e CDR.....	81
4.3.10 Capital Total Investido (CTI).....	81
4.3.11 Fluxo de Caixa Anual.....	82
4.3.12 Indicadores Financeiros.....	89
4.4 CONCLUSÃO.....	92
REFERÊNCIAS.....	93

1 INTRODUÇÃO GERAL

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é um elemento essencial parte do gerenciamento sustentável da cadeia de suprimentos que parece ser um método viável de incorporar objetivos sociais, ambientais e econômicos como pilares do desenvolvimento sustentável de uma organização e de sua cadeia de suprimentos (Azevedo *et al.*, 2019). Por outro lado, os impactos do gerenciamento ineficiente oferecem danos irreparáveis ao meio ambiente (Costa *et al.*, 2020).

Na América Latina e no Caribe, praticamente todos os países dependem de aterros ou descartam seus resíduos em locais inadequados, como lixões. Por outro lado, alguns países desenvolvidos já evoluíram procedimentos e planos de gestão de RSU adequados à economia circular (Paes *et al.*, 2024) que consistem em recursos sendo reintroduzidos e mantidos em várias cadeias produtivas para recuperar o máximo de valor possível de bens, sendo assim devidamente eliminados e, conseqüentemente, resultando em menores taxas de poluição (Silva e Moraes, 2021).

Por outro lado, países em desenvolvimento ainda precisam avançar para um sistema de coleta eficaz e universal de RSU, além de realizar a disposição adequada desses resíduos. Além disso, normalmente, os países em desenvolvimento têm baixas taxas de recuperação, e o setor informal opera a separação e venda de materiais recicláveis. Ressalta-se que em algumas regiões e cidades da União Europeia (notadamente regiões da Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Holanda e Suécia), a implementação eficaz de práticas de gestão de RSU resultou em taxas de recuperação de resíduos próximas a 90%. Isso aconteceu através da combinação de ações de reutilização, reciclagem, compostagem e tratamento de resíduos com uso de energia (através de sistemas de resíduos para energia e/ou tratamento biológico mecânico) (Paes *et al.*, 2024).

No caso específico do Brasil, esta visão contemporânea, verificada nas legislações de diversos países, estruturada no novo paradigma que se delineia mundialmente - a valoração dos resíduos sólidos por meio de sua reinserção no mercado - também é perceptível no escopo da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). No entanto, o país ainda apresenta grandes desafios em meio à implementação da PNRS. Diante do contexto atual, respeitada a autonomia dos municípios brasileiros, espera-se que aqueles mais preparados política e estruturalmente possam avançar nas proposições para a gestão dos resíduos durante a elaboração e implantação dos seus Planos de Gestão de Resíduos Sólidos, especialmente os que pretendem se destacar no panorama mundial como “cidades sustentáveis”, distinção já pleiteada por algumas cidades brasileiras (Zago e Barros, 2019).

1.1 ESTRUTURA DA TESE

Esta tese é composta por três capítulos estruturados em forma de artigos científicos,

visando uma abordagem integrada e multidisciplinar sobre a gestão de resíduos sólidos urbanos. O capítulo inicial oferece uma revisão abrangente da literatura, focando na produção e o coprocessamento de Combustível Derivado de Resíduos (CDR) dentro da indústria cimenteira. Este segmento da tese não apenas discorre sobre a relevância global do tema, mas também investiga particularidades nacionais, dedicando especial atenção à Gestão de Resíduos Sólidos no Brasil e suas implicações para a sustentabilidade.

O segundo capítulo avança para uma análise dos impactos ambientais associados a diferentes estratégias de manejo de resíduos. Empregando a metodologia de Análise de Ciclo de Vida (ACV), este capítulo explora o potencial das tecnologias *Waste-to-Energy*, incluindo o tratamento mecânico para seleção de materiais recicláveis e a produção de CDR, e a incineração para geração de energia elétrica.

O capítulo final aborda a avaliação da viabilidade econômica da implementação e operacionalização de uma máquina de tratamento mecânico de resíduos na cidade de Fortaleza. Este estudo considera variados cenários de gestão de fluxos de materiais recicláveis e de CDR, fornecendo uma análise profunda sobre os aspectos financeiros que envolvem a adoção de práticas inovadoras de tratamento de resíduos sólidos urbanos na região.

1.2 OBJETIVO GERAL

Realizar uma avaliação dos impactos ambientais decorrentes de distintas estratégias de manejo de resíduos sólidos urbanos na cidade de Fortaleza, utilizando a Análise do Ciclo de Vida (ACV) com foco na tecnologia de tratamento mecânico, destinado à separação eficaz de materiais recicláveis e à geração de Combustível Derivado de Resíduos (CDR).

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Coletar e analisar dados primários e secundários sobre a geração de resíduos sólidos em Fortaleza, com ênfase na composição, quantidade e características dos resíduos;
- Coletar dados primários e secundários de parâmetros referentes a tecnologias de tratamento de resíduos em aterros sanitários com recuperação de biogás, tratamento mecânico e incineração para conversão de resíduos em energia (*Waste-to-Energy*);
- Conduzir uma análise de ciclo de vida (ACV) para quantificar e comparar os impactos ambientais de diferentes cenários de tratamento de resíduos explorando cenários de

integração de tecnologias inovadoras de tratamento e valorização de resíduos, como a tecnologia Waste-to-Energy, no contexto de Fortaleza;

- Realizar revisão da literatura sobre o potencial de produção e coprocessamento de CDR no Brasil, abrangendo ainda o sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil e a indústria de cimento brasileira;
- Avaliar a viabilidade econômica da instalação e operação de uma máquina de tratamento mecânico em Fortaleza incorporando análises de custo-benefício, taxa interna de retorno (TIR) e valor presente líquido (VPL), para determinar a sustentabilidade financeira das soluções propostas.

2 A PRODUÇÃO E COPROCESSAMENTO DE CDR: UMA REVISÃO DA LITERATURA

2.1 INTRODUÇÃO

A produção de cimento no mundo é bastante significativa, da ordem de 3.300 milhões de toneladas. Em 2010, manteve-se o predomínio da China como maior produtor e consumidor mundial de cimento, enquanto o Brasil ocupou a 5ª colocação no mesmo ano com a produção total de 58 milhões de toneladas (Cimento.org, 2022). No entanto, a indústria de cimento é uma das grandes responsáveis pelas emissões globais de dióxido de carbono (CO₂). O total de CO₂ antropogênico emitido pela indústria cimenteira corresponde a cerca de 7% do total emitido na atmosfera (Chen *et al.*, 2016). As emissões são provenientes das etapas de calcinação, queima de combustíveis no forno e outras operações da planta, correspondendo a 60%, 30% e 10% das emissões de CO₂, respectivamente (Hashem; Razek; Mashout, 2019).

Outras substâncias emitidas no processo produtivo de cimento são monóxido de carbono (CO), vapor de água (H₂O), dióxido de enxofre (SO₂), óxido de nitrogênio (NO_x), ácido clorídrico (HCl), ácido fluorídrico (HF), dioxinas, material particulado e metais pesados (Moretti; Caro, 2017). Em geral, a produção de uma tonelada de cimento *Portland* produz, em torno de, uma tonelada de gases de efeito estufa (GEE) e, para cada tonelada de clínquer de cimento *Portland* produzido, tem-se a emissão de 1,5 a 10 kg de NO_x (Mohamad *et al.*, 2021).

Algumas estratégias oportunas para a redução de impactos ambientais negativos associadas à fabricação de cimento é o coprocessamento (Fořt *et al.*, 2021), termo usado para descrever a introdução de combustíveis e matérias-primas alternativas no processo, em substituição aos materiais convencionais (Guimarães *et al.*, 2018). Os combustíveis alternativos usados no coprocessamento incluem uma grande variedade, dentre os quais, destaca-se o combustível derivado de resíduo CDR, um combustível obtido a partir de resíduos sólidos, após tratamento, para segregar os materiais com alto valor calorífico (Chaves *et al.*, 2021b).

Os pontos positivos da utilização dos combustíveis alternativos residem no fato de que, estes compostos apresentam baixo teor de nitrogênio (0,3% a 0,5%), o que implica na redução das emissões de poluentes ambientais (Sobik-szołtysek; Wystalska, 2019) uma vez que, por exemplo, a formação de NO_x depende da quantidade de nitrogênio no combustível, da temperatura do processo no forno de cimento e do tipo de queimador. Além disso, a maioria dos resíduos são ligeiramente alcalinos, o que é favorável a remoção de gases ácidos gerados durante a operação do forno (Nidheesh, 2019). Altas taxas de consumo de energia e o custo flutuante dos combustíveis fósseis também têm contribuído para a implementação do

coprocessamento. Entretanto, há incertezas relacionadas aos potenciais impactos negativos da queima destes resíduos na saúde pública e no meio ambiente (Guimarães *et al.*, 2018).

Países industrializados como a Noruega, Alemanha e Áustria, por exemplo, atingiram índices de substituição de combustíveis fósseis muito expressivos, com valores acima de 60%. Na América Latina, por outro lado, esses valores variam entre 7 e 20% de acordo com o país. As principais diferenças entre as regiões da Europa e da América Latina são causadas por diferentes graus de implementação da cadeia de gestão de resíduos, por exigências legais, além de distintas práticas de inspeção de atividades industriais (Stafford *et al.*, 2015).

No Brasil, em 2015, foram coprocessados pela indústria do cimento nacional 1,07 milhão de toneladas de resíduos. Contudo, o setor possui um potencial total de demanda de aproximadamente 2,5 milhões de toneladas (SNIC, 2020). Assim, os resíduos com potencial para coprocessamento são subexplorados no Brasil, o que contrasta com o fato de que o descarte de resíduos é um dos maiores desafios atuais do país. Segundo (Silva *et al.*, 2020) do total de resíduos acumulado em 2016, apenas 58,4% foram descartados corretamente em aterros sanitários (a única forma de destinação adequada amplamente utilizada no país). Neste mesmo ano as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) ultrapassaram 90 milhões de toneladas de CO₂ onde, 57,5% dessas emissões foram provenientes do descarte final de resíduos. Esses dados demonstram que os métodos finais de disposição de resíduos ainda não atendem aos esforços da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que tem como premissa eliminar os aterros sanitários e buscar alternativas adequadas para o descarte de RSU.

Deve-se destacar, ainda que, o Brasil possui metas de redução de (GEE), conforme descrito no Acordo de Paris. Para tanto, a Associação Brasileira de Cimento Portland lançou um *Roadmap Tecnológico* para promover o uso de energia de resíduos sólidos urbanos (RSU) e resíduos de lodo para atingir 55% de substituição de combustível no setor até 2050 no Brasil (Chaves *et al.*, 2021a). Espera-se que com esse novo perfil dos combustíveis utilizados no setor, as emissões a partir de combustíveis fósseis na produção de cimento poderiam ser reduzidas em até 40% (Chaves *et al.*, 2021a).

Deste modo, o presente estudo tem como objetivo promover uma discussão técnica e ambiental a respeito do coprocessamento de resíduos na indústria de cimento mundial dando ênfase no Brasil no que tange especialmente a questão da produção de CDRU em meio a realidade da gestão de resíduos sólidos urbanos no país. Além disso, discorrer a respeito dos requisitos legais relativos à atividade e o potencial de progresso do país com a cadeia de gestão de resíduos em termos de sustentabilidade.

2.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE O COPROCESSAMENTO

O coprocessamento corresponde à utilização de resíduos para substituir recursos minerais naturais ou combustíveis fósseis, em processos industriais. Geralmente, o desempenho dos resíduos depende da sua capacidade de influenciar a reatividade da mistura combustível e de reduzir a formação de emissões potencialmente prejudiciais, especialmente (NO_x), (SO_2), materiais particulados e dibenzo-p-dioxinas e dibenzofuranos (PCDD/Fs) (Asamany; Gibson; Pegg, 2017).

No caso do coprocessamento em indústrias cimenteiras, as cinzas dos resíduos são incorporadas diretamente ao produto, assim a mistura da farinha crua é adaptada de acordo com as características dos combustíveis alternativos que serão utilizados (Viczek *et al.*, 2020). Resíduos perigosos (solventes, lodo industrial, resíduos aquosos, solo poluído etc) e resíduos não perigosos (RSU, lodo de esgoto, biomassa, combustível derivado de pneus) podem ser utilizados como combustíveis alternativos na indústria de cimento (Sai Kishan *et al.*, 2021).

Os argumentos técnicos a favor do emprego de resíduos como combustíveis alternativos em fornos de clínquer são os seguintes: as características térmicas da combustão dos fornos, tempo de residência de cerca de 30 minutos para os materiais sólidos e 3 segundos para os gases, condições de oxigenação adequadas, turbulência elevada; ambiente alcalino; interação dos gases de combustão com a matéria-prima o que permite a neutralização e a adsorção de alguns contaminantes e a incorporação de compostos inorgânicos dos resíduos (cinzas) na matriz do clínquer (habilidade do clínquer de assimilar teores controlados de cinzas sem prejuízo às propriedades do cimento); elevada capacidade de alimentação de resíduos; equipamentos de despoeiramento de alta eficiência; e preços competitivos, quando comparados aos praticados pelas incineradoras (Malard, 2016).

No entanto, há especificações mínimas para que esses materiais residuais possam ser coprocessados na indústria de cimento, dos quais podemos destacar: baixo teor de álcalis, enxofre e cloro; elevada capacidade calorífica; mínimo teor de água e conteúdo orgânico; ausência de metais voláteis como chumbo, tálio, mercúrio, selênio, cádmio e ausência de alguns materiais que afetam a qualidade do clínquer como fosfato, cromo, cloro e álcalis (Nidheesh, 2019). A presença de certos compostos como cloro, sulfetos e cloretos de sódio e potássio causam problemas operacionais, uma vez que, estes compostos se volatilizam e condensam a temperaturas mais amenas, podendo incrustar nas paredes do forno fazendo-se necessário alterações no processo e paradas para manutenção (Sobik-Szołtysek; Wystalska, 2019).

2.2.1 Combustível Derivado de Resíduo (CDR)

O CDR é obtido a partir de resíduos sólidos municipais, comerciais ou industriais após um tratamento para segregar o material com alto valor calorífico, minimizando o risco ambiental e diminuindo o teor de umidade (Chaves *et al.*, 2021a). Além do termo CDR encontra-se na literatura o termo Combustível Sólido Recuperado (SRF) (estabelecido na Europa). SRF e CDR são ambos combustíveis recuperados de resíduos do processo de tratamento mecânico e biológico (TMB) tendo, no entanto, capacidade calorífica e outras propriedades consideravelmente diferentes, o que está relacionado, principalmente, à configuração do processo (Casado *et al.*, 2016). Assim, o SRF está sujeito a rígidos padrões de qualidade europeu. O termo CDR é designado para o subproduto do processo, que não atende a nenhuma composição ou especificação padrão particular (Samolada & Zabaniotou, 2014).

O CDR é produzido em Plantas de Tratamento Mecânico (TM) ou Tratamento Mecânico e Biológico (TMB) (Násner *et al.* 2017; Nasrullah *et al.* 2014; Ionescu *et al.* 2013; Rada & Ragazzi, 2014). TMB é um termo genérico usado para descrever diferentes configurações de processo de tratamento de resíduos, levando a produção de materiais com propriedades variáveis (Samolada & Zabaniotou, 2014).

As vantagens do TMB incluem desvio de resíduos sólidos biodegradáveis do aterro, extração de materiais recicláveis por meio de triagem mecânica (materiais ferrosos e não ferrosos), estabilização da parte orgânica antes da disposição final, através da produção de composto, ou biogás (dependendo do método de tratamento biológico utilizado), e geração de (CDR) (NG *et al.* 2021; Russo & Verda 2020). As instalações de (TM) não incluem qualquer fase biológica (Rigamonti *et al.*, 2019). Por outro lado, a complexidade do tratamento mecânico determina o grau de sofisticação do TMB (Passamani *et al.*, 2016).

Deve-se ressaltar que, a composição do CDR depende de sua fonte de material e da tecnologia envolvida em sua produção (Chaves *et al.*, 2021b). Segundo (Di Ionardo *et al.*, 2016) independentemente dos critérios de classificação utilizados, deve ser considerado que as características e qualidade do CDR são específicas do local. Em particular, dependem das estratégias de gestão de RSU adotadas na área, incluindo o tipo e o percentual de coleta seletiva na fonte. Assim, além dos requisitos legais, especificações adicionais são geralmente estabelecidas no contrato entre o fornecedor e o usuário de CDR (Sarc & Lorber, 2013).

Encontra-se na literatura alguns estudos sobre a produção e uso de CDR como processo de tratamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil. (Infesta *et al.*, 2019) apresentaram o projeto de construção de uma unidade de produção de CDR com capacidade para processar 55

ton/dia de RSU com um teor de umidade de até 50% em peso na cidade de Boa Esperança localizada no Estado de Minas Gerais (Brasil). Os valores de poder calorífico superior (PCS) e poder calorífico inferior (PCI) do CDR foram calculados e estão em conformidade com os valores apresentados na literatura científica.

Reis Neto (2021) analisaram os impactos socioeconômicos da implantação de uma unidade de produção de CDR na região metropolitana de São Paulo. O modelo proposto indicou além dos benefícios ambientais com reduções na demanda energética local (-0,31%) e nas emissões de carbono (-3,40%) haveria aumento do PIB (+0,21%) e de empregos formais (+0,08%) quando os recicláveis são introduzidos.

Chaves *et al.* (2021a) apresentaram uma rede de logística reversa para a produção de CDR no Estado do Espírito Santo, Brasil. Neste estudo foi considerado cenários com base na estimativa da disponibilidade de resíduos para a produção de CDR até 2040. A quantidade de CO₂ emitida pela rede de logística reversa proposta no cenário base e nos cenários de demanda adicional estavam relacionados à quantidade de resíduos não reciclados utilizados para a produção de CDR, ao abastecimento de combustível das plantas de tratamento de resíduos e à substituição de combustíveis fósseis na produção de cimento. Nos resultados observou-se uma redução nas emissões de gases de efeito estufa que varia de 2.217,04 toneladas em 2024, para 15% de substituição de combustível no cenário base, a 11.208,69 toneladas em 2040, para 50% de substituição de combustível no cenário de demanda adicional. Apesar do custo mais alto da demanda adicional, esse cenário resulta em menos resíduos descartados em aterros sanitários, o que contribui para a extensão do ciclo de vida dos aterros e uma maior redução das emissões de gases de efeito estufa. Outros estudos analisaram a comparação da produção de CDR a partir de RSU (CDRU) com diferentes cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil.

No tocante à análise dos impactos ambientais, a grande maioria dos autores realizaram a Análise do Ciclo de Vida (ACV). A ACV consiste em um método para avaliar os efeitos ambientais relacionados a um produto ou processo, desde a aquisição da matéria-prima até o descarte final, ou seja, durante todo o seu ciclo de vida (Coelho & Lange, 2018).

Liikanen *et al.* (2018) Analisaram a gestão de RSU em diferentes cenários para a cidade de São Paulo. Os resultados do trabalho indicaram que os impactos podem ser efetivamente diminuídos com a digestão anaeróbica de resíduos orgânicos separados na fonte e resíduos processados na planta de tratamento mecânico e biológico, desde que o CDR seja utilizado na produção de cimento.

Coelho e Lange (2018) investigaram oito cenários de gerenciamento de resíduos para a

cidade do Rio de Janeiro no Brasil através da ACV. Todos os sete cenários hipotéticos foram definidos para atender às seguintes prescrições: reduzir os recicláveis e os resíduos orgânicos enviados para aterros em 50% e 55%, respectivamente. Os melhores desempenhos da ACV foram obtidos em cenários com altas taxas de coleta seletiva, destacando-se o cenário baseado na recuperação de recicláveis e digestão anaeróbica.

Paes *et al.* (2020) avaliaram diferentes cenários de gestão de RSU no Brasil para determinar a melhor transição para a ecoeficiência em relação ao sistema atual. As tecnologias mais avançadas, como o tratamento mecânico e biológico e a incineração, representaram cenários com melhor desempenho ambiental (com reduções de 76% e 96%), mas não de transição para a ecoeficiência, devido aos altos custos (com aumento de até 196%) no contexto brasileiro. Os cenários envolvendo o uso de aterros sanitários, aliado aos objetivos de reaproveitamento via reciclagem e compostagem, apresentaram menores reduções de emissões (até 83%), mas também menores aumentos nas despesas operacionais e de investimento custos (até 70% para municípios mais populosos e até 97% para municípios de menor população), apresentando assim melhor resultados na transição para a ecoeficiência.

Ibáñez-forés *et al.* (2021) estudaram quatorze alternativas ecoeficientes para a gestão de resíduos sólidos na cidade de João Pessoa. A proposta selecionada foi baseada na implantação de uma instalação mecânica biológica e de compostagem capaz de manusear até 50% da mistura resíduos sólidos urbanos coletados até 2023 com uma eficiência de recuperação de material de 30%.

Fuss *et al.* (2020) estudaram cenários de gestão de resíduos sólidos na cidade de Belo Horizonte englobando diferentes condições de atuação de catadores de materiais recicláveis e sistemas de TMB. Os resultados mostram que um compromisso integrado da sociedade local pode reduzir aterros sanitários em 70% e as emissões de aquecimento global para um quarto.

Silva *et al.* (2021) analisaram a aplicação da avaliação do ciclo de vida como base para uma melhor gestão de RSU em Brasília, capital do Brasil. Este estudo comparou quatro cenários de gestão de RSU, o cenário base que é o cenário atual caracterizado pelo envio dos resíduos para o aterro sanitário e os outros três cenários são caracterizados como uma expansão da prática em curso, incorporando a produção de CDR. Comparado ao cenário atual, todos os cenários propostos resultaram em um aumento nas emissões totais de CO₂, CH₄ e N₂O. No entanto, as emissões evitadas de GEE ao substituir o coque na produção de clínquer compensaram positivamente o potencial de aquecimento global.

2.2.2 Viabilidade do coprocessamento de CDR em fornos de cimento

Identificou-se que há uma limitação no número de estudos disponíveis na literatura quanto a análise de viabilidade de coprocessamento de CDR tendo como estudo de caso a indústria brasileira. A maioria dos trabalhos nacionais são baseados no coprocessamento de pneus, biomassa ou resíduos industriais e publicados em congresso ou anais de eventos.

Meystre (2016) analisou a viabilidade técnica, econômica e ambiental do coprocessamento de CDRU na indústria de cimento. De acordo com os autores há a possibilidade de substituição do combustível convencional utilizado no calcinador do forno de cimento pelo CDR em até 20%, sem que o mesmo ofereça riscos ambientais significativos na emissão dos gases poluentes durante a combustão.

Piaia (2021) estimou o poder calorífico inferior (PCI) teórico e emissões atmosféricas evitadas de um blend de resíduos sólidos urbanos para utilização como combustível derivado de resíduos urbanos (CDRU) na indústria brasileira. Para os três cenários de substituição dos principais combustíveis convencionais por CDRU, o setor que mais apresentou reduções das emissões de toneladas de CO₂ equivalente foi o cimenteiro, com a possibilidade de redução de até 64,21%.

No entanto, vários estudos internacionais investigaram a viabilidade do uso de CDR como combustível alternativo para a produção de cimento. Reza *et al.* (2013) investigaram a viabilidade ambiental e econômica da produção de CDRU como substituto parcial do carvão. Através da ACV os autores concluíram que há benefícios ambientais em termos de redução da emissão de gases de efeito estufa, acidificação, poluição, nitrificação, potencial de risco cancerígeno e redução de custos para os aterros. O uso de CDR, como combustível secundário em fabricação de cimento, permite uma redução de $\pm 3,8$ toneladas de CO_{2-eq} por tonelada de utilização de CDR, em comparação com o uso de combustíveis fósseis convencionais (carvão), e redução de 863 kg de CO_{2-eq} por tonelada de clínquer produzido, com base na composição estimada de RSU no ano de 2015.

Rahman *et al.* (2014) simularam as condições de operação de uma torre de pré-aquecimento, e verificaram os efeitos do uso de combustíveis alternativos (pneus, carne e farinha de ossos e CDR) para a produção de cimento em comparação ao uso de carvão. Os resultados apresentados mostraram que todos os três combustíveis alternativos são capazes de reduzir a energia requerida, e as emissões de CO₂. O pneu pode ser usado (em substituição ao carvão) em até 25%, enquanto o CDR seco ao ar e carne/farinha de ossos podem ser usados em até 15% e 5% respectivamente, para obter alguma vantagem sobre o uso de 100% de carvão.

Güereca *et al.* (2015) desenvolveram a ACV considerando dois cenários de utilização combustíveis: 1) 100% de coque de petróleo 2) 20% de CDR e 80% de coque de petróleo. Os resultados indicaram que o cenário de coprocessamento apresentou um impacto ambiental menor do que usar apenas o coque de petróleo como combustível para todas as categorias, correspondendo a redução de 4% no potencial de aquecimento global, 10% na oxidação fotoquímica, 15% no esgotamento abiótico, 18% depleção da camada de ozônio, 30% na acidificação, 38% na toxicidade terrestre e 52% na eutrofização.

Georgiopoulou e Lyberatos (2018) realizaram a ACV do coprocessamento de cimento com utilização de combustíveis alternativos, considerando sete cenários diferentes envolvendo o uso de CDR (combustível derivado de resíduos), TDF (combustível derivado de pneus) e BS (lodo biológico) como substitutos parciais de carvão e coque de petróleo. A substituição de combustíveis convencionais por combustíveis alternativos foi limitada a 10% do valor calorífico líquido, para atender as necessidades térmicas da operação do forno. Comparando os cenários, verifica-se que os combustíveis alternativos reduzem os impactos ambientais de todas as categorias consideradas. O estudo indica, ainda que, o uso de CDR tem uma vantagem quando em comparação com os outros combustíveis alternativos.

Thanos Bourtsalas *et al.* (2018) realizaram a (ACV) em quatro diferentes cenários para determinar as emissões de dióxido de carbono com substituição total e parcial de carvão por CDR no processo de produção de cimento: 1) 75% da energia térmica é proveniente do CDR e 25% do carvão; 2) 50% da energia é derivada do CDR e 50% do carvão; 3) 25% da energia é proveniente do CDR e 75% do carvão; 4) 100% da energia é proveniente do carvão. Os resultados indicam que o uso de cerca de 17,7 milhões de toneladas de CDR oriundo de plástico e papel na indústria de cimento poderiam evitar a emissão de cerca de 53 milhões de toneladas de CO₂-eq. O estudo também descobriu que o uso dos resíduos na produção de cimento não afeta as emissões das fábricas de cimento, nem a qualidade do produto. A concentração de mercúrio e dioxina está abaixo das especificações.

El-Salomony *et al.* (2020) analisaram o coprocessamento de uma mistura de casca de arroz e combustível derivado de resíduo CDR como substitutos do carvão mineral. O uso da mistura em diferentes proporções não teve impacto nas principais variáveis operacionais associadas a produção do clínquer, e a adição da mistura (5%) reduziu o consumo de energia elétrica em 13%. Além disso, a adição desse combustível alternativo diminuiu a concentração de emissões de gases NO_x, embora a quantidade do gás SO_x não tenha sido afetada, na temperatura de calcinação testada. Os autores relatam ainda que o uso deste resíduo é

ecologicamente seguro para os fornos de cimento, pois a temperatura de pré-calcinadores é alta ($> 950^{\circ}\text{C}$) e excede significativamente as temperaturas necessárias para a incineração completa de hidrocarbonetos de alto peso molecular e a descloração de furanos e dioxinas.

Karpan *et al.* (2021) produziram CDR com alta capacidade calorífica 18.652 kJ/kg, a partir de cinco tipos de resíduos industriais perigosos mistos e três tipos de biomassa e analisaram a viabilidade do seu uso como combustível para fornos de cimento. Todos os outros parâmetros analisados estavam dentro das especificações, incluindo as emissões de metais pesados, com exceção do SOx que correspondeu a 765 mg/ Nm³ quando 100% do carvão foi utilizado, e a menor emissão de 487 mg/Nm³ quando 5 ton/hora de CDR são substituídos no forno de cimento. A utilização do CDR permitiu uma redução de cerca de 2,25 kg de CO₂ por kg de cimento em comparação com o carvão. Em geral, a substituição de 15% de CDR para o carvão a uma taxa de alimentação de 5 toneladas por hora na produção de cimento não causou quaisquer problemas na qualidade do processo de produção de cimento existente.

Alguns autores estudaram, especificamente, as emissões de poluentes orgânicos persistentes e/ou metais pesados durante o coprocessamento de resíduos. Jin *et al.*, (2018) investigaram as características e variações de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos clorados e bromatos Cl/Br-HPAs do coprocessamento de quatro fornos de cimento operando com resíduos sólidos como RSU, lodo de esgoto, cinzas de RSU e carbonetos. As distribuições de Cl/Br-HPAs variaram com os tipos de resíduos sólidos coprocessados, indicando a importante influência da composição da matéria-prima em distribuições congêneres. Cálculos de emissões líquidas de Cl/Br-HPAs dentro dos sistemas de forno de cimento sugeriu destruição eficiente (87,6% e 98,8%) de Cl/Br-HPAs pelos fornos de cimento.

Yang *et al.* (2019) investigaram os níveis, perfis e distribuições de dibenzo-p-dioxinas polibromadas e dibenzofuranos (PBDD/Fs) de um forno de cimento coprocessando resíduos sólidos. A concentração dos (PBDD/Fs) nas matérias-primas eram muito mais altas do que em amostras de partículas de diferentes etapas do processo no forno de cimento. A alta eficiência de destruição dos (PBDD/Fs) no forno foi verificado, pois as concentrações destas substâncias no clínquer foram 1,40% das concentrações nas matérias-primas.

Arfala *et al.* (2018) Avaliaram a emissão de metais pesados Hg, Cd, Tl, Co, Sb, As, Pb, Sn, Se, Te, Cr, Cu, Mn, Ni, V e Zn em fornos de cimento operados com coque de petróleo e CDR. As emissões de metais pesados permaneceram sempre abaixo dos valores limite do Regulamento Nacional, incluindo o mercúrio metálico.

2.2.3 Substituição da matéria-prima: Cinzas de RSU como Materiais Cimentícios Suplementares

Uma das maneiras mais eficazes de reduzir a emissão de CO₂ na produção de cimento é a substituição do clínquer por materiais cimentícios suplementares (MCSs) (Ludwig; Zhang, 2015). Hoje os materiais mais usados para a substituição do clínquer são filer calcário, escória de alto forno e cinzas volantes de carvão, porém a disponibilidade desses materiais não vem acompanhando o aumento da produção de cimento (Abrão; Cardoso; John, 2020); (Tang *et al.*, 2020). Assim, dar-se a necessidade de procura de novos materiais com esse potencial de substituição, como as cinzas de incineração de RSU. Outro ponto importante é que a quantidade de cinzas de RSU, geradas em tecnologias de incineração, está aumentando consideravelmente no mundo e sua composição é altamente variável (Kleib *et al.*, 2021).

As cinzas de incineração de RSU podem ser classificadas em cinza volante de incineração de RSU (IFA) e cinza inferior de incineração de RSU (IBA). Embora as cinzas volantes contenham grandes quantidades de óxido de silício (SiO₂), óxido de cálcio (CaO) e óxido de alumínio (Al₂O₃) na sua composição, o seu uso como material complementar para a produção de cimento pode ser limitado, devido ao alto teor de cloro (Cl). O alto teor de Cl no RSU (IFA) pode levar à ciclagem nos fornos de cimento, o que causa obstrução e corrosão rápidas dentro dos trocadores de calor e aceleram a corrosão do aço em concreto armado da estrutura (Li; Dong; Yang, 2017). Além disso, as cinzas volantes são consideradas resíduos perigosos, pois contêm substâncias tóxicas, como metais pesados e dioxinas/furanos. Antes de reutilizar as cinzas volantes, o primeiro passo seria reduzir as substâncias tóxicas e teor de cloro (Huang; Chuieh, 2015). Pré-tratamento, como lavagem ou tratamento térmico são propostos para remover e minimizar a influência de Cl (Li; Dong; Yang, 2017). De acordo com Harrison (2020) as cinzas de resíduos de vidro podem ser utilizadas como substituto do clínquer, porém, esses materiais não são adequados na reposição de matérias-primas para produzir clínquer. Esses resíduos podem, por outro lado, por suas propriedades pozolânicas, ser utilizado como um cimento de substituição parcial. Tang *et al.* (2020) acrescenta que o RSU IBA como (MCSs) como substituto do cimento em concreto/argamassa é uma opção mais atraente do que seu uso como agregado, visto que, o cimento é o componente mais caro do concreto normal além de questões ambientais.

Vários autores analisaram a viabilidade de utilização de cinzas de resíduos sólidos como MCSs. Li *et al.* (2016) realizaram a caracterização química de mostras de cinzas inferiores (CaO, SiO₂, Fe₂O₃ e Al₂O₃). A adição das cinzas não teve efeito sobre a composição química

do clínquer, devido a fase mineral em semelhante composições (Li; Hao; Chen, 2016). Sarmiento (2019) encontraram limitações quanto ao uso das cinzas como substituto do clínquer devido aos teores de cloretos e álcalis. As porcentagens de substituição dentro dos padrões aceitáveis de cloretos e álcalis foram de 6,4%, 0,33% e 1,17% para as cinzas inferiores, cinzas volantes e cinzas combinadas, respectivamente.

Hashem *et al.* (2019) adicionaram as cinzas ao clínquer (Cimento Portland) durante o processo de moagem na composição de 5% e 10% da massa de clínquer. A contaminação do clínquer pelas cinzas dos resíduos levaram a uma redução nos tempos de endurecimento, melhoria na resistência à compressão e aceleração nas reações de hidratação.

2.3 A GESTÃO DE RESÍDUOS E A PRODUÇÃO DE CDR NO BRASIL

2.3.1 A Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

Em 2022 o Brasileiro gerou em média 1,04 kg de resíduo por dia. A região com maior geração de resíduos foi o Sudeste, correspondendo a 49,4% do total. O Nordeste ficou em segundo lugar, com uma geração, equivalente a 24,6% do total. Neste ano, cerca de 61% dos RSU coletados foram encaminhados para aterros sanitários, correspondendo a 43,8 milhões de toneladas de resíduos. Enquanto as regiões Sudeste e o Sul enviaram mais de 70% dos RSU coletados para aterros sanitários, as regiões Norte e Nordeste, enviaram somente 37% dos resíduos coletados para uma destinação final ambientalmente adequada (ABREMA, 2023). A Figura 1 apresenta a participação dos estados na geração de resíduos do país.

Deve-se ressaltar que, ainda há grande limitação de dados disponíveis que permitam uma estimativa da distribuição (em%) de cada fonte e sumidouro dos fluxos de resíduos de alguns municípios brasileiros (Chaves *et al.*, 2021b). A Tabela 1 apresenta a disposição final de resíduos sólidos urbanos por regiões.

Figura 1 – Participação Nacional na Geração de Resíduos Sólidos Urbanos em 2022



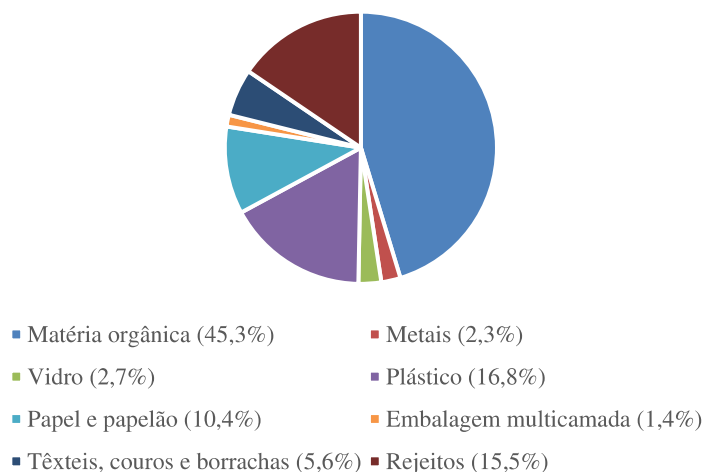
Fonte: ABREMA (2023).

Tabela 1- Disposição final de RSU no Brasil e regiões, por tipo de destinação (t/ano e %) -2022

Região	Disposição adequada		Disposição inadequada	
	t/ano	%	t/ano	%
Norte	1.870.470	36,6%	3.240.105	63,4%
Nordeste	6.214.527	37,2%	10.491.191	62,8%
Centro-Oeste	2.532.762	43,5%	3.288.281	56,5%
Sudeste	29.773.638	74,3%	10.298.552	25,7%
Sul	6.020.694	71,6%	2.388.097	28,4%
Brasil	46.412.091	61,0%	29.706.226	39,0%

Fonte: ABELPRE (2022)

Figura 2 – Estimativa da composição gravimétrica média dos RSU coletados no Brasil



Fonte BRASIL (2022).

Em 2021, o número de municípios que apresentaram alguma iniciativa de coleta seletiva foi de 4.183, representando 75,1% do total de municípios do país. As regiões Sul e Sudeste são as que apresentam os maiores percentuais de municípios com iniciativa de coleta seletiva, com mais de 90% dos municípios com alguma iniciativa nesse sentido (ABELPRE, 2022). O método de coleta seletiva mais comumente utilizado é voluntário, e realizado através de pontos de entrega, semelhantes aos pontos verdes e de porta a porta. A coleta é realizada por prestadores de serviços (privados ou públicos) ou por cooperativas de catadores de materiais recicláveis (Ferraz de Campos *et al.*, 2021). Os catadores são responsáveis por até 90% da coleta de recicláveis no país (Lima *et al.*, 2018). De acordo com Chaves *et al.* (2021b) no Brasil a reciclagem só tem funcionado para materiais com altos valores de mercado como o alumínio e

papel. Para outros materiais como vidro e plástico, as taxas de reciclagem ainda são insignificantes e muito suscetíveis à variação do mercado. Na Figura 2 apresenta-se a composição gravimétrica média dos resíduos sólidos urbanos brasileiros. Os valores mais expressivos correspondem ao teor de matéria orgânica 45,3%, plástico 16,8% e de rejeitos 15,5% (BRASIL, 2022).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) estabeleceu que os lixões deveriam ser encerrados até 2014. Em 2017 metade dos 5.570 municípios brasileiros não possuía um plano integrado de gestão de resíduos (Costa; Ferreira Dias, 2020). Ao considerar a manutenção do cenário vigente, seriam necessários 55 anos para que aterros controlados e lixões fossem encerrados no Brasil (ABELPRE, 2020). O prazo foi prorrogado em 2015 e em 2020 pelo novo marco regulatório do saneamento (Lei nº 14.026) que estabeleceu 2020 a 2024 como prazos para fechamento dos lixões, dependendo do porte dos municípios e do desenvolvimento de planos de gestão de resíduos (Morita *et al.*, 2021). O fechamento de lixões está atrelado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), além de destacar a urgência de respostas coordenadas para mitigar os impactos negativos de lixões sobre a saúde global e o meio ambiente (Morita *et al.*, 2021).

Esses números nacionais indicam oportunidades ambientais, sociais e econômicas perdidas e contrastam com o fato de o Brasil ter uma Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS - Lei Federal nº 12305) abrangente (Santos *et al.*, 2019). Apontam ainda que, existe uma distância física e estrutural entre as Políticas públicas brasileiras relacionadas ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) e sua real implementação (Costa; Ferreira Dias, 2020).

A influência sofrida de conceitos atuais de países desenvolvidos, particularmente da Europa, sob a PNRS faz enfraquecer a política nacional, uma vez que, se baseia no princípio de espelhar experiências bem-sucedidas nesse campo de estudo. É necessário levar em consideração as especificidades de cada país e/ou região em relação a aspectos econômicos, políticos, sociais, financeiros e estruturais. Este requisito é especialmente importante quando se lida com um país como o Brasil, com sua grande diversidade, extensão territorial e divergências claras entre regiões nos mais variados aspectos (Costa; Ferreira Dias, 2020).

Por meio do conceito de responsabilidade compartilhada pelo produto durante seu ciclo de vida, a PNRS enfatiza ainda a necessidade de diversos segmentos da sociedade (ou seja, governo, iniciativa privada, catadores) trabalharem juntos na gestão adequada dos resíduos sólidos (Oliveira Silva; Moraes, 2021). No entanto, deve-se ressaltar que, no Brasil a gestão de resíduos atual é feita quase que integralmente pelo governo. A administração pública direta é

responsável por 94% das atividades de limpeza e gestão urbana. Contudo, este cenário pode mudar com o marco regulatório do saneamento (Ferraz de Campos *et al.*, 2021).

A PNRS carece de metas quantitativas abrangentes e transfere a responsabilidade de alcançar seus objetivos para as autoridades municipais (Maiello *et al.*, 2018). Os municípios podem fazer a gestão dos resíduos de forma independente ou através de consórcios entre municípios vizinhos e próximos, ou podem ainda contratar empresas privadas para realizar a coleta de lixo e descarte (Chaves *et al.*, 2021b), porém a gestão consorciada no Brasil ainda é incipiente (BRASIL, 2022). Os principais motivos que dificultam a melhoria do desempenho ambiental dos sistemas de RSU nos municípios brasileiros e o alcance das metas legislativas de recuperação de RSU são as limitações econômicas, o acesso inadequado à tecnologia e à formação técnica dos profissionais (Ibáñez-Forés *et al.*, 2021). O governo, especialmente o nível nacional e local, foi identificado por alguns autores como o principal motivo do fracasso da implementação da PNRS até o momento (De Moraes Lima *et al.*, 2019).

De acordo com a PNRS a destinação ambientalmente adequada compreende a reutilização, reciclagem, compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético. Porém, os aterros sanitários ainda figuram no país como a principal forma de descarte adequado de resíduos. Apenas 1,9% dos municípios brasileiros possuem usinas de compostagem (Lima *et al.*, 2018). Em 2018 a fração orgânica correspondeu a 37 milhões de toneladas, porém apenas 127.498 toneladas foram valorizadas nas unidades de compostagem, o restante da matéria orgânica foi descartado de forma inapropriada em aterros e lixões (BRASIL, 2022).

Também há poucas iniciativas de projetos de digestão anaeróbia no país, destacando-se as usinas instaladas nas cidades Bertioga (São Paulo) e Rio de Janeiro. Em 2018 o Brasil captou 4,2 bilhões de Nm³ de biogás. Porém, apenas 9% deste potencial foi utilizado para a separação de recicláveis na fonte de 25%, 60% e 40%. No cenário pessimista, que considera nenhum progresso em relação ao sistema de gestão de resíduos atual, não haveria condição suficiente para estimular produção significativa de CDR no Estado do Espírito Santo. No entanto geração de eletricidade (751 GWh) e menos de 2% produziu 35 milhões de Nm³ de biometano. No entanto, se toda a matéria orgânica gerada nesse ano tivesse sido destinada para a recuperação de biometano, o potencial do país poderia abastecer até 49 milhões de residências (BRASIL, 2022).

A incineração de resíduos no país se limita a resíduos hospitalares, de equipamentos que contenham Bifelinas Policloradas. Ainda não há nenhuma atividade no país de queima de RSU ou CDR de RSU para geração de energia elétrica havendo unidades em fase de implantação nos

Estados de São e Paulo e Rio de Janeiro (BRASIL, 2022). De acordo com Lima *et al.* (2018) e Chaves *et al.* (2021a) a produção e utilização de CDR no Brasil para a fabricação de cimento apresentam resultados melhores do que sua utilização para geração de energia elétrica. Além disso, essa tecnologia não é muito estimulada no Brasil, pois o país supre cerca de 45% de sua oferta interna de energia e cerca de 83% de sua matriz elétrica de fontes renováveis. Como resultado, a eletricidade não é tão cara quanto em países em desenvolvimento.

2.3.2 O potencial de coprocessamento na indústria de cimento brasileira

A indústria de cimento brasileira é composta por 24 grupos industriais que reúnem um total de 100 unidades de produção. Das fábricas integradas (com fornos rotativos para a produção de clínquer) 37 são licenciadas para o coprocessamento de resíduos, o que representa cerca de 70% da capacidade instalada no Brasil (Chaves, 2021a). A indústria de cimento brasileira possui ainda um parque industrial moderno e eficiente, onde mais de 99% do parque industrial opera com processo via seca. É esperado que o setor alcance valores de consumo térmico da ordem de 3,2GJ/t de clínquer e elétrico de 90kWh/t de cimento até 2050 (BRASIL, 2024b).

Dentre os fatores considerados como desencadeadores do atraso do coprocessamento de resíduos no Brasil está o não cumprimento das legislações locais e federais levando a restrição da disposição em aterros ou incineração dedicada; o não atendimento à hierarquia de gestão de resíduos estabelecidos pela PNRS (que prioriza a recuperação energética frente à disposição em aterros); e a dificuldade de estabelecimento de contratos de longo prazo de suprimento de resíduos urbanos com os agentes públicos (Visedo & Pecchio, 2019).

Os resíduos mais utilizados pela indústria brasileira para este fim, até o momento, foram os pneus inservíveis, resíduos industriais perigosos, resíduos industriais não perigosos e resíduos de carvão vegetal. No entanto, o combustível alternativo mais promissor dentro da indústria brasileira a médio e longo prazo é o CDRU (Visedo & Pecchio, 2019).

De acordo com ABREN (2022) há atualmente no Brasil quatro plantas de CDRU instaladas no Brasil. Nas próximas décadas o país deverá ampliar a sua capacidade de produção de CDR para atender, além da indústria cimenteira, outros processos, como a geração de energia elétrica e vapor, requerendo assim 17 milhões de toneladas de resíduos para o preparo de CDRU.

Nesta perspectiva, a indústria do cimento, por intermédio da Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP) e do Sindicato Nacional da Indústria de Cimento (SNIC), uniu-se a entidades do setor de resíduos, limpeza pública e gás, para criação Frente Brasil de Recuperação

Energética de Resíduos (FBRER), que teve como iniciativa promover junto ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), no âmbito do programa Lixão Zero, o acordo de cooperação técnica, visando criar um ambiente de negócios favorável para investimentos no setor, contribuindo assim para o encerramento de todos os lixões do País até 2024, conforme estabelecido no Marco Legal do Saneamento (Visedo & Pecchio, 2019).

Esse acordo levou ao desenvolvimento do Atlas de Recuperação Energética de Resíduos Sólidos uma ferramenta que poderá ser utilizada para identificação das regiões brasileiras com maior potencial para investimentos em recuperação energética de resíduos sólidos (FBRER, 2021).

De acordo com o Atlas de recuperação energética são gerados 149380,8 t/dia de resíduos, dos quais apenas 14129,15 t/dia passam por tratamento para recuperação energética, enquanto 33674,72 t/dia são enviados para lixões ou aterros controlados, esses dados são apresentados na Figura 3. No atlas encontra-se ainda, 9 unidades de coprocessamento localizadas nos Estados do Tocantins, Sergipe, Pará, Ceará, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Rondônia, totalizando potencial de coprocessamento de 895,87 t/dia e capacidade de recuperação energética de 170,5 mW (BRASIL, 2022b). Deve-se ressaltar que, 26 estados (96,03%) e 2492 municípios (44,74%) foram declarantes do SINIR em 2020 (BRASIL, 2022b).

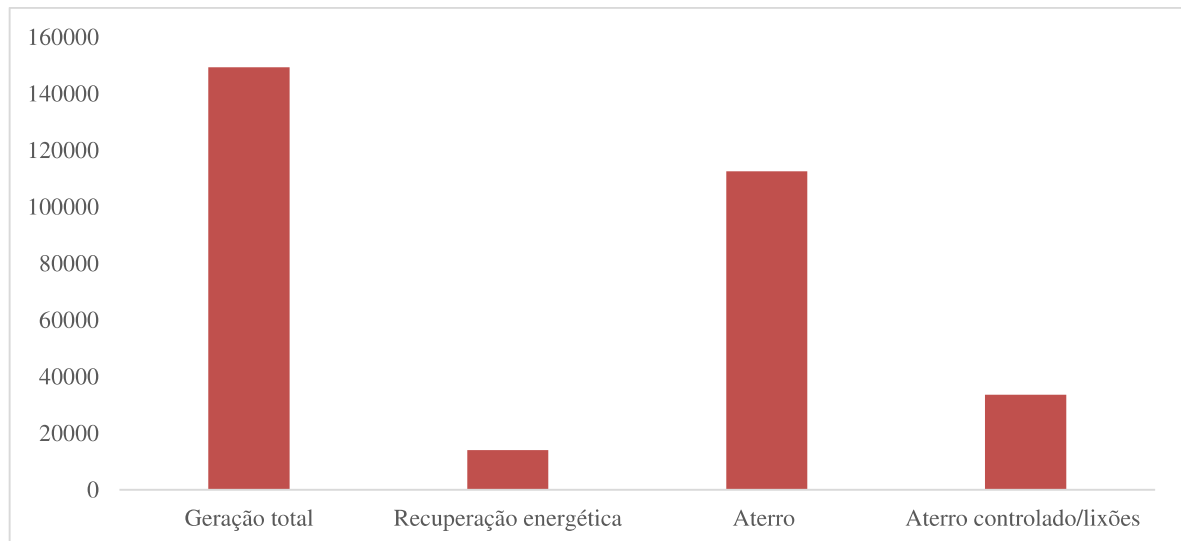
Na literatura encontra-se poucos trabalhos que abordam a análise do potencial de coprocessamento de CDR no Brasil. Torres e Lange (2022) analisaram o potencial térmico de substituição de resíduos na indústria de cimento brasileira considerando cinco cenários hipotéticos. Os autores consideraram a capacidade instalada de 55,4 milhões de toneladas de cimento por ano, o consumo térmico de $2,272 \text{ MJ.kg}^{-1}$ e a razão de substituição térmica de 17%, obtendo-se a demanda térmica total de $2,14 \times 10^{10} \text{ MJ.ano}$, que pode ser suprida por CDR proveniente de RSU. Para o cenário onde teríamos resíduos sólidos urbanos in natura o potencial de consumo seria de 1.765.000 ton/ano de RSU.

Segundo Meystre (2016) de acordo com a análise dos dados de geração de RSU no Brasil e da demanda energética para as cimenteiras, e não contabilizando o material que já está sendo reciclado, existe a possibilidade de se absorver uma energia térmica de 88,5 bilhões de MJ/ano, sendo suficiente para cumprir com a demanda das fábricas de cimento (40 bilhões de MJ/ano) caso substituam 20% do seu combustível convencional pelo alternativo CDR.

Dessa forma, os dados indicam que o coprocessamento de CDR na indústria de cimento surge como uma alternativa sustentável e viável para a gestão de resíduos no Brasil. No entanto, é essencial que os impactos ambientais sejam rigorosamente controlados e mitigados para

garantir a eficácia dessa prática. Além disso, é necessário conduzir estudos abrangentes de viabilidade técnica, econômica, ambiental e social para avaliar a implantação de unidades de produção de CDR em outras cidades brasileiras. Essas análises são fundamentais para garantir a eficiência e a adequação dessa abordagem nas diferentes regiões do país.

Figura 3- Quantidade de resíduo por método de tratamento (Recuperação energética, aterro e aterro controlado/lixões)



Fonte: FEBRER (2021).

2.4 CONCLUSÃO

Diante dos dados apresentados, fica evidente a necessidade urgente de aprimorar a gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Embora o país possua uma Política Nacional de Resíduos Sólidos abrangente, a implementação efetiva tem sido desafiadora, com muitos municípios ainda enfrentando dificuldades na adoção de práticas adequadas de manejo e destinação de resíduos. A existência de lixões e aterros controlados em operação, além da limitada taxa de reciclagem, demonstra a necessidade de investimentos e ações coordenadas em todas as esferas da sociedade. É fundamental fortalecer a responsabilidade compartilhada entre governo, iniciativa privada e catadores, além de ampliar a infraestrutura para coleta seletiva, compostagem e aproveitamento energético.

Estudos realizados no Brasil têm analisado a produção de CDR, seus impactos socioeconômicos e ambientais, bem como comparado diferentes cenários de gestão de resíduos sólidos urbanos. A Análise do Ciclo de Vida (ACV) tem sido amplamente utilizada para avaliar os efeitos ambientais da produção de CDR, sendo destacadas a redução das emissões de gases de efeito estufa e a transição para a ecoeficiência como resultados positivos desses estudos.

Embora os cenários mais avançados em termos de tecnologia tenham apresentado melhores desempenhos ambientais, os custos elevados têm sido um desafio para sua implementação no contexto brasileiro. Assim, cenários que envolvem aterros sanitários, juntamente com reciclagem e compostagem, têm se mostrado mais viáveis na transição para a ecoeficiência. A implementação de práticas integradas e o engajamento da sociedade local são essenciais para alcançar reduções significativas no uso de aterros sanitários e nas emissões de gases de aquecimento global. Embora a produção de CDR possa resultar em um aumento nas emissões totais de gases de efeito estufa, as emissões evitadas ao substituir combustíveis fósseis compensam positivamente o potencial de aquecimento global. Além disso, ressalta-se que os materiais que compõem o CDR são de baixo valor comercial e alto poder calorífico e, portanto, não concorrem com o processo de reciclagem.

O potencial energético do CDR produzido a partir de resíduos sólidos urbanos tem sido explorado, com resultados positivos na substituição de combustíveis fósseis e na redução de emissões de CO₂. No entanto, é necessário garantir um controle rigoroso dos impactos ambientais e realizar estudos abrangentes para avaliar a viabilidade do coprocessamento em diferentes regiões do país. A criação da Frente Brasil de Recuperação Energética de Resíduos e o desenvolvimento do Atlas de Recuperação Energética são iniciativas importantes que impulsionam o setor e contribuem para o encerramento dos lixões até 2024, conforme estabelecido no Marco Legal do Saneamento. A continuidade desses esforços é fundamental para promover uma gestão de resíduo mais sustentável no Brasil e alcançar os objetivos estabelecidos para o setor de cimento.

3 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DE CENÁRIOS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA: WASTE-TO-ENERGY

3.1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos vêm se tornado uma pressão significativa sobre o meio ambiente, principalmente devido ao crescimento populacional, às mudanças nos hábitos de consumo e aos padrões de desenvolvimento das comunidades. No Brasil diversos problemas relacionados à gestão de resíduos sólidos impactam o meio ambiente, a saúde pública e a qualidade de vida da população. A situação é ainda mais crítica na região nordeste, que enfrenta desafios significativos em relação à disposição final adequada de resíduos, com uma alta porcentagem ainda sendo destinada a sistemas inadequados de descarte. Além disso, a evolução na adoção de práticas sustentáveis e eficientes de gestão de resíduos tem sido lenta na região, ressaltando a urgente necessidade de melhorias e ações efetivas para alinhar-se aos preceitos estabelecidos na Política Nacional de Resíduos Sólidos e aos objetivos da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (Costa *et al.*, 2020).

Assim, torna-se crucial analisar diferentes cenários de gestão de resíduos sólidos, considerando a situação atual das cidades nordestinas. O objetivo é aprimorar a eficiência, reduzir os impactos ambientais, atender às metas legais e promover a sustentabilidade na gestão de resíduos. Na literatura destacam-se algumas análises ambientais a respeito do tratamento de resíduos sólidos no Brasil (Vitor Silva, 2021; Liikannen, 2018, Lima, 2018; Soares, 2017, Coelho e Lange, 2018, Paes *et al.*, 2020, Ibáñez-forés *et al.*, (2021), Fuss *et al.*, 2020, Silva *et al.*, 2021), porém poucos trabalhos abordam municípios da região nordeste como campo de estudo.

Na região nordeste, destaca-se como uma das áreas mais desenvolvidas economicamente, a região metropolitana de Fortaleza. Sua relevância econômica justifica o interesse em realizar estudos específicos nessa região, onde os desafios e as oportunidades associados ao tratamento de resíduos sólidos podem ser mais intensos em áreas com alta atividade industrial e urbana. Portanto, o objeto deste estudo é a cidade de Fortaleza, capital do Estado do Ceará que tem população estimada de aproximadamente 2,428 milhões de pessoas, espalhadas por uma área de 314,930 km² (IBGE, 2024).

Em Fortaleza, o sistema de gestão de resíduos sólidos domiciliares é

predominantemente via tratamento em aterro sanitário. A taxa de recicláveis em Fortaleza, obtida através do trabalho de catadores e pontos de coleta, é muito baixa correspondendo a 0,76% (Garcia, 2021). Por outro lado, nesta localidade um avanço significativo no sistema de tratamento de resíduos foi a instalação da usina de tratamento de gás natural renovável – GNR no Aterro Sanitário da Região Metropolitana Oeste de Caucaia - ASMOC. Assim, a cidade de Fortaleza apresenta potencial para análise de diversos outros cenários com tecnologias de tratamento de resíduos com sua conversão em energia “waste-to-energy”.

Waste-to-energy refere-se a um conjunto de tecnologias destinadas ao tratamento de resíduos visando à recuperação energética na forma de calor, eletricidade ou combustíveis alternativos. De acordo com Siting Tana (2014) esta tecnologia é reconhecida como uma alternativa promissora para superar o problema de geração de resíduos e uma fonte potencial de energia renovável. A energia pode ser recuperada de matéria biodegradável e não biodegradável por meio de conversões térmicas e bioquímicas. O escopo desse termo é amplo, englobando tecnologias de diversas escalas e complexidades como combustão/incineração, coprocessamento de resíduos (CDR), pirólise/gaseificação e digestão anaeróbia/gás de aterro (Correa, 2021).

A digestão anaeróbica natural de aterros sanitários é um processo ecologicamente correto, com menor consumo de energia e complexidade, custos operacionais mais baixos e desempenho mais estável para a produção de biogás em comparação com digestores anaeróbicos em larga escala. O processo ocorre durante quatro principais reações bioquímicas, incluindo hidrólise (a conversão de compostos orgânicos complexos em matéria orgânica simples e monômeros por bactérias hidrolíticas), a fase de acidogênese (a conversão de monômeros em ácido acético e hidrogênio por bactérias ácidas), a fase de acetatogênese (a conversão de ácidos em acetato e CO_2) e a fase de metanogênese (a conversão dos produtos das fases anteriores em metano). O biogás é uma mistura de 40-75% em volume de CH_4 e 25-60% em volume de CO_2 com alguns subprodutos traços da biodegradação, como NH_3 e H_2S . (Abedi, 2023).

A incineração de resíduos sólidos urbanos reduz a emissão de gases de efeito estufa ao prevenir o aterro de grandes quantidades de resíduos e pode reduzir o consumo de combustíveis fósseis ao produzir uma parte da demanda de energia nas usinas. Por outro lado, as incineradoras necessitam de sistemas avançados de controle de poluição do ar para controlar a descarga de conteúdos sólidos e gases ácidos do caldeirão WTE, o que requer um alto custo de investimento que os países em desenvolvimento não podem arcar. Além disso, a presença de sal e plásticos

contendo cloro resulta em um teor total de cloro de 0,2–2,5% na composição do RSU podem ocasionar a corrosão no durante o processo de incineração de RSU (Farid, 2023).

O sistema TMB inclui o pré-processamento mecânico, que envolve etapas de separação de materiais recicláveis e/ou secos, tais como papel, metais e plásticos. A etapa de processamento biológico é empregada para reduzir e estabilizar a matéria orgânica biodegradável em condições anaeróbias e/ou aeróbias controladas. A fração seca resultante da origem ao Combustível Derivado de Resíduos (CDR) (Gadaleta *et al.*, 2022). O CDR, por sua vez, pode ser utilizado como combustível alternativo no processo produtivo de cimento (Panahandeh *et al.*, 2017). De acordo com (Ibáñez-Forés *et al.*, 2021) especialmente em países onde a coleta seletiva não é alta, o tratamento mecânico e biológico (TMB) para seleção de recicláveis e produção de CDR ganha destaque.

Uma ferramenta que permite a comparação de diferentes estratégias de gestão de RSU e métodos de tratamento em termos de seus impactos ambientais, contribuindo assim para a tomada de decisão e formulação de políticas é a Análise do Ciclo de Vida (ACV). Este método tem sido utilizado na gestão de RSU desde a década de 1990, sendo atualmente uma técnica amplamente usada para avaliar os impactos ambientais dos sistemas de gestão de RSU (Liikanem, 2018). Estes potenciais impactos e usos de recursos podem ser avaliados ao longo do ciclo de vida de um produto, desde a aquisição da matéria-prima, passando pelas fases de produção e uso, até a gestão de resíduos (ISO 2006). Esses impactos incluem mudanças climáticas, impactos estratosféricos destruição do ozônio, criação de ozônio troposférico (smog), eutrofização, acidificação, efeitos tóxicos na saúde humana e nos ecossistemas, o esgotamento dos recursos, uso da água, uso da terra e ruído (Çankaya *et al.*, 2020).

A ACV é padronizada de acordo com as normas ISO 14041 (1998), ISO 14042 (2000), ISO 14043 (2000), ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006). A metodologia de execução da ACV, conforme os critérios da Norma NBR ISO 14040, estabelece as seguintes etapas: I) objetivo e definição do escopo; II) análise de inventário de ciclo de vida (ICV); III) avaliação de impacto ambiental e interpretação dos resultados (Georgiopoulou *et al.*, 2017, Stafford *et al.*, 2016, Song *et al.*, 2016).

Neste contexto, surge o seguinte questionamento: Como diferentes cenários de tratamento de resíduos sólidos, incluindo tecnologias waste-to-energy como tratamento mecânico e incineração, comparam-se em termos de impacto ambiental ao longo do ciclo de vida dos resíduos em Fortaleza?

Portanto, este trabalho tem como objetivo avaliar os impactos ambientais de diferentes alternativas de gestão de resíduos sólidos urbanos no município de Fortaleza levando em conta todo o ciclo de vida dos RSU: da geração até seu tratamento ou disposição final, considerando os seguintes cenários:

1. Tratamento dos RSD em aterro sanitário com captação de biogás (cenário base);
2. Tratamento dos RSD em uma planta de tratamento mecânico para seleção de recicláveis e produção de CDR, com envio de rejeitos e bioresíduos ao aterro sanitário com sistema de captação de biogás;
3. Tratamento dos RSD em uma planta de incineração para produção de energia elétrica;
4. Tratamento dos RSD em uma planta de tratamento para seleção de recicláveis e produção de CDR, com envio de rejeitos e bioresíduos ao aterro sanitário com sistema de captação de biogás e aproveitamento energético do CDR para produção de energia elétrica;
5. Tratamento dos RSD em aterro sanitário sem captação de biogás.

A avaliação desses métodos de tratamento de resíduos tem o objetivo de identificar lacunas e oportunidades de melhoria no que tange a gestão de resíduos no município de Fortaleza. Com base nos resultados da avaliação, será possível contribuir com o estabelecimento de diretrizes e normas que incentivem a adoção de práticas mais sustentáveis e eficientes de tratamento de resíduos na região.

3.2. METODOLOGIA

3.2.1 Avaliação Ambiental usando a ACV

Os impactos ambientais dos sistemas propostos neste estudo foram avaliados de acordo com a estrutura padronizada de ACV sugerida pela Organização Internacional de Padrões (ISO 14040, 2006). Para isso, utilizou-se o OpenLCA, um software de código aberto desenvolvido para apoiar a análise do ciclo de vida de produtos, sistemas e processos e que alia a boa visualização dos fluxos da cadeia produtiva, facilitando a inserção e exportação de dados. É importante ressaltar que a metodologia da ACV é composta por quatro fases, detalhadas a seguir:

- a. Definição de Escopo e Objetivo: Esta fase aborda o propósito e o escopo do estudo, estabelecendo os limites do sistema.
- b. Inventário do ciclo de vida (ICV): Consiste na identificação e quantificação das entradas e

saídas de cada unidade do processo dentro dos limites estabelecidos do sistema.

c. Avaliação do impacto do ciclo de vida: Nesta etapa, os dados do ICV são convertidos em indicadores ambientais para categorias de impacto variáveis, dependendo do método utilizado.

d. Interpretação: A etapa final inclui a análise dos resultados e a avaliação das conclusões, com base nos pontos mencionados na definição do objetivo e escopo (Gutierrez, 2019).

3.2.2 Definição e Objetivo do Escopo

Os objetivos de uma avaliação relacionada aos sistemas de gerenciamento de resíduos devem estar alinhados com a estrutura legislativa, declaração de política ou orientação regional. No Brasil, o setor de gerenciamento de resíduos é regulamentado pela Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Coelho e Lange, 2018).

As metas da PNRS estão focadas principalmente na redução do encaminhamento de materiais com potencial de reaproveitamento para aterros. Entre estas metas, estão: recuperar 48,2% da massa total de RSU em âmbito nacional até 2040, desviando assim quase metade dos resíduos gerados para aterros sanitários ou outras formas de disposição final não sustentáveis; reciclar cerca de 20% de todo o RSU nacional por meio da reciclagem de resíduos secos até 2040; e aumentar a recuperação e aproveitamento energético de biogás de RSU (BRASIL, 2023).

Portanto, o objetivo deste estudo é investigar soluções sustentáveis de gerenciamento de resíduos para a cidade de Fortaleza, sob uma perspectiva do ciclo de vida, comparando diferentes cenários em meio às tecnologias *waste-to-energy*. O intuito é fornecer insights valiosos para tomadores de decisão, auxiliando-os a selecionar as opções de gestão de resíduos que melhor atendem às metas da PNRS.

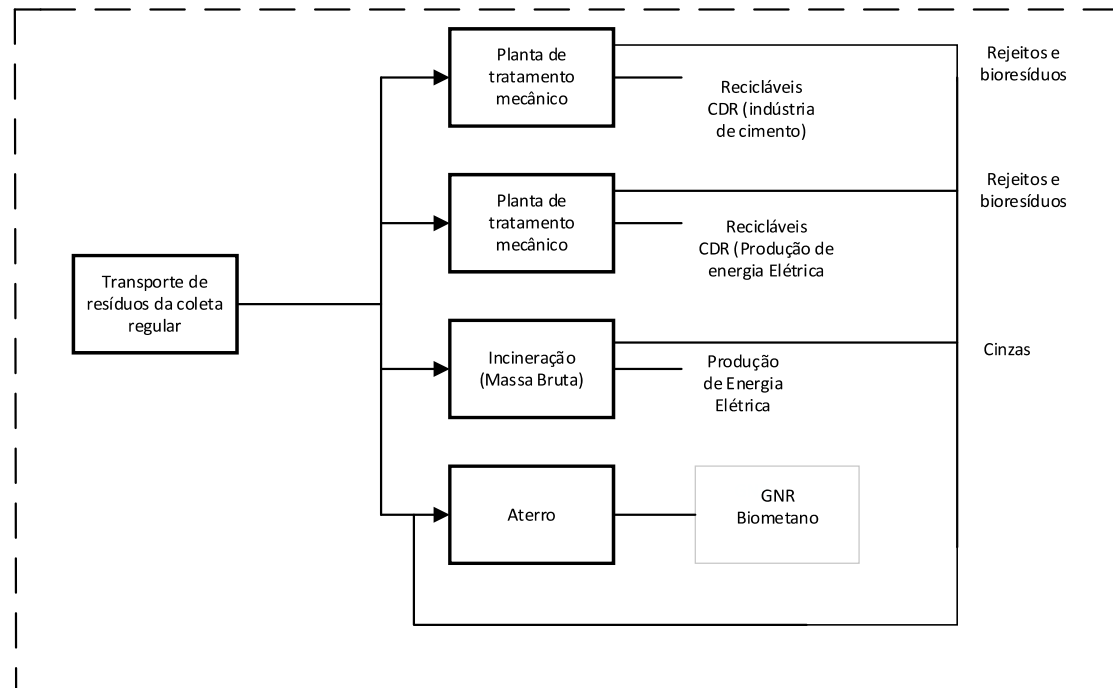
Os limites do escopo deste estudo abrangem a coleta de resíduos, transporte, tratamentos e disposição final. A Figura 4 ilustra um esquema com os limites do sistema e os possíveis fluxos de resíduos, considerando diferentes tecnologias de tratamento dos resíduos provenientes da coleta regular no município de Fortaleza.

3.2.2.1 Caracterização da Área de Estudo

Fortaleza está localizada a 03°43'02" de latitude Sul e 38°32'35" de longitude Oeste. Em 2019, a cidade tinha uma população aproximada de 2,669 milhões de pessoas, distribuídas em 314.930 km², o que resulta uma densidade de 8.343,07 indivíduos por km². O comércio, a indústria, o turismo e os serviços são os principais geradores de empregos e renda para a

população local. A taxa média geográfica de crescimento anual da população 2018/2008 é de 0,67% (Garcia, 2021).

Figura 4 – Limites do Sistema



Fonte: Autora (2024)

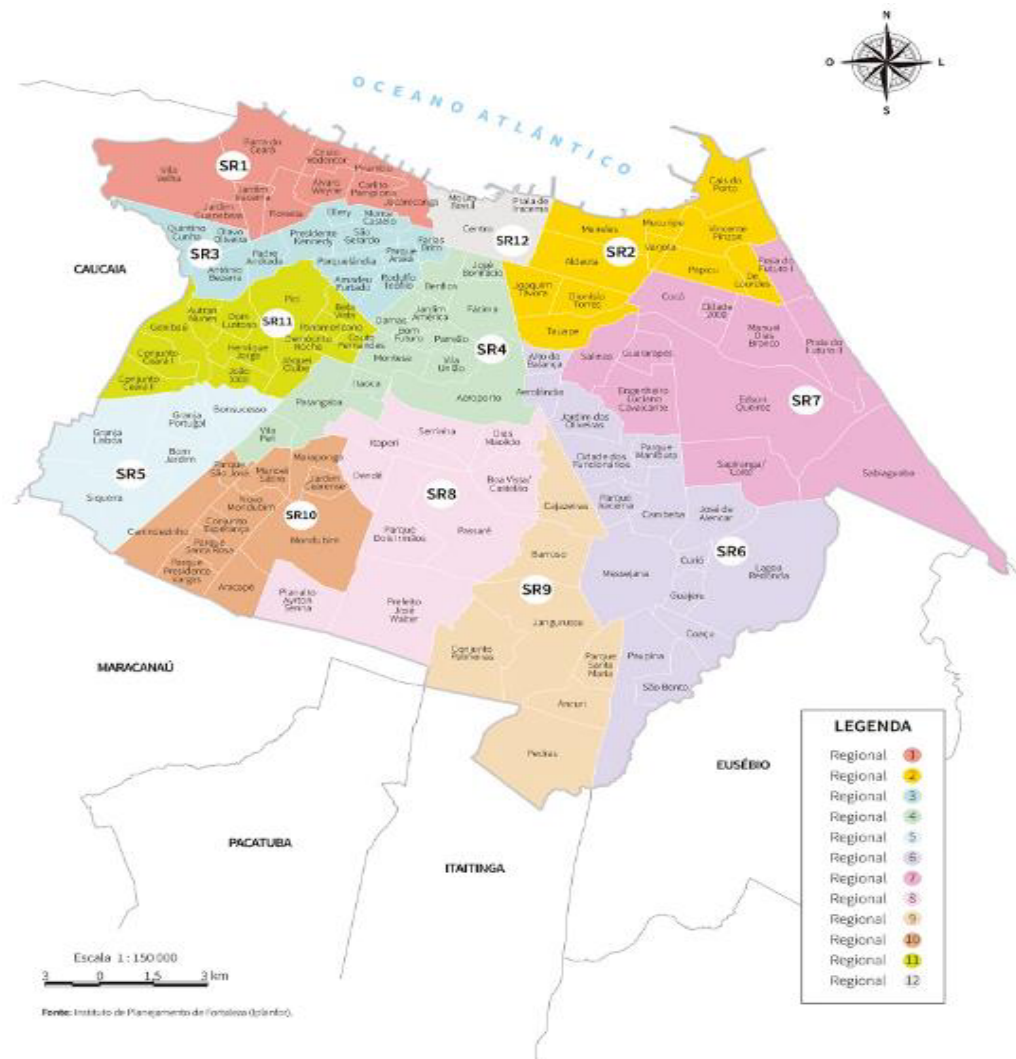
Fortaleza é organizada em 12 Secretarias Executivas Regionais (SER's), integrantes da Secretaria Municipal da Gestão Regional. Além disso, a cidade se divide em 39 territórios administrativos e 121 bairros. Esta estrutura busca simplificar a administração dos serviços públicos e a efetivação de políticas públicas de maneira mais eficaz e próxima dos cidadãos. A Figura 5 ilustra o mapa de Fortaleza com sua divisão regional.

Os resíduos domiciliares, comerciais e de saúde de Fortaleza e Caucaia são direcionados para o ASMOC. Atualmente, o destino final desses resíduos é o Novo ASMOC, criado em uma área adjacente de 23 hectares após o ASMOC original atingir sua capacidade máxima em 2014. O Novo ASMOC inclui a GNR Fortaleza, uma instalação projetada para capturar gases emitidos pelos resíduos e transformá-los em biometano, uma forma de gás natural renovável. A operação do ASMOC está sob a responsabilidade da Ecofor Ambiental S/A, parte do Grupo Marquise. Por sua vez, a ACFOR e a Empresa Municipal de Limpeza e Urbanização (EMLURB) são responsáveis pela fiscalização das atividades relacionadas ao Grupo Marquise (Carvalho, 2021).

A Tabela 2 e Figura 6 exibem dados referentes à coleta de resíduos em Fortaleza e

Caucaia, encaminhados ao Novo ASMOC em 2022. Estes dados abrangem variados serviços de coleta e limpeza, incluindo a coleta domiciliar, remoção de entulho, poda de árvores e coleta seletiva, detalhados em quantidades mensais e totais, expressas em toneladas. A Coleta Domiciliar em Fortaleza e Caucaia, somadas, registraram um volume considerável de resíduos ao longo do ano, com uma média mensal aproximada de 74.904,90 toneladas, ou seja, cerca de 2.496,30 toneladas diárias, representando 41% do total coletado. Por outro lado, a Coleta Seletiva Porta a Porta, realizada exclusivamente em Fortaleza, teve um volume significativamente menor, apenas 0,021%, o que indica uma oportunidade para o aumento da reciclagem e da coleta seletiva na região.

Figura 5 – Divisão das Regionais de Fortaleza



Fonte: Anuário do Ceará (2023).

A coleta seletiva em Fortaleza é realizada nos Ecopontos, locais onde os cidadãos podem

entregar materiais recicláveis como papelão, plásticos, vidros e metais, assim como, pequenas proporções de entulho, restos de poda, móveis e estofados velhos e óleo de residual de cozinha. Fortaleza possui 90 Ecopontos distribuídos pelos bairros da cidade o projeto é uma iniciativa conjunta da Autarquia de Regulação, Fiscalização e Controle de Serviços Públicos de Saneamento Ambiental (ACFOR) e da Secretaria Municipal da Conservação e Serviços Públicos (SCSP), contando também com o apoio da Ecofor Ambiental (Fortaleza, 2024). Os dados mensais de materiais enviados para os ecopontos de Fortaleza, apresentados na Tabela 3.2, foram obtidos na ACFOR em 2024.

Tabela 2 - Dados de medição inerentes ao Serviço Público de limpeza urbana de resíduos sólidos gerado no município de Fortaleza e Caucaia em 2022 – destino final Novo ASMOC

Origem de Serviços prestados por tipo de resíduos	Média (tonelada/mês)
Coleta domiciliar Fortaleza	53.284,08
CEU – Entulho	18.937,22
CEU – Entulho dos ecopontos	8.382,8
CEU – Poda	788,97
CEU – poda dos ecopontos	2.560,4
CEU – poda Urbfor	341,27
CEU – pontos de lixo	32.183,06
Coleta particular	24.659,89
Coleta seletiva porta a porta	38,75
Hospital-incinerador	529,81
Limpeza boca de lobo – consorcio	48,18
Capinação – raspagem – consorcio	6.579,13
Limpeza – canal manual – consorcio	2.353,04
Limpeza canal mecanizado – consorcio	2.746,51
Turma especial de capinação	1.016,28
Varrição – Consorcio	2.359,71
Varrição praia – Consorcio	832,41
Total	157.638,28
Coleta domiciliar/pontos de lixo – Caucaia	21620,82
Pontos de lixo – poda – capinação – prefeitura de Caucaia	294,98
Total	21.915,8
Total Geral	179.553,8

Fonte: ACFOR (2022)

Tabela 3 – Distribuição de material dos ecopontos - média mensal em 2023

Material	Média mês
Entulho (kg)	7.233.422,50
Volumosos (kg)	2.616.152,49
Papel/papelão (kg)	31.945,41
Plástico (kg)	7.130,16
Metal (kg)	3.572,40
Vidro (kg)	11.223,56
OGR (kg)	666,54
Total geral	9.904.113,05

Fonte: ACFOR (2023)

Deve-se ressaltar que em 2019 foi criado o programa *Re-ciclo* destinado à coleta seletiva de recicláveis na cidade. O programa busca conectar catadores com cidadãos interessados em reciclar, utilizando triciclos elétricos para a coleta dos materiais, visando uma baixa pegada de carbono. O *Re-ciclo* atua em algumas regiões de Fortaleza e coleta uma variedade de materiais, incluindo papel, plástico, vidro, metal, eletrodomésticos e outros itens, como óleo vegetal e isopor. Os materiais coletados são encaminhados para associações de catadores parceiras e, posteriormente, para reciclagem, transformando-se em novos produtos (Re-ciclo, 2024).

De acordo com Garcia (2021) Fortaleza possui 18 associações e um total de 343 associados. As associações de catadores do município de Fortaleza comercializam diversos materiais passíveis de reciclagem, entre eles: tretapak, ferro, papelão, papel misto, jornal, PET, alumínio, vidro, plástico. A ASCAJAN é considerada a maior associação de reciclagem da cidade de Fortaleza e atualmente é a primeira Cooperativa Polo da Região Nordeste e fica localizada nas imediações da estação de transbordo do Jangurussu.

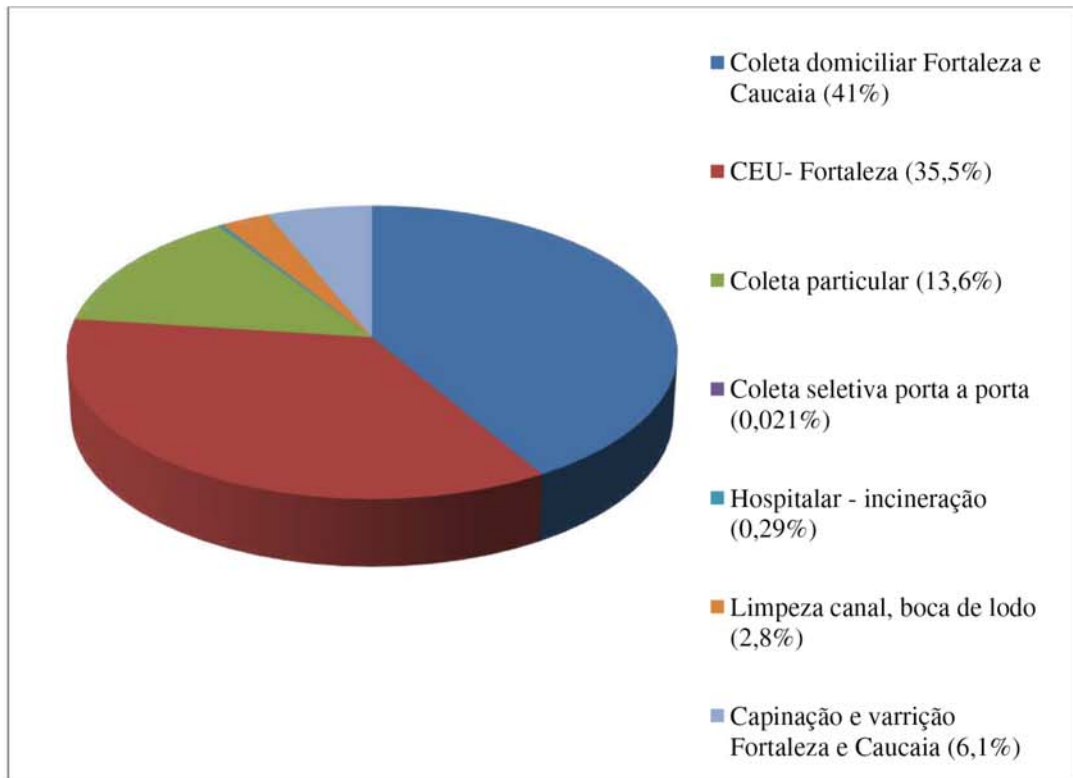
A Estação de Transbordo do Jangurussu teve como intuito facilitar a transição dos resíduos do lixão de Jangurussu, fechado em 1988, para um sistema mais organizado de forma a facilitar a criação de postos de trabalho para catadores de materiais recicláveis que anteriormente trabalhavam no lixão. Segundo a ACFOR 45% dos resíduos provenientes da coleta domiciliar foram encaminhados para a estação de transbordo em 2022. No entanto, em 2023, os resíduos deixaram de ser enviados para esta estação devido a problemas sociais, sendo encaminhados diretamente ao ASMOC.

Em 2019, uma equipe técnica de pesquisadores vinculados à ACFOR, SCSP/PMF, Universidade Federal do Ceará realizaram uma análise gravimétrica dos resíduos domiciliares em vários setores da cidade. O objetivo era avaliar o potencial de materiais recicláveis para a

localização dos Ecopontos e utilizar os dados como ferramenta de planejamento para outras atividades de limpeza pública, como a coleta domiciliar. Durante o estudo, 119 amostras de resíduos foram coletadas em caçambas abertas, totalizando 307,18 toneladas nos diversos setores. Após dois quarteamentos, foram selecionados 3661,57 kg dessas amostras para análise.

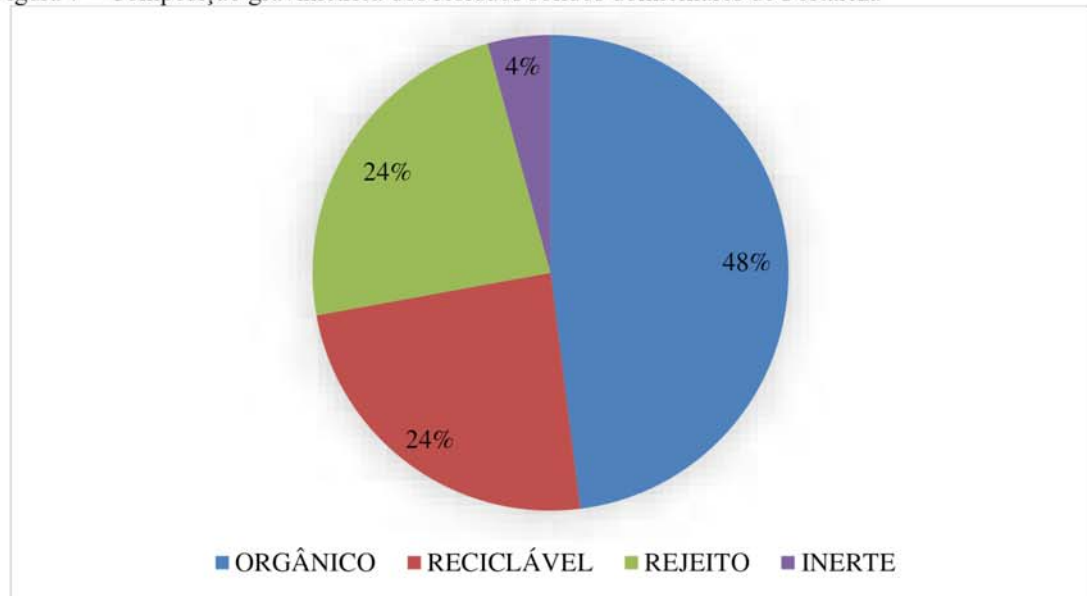
A Figura 7 mostra a composição gravimétrica dos resíduos por grupos principais. Foi observado que 24% dos materiais são recicláveis, 48% orgânicos, 24% rejeitos e 4% inertes. A Tabela 4 detalha a composição desses resíduos, destacando-se os recicláveis: papel, papelão e jornal (7,5%), plásticos e PET (12,9%), metais (1,2%) e vidro (2,4%).

Figura 6 - Dados percentuais da medição inerentes ao Serviço Público de limpeza urbana de resíduos sólidos gerado no município de Fortaleza e Caucaia em 2022 – destino final ASMOC



Fonte: ACFOR (2022)

Figura 7 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Fortaleza



Fonte: ACFOR/SCSP (2019)

Tabela 4 – Composição Gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Fortaleza

Composição Gravimétrica	
Tipo de material	Porcentagem %
Matéria-orgânica	48%
Vidro	2,4%
Alumínio	0,5%
Ferro	0,5%
Cobre	0,1%
Latão e inox	0,1%
Tetrapack	1%
Papel branco	0,6%
Papel colorido	1,3%
Papelão	4%
Jornal	0,5%
Plástico geral	2,9%
Plástico filme	9,0%
PET	1%
PVC	0,1%
Entulho	4,3%
Rejeitos	23,6%

Fonte: ACFOR/SCSP (2019)

3.2.2.2 Descrição dos cenários

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi conduzida analisando diversos cenários de gerenciamento de resíduos na região metropolitana de Fortaleza. Esta análise se baseou na coleta regular domiciliar, principal fonte de resíduos enviados ao Novo ASMOC (correspondendo a 41% do total) conforme observa-se nos dados apresentados na Figura 6. A composição dos resíduos domiciliares considerados para a construção dos cenários está apresentada na Tabela 4.

O Cenário 1, que representa o modelo atual de gerenciamento de resíduos em Fortaleza, envolve a disposição dos resíduos da coleta domiciliar regular diretamente no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC). No aterro está instalada a GNR Fortaleza Valorização de Biogás LTDA, que tem como objetivo mitigar os gases de efeito estufa, além de produzir e vender o biometano. O processo compreende uma rede de coleta do biogás e a planta de purificação e compressão que está localizada nas imediações do ASMOC. Na seção de purificação ocorre a remoção de CO₂, Siloxanos e compostos orgânicos voláteis. O biometano então é injetado no gasoduto da CEGÁS para distribuição até o consumidor final (Carvalho, 2021). A CEGÁS construiu um gasoduto de 23 km para distribuir o Gás Natural Renovável (GNR) proveniente do aterro sanitário para indústrias, veículos, comércio e residências na rede de clientes da empresa (CEGÁS, 2023). Embora ainda não haja uma menção direta ao uso específico do biometano na produção de energia elétrica, neste trabalho considerou-se o caso de uso do biometano para a geração de energia elétrica considerando o fator de redução de emissão de CO₂.

Os cenários hipotéticos 2, 3 e 4 foram elaborados visando atender parcialmente à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), seja através do aumento da taxa de recicláveis ou pela otimização do aproveitamento energético dos resíduos.

O Cenário 2 envolve o processo de pré-tratamento dos RSU através do tratamento mecânico (TM). Este processo tem como objetivo aprimorar a capacidade de recuperação de energia e otimizar o tipo de resíduo que pode ser potencialmente reciclado. Tihin (2023) destacou as operações que fazem parte de instalações de TM, tais como, triagem mecânica, redução de tamanho (técnicas de trituração, moagem, picagem, britagem), separação e peneiramento (separação magnética (remoção de metais Fe), separação por corrente de Foucault (remoção de metais não-Fe)), etapas de peneiramento, mistura, secagem e peletização. Os autores ressaltaram ainda a necessidade de instalação de uma linha de produção adicional que consista em várias estações e trabalhadores para separar os componentes indesejados quando

os resíduos não são previamente separados, ou seja, devidamente coletados na fonte. Após o processo de TM, os materiais combustíveis restantes, ou seja, o CDR é utilizado para recuperação de energia.

Neste estudo consideramos que o CDR produzido é enviado para queima nas indústrias de cimento localizadas no Ceará. Atualmente as fábricas de cimento no Ceará que possuem licença para produzir CDR utilizam o resíduo triturado. É importante destacar que o resíduo triturado é apenas reduzido mecanicamente em tamanho, diferentemente do CDR, que é resultado de tratamentos mais sofisticados e resulta em um produto de maior qualidade e credibilidade. Por exemplo, a fábrica de cimento da Votorantim em Sobral consome cerca de 11,6 toneladas por dia deste material, enquanto a fábrica da Apodi em Quixeré utiliza 20 toneladas por dia. Juntas, essas duas unidades demandam atualmente cerca de 31 toneladas por dia de resíduo triturado. É relevante mencionar que existem outras fábricas dessas empresas em Caucaia, no entanto, estas unidades focam apenas na moagem e utilizam apenas biomassa. Portanto, não essas fábricas não tem experiência no coprocessamento do CDR produzido a partir dos RSU.

Como o objetivo do CDR (Combustível Derivado de Resíduos) é a recuperação energética em processos de combustão que aproveitam a energia térmica para fins industriais ou de geração de eletricidade outras fábricas além das cimenteiras, têm potencial para utilizar este combustível, como as termelétricas do ciclo Rankine (Oliveira, 2023). Entretanto, o uso do CDR como combustível nessas outras fábricas não foi analisado neste estudo, devido à insuficiência de pesquisas e informações sobre a viabilidade dessa aplicação.

Embora a composição de resíduos de Fortaleza (Tabela 1) apresente 24% de materiais com potencial para a reciclagem, nem todos podem ser efetivamente reciclados, em razão de fatores como contaminação, demanda de mercado e custos. Portanto, nesta etapa buscou-se analisar subcenários com diferentes taxas de recicláveis e de CDR. Na literatura encontramos o balanço de massa de algumas unidades brasileiras de tratamento mecânico de RSU.

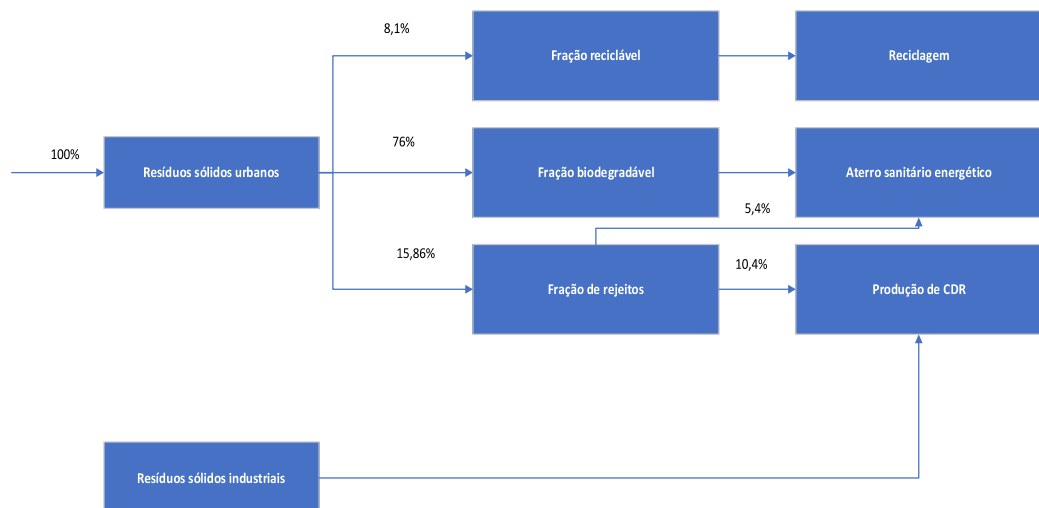
Oliveira (2023) descreveu os dados de uma unidade de tratamento mecanizada (UTM) que produz o CDR a partir de RSU e RSI não-perigosos. Nesta unidade os RSUs, provenientes da coleta indiferenciada, passam por um processo de triagem mecânica resultando em 3 frações: resíduos biodegradáveis (65-76%), resíduos recicláveis (4-5%) e rejeitos (20-30%). Após o tratamento mecânico o rejeito passa a ter potencial para produção de CDR desviando a quantidade de resíduos enviada pra o aterro. A autora também apresentou um fluxo de produção de CDR de uma outra empresa não nomeada (Figura 8). Nesta ilustração observa-se que o fluxo

de recicláveis correspondeu a 8% e o de rejeitos 15,8% dos quais uma fração de 5,4% foram enviados para o aterro sanitário e a que correspondendo a 10,4% foram enviados para a produção de CDR, ou seja, cerca de 65% dos rejeitos foram convertidos em CDR.

A qualidade e composição do CDR produzido são influenciadas pela tecnologia e métodos integrados utilizados no sistema de produtivo. Além disso, o fato da composição do RSU não ser consistente e variar de tempos em tempos, contribui para variações de características físicas e químicas do CDR.

Oliveira (2023) analisou a composição gravimétrica de uma amostra de CDR triado manualmente nas seguintes frações: têxteis, papel/papelão, plástico, finos, resíduos verdes, metais não ferrosos, borracha e outros. A autora concluiu que as frações de têxteis, papel/papelão, plásticos e finos representam a maior porcentagem da composição do material, variando de 75,27% a 93,72%. De acordo com Tihin (2023) o CDR é composto principalmente por frações de plástico (9,3 – 42,3% em peso), papel ou resíduos biogênicos (5,3 – 25,6% em peso) e têxteis (2,1 – 18,8% em peso). Neste trabalho considerou-se a composição do CDR como um fluxo de resíduos têxteis, papel/papelão, plástico, madeira e borracha.

Figura 8 – Fluxo geral de produção de CDR-percentual médio no período de 01 semana



Fonte: Oliveira (2023)

Nas Tabelas 5 e 6 temos as descrições dos subcenários que compõem o cenário 2. Na Tabela 5 apresenta-se subcenários que representam o envio de apenas inertes e bioresíduos para o aterro sanitário, com diferentes taxas de recicláveis que variam de 4% a 24% e todo o rejeito sendo convertido em CDR.

Tabela 5 –Subcenários com diferentes taxas de recicláveis e CDR (Envio de apenas bioresíduos e inertes para o aterro)

Materiais		Percentual			
Subcenário	Cenário 2 (C2a)	C2b	C2c	C2d	
Recicláveis	24%	15%	10%	4%	
CDR	24%	33%	38%	44%	
Bioresíduos e inertes	52%	52%	52%	52%	

Fonte: Autora (2024)

Tabela 6 - Subcenários com diferentes taxas de recicláveis e CDR (Envio de rejeitos e bioresíduos para o aterro)

Materiais		Percentual			
Subcenário	C2e	C2f	C2g	C2h	
Recicláveis	24%	15%	10%	4%	
CDR	14,4%	19,8%	21,6%	26,4%	
Rejeitos	9,6%	13,2%	14,4%	17,6%	
Bioresíduos e inertes	52%	52%	52%	52%	

Materiais		Percentual			
Subcenário	C2i	C2j	C2l	C2m	
Recicláveis	24%	15%	10%	4%	
CDR	0 %	0%	0%	0%	
Rejeitos	24%	33%	38%	44%	
Bioresíduos e inertes	52%	52%	52%	52%	

Fonte: Autora (2024)

Considerando a existência de fatores limitantes a produção e uso do Combustível Derivado de Resíduos (CDR) como a inadequação dos rejeitos a serem convertidos em CDR, assim como, a incapacidade das indústrias cimenteiras de absorverem a totalidade do CDR produzido, foi proposto outros subcenários com diferentes taxas de CDR. Na Tabela 6 temos subcenários com diferentes taxas de recicláveis e zero produção de CDR. Com base no balanço de massa apresentado na Figura 8, também consideramos os cenários 2i a 2m onde há a conversão de 60% dos rejeitos em CDR para análise.

Além da produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR), a incineração surge como outro cenário promissor para o aproveitamento energético dos resíduos. No Cenário 3, a incineração de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) é utilizada para gerar energia elétrica. Conforme indicado pelo Poder Calorífico Inferior (PCI), a incineração é tecnicamente viável

para resíduos com PCI superior a 2.000 kcal/kg, como no processo de queima bruta (“mass burning”). Dessa forma, esse cenário contempla a incineração de 100% dos RSD. Para cálculos das emissões com queima de diesel no transporte, também se considerou a instalação da unidade de incineração nas imediações do aterro sanitário ASMOC.

No cenário 4 é analisado o uso do CDR gerado na unidade de processamento mecânico para incineração destinada a produção de energia elétrica, em vez de ser utilizado como combustível alternativo nos fornos de cimento.

Tabela 7 – Cenários propostos para disposição de RSD proveniente da coleta regular de Fortaleza

Cenários	Processo			
1	Tratamento de 100% dos RSD no aterro sanitário	Produção de biometano		
2	Tratamento mecânico de 100% dos RSD	Envio de rejeitos e bioresíduos para o aterro sanitário. Produção de biometano	Envio de recicláveis para mercado de reciclagem e uso de CDR como combustível alternativo na indústria de cimento	
3	Incinerção de RSD (geração de energia elétrica)	Envio das cinzas para o aterro sanitário		
4	Tratamento mecânico de 100% dos RSD	Envio de rejeitos e bioresíduos para o aterro sanitário. Produção de biometano	Envio de recicláveis para mercado de reciclagem	Incinerção de CDR para geração de energia elétrica
5	Tratamento dos RSD no aterro sanitário (sem o sistema de captação de biogás)			

Fonte: Autora (2024)

O cenário 5 corresponde ao envio dos resíduos para o aterro sanitário sem o sistema de captação de biogás. Este cenário foi considerado para análise, pois representa a maioria das práticas utilizadas nas cidades do Brasil (ABRELPE, 2020). De acordo com o último

levantamento nacional sobre resíduos sólidos urbanos, realizado em 2018 pelo Ministério do Meio Ambiente, dos 2.196 aterros sanitários existentes no Brasil, apenas 92 (4,2%) realizavam a recuperação de energia a partir do biogás gerado pela decomposição dos resíduos. No Estado do Ceará, por exemplo, há cinco aterros sanitários, dos quais apenas um, opera com o sistema de captação de biogás. Na Tabela 7 apresenta-se a compilação dos cenários propostos neste estudo.

3.2.3 Inventário do ciclo de vida (LCI)

A construção do LCI partiu da coleta de dados obtidos diretamente em campo, da utilização de fatores de emissão e consumo de energia baseados em estudos semelhantes, além de bancos de dados globais. A Tabela 8 resume uma lista de todos os fatores aplicados para a construção do LCI.

A modelagem foi realizada com base no tratamento de 4.200 t/dia de resíduos sólidos domiciliares. Este dado é baseado na projeção de resíduos domiciliares do município de Fortaleza e os resíduos de Caucaia (todos) para o ano de 2031, equivalente a 4.229,78 t/dia de acordo com o (PLANO, 2012). Já a composição dos resíduos foi baseada na análise gravimétrica disponibilizada pela Acfor conforme está apresentado na Tabela 3.

Os dados correspondentes ao aterro sanitário foram obtidos de documentos técnicos com base na operação do ASMOC e da usina GNR Fortaleza. De acordo com a (PLANO- R) o ASMOC recebe 4.200 toneladas de resíduos (totais) e produz 32 mil m³/mês de chorume. Esse dado foi convertido no fator de lixiviado de 0,254 m³/tonelada de resíduo. O consumo de energia elétrica no aterro sanitário e na estação de tratamento de lixiviado foi baseado no estudo desenvolvido por (Silva, 2021).

De acordo com a GNR o biogás é formado por 58% de metano e 39% de CO₂. A produção de biometano a partir da captação de biogás no novo ASMOC é equivalente a 87.000 Nm³/dia. Uma vez que estamos considerando 4.200 toneladas de resíduos domiciliares composto de 48% de resíduos orgânicos, ou seja, 2.016 t, esse dado nos garante a relação de 1kg de resíduo orgânico para 0,043 m³ de metano. Neste trabalho foi considerado que o CO₂ proveniente da purificação do biogás é eliminado para o meio ambiente, pois na GNR não obtivemos informações a respeito da existência de tecnologias de captura e armazenamento de carbono na usina. Como este fluxo de CO₂ parte de um ciclo natural e de curto prazo de crescimento e decomposição da biomassa, foi especificado como CO₂ biogênico no software OpenLCA com o fluxo de 58500 Nm³/dia de CO₂, ou seja, 115 t/dia de CO₂ (considerando a

densidade do CO₂ de 1,977 kg/m³). A distinção de CO₂ biogênico e fóssil é importante em termos de impacto ambiental e de políticas de gestão de emissões de gases de efeito estufa. As emissões de NH₃ e H₂S foram desconsideradas neste estudo. Outros dados levantados e considerados foram o consumo e a geração de energia na GNR, equivalente a 48.045,23 kWh/dia e 866.102 kWh/dia, respectivamente.

Tabela 8 – Fatores aplicados na construção do Inventário do Ciclo de Vida

Unidades	Fator utilizado	Referencia
	Unidade de tratamento mecânico	
Consumo de eletricidade	32,9 kWh/t CDR	Coletado em uma unidade de tratamento mecânico de RSU (2022)
Redução da emissão de CO ₂ pela substituição do coque de petróleo na indústria de cimento	1,61 kg de CO _{2-Eq} /kg de CDR usado como substituto	Genon e Brizio (2008)
	Aterro sanitário	
Consumo de eletricidade	0,618 kWh/t	Silva <i>et al.</i> (2021)
Produção de lixiviado	0,254 m ³ /t de resíduo	PRMF (2018)
Consumo de eletricidade da estação de tratamento de lixiviado	15 kWh/m ³	Silva <i>et al.</i> (2021)
	Unidade de produção de biogás	
Produção de biometano	87.000 Nm ³ /dia	Coletado GNR (2023)
Emissão de CO ₂	115 tCO ₂ /dia	Calculado (densidade de 1,977kg/m ³)
Consumo de eletricidade da usina GNR	1.441.357 kWh/mês	Coletado na GNR (2023)
Energia elétrica ou térmica gerada	26.079.534,71 kWh/mês	Coletado na GNR (2023)
Emissão de CO ₂ na produção de energia elétrica (SIN).	0,34 kgCO ₂ /kWh	BRASIL (2024)

Emissão de CO₂ na queima de metano para produção de energia elétrica Calculado (Eq. 2.1, Eq. 2.2 e Eq. 2.3)

Unidade de Incineração para produção de energia elétrica

Eficiência Global da unidade de incineração	23%	
Emissões atmosféricas	$2,5 \cdot 10^{-4}$ tCO _{2-Eq} /t de resíduo	Martins (2023)
Geração de cinzas volantes	5% da massa total	Martins (2023)
Geração de energia	Cálculo da potência teórica	(Eq. 2.4)
Emissão de CO ₂ na produção de energia elétrica	0,5882 kg CO ₂ /kWh	Silva et al. (2021)

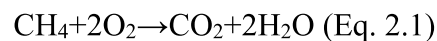
Transporte de resíduos e CDR

Consumo de diesel no transporte de resíduos proveniente da coleta regular do RSD de Fortaleza	0.420 L/t	Garcia (2021)
Consumo de diesel no transporte de CDR	Calculado	(Eq. 2.5, Eq. 2.6 e Eq. 2.7)

Fonte: Autora (2024)

As emissões de CO₂ provenientes do processo de transformação de biometano em energia elétrica também foi considerado. Esse processo envolve a combustão de metano resultando na produção de dióxido de carbono (CO₂), água e calor. Este calor então é usado para gerar eletricidade, geralmente através de um ciclo térmico que aciona uma turbina conectada a um gerador elétrico.

O cálculo de emissão do CO₂ a partir da queima de metano foi dado pela Equação 2.1. O número de mols de metano foi obtido pela Equação 2.2 considerando que o volume molar de um gás ideal a condição padrão (0 C e 1 atm) é aproximadamente 22.4 L/mol. A massa de dióxido de carbono foi calculada pelo produto do número de mols pela massa molar do CO₂, (44 g/mol), conforme está apresentado na Equação 2.3. Portanto nesta etapa considerou-se a emissão de 170 t de CO₂/dia.



$$n \text{ mols de metano} = \frac{87000 \text{ m}^3}{0,0224 \text{ m}^3/\text{mol}} = 3883928,5 \text{ mol/dia} \text{ (Eq. 2.2)}$$

$$\text{massa de dióxido de carbono} = \text{massa molar do CO}_2 \times n \text{ de mols do CO}_2 = 170,89 \frac{\text{t}}{\text{dia}} \text{ (Eq. 2.3)}$$

A redução das emissões de CO₂ com a geração de energia elétrica foi estimada a partir do uso do fator de emissão de CO₂ na produção de energia elétrica 0,34 kg CO₂/kWh (BRASIL, 2024).

O consumo de energia elétrica da máquina de tratamento mecânico de RSU é equivalente a 32,9 kWh/t CDR. Este dado foi obtido de uma unidade em operação na região nordeste do Brasil para seleção de recicláveis e produção de CDRU. As emissões atmosféricas relativas ao processamento mecânico dos resíduos durante a operação não foram consideradas neste estudo. Para estimar a redução das emissões de CO₂ na indústria de cimento com o uso de CDR como combustível alternativo utilizou-se a relação de 1,61 kg de CO₂/kg de CDR (Genon e Brizio, 2008).

No processo de incineração foi determinado o total teórico (T_{te}) de energia gerada a partir da queima dos RSU. Para tal, utilizou-se a Equação (2.4), onde K é fator de conversão de kcal para kWh e vale 0,001163 e η é a eficiência global de uma planta incineradora (Polleto, 2008). De acordo com Farid (2023) a eficiência térmica das usinas de energia Waste-to-Energy (WTE) é relativamente baixa em comparação com as usinas convencionais de combustíveis fósseis, e até mesmo as usinas WTE modernas têm uma eficiência baixa, em torno de 22–25%.

Segundo o autor as razões para isso incluem o pequeno tamanho das usinas, parâmetros limitados de vapor (devido à corrosão), alta pressão de condensação, configuração simples das usinas, perda no duto devido à saída de gases de combustão em altas temperaturas e aumento do consumo interno das usinas. Em termos de simplificação neste trabalho a eficiência global, que considera não apenas a eficiência térmica, mas também outros fatores como todas as perdas de energia no sistema completo, foi considerada como 23%. Utilizando a eficiência global de 23% o valor teórico de energia gerada é igual a 2.808.645 kWh/dia e 1.340.616 kWh/dia. Os dados utilizados no cálculo a energia gerada no processo de incineração estão apresentados na Tabela 9.

$$T_{te} = PCI \cdot K \cdot \eta \cdot M_{RSU} \quad (\text{Eq. 2.4})$$

Tabela 9 – Dados para o cálculo da potência teórica dos cenários de incineração para geração de energia

Cenário	PCI (kcal/kg)	K	η	M _{RSU} (kg/dia)	Energia Gerada T _{te}
3	2500	0,001163	23%	4.200.000	2.808.645
4	5035	0,001163	23%	995.400	1.340.616

Fonte: Autor (2024)

Guedes (2022) apresentou o resultado de ensaios experimentais da capacidade calorífica de amostras de CDRU produzido no CTR – PE através do calorímetro digital C2000 IKA-WERKE. O resultado médio das três amostras de CDRU foi equivalente a 5.035,67 kcal.kg⁻¹. O poder calorífico dos RSU foi considerado igual a 2.500 kcal/kg.

Martins (2023) estimou a quantidade de cinzas geradas no processo de incineração de resíduos sólidos municipais, sem pré-tratamento, como 5% da massa inicial. A mesma premissa foi utilizada neste trabalho, portanto, considerou-se o fluxo mássico de cinzas igual 211 t/dia. O autor estimou as emissões de CO_{2-Eq} em um cenário de incineração de resíduos sólidos domiciliares e de construção civil, equivalendo ao total de 641.068 t/ano o que corresponde a emissão de 2.510 Mt de CO_{2-Eq} por ano. Este dado foi convertido em um fator de 2,5.10⁻⁴ t CO₂/t de resíduo, portanto, neste trabalho considerou-se a emissão de 1,07 t CO₂ no processo de incineração. O autor utilizou o Modelo de Redução de Resíduos (WARM) foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e está disponível como uma planilha do Microsoft® Excel para estimar as reduções de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e os impactos energéticos de diferentes práticas de gestão de resíduos sólidos.

No caso do aterro sanitário sem captação de biogás calculou-se a emissão de CO_{2-Eq}. O volume de metano coletado na GNR é de 87.000Nm³/dia que corresponde a 62,38 t/dia de metano (considerando a densidade de 0,717 kg/m³). Usando o potencial de aquecimento global (GWP) de 25 para o metano, temos a emissão de 1559,5 t/dia de CO_{2-Eq}. Acrescendo o valor da emissão direta de CO₂ no aterro, temos o total de 1674,5 t/dia de CO_{2-Eq}.

Garcia (2021) realizou a estimativa do consumo de diesel na coleta regular de 2.043 toneladas de resíduos domiciliares de Fortaleza para o ASMOC. A autora utilizou a ferramenta de geoprocessamento (QGIS 2.18) para calcular o percurso para a coleta regular de 783.705,45 km/ano, que corresponde às distâncias percorridas da coleta regular que passa pela estação de trasbordo e a que vai direto para o aterro sanitário. A autora considerou, para fins de cálculo, apenas o veículo caminhão compactador rodando 2,50 km com 1 L de diesel corresponde a 858,85 l/dia de diesel. Neste trabalho esses dados foram convertidos no fator de 0.420 L/t de resíduo, o que equivale a 1765,52 L/dia (1467,82 kg/dia) de diesel considerando a coleta total de 4.200 t de resíduo/dia.

O cálculo do consumo de diesel no transporte de CDR foi realizado através das Equações 2.5, 2.6 e 2.7 considerando o caso hipotético de absorção deste combustível por parte das fábricas de cimento localizadas nos municípios de Sobral e Quixeré. Nesta etapa considerou-se a densidade do CDR igual a 270 kg/m³ (TSA, 2023) e transporte do material via caminhão truck baú com capacidade de 16 toneladas.

$$n \text{ de viagem por dia} = \frac{\text{Total de CDR}}{\text{capacidade de transporte}} \quad (\text{Eq. 2.5})$$

$$\text{Consumo de diesel por viagem} = \frac{\text{Distancia total}}{\text{Consumo médio de combustível}} \quad (\text{Eq. 2.6})$$

$$\text{Consumo total de disel por dia} = \text{consumo de diesel por viagem} \times n \text{ de viagens} \quad (\text{Eq. 2.7})$$

Deve-se ressaltar que, neste trabalho não foram consideradas as emissões associadas às etapas de produção de equipamentos e insumos, uma vez que são pequenas em comparação com aquelas liberadas durante a operação; o uso de diesel no aterro sanitário ou no transporte de recicláveis até as indústrias recicladoras. Além disso, neste trabalho não foi analisado os impactos ambientais da coleta seletiva na região, uma vez que a coleta seletiva no município tem uma taxa extremamente pequena correspondendo a apenas 0,021% dos resíduos coletados e ocorre paralelamente ao processo de tratamento dos resíduos provenientes da coleta domiciliar regular.

3.2.4 Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (LCIA)

O software openLCA, ao ser utilizado para Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), opera com base nos fluxos de materiais e energia inseridos e em seguida interage com o banco de dados fornecido. Neste estudo, importou-se o banco de dados *ecoinvent v.3.7 regionalizado*. A regionalização em bancos de dados de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como o *ecoinvent* é uma abordagem que procura adaptar os resultados de impacto ambiental às condições específicas de determinadas regiões geográficas.

Outro ponto importante a se destacar é que, a complexidade das respostas geradas no software é um reflexo não apenas dos dados inseridos, mas também das interconexões no banco de dados. Portanto, os dados de emissões dos indicadores são gerados com base em valores positivos e negativos, onde estes últimos indicam resultados que podem representar impactos evitados ou benefícios ambientais. Assim, os resultados levam em consideração os impactos diretos e indiretos relacionados aos fluxos inseridos, além de impactos evitados em relação a processos típicos ou padrões, neste caso, de tratamento de resíduos.

Neste estudo o pacote de métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (LCIA) da *ecoinvent CML 2001* foi importado para o software OpenLCA. De acordo com Coelho (2018) o CML 2001 é um método que utiliza doze categorias de impacto para avaliar o desempenho ambiental de um produto ou processo ao longo do seu ciclo de vida. Dentre essas categorias temos alguns relevantes para a avaliação do tratamento de resíduos sólidos, como a contribuição para a mudança climática devido à emissão de gases de efeito estufa, acidificação, eutrofização e toxicidade.

3.2.4.1 Categorias de Impacto analisadas no estudo

A categoria de impacto de mudança climática refere-se ao aumento da temperatura no planeta causado pelo aumento da concentração de GEE na atmosfera. O resultado das emissões de GEE foi expresso em quilos de carbono equivalente de dióxido ($\text{kg CO}_2\text{-eq}$) e os fatores de conversão de outros gases como metano e óxido nitroso são definidos em relação a GWP em um determinado horizonte de tempo (Silva, 2021).

A eutrofização cobre todos os potenciais impactos ambientais, ecológicos e de saúde pública devido à presença de nutrientes, incluindo espécies de nitrogênio e fósforo. O enriquecimento de nutrientes pode causar uma mudança indesejável na composição de espécies e produção de biomassa excedente em ecossistemas aquáticos e terrestres (Pires, 2011).

A oxidação fotoquímica é a formação de reativos compostos químicos como ozônio na

troposfera, resultante da reação quando a luz solar interage com alguns poluentes atmosféricos primários. Esses compostos reativos podem ser prejudiciais à saúde humana e aos ecossistemas, e pode também danificam as colheitas. As áreas de proteção relevantes são saúde humana, ambiente criado pelo homem, ambiente natural e recursos naturais (Pires, 2011).

A acidificação é a categoria de impacto que se refere ao aumento da acidez do solo ou da água provocado pela liberação de óxidos de nitrogênio e enxofre, podendo causar efeitos nocivos em plantas, seres humanos, animais e edificações (Garcia, 2021).

Na Tabela 10 apresenta-se as categorias de impacto analisadas neste trabalho e as suas respectivas unidades de medida.

Tabela 10 – Categorias de impacto e as suas unidades de medida

Categorias de impacto	Unidade
Mudança climática	kgCO ₂ -Eq
Potencial de eutrofização	kgPO ₄ -Eq
Oxidação fotoquímica	kg de ozônio formado
Potencial de acidificação	kg de SO ₂ -Eq
Depleção de recursos abióticos	kg antimônio-Eq

Fonte: Autor (2024)

3.2.4.2 Seleção do provedor da energia elétrica consumida nos processos descritos no OpenLCA

3.2.4.2.1 Sistema Interligado Nacional

No Brasil tem-se uma matriz energética diversificada, com uma grande participação de fontes renováveis, especialmente hidrelétricas, que possuem baixas emissões de CO₂. Além disso, há contribuições significativas de outras fontes renováveis como energia eólica e solar, bem como fontes não renováveis como termelétricas a gás natural, carvão e óleo combustível. Conforme observa-se na Tabela 11 as hidrelétricas foram as principais fontes da matriz elétrica brasileira em termos de capacidade instalada no Sistema Interligado Nacional (SIN) em 2023.

Ressalta-se que o Sistema Interligado Nacional (SIN) é uma infraestrutura que interconecta a maior parte das usinas geradoras de energia elétrica do país com os consumidores, atravessando praticamente todo o território nacional. Assim, o SIN conecta diversas redes regionais de energia elétrica em uma única grande rede, permitindo que a energia gerada em uma região seja distribuída e utilizada em outras partes do país. O Sistema Interligado Nacional é constituído por quatro subsistemas: Sul, Sudeste/2Centro-Oeste, Nordeste e a maior parte da

região Norte (ONS, 2024).

Dados do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações do Brasil indicaram um fator de emissão de 0,34 kg de CO₂ por kWh gerado para o sistema interligado nacional (BRASIL, 2024).

Tabela 11 – Matriz de energia elétrica no SIN em 2023

Fontes de produção de energia elétrica	Percentuais
Hidráulica	50,01%
Eólica	13,24%
Termoelétrica	18,60%
MMGP	12,13%
Termelétrica a carvão	1,4%
Solar	5,21%
Nuclear	0,92%

Fonte: ONS (2024)

3.2.4.2.2 Geração de energia no Estado do Ceará

A matriz elétrica cearense tem uma composição distinta da matriz elétrica brasileira, com uma grande contribuição de energia eólica e termoelétrica. A matriz de energia elétrica do Ceará é composta atualmente por 39% de geração termoelétrica e 60% de geração renovável (solar e eólica) (Guia do Ceará, 2024).

Em 2021, o Ceará ocupou a 19^a colocação no ranking nacional de emissão bruta de Gases do Efeito Estufa (GEE), com uma participação de 1,16%, totalizando 28.024.418 toneladas de CO₂-Eq, do total do Brasil, que foi de 2.422.625.065 toneladas de CO₂-Eq. No Ceará, a principal fonte de emissão bruta de GEE correspondeu à geração de energia (42%), seguida pela atividade agropecuária (27%) (IPECE, 2022).

A geração de energia elétrica no Ceará em 2021, considerando usinas eólicas, termoelétricas e solares, foi equivalente a 17.356 GWh (ONS, 2024b). Do total de CO₂ emitido no Ceará em 2021, 42% são provenientes da geração de energia elétrica do estado, o que corresponde a 11.770.255,56 t de CO₂-Eq. Considerando a geração de 17.356 GWh, temos a relação de 0,678 kg de CO₂/kWh.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Resultados do inventário do ciclo de vida

A Tabela 12 apresenta os principais fluxos de entrada e saída de materiais e energia relacionados para cada cenário. As entradas consideradas são relativas às composições dos RSD, consumo de energia na forma de eletricidade na operação da usina de triagem de resíduos, GNR e aterro sanitário, juntamente com a demanda de combustível para o transporte de RSD e CDR. Em relação aos fluxos de saída, foram consideradas as emissões dos gases com significativo potencial de aquecimento global em termos de $\text{CO}_2\text{-Eq}$, o fluxo de materiais recicláveis que serão reinsertidos no ciclo produtivo, resíduos enviados para aterro sanitário e CDR. Na Tabela 12 também estão apresentados os créditos oriundos da redução de emissão de CO_2 a partir do uso de CDR como substituto parcial de combustíveis fósseis na indústria de cimento, além da redução da emissão de CO_2 a partir da geração de energia elétrica a partir da queima do biometano capturado no aterro sanitário.

Os resultados gerados pelo software *openLCA 1.11.0* estão apresentados na Figura 9 onde observa-se os valores das categorias de impacto ambiental nos cenários de C1 a C5. Os cenários foram classificados com base nesses resultados. A seguinte sequência de alternativas apresenta a classificação final do melhor (menor impacto ambiental) para o pior cenário (maior impacto ambiental):

Potencial de acidificação: $\text{C2} < \text{C4} < \text{C5} < \text{C3} < \text{C1}$

Mudança climática: $\text{C2} < \text{C4} < \text{C3} < \text{C1} < \text{C5}$

Potencial de eutrofização: $\text{C2} < \text{C4} < \text{C3} < \text{C5} < \text{C1}$

Oxidação Fotoquímica: $\text{C3} < \text{C2} < \text{C4} < \text{C5} < \text{C1}$

Depleção dos recursos abióticos: $\text{C2} < \text{C4} < \text{C5} < \text{C1} < \text{C3}$

Portanto, observa-se que os cenários que focam no processo de reciclagem como o cenário 2 e 4, apresentam valores negativos, ou seja, mais créditos ambientais na maioria dos indicadores em relação aos demais, pois essa prática evita o consumo de materiais virgens. Quando se considera a categoria de mudança climática, por exemplo, um valor negativo pode indicar que um sistema está atuando como um sumidouro de carbono, ou seja, está absorvendo mais dióxido de carbono (CO_2) do que emitindo, contribuindo positivamente para a redução da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. A Figura 10 apresenta uma visão geral dos resultados dos indicadores com a sua contribuição percentual em cada cenário analisado.

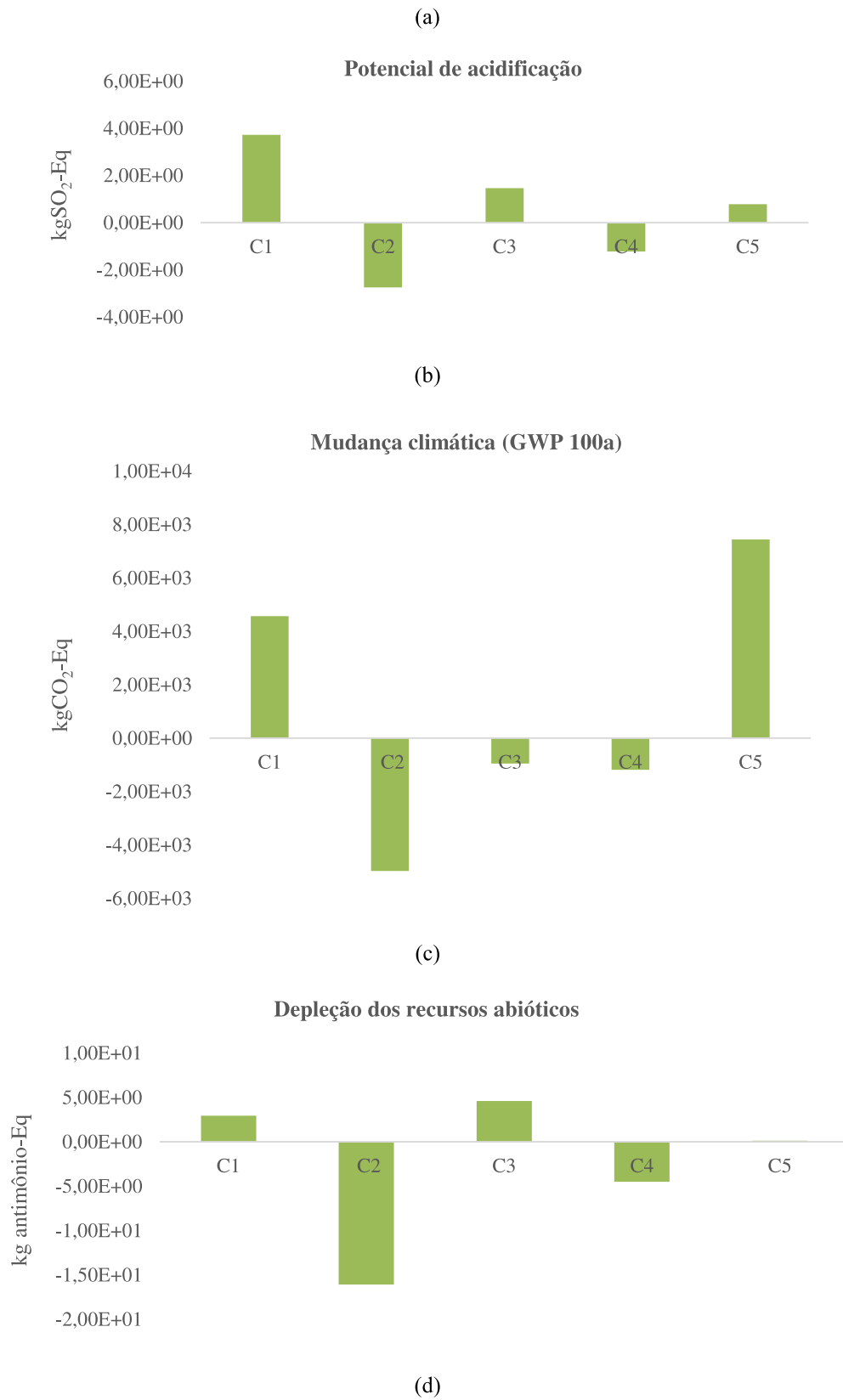
Tabela 12 – Fluxos de entrada e saída dos cenários C1, C2, C3, C4 e C5

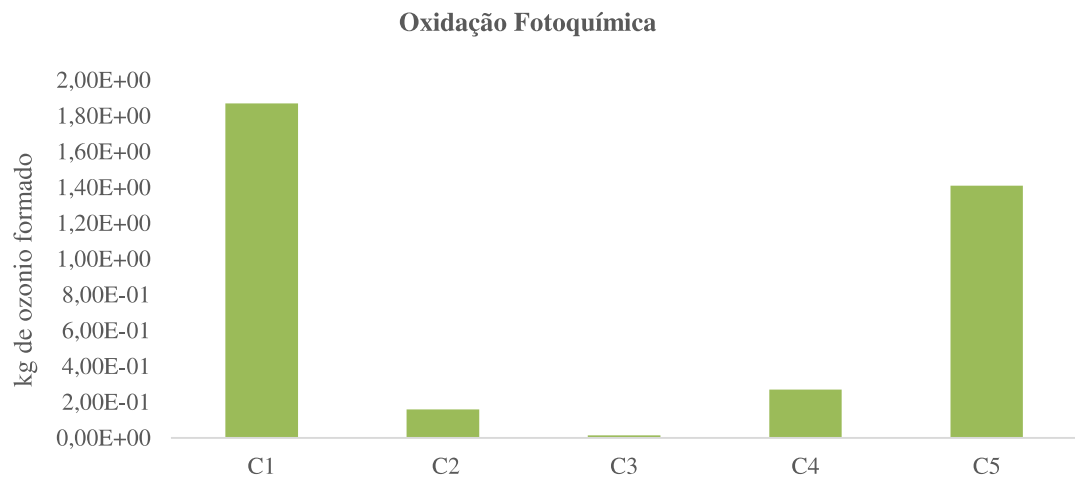
Entrada	Descrição	Unidade	Cenários					
			C1	C2	C3	C4	C5	
	Diesel - Transporte de resíduos, transporte de CDR	t/dia	1,467	6,157	1,467	1,467	1,467	1,467
	Energia elétrica consumida total	kWh/dia	66643,23	98.808	98.808	98.808	98.808	18.597,6
	Bioresíduos	t/dia	2016	2016	2016	2016	2016	2016
	Resíduo de papel e papelão	t/dia	567	567	567	567	567	567
	Resíduo de plástico (mix)	t/dia	877,8	877,8	877,8	877,8	877,8	877,8
	Resíduo de ferro	t/dia	42	42	42	42	42	42
	Resíduo de cobre	t/dia	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4
	Resíduo de garrafa PET	t/dia	42	42	42	42	42	42
	Resíduo de madeira	t/dia	96,6	96,6	96,6	96,6	96,6	96,6
	Resíduo de vidro	t/dia	100,8	100,8	100,8	100,8	100,8	100,8
	Resíduo de borracha	t/dia	134,4	134,4	134,4	134,4	134,4	134,4
	Resíduo de tecido	t/dia	130,2	130,2	130,2	130,2	130,2	130,2
	Resíduo de PVC	t/dia	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
	Entulho	t/dia	180,6	180,6	180,6	180,6	180,6	180,6
	CDR	t/dia	0,0	995	0,0	995	0,0	0,0
	Fly ash	t/dia	0,0	0,0	210	49,03	0,0	0,0
	CO _{2-Eq} (biogênico) – emissão no aterro	t/dia	115,65	115,65	-	115,65	115,65	1674
	CO _{2-Eq} (fóssil) – redução das emissões indústria de cimento	t/dia	0,0	-1.537,55	-	-	-	-
	CO _{2-Eq} (biogênico) – emissão na queima de biometano para transformação em energia elétrica	t/dia	170	170	-	170	-	-
	Lixiviado	m ³	1.066,8	1.066,8	0,0	1.066,8	1.066,8	1.066,8
	Biometano	m ³ /dia	87.000	87.000	0,0	87.000	87.000	-
	Eleticidade gerada	kWh/dia	866.102	866.102	2.808.645	1.340.616	-	-
	CO _{2-Eq} – redução na produção de energia elétrica	t/dia	-294,5	-294,5	-954,9	-455,8	-	-
	Cacos de vidro classificados	t/dia	0,0	100,8	0,0	100,8	0,0	0,0
	Papel 100% reciclado	t/dia	0,0	310,8	0,0	310,8	0,0	0,0
	Sucata de ferro classificada, prensada	t/dia	0,0	42,0	0,0	42,0	0,0	0,0
	Tereftalato de polietileno, granulado, amorpho, reciclado	t/dia	0,0	42,0	0,0	42,0	0,0	0,0

Plástico reciclado	t/dia	0,0	499,8	0,0	499,2	0,0
PVC reciclado	t/dia	0,0	4,2	4,2	4,2	0,0
Sucata de cobre separada, prensada	t/dia	0,0	8,4	0,0	0,0	0,0
Resíduo de papel e papelão	t/dia	310,8	0,0	0,0	0,0	310,8
Resíduo de plástico (mix)	t/dia	499,8	0,0	0,0	0,0	499,8
Resíduo de ferro	t/dia	42	0,0	0,0	0,0	42
Resíduo de cobre	t/dia	8,4	0,0	0,0	0,0	8,4
Resíduo de garrafa PET	t/dia	42	0,0	0,0	0,0	42
Resíduo de madeira	t/dia	92,4	0,0	0,0	0,0	92,4
Resíduo de vidro	t/dia	100,8	0,0	0,0	0,0	100,8
Resíduo de borracha	t/dia	134,4	0,0	0,0	0,0	134,4
Resíduo de tecido	t/dia	130,2	0,0	0,0	0,0	130,2
Entulho	t/dia	180,6	0,0	0,0	0,0	180,6
Resíduo de plástico e papel não reciclável	t/dia	634,2	0,0	0,0	0,0	634,2
Resíduo de PVC	t/dia	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Bioresíduos	t/dia	2016	2016	0,0	2016	2016

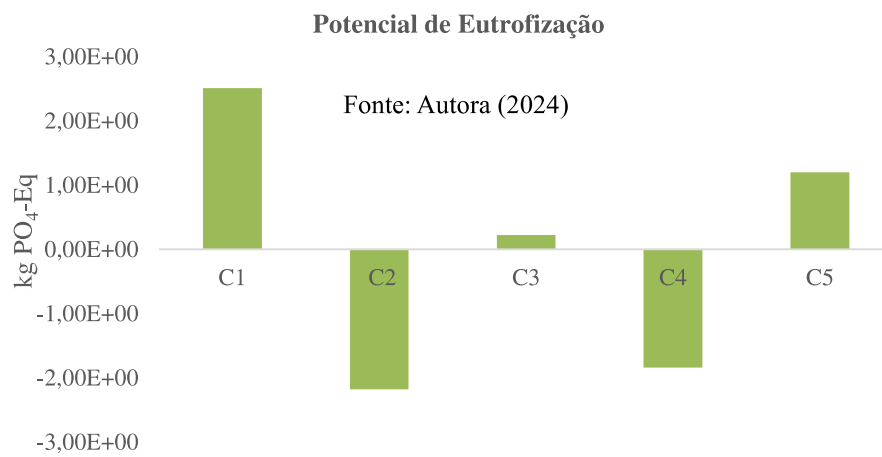
Fonte: Autora (2024)

Figura 9 – Categorias de impacto ambiental dos cenários C1 a C5/ a) Potencial de acidificação b) Mudança climática c) Depleção de recursos abióticos d) Oxidação fotoquímica e) Potencial de Eutrofização



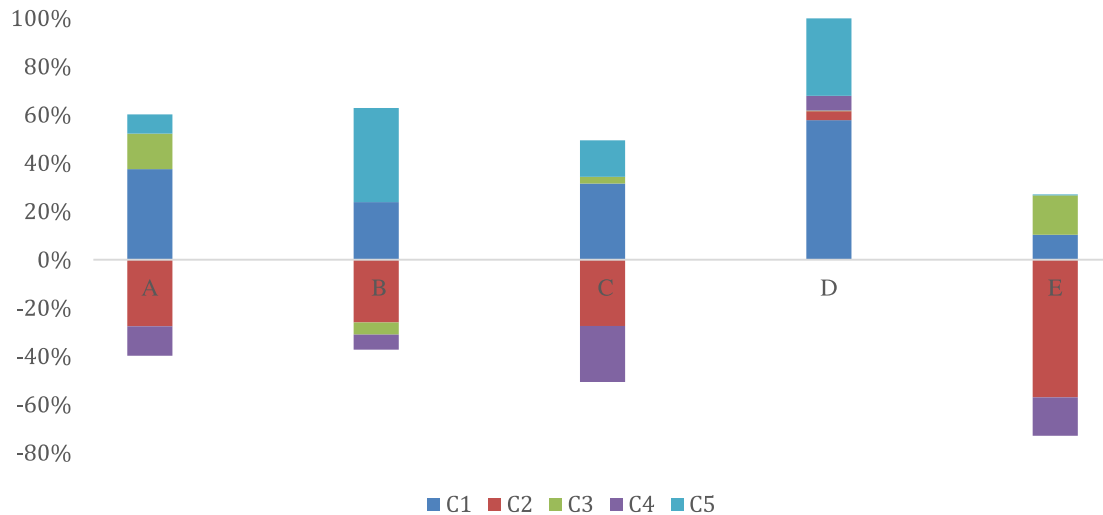


(e)



Fonte: Autora (2024)

Figura 10 – Contribuição das categorias ambientais em termos percentuais em cada cenário. A - Potencial de acidificação/B - Mudança climática/C - Potencial de eutrofização/D - Oxidação fotoquímica/E – Depleção de recursos abióticos



Fonte: Autora (2024)

3.3.2 Interpretação dos Resultados

3.3.2.1 Análise dos fatores de contribuição

Os dados apresentados indicam a oportunidade de implementar novas estratégias para um sistema de gestão de resíduos sustentável em Fortaleza, pois o cenário atual é um dos que apresenta os maiores impactos ambientais.

No cenário 2 todos os indicadores ambientais são negativos, com exceção do potencial de oxidação fotoquímica, o que representa créditos ambientais oriundos do prévio tratamento mecânico, simulado na visão otimista, onde o fluxo de recicláveis apresenta sua carga máxima, em torno de 24% e produção de 24% de CDR, de forma que há apenas envio inertes e bioresíduos para o aterro sanitário.

O fator que mais contribuiu para o indicador de mudança climática no cenário 2, com 59,2% de contribuição e valor negativo foi a “*Redução na emissão de CO₂*”. Embora o cenário 1 também aborde o crédito ambiental com a geração de energia elétrica a partir da queima do biometano, apenas o cenário 2 apresenta o crédito ambiental da redução de emissão de CO₂-Eq na indústria de cimento com a substituição do combustível fóssil por CDR. Com exceção apenas

do fator “*tratamento de resíduos biológicos por digestão anaeróbia*” todos os outros apresentaram valores negativos na composição do indicador de mudança climática do cenário 2, tais como processos de tratamento de plásticos e eletrônicos através da reciclagem e produção de energia elétrica a partir do tratamento dos resíduos. Quanto ao potencial de acidificação, fatores relacionados à redução do consumo de energia elétrica foram ressaltados, como “*operação de mina de carvão mineral*” e “*cogeração de calor e energia/usina de energia de alta tensão*” esses fatores apresentaram valores negativos e corresponderam a 3,1% e 10%, respectivamente.

Um dos fatores que mais contribuíram para o potencial de eutrofização no cenário 2 foi “*Produção de papel gráfico 100% reciclado*” com contribuição de 12,2% e valor negativo. A produção de papel reciclado, em geral, exige menos produtos químicos em comparação com a produção de papel a partir da polpa de madeira virgem. Como resultado, os efluentes da produção de papel reciclado contêm menos contaminantes e nutrientes que podem levar à eutrofização. Outro processo de contribuição para este indicador, também com valor negativo foi o “*tratamento de rejeitos de mineração de carvão mineral*”. Com a geração de energia temos menor impacto com uso e queima de carvão vegetal nas termelétricas. Todos os fatores que contribuíram para o potencial de eutrofização apresentaram valor negativo.

Quanto ao potencial de oxidação fotoquímica, os fatores principais de contribuição estão relacionados direta ou indiretamente ao consumo de energia e combustíveis como “*cogeração de calor e energia, gás natural, usina de energia convencional*” e “*transporte, carga, veículo comercial*”.

O cenário 3, que aborda a incineração integral dos RSD sem tratamento prévio para a geração de energia elétrica, obteve resultados intermediários entre os cenários 1 e 2. Analisando os resultados para este cenário observa-se que apenas o indicador de mudança climática apresentou valor negativo enquanto todos os demais apresentaram valores positivos, o que representa uma carga ambiental sobre o sistema de tratamento.

Um dos fatores de que mais contribuíram para o potencial de aquecimento global no cenário 3 foi a “*Redução de emissão de CO_{2-Eq}*” devido a geração de energia que foi convertida em redução de emissão de CO_{2-Eq} a partir do processo de produção de energia elétrica. Observa-se, portanto, que mesmo com eficiência global de apenas 23%, a energia gerada com o sistema de incineração é significativamente maior do que o gerado na conversão de biometano em energia elétrica. Outro fator que contribuiu para o indicador de mudança climática, neste caso,

com valor positivo, ou seja, aumentando a carga de impacto, foi o “*Tratamento de cinzas volante e lodo do lavador*”

Deve-se ressaltar que neste estudo não foi considerado o uso de combustível ou produtos químicos auxiliares como hidróxido de cálcio, ureia ou carvão ativado no processo de incineração. Esta decisão leva em consideração que uso de combustíveis auxiliares na incineração de resíduos depende de vários fatores, entre os quais eficiência do incinerador, as regulamentações locais, perdas de calor e outros fatores operacionais. Apenas se a demanda de energia da instalação for maior do que a energia fornecida pelo RSU ou CDR, um combustível auxiliar será necessário. Portanto, nesta análise consideramos que a energia fornecida pelos resíduos (RSU e CDR) é maior do que a demanda energética estimada para incineração.

Processos relacionados a produção e consumo de combustível fóssil foram os principais contribuintes para a composição do valor do indicador de acidificação no cenário 3 como “*Produção de calor, óleo combustível leve*”, “*Tratamento do gás natural residual*” dentre outros. Deve-se ressaltar que, neste estudo foi considerado instalações modernas de incineração que apresentam um sistema altamente eficiente de controle de emissões, logo, não foi inserido dados de emissões de particulados, NO_x, SO_x, dioxinas e furanos, metais pesados, ácido clorídrico ou ácido fluorídrico. Sendo, portanto, considerado apenas a emissão de CO₂, pois enquanto as emissões de (NO_x, SO_x, dioxinas, etc.) podem ser significativamente reduzidas com tecnologias de controle de emissão específicas, a redução direta de CO₂ é mais desafiadora devido à natureza intrínseca da combustão de materiais orgânicos.

Um dos processos que contribuíram para a eutrofização no cenário 3, com cerca de 16% de contribuição foi o “*Tratamento de cinzas volante e lodo do lavador*”. Se as cinzas contêm nutrientes em quantidades significativas (especialmente compostos de nitrogênio e fósforo) e esses nutrientes são liberados no ambiente, eles podem promover a eutrofização. Se as cinzas são armazenadas ou dispostas em locais onde podem ocorrer lixiviações para corpos d'água, há um risco de contribuição para a eutrofização. A contaminação pode ocorrer se as instalações de armazenamento não forem bem projetadas ou mantidas. Existem tecnologias específicas para tratar as cinzas provenientes da incineração de RSU, de forma a reduzir sua toxicidade e o potencial de lixiviação de contaminantes. No entanto, se esse tratamento não for feito de forma adequada, ou se os resíduos do tratamento forem mal gerenciados, pode haver um risco de contribuição para a eutrofização.

O cenário 4, similarmente ao cenário 2, apresentou resultados negativos em todas as categorias de impacto, porém o cenário 2 apresenta mais créditos ambientais apresentando

maiores valores absolutos. Deve-se ressaltar que o cenário 4 também aborda a alta taxa de recicláveis e de CDR, diferenciando-se do cenário 2 apenas na questão do destino final do CDR produzido na unidade de tratamento mecânico. A comparação desses cenários demonstra que há mais benefícios ambientais com a queima do CDR na indústria de cimento do que com a sua incineração para geração de energia elétrica com uma diferença de 76% entre os indicadores de mudança climática.

A comparação dos resultados entre os cenários 1 e cenário 5 indica que a captação de biogás no aterro, e sua transformação em biometano para geração de energia elétrica, reduz em cerca de 40% os impactos de mudança climática. No cenário 5 os processos de “*tratamento de resíduos*” são os fatores que mais contribuem para todos os indicadores ambientais. Neste processo o metano, um potente gás de efeito estufa, não está sendo capturado e utilizado, e sim liberado diretamente para a atmosfera. Ressalta-se que, neste estudo também se considerou as emissões da queima do metano para o processo de produção de energia elétrica.

3.3.2.2 *Análise da variação do fluxo de recicláveis e CDR no cenário 2*

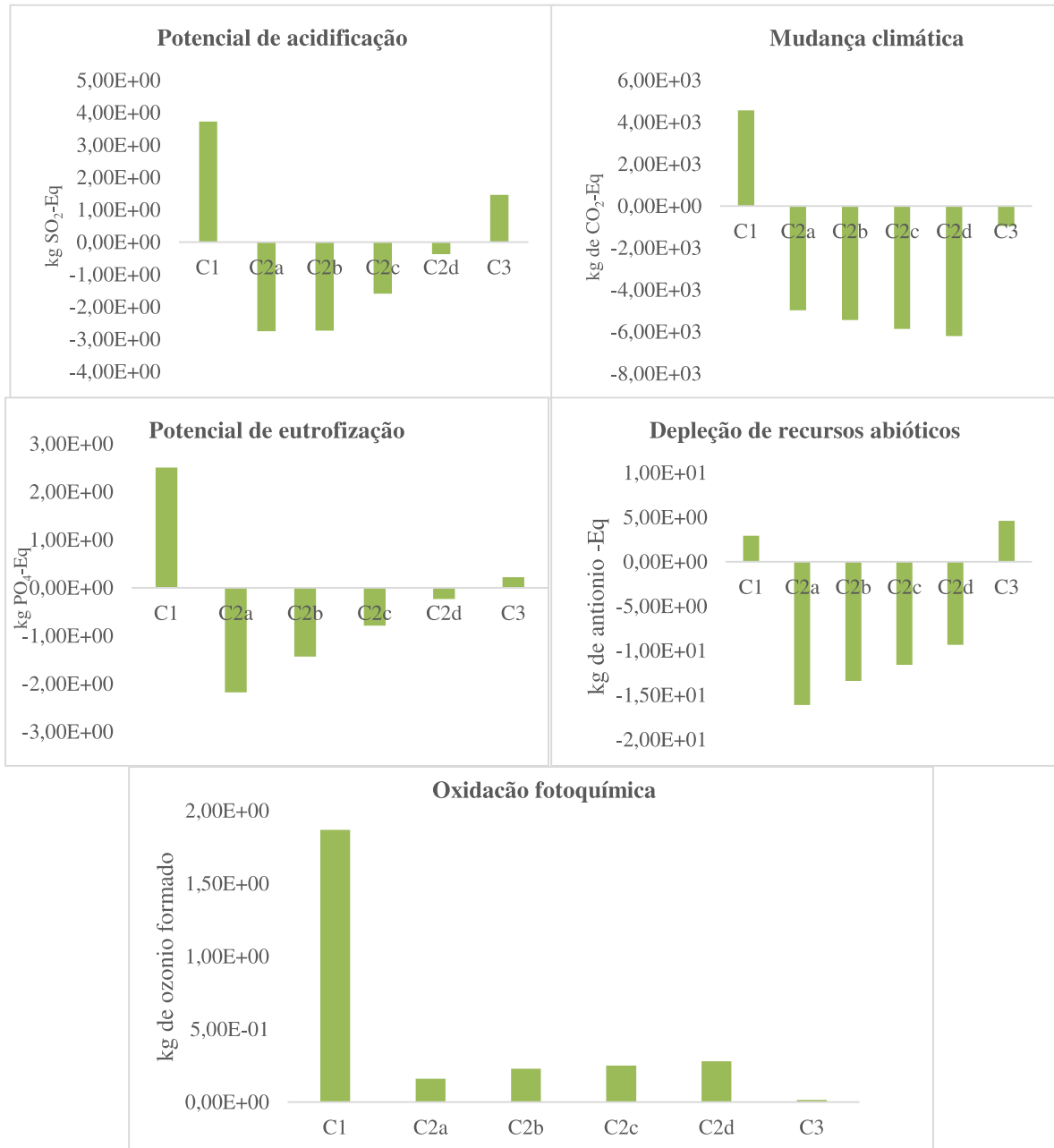
Inicialmente, foram analisadas as condições em que somente bioresíduos e inertes são enviados para o aterro, correspondendo aos subcenários C2a a C2d. Nestas situações a taxa de materiais recicláveis varia de 24 a 4%, enquanto a taxa de CDR varia de 24 a 42%. Conforme se observa na Figura 11, à medida que se reduz a taxa de recicláveis e aumenta-se o fluxo de CDR, há redução nos créditos em todos os indicadores ambientais. A única exceção é a categoria de mudança climática que aumenta à medida que se eleva a taxa de CDR devido à redução de emissão de CO₂ na indústria de cimento. Comparativamente, todos os subcenários de C2a a C2d apresentam maior créditos ambientais em relação aos cenários 1 e 3, exceto na categoria de potencial de oxidação fotoquímica onde, o cenário 3 apresenta menores valores.

Ao considerar a variação do fluxo de materiais recicláveis de 24 a 4% e a conversão de rejeitos em CDR limitada a 60%, ou seja, fluxo de CDR variando de 14,4 a 26,4%, subcenários C2e e C2h, ainda se verifica mais créditos ambientais que os cenários 1 e 3, em todas as categorias de impacto estudadas, de forma similar, com exceção da categoria de oxidação fotoquímica onde o cenário 3 continua apresentando menores impactos que os demais cenários analisados, conforme observa-se na Figura 12.

Os subcenários C2e a C2i representam outras possíveis condições, tais como, a ausência de mercado para absorver o CDR ou quando o CDR produzido não atende as rigorosas especificações técnicas para coprocessamento na indústria de cimento. Portanto, nestes

subcenários o fluxo de materiais recicláveis varia de 24 a 4% enquanto fluxo de CDR mantém-se igual a zero.

Figura 11 – Categorias de impacto ambiental para subcenários (2a a 2b)

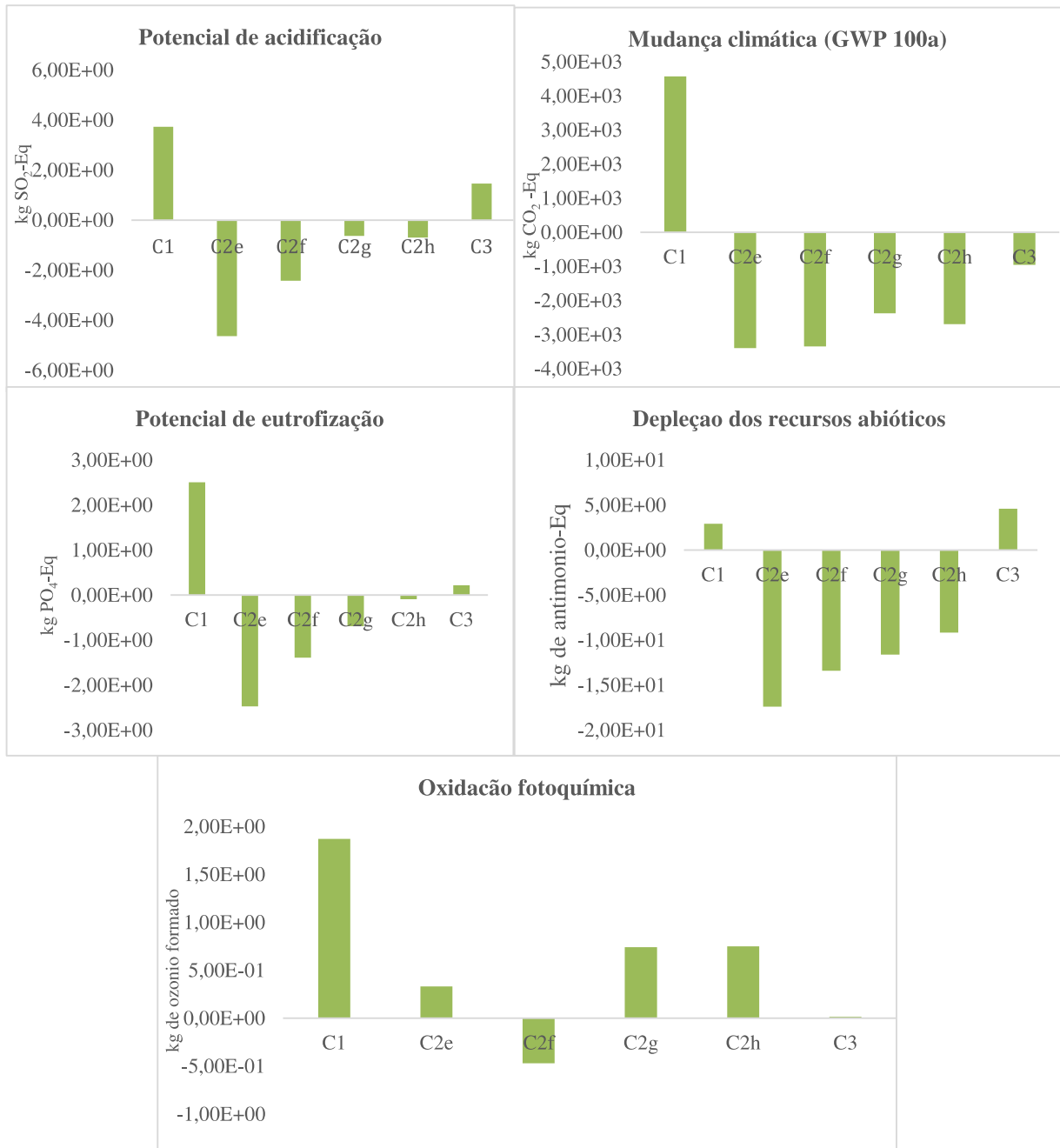


Fonte: Autora (2024)

Como se observa na Figura 13, ainda são evidentes os créditos ambientais nos subcenários de C2i a C2m, especialmente nas categorias de depleção de recursos abióticos e potencial de eutrofização. Por outro lado, em relação ao potencial de acidificação, o cenário 3 tem mais créditos ambientais que o C2m, e este, por sua vez, é melhor que o cenário 1, com

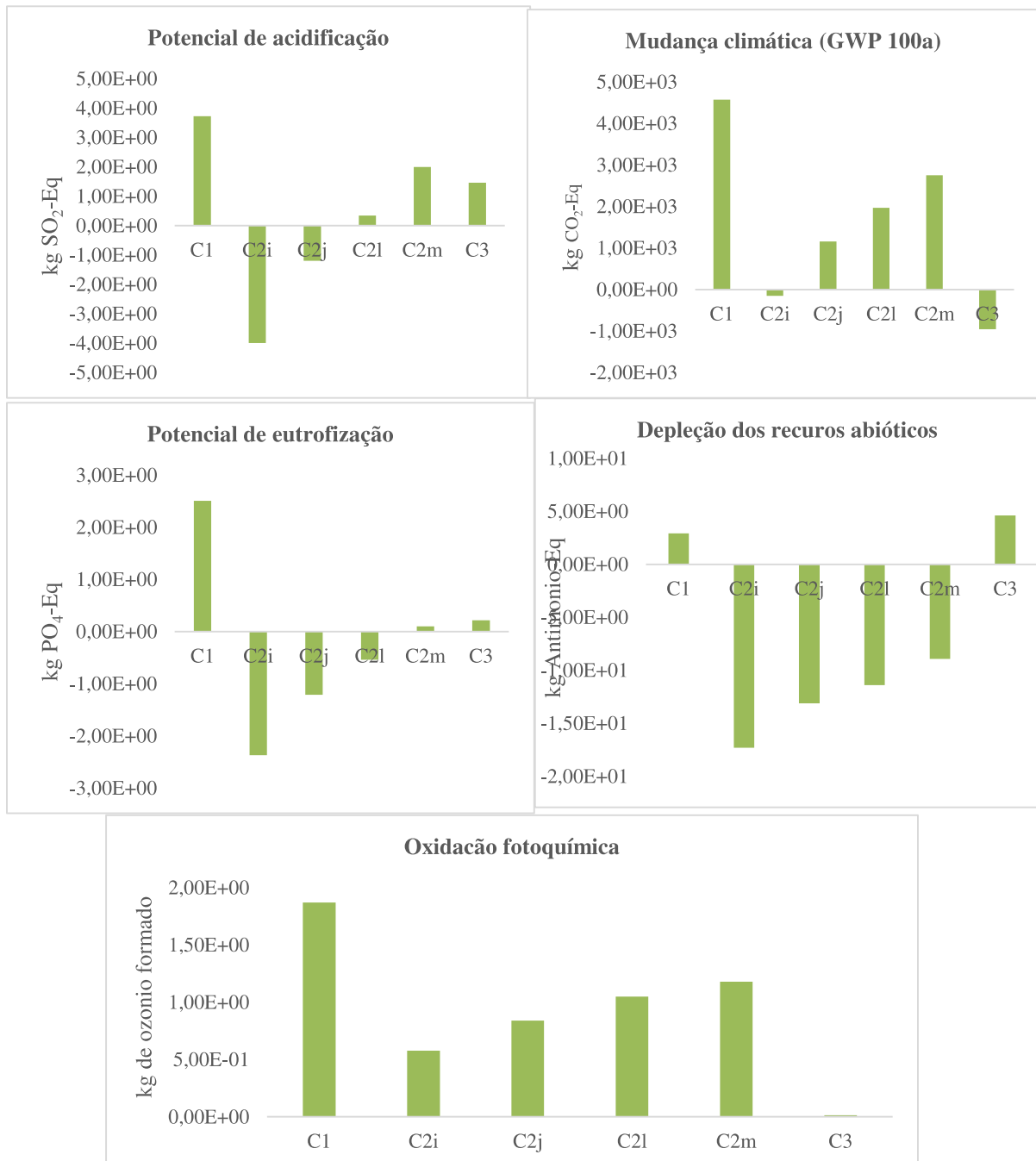
uma diminuição de impacto correspondente a 47%. No que diz respeito a categoria de mudança climática, o cenário 3 mostra-se mais benéfico do que os subcenários de C2j a C2m. Estes últimos superam o cenário 1. Os subcenários C2j, C2l e C2m apresentam uma redução de impactos de 74%, 56% e 39%, respectivamente. O cenário 3 continua a se sobressair positivamente na categoria de oxidação fotoquímica.

Figura 12 - Categorias de impacto ambiental para subcenários (2e a 2h)



Fonte: Autora (2024)

Figura 13 – Categorias de impacto ambiental para subcenários (2i a 2m)



Fonte: Autora (2024)

3.2.2.3 Impactos da Utilização de Energia elétrica Proveniente da Geração no Estado do Ceará

Neste tópico realizou-se a análise dos impactos ambientais considerando que a energia elétrica consumida nos processos analisados é proveniente da matriz elétrica do Estado do Ceará, que embora possua características únicas em termos de fontes de energias renováveis, como eólica e solar, também apresenta ainda grande dependência de termoeletricas, portanto, a

matriz é significativamente diferente da composição do SIN, e que podem levar a diferentes perfis de impacto ambiental.

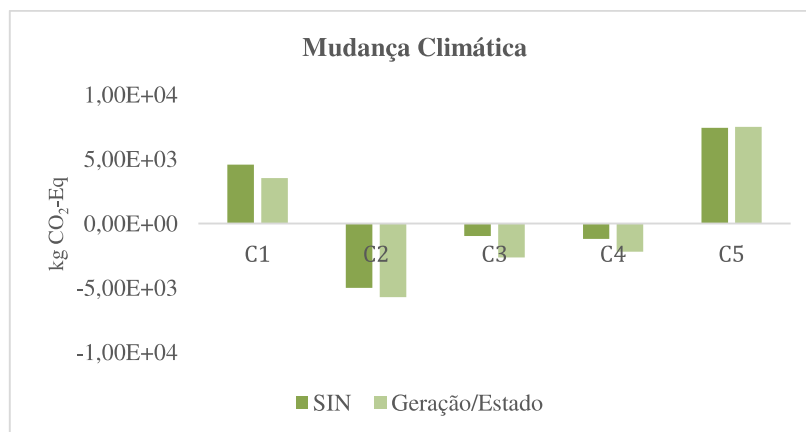
A Figura 14 apresenta os resultados da categoria de mudança climática para os cenários analisados. Observa-se que quando consideramos que a fonte de energia elétrica é proveniente do estado, temos mais créditos nos indicadores de mudança climática correspondente aos cenários C1, C2, C3 e C4, isso acontece porque os cenários abordam a geração de energia elétrica via tratamento de resíduos, por queima de biogás, resíduos ou CDR. A energia gerada a partir do tratamento de resíduos incide na redução da geração de energia elétrica no Estado através do fator de 0,68kg de CO₂/kWh que é significativamente maior que o fator de emissão do SIN 0,34kg de CO₂/kWh.

Desta forma, a classificação final do melhor (menor impacto ambiental) para o pior cenário (maior impacto ambiental) na categoria de mudança climática apresenta uma inversão quando consideramos a geração de energia do Estado. Observa-se que o cenário 2 continua sendo o cenário mais promissor. No entanto, o cenário C3 que corresponde a mais alta taxa de geração de energia de 2.808.645 kWh/dia torna-se uma melhor opção do que os demais cenários analisados.

Mudança climática: C2<C4<C3<C1<C5 (SIN)

Mudança climática: C2<C3<C4<C1<C5 (Geração/Estado)

Figura 14 – Categoria de mudança climática para os cenários considerando o SIN/Geração no Estado



Fonte: Autora (2024)

3.4 CONCLUSÃO

Os resultados das categorias ambientais para o cenário 2, que representa a introdução de uma máquina para otimizar a seleção de materiais recicláveis e a produção de Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR) no atual sistema de tratamento de resíduos sólidos de Fortaleza (cenário 1), demonstram que a inclusão deste processo pode resultar em benefícios ambientais substanciais. A análise dos subcenários C2a a C2m, com a variação das taxas de recicláveis e CDR, demonstram que há ganhos ambientais mesmo quando consideramos uma taxa de recicláveis relativamente baixa como apresentado no subcenário C2h, onde o fluxo de recicláveis corresponde a apenas 4% e o CDR representa 60% dos resíduos que originalmente seriam destinados no aterro sanitário.

Entretanto, é importante ressaltar que a viabilidade de implementar um sistema desse tipo vai além de aspectos ambientais abrangendo, portanto, questões econômicas e sociais. Os catadores de recicláveis podem ser inseridos no processamento mecânico dos resíduos, uma vez que, neste tipo de instalação que trata de resíduos não coletados na fonte, há a necessidade de implantação de uma estação com trabalhadores para separar os componentes indesejados. Além disso, os dois métodos de seleção de recicláveis podem coexistir paralelamente. Portanto, a implementação de uma máquina de tratamento mecânico pode envolver a criação de políticas e programas de suporte e um processo de transição gradual para garantir que os catadores não sejam prejudicados pela tecnologia e possam se beneficiar com o aumento da eficiência do processo.

O cenário C2 também apresenta mais créditos ambientais que o cenário C3, o qual corresponde à incineração dos resíduos para geração de energia elétrica. Ao comparar o cenário C3 com o cenário C4, observa-se que a recuperação de materiais exerce um impacto mais significativo sobre o ambiente do que as estratégias de geração de energia. Isso se verifica especialmente quando se utilizam os dados do SIN, que possui uma ampla proporção de fontes renováveis, com uma emissão correspondente a 0,34 kg de CO₂/kWh. Por outro lado, ao adotar os dados de geração de energia do Estado, que registra uma emissão de 0,68 kg de CO₂/kWh, essa conclusão se inverte.

A comparação entre os cenários C2 e C4 indica que o uso do CDR como combustível substituto do coque de petróleo na indústria de cimento, traz mais benefícios do ponto de vista ambiental do que a sua incineração para a geração de energia elétrica. Entretanto, análises laboratoriais da produção e caracterização do CDRU a partir dos resíduos de Fortaleza devem

ser realizados para a definição da sua qualidade e adequação para uso na indústria de cimento como substituto do coque de petróleo obtendo assim a determinação da real demanda de CDRU para essas empresas. Pesquisas relacionadas a ampliação do mercado de CDRU, abordando a sua utilização em termoquímicas e indústrias de cerâmica cearenses, por exemplo também seriam relevantes para complementação do estudo.

Além disso, o cenário C1 apresenta uma grande vantagem em relação ao indicador de mudança climática quando comparado do cenário C5. O aproveitamento do biogás para a produção de metano e geração de energia elétrica, reduz em cerca de 40% as emissões de CO₂-Eq. No entanto, os outros indicadores apresentam, inclusive, maiores encargos ambientais, o que demonstra que apenas essa prática não é suficiente para atingir uma gestão de resíduos verdadeiramente sustentável.

Desta forma a interpretação dos resultados indica que um equilíbrio entre a reciclagem e a utilização de CDR, com melhor aproveitamento dos resíduos enviados atualmente para o aterro sanitário, ofereceria uma estratégia mais sustentável para a gestão de resíduos na região. Isso implica uma mudança significativa na política e prática atual, direcionando esforços para a melhoria da infraestrutura de reciclagem e para o desenvolvimento de mercados para CDR, potencializando os benefícios ambientais enquanto reduz os impactos negativos associados ao tratamento atual dos RSU.

4 ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONOMICA DA OPERAÇÃO DE UMA UNIDADE DE TRATAMENTO MECÂNICO DE RESÍDUOS DOMICILIARES EM FORTALEZA

4.1 INTRODUÇÃO

No Capítulo 3 desta tese exploramos uma análise detalhada de ciclo de vida (ACV) para um cenário inovador em Fortaleza, que contempla a implementação do tratamento mecânico de resíduos domiciliares. O principal objetivo desta abordagem é intensificar a recuperação de materiais recicláveis e a produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR). Investigamos as implicações de variadas taxas de reciclagem e produção de CDR, em conjunto com o encaminhamento de bioresíduos e rejeitos para o aterro Metropolitano Oeste de Caucaia onde está instalada a usina GNR, focada na captação de biogás para geração de biometano. Os indicadores ambientais analisados sugerem que a adoção deste cenário hipotético poderia conferir significativos benefícios ambientais, superando o atual sistema de gestão de resíduos em Fortaleza.

Entretanto, a viabilidade de instalar uma unidade de tratamento mecânico requer uma análise abrangente de vários fatores adicionais. Entre os quais, podemos destacar, a conformidade com as regulamentações legais locais, o impacto social na comunidade e, a análise de viabilidade econômica do projeto. A análise de viabilidade econômica é complexa e composta por várias fases que abrangem a Estimativa de Custos Iniciais, Análise de Fluxo de Caixa, Previsão de Receita, Cálculo do Ponto de Equilíbrio, Análise de Cenários, Taxa Interna de Retorno (TIR), Valor Presente Líquido (VPL), Período de Retorno do Investimento, Análise de Sensibilidade e Avaliação de Riscos. A integração desses fatores é vital para assegurar não apenas a sustentabilidade econômica, mas também a viabilidade a longo prazo do projeto.

Desta forma, neste capítulo tem-se como objetivo avaliar o potencial econômico da operação de uma unidade de tratamento mecânico com capacidade de processar 200.000 t/ano de resíduos sólidos domiciliares no Novo Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (NOVO ASMOC). Esta análise visa não apenas aprimorar a gestão de resíduos em Fortaleza, mas também explorar as possibilidades de transformar este sistema em uma solução mais sustentável e eficiente.

4.2 METODOLOGIA

4.2.1 Procedimentos Metodológicos

Dados técnicos da máquina de tratamento mecânico foram obtidos de uma empresa Alemã que possui vasta experiência no desenvolvimento de projetos para valorização de resíduos coletados de forma diferenciada e não diferenciada. O projeto básico da unidade foi desenvolvido a partir da caracterização dos resíduos sólidos domiciliares oriundos de Fortaleza.

Neste estudo considerou-se quatro possíveis cenários com diferentes taxas de recicláveis e CDR. Para a estimativa do Capital total investido (CTI) e Fluxo de Caixa Anual do empreendimento foram considerados ainda, dados referentes ao custo de consumo de energia, custo do terreno, mão de obra, impostos, licenças e regulamentações, além de dados referentes ao mercado de CDR e recicláveis na região. O custo total de produção foi estimado com base nos custos diretos de produção, custos indiretos e despesas gerais. Os indicadores financeiros analisados neste trabalho foram o Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Mínima de Atratividade (TMA), Taxa Interna de Retorno (TIR) e, por fim, o Payback descontado, verificando a possibilidade de retorno financeiro diante dos cenários estipulados.

4.2.2 Cenários analisados

Os cenários analisados neste estudo estão descritos na Tabela 13. A definição de tais cenários foi baseada nas seguintes considerações:

- A composição gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares de Fortaleza corresponde a 24% de recicláveis e 24% de rejeitos, conforme está apresentado na Figura 7. Portanto, neste estudo analisou-se o fluxo de recicláveis variando de 7% a 24%.

- O fluxo de CDR foi considerado como 60% do fluxo de rejeitos com base no balanço de massa semanal de uma unidade de processamento mecânico de resíduos sólidos domiciliares descrita na Figura 8.

Tabela 13 – Cenários com diferentes fluxos de recicláveis e CDR da UT-01 para análise de viabilidade econômica

Cenários	Recicláveis	CDR
Cenário 1	7%	14000 t/ano
Cenário 2	10%	20000 t/ano
Cenário 3	15%	30000 t/ano
Cenário 4	24%	48000 t/ano

Fonte: Autora (2024)

4.2.3 Método para estimativa do capital total investido e fluxo de caixa anual

O método do fator individual de Guthrie foi utilizado para a estimativa do Capital Total Investido (CTI). A partir deste método o capital total investido (C_{CTI}) é obtido através da soma entre o capital fixo (C_F) e o Capital de giro (C_G) (Eq. 3.1). O capital fixo, por outro lado, é dado pela soma dos custos dos equipamentos instalados na planta, preparação da área, construções e prédios, capital de giro e outras instalações (Lima, 2013).

$$C_{CTI} = C_{FC} + C_G \text{ (Eq. 3.1)}$$

Como estimativa de custos industriais alguns parâmetros foram obtidos da literatura (Lima, 2013). A reserva de contingência foi considerada 18% do custo dos equipamentos. O capital de giro foi considerado igual a 15% do capital fixo enquanto o custo referente a manutenção e reparos foi estimado em 6% do capital fixo. Os demais parâmetros utilizados nesta estimativa de custo, são testes laboratoriais (15% da mão de obra operacional), trabalho de supervisão e escritório (1,5% do capital fixo), suprimentos operacionais (15% de mão de obra e reparos), distribuição e venda (10% do custo de manufatura), outras despesas, embalagem e armazenamento (60% da soma da mão de obra operacional e manutenção e reparos) e custos administrativos (25% do custo referente a outras despesas, embalagem e armazenamento).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Unidade Tecnológica UT-01

A Figura 15 apresenta as etapas principais do processo de tratamento de resíduos sólidos urbanos na unidade tecnológica UT-01. Inicialmente o material é temporariamente armazenado em um recipiente e pré-selecionado por uma pá carregadeira, onde pneus e resíduos volumosos são separados. O material é posteriormente enviado para um triturador. Após a trituração, um Ímã Overbelt separa uma fração de Fe do fluxo principal de material. Um Tambor de Peneiração divide o fluxo principal em três frações: 0 – 80 mm, 80 – 240 mm, >240 mm. A maior fração (> 240mm) é transportada para uma Cabine de Separação onde papelão, plástico filme e plásticos rígidos 3D são separados. O material restante é conduzido a um separador balístico que extrai a fração 2D. A fração 3D e os finos são coletados como resíduos em um recipiente. A fração 2D deste Separador Balístico é conduzida a um Triturador e coletada como CDR. Os finos do Tambor de Peneiração (<80 mm) são transportados para outro Ímã Overbelt onde a

fração ferrosa residual é separada. Os Finos são coletados em um recipiente e transportados por pá carregadeira para tratamento biológico adicional. A fração intermediária (80 – 240 mm) do Tambor de Peneiração é dividida em dois fluxos e processada através de dois Separadores Balísticos paralelos. Os Separadores Balísticos geram uma fração 2D, 3D e uma fração fina. A fração fina é coletada em um recipiente sob os separadores balísticos e transportada por pá carregadeira para tratamento biológico adicional. Na fração 2D o PVC é separado da fração através de um separador NIR. Posteriormente, o material restante é triturado e coletado como CDR. Da fração 3D de ambos os Separadores Balísticos são reunidos e conduzidos através de separadores NIR, onde PE, PET, PP e Tetra são separados. Dos materiais restantes, metais não ferrosos são separados por um Separador de Corrente de Eddy. PE, PET, PP, Tetra e metais não ferrosos são transportados para uma Cabine de Separação de Qualidade. As frações recicláveis são coletadas em um recipiente. Os recipientes são esvaziados empurrando o material com uma pá carregadeira para uma esteira, que transporta o material para a prensa de enfardamento.

4.3.2 Orçamento da Unidade Tecnológica

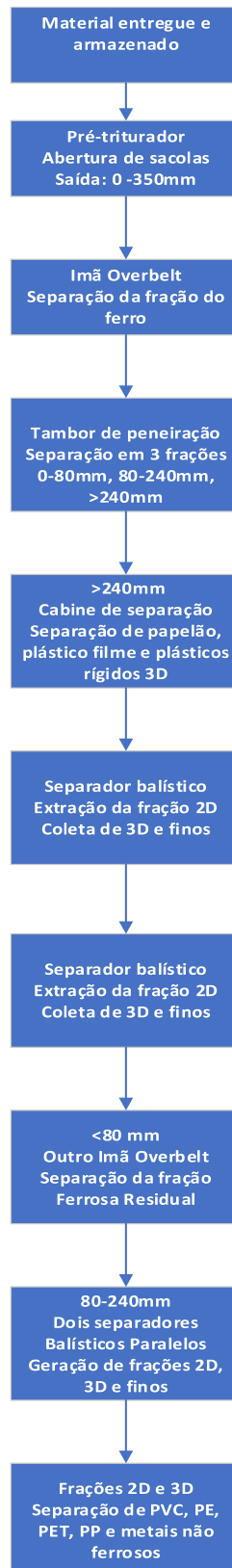
O orçamento da unidade engloba todos os custos referentes ao desenvolvimento de obras civis e produtos tecnológicos. Trata-se do custo total de investimento em ativos fixos para a empresa, incluindo todas as despesas necessárias para entrega-los em Fortaleza, ou seja, custos com seguros e frete. Conforme observa-se na Tabela 14 o encargo total foi convertido na moeda nacional considerando a taxa de câmbio de R\$ 5,34/€.

Tabela 14 – Orçamento da unidade de tratamento mecânico de RSD com capacidade máxima de 200.000t/ano

Especificação	Obras Civis	Tecnologia
Galpão para tratamento mecânico	2.964.000 €	
Cabine de triagem	300.000 €	
Total em equipamento mecânico		8.494.500 €
Investimento Total (CIF Fortaleza)	11.758.500 €	
Investimento Total em R\$ (Considerando a taxa de câmbio como R\$ 5,34/€)	R\$ 62.790.390	

Fonte: Autora (2024)

Figura 15 – Fluxograma do processo de tratamento mecânico para resíduos sólidos domiciliares na cidade de Fortaleza



Fonte: Autora (2024)

4.3.3 Estimativa do custo do Terreno

Em termos de simplificação consideramos o orçamento do terreno com base no valor aproximado do m² no Bairro Planalto Caucaia, onde está localizado o ASMOC. Para tal, fez-se o levantamento do valor de terrenos disponíveis a venda em um site de comercialização de imóveis (ZAP, 2024). O valor médio do m² do terreno na área considerando o total de 5 amostras referentes ao anúncio de venda de terrenos, correspondeu à razão de R\$ 50/m². Como a área necessária para a instalação da unidade corresponde a 7000 m² (0,7 hectares), o valor do terreno equivale a R\$ 350.000,00.

4.3.4 Licenças e regulamentações

Para realizar a instalação de uma unidade de tratamento mecânico para seleção de recicláveis e produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR) é necessário várias licenças e aprovações ambientais e operacionais, dentre as quais são a licença prévia e de instalação e licença de operação. O valor da licença prévia e de instalação (LPI) e da licença de operação (LO) foram obtidas através da simulação da taxa de licenciamento disponível em (SEMACE, 2024). O valor da licença prévia e de instalação e da licença de Operação são equivalentes a R\$ 21.750,43 e R\$ 10.464,13, respectivamente.

4.3.5 Capital Total Depreciável

A depreciação é a redução do valor de um ativo ao longo do tempo devido ao seu uso, desgaste ou obsolescência, portanto, o capital total depreciável é, basicamente, o valor total que pode ser depreciado ao longo da vida útil do equipamento. O cálculo da depreciação anual mais comum é feito usando o método linear (Eq. 3.2), que assume uma taxa de depreciação constante ao longo da vida útil do ativo. Esse método distribui o custo do ativo igualmente ao longo de sua vida útil. O valor residual é o valor estimado que o equipamento terá no final de sua vida útil. Se não houver valor residual (ou seja, se o equipamento não tiver valor de revenda ou de sucata no final da sua vida útil), o valor inicial do ativo é totalmente depreciável.

$$\text{Depreciação anual} = \frac{\text{Valor inicial do ativo} - \text{Valor residual}}{\text{Vida útil}} \quad (\text{Eq. 3.2})$$

4.3.6 Custos de Eletricidade

O valor do kWh no Brasil varia de acordo com a região e a concessionária de energia. Neste trabalho considerou-se o valor médio de R\$ 0,704/kWh (GlobalPetrolPrice, 2024). Para

a estimativa do custo de eletricidade da unidade considerou-se o valor médio do fluxo de CDR, ou seja, 40.800 t/ano de CDR. Utilizando a relação de 32,9 kWh/t de CDR, temos o consumo total de 1.342.320 kWh/ano, ou seja, R\$ 939.624,00 de consumo de energia elétrica.

4.3.7 Mão de Obra Operacional

Neste trabalho considerou-se a atuação de 5 profissionais que trabalharão na esteira de triagem, uma vez que os resíduos não são separados na fonte, além de 1 engenheiro e 1 técnico. De acordo com a Lei 4950-A/1966, o piso salarial de engenheiros é de oito salários mínimos para uma jornada de 8 horas diárias (CONSELHO, 2024). Estimou-se os valores de R\$ 5.000,00 e R\$ 2.000,00 para a média salarial do profissional de nível técnico e operador da esteira de triagem, respectivamente. Para computar o custo anual da mão de obra operacional também se deve considerar as taxas incidentes sobre a folha salarial. As principais taxas vigentes no Brasil foram obtidas de (Guiatrabalista, 2024) e estão apresentadas na Tabela 15. Desta forma, considerando o número de funcionários por categoria, o custo anual com mão de obra é equivalente a R\$ 432.725,76.

Tabela 15 – Encargos sobre a folha de pagamento por categoria (Engenheiro, Técnico e Operador)

Encargos sobre a folha de pagamento	Categoria		
	Engenheiro	Técnico	Operador
Salário (Carga horária de 8h/dia)	R\$ 11.360,00	R\$ 5.000,00	R\$ 2.000,00
INSS (Contribuição à Previdência Social) 20,0%	R\$ 2.272,00	R\$ 1.000,00	R\$ 400,00
Fundo Garantia por Tempo de Serviço (FGTS) 8,0%	R\$ 908,80	R\$ 400,00	R\$ 160,00
Salário-Educação 2,5%	R\$ 284,00	R\$ 125,00	R\$ 50,00
Contribuições INCRA, SEST, SEBRAE, SENAT 3,3%	R\$ 374,88	R\$ 165,00	R\$ 66,00
SAT/RAT (Seguro acidente de trabalho/Riscos Ambientais do trabalho) 3%	R\$ 340,80	R\$ 150,00	R\$ 60,00
Total mensal/funcionário	R\$ 15.540,48	R\$ 6.840,00	R\$ 2.736,00

Fonte: Autor, 2024

4.3.8 Impostos sobre a venda de produtos

Os impostos incidentes sobre uma empresa, do tipo lucro presumido, ou seja, que tem rendimentos inferiores a 78 milhões, correspondem a PIS 0,65%, COFINS 3%, IRPJ 15% e CSLL 9%. A alíquota do ICMS varia de acordo com a especificação do produto, a regra geral corresponde a 18% no Estado do Ceará (SIMTAX, 2024).

Entretanto, de acordo com o Decreto N° 33452 de 30/01/2020, produtos resultantes de reciclagem de plástico, papel, papelão, resíduos sólidos da construção civil e outros materiais recicláveis estão isentos do ICMS, desde que possuam a Certificação do Selo Verde emitida pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (Semace) e contenham, na sua composição, no mínimo, o percentual de insumos reutilizados definidos em ato do Secretário da Fazenda (CEARÁ, 2024). A legislação também trata da isenção do PIS e COFINS. O artigo 48 da Lei 11.196/2005 suspende a incidência de PIS e COFINS na venda de desperdícios, resíduos ou aparas recicláveis, é válido e constitucional (BRASIL, 2024).

Neste trabalho, considerou-se, portanto, as condições da operação da máquina com e sem a isenção dos impostos.

4.3.9 Mercado de recicláveis e CDR

Os valores médios de venda de materiais recicláveis, disponíveis na Tabela 16, foram obtidos em Garcia (2021) e são baseados no valor praticado pela cooperativa ASCAJAN. O preço do CDR foi estimado em US\$ 20,00/tonelada (Oliveira, 2023), ou seja, R\$ 100,00/tonelada considerando a taxa de câmbio de R\$5,00/US\$. Neste trabalho também foi analisado os indicadores financeiros quando o CDR é vendido a R\$ 200,00/tonelada e R\$ 300,00/tonelada.

Tabela 16 – Preços de materiais recicláveis comercializados pela cooperativa ASCAJAN

Materiais	Preços (R\$/t)
Papel/papelão	250,00
Plástico	970,00
Metal	730,00
Vidro	100,00

Fonte: Garcia (2021)

4.3.10 Capital Total Investido (CTI)

A Tabela 17 apresenta o investimento total para a operação da unidade tecnológica

UT-01 correspondente a R\$ 82.038.145,65. Os dados indicam que o custo da unidade operacional acrescida de obras civis, seguros e frete corresponde a 76% do capital total investido.

Tabela 17 - Capital Total Investido na instalação da UT-01

Descrição	Valor em (R\$)
Unidade Operacional, obras civis, seguros e frete	R\$ 62.790.390
Terreno	R\$ 350.000,00
Licença previa e de instalação (LPI)	R\$ 21.750,43
Licença de Operação (LO)	R\$ 10.464,13
Reserva de contingencia e contratos (18% do custo dos equipamentos)	R\$ 8.164.913,40
Capital Fixo ($C_F = C_E + C_T + C_C$)	R\$ 71.333.517,96
Capital de Giro (15% do C_F)	R\$ 10.700.627,69
Capital total investido (C_{TI})	R\$ 82.038.145,65

Fonte: Autora (2024)

4.3.11 Fluxo de caixa anual

As Tabelas 18, 19 e 20 representam os fluxos de caixa considerando diferentes cenários de recuperação de materiais, bem como, condições em que o preço de venda do CDR equivale a R\$ 100/tonelada, R\$ 200/tonelada e R\$ 300/tonelada, respectivamente. Nestes cenários considerou-se ainda a suposição de isenção dos impostos de PIS, COFINS e ICMS, conforme está descrita no item 3.3.8. O fluxo de caixa anual foi desenvolvido considerando-se custos diretos de produção, custos indiretos e despesas gerais. Os custos diretos incluem eletricidade, mão de obra operacional, testes laboratoriais, trabalho de supervisão e escritório, manutenção e reparo de equipamentos e suprimentos operacionais. Custos indiretos e despesas gerais estão relacionadas a embalagens e armazenamento da produção e custos administrativos, além de distribuição e venda. Para o cálculo do valor da depreciação de equipamentos utilizou-se a Equação 3.2, considerando a vida útil dos equipamentos igual a 10 anos e valor residual igual a zero. Ressalta-se que o valor anual da depreciação é descontado do lucro, reduzindo assim a base de onde os impostos são descontados, gerando o lucro tributável. Desta forma, este processo ajusta o lucro contábil para refletir o desgaste ou a obsolescência dos ativos, impactando a base sobre a qual serão calculados os impostos como IRPJ (Imposto de Renda da Pessoa Jurídica) e CSLL (Contribuição Social sobre o Lucro Líquido).

Tabela 18 – Fluxo de caixa anual considerando o valor de venda do CDR em R\$ 100/tonelada

Descrição	Valor em (R\$) /ano			
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Custos diretos de produção				
Eletricidade	932624,00	932624,00	932624,00	932624,00
Mão de obra operacional	432.725,76	432.725,76	432.725,76	432.725,76
Testes laboratoriais (15% da mão de obra operacional)	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86
Trabalho de supervisão e escritório (1,5% do capital fixo)	1.070.062,77	1.070.062,77	1.070.062,77	1.070.062,77
Manutenção e reparos (6% do capital fixo)	4.280.251,08	4.280.251,08	4.280.251,08	4.280.251,08
Suprimentos operacionais (15% da mão de obra)	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86
Subtotal A	6.845.481,34	6.845.481,34	6.845.481,34	6.845.481,34
Custos indiretos				
Outras despesas, embalagens e armazenamento (60% da mão de obra operacional)	259.635,46	259.635,46	259.635,46	259.635,46
Subtotal B	259.635,46	259.635,46	259.635,46	259.635,46
Despesas Gerais				
Custos administrativos	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86

Distribuição e venda	685.248,13	685.248,13	685.248,13	685.248,13
Subtotal C	750.157,00	750.157,00	750.157,00	750.157,00
Custo total de produção A+B+C	7.854.573,79	7.854.573,79	7.854.573,79	7.854.573,79
Receita venda do CDR	4.920.000,00	4.560.000,00	3.960.000,00	2.800.000,00
Receita venda de recicláveis				
Lucro tributável (considerando o desconto da depreciação anual dos equipamentos)	9.136.400,00	13.052.000,00	19.578.000,00	31.324.800,00
PIS 0,65% do lucro tributável	1.665.763,21	5.221.363,21	11.147.363,21	21.734.163,21
COFINS 3% do lucro tributável	0,00	0,00	0,00	0,00
ICMS 18% do lucro tributável	0,00	0,00	0,00	0,00
IRPJ 15% do lucro tributável	249.864,48	783.204,48	1.672.104,48	3.260.124,48
CSLL 9% do lucro tributável	149.918,69	469.922,69	1.003.262,69	1.956.074,69
Lucro líquido anual após impostos	5.802.043,04	8.504.299,04	13.008.059,04	21.054.027,04

Fonte: Autora (2024)

Tabela 19 – Fluxo de caixa anual considerando o valor de venda do CDR em R\$ 200/tonelada

Descrição	Valor em (R\$) /ano			
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Custos diretos de produção				
Eletricidade	939.624,00	939.624,00	939.624,00	939.624,00
Mão de obra operacional	432.725,76	432.725,76	432.725,76	432.725,76
Testes laboratoriais (15% da mão de obra operacional)	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86
Trabalho de supervisão e escritório (1,5% do capital fixo)	1.070.062,77	1.070.062,77	1.070.062,77	1.070.062,77
Manutenção e reparos (6% do capital fixo)	4.280.251,08	4.280.251,08	4.280.251,08	4.280.251,08
Suprimentos operacionais (15% da mão de obra)	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86
Subtotal A	6.852.481,34	6.852.481,34	6.852.481,34	6.852.481,34
Custos indiretos				
Outras despesas, embalagens e armazenamento (60% da mão de obra operacional)	259.635,46	259.635,46	259.635,46	259.635,46
Subtotal B	259.635,46	259.635,46	259.635,46	259.635,46
Despesas Gerais				
Custos administrativos	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86

Distribuição e venda	685.248,13	685.248,13	685.248,13	685.248,13
Subtotal C	750.157,00	750.157,00	750.157,00	750.157,00
Custo total de produção A+B+C	7.862.273,79	7.862.273,79	7.862.273,79	7.862.273,79
Receita venda do CDR	9.840.000,00	9.120.000,00	7.920.000,00	5.760.000,00
Receita venda de recicláveis	9.136.400,00	13.052.000,00	19.578.000,00	31.324.800,00
Lucro tributável (considerando o desconto da depreciação anual dos equipamentos)	6.578.063,21	9.773.663,21	15.099.663,21	24.686.463,21
PIS 0,65% do lucro tributável	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00
COFINS 3% do lucro tributável	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00
ICMS 18% do lucro tributável	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00
IRPJ 15% do lucro tributável	986.709,48	1.466.049,48	2.264.949,48	3.702.969,48
CSLL 9% do lucro tributável	592.025,69	879.629,69	1.358.969,69	2.221.781,69
Lucro líquido anual após impostos	9.535.391,04	11.964.047,04	16.011.807,04	23.297.775,04

Fonte: Autora (2024)

Tabela 20 – Fluxo de caixa anual considerando o valor de venda do CDR em R\$ 300/tonelada

Descrição	Valor em (R\$) /ano			
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Custos diretos de produção				
Eletricidade	939.624,00	939.624,00	939.624,00	939.624,00
Mão de obra operacional	432.725,76	432.725,76	432.725,76	432.725,76
Testes laboratoriais (15% da mão de obra operacional)	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86
Trabalho de supervisão e escritório (1,5% do capital fixo)	1.070.062,77	1.070.062,77	1.070.062,77	1.070.062,77
Manutenção e reparos (6% do capital fixo)	4.280.251,08	4.280.251,08	4.280.251,08	4.280.251,08
Suprimentos operacionais (15% da mão de obra)	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86
Subtotal A	6.852.481,34	6.852.481,34	6.852.481,34	6.852.481,34
Custos indiretos				
Outras despesas, embalagens e armazenamento (60% da mão de obra operacional)	259.635,46	259.635,46	259.635,46	259.635,46
Subtotal B	259.635,46	259.635,46	259.635,46	259.635,46
Despesas Gerais				
Custos administrativos	64.908,86	64.908,86	64.908,86	64.908,86

Distribuição e venda	685.248,13	685.248,13	685.248,13	685.248,13
Subtotal C	750.157,00	750.157,00	750.157,00	750.157,00
Custo total de produção A+B+C+D	7.862.273,79	7.862.273,79	7.862.273,79	7.862.273,79
Receita venda do CDR	14.760.000,00	13.680.000,00	11.880.000,00	8.640.000,00
Receita venda de recicláveis	9.136.400,00	13.052.000,00	19.578.000,00	31.324.800,00
Lucro tributável (considerando o desconto da depreciação anual dos equipamentos)	11.818.272,33	14.653.872,33	19.379.872,33	27.886.672,33
PIS 0,65% do lucro tributável	0,00	0,00	0,00	0,00
COFINS 3% do lucro tributável	0,00	0,00	0,00	0,00
ICMS 18% do lucro tributável	0,00	0,00	0,00	0,00
IRPJ 15% do lucro tributável	1.724.709,48	2.150.049,48	2.858.949,48	4.134.969,48
CSLL 9% do lucro tributável	1.034.825,69	1.290.029,69	1.715.369,69	2.480.981,69
Lucro líquido anual após impostos	13.274.591,04	15.429.647,04	19.021.407,04	25.486.575,04

Fonte: Autora (2024)

4.3.12 Indicadores Financeiros

Alguns indicadores econômicos que consideram o valor do dinheiro no tempo utilizados no estudo de viabilidade econômica, são a taxa interna de retorno (TIR), o valor presente líquido (VPL) e payback descontado. A TIR pode ser definida como uma taxa de desconto hipotética que, quando aplicada a um fluxo de caixa, faz com que o investimento inicial, trazido ao valor presente, seja igual aos valores dos retornos dos investimentos, também trazidos ao valor presente. A Taxa mínima de atratividade (TMA) é a taxa de juros mínima no qual fará o investidor optar em determinado projeto de investimento (Lira, 2022). O Valor Presente Líquido (VPL) de um projeto é realizado transportando-se todos os custos e as receitas para a data inicial do mesmo com a aplicação da TMA (Battisti, 2016). O payback é uma ferramenta utilizada para se determinar o tempo que o investimento apresentará retorno financeiro. O payback descontado atualiza os valores do investimento em cada período em relação ao fluxo de caixa, utilizando descontos de acordo com a TMA (Lira, 2022).

Desta forma, um projeto é considerado viável se o VPL é positivo, pois os fluxos de caixa futuros descontados para o presente são maiores que o investimento inicial, por outro lado o VPL negativo indica que o projeto provavelmente não trará retorno financeiro suficiente para cobrir o investimento inicial e as taxas de desconto. A TIR é a taxa de desconto que torna o VPL zero. Se a TIR for maior que a TMA, então o projeto é considerado rentável, pois seu retorno é superior à taxa mínima esperada.

Neste trabalho o cálculo da TIR, VPL e payback descontado foram realizados através do Excel. As considerações realizadas para o cálculo da TIR e VPL foram as seguintes:

- Taxa de desconto fixada em 15%;
- Vida útil dos equipamentos de 10 anos (Período 0 a 10 anos);
- A partir do primeiro ano a unidade já operava com 100% da capacidade.

O VPL e a TIR podem ser calculadas pelas Equações 3.3 e 3.4, respectivamente (Lira, 2022).

$$VPL = -FC_0 + \sum_{j=1}^N \frac{FC_j}{(1+TMA)^j} \quad (\text{Eq. 3.3})$$

$$VPL = 0 = -FC_0 + \sum_{j=1}^N \frac{FC_j}{(1+TIR)^j} \quad (\text{Eq. 3.4})$$

Onde:

FC₀: Capital Inicial do Projeto (R\$);

j: período (anos ou meses);

N: tempo total do projeto, período total de avaliação do investimento;

FC_j: Fluxo de caixa do período;

TMA: Taxa de juros, Taxa Mínima de Atratividade adotada (%)

TIR: Taxa interna de retorno (%).

Tabela 21 – Indicadores financeiros TIR, VPL e payback

CDR/R\$ 100/tonelada						
Cenários	Com isenção de imposto			Sem isenção de imposto		
	TIR	VPL	Payback descontado	TIR	VPL	Payback descontado
Cenário 1	-8,19%	-R\$ 54.353.210,00	-	-9,24%	-R\$ 56.074.023,57	-
Cenário 2	1%	-R\$ 39.357.036,42	-	-2%	-R\$ 45.030.378,62	-
Cenário 3	9%	-R\$ 16.753.707,03	-	5%	-R\$ 28.866.023,99	-
Cenário 4	22%	R\$ 23.627.144,73	6,20	15%	R\$ 11.598,29	9,86
CDR/R\$ 200/tonelada						
Cenários	Com isenção de imposto			Sem isenção de imposto		
	TIR	VPL	Payback descontado	TIR	VPL	Payback descontado
Cenário 1	0,91%	-R\$ 36.539.227,07	-	negativo	-R\$ 82.035.134,76	-
Cenário 2	8%	-R\$ 21.993.361,70	-	3%	-R\$ 32.592.063,21	-
Cenário 3	14%	-R\$ 1.678.590,81	-	9%	R\$ -18.064.329,03	-
Cenário 4	25%	R\$ 34.887.996,80	5,39	18%	R\$ 8.085.592,51	8,28
CDR/R\$ 300/tonelada						
Cenários	Com isenção de imposto			Sem isenção de imposto		
	TIR	VPL	Payback descontado	TIR	VPL	Payback descontado
Cenário 1	8,26%	-R\$ 18.697.320,48	-	3,5%	-R\$ 30.575.370,75	-
Cenário 2	14%	-R\$ 4.600.317,15	-	8%	-R\$ 20.174.751,09	-
Cenário 3	19%	R\$ 13.425.895,25	6,93	13%	-R\$ 7.283.637,36	-
Cenário 4	29%	R\$ 45.873.077,56	4,73 anos	20%	R\$ 15.920.367,37	7,13 anos

Fonte: Autora (2024)

Os valores dos indicadores financeiros utilizados neste estudo estão descritos na Tabela

21. Os dados indicam que o projeto é rentável, com VPL positivo e TIR maior que a TMA, quando consideramos o cenário 4, nas condições de venda do CDR por R\$ 100/tonelada. Neste caso, com a isenção de impostos o VPL é R\$ 23.627.144,73 e a TIR 22%; sem a isenção de impostos o VPL cai para R\$ 11.598,29 e a TIR para 15%, com tempos de retorno de 6,20 e 9,86 anos, respectivamente. Similarmente, apenas o cenário 4 é viável quando o CDR é comercializado a R\$ 200/tonelada. Neste caso, com a isenção de impostos, o VPL é R\$ 34.887.996,80 e a TIR 25%; sem a isenção de impostos o VPL cai para R\$ 8.085.592,51 e a TIR para 18%. O tempo de retorno do investimento nestes casos é de 5,39 anos e 8,28 anos, respectivamente.

Quando o preço de venda do CDR é estimado em R\$ 300/tonelada temos os cenários 4 e 3 como rentáveis, porém este último se limita a condição de isenção dos impostos. No cenário 4 observamos o maior valor do VPL, R\$ 45.873.077,56, considerando a condição de isenção de impostos e TIR de 29%, com payback descontado igual a 4,7 anos. Sem a isenção fiscal o VPL é igual a R\$ 15.920.367,37 com TIR de 20% e payback igual a 7,13 anos. No cenário 3, a condição de isenção de impostos garante o VPL igual a R\$ 13.425.895,25 e TIR igual a 19%. O tempo mínimo necessário para recuperar o investimento neste caso é de 6,93 anos. Em todos os casos abordados o payback descontado é menor que o prazo do projeto (10 anos), logo tem-se uma sinalização positiva, pois significa que o projeto tem a capacidade de gerar retornos mais rapidamente, o que pode ser vantajoso em termos de liquidez e redução de riscos financeiros.

4.4 CONCLUSÃO

A viabilidade econômica dos cenários varia significativamente em função do preço de venda do CDR e da condição fiscal (com ou sem isenção de imposto). A operação da máquina de tratamento mecânico em Fortaleza é claramente viável no Cenário 4 (cenário com a maior taxa de recicláveis) sob qualquer preço de venda do CDR, especialmente com isenção fiscal onde encontra-se o cenário mais vantajoso em todos os níveis de preço do CDR (R\$ 100, R\$ 200, R\$ 300 por tonelada), apresentando TIRs de 22%, 25% e 29% respectivamente, com VPLs positivos e períodos de payback descontado variando entre 4,73 a 6,20 anos. Sem isenção de impostos, ainda mostra viabilidade, porém com números menos favoráveis. TIRs são de 15%, 18% e 20% para os respectivos preços do CDR, com VPLs igualmente positivos.

O Cenário 3 também se mostra viável, mas somente sob condições muito específicas (com isenção fiscal e no maior preço de CDR). O cenário 3 com isenção de impostos, torna-se viável economicamente somente no preço de CDR de R\$ 300 por tonelada, com um TIR de 19% e um VPL positivo de R\$ 13.425.895,25.

Por outro lado, os cenários 1 e 2 apresentam desempenho economicamente negativo ou marginal em todas as condições de preço e isenção fiscal, com VPLs consistentemente negativos e TIRs baixos ou negativos, indicando que não são opções viáveis para o projeto sem alterações significativas nas condições de operação ou financiamento.

É importante destacar que, nesta análise, a maior parte do Capital Total Investido (76%) provém da unidade tecnológica, que emprega tecnologia alemã avançada, visto que não foram encontradas empresas no Brasil com tecnologia capaz de receber resíduos sólidos urbanos brutos e convertê-los diretamente em recicláveis e CDR, levando a custos significativos devido à conversão da moeda e frete.

REFERÊNCIAS

- ABELPRE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020*. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama>. Acesso em: 5 de maio, 2022.
- ABELPRE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022*. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2022>. Acesso em: 5 de maio, 2022.
- ABREMA. *Panorama 2023*. Disponível em: https://abrema.org.br/pdf/Panorama_2023_P1.pdf. Acesso em: 7 de jan, 2024.
- ABEDI, S.; NOZARPOUR, A.; TAVAKOLI, O. Evaluation of biogas production rate and leachate treatment in Landfill through a water-energy nexus framework for integrated waste management. *Energy Nexus*, v. 11, p. 100218, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2023.100218>. Acesso em: 05 de jan. 2024.
- ABRÃO, P. C. R. A.; CARDOSO, F. A.; JOHN, V. M. Efficiency of Portland-pozzolana cements: Water demand, chemical reactivity and environmental impact. *Construction and Building Materials*, v. 247, 2020. DOI: [10.1016/j.conbuildmat.2020.118546](https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.118546).
- ALBANEZ-FORÉS, V.; NOBREGA, C. C.; MENEU, M. G.; BOVEA, M. D. Achieving waste recovery goals in the medium/long term: Eco-efficiency analysis in a Brazilian city by using the LCA approach. *Journal of Environmental Management*, v. 298, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113457>. Acesso em: 3 de jan. 2023.
- ARFALA, Y.; DOUCH, J.; ASSABBANE, A.; KAAOUACHI, K.; TIAN, H.; HAMDANI, M. Assessment of heavy metals released into the air from the cement kilns co-burning waste: Case of Oujda cement manufacturing (Northeast Morocco). *Sustainable Environment Research*, v. 28, n. 6, p. 363–373, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.07.005>. Acesso em: 3 de jan. 2023.
- ASAMANY, E. A.; GIBSON, M. D.; PEGG, M. J. Evaluating the potential of waste plastics as fuel in cement kilns using bench-scale emissions analysis. *Fuel*, v. 193, p. 178–186, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.12.054>. Acesso em: 6 de fev. 2023.
- ANUÁRIO DO CEARÁ. *Mapas de Fortaleza*. Disponível em: <https://www.anuariodoceara.com.br/fortaleza/mapas/>. Acesso em: 8 de jan. 2024.
- BATTISTI, N. *Avaliação Econômica de Projetos de E&P de Petróleo utilizando os parâmetros de VPL e TIR*. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Petróleo) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.
- BIAŁOWIEC, A.; PULKA, J.; STEPIÉN, P.; MANCZARSKI, P.; GOŁASZEWSKI, J. The RDF/SRF torrefaction: An effect of temperature on characterization of the product – Carbonized Refuse Derived Fuel. *Waste Management*, v. 70, p. 91–100, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.020>. Acesso em: 15 de jan. 2022.

BRÁS, I.; SILVA, M. E.; LOBO, G.; CORDEIRO, A.; FARIA, M.; LEMOS, L. T. Refuse Derived Fuel from Municipal Solid Waste rejected fractions- a Case Study. *Energy Procedia*, v. 120, p. 349–356, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.227>. Acesso em: 5 de jan. 2023.

BRASIL. Decreto nº 11403 de 13 de abril de 2022. Aprova o Plano Nacional dos Resíduos Sólidos. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, n 72, seção 1, p. 2, 2022. Disponível em: <https://in.gov.br/web/dou/-/decreto-n-11.043-de-13-de-abril-de-2022-393566799>. Acesso em: 5 de maio, 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos. *[Atlas de Recuperação Energética]*. Disponível em: <https://sinir.gov.br/mapas/atlas-de-recuperacao-energetica/>. Acesso em: 10 maio 2022b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. 2022. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf. Acesso em: 20 dez. 2023.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Fator médio - inventários corporativos. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/dados-e-ferramentas/fatores-de-emissao>. Acesso em: 8 jan. 2024.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2021. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-160/topico-168/Anu%C3%A1rio_2021.pdf. Acesso em: 12 jan. 2024b.

BRASIL. *Lei nº 4.950-A, de 22 de abril de 1966*. Dispõe sobre a remuneração de profissionais diplomados em Engenharia, Química, Arquitetura, Agronomia e Veterinária. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14950a.htm. Acesso em: 6 jan. 2024c.

BRASIL. *Lei nº 11.196, de 21 de novembro de 2005*. Institui o Regime Especial de Tributação para a Plataforma de Exportação de Serviços de Tecnologia da Informação – REPES, e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Lei/L11196.htm. Acesso em: 6 jan. 2024d.

CASADO, R. R.; RIVERA, J. A.; GARCIA, E. B.; CUADRADO, R. E.; LLORENTE, M. F.; SEVILLANO, R. B.; DELGADO, A. P. Classification and characterisation of SRF produced from different flows of processed MSW in the Navarra region and its co-combustion performance with olive tree pruning residues. *Waste Management*, v. 47, p. 206–216, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.018>. Acesso em: 20 de mar. 2022.

ÇANCAYA, S. Investigating the environmental impacts of alternative fuel usage in cement production: a life cycle approach. *Environmental. Development and Sustainability*, v. 22, p. 7495-7514, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00533-y>. Acesso em: 27 de mar. 2022

CARVALHO, M. L. F.; SANTOS, J. S.; OLIVEIRA, L. G. S.; NUNES, A. B. A. Impactos ambientais decorrentes do processo de instalação e operação da usina de biogás GNR de

Fortaleza (CE): A educação ambiental como via da transformação social. *Revista Brasileira de Educação Ambiental*, São Paulo, v. 16, n. 4, p.227-247, 2021. DOI: [10.34024/revbea.2021.v16.11568](https://doi.org/10.34024/revbea.2021.v16.11568). Acesso em: 28 de mar. 2023.

CEARÁ. *Decreto nº 33.452, de 30 de janeiro de 2020*. Regulamenta a operacionalização da isenção do ICMS incidente nas saídas internas de produtos resultantes de reciclagem de resíduos sólidos. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=389471#:~:text=produtos%20resultantes%20de%20reciclagem%20de,ato%20do%20Secret%20C3%A1rio%20da%20Fazenda>. Acesso em: 6 jan. 2024.

CEGÁS. CEGÁS apresenta experiência de distribuição de biometano no 6º Seminário Nacional de Resíduos Sólidos. In: *Seminário Nacional de Resíduos Sólidos*, 6., 2023, [local não informado]. Disponível em: <https://www.cegas.com.br/cegas-apresenta-experiencia-de-distribuicao-de-biometano-no-6o-seminario-nacional-de-residuos-solidos-imagem-ascom>. Acesso em: 6 jan. 2023.

CHEN, W.; LIU, W.; GENG, Y.; OHNISHI, S.; SUN, L.; HAN, W.; TIAN, X.; ZHONG, S. Life cycle based emergy analysis on China's cement production. *Journal of Cleaner Production*, v. 131, p. 272–279, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.036>. Acesso em: 27 de mar. 2022.

COELHO, L. M. G.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 128, p. 438–450, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.026>. Acesso em: 14 de abr. 2023.

CIMENTO.ORG. *O mundo do cimento*. 2022. Disponível em: <https://cimento.org/>. Acesso em: 5 de out. 2022.

CONAMA. *Resolução Conama/MMA nº 499, de 6 de outubro de 2020*. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-conama/mma-n-499-de-6-de-outubro-de-2020-281790575>. Acesso em: 5 maio 2022.

CORREA, A. R. M. Geração de energia a partir de resíduos sólidos urbanos: um estudo sobre barreiras na implantação de uma cadeia de fornecimento waste-to-energy. *Bioenergia em revista: diálogos*, vol. 11, n. 2, p. 69-90, jul./dez. 2021. Disponível em: <http://www.fatecpiracicaba.edu.br/revista/index.php/bioenergiaemrevista/article/view/442/373815>. Acesso em: 13 de nov. 2023.

COSTA, I. M.; FERREIRA DIAS, M. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. *Energy Reports*, v. 6, p. 878–884, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2019.11.033>. Acesso em: 14 de jun. 2023.

CHAVES, G. L. D.; SIMAN, R. R.; CHANG, N.-B. Integrative policy analysis via system dynamic modeling for refuse-derived fuel production in Espírito Santo, Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 288, p. 112401, 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112401>. Acesso em: 14 de jun. 2023.

- CHAVES, G. L. D.; SIMAN, R. R.; CHANG, N.-B. Policy analysis for sustainable refuse-derived fuel production in Espírito Santo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 294, p. 126344, 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126344>. Acesso em: 16 de jul. 2023
- CONSELHO Regional de Engenharia e Agronomia (São Paulo). *Salário mínimo profissional*. Disponível em: <https://www.creasp.org.br/salario-minimo-profissional/>. Acesso em: 6 jan. 2024.
- DI LONARDO, M. C.; FRANZENE, M.; COSTA, G.; GAVASCI, R.; LOMBARDI, F. The application of SRF vs. RDF classification and specifications to the material flows of two mechanical-biological treatment plants of Rome: Comparison and implications. *Waste Management*, v. 47, p. 195–205, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.018>. Acesso em: 15 de jun. 2023
- EDO-ALCÓN, N.; GALLARDO, A.; COLOMER-MENDOZA, F. J. Characterization of SRF from MBT plants: Influence of the input waste and of the processing technologies. *Fuel Processing Technology*, v. 153, p. 19–27, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2016.07.028>. Acesso em: 25 de jul. 2022
- EL-SALAMONY, A. L. H. R.; MAHMOUD, H. M.; SHEHATA, N. Enhancing the efficiency of a cement plant kiln using modified alternative fuel. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, v. 14, p. 100310. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100310>. Acesso em: 14 de jun. 2023.
- FARID, A. S.; SIAMAK, H.; SHAYAN P. Energy, exergy, and economic evaluation of integrated waste incineration facility with a thermal power plant. *Energy Conversion and Management: X*, v. 20, p. 100434, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2023.100434>. Acesso em: 02 de jan. 2024.
- FEBRER. *Atlas de potencial energético dos Resíduos Sólidos Urbanos. 2021*. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/ministerio-do-meio-ambiente-lanca-atlas-de-recuperacao-energetica-de-residuos-solidos/atlas-recuperacao-energetica-mostruario.pdf>. Acesso em: 5 de maio, 2022.
- FERRAZ DE CAMPOS, V. A.; SILVA, V. B.; CARDOSO, J. S.; BRITO, P. S.; TUNA, C. E.; SILVEIRA, J. L. A review of waste management in Brazil and Portugal: Waste-to-energy as pathway for sustainable development. *Renewable Energy*, v. 178, p. 802–820, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.06.107>. Acesso em: 22 de jul. 2023.
- FORTALEZA. *Catálogos de serviços*. Disponível em: <https://catalogodeservicos.fortaleza.ce.gov.br/categoria/urbanismo-meio-ambiente/servico/324#descricao> Acesso em: 29 de jan. 2024.
- FORT, J.; ŠÁL, J.; ŠEVCÍK, R.; DOLEZĚLOVÁ, M.; KEPPERT, M.; JERMAN, M.; ZÁLESKÁ, M.; STEHEL, V.; ČERNÝ, R. Biomass fly ash as an alternative to coal fly ash in blended cements: Functional aspects. *Construction and Building Materials*, v. 271, p. 121544, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.121544>. Acesso em: 22 de jul. 2023.

FUSS, A. M.; VERGARA-ARAYAB, M.; BARROSC, R. T. V.; POGANIETZA W. R. Implementing mechanical biological treatment in an emerging waste management system predominated by waste pickers: A Brazilian case study. *Resources, Conservation & Recycling*, v. 162, p.105031, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.121544>. Acesso em: 25 de jul. 2023.

GADALETA, G.; DE GISI, S.; TODARO, F.; NOTARNICOLA, M. Environmental comparison of diferente mechanical-biological treatment plants by combining life cycle assessment and material flow analysis. *Clean Technologies*, v. 4, p. 380-394, 2022. DOI: [10.3390/cleantechnol4020023](https://doi.org/10.3390/cleantechnol4020023). Acesso em: 17 de ago. 2023.

GEORGIOPOULOU, M.; LYBERATOS, G. Life cycle assessment of the use of alternative fuels in cement kilns: A case study. *Journal of Environmental Management*, v. 216, p. 224–234, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.017>. Acesso em: 22 de jul. 2023.

GENON, G.; BRIZIO, E. Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste management*, v. 28, n 11, p. 2375-2385, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.10.022>. Acesso em: 24 de out. 2023.

GLOBALPETROLPRICES. *Brazil eletricity prices*. 2024. Disponível em: https://www.globalpetrolprices.com/Brazil/electricity_prices/. Acesso em: 6 de jan. 2024.

GÜERECA, L. P.; TORRES, N.; JUÁREZ-LÓPEZ, C. R. The co-processing of municipal waste in a cement kiln in Mexico. A life-cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 107, p. 741–748, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.085>. Acesso em: 10 de jan. 2024.

GUIA DO CEARÁ. 2022. Disponível em: [https://cearaterradasoportunidades.sedet.ce.gov.br/energiasrenovaveis/#:~:text=A%20matriz%20de%20energia%20el%C3%A9trica,El%C3%A9trica%20\(Aneel\)%20de%202022](https://cearaterradasoportunidades.sedet.ce.gov.br/energiasrenovaveis/#:~:text=A%20matriz%20de%20energia%20el%C3%A9trica,El%C3%A9trica%20(Aneel)%20de%202022). Acesso em: 4 jan. 2024.

GUIMARÃES, A. G.; VAZ-FERNANDES, P.; RAMOS, M. R.; MARTINHO, A. P. Co-processing of hazardous waste: The perception of workers regarding sustainability and health issues in a Brazilian cement company. *Journal of Cleaner Production*, v. 186, p. 313–324, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.092>. Acesso em: 6 de jan. 2023.

GUIATRABALHISTA. *Cálculo de encargos sociais e trabalhistas*. Disponível em: <https://www.guiatrabalhista.com.br/tematicas/custostrabalhistas.htm>. Acesso em: 6 de jan. 2024.

GUTIERREZ, K. G. Modelling of a sanitary landfill for developing countries to improve the reliability of Life Cycle Assessment studies. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, v. 323, p. 012085, 2019. DOI: 10.1088/1755-1315/323/1/012085. Acesso em: 6 de mar. 2023.

HARRISON, E.; BERENJIAN, A.; SEIFAN, M. Recycling of waste glass as aggregate in cement-based materials. *Environmental Science and Ecotechnology*, v. 4, p. 100064, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.es.2020.100064>. Acesso em: 8 de nov. 2023.

HASHEM, F. S.; RAZEK, T. A.; MASHOUT, H. A. Rubber and plastic wastes as alternative refused fuel in cement industry. *Construction and Building Materials*, v. 212, n.4, p. 275–282, 2019. DOI:[10.1016/j.conbuildmat.2019.03.316](https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.03.316). Acesso em: 8 de jan. 2023.

HUANG, T. Y; CHUIEH, P. T. Life Cycle Assessment of Reusing Fly Ash from Municipal Solid Waste Incineration. *Procedia Engineering*, v. 118, p. 984–991, 2015. DOI: [10.1016/j.proeng.2015.08.539](https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.539). Acesso em: 8 de jan. 2023.

INFIESTA, L. R., FERREIRA, C. R. N., TROVÓ, A. G., BORGES, V. L.; CARVALHO, S. R. Design of an industrial solid waste processing line to procedure refuse-derived fuel. *Journal of Environmental Management*. 2019. DOI:[10.1016/j.jenvman.2019.02.017](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.017). Acesso em: 8 de jan. 2023.

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; NÓBREGA, C. C.; GUINOT-MENEU, M.; BOVEA, M. D. Achieving waste recovery goals in the medium/long term: Eco-efficiency analysis in a Brazilian city by using the LCA approach. *Journal of Environmental Management*, v. 298, n. 2, p. 113457, 2021. DOI:[10.1016/j.jenvman.2021.113457](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113457). Acesso em: 10 de fev. 2023

IBGE. *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas*. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>. Acesso em: 27 de jun. 2023.

IONESCU, G.; RADA, E. C.; RAGAZZI, M.; MARCULESCU, C.; BADEA, A.; APOSTOL, T. Integrated municipal solid waste scenario model using advanced pretreatment and waste to energy processes. *Energy Conversion and Management*, v. 76, p. 1083–1092, 2013. DOI: [10.1016/j.enconman.2013.08.049](https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.08.049). Acesso em: 8 de jan. 2023

IPECE. *Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará*. Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/2022/12/21/total-de-emissoes-de-gases-do-efeito-estufa-no-ceara-e-o-segundo-menor-dos-ultimos-10-anos-segundo-estudo-do-ipece/>. Acesso em: 5 de fev. 2024.

JIN, R.; YANG, L.; ZHENG, M.; XU, Y.; LI, C.; LIU, G. Source identification and quantification of chlorinated and brominated polycyclic aromatic hydrocarbons from cement kilns co-processing solid wastes. *Environmental Pollution*, v. 242, p. 1346–1352, 2018. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.08.025](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.025). Acesso em: 15 de abr. 2023.

KARPAN, B.; ABDUL RAMAN, A. A.; TAIEB AROUA, M. K. Waste-to-energy: Coal-like refuse derived fuel from hazardous waste and biomass mixture. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 149, p. 655–664, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.03.009>. Acesso em: 15 de abr. 2023.

KLEIB, J.; AOUAD, G.; ABRIAK, N.; BENZERZOUR, M. Production of Portland cement clinker from French Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash. *Case Studies in Construction Materials*, v. 15, p. e00629, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00629>. Acesso em: 27 de abr. 2023

LI, J.; DONG, Z.; YANG, E. H. Strain hardening cementitious composites incorporating high

volumes of municipal solid waste incineration fly ash. *Construction and Building Materials*, v. 146, p. 183–191, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.04.098>. Acesso em: 27 de abr. 2023.

LI, Y.; HAO, L.; CHEN, X. Analysis of MSWI Bottom Ash Reused as Alternative Material for Cement Production. *Procedia Environmental Sciences*, v. 31, p. 549–553, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.02.084>. Acesso em: 14 de mai. 2023.

LIIKANEM, M.; HAVUKAINEM, J.; VIANA, E.; HORTANAINEN, M. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management - A life cycle assessment study of Sao Paulo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v.196, p. 150-162, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.005>. Acesso em: 14 de mai. 2023.

LIRA FILHO, P. S. F. *Viabilidade Econômica do Biogás Proveniente do Tratamento de Resíduos Orgânicos do Consórcio da Região Metropolitana de Sobral (CE)*.2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.

LIMA, P. D. M.; CALVERO, D. A.; GOMES, A. P.; WENZEL, H.; CIMPAN, C. Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. *Waste Management*, v. 78, p. 857–870, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.007>. Acesso em: 20 de set. 2023.

LIMA, A. A. S. *Viabilidade técnico-econômica da produção de biodiesel via rota alcalina e supercrítica baseadas em óleo residual*. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

LUDWIG, H. M.; ZHANG, W. Research review of cement clinker chemistry. *Cement and Concrete Research*, v. 78, p. 24–37, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2015.05.018>. Acesso em: 15 de fev. 2022.

MAIELLO, A.; BRITTO, A. N. P.; VALLE, T. F. Implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Revista de Administração Pública*, Rio de Janeiro, v. 52, n.1, p. 120-145, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/0034-7612155117>. Acesso em: 20 de jan. 2022.

MALARD, A. A. M. *Avaliação ambiental do setor de coprocessamento no Estado de Minas Gerais*. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2016.

MARTINS, M. A. B.; CRISPIM, A.; FERREIRA, M. L.; SANTOS, I. F.; MELO, M. L. N. M.; BARROS, R. M.; FILHO, G. L. T. Evaluating the energy consumption and greenhouse gas emissions from managing municipal, construction, and demolition solid waste. *Cleaner Waste Systems*, v.4, p. 100070, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2022.100070>. Acesso em: 03 de jan. 2024.

MEYSTRE, J. A. *Análise do coprocessamento de resíduos urbano na indústria de cimento Portland no Brasil*. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) -Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

MOHAMAD, N.; MUTHUSAMY, K.; EMBONG, R.; KUSBIANTORO, A.; HASHIM, M. H. Environmental impact of cement production and Solutions: A review. *Materials Today*:

Proceedings, v. 48, p. 741-746, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.02.212>. Acesso em: 20 de jan. 2024.

MORETTI, L.; CARO, S. Critical analysis of the Life Cycle Assessment of the Italian cement industry. *Journal of Cleaner Production*, v. 152, p. 198–210, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.136>. Acesso em: 04 de mai. 2023.

MORITA, A. K. M.; IBELLI-BIANCO, C.; ANACHE, J. A.A.; COUTINHO, J. V.; PELINSON, N.; NOBREGA, J.; ROSALEM, L. K. P.; LEITE, C. M.C.; NIVIADONSKI, L. M.; MANASTELLA, C.; WENDLAND, E. Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brasil: A review. *Waste Management*, v. 131, p. 163-176, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.004>. Acesso em: 06 de jun. 2022.

NÁSNER, A. M. L.; LORA, E. E. S.; PALACIO, J. C. E.; ROCHA, H. R.; RESTREPO, J. C.; VENTURI, O. J.; RATNER, A. Refuse Derived Fuel (RDF) production and gasification in a pilot plant integrated with an Otto cycle ICE through Aspen plus™ modelling: Thermodynamic and economic viability. *Waste Management*, v. 69, p. 187–201, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.006>. Acesso em: 18 de out. 2023.

NASRULLAH, M.; VAINIKKA, P.; HANNULA, J.; HURME, J.; KARKI, J. Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1: SRF produced from commercial and industrial waste. *Waste Management*, v. 34, n. 8, p. 1398–1407, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.011>. Acesso em: 07 de set. 2022.

NIDHEESH P. V.; KUMAR, M. S. An overview of environmental sustainability in cement and steel production. *Journal of Cleaner Production*, v. 231, p. 856–871, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.251>. Acesso em: 07 de set. 2022.

NG, K. S.; PHAN, A. N.; LACOVIDOU, E.; GHANI, W. A. W. K. Techno-economic assessment of a novel integrated system of mechanical-biological treatment and valorisation of residual municipal solid waste into hydrogen: A case study in the UK. *Journal of Cleaner Production*, v. 298, p. 126706, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126706>. Acesso em: 18 de out. 2023.

OLIVEIRA SILVA, W. D.; MORAIS, D. C. Transitioning to a circular economy in developing countries: A collaborative approach for sharing responsibilities in solid waste management of a Brazilian craft brewery. *Journal of Cleaner Production*, v. 319, n. August, p. 128703, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128703>. Acesso em: 18 de out. 2023.

OLIVEIRA, A. D. *Waste-to-energy: Combustíveis derivados de resíduos sólidos – viabilidade e potencialidades*. 2023. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2023.

ONS. *O sistema em números*. Disponível em: <https://www.ons.org.br/paginas/sobre-o-sin/o-sistema-em-numeros>. Acesso em: 8 jan. 2024.

ONS. *Geração de energia*. Disponível em: https://www.ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/geracao_energia.aspx. Acesso em: 8 jan. 2024b.

PAES, M. X.; MEDEIROS, G. A.; MANCINI, S. D.; GASOL, C.; PONS, J. R.; DURANY, X.

G. Transition towards eco-efficiency in municipal solid waste management to reduce GHG emissions: The case of Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 263, p. 121370, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121370>. Acesso em: 18 de out. 2023.

PAES, M. X.; OLIVEIRA, J. A. P.; MANCINI, S. D.; RIERADEVALL, J. Waste management intervention to boost circular economy and mitigate climate change in cities of developing countries: The case of Brazil. *Habitat International*, v. 143, p. 102990, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2023.102990>. Acesso em: 02 de jan. 2024.

PASSAMANI, G.; RAGAZZI, M.; TORRETTA, V. Potential SRF generation from a closed landfill in northern Italy. *Waste Management*, v. 47, p. 157–163, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.024>. Acesso em: 05 de fev. 2023

PANAHANDAH, A.; ASADOLLAHFARDI, G.; MIRMHAMMADI, M. Life cycle assessment of clinker production using refuse-derived fuel: A case study using refuse-derived fuel from Tehran municipal solid waste. *Environmental Quality Management*, v. 27, n. 1, p. 57-66, 2017. DOI: [10.1002/tqem.21513](https://doi.org/10.1002/tqem.21513). Acesso em: 05 de fev. 2023.

PIAIA, E.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; NADALETI, W. C.; SILVA, C. S.; HAERTEL, P. L. Potencialidades do uso energético de combustíveis derivados de resíduos sólidos urbanos (CDRU) na indústria brasileira. In: *Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade*, 4., 2021, São Paulo. Anais [...]. São Paulo: IBEAS - Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2021.

PIRES, A.; CHANG, N.; MARTINHO, G. Reliability-based life cycle assessment for future solid waste management alternatives in Portugal. *The International of Life Cycle Assessment*, Portugal, v. 16, n. 4, p.316–337, 2011. DOI: 10.1007/s11367-011-0269-7. Acesso em: 05 de jan. 2022.

PLANO municipal de gestão integrada de resíduos sólidos de Fortaleza, Estado do Ceará. 2012. Disponível em: <https://www.calameo.com/books/0003605242bfc72102c9>. Acesso em: 5 de maio 2022.

RADA, E. C.; RAGAZZI, M. Selective collection as a pretreatment for indirect solid recovered fuel generation. *Waste Management*, v. 34, n. 2, p. 291–297, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.013>. Acesso em: 21 de dez. 2021.

RAHMAN, A.; RASUL, M. G.; KHAN, M. M. K.; SHARMA, K. S. Aspen plus based simulation for energy recovery from waste to utilize in cement plant preheater tower. *Energy Procedia*, v. 61, p. 922 – 927, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.11.996>.

REIS NETO, O. P. Impacts of a large-scale model of municipal solid-waste: An Input-Output analysis for the largest Brazilian Metropolitan Region. *Heliyon*, v. 7, n. 5, p. e06776, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06776>. Acesso em: 15 de set. 2023.

REZA, B.; SOLTANI, A. S.; RUPARATHNA, R.; SADIQ, R.; HEWAGE, K. Environmental and economic aspects of production and utilization of RDF as alternative fuel in cement plants: A case study of Metro Vancouver Waste Management. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 81, p. 105–114, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.009>. Acesso em: 11 de jun. 2021

RE-CICLO. *Plataforma gratuita de coleta de recicláveis em Fortaleza*. Disponível em: <https://www.reciclofortaleza.com.br/>. Acesso em: 2 abr. 2024.

RIGAMONTI, L.; BORGI, GIULIA.; MARTIGNON, G.; GROSSO, M. Life cycle costing of energy recovery from solid recovered fuel produced in MBT plants in Italy. *Waste Management*, v. 99, p. 154–162, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.08.030>.

RUSSO, S.; VERDA, V. Exergoeconomic analysis of a Mechanical Biological Treatment plant in an Integrated Solid Waste Management system including uncertainties. *Energy*, v. 198, p. 117325, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117325>. Acesso em 14 de jun. 2022.

SAI KISHAN, G.; KUMAR, Y. H.; SAKTHIVEL, M.; VIJAYAKUMAR, R.; LINGESHWARAN, N. Life cycle assessment on tire derived fuel as alternative fuel in cement industry. *Materials Today: Proceedings*, v. 47, p. 5483–5488, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.07.472>.

SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. Energetic valorization of SRF in dedicated plants and cement kilns and guidelines for application in Greece and Cyprus. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 83, p. 34–43, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.11.013>.

SARC, R.; LORBER, K. E. Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). *Waste Management*, v. 33, n. 9, p. 1825–1834, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.004>.

SARMIENTO, L. M.; CLAVIER, K. A.; PARIS, J. M.; FERRARO, C. C.; TOWNSEND, T. G. Critical examination of recycled municipal solid waste incineration ash as a mineral source for portland cement manufacture – A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 148, p. 1–10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.002>.

SILVA, L. J. DE V. B. DA et al. Incineration of municipal solid waste in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. *Renewable Energy*, v. 149, p. 1386–1394, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.10.134>.

SILVA, V.; CONTRERAS, F.; BORTOLETO, A. P. Life-cycle assessment of municipal solid waste management options: A case study of refuse derived fuel production in the city of Brasilia, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 279, p. 123696, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123696>. Acesso em 22 de dez 2022.

SEMACE. *Calculadora taxa de licenciamento*. Disponível em: <https://natuur.semace.ce.gov.br/>. Acesso em: 10 de dez. 2023.

SOBIK-SZOŁTYSEK, J.; WYSTALSKA, K. Coprocessing of sewage sludge in cement kiln. *Industrial and Municipal Sludge*, p. 361–381, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-815907-1.00016-7>

SOARES, F. R.; MIYAMARU, E. S.; MARTINS, G. Desempenho ambiental da destinação e do tratamento de resíduos sólidos urbanos com reaproveitamento energético por meio da

avaliação do ciclo de vida na Central de Tratamento de Resíduos – Caieiras. *Engenharia Sanitária e Ambient.* v.22, n.5, p. 993-1003, set/out. 2017. DOI: 10.1590/S1413-41522017155522.

SITING TANA, B.; HASHIMA, H.; LEEA, C.; TAIBA, M. R.; YANB, J. Economical and environmental impact of waste-to-energy (WTE) alternatives for waste incineration, landfill, and anaerobic digestion. *Energy Procedia*, v. 61, p. 704–708, 2014. Trabalho apresentado no *6th International Conference on Applied Energy – ICAE2014*, 2014, Taipei.

SIMTAX. *Tabela do ICMS atualizada: alíquotas e regras*. 2024. Disponível em: <https://simtax.com.br/tabela-de-icms-cearaatualizada/#:~:text=No%20estado%20do%20Cear%C3%A1%20a,e%20menores%20em%20produtos%20essenciais>. Acesso em: 6 jan. 2024.

SNIC. *Relatório Annual 2020*. Disponível em: <http://snic.org.br/numeros-relatorio-anual.php>. Acesso em: 5 maio. 2022.

STAFFORD, F. N.; VIQUEZ, M. D.; LABRINCHA, J.; HOTZA, D. Advances and Challenges for the Co-processing in Latin American Cement Industry. *Procedia Materials Science*, v. 9, p. 571–577, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mspro.2015.05.032>.

STAFFORD, F. N.; RAUPP-PEREIRA, F.; LABRINCHA, J. A.; HOTZA, D. Life cycle assessment of the production of cement: A Brazilian case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 137, p. 1293-1299, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.050>.

TANG, P.; CHEN, W.; XUAN, D.; ZUO, Y.; POON, C. S. Investigation of cementitious properties of different constituents in municipal solid waste incineration bottom ash as supplementary cementitious materials. *Journal of Cleaner Production*, v. 258, p. 120675, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120675>. Acesso em 04 de ago. 2022.

THANOS, B. A. C.; ZHANG, J.; CASTALDI, M. J.; THELMELIS, N. J. Use of non-recycled plastics and paper as alternative fuel in cement production. *Journal of Cleaner Production*, v. 181, p. 8–16, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.214>.

TIHIN, G. L.; MO, H. K.; ONN, C. C.; ONG, H. C.; TAUFIQ-YAP, Y. H.; LEE, H. V. Overview of municipal solid wastes-derived refuse-derived fuels for cement co-processing. *Alexandria Engineering Journal*, v. 84, p.153–174, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aej.2023.10.043>.

TORRES, V. A.; LANGE, L. C. Rotas tecnológicas, desafios e potencial para valorização energética de resíduo sólido urbano por coprocessamento no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 27, n.1, p. 25-30, jan/fev. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210221>. Acesso em: 5 mai. 2022.

VICZEK, S. A.; ALDRIAN, A.; POMBERGER, R.; SARC, R. Determination of the material-recyclable share of SRF during co-processing in the cement industry. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 156, p. 104696, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104696>.

VISEDO, G.; PECCHIO, M (org.). *Roadmap Tecnológico do Cimento: potencial de redução das emissões de carbono da indústria de cimento brasileira até 2050*. Rio de Janeiro: SNIC,

2019. 64 p. Disponível em: <https://coprocessamento.org.br/publicacoes/>Acesso em: 5 maio. 2022.

YANG, L.; ZHENG, M.; ZHAO, Y.; YANG, Y.; YANG, Y.; LI, C.; LIU, G. Unintentional persistent organic pollutants in cement kilns co-processing solid wastes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 182, p. 109373, June 2019a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109373>. Acesso em 27 de fev 2023.

YANG, L.; ZHAO, Y.; SHI, M.; ZHENG, M.; XU, Y.; LI, C.; YANG, Y.; QUIN, L.; LIU, G. Brominated dioxins and furans in a cement kiln co-processing municipal solid waste. *Journal of Environmental Sciences*, v. 79, p. 339–345, 2019b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.12.009>. Acesso em 27 de fev 2023.

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, mar./abr. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019181376>.

ZAP. *ZAP imóveis*. 2024. Disponível em: https://www.zapimoveis.com.br/404/?origin=https%3A%2F%2Fnew.zapimoveis.com.br%2Fvenda%2Fterrenos%2F%3F__ab%3Dseo-texts%253Anew%252Cexp-aa-test%253Acontrol . Acesso em: 16 jan. 2024.