

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**ANÁLISE DO POTENCIAL DE MITIGAÇÃO DAS
EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA DO
COPROCESSAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: ESTUDO
DE CASO NA CIMENTEIRA DE SOBRADINHO/DISTRITO
FEDERAL**

JÚLIA ESPÍNDULA ARAÚJO PRADO

ORIENTADOR: FRANCISCO JAVIER CONTRERAS PINEDA
COORIENTADOR: VICTOR ALEXSANDER OLIVEIRA SILVA

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

BRASÍLIA/DF: NOVEMBRO/2021

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ANÁLISE DO POTENCIAL DE MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES
DE GASES DO EFEITO ESTUFA DO COPROCESSAMENTO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS: ESTUDO DE CASO NA CIMENTEIRA
DE SOBRADINHO/DISTRITO FEDERAL**

JÚLIA ESPÍNDULA ARAÚJO PRADO

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

**Franciso Javier Contreras Pineda, Ph.D. (ENC-UnB)
(ORIENTADOR)**

**Victor Alexsander Oliveira Silva, Msc. (Unicamp)
(COORIENTADOR)**

**Claudio Henrique de Almeida Feitosa Pereira, Doutor (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**Rafael Amaral Shayani (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

BRASÍLIA/DF, 08 de NOVEMBRO de 2021.

FICHA CATALOGRÁFICA

PRADO, JÚLIA ESPÍNDULA ARAÚJO

Análise do potencial de mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa do coprocessamento de resíduos sólidos: estudo de caso na cimenteira de Sobradinho/Distrito Federal, 2021.

xii, 118 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2021)

Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

1. ACV

2. Resíduos Sólidos

3. Coprocessamento

4. GEE

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

PRADO, J. E. A. (2021). Análise do potencial de mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa do coprocessamento de resíduos sólidos: estudo de caso na cimenteira de Sobradinho/Distrito Federal. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 114 p.

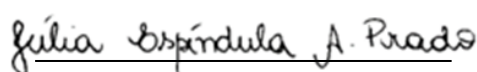
CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Júlia Espíndula Araújo Prado

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Análise do potencial de mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa do coprocessamento de resíduos sólidos: estudo de caso na cimenteira de Sobradinho/Distrito Federal

GRAU/ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental/2021

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.



Júlia Espíndula Araújo Prado
SQN 209 Bloco D Apt. 601/Asa Norte
70.854-040 – Brasília/DF – Brasil

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela minha vida e minha saúde.

Aos meus pais, Kelly e Alcides, e à minha irmã Gabriela por todo incentivo, apoio, carinho e cuidado ao longo da minha trajetória. Essa conquista é da nossa família.

Ao José Carlos, meu namorado, que se desdobrou em esforços para me apoiar na construção deste trabalho. Ter você ao meu lado, como grande incentivador, me tornou mais forte para encarar todos os desafios que o momento me exigiu.

Aos meus amigos, pelo entendimento de ausências necessárias. Aos presentes que a UnB me trouxe com o ingresso no semestre 2/2015 na Engenharia Ambiental, em especial, à Bruna, Gabriela e Julia. Abdicar noites de sono e encarar os desafios da graduação foi muito mais leve com vocês.

Ao meu orientador, Prof. Francisco Contreras e ao meu coorientador Victor Alexander, por aceitarem conduzir este trabalho, pelos conhecimentos compartilhados e pelas valiosas orientações.

RESUMO

As cimenteiras são responsáveis por aproximadamente 3% das emissões mundiais de Gases de Efeito Estufa (GEE) e por aproximadamente 5% das emissões de CO₂. Uma das alternativas utilizadas por elas para reduzir as emissões de GEE é o uso de combustíveis alternativos por meio do coprocessamento de Resíduos Sólidos (RS) e da utilização de biomassas. Este trabalho possui como objetivo analisar o potencial de mitigação das emissões de GEE da cimenteira de Sobradinho, Distrito Federal, baseado na utilização de combustíveis alternativos, tendo como foco o coprocessamento de RS no processo produtivo do cimento. A metodologia utilizada foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com a categoria de impacto “mudanças climáticas”. Concluiu-se que, dentre os cenários analisados, o cenário correspondente à utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris é a melhor alternativa para a geração de calor nos fornos de clínquer tanto do ponto de vista de emissões de GEE como da minimização dos impactos na saúde humana e nos ecossistemas terrestres e aquáticos, tendo em vista as emissões evitadas em caso de destinação em aterro sanitário.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), cimento, coprocessamento, Gases de Efeito Estufa (GEE), Resíduos Sólidos (RS).

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. OBJETIVO GERAL.....	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. INDÚSTRIA CIMENTEIRA	5
3.1.1. Histórico do Cimento	5
3.1.2. Tipos de Cimento	6
3.1.3. Processos de Fabricação.....	7
3.1.4. Inovação no Processo de Fabricação.....	9
3.1.5. Panorama da Indústria Cimenteira	11
3.2. IMPACTOS AMBIENTAIS DA INDÚSTRIA CIMENTEIRA	13
3.2.1. Emissões de GEE pela Indústria Cimenteira.....	14
3.2.2. Alternativas para Redução das Emissões de GEE	16
3.3. GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	17
3.3.1. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	19
3.3.2. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais (RSI)	23
3.3.3. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris (RSA).....	29
3.4. COPROCESSAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	31
3.4.1. Aspectos Técnicos.....	34
3.4.2. Requisitos para Coprocessamento de RS em Fornos de Cimento	36
3.4.3. Monitoramento e Controle do Clínquer Coprocessado.....	40
3.5. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO.....	41
3.5.1. Método ReCiPe	45
4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	46
4.1. AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	46
4.1.1. Definição de Objetivo e Escopo.....	48
4.1.2. Análise de Inventário de Ciclo de Vida	51
4.1.3. Avaliação de Impactos	53
4.1.4. Interpretação	54
5. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS	56

5.1. OBTENÇÃO E CONSOLIDAÇÃO DE DADOS	56
5.2. DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS.....	59
5.2.1. Definição de Objetivo e Escopo e dos Cenários Alternativos	59
5.2.2. Análise de Inventário de Ciclo de Vida	63
5.2.3. Avaliação de Impactos	63
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	67
6.1. LOCAL DE ESTUDO.....	67
6.2. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA	68
6.2.1. Ciclos de Vida dos Resíduos Sólidos e do Coque de Petróleo.....	68
6.2.2. Análise Comparativa	73
6.3. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA.....	77
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	84
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
9. ANEXOS	98
9.1. ANEXO I - PUBLICAÇÕES DA ACV NO COPROCESSAMENTO DE RS.....	98
9.2. ANEXO II - EQUAÇÕES DO ICV	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1 – Fluxograma do processo de fabricação do cimento.....	8
Figura 3-2 – Localização das fábricas de cimento no Brasil.	11
Figura 3-3 – Comportamento do consumo aparente de cimento no Brasil.	12
Figura 3-4 – Emissão de GEE pela indústria cimenteira, em 2018.	15
Figura 3-5 – Emissão de CO ₂ pela indústria cimenteira no mundo, de 1990 a 2018.	16
Figura 3-6 – Etapas do gerenciamento de RSU.....	20
Figura 3-7 - Estimativa da Composição Gravimétrica média dos RSU coletados no Brasil.	21
Figura 3-8 - Disposição final dos RSU no Brasil.	22
Figura 3-9 – Fluxograma do balanço de massa do processo industrial.	23
Figura 3-10 – Municípios que coletam e/ou recebem RSI por destinação em 2010.	27
Figura 3-11 – Municípios que coletam e/ou recebem RSI por processamento em 2010. ...	28
Figura 3-12 – Fluxograma de atividade agropecuária e os resíduos gerados.....	29
Figura 3-13 – Fábricas que realizam coprocessamento.....	31
Figura 3-14 – Histórico de RS coprocessados em fornos de cimento (em 1.000 t).	32
Figura 3-15 – Histórico de pneus coprocessados em fornos de cimento (em 1.000 t).....	33
Figura 3-16 – Ciclo de vida dos RS coprocessados.....	34
Figura 3-17 – Entrada de RS nos fornos.	35
Figura 3-18 – Possíveis substituições no processo de produção do cimento.	37
Figura 3-19 – Exemplos de categorias de impacto <i>midpoint</i> e <i>endpoints</i>	42
Figura 4-1 – Etapas da ACV.	47
Figura 4-2 – Estágios do ciclo de vida com destaque ao limite do sistema.	49
Figura 4-3 – Procedimento simplificado para análise de ICV.....	52
Figura 4-4 – Elementos da fase de AICV.....	53
Figura 5-1 - Roteiro metodológico.	56
Figura 5-2 – Esquema da consolidação dos dados dos resíduos coprocessados.	57
Figura 5-3 – Esquema da consolidação dos dados da distância percorrida pelos fornecedores.....	57
Figura 5-4 – Esquema da consolidação dos dados de PCI dos resíduos.	58
Figura 5-5 – Esquema da consolidação dos dados quantitativos dos resíduos.....	58

Figura 5-6 – Esquema da consolidação dos dados da distância percorrida pelos fornecedores até os aterros.....	59
Figura 5-7 – Cenários alternativos propostos e fronteira do sistema.	62
Figura 6-1 – Visão geral da cimenteira de Sobradinho.	67
Figura 6-2 – Fluxograma do ciclo de vida dos Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris.	68
Figura 6-3 – Fluxograma do ciclo de vida tradicional do gerenciamento dos Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris.	69
Figura 6-4 – Fluxograma do ciclo de vida dos Resíduos Sólidos Industriais.	70
Figura 6-5 – Fluxograma do ciclo de vida dos Resíduos Sólidos Urbanos.....	71
Figura 6-6 – Fluxograma – Cenário Base (coque de petróleo).....	72
Figura 6-7 – Contribuição de GEE em cada cenário.	78
Figura 6-8 – Balanço de GEE em cada cenário.....	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1 – Tipos de cimento Portland e suas composições.	6
Tabela 3-2 – Produção de cimento em 2018 e 2019.....	13
Tabela 3-3 – Impactos ambientais nas fases de produção do cimento.	14
Tabela 3-4 – Documentação para o transporte de resíduos Classe I.	24
Tabela 3-5 – Documentação para o transporte de resíduos Classe II.	25
Tabela 3-6 – Tipos de tratamento de RSI.	26
Tabela 3-7 – RSA e os processos utilizados para conversão energética.	30
Tabela 3-8 – Limites máximos de emissão para o coprocessamento de RS.	40
Tabela 3-9 – Principais métodos de AICV.	43
Tabela 3-10 – Métodos de AICV e categorias de impacto.	44
Tabela 5-1 – Fatores de consumo energético e de emissões utilizados.	64
Tabela 6-1 Valores absolutos dos resíduos propostos no ano de 2020.	73
Tabela 6-2 Composição, em toneladas, dos cenários propostos.....	74
Tabela 6-3 Balanço de entradas e saídas na geração de 1 Gcal em cada tipo de resíduo....	74
Tabela 6-4 Balanço de entradas e saídas na geração de 1 Gcal em cada cenário.....	76
Tabela 6-5 Potencial de mitigação de emissões	79
Tabela 6-6 Resultados da AICV (endpoint).	82

LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AFR	<i>Alternative Fuels and Raw Materials</i>
ANTT	Agência Nacional de Transportes Terrestres
AICV	Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CCUS	<i>Carbon Capture and Utilization on Storage</i>
CML	Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden
CP	Cimento <i>Portland</i>
DALY	Anos de vida perdidos por ajustados por incapacidade
EDR	Eficiência de Destruição e Remoção
EPI	Equipamento de Proteção Individual
GEE	Gases de Efeito Estufa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IEA	Agência Internacional de Energia
IFC	Corporação Financeira Internacional do Banco Mundial
IFO	<i>Intermediate Fuel Oil</i>
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
MDO	<i>Marine Diesel Oil</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NBR	Norma Brasileira
NIPHE	<i>National Institute for Public Health and the Environment</i>
PCOP	Principais Compostos Orgânicos Perigosos
PCI	Poder Calorífico Inferior
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RS	Resíduos Sólidos
RSA	Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris
RSI	Resíduos Sólidos Industriais
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente

SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SUASA	Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária
t	Tonelada
WBCSD	Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável

1. INTRODUÇÃO

As fábricas de cimento são responsáveis por aproximadamente 3% das emissões mundiais de Gases de Efeito Estufa (GEE) e por aproximadamente 5% das emissões de CO₂. Cerca de 50% das emissões de GEE são provenientes do processo produtivo, 5% do transporte, 5% do uso de eletricidade para a operação da fábrica e 40% do processo de clínquerização (WBCSD, 2002; MAURY e BLUMENSCHNEIN, 2012).

A indústria cimenteira do Brasil tem ocupado posição de vanguarda como um dos países com menor emissão específica por tonelada de cimento produzida, ficando atrás apenas da Índia. Entre 1990 e 2018, o setor brasileiro teve uma redução de 16% das emissões de CO₂ (700 kg CO₂/t para 590 kg CO₂/t) (SNIC, 2019). Neste mesmo período, a produção de cimento mundial apresentou uma média de 634 kg CO₂/t. Uma das alternativas utilizadas pelas fábricas de cimento para reduzir as emissões de GEE é o uso de combustíveis alternativos por meio do coprocessamento de Resíduos Sólidos (RS) e da utilização de biomassas. Coprocessamento de RS é definido como a “destinação final ambientalmente adequada que envolve o processamento de RS como substituto parcial de matéria-prima e/ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer, na fabricação de cimento” (CONAMA, 2020). Entre 2000 e 2014, a utilização de combustíveis alternativos na matriz energética das indústrias aumentou de 9% para 15%, colaborando para a atenuação das emissões e proporcionando uma destinação para os RS (ABCP, 2019).

A Resolução CONAMA/MMA nº 499, de 06 de outubro de 2020 dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer, além de listar os combustíveis tradicionais e alternativos para o coprocessamento e que são excluídos dos critérios de licenciamento.

O coprocessamento ajuda na mitigação de passivos ambientais com o desvio de RS dos aterros, de modo a proporcionar indiretamente melhorias, como a diminuição de GEE, o incentivo da reutilização de RS e atenuação dos riscos de contaminação do solo e do lençol freático (MONTENEGRO, 2007; COSTA, 2009; CEMBUREAU, 2016).

O uso em caráter corretivo ou substitutivo de matérias-primas alternativas também aumenta a eficiência energética da Indústria Cimenteira, além de reduzir as emissões de poluentes do processo produtivo. Subprodutos industriais, RS e alguns tipos de biomassas (casca de arroz e castanha de caju) podem ser reaproveitados como matéria-prima para as cimenteiras ou até mesmo como combustível para os fornos. (VDZ, 2010).

No Brasil, em 2020, a indústria cimenteira realizou o coprocessamento de aproximadamente 1.466 milhões de toneladas de resíduos. Já em 2019, a indústria cimenteira coprocessou cerca de 308 mil toneladas de pneus inservíveis, sendo o equivalente a 59 milhões de pneus (ABCP, 2020). Isso demonstra o grande potencial do coprocessamento como uma alternativa no tratamento e destinação dos RS no Brasil.

Neste contexto, este trabalho visa analisar o potencial de mitigação das emissões de GEE por meio da utilização do coprocessamento de RS na cimenteira de Sobradinho, Distrito Federal. A análise terá como base a proposição de cenários alternativos à utilização de coque de petróleo como principal combustível para os fornos de clínquer, propondo misturas distintas de tipos de RS com coque de petróleo.

A hipótese principal do trabalho é que o coprocessamento de RS como combustível alternativo nos fornos de clínquer é uma alternativa que reduz a contribuição do setor às mudanças climáticas, além de ser eficiente do ponto de vista energético quando comparada com o cenário atual adotado pela maioria das fábricas de cimento do país (utilização de 100% de coque de petróleo). Neste trabalho é dada ênfase nos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Resíduos Sólidos Industriais (RSI) e Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris (RSA).

A metodologia utilizada neste trabalho será a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV é uma metodologia que avalia os impactos ambientais e a carga poluidora de um produto, processo ou atividade por meio de fluxos de energia, materiais utilizados e emissões de poluentes atmosféricos. A avaliação aborda todo o processo desde a extração, processamento de materiais, transporte, distribuição, utilização, manutenção, reutilização, reciclagem e disposição final dos RS (HUNKELER *et al.*, 2008).

A ACV é considerada uma técnica de gestão ambiental que permite apontar os impactos ambientais mais graves e definir alternativas e soluções de mitigação (CURRAN, 2013).

A ACV pode ser utilizada no desenvolvimento e aperfeiçoamento de produtos, no planejamento estratégico, na elaboração de políticas públicas e no marketing. A ACV também pode ser usada na avaliação de desempenho ambiental, integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento de produtos, comunicação ambiental, assim como validação, verificação e certificação de emissões de GEE (ABNT, 2009).

O Capítulo 1 apresenta uma breve introdução ao tema, bem como a hipótese principal do trabalho. O Capítulo 2 lista os objetivos gerais e específicos do trabalho. Já o Capítulo 3 é composto pela revisão bibliográfica necessária para compreensão do estudo. Por sua vez, o Capítulo 4 apresenta a fundamentação teórica do trabalho, possibilitando aprofundar a

metodologia da ACV explicada no Capítulo 5. Por fim, ao final do Projeto, é apresentado um Cronograma com os prazos previstos para entrega dos resultados e conclusões.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Este trabalho possui como objetivo geral analisar o potencial de mitigação das emissões de Gases de Efeito Estufa da cimenteira de Sobradinho, Distrito Federal, baseado na utilização de combustíveis alternativos, tendo como foco o coprocessamento de Resíduos Sólidos no processo produtivo do cimento.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

A partir do objetivo geral do trabalho, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Analisar os processos produtivos da cimenteira desde a perspectiva de Avaliação do Ciclo de Vida;
- Investigar as opções de substituição de combustíveis fósseis nos fornos de cimenteiras;
- Analisar o gerenciamento de resíduos sólidos desde a perspectiva de Avaliação do Ciclo de Vida; e
- Estimar as emissões de Gases de Efeito Estufa para as opções de substituição.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. INDÚSTRIA CIMENTEIRA

O cimento é definido como uma mistura de materiais pulverulentos constituída por clínquer e adições (Souza, 2013).

De acordo com Silva et al. (2012), o cimento é tecnicamente conhecido como cimento Portland. Trata-se de um aglomerante hidráulico que mediante adição de água, torna-se uma pasta com gradativo endurecimento. Depois de completamente endurecido, o contato entre o cimento e a água não resulta em mudança nas características do material.

Já a Associação Brasileira de Cimento Portland - ABCP (2016) discute a origem da palavra "cimento". De acordo com a Associação, a palavra vem do termo em latim *caementu*, cujo significado é "pedra proveniente de rochedos sem esquadrejamento". A origem da palavra tem relação com o Egito, que utilizava uma liga composta por gesso calcinado, e com a Roma e Grécia antigas que usavam solos de origem de vulcões que endureciam ao entrar em contato com água.

Por fim, *United States Environmental Protection Agency* - USEPA (1994) define cimento Portland como um pó fino, podendo ter cor cinza ou branca, proveniente da mistura de silicatos, aluminatos e ferroaluminatos de cálcio. Todos estes materiais são de origem hidráulica, uma vez que a ação da água causa o seu endurecimento.

3.1.1. Histórico do Cimento

Já havia indícios da utilização do cimento há cerca de 4,5 mil anos atrás em civilizações antigas como o Egito, Roma e Grécia. Romanos. Os gregos utilizavam solos vulcânicos que endureciam sob a ação da água em suas construções, enquanto os egípcios utilizavam uma liga composta por gesso calcinado para construir suas pirâmides (Bogue, 1955).

De acordo com a ABCP (2016), a evolução no desenvolvimento do cimento iniciou-se em 1756 quando o inglês John Smeaton conseguiu desenvolver um produto de elevada resistência por meio da calcinação de calcários moles e argilosos. Mais tarde, em 1818, o francês Vicat conseguiu resultados semelhantes ao do inglês ao misturar materiais calcários e argilosos. Vicat foi considerado o inventor do cimento artificial.

Em 1824, o inglês Joseph Aspdin realizou a queima de argila e pedras calcárias até chegar a um pó fino, que depois de aplicado e seco teria dureza de uma pedra. Este pó fino foi patenteado no mesmo ano com o nome de "Cimento Portland" (CARVALHO, 2008). Porém, Silva (1994) afirma que este cimento patenteado era somente calcinado e não sinterizado.

Apenas em 1847 que outro inglês chamado Johnson percebeu que era necessário incinerar a mistura de matérias-primas além da temperatura de calcinação, para obter um cimento de melhor qualidade.

Segundo Mantegazza (2004), a produção de CP no Brasil teve início em 1888 quando o Engenheiro Louis Felipe Alves da Nóbrega e o Comendador Antônio Proost Rodovalho iniciaram a prospecção de calcário nos arredores da capital do Estado da Paraíba. Louis Felipe foi o primeiro a produzir o cimento em 1892. Em 1912, o Governo Federal implantou uma fábrica de cimento no Espírito Santo, mas que faliu em 1958.

Guimarães (2015) cita que em 1924, surgiu a Companhia Brasileira de Cimento Portland em Perus, São Paulo, marcando definitivamente o início da indústria brasileira de cimento. A produção viria 2 anos mais tarde, em 1926, época em que o cimento consumido no Brasil era proveniente de importação. Este foi o marco para o aumento da produção nacional com a instalação de novas fábricas, diminuindo a importação de cimento.

Atualmente, o Brasil conta com 100 fábricas de cimento espalhadas por todo o território nacional (SNIC, 2019).

3.1.2. Tipos de Cimento

Com o intuito de se atender as distintas necessidades voltadas ao uso do cimento, a Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT dispõe sobre a composição e tipificação dos cimentos, conforme sintetizado na Tabela 3-1.

Tabela 3-1 – Tipos de cimento Portland e suas composições.

Fonte: ABNT, 2016.

Cimento Portland ABNT 16.697/2018	Componentes (% em massa)				
	Tipo de Cimento Portland	Clínquer + Gesso	Escória de Alto Forno	Pozolana	Material Carbonático
CP I	Comum	95 - 100	0 - 5	0 - 5	0 - 5
CP I - S	Comum com Adição	90 - 94	-	-	6 - 10
CP II - E	Composto com Escória	51 - 94	06 - 34	-	0 - 15
CP II - F	Composto com Fíler	75 - 89	-	-	11 - 25
CP II - Z	Composto com Pozolana	71 - 94	-	6 - 14	0 - 15
CP III	Alto Forno	25 - 65	35 - 75	-	0 - 10
CP IV	Pozolânico	45 - 85	-	15 - 50	0 - 10
CP V	Alta Resistência Inicial	90 - 100	-	-	0 - 10
CP P	Puro	100	-	-	-

A ABCP (2016) descreve os principais tipos de cimento Portland. O CP I é formado entre 95 e 100% de clínquer e gesso, sendo muito utilizado em construções de concreto em geral e sem exposição a sulfatos. Já o CP I-S é uma variação do CP I, onde é adicionado de 6 a 10% de material carbonático. Este tipo de cimento também é usado em construções de concreto em geral.

O CP II é o cimento com a adição moderada de outros materiais, podendo ser CP II-Z, CP II-E e CP II-F. O CP II-Z é o cimento com adição moderada de material pozolânico. O CP II-E é o cimento com adição moderada de escória granulada de alto-forno. O CP II-F é o cimento com adição moderada de material carbonático.

O CP III é composto pela adição de escória, tornando o cimento mais durável e impermeável. As características do CP III são baixo calor de hidratação, alta resistência à expansão e resistência a sulfatos. Este tipo de cimento pode ser usado em ambientes marinhos e aplicação em geral.

O CP IV é o cimento com a adição de material pozolânico. Este tipo de cimento é muito utilizado em ambientes expostos às intempéries.

O CP V é o cimento com resistência até 5 (cinco) vezes mais alta quando comparado com os demais tipos de cimento. É mais comumente utilizado na confecção de artefatos de cimentos em indústrias de médio e pequeno porte.

3.1.3. Processos de Fabricação

Segundo Karstensen (2010), o processo de fabricação do cimento compreende mineração, britagem, homogeneização, preparo dos combustíveis de queima do clínquer, moagem do cimento e expedição. Este processo produtivo está sinteticamente representado na Figura 3-1.

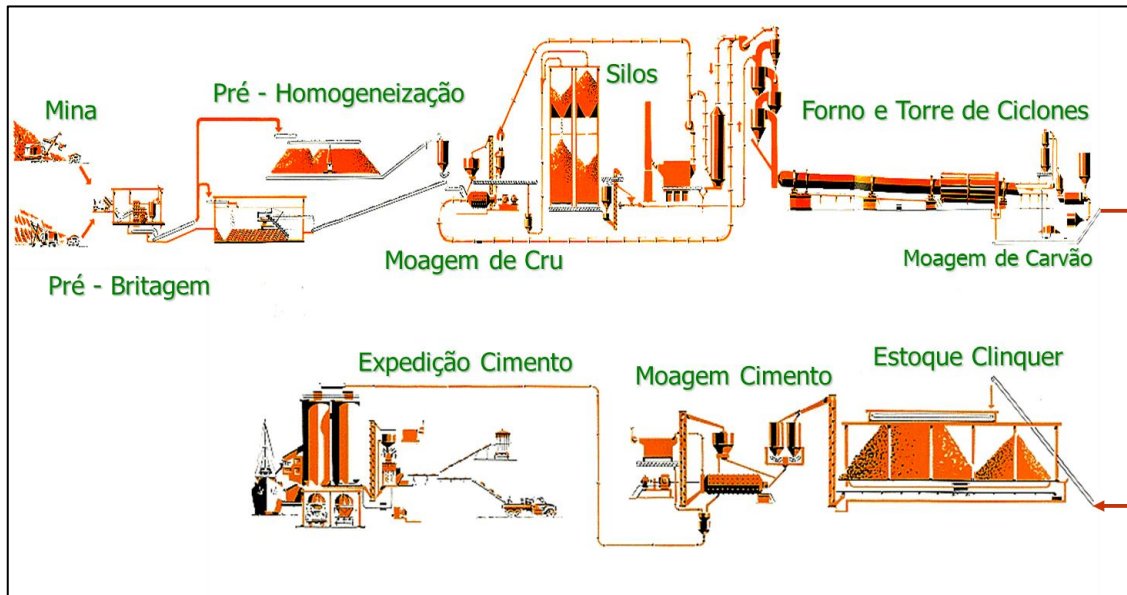


Figura 3-1 – Fluxograma do processo de fabricação do cimento.

Fonte: SOUZA, 2018.

A extração das matérias-primas compreende a etapa inicial e requer o uso de técnicas de perfuração e detonação. Dois tipos principais de materiais são necessários para a produção do cimento: um rico em cálcio ou materiais calcários como a rocha calcária ou giz e outro rico em sílica como as matérias argiláceas ou xistos. O desmonte resulta em blocos rochosos de tamanhos inadequados. A vasta faixa de tamanhos dos materiais extraídos, com diâmetros que variam de 1,5 metros até pouco milímetros, é remediada pelo uso de uma série de britadores e peneiras (CUNHA, 2013).

As jazidas de calcário e argila apresentam variações de composição ao longo de suas extensões. Por outro lado, a qualidade do produto e a estabilidade do processo de produção requerem materiais quimicamente homogêneos. Por isso, ocorre a etapa de pré-homogeneização, em que são empregados sistemas de empilhamento e recarregamento com longas pilhas de material, de modo a criar camadas horizontais provenientes de diferentes lotes que posteriormente são misturadas no próprio processo de recarregamento.

A etapa da moagem de cru consiste na cominuição de calcário, argila e aditivos, resultando em uma espécie de farinha. O motivo principal para a redução de tamanho das partículas é o aumento da área superficial exposta que intensifica a troca de calor entre a farinha e os gases do forno. Posteriormente, a farinha é armazenada em silos que promovem sua homogeneização. O silo é constituído por um conjunto de regueiras que são abertas em pares simultâneos para o incremento da homogeneização da farinha, de modo a impedir distúrbios relacionados a concentração de componentes do cru antes da alimentação da farinha na torre

de ciclones (SELLITTO, 1999). Um sistema de homogeneização de farinha crua de cimento tem duas funções principais: a primeira é prover uma alimentação constante tanto em composição química como em finura; a segunda deve prover um estoque de farinha crua que permita a manutenção periódica da planta de moagem sem impactar a marcha do forno.

Os fornos de cimento operam em conjunto com a torre de ciclones, responsáveis por remover a umidade residual da farinha crua (inferior a 1%) e iniciar o processo de descarbonatação do calcário. O estágio seguinte é a calcinação, que ocorre em um vaso reator denominado de calcinador onde é utilizado cerca de 50 a 60% do combustível total necessário ao processo de clínquerização. No calcinador é realizada cerca de 90% a 95% do processo total de calcinação da farinha crua, o que reduz substancialmente a carga térmica na zona de queima. Isso provoca o aumento elevado da vida útil do revestimento refratário, reduzindo o comprimento do forno, pois boa parte do processo é realizado externamente, na torre de ciclones. A matéria prima permanece no forno por um tempo de aproximadamente 30 a 45 minutos e atinge temperaturas máximas de clínquerização de 1.450 °C. A saber, para se produzir uma tonelada de clínquer é necessário aproximadamente de 1,5 a 1,6 toneladas de matéria-prima seca (CARPIO, 2005).

Após o resfriamento do clínquer, ele é estocado em silos ou domos até que seja efetivamente utilizado. Clínquer, gesso e outros materiais aditivos são moídos conjuntamente de modo a se obter o cimento (SHREVE, 1980). A finura do produto final depende da quantidade de gesso adicionado bem como dos outros materiais aditivos. Todos estes parâmetros são variados para alcançar o tipo específico de cimento desejado. O cimento moído é finalmente transportado por um equipamento conveniente (transportador de correias, por exemplo) até um ou mais silos de estocagem. A etapa final é a expedição do cimento em si, ensacado ou a granel.

3.1.4. Inovação no Processo de Fabricação

As metas atreladas às inovações no processo produtivo do cimento devem ser tangíveis e em prol da melhora ambiental. De acordo com Scrivener *et al.* (2008), os padrões restritos na fabricação do cimento dificultam o processo de adaptação das necessidades ambientais, econômicas e de sustentabilidade, uma vez que os processos produtivos, na maioria das vezes, são fortemente influenciados pela localização da cimenteira. Porém, os autores afirmam que, as cimenteiras procuraram investir em inovações significativas nas últimas décadas, entre elas a fabricação de concretos de alto desempenho por meio do

acondicionamento de partículas de diferentes tamanhos e misturas orgânicas, possibilitando a adição de aditivos. Estes aditivos trazem um cenário de melhora ambiental já que nos próximos anos será possível adicionar cada vez mais materiais com propriedades diferentes, gerando um mercado inovador.

Outro esforço na inovação no setor cimenteiro está na mitigação das emissões de GEE no processo produtivo. Battagin (2010) afirma que 60% das emissões de CO₂ são originadas da descarbonatação da matéria-prima e que os outros 40% são provenientes da utilização de combustíveis. O autor recomenda que para a mitigação dessas emissões, alguns esforços são necessários, entre eles o aumento na eficiência energética, a utilização de combustíveis alternativos, a utilização de adições ao cimento de forma a reprocessar determinados materiais e a captura e armazenamento de carbono.

A eficiência energética está diretamente relacionada ao uso de materiais alternativos, de modo a gerar mesma quantidade de energia com menos recursos naturais. O uso de matéria-prima alternativa também compreende as medidas conhecidas para o aumento da eficiência energética e redução das emissões de poluentes. Os *Alternative Fuels and Raw-Materials – AFR* são os novos combustíveis e matérias-primas alternativas, cujo uso pode ter caráter corretivo ou substitutivo (VDZ, 2010). Os materiais alternativos compreendem resíduos animais, lamas de esgoto, pneus, borras oleosas, sólidos contaminados além dos RS industriais e urbanos após pré-tratamento e processamento (como plásticos, folhas, têxteis e impurezas metálicas ou minerais).

Nesta vertente, a ABCP (2019) afirma que subprodutos industriais quanto resíduos sólidos podem ser reaproveitados como matéria-prima para as cimenteiras ou até mesmo como combustível para os fornos. Entre as vantagens está a diminuição das taxas de emissão de CO₂, o aumento da vida útil dos aterros e a diminuição da contaminação do solo e dos lençóis freáticos. Alguns tipos de biomassa como a casca de arroz e a castanha de caju também podem ser reaproveitados como matéria-prima no processo produtivo, sendo uma alternativa de destinação ao invés do aterramento e/ou da compostagem.

A principal objeção para o não emprego de matérias-primas nas plantas se dá em razão das adaptações necessárias ao processo de combustão e da limitação do percentual máximo a ser empregado no processo em fornos mais antigos. A evolução tecnológica dos fornos torna viável a substituição em níveis cada vez maiores, podendo alcançar a totalidade da demanda. De acordo com Wirthwein e Emberger (2010) os modelos mais recentes de fornos são

projetados prevendo o uso de combustíveis alternativos que otimizem o processo de queima do clínquer.

3.1.5. Panorama da Indústria Cimenteira

De acordo com o SNIC (2019), o Brasil dispõe de 100 plantas de cimento localizadas em todo o território nacional, conforme apresentado na Figura 3-2.

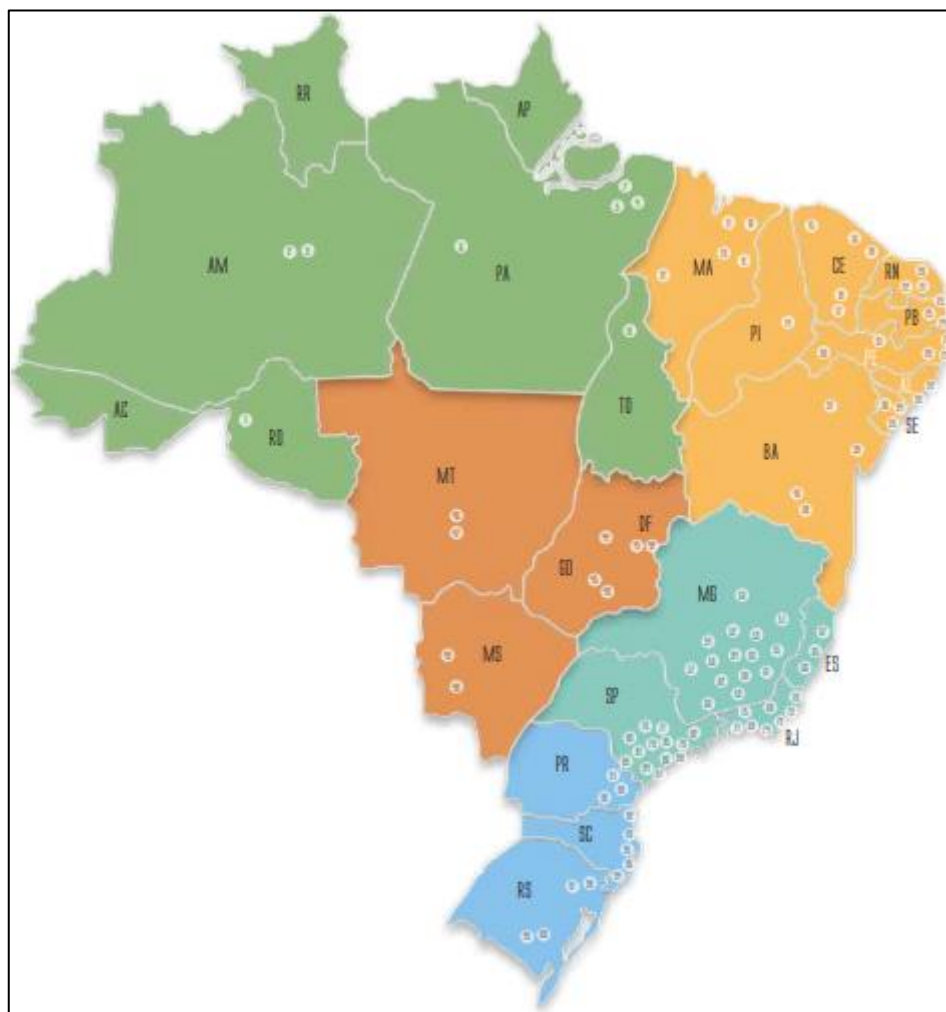


Figura 3-2 – Localização das fábricas de cimento no Brasil.

Fonte: SNIC, 2019.

Observa-se pela Figura 3-2 que a maioria das plantas cimenteiras se encontra na Região Sudeste (38 plantas), seguida da Região Nordeste com 31 fábricas.

No Brasil, o parque industrial de cimento é dominado por grandes grupos empresariais nacionais e multinacionais. Segundo Silva *et al.* (2012), as características intrínsecas a essa atividade industrial restringem o acesso de empresas de menor porte ao mercado do cimento. Tais características são fatores econômicos e de mercado, como a posse de jazidas, necessidade de grandes escalas de produção e a natureza intensiva em capital desse tipo

industrial. Desde 2016, o SNIC aponta que o parque industrial nacional possui 100 milhões de toneladas em capacidade instalada.

Com relação ao consumo aparente do cimento, a Figura 3-3 apresenta a evolução do consumo ao longo dos últimos anos.

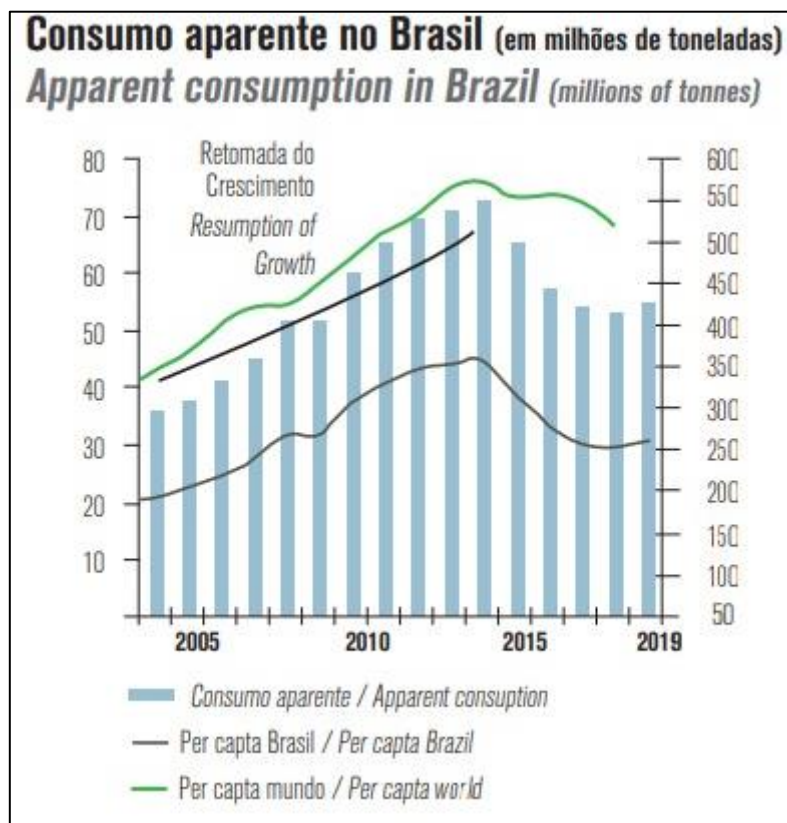


Figura 3-3 – Comportamento do consumo aparente de cimento no Brasil.

Fonte: Adaptado de SNIC, 2019.

O setor da construção civil iniciou sua retomada em 2019, com crescimento de 1,6%, após 5 anos consecutivos de queda. Como esperado, a indústria cimenteira teve um comportamento econômico bastante similar, finalizando 2019 com crescimento de 3,5% (SNIC, 2019).

A retomada do cimento impactou nos resultados de consumo em todas as regiões do país. Em relação ao ano anterior, o Relatório do SNIC apontou que o consumo aparente de cimento em 2019 teve acréscimo de 1,8 milhão de toneladas, resultando em um consumo per capita nacional de 261 kg/hab/ano.

Dessa forma, a Tabela 3-2 sintetiza os dados referentes à produção de cimento em 2019.

Tabela 3-2 – Produção de cimento em 2018 e 2019.

Fonte: Adaptado de SNIC, 2019.

Discriminação	2018	2019	Δ %
Produção	53.602	56.611	5,6%
Despacho total	52.811	54.800	3,8%
Venda Interna	52.710	54.658	3,7%
Exportação	101	142	40,6%
Importação	977	136	-86,1%
Consumo aparente	52.940	54.794	3,5%
Consumo per capita (kg/hab)	254	261	2,8%

Destaca-se que a exportação teve um aumento de 40,6% e que a importação apresentou uma redução abrupta de -86,1 % em relação ao ano de 2018.

3.2. IMPACTOS AMBIENTAIS DA INDÚSTRIA CIMENTEIRA

A Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986, define impacto ambiental como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e a qualidade dos recursos ambientais”.

De acordo com Carvalho (2008), os impactos ambientais do processo produtivo do cimento estão presentes em todas as suas fases (extração, produção e disposição final), uma vez que as cimenteiras são atividades de elevado potencial poluidor. A Tabela 3-3 apresenta alguns dos aspectos e impactos ambientais nas fases de produção do cimento:

Tabela 3-3 – Impactos ambientais nas fases de produção do cimento.

Fonte: Adaptado de Carvalho (2008).

Fase da Produção	Aspecto	Impacto
Extração de matéria-prima (argila e calcário)	Vibrações do terreno	Desmoronamentos e erosões
	Emissões gasosas, arremessos de fragmentos e poeiras	Poluição do ar
	Cavas abandonadas	Contaminação de águas com substâncias tóxicas
	Alterações batimétricas	Diminuição da quantidade da água dos leitos
	Ruídos	Poluição sonora
Produção de cimento e clinquerização	Emissões de gases (GEE e tóxicos)	Aquecimento global e poluição do ar
Extra-muros	Emissões de gases e poeiras	Problemas de saúde respiratória daqueles que habitam nas proximidades das fábricas
	Alterações nos cursos de água	Problemas de saúde relacionados à ingestão de águas contaminadas por resíduos tóxicos
	Contaminação do solo e perturbação dos habitats	Solos inférteis que geram menor possibilidade de cultivo e práticas extrativistas nas áreas do entorno das fábricas
	Deposição de materiais tóxicos e contaminantes em áreas habitadas	Acidentes com sequelas ou perdas de vidas
	Automação industrial	Baixa empregabilidade
Intra-muros	Exposição de trabalhadores a material particulado	Casos de pneumoconioses, dermatites de contato, irritações diversas das vias aéreas superiores
	Exposição constante a ruídos com altos decibéis	Casos de perda auditiva

Tendo em vista que este trabalho analisa a utilização do coprocessamento de Resíduos Sólidos (RS) como forma de mitigação da emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), o principal impacto ambiental discutido é a emissão de GEE pela indústria cimenteira.

3.2.1. Emissões de GEE pela Indústria Cimenteira

Soares (1998) afirma que a indústria cimenteira possui como maior característica o alto consumo de energia para o seu processo de produção, uma vez que seus fornos chegam a

operar com temperaturas de até 1.400 °C. Este consumo de energia, ao lado do processo de calcinação das matérias-primas, é responsável pela grande emissão de GEE, sendo o Dióxido de Carbono (CO₂) como o gás mais emitido (99% do total). O autor complementa ao dizer que as perspectivas de crescimento do setor no Brasil apontam para o crescimento do consumo de combustíveis fósseis e conseqüentemente das emissões do GEE.

De acordo com *World Resource Institute - WRI* (2020), a indústria cimenteira é responsável por aproximadamente 3% das emissões mundiais de GEE e por aproximadamente 5% das emissões de CO₂. A Figura 3-4 apresenta as emissões de GEE na indústria de cimento comparadas com outros setores no ano 2018:

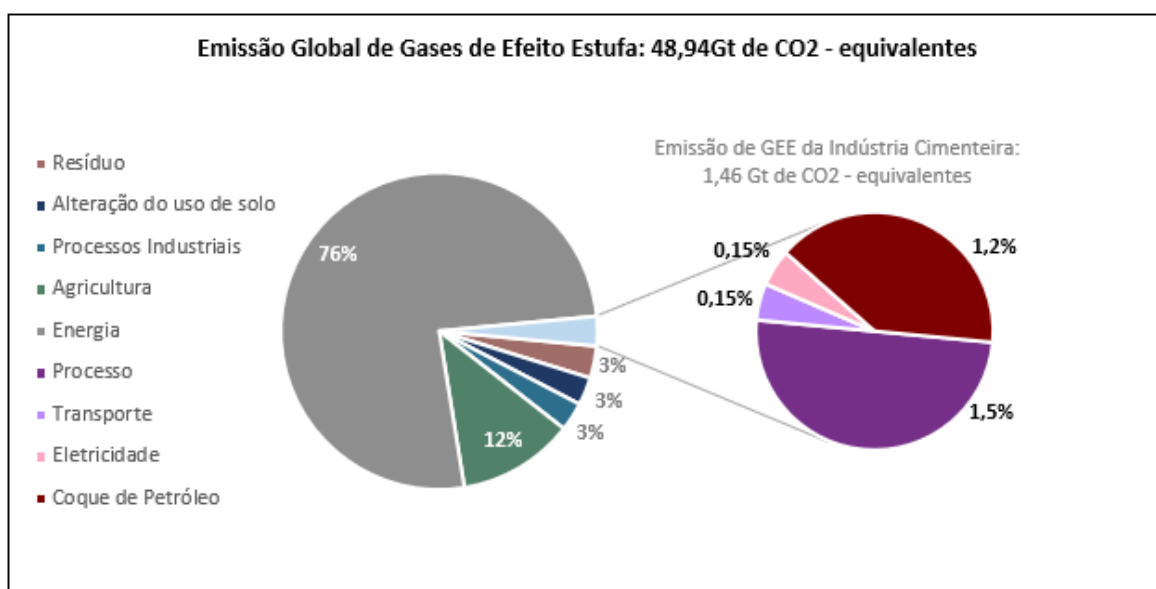


Figura 3-4 – Emissão de GEE pela indústria cimenteira, em 2018.

Fonte: Adaptado de Climate Watch, 2018.

Observa-se que na indústria cimenteira, cerca de 50% das emissões de GEE são provenientes do processo produtivo, 5% do transporte, 5% do uso de eletricidade e 40% do processo de clínquerização.

De acordo com o Sindicato Nacional da Indústria de Cimento - SNIC (2019), a indústria do cimento brasileira, desde 1990, tem ocupado posição de vanguarda como um dos países com a menor emissão específica por tonelada de cimento produzida, ficando atrás apenas da Índia. A Figura 3-5 apresenta a emissão de CO₂ por tonelada de cimento no mundo, de 1990 a 2018:

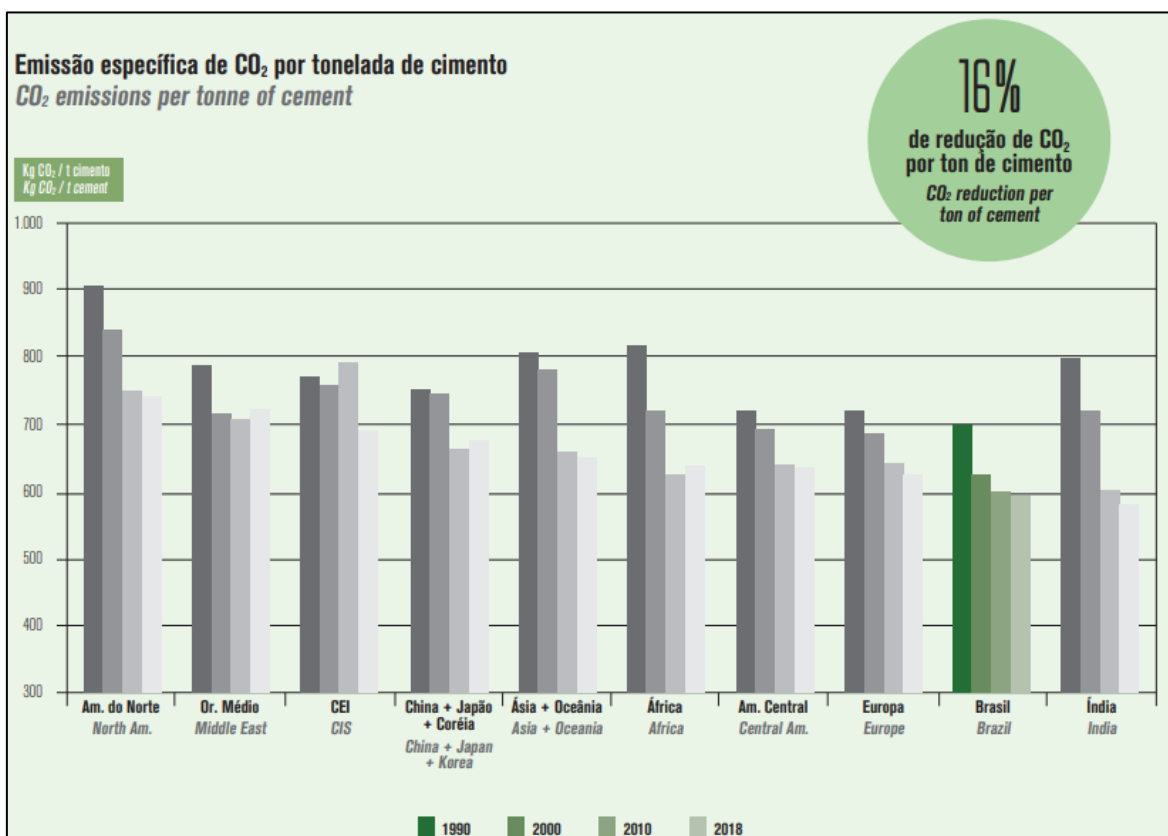


Figura 3-5 – Emissão de CO₂ pela indústria cimenteira no mundo, de 1990 a 2018.

Fonte: SNIC, 2019.

De acordo com a Figura 3-5, é possível observar que entre 1990 e 2018, o setor brasileiro teve uma redução de 16% das emissões de CO₂ (700 kg CO₂/t para 590 kg CO₂/t). Neste mesmo período, a produção de cimento mundial apresentou uma média de 634 kg CO₂/t.

3.2.2. Alternativas para Redução das Emissões de GEE

Buscando produzir o cimento necessário ao desenvolvimento do Brasil em harmonia com soluções para reduzir as emissões de CO₂, a indústria do cimento nacional, a Corporação Financeira Internacional (IFC) do Banco Mundial e o Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável (WBCSD), em colaboração com a Agência Internacional de Energia (IEA), lançaram o *Roadmap Tecnológico do Cimento* (2019). O documento possui como um dos seus objetivos “propor diferentes alternativas técnicas capazes de reduzir as emissões a patamares condizentes com o de menor impacto climático”, a saber:

- Adições ou substitutos de clínquer: adições de materiais como escórias de alto forno, cinzas volantes, argilas calcinadas, fíler calcário, entre outros, diversificam as aplicações e características do cimento, sendo uma destinação alternativa para

subprodutos de outros processos produtivos, de modo a reduzir a demanda por recursos naturais. Entre 1990 e 2014, a relação clínquer/cimento diminuiu de 80% para 67%;

- Combustíveis alternativos: o uso de combustíveis alternativos por meio do coprocessamento de resíduos sólidos e da utilização de biomassas (energéticos com menores fatores de emissão) é uma ferramenta essencial para a redução das emissões de CO₂. Entre 2000 e 2014, a participação de combustíveis alternativos na matriz energética das indústrias aumentou de 9% para 15%, colaborando para a diminuição das emissões e proporcionando uma destinação para os resíduos sólidos;
- Eficiência térmica e elétrica: a substituição dos fornos via úmida por via seca, o aumento de capacidade, instalações operando com novas tecnologias (BAT) e os investimentos em *retrofits* e modernização de equipamentos favorecem para o aumento da eficiência das indústrias. Entre 1990 e 2014, houve a redução da intensidade térmica em 17% (de 4,2 GJ/t de clínquer para 3,5 GJ/t de clínquer);
- Tecnologias inovadoras e emergentes: busca de soluções disruptivas de longo prazo como a captura e utilização ou armazenamento de carbono (*Carbon Capture and Utilization on Storage – CCUS*), solução tecnológica com potencial de aplicação para grandes fontes emissoras como o setor do cimento. Até 2050, o CCUS tem potencial de atingir 3,3 Mt de CO₂ captura por ano.

O *Roadmap* (2019) também aponta oportunidades de redução de emissões na cadeia da construção civil como a industrialização do uso do cimento (concreto usinado ou industrializado e argamassas industrializadas), a produção de agregados, racionalização na construção e na recarbonatação (captura de carbono pelos materiais cimentícios).

3.3. GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

De acordo com Jacobi *et al.* (2011), resíduos sólidos podem ter definições, naturezas, origens e composições distintas. Porém, o conceito mais comumente utilizado nas produções científicas é o abordado na Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (2004), onde Resíduo Sólido (RS) é entendido como:

Resíduos nos estados sólido e *semis-sólido*, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e

instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (2004, p. 1).

A mesma ABNT classifica os RS em 2 (duas) classes: Classe I – Perigosos e Classe II – Não Perigosos. Os RS Classe I – Perigosos são conhecidos por serem inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos e/ou patogênicos. Já os RS Classe II – Não Perigosos possuem uma subdivisão, podendo ser RS Classe II A – Não Inertes e Classe II B – Inertes. Os RS Classe II A – Não Inertes são aqueles que não possuem as características dos RS Classe I e que são biodegradáveis ou solúveis em água. Por fim, os RS Classe II B – Inertes são aqueles que não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas em contato com a água.

Já a classificação dos RS encontrada na Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010) é definida por duas premissas: quanto à origem e quanto à periculosidade. Quanto à periculosidade, a PNRS segue o conceito adotado pela ABNT (perigosos e não-perigosos). Já quanto à origem, a PNRS classifica os RS em:

- i. Resíduos domiciliares: provenientes das atividades domésticas em residências urbanas;
- ii. Resíduos de limpeza urbana: provenientes das atividades de varrição, limpeza de logradouros e vias públicas;
- iii. Resíduos sólidos urbanos: constituídos pelos resíduos domiciliares e de limpeza urbana;
- iv. Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: provenientes destes tipos de atividades, com exceção dos resíduos de limpeza urbana, de saneamento básico, de serviços de saúde, de construção civil e de transportes;
- v. Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: provenientes deste tipo de atividade, com exceção dos resíduos sólidos urbanos;
- vi. Resíduos industriais: provenientes dos processos produtivos e instalações industriais;
- vii. Resíduos de serviços de saúde: provenientes dos serviços de saúde, conforme definido pelos órgãos de saúde;
- viii. Resíduos da construção civil: provenientes das construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil;

- ix. Resíduos agrossilvopastoris: provenientes das atividades agropecuárias e silviculturais e seus insumos;
- x. Resíduos de serviços de transportes: provenientes dos portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários;
- xi. Resíduos de mineração: provenientes de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

A compreensão das classificações dos RS é primordial para sua correta gestão e gerenciamento. Segundo Zanta e Ferreira (2003), os termos gestão e gerenciamento apresentam distintas conotações no âmbito dos RS. A gestão de RS contempla ações adotadas em nível estratégico de modo a envolver instituições, políticas, instrumentos e meios (SCHALCH *et al.*, 2002). Por sua vez, o gerenciamento envolve o monitoramento do ciclo dos resíduos sólidos (geração, acondicionamento, coleta, transbordo, transporte, tratamento e disposição final), pautado nos princípios de saúde pública, viabilidade econômica e responsabilidade ambiental (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

Para que a gestão dos RS tenha sucesso, é necessário que os atores envolvidos no gerenciamento desempenhem papel ativo nas tomadas de decisões. De acordo com Mesquita (2007), a gestão integrada de resíduos sólidos é pautada no desenvolvimento sustentável e considera a participação e intercooperação dos representantes sociais na concepção, implemento e administração dos sistemas de manejo de RS. Por representantes sociais, entende-se entidades governamentais, setores formal e informal, setor privado, comunidade, ONGs, demais geradores e responsáveis pelos RS.

Neste trabalho é dada ênfase nos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Resíduos Sólidos Industriais (RSI) e Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris (RSA).

3.3.1. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

O gerenciamento de RSU é apresentado de forma simplificada na Figura 3-6:

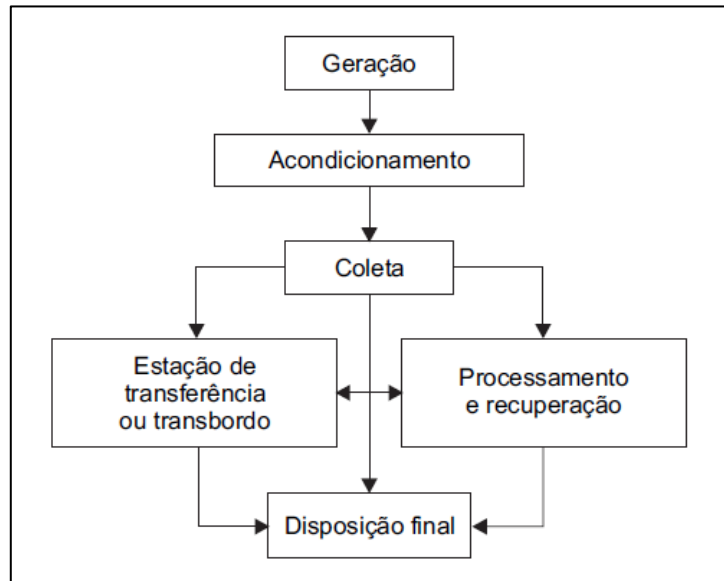


Figura 3-6 – Etapas do gerenciamento de RSU.

Fonte: TCHOBANOGLIOUS, 1993.

Cunha e Filho (2002) afirmam que renda, qualidade de vida e até mesmo as épocas festivas influenciam a geração de RSU. Os autores complementam ao dizer que a segregação dos RSU através de suas características proporciona a maximização da qualidade dos resíduos, buscando uma maior eficiência das próximas etapas de gerenciamento, além de minimizar a contaminação dos materiais mais nobres por causa da mistura de resíduos.

De acordo com Silva *et al.* (2015), entende-se por segregação a triagem dos resíduos entre as diferentes classes e a distinção dos resíduos que demandam uma separação exclusiva. Fonseca (2009) complementa ao afirmar que a segregação consiste na etapa mais relevante em um programa de gerenciamento em razão da capacidade de permitir a reutilização, reciclagem, recuperação ou a disposição facilitada de alguns resíduos.

Com relação à composição gravimétrica dos RSU, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos do Ministério do Meio Ambiente – MMA apresenta a estimativa média dos RSU coletados (Figura 3-7):

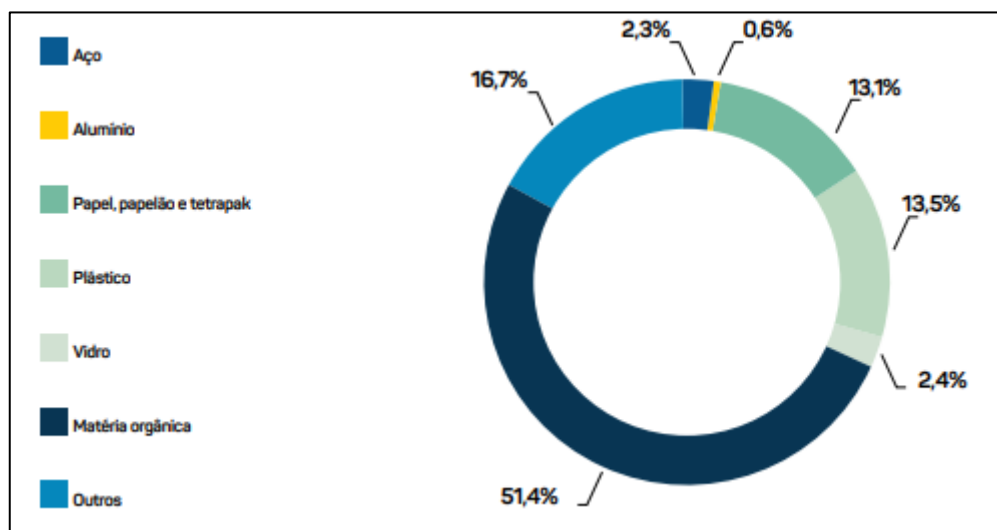


Figura 3-7 - Estimativa da Composição Gravimétrica média dos RSU coletados no Brasil.

Fonte: MMA, 2012.

No Brasil, a principal fração do RSU é matéria orgânica (mais de 50%). Em seguida, vem a fração seca somando aproximadamente 32%.

O acondicionamento dos RSU, por sua vez, deve ser compatível com suas características quali-quantitativas, facilitando a identificação e possibilitando o manuseio seguro dos resíduos, durante as etapas de coleta, transporte e armazenamento. A coleta e transporte consistem nas operações de remoção e transferência dos RSU para um local de armazenamento, processamento ou destinação final. Essa atividade pode ser realizada de forma seletiva ou por coleta dos resíduos misturados (ZANTA E FERREIRA, 2003).

Barros (2012) identifica quatro principais tipos de coleta de RSU: coleta convencional, coleta especial, coleta pelo gerador e coleta seletiva. A coleta convencional consiste na coleta dos RS das residências em intervalos regulares e determinados (porta a porta ou ponto a ponto). Já a coleta especial é aquela solicitada pelo interessado por meio de escala (mais utilizada para coleta de resíduos de varrição, de serviços de saúde, entulho, etc.). A coleta pelo gerador é feita por ele mesmo mediante contratação de empresa privada (a responsabilidade pela coleta e destinação fica com o gerador). Por fim, a coleta seletiva é aquela onde os materiais são segregados na fonte geradora e destinados para reciclagem e/ou compostagem.

A modalidade de transporte mais usual no cenário nacional é a modalidade rodoviária, responsável por cerca de 60% da movimentação. Essa matriz de transporte se dá predominantemente por caminhões movidos a diesel em uma extensa malha viária. Embora consolidado no país, o modal rodoviário possui baixo rendimento energético e por

consequente, se qualifica como emissor de 90% do CO₂ do setor de transporte (Silva et al., 2015).

Para uma compreensão satisfatória da etapa que engloba disposição e destinação final dos RS, é importante pontuar as diferenças entre os dois conceitos. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (2012), destinação final ambientalmente adequada inclui destinações admitidas pelos órgãos competentes do SISNAMA, do SNVS e do SUASA, a saber: reutilização, reciclagem, compostagem, a recuperação e aproveitamento energético e disposição final. Já a disposição final ambientalmente adequada compreende a distribuição ordenada de rejeitos em aterros. A Figura 3-8 apresenta os tipos de disposição final dos RSU adotados no Brasil:

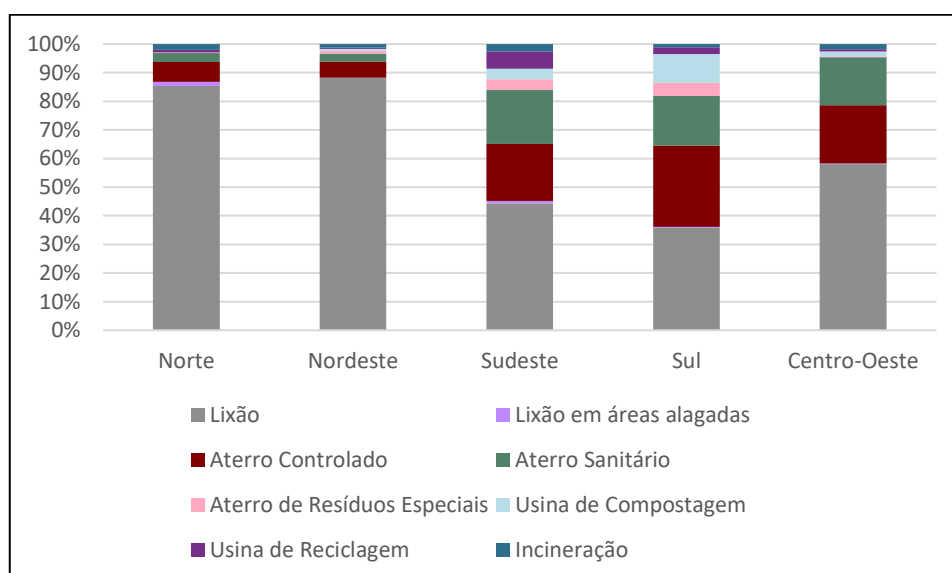


Figura 3-8 - Disposição final dos RSU no Brasil.

Fonte: IBGE, 2005.

Observa-se que o lixão ainda é a forma de disposição final de RSU mais adotada no Brasil, chegando a representar mais de 90% em regiões como o Norte e o Nordeste.

A disposição final mais adequada deveria ser o aterro sanitário, que consiste na disposição de RSU no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os RS à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores se for necessário (ABNT, 1997).

De acordo com Leite (2009), os aterros sanitários são utilizados em quase todos os países, tendo em vista ser uma solução com bom custo-benefício quando comparados com outros processos como a compostagem e a incineração.

Porém, deve-se observar-as normas operacionais específicas de modo garantir segurança, integridade da saúde pública e a minimização dos impactos ambientais adversos. Para isso, A NBR 8419:1992, corrigida em 1996, estabelece os procedimentos para apresentação de projetos de aterros sanitários de RSU.

3.3.2. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais (RSI)

A Figura 3-9 apresenta o fluxograma do balanço de massa do processo industrial.

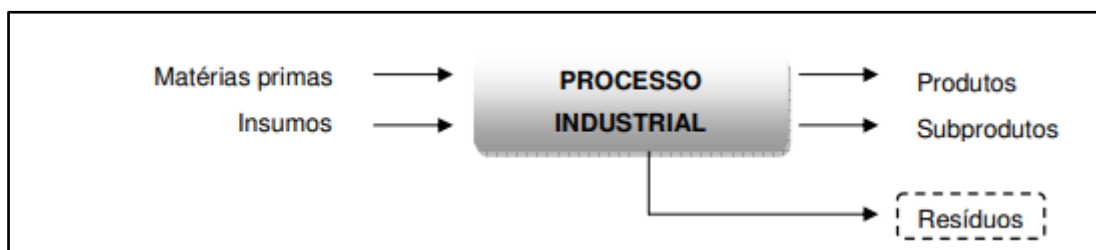


Figura 3-9 – Fluxograma do balanço de massa do processo industrial.

Fonte: LORA, 2000.

As legislações que tangem a temática dos RSI foram submetidas a um processo evolutivo, se tornando cada vez mais específicas com o passar do tempo. A Resolução Conama nº 313 (BRASIL, 2002) cessou a ausência de informações precisas a respeito da quantidade, tipo e destino dos resíduos provenientes das indústrias brasileiras. Ela dispõe sobre a importância e necessidade de informações acerca das características e do gerenciamento dos RSI, além de subsidiar a posterior elaboração de diretrizes, programas e do Plano Nacional para Gerenciamento de RSI.

Adiante, a NBR 10.004 (ABNT, 2004) classificou os RSI a partir da precisa identificação dos constituintes e das características desses resíduos. Esse processo resultou da análise comparativa das matérias-primas, insumos, processos produtivos e atividades originárias com os resíduos e substâncias com potencial impacto à saúde humana e ao meio ambiente. Finalmente, a PNRS (BRASIL, 2010) classificou os resíduos industriais como aqueles oriundos de processos produtivos e instalações industriais.

O conhecimento sobre os resíduos gerados nos processos industriais viabiliza o planejamento das ferramentas de gerenciamento com intuito de garantir a preservação da qualidade do meio ambiente nas diversas escalas temporais (curto, médio e longo prazo).

Essa etapa é fundamental para o incremento da qualidade dos resíduos para que seja possível sua recuperação ou reciclagem, de modo a reduzir o volume de resíduos perigosos do montante industrial e contribuir com a redução dos custos de disposição final. Além disso a mistura de resíduos incompatíveis pode resultar em reações indesejáveis ou incontrolláveis com consequências adversas ao meio ambiente, às pessoas e à própria instalação industrial. A dimensão desses danos se dará em razão das características dos resíduos, das quantidades envolvidas, do local de estocagem e do tipo de reação (Rocca, 1993).

No âmbito das operações cimenteiras, a segregação é fundamental para preservar a qualidade dos RSI utilizados no coprocessamento. Resíduos misturados podem acabar resultando em problemas operacionais nos fornos, e comprometendo o potencial calorífico. Após a etapa de segregação dos RSI, é realizado o transporte destes resíduos do local de geração para as indústrias cimenteiras.

As Tabelas 3-4 e 3-5 apresentam as documentações necessárias para o transporte de resíduos Classe I e Classe II respectivamente.

Tabela 3-4 – Documentação para o transporte de resíduos Classe I.

Fonte: Autora.

Classe I - Resíduos Perigosos	Legislação
PAE (Plano de Atendimento de Emergências)	NBR 14064/15480
LO (Licença operacional para transporte de produtos perigosos)	Órgão estadual
CTF (Certificado Técnico Federal)	IBAMA
RNTR-C (Registro Nacional de Transportadores Rodoviários de Cargas)	ANTT 3056
MOPP (Movimentação e Operação de Produto Perigoso)	CONTRAN
LATPP (Licença Ambiental Transporte Produto Perigoso)	Órgão estadual ou IBAMA
TCFA (Taxa de Controle e Fiscalização)	IBAMA
CIPP (Certificado de Inspeção para Transporte de PP)	INMETRO
CEFP (Controle de Emissão de Fumaça Preta)	IBAMA 85/96

Tabela 3-5 – Documentação para o transporte de resíduos Classe II.

Fonte: Autora.

Classe II - Resíduos Não Perigosos	Legislação
PAE (Plano de Atendimento de Emergências)	NBR 14064/15480
LO (Licença operacional para transporte)	Órgão estadual
CTF (Certificado Técnico Federal)	IBAMA
RNTR-C (Registro Nacional de Transportadores Rodoviários de Cargas)	ANTT 3056
TCFA (Taxa de Controle e Fiscalização)	IBAMA
CEFP (Controle de Emissão de Fumaça Preta)	IBAMA 85/96

Simião (2011) conceitua tratamento como a transformação dos RSI para posterior reutilização e/ou disposição em condições seguras e ambientalmente corretas, podendo haver diferentes tecnologias de tratamento.

Segundo Tocchetto (2005), os principais tratamentos são oriundos da conversão dos constituintes tóxicos em formas mais brandas, da modificação da estrutura química para melhor assimilação do meio ambiente, da destruição de frações tóxicas e da segregação dos componentes tóxicos para se obter a redução do caráter tóxico e do volume dos RSI (Tabela 3-6).

Tabela 3-6 – Tipos de tratamento de RSI.

Fonte: Adaptado de Tocchetto (2005).

Tipo de Tratamento	Conceito	Exemplos
Químico	Tratamento por meio da adição de substâncias químicas, removendo elementos dissolvidos ou soluções coloidais.	<ul style="list-style-type: none"> • Solidificação/estabilização.
Físico	Tratamento que não altera as características físicas do resíduo, mas apenas seu volume.	<ul style="list-style-type: none"> • Secagem; • Desidratação.
Biológico	Tratamento por meio da introdução de microrganismos para decomposição da matéria orgânica em condições de temperatura, pH e oxigênio pré-estabelecidas.	<ul style="list-style-type: none"> • Landfarming; • Compostagem.
Térmico	Tratamento por meio de temperaturas elevadas que transformas as características físicas e químicas.	<ul style="list-style-type: none"> • Gaseificação; • Pirólise; • Incineração; • Coprocessamento; • Plasma Térmico.

O processo de coprocessamento de RSI pode ser considerado uma forma de tratamento e destinação final já que os RSI são utilizados como forma de aproveitamento energético, os sólidos suspensos oriundos do processo produtivo passam por um sistema de filtração e suas cinzas incorporadas ao clínquer. Diferente da incineração que é uma forma de tratamento cujo produto (cinzas) necessitará de uma disposição final em aterro.

Atterramento industrial compreende uma técnica de disposição em solo de RSI Classe I. Trata-se de uma metodologia voltada aos princípios da saúde pública e à minimização dos impactos ambientais. Nessa técnica, os RSI Classe I são confinados ao menor volume permissível, à menor área possível e cobertos com uma camada de solo (ABNT, 1997).

O baixo custo quando comparado com outras formas de tratamento e disposição é a principal vantagem dos aterros industriais. Porém, como desvantagens estão a geração de um passivo

permanente que precisa ser constantemente monitorado e a utilização de uma extensa área física para sua implementação (MAROUN, 2006).

Tocchetto (2005) alerta para a importância da elaboração e execução de projetos mais elaborados para os aterros industriais com o objetivo de prevenir a contaminação do solo e do lençol freático por meio do material lixiviado.

A Figura 3-10 dispõe sobre a destinação dos RSI coletados/recebidos nos municípios em cada região brasileira para o ano de 2010.

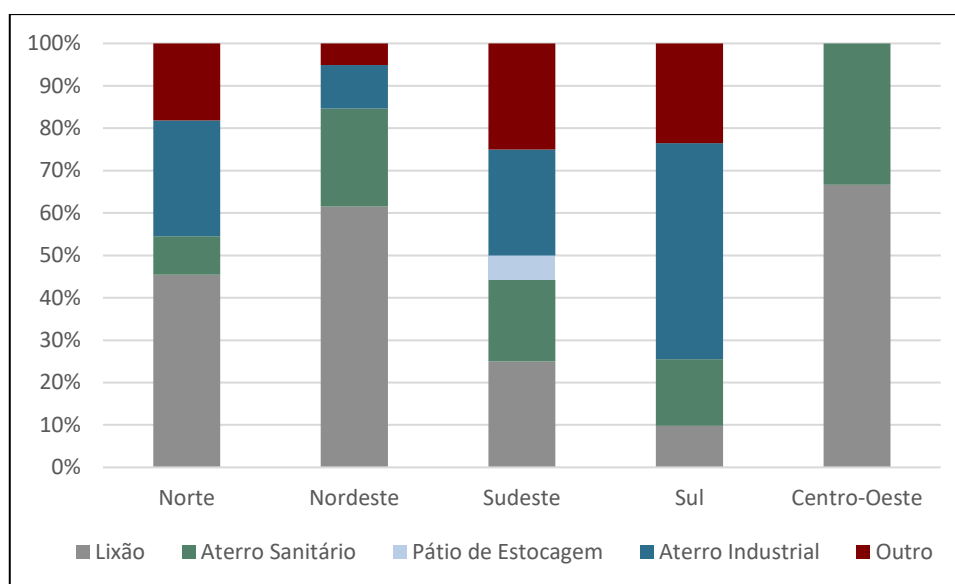


Figura 3-10 – Municípios que coletam e/ou recebem RSI por destinação em 2010.

Fonte: Adaptado de IBGE, 2010.

Observa-se em 2010 que o lixão era a destinação predominante para os RSI nas regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste (45%, 62% e 67%, respectivamente). Na região Sudeste, observou-se equidade entre a destinação de RSI em lixão e em aterro industrial (25% para ambas as destinações). Já na região Sul, o aterro industrial era a destinação mais utilizada pelos municípios (ocorrência em 51% dos casos). Quando da destinação em lixão, os RSI são misturados com os RSU e demais tipos de resíduos.

A Figura 3-11 retrata o tipo de tipo de processamento adotado nos municípios em cada região do Brasil para o ano de 2010.

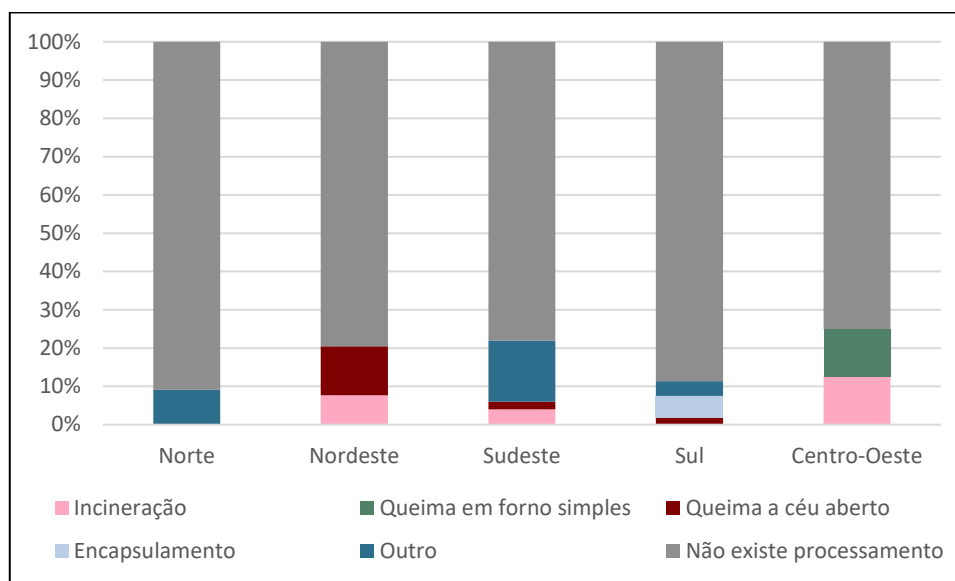


Figura 3-11 – Municípios que coletam e/ou recebem RSI por processamento em 2010.

Fonte: Adaptado de IBGE, 2010.

Observa-se em 2010 que em todas as regiões, os municípios não processam a maior parte dos RSI (mais de 75% em todas as regiões brasileiras). Os dados do IBGE mostraram que o gerenciamento de RSI ainda está em processo de estruturação no país. Atualmente, há um grande desperdício do potencial de processamento desses resíduos, configurando uma grande oportunidade para o emprego de outras alternativas, como o coprocessamento.

Os processos produtivos industriais são diversificados, gerando uma infinidade de subprodutos e RSI. Os RSI gerados normalmente não retornam aos processos produtivos como forma de recuperar matéria e energia, sendo lançados ao meio ambiente de forma desordenada. Esta disposição desordenada é consequência da escassez de recursos humanos e limitações tecnológicas no que diz respeito ao manejo, tratamento e destinação final de tais resíduos (COSTA, 2009).

Com o objetivo de reduzir os custos de produção relacionados à energia, a indústria cimenteira ampliou sua disposição para incinerar resíduos industriais no processo produtivo, substituindo parte dos combustíveis convencionais por diversos tipos de resíduos gerados em outras unidades industriais. Essa possibilidade de substituição energética tem se desenvolvido nos últimos anos, tendo em vista, entre outros aspectos, a preparação de blends compostos por misturas de diferentes tipos de resíduos, visando a uma maior eficiência energética (SANTI e CREMASCO, 2006).

3.3.3. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris (RSA)

De acordo com Oliveira (2011), os RSA podem ser palhas, cascas de frutos, cereais, bagaços, resíduos de podas e rejeito de madeiras. O autor também exemplifica ao mencionar aqueles resultantes do beneficiamento industrial da biomassa, podendo ser a torta bruta de sementes e de frutas, vinhaça da produção de álcool e o bagaço de cana-de-açúcar esgotado.

A Figura 3-12 apresenta um exemplo de processo de atividade agropecuária (beneficiamento de grãos), bem como os resíduos sólidos gerados em cada processo:

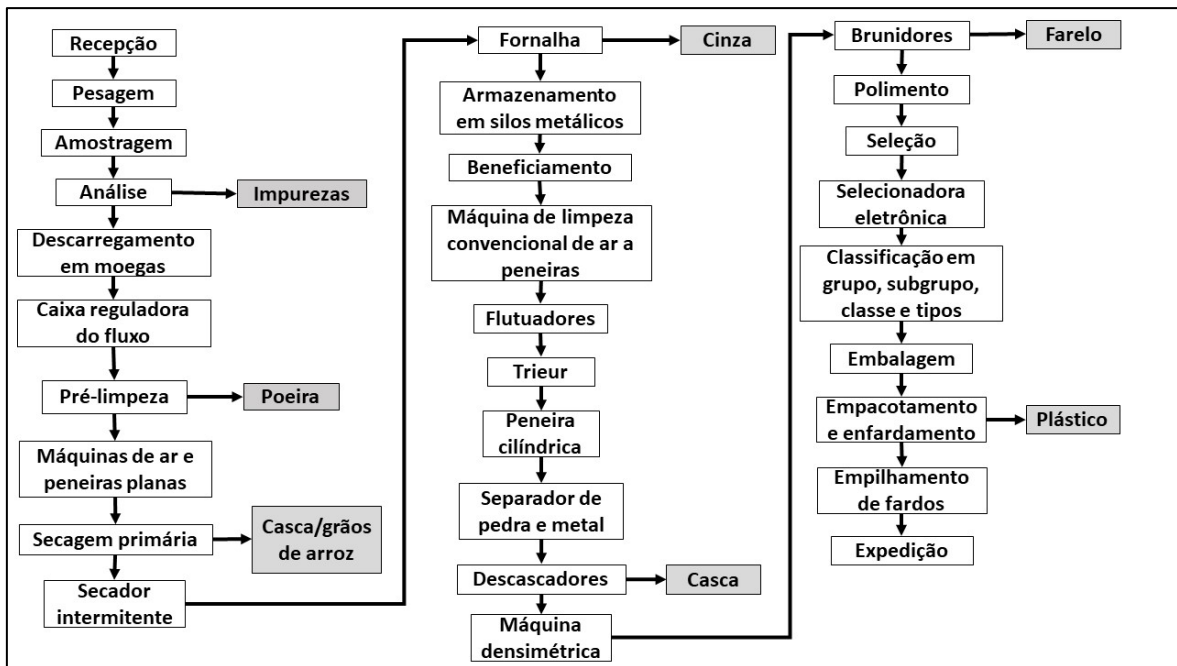


Figura 3-12 – Fluxograma de atividade agropecuária e os resíduos gerados.

Fonte: Adaptado de Saidelles *et al.* (2012).

O beneficiamento de grãos começa pelo recebimento do grão em casca que passa pelo peneiramento para retirada de impurezas. Após a limpeza, os grãos são secados e armazenados para nova etapa de peneiramento, permitindo que os grãos sejam descascados e polidos. Depois do polimento, os grãos inteiros são separados dos danificados e dos subprodutos. A etapa final consiste na seleção dos grãos e seu empacotamento. Os RSA gerados neste tipo de atividade são: poeira, grãos danificados, cascas de grãos, cinza das cascas, farelo e plástico (ZAMBERLAN *et al.*, 2010).

Ferreira (2005) afirma que os RSA com mais problemas para tratamento são as cascas dos grãos e suas cinzas em decorrência do grande volume produzido, do local de armazenamento, do manuseio e do transporte devido à baixa densidade.

De acordo com Halberstadt *et al.* (2015), uma das alternativas para a destinação dos RSA é a geração de energia. Inácio (2016) complementa ao afirmar que a energia proveniente da biomassa é renovável, garantindo o fornecimento de energia e contribuindo para a diminuição da emissão de CO₂ na atmosfera. O autor cita que a bioenergia pode ser convertida em eletricidade, calor e combustíveis. A Tabela 3-7 apresenta a relação dos RSA e os processos utilizados para conversão energética:

Tabela 3-7 – RSA e os processos utilizados para conversão energética.

Fonte: INÁCIO, 2016.

Tipo de RSA	Processos utilizados	Matéria-prima	País de destaque
Óleos vegetais	Transesterificação	Óleo de soja	Estados Unidos
	Hidroesterificação		
	Craqueamento		
Resíduos de madeira	Queima direta	Madeira	Canadá
	Digestão anaeróbica		
	Produção de etanol de segunda geração		
Carvão vegetal	Pirólise	Madeira	Brasil
Bagaço de cana-de-açúcar	Queima direta	-	Brasil
	Produção de etanol de segunda geração		
Sementes	Queima direta	Sementes de tucumã	Brasil
	Produção de óleo	Azeitonas	
Casca	Queima direta	Casca de arroz	Brasil
	Produção de etanol de segunda geração		
Palha	Queima direta	Palha de milho e arroz	China
	Produção de etanol de segunda geração		

O aproveitamento dos RSA pode contribuir para a criação de uma estrutura capacitada para atender às futuras demandas da humanidade por tecnologias mais sustentáveis e limpas, além de dar um novo destino ao resíduo geralmente destinado a aterros ou compostagem. A cultura de arroz, por exemplo, gera anualmente 2 milhões de toneladas de resíduos, podendo levar em média 5 anos para sua decomposição em aterros.

3.4. COPROCESSAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A Resolução CONAMA nº 449, de 06 de outubro de 2020, define coprocessamento de resíduos sólidos como “destinação de final ambientalmente adequada que envolve o processamento de resíduos sólidos como substituto parcial de matéria-prima e/ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer, na fabricação de cimento”. Inclusive, é esta Resolução que dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer.

No Brasil, o coprocessamento teve início em 1991 por meio da Votorantim Cimentos (VC), pioneira em trazer essa tecnologia reconhecida mundialmente. Atualmente a VC, por meio da sua unidade de coprocessamento (Verdera), atua em 16 fábricas distribuídas pelo território nacional, conforme Figura 3-13.



Figura 3-13 – Fábricas que realizam coprocessamento.

Fonte: VERDERA SOLUTIONS, 2021.

De acordo com o SNIC (2019), o uso de combustíveis alternativos pela indústria cimenteira mundial vem da década de 1980 com a utilização de palha de arroz, moinha de carvão vegetal, casca de babaçu e bagaço de cana. De acordo com o Sindicato, 60% das fábricas de cimento possuem fornos licenciados para coprocessamento de resíduos, consolidando os RS como uma oportunidade de negócio para as cimenteiras.

A PNRS (BRASIL, 2010) priorizou o aproveitamento energético sobre a disposição de aterros, dando respaldo legal para o coprocessamento de resíduos sólidos. De acordo com a ABCP (2020), a indústria cimenteira realizou o coprocessamento de aproximadamente 1.466 milhões de toneladas de resíduos em 2019, conforme Figura 3-14:

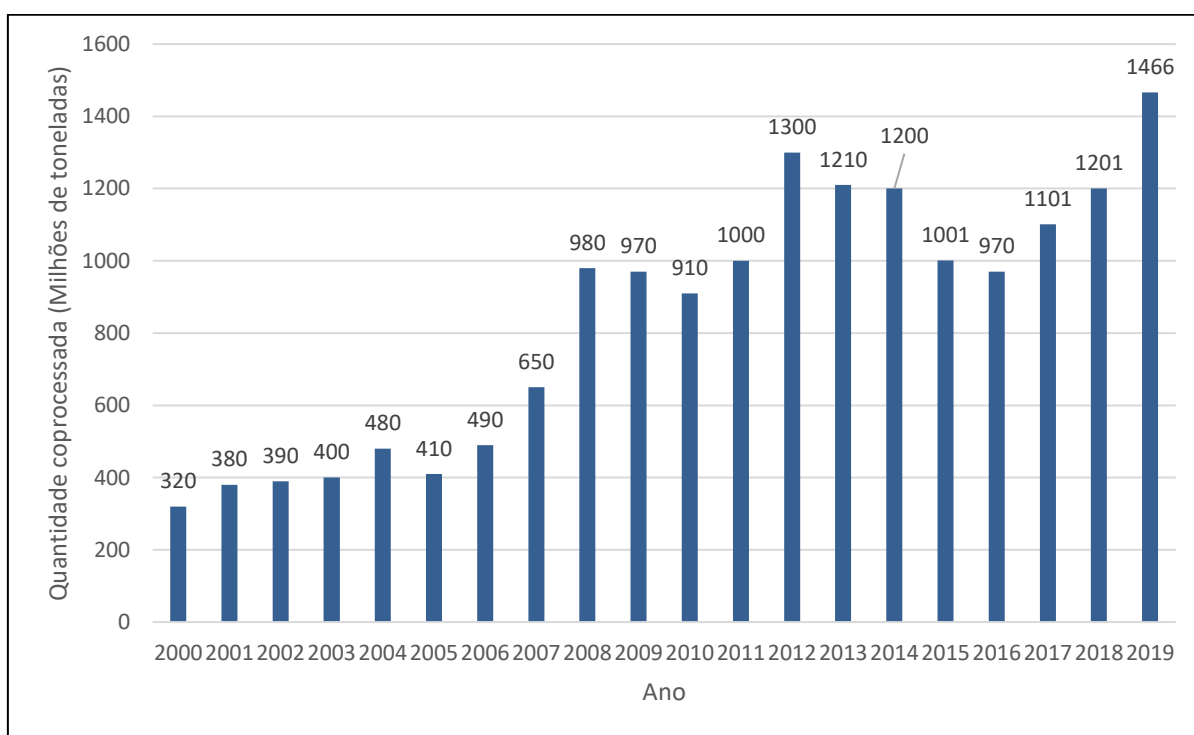


Figura 3-14 – Histórico de RS coprocessados em fornos de cimento (em 1.000 t).

Fonte: Adaptado de ABCP, 2020.

Observa-se na Figura 3-14 que, em 2019 houve o maior coprocessamento dos últimos 20 anos, com 1466 toneladas a mais que no ano de 2000. Com relação ao coprocessamento de pneus, a Figura 3-15 apresenta a evolução do coprocessamento de pneus:

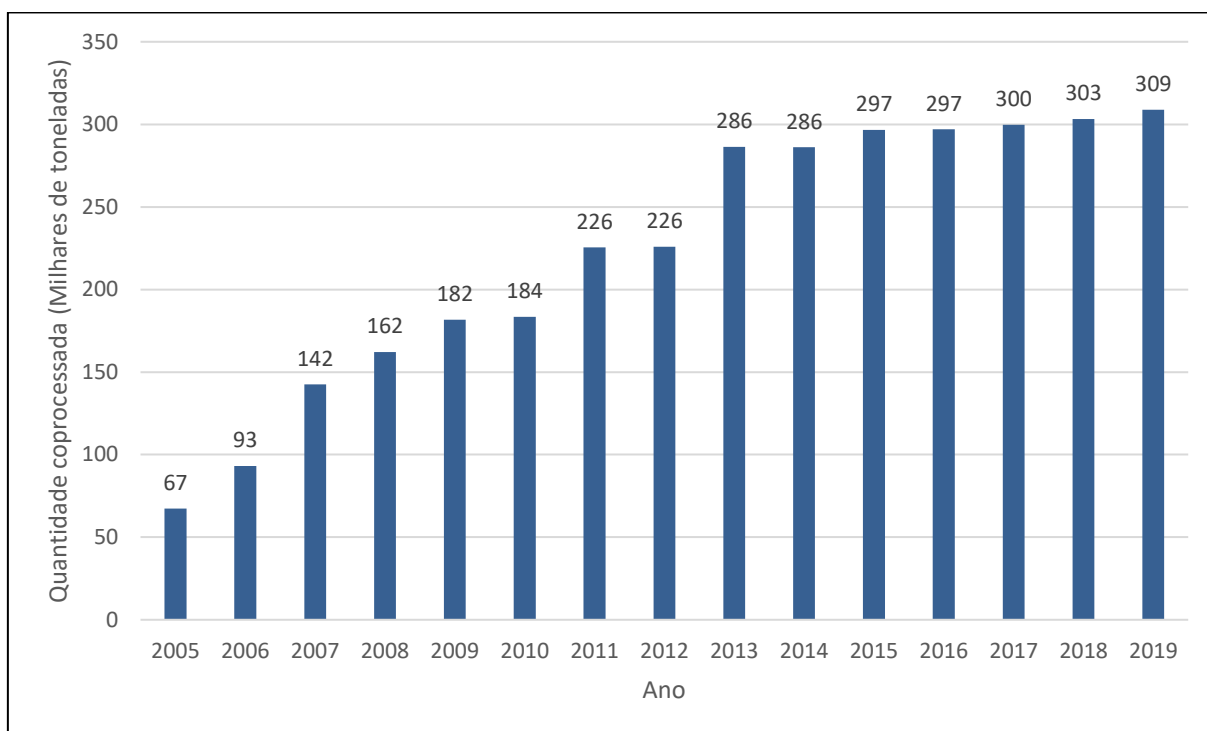


Figura 3-15 – Histórico de pneus coprocessados em fornos de cimento (em 1.000 t).

Fonte: ABCP adaptado, 2020.

Observa-se na Figura 3-15 que a utilização de pneus inservíveis no coprocessamento apresenta crescimento desde 2005, estabilizando-se entre 2013 e 2019. Essa estabilização é em decorrência do período de estruturação da logística reversa de pneus para atendimento da PNRS. Em 2019, a indústria cimenteira coprocessou cerca de 308 mil toneladas de pneus inservíveis, sendo o equivalente a 59 milhões de pneus.

Cembureau (2016) afirma que o coprocessamento ajuda na solução dos seguintes passivos ambientais:

- Incentivo ao reuso de materiais: os minerais dos resíduos sólidos não são aterrados, sendo aproveitados na fabricação de cimento;
- Redução de GEE: os combustíveis alternativos tendem a emitir menos GEE quando comparados com os combustíveis fósseis; e
- Melhoria no gerenciamento de resíduos sólidos: redução do volume de resíduos sólidos a ser encaminhado para aterros, evitando a contaminação do solo e do lençol freático.

Para uma melhor compreensão do coprocessamento de RS e suas peculiaridades, o Tópico 3.4 irá abordar:

- Aspectos técnicos: listagem e discussão das etapas do ciclo de vida dos RS coprocessados desde o acondicionamento do RS até a disposição dos Resíduos da Construção Civil;
- Coprocessamento em fornos de cimento: descrição dos critérios necessários para validação de um determinado RS a ser coprocessado nas cimenteiras; e
- Monitoramento e controle do clínquer coprocessado: listagem e descrição das ações necessárias para o monitoramento e controle do clínquer coprocessado em atendimento à legislação e normas vigentes.

3.4.1. Aspectos Técnicos

Sevá-Filho e Santi (2003) afirmam que a cadeia do coprocessamento de RS é composta por 5 (cinco) etapas: geração do RS, transporte do RS da fonte geradora até a fábrica de cimento, mistura (*blends*) do RS, fabricação e expedição do cimento e utilização do cimento.

Porém, Montenegro (2007) expande o ciclo de vida dos RS coprocessados em 9 (nove) etapas, conforme Figura 3-16:



Figura 3-16 – Ciclo de vida dos RS coprocessados.

Fonte: MONTENEGRO, 2007.

De acordo com a autora, a primeira etapa consiste no acondicionamento do RS gerado para posterior carregamento no veículo transportador, sempre observando a forma de acondicionamento, o armazenamento temporário e o tipo de embalagem utilizada conforme legislação vigente.

A segunda etapa é o transporte do RS até a fábrica de cimento, cuidando das rotas e das formas e condições do transporte em atendimento às normas da Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT).

A terceira etapa é relacionada com o descarregamento e amostragem dos RS, observando se a forma e condições de descarregamento e armazenamento temporário estão sendo feitas conforme as normas técnicas e legislações vigentes. Além disso, é nesta etapa que é feita a amostragem para conhecer a composição do RS recebido.

A quarta etapa é o manuseio do RS por meio de mistura, britagem, picagem e peneiramento, enquanto a quinta etapa consiste no transporte da mistura dos RS aos pontos de injeção nos fornos, observando as rotas definidas entre a planta de blendagem e a cimenteira para que haja o mínimo de risco possível em caso de acidentes.

A sexta etapa é o coprocessamento dos RS, onde ocorre a destruição térmica das misturas (destruição da parte orgânica e incorporação das cinzas no clínquer), cuja emissão de gases é atenuada pela utilização de filtros nas chaminés das indústrias. A Figura 3-17 apresenta os pontos mais comuns de injeção de RS nos fornos:

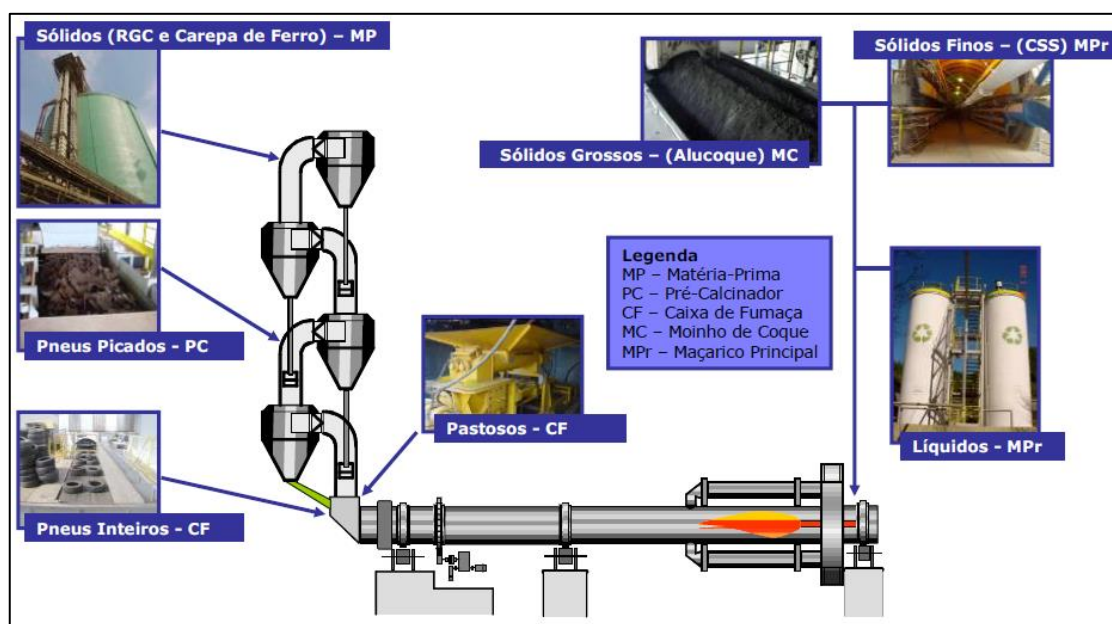


Figura 3-17 – Entrada de RS nos fornos.

Fonte: MONTENEGRO, 2007.

De acordo com a Figura 3-17, os RS são injetados diretamente no forno, podendo receber algum tipo de tratamento ou blendagem antes de sua injeção. Os resíduos tratados são alimentados junto das matérias-primas, porém eles não podem conter matéria orgânica que possa ser liberada durante a injeção da farinha na torre de ciclones. É essencial que estes resíduos não tenham matérias que possam ser volatilizadas a temperaturas típicas de moagem de combustível principal (entrada a 300°C e saída a 100°C). Os pneus inteiros podem ser alimentados na caixa de fumaça, enquanto os pneus picados são alimentados no pré-calcinador. Os resíduos pastosos (borra oleosa, lama neutralizada) são alimentados na caixa de fumaça através de uma bomba *putzmesiter*. Os resíduos líquidos (vernizes, tintas, solventes) e sólidos pulverizados com potencial energético (combustível alternativo) podem ser alimentados por meio do maçarico principal do forno. Por sua vez, os resíduos blendados são provenientes da mistura de resíduos, onde eles são transformados em uma mistura fina por meio de operações de mistura, britagem, picagem e peneiramento.

A sétima e oitava etapas são a utilização e aplicação nas construções do cimento *portland*, previamente testado para garantia da qualidade do produto. Por fim, a última etapa é a reutilização ou reciclagem dos resíduos provenientes da construção civil tanto da indústria cimenteira como na indústria de construção.

3.4.2. Requisitos para Coprocessamento de RS em Fornos de Cimento

De acordo com Siqueira (2005), ainda existe dificuldade na identificação e escolha de RS que sejam semelhantes às matérias-primas ou combustíveis utilizados na fabricação do cimento e que apresentem resultados satisfatórios e que sejam viáveis do ponto de vista técnico.

Buwal (1998) afirma que os RS podem ser utilizados como material de substituição da farinha, como combustível, como materiais auxiliares de operação e como material de adição (Figura 3-18).

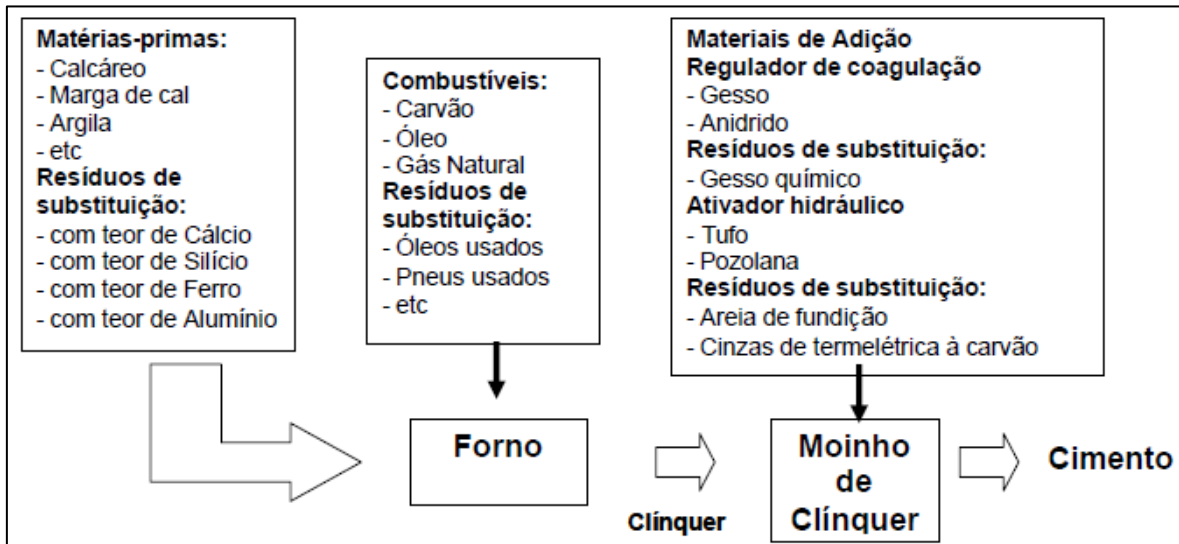


Figura 3-18 – Possíveis substituições no processo de produção do cimento.

Fonte: LIEBL e GERGER, 1993.

Dentre os requisitos para o coprocessamento, o RS precisa ter poder calorífico ou características semelhantes à matéria-prima na produção do clínquer, em especial à composição de metais (BRITO e ALVES, 1995).

Maringolo e Kihara (2002) complementam ao dizer que a alimentação de RS no forno pode aumentar a concentração de metais no sistema, tendo consequências no processo e influenciando nas propriedades do clínquer e cimento fabricados. Os autores afirmam que os metais geram ciclos no sistema por causa da volatilidade que reduz a temperatura de formação dos materiais. Isso acaba alterando a viscosidade do produto e a reatividade dos minerais, influenciando a atividade hidráulica do cimento.

A Resolução CONAMA/MMA nº 499, de 06 de outubro de 2020, dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer. Em seu Art. 11, § 2º, a Resolução afirma que “os resíduos podem ser utilizados como substitutos de combustível, para fins de coprocessamento, desde que o ganho de energia seja comprovado”. A mesma Resolução, em seu Anexo II, apresenta os combustíveis tradicionais e alternativos para o coprocessamento e que são excluídos dos critérios de licenciamento, a saber:

- Carvão mineral;
- Gás natural;
- Óleos combustíveis;
- Briquetes de carvão;

- Coque de petróleo e coques residuais da gaseificação de carvão;
- Metanol, etanol;
- Minha de carvão;
- Casca de arroz;
- Resíduos vegetais provenientes de atividade agrícola, como bagaço de cana-de-açúcar, palha de arroz, trigo e similares;
- Resíduos vegetais provenientes da indústria de transformação de produtos alimentícios, como cascas, bagaços de cítricos, cítricos utilizados para extração de óleos essenciais, etc;
- Resíduos vegetais fibrosos provenientes da produção de pasta virgem e de papel;
- Resíduos de madeira, com exceção dos resíduos de madeira que possam conter compostos orgânicos halogenados ou metais pesados resultantes de tratamento com conservantes ou revestimento;
- Sucatas de metais ferrosos e não-ferrosos, como pós, carepas, cavacos, limalhas etc., classificadas como resíduos não perigosos pela NBR 10004 da ABNT, ou norma que venha a substituí-la;
- Resíduos de materiais têxteis classificados como resíduos não perigosos pela NBR 10004 da ABNT, ou norma que venha a substituí-la;
- Resíduos de obras de construção civil e demolição;
- Resíduos de refratários, vidros, material têxtil, como mangas filtrantes e estopas, EPIs, borracha, cabos elétricos, plásticos, papel e papelão, óleos e graxas, com exceção daqueles passíveis de rerrefino, conforme Resolução CONAMA nº 362/2005 e outros gerados na própria unidade coprocessadora, passíveis de coprocessamento;
- Resíduos provenientes do processo de triagem das cooperativas e associações de catadores e triadores de materiais recicláveis submetidos a alguma forma de separação prévia de resíduos recicláveis, e que atendam aos

requisitos constantes do forno já licenciado para coprocessamento.

A Resolução SMA nº 38, de 31 de maio de 2017, em seu Art. 6º, § 2º, Inciso III, cita que um RS elegível como combustível deve “possuir Poder Calorífico Inferior (PCI) igual ou maior do que 2.775 kcal/kg, base seca”.

Marques (1993) reforça a importância do PCI, uma vez que dependendo do PCI dos RS a serem utilizados, o processo de queima é capaz de reduzir a utilização dos combustíveis fósseis alimentados ao forno, além das cinzas serem incorporadas ao clínquer sem precisar serem dispostas em aterros.

Sprung (1992) conclui ao dizer que os RS a serem utilizados como substitutos precisam ter uma composição que não afete o produto pela sua queima e não apenas um PCI suficiente para promover a combustão dentro do forno, caso contrário a queima se daria sem finalidade prática.

Outro critério a ser observado no coprocessamento de RS é o teor de umidade do material. Erhard e Scheuer (1993) ressaltam que o teor de umidade das matérias-primas disponíveis é um fator essencial a ser levado em consideração quando da seleção do sistema-forno que será utilizado para a produção do clínquer. O processo de produção via úmida sintetiza misturas com teor de umidade entre 28% a 43%, enquanto o processo via semiúmida transforma misturas entre 16% a 21%. O processo via seca produz a farinha com teor de umidade entre 0,5% a 1% e o processo via semisseca obtém material entre 10% a 12%. Desta forma, o teor de umidade do RS a ser utilizado como substituto deve ser analisado com base no tipo de forno, maximizando a capacidade operacional do sistema.

A disponibilidade dos RS também é outro critério a ser considerado no coprocessamento. De acordo com Sevá-Filho e Santi (2003), os principais tipos de RS utilizados no coprocessamento possuem relação direta com a sua disponibilidade nas proximidades onde as fábricas estão instaladas, reduzindo os custos de frete. Prevendo a redução da disponibilidade de alguns materiais como a moinha de carvão, responsável por retirar a umidade dos RS para adição ao forno de clínquer, Lins *et al.* (2007) realizaram estudos de possíveis matérias que pudessem substituir a moinha de carvão e minimizar o problema de disponibilidade. Isto mostra a importância da disponibilidade dos RS a serem utilizados como substitutos para viabilizar e não atrasar a produção do clínquer.

3.4.3. Monitoramento e Controle do Clínquer Coprocessado

A Resolução CONAMA/MMA nº 499/2020 estabelece algumas ações para monitoramento e controle do clínquer coprocessado. Em seu Anexo III, a Resolução fixa os limites máximos de emissão em base seca para o coprocessamento de RS em fornos de clínquer (Tabela 3-8):

Tabela 3-8 – Limites máximos de emissão para o coprocessamento de RS.

Fonte: CONAMA, 2020.

Poluente	Limites Máximos de Emissão ¹
Material Particulado	50 mg/Nm ³ corrigido a 11% O ₂
Ácido Clorídrico (HCl)	10 mg/Nm ³ corrigido a 10% O ₂
Ácido Fluorídrico (HF)	5 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
THC (expresso como propano) ²	39 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
Mercúrio (Hg)	0,05 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
Chumbo (Pb)	0,35 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
Cádmio (Cd)	0,10 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
Tálio (Tl)	0,10 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
(As+Be+Co+Ni+Se+Te)	1,4 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
(As+Be+Co+Cr+Cu+Mn+Ni+Pb+Sb+Se+Sn+Te+Zn)	7,0 mg/Nm ³ corrigido a 7% O ₂
NOx (expresso como NO ₂) ³	800 mg/Nm ³ corrigido a 10% O ₂
SOx (medido como SO ₂)	280 mg/Nm ³ corrigido a 11% de O ₂ , exceto quando o enxofre for proveniente da matéria-prima. Nesses casos, o limite máximo se baseará no valor de SO _x calculado da seguinte forma: - Para um teor de até 0,2% de SO ₃ na farinha: 400 mg/Nm ³ , expresso como SO ₂ ; - Para um teor entre 0,2% e 0,4% de SO ₃ na farinha, conforme a fórmula abaixo: 400/Nm ³ + (%SO ₃ - 0,2).4000 mg/Nm ³ , expresso como SO ₂ ; - Para um teor acima de 0,4% de SO ₃ na farinha: 1.200 mg/Nm ³ , expresso como SO ₂
Dioxinas e furanos ⁴	0,1 ng/Nm ³ corrigido a 10% O ₂

¹ Valores expressos nas condições normais de temperatura e pressão (0°C e 1 atm), em base seca.

² Considerando o monitoramento contínuo.

³ Fornos licenciados após 02/01/2007 deverão atender ao limite estabelecido na Resolução CONAMA 382/06.

⁴ Dibenzo-p-dioxinas e dibenzo-p-furanos, expressos em TEQ (total de toxicidade equivalente) da 2, 3, 7, 8 TCDD (tetraclorodibenzo-p-dioxina).

Outra ação de controle são os critérios para seleção dos Principais Compostos Orgânicos Perigosos (PCOPs). A Resolução orienta que a seleção deve ser baseada no grau de dificuldade de destruição dos constituintes orgânicos do RS, sua toxicidade e concentração

no resíduo. A Eficiência de Destruição e Remoção (EDR) dos PCOPs deve ser de no mínimo 99,99%.

Com relação aos RS, a Resolução orienta que o controle de recebimento dos resíduos deve ser feito pela análise prévia de amostragem para determinação das propriedades físico-químicas.

Por fim, a Resolução determina que o monitoramento ambiental do clínquer coprocessado deve ser feito a partir das seguintes ações:

- Encaminhamento dos relatórios de automonitoramento ao órgão ambiental;
- Controle da taxa de alimentação do RS por meio da avaliação sistemática do monitoramento das emissões dos fornos;
- Monitoramento da qualidade ambiental na área de influência;
- Monitoramento contínuo da pressão interna, temperatura dos gases do sistema forno e na entrada do precipitador, vazão de alimentação, material particulado, O₂, NO_x e THC;
- Monitoramento não-contínuo de HCl/Cl₂, HF, dioxinas, furanos e dos parâmetros da Tabela 3-8; e
- Monitoramento dos efluentes líquidos de acordo com a legislação pertinente.

O monitoramento de quaisquer outros requisitos poderá ser exigido, a critério do órgão ambiental competente, desde que de forma motivada e fundamentada.

3.5. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO

De acordo com Lima *et al.* (2007), nos últimos anos, tem aumentado o interesse das indústrias, dos especialistas ambientais, das autoridades, associações de consumidores, organizações ambientais e do público em querer conhecer a qualidade ambiental dos processos de produção e dos produtos. Os autores afirmam que os setores que mais se interessam pela ACV são os de construção civil, automobilístico, embalagens, energia, agropecuário, mineração, químico, entre outros.

Barbosa (2008) citam que a agroindústria vem utilizando a ACV para melhorar a eficiência da produção e de contribuir para o desenvolvimento socioeconômico e a conservação ambiental. Os autores também citam as indústrias de fabricação de extintores de incêndio automotivo estão utilizando a ACV para comparar os extintores produzidos, avaliando a qualidade dos produtos.

Passuello e Cybis (2007) citam que as indústrias de embalagens estão usando a ACV com a finalidade de comparar o desempenho ambiental das caixas de madeira e de papelão ondulado para acondicionamento de frutas e hortaliças, relacionando os vários aspectos ambientais e econômicos no sistema utilizado. Ribeiro (2003) cita que o setor energético, em especial o hidrelétrico, está utilizando a ACV para estabelecer as etapas do ciclo de vida da geração de energia elétrica que contribuem significativamente com impactos ambientais. O Anexo I apresenta algumas publicações acerca da aplicação da ACV no coprocessamento de RS.

Cavalett *et al.* (2013) afirmam que os modelos de caracterização de impacto são relacionados como métodos para Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV), podendo ser classificados em 2 (duas) categorias: *midpoint* e *endpoint*. Os autores explicam que na categoria *midpoint* as variáveis em estudo não representam as consequências finais, sendo indicadores de impacto em potencial. Por sua vez, a categoria *endpoint* quantifica as consequências finais, caracterizando a gravidade de impacto de ponto médio. A Figura 3-19 apresenta exemplos de processos e seus respectivos *midpoints* e *endpoints*:

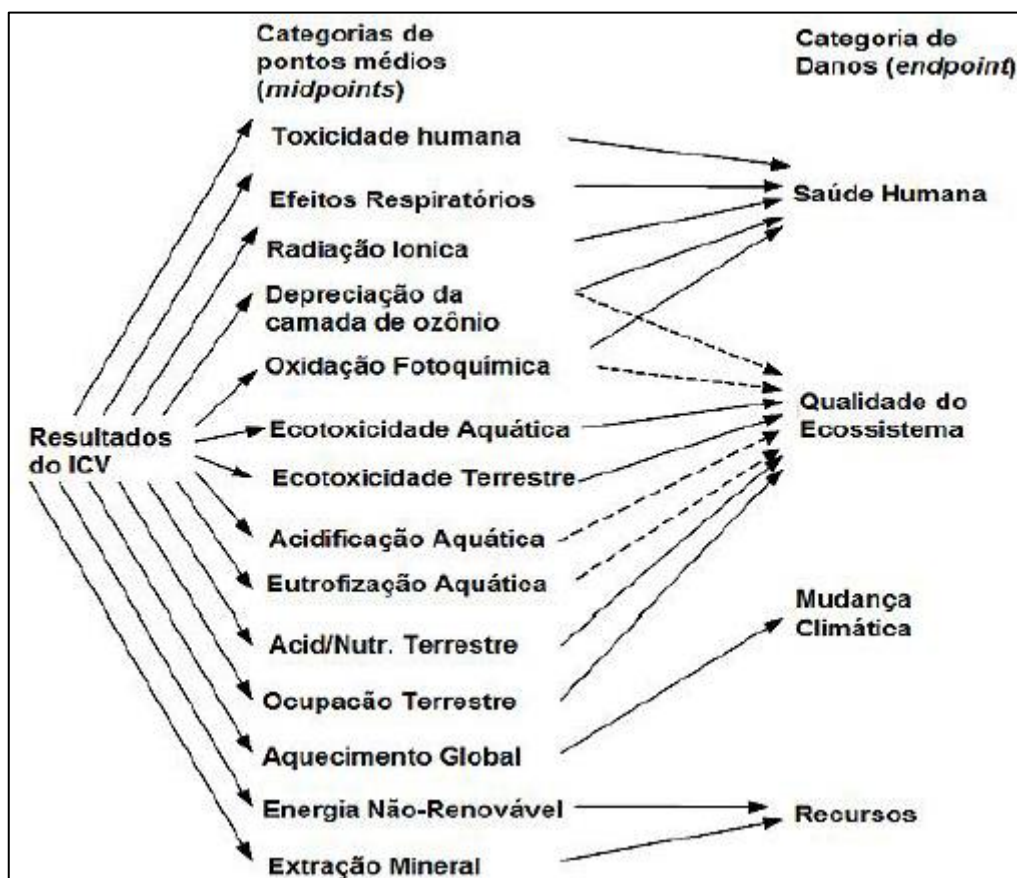


Figura 3-19 – Exemplos de categorias de impacto *midpoint* e *endpoints*.

Fonte: Piekarski *et al.* (2013).

Florindo *et al.* (2015) lista os principais métodos de AICV utilizados, bem como seus autores e finalidades (Tabela 3-9):

Tabela 3-9 – Principais métodos de AICV.

Fonte: Florindo *et al.* (2015).

Método	Abordagem	Finalidade	Autor(es)
CML 2002	Predominantemente <i>midpoint</i>	Fornecer melhores práticas para os indicadores <i>midpoint</i> para a operacionalização da série de Normas da ISO 14040: 2009.	Jeroen Guinée (2001)
Eco-indicador 99	Predominantemente <i>endpoint</i>	Desenvolver um método <i>endpoint</i> , que pode ser usado em qualquer ACV, com atenção especial para a facilitação do painel ponderação.	Mark Goedkoop (2010)
EDIP97 / EDIP 2003	Predominantemente <i>midpoint</i>	EDIP97 - Apoiar a análise ambiental e síntese de produtos para ACV industriais, abrangendo três áreas: meio ambiente, recursos e ambiente de trabalho. EDIP 2003 – Fornecer categorias de impactos não abordadas pelo EDIP97.	Michael Hauschild (2005)
EPS 2000	<i>Endpoint</i>	Auxiliar designers e desenvolvedores de produtos na tomada de decisão.	Bengt Steen (2001)
IMPACT 2002+	<i>Midpoint/endpoint</i>	Proporcionar uma abordagem combinada, ligando todos os tipos de intervenções às categorias de dano: saúde humana, qualidade dos ecossistemas, alterações climáticas e de recursos.	Olivier Jolliet (2003)
LIME	Predominantemente <i>midpoint</i>	Desenvolver categorias <i>midpoint e endpoint</i> e fatores de ponderação que reflitam as condições ambientais do Japão.	Norihiro Itsubo (2004)
LUCAS	<i>Midpoint</i>	Desenvolver metodologia adaptada ao contexto canadense	Ralph Rosenbaum (2008)
ReCiPe	<i>Midpoint/endpoint</i>	Combinar metodologias <i>midpoint e endpoint</i> de maneira consistente.	Mark Goedkoop (2010)
Swiss Ecoscarcity or Ecological scarcity	<i>Midpoint/endpoint</i>	Fornecer caracterização e fatores de ponderação de várias emissões e extrações com base em metas de políticas públicas.	Rolf Frischknecht (2006), Arthur Braunschweig (1997)

TRACI	<i>Midpoint</i>	Desenvolver um método de avaliação de impacto que represente as condições nos EUA e que esteja em consonância com a política de EPA.	Jane Bare (2000)
MEEuP	<i>Midpoint</i>	Fornecer uma metodologia que permita avaliar o grau de consumo de energia pelos produtos, com base nos critérios da Ecodesign of EuP Directive 2005/32/EC.	René Kemna (2005)
USEtox	<i>Midpoint/endpoint</i>	Fornecer elementos de caracterização para a toxicidade humana e a ecotoxicidade da água doce na ACV.	Michael Hauschild (2005)

Conforme a Tabela 3-9, é possível observar a grande diversidade de métodos de atribuição de impacto. Como cada método possui suas particularidades, vantagens e desvantagens, a escolha deve ser pautada a partir do objetivo pré-definido para que os resultados sejam os mais confiáveis possíveis. Segundo Alvarenga (2012), uma alternativa para esse problema é a aplicação de mais de um método de AICV.

Mendes (2013) relaciona os métodos de AICV estudados e as categorias de impacto tradicionais abordadas (Tabela 3-10):

Tabela 3-10 – Métodos de AICV e categorias de impacto.

Fonte: Mendes (2013).

Métodos de AICV	Categorias de Impacto								
	Mudança climática ou Aquecimento global	Depleção da camada de ozônio	Acidificação	Eutrofização	Formação de foto-oxidantes	Ecotoxicidade	Toxicidade humana	Consumo de recursos	Uso da terra
CML 2002	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eco - indicator 99	x	x	x	x		x	x	x	x
Ecological Scarcity	x	x			x		x	x	x
EDIP 97	x	x	x	x	x	x	x	x	
EDIP 2003	x	x	x	x	x	x	x		
EPS 2000							x	x	
Impact 2002+	x	x	x	x	x	x	x	x	x
LIME	x	x	x	x	x	x	x	x	x
LUCAS	x	x	x	x	x	x	x	x	x
MEEuP	x	x	x	x	x		x	x	
ReCiPe	x	x	x	x	x	x	x	x	x
TRACI	x	x	x	x	x	x	x	x	x
USEtox						x	x		
IMPACT World+	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Com relação às categorias de impacto, observa-se que a maior parte dos métodos abrangem a categoria *midpoint*. Já os *endpoints* são pouco abordados pelos métodos existentes, podendo deixar de avaliar questões como danos de ruídos à saúde humana e disponibilidade de água para os recursos naturais.

Tendo em vista que Florindo *et al.* (2015) afirma que o Método CML 2002 é o mais indicado para o atendimento da ISO 14040 e que Mendes (2013) cita que o Método ReCiPe é uma continuação do Método CML 2002, o método adotado para este estudo é o ReCiPe.

3.5.1. Método ReCiPe

De acordo com Goedkoop *et al.* (2009), uma sessão especial aconteceu em Brighton, em 2000, para tratar dos pontos fortes e fracos dos métodos *midpoint* e *endpoint*, onde especialistas concluíram que seria desejável ter uma estrutura comum, na qual ambos os indicadores pudessem ser usados. Esse entendimento acabou se tornando a base do Método ReCiPe.

O Método ReCiPe é uma continuação dos Métodos Eco-indicador 99 e CML 2002. Ele integra e harmoniza as abordagens *midpoint* e *endpoint* em uma estrutura consistente e, atualmente, todas as categorias de impacto têm sido remodeladas e atualizadas (EC-JRC, 2010).

Os novos fatores de caracterização para o Aquecimento Global foram atualizados para comparar os impactos dos GEE com outras influências como as substâncias que causam acidificação e impactos respiratórios (DE SCHRYVER, 2009).

EC-JRC (2010) cita que, para todas as categorias de emissões, princípios e escolhas semelhantes são usados e todas as categorias de impacto da mesma área de proteção têm a mesma unidade de indicador, permitindo que os mesmos mecanismos ambientais sejam usados para cálculos *midpoint* e *endpoint*.

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1. AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

Hunkeler *et al.* (2008) define ACV como uma metodologia que avalia a carga poluidora bem como os impactos ambientais que fazem parte de um produto, processo ou atividade. Esta avaliação é feita através de fluxos de energia, materiais utilizados e até mesmo as emissões de poluentes atmosféricos. Os autores afirmam que a avaliação engloba todo o ciclo de vida do produto, processo ou atividade desde a extração, o processamento de materiais, o transporte, a distribuição, a utilização, a manutenção, a reutilização, reciclagem e a disposição final.

Curran (2013) cita que a ACV é uma técnica de gestão ambiental cujo foco não são questões sociais e/ou econômicas. Desta forma, é preciso definir bem o escopo do estudo para que a ACV seja aplicada de forma correta. A autora ainda cita que a ACV permite o desenvolvimento da análise global de um produto ou serviço para apontar os impactos ambientais mais graves, podendo definir alternativas e soluções para eles. A autora finaliza informando que a ACV pode trazer resultados diferentes para um mesmo produto ou serviço em decorrência da abordagem considerada.

A ACV pode ser utilizada em aplicações mais diretas como no desenvolvimento e aperfeiçoamento de produtos, no planejamento estratégico, na elaboração de políticas públicas e no marketing. Além dessas, a ACV também pode ser usada na avaliação de desempenho ambiental, integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento de produtos, comunicação ambiental, assim como validação, verificação e certificação de emissões de GEE (ABNT, 2009).

A aplicação da ACV como ferramenta de gestão ambiental é fundamentada nas seguintes normas regulamentadas:

- ABNT NBR ISO 14040 (2014): discorre sobre os princípios, diretrizes, estruturação e metodologia de uma ACV. Essa norma aborda os impactos ambientais inerentes desde a extração de matéria-prima e sistema produtivo até a disposição final (fim da vida útil do produto);
- ABNT NBR ISO 14044 (2014): dispõe os requisitos e as orientações para o emprego correta de uma ACV;
- ABNT NBR ISO 14045 (2014): estabelece os requisitos, princípios e procedimentos para subsidiar a avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto;

- ABNT NBR ISO 14049 (2014): exemplifica duas etapas (definição de escopo e objetivos e análise de inventário de ciclo de vida) da ACV mediante aplicação da ABNT NBR ISO 14044.

Guerreiro (2014) afirma que o diagrama das fases de uma ACV demonstra interdependência entre as etapas uma vez que a ACV é uma técnica iterativa, podendo identificar a necessidade de mais informações ou o conhecimento de limitações que podem vir a sofrer modificações no escopo da avaliação. Segundo Goedkoop et al., (2009), a aplicação da ACV abrange desde sistemas energéticos e alternativas de transporte, até a rotulagem ambiental de um produto. As múltiplas aplicabilidades da metodologia ACV e a busca por maiores praticidade e eficiência embasa a divisão da ACV em quatro etapas, conforme ilustrado na Figura 4-1.

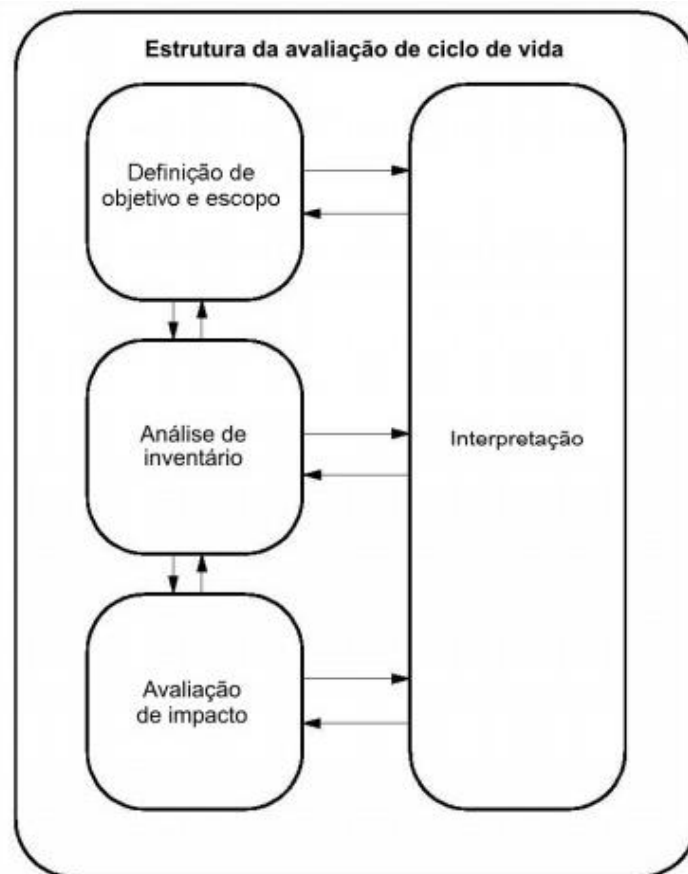


Figura 4-1 – Etapas da ACV.

Fonte: Adaptado de ABNT NBR ISO (2014).

A primeira etapa, definição dos objetivos e escopo, deve ser feita na etapa de planejamento do estudo. A segunda etapa, Inventário de Ciclo de Vida, focará no cálculo dos balanços de materiais e energia. A terceira etapa, Avaliação de Impactos, definirá a caracterização e classificação dos impactos ambientais. Por fim, a quarta e última etapa, interpretação,

escolherá a melhor alternativa ou cenário mais sustentável do ponto de vista ambiental (SILVA, 2018).

Assim, foi utilizada a ACV como metodologia de comparação entre os cenários de coprocessamento de resíduos propostos para a Cimenteira de Sobradinho (DF), visando avaliar a mitigação de emissões de GEE na operação cimenteira.

4.1.1. Definição de Objetivo e Escopo

Conforme a ABNT (2014), o objetivo de uma ACV deve trazer a aplicação pretendida, as motivações do estudo, a finalidade que será dada aos resultados, o público-alvo e se há intenção de divulgação pública após o término da ACV. Já o escopo deve ser constituído por:

- Unidade Funcional;
- Fronteiras do Sistema;
- Requisitos de Detalhamento e Qualidade dos Dados.

De acordo com ABNT (2009), a unidade funcional define a quantificação das funções identificadas do produto, ou seja, as suas características de desempenho. Uma unidade funcional deve ser uma referência para o relacionamento das entradas e saídas, podendo comparar os resultados da ACV. Esta comparação é crítica quando diferentes sistemas estão sendo avaliados, assegurando que as comparações tenham uma base em comum. Para isso, é essencial definir o fluxo de referência nos sistemas do produto, atendendo a função determinada (quantidade do produto necessária para desempenhar a função).

Ainda sobre a comparação dos resultados, Clift *et al.* (2000) cita que os estudos de ACV possuem como objetivo comparar formas diferentes de fornecer alguma função. Esta base de comparação comum entre as alternativas é a unidade funcional. McDougall *et al.* (2001) complementa ao dizer que unidade funcional provê uma referência à qual as entradas e saídas são normalizadas, comparando os resultados da ACV.

Coltro (2007) complementa ao definir unidade funcional como a quantificação do desempenho de um sistema de produto, cujo objetivo primário é servir de unidade de referência para o estudo. Desta forma, todos os dados da ACV estarão relacionados com a unidade funcional, inclusive as entradas e saídas. Por isso a importância de definir e mensurar a unidade de forma adequada. Na área de coprocessamento, a unidade funcional mais comumente utilizada é a quantidade (tonelada, quilo, grama) de cimento produzido.

Com relação à fronteira do sistema, a ABNT (2014) a define como um “conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte de um sistema de produto”, influenciando diretamente no grau de confiança dos resultados alcançados e selecionando os processos elementares que farão parte no desenvolvimento do estudo.

De acordo com Rebitzer *et al.* (2004), a modelagem de um sistema é influenciada pelas escolhas feitas, em especial à fronteira do sistema já que é ela que determina os processos que serão incluídos. Além disso, os critérios e ideias escolhidas para a definição da fronteira do sistema devem ser devidamente identificados e justificados. Coltro (2007) afirma que a fronteira do sistema pode ter dimensões distintas:

- Fronteiras ambientais: limite entre o sistema técnico e o meio ambiente (delimitação do início e do fim de um sistema);
- Fronteiras geográficas: delimitação da área do sistema em estudo;
- Fronteiras temporais: perspectiva de passado, presente e futuro;
- Fronteiras técnicas com a produção: definição das atividades que serão incluídas e excluídas no estudo; e
- Fronteiras técnicas com o ciclo de vida de outros produtos: distribuição da carga ambiental entre os produtos e coprodutos variados.

A autora ainda alerta que a definição da fronteira do sistema deve ser feita no início da fase de definição do objetivo e escopo, mas que a fronteira final do sistema só é realmente definida quando informações suficientes forem coletadas durante a análise do inventário.

Guerreiro (2014) afirma que a fronteira do sistema definida para o ciclo da vida de um produto pode ser analisada desde a obtenção da matéria-prima, transporte, fabricação até o seu uso e destinação final. A Figura 4-2 apresenta um exemplo de sistema genérico:

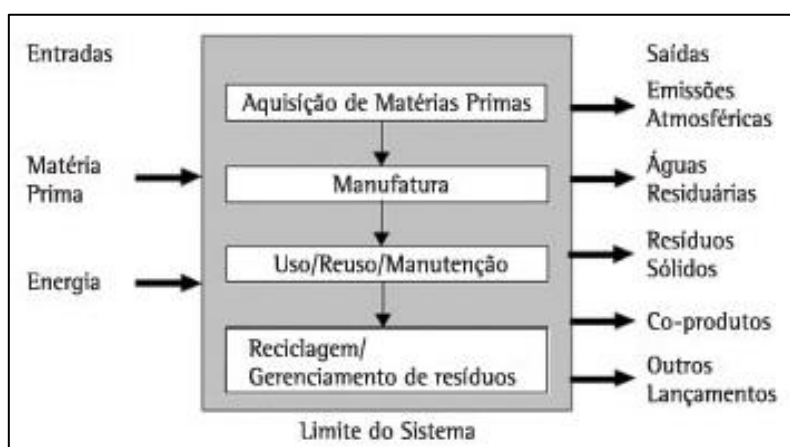


Figura 4-2 – Estágios do ciclo de vida com destaque ao limite do sistema.

Fonte: EPA e SETAC, 2006.

A ABNT (2014) orienta que o sistema de produto seja modelado para que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares. Os diversos estágios do ciclo de vida, os processos elementares e os fluxos devem ser levados em consideração ao se definir a fronteira do sistema, podendo ser:

- Aquisição de matéria-prima;
- Entradas e saídas na manufatura/processamento;
- Distribuição e transporte;
- Produção e utilização de combustíveis, bem como eletricidade e calor;
- Uso e manutenção de produtos;
- Disposição final de resíduos;
- Reuso, reciclagem e recuperação de produtos usados;
- Manufatura de materiais auxiliares;
- Iluminação e aquecimento; e
- Operações adicionais.

Porém, a fronteira do sistema sempre precisa passar por revisões à medida que novas informações vão sendo obtidas. De acordo com Coelho (2016), é possível classificar os estudos de ACV em 4 (quatro) tipos de limites de sistema: *cradle-to-gate* (“do berço ao portão”), *cradle-to-site* (“do berço ao site”), *cradle-to-grave* (“do berço ao túmulo”) e *cradle-to-cradle* (“do berço ao berço”).

Por fim, Louzeiro (2018) define requisitos de qualidade dos dados como a “especificação das características dos dados necessários em termos gerais a fim de se respaldar a confiabilidade e as interpretações”. Já Guerreiro (2014) define qualidade dos dados como a integridade dos resultados e sua representatividade no estudo.

De acordo com Coltro (2007), é essencial que os dados levantados cumpram o objetivo do estudo, já que dados de qualidade aumentam a confiabilidade dos resultados e das conclusões. Desta forma, a transparência dos dados é fundamental, tendo em vista os modos distintos de coleta de dados (literatura, in loco, entre outros). A qualidade dos dados depende de 3 (três) critérios: relevância, confiabilidade e acessibilidade (VON BAHR E STEEN, 2004).

A ABNT (2014) orienta que alguns parâmetros devem ser estabelecidos durante a coleta de dados, a saber:

- Abrangência temporal: idade dos dados;
- Abrangência geográfica: área geográfica onde os dados são relevantes;

- Abrangência tecnológica: tipo de tecnologia e processo operacional;
- Precisão: variância dos dados;
- Completeza: porcentagem de fornecimento de dados primários para cada categoria de dados em um processo elementar;
- Representatividade: avaliação dos dados para verificar se eles refletem o valor verdadeiro da abrangência temporal, geográfica e tecnológica adotadas.

A base de dados a ser utilizada para a ACV será a da Ecoinvent, versão 3.7.1. A Ecoinvent é a instituição responsável pela gestão da principal base de dados internacionais para ACV.

4.1.2. Análise de Inventário de Ciclo de Vida

A segunda fase de uma ACV é a construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV). De acordo com a ABNT (2014), o ICV envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto (uso de recursos e liberações no ar, na água e no solo). A NBR ISO 14044 alerta que a análise do ICV é um processo iterativo, podendo ser identificados novos requisitos ou limitações que exijam mudanças nos procedimentos de coleta de dados para alcance dos objetivos do estudo.

Pereira (2008) afirma que é nesta fase que as perdas e os danos durante o ciclo de vida do produto ou serviço são quantificados. O autor cita que os dados levantados são agrupados e avaliados com base na unidade funcional anteriormente definida, gerando uma lista com os dados classificados em títulos gerais incluindo aspectos ambientais.

As entradas e saídas de cada unidade de processo são identificadas com a finalidade de se evidenciar quais os fluxos mais relevantes para a modelagem dos dados. Critérios que tenham como foco o balanço, tanto energético quanto de massa, e a importância para o meio ambiente referente às entradas e saídas são válidos e bastante eficazes para tal (LOUZEIRO, 2018). A Figura 4-3 apresenta um procedimento simplificado para análise de ICV:

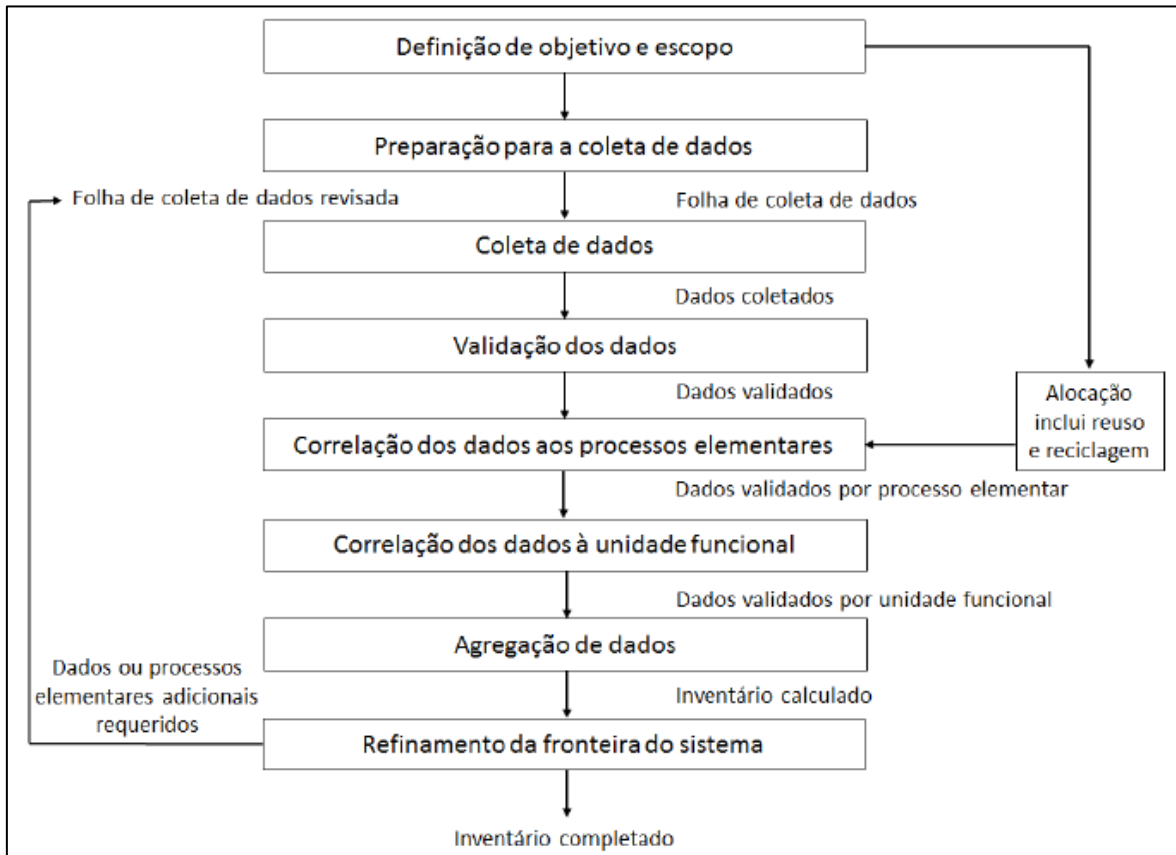


Figura 4-3 – Procedimento simplificado para análise de ICV.

Fonte: ABNT, 2014.

Brujin *et al.* (2004) cita que a obtenção dos dados pode ser feita por meio de dados primários (questionários, cálculos e mensurações) e dados secundários (literatura, tabelas e base de dados). Os autores alertam para a validação dos dados, assegurando a correção e representatividade na ACV.

A análise de sensibilidade pode resultar na exclusão de estágios ou processos unitários, exclusão de entradas e saídas devido à falta de significância para o estudo ou a inclusão de processos ou dados que a análise de sensibilidade mostrou ser significativa (OLIVEIRA, 2019).

Por fim, Clift *et al.* (2000) alerta que muitos processos escolhidos na fronteira do sistema são compartilhados com outras cadeias de suprimento. Desta forma, é necessário alocar as intervenções ambientais entre essas cadeias. Porém, isto pode acabar sendo controverso já que os processos fornecem mais de uma função ou produto. Uma solução para esta questão é a expansão do sistema, conforme recomendação da NBR ISO 14044.

4.1.3. Avaliação de Impactos

De acordo com a ABNT (2014), a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) possui como objetivo estudar a significância dos impactos ambientais potenciais, utilizando os resultados do ICV. A NBR orienta que essa etapa associe dados de inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria, compreendendo melhor os impactos e fornecendo informações para a fase de interpretação do ciclo de vida sempre considerando o objetivo e escopo da ACV. A Figura 4-4 apresenta os elementos da fase de AICV:

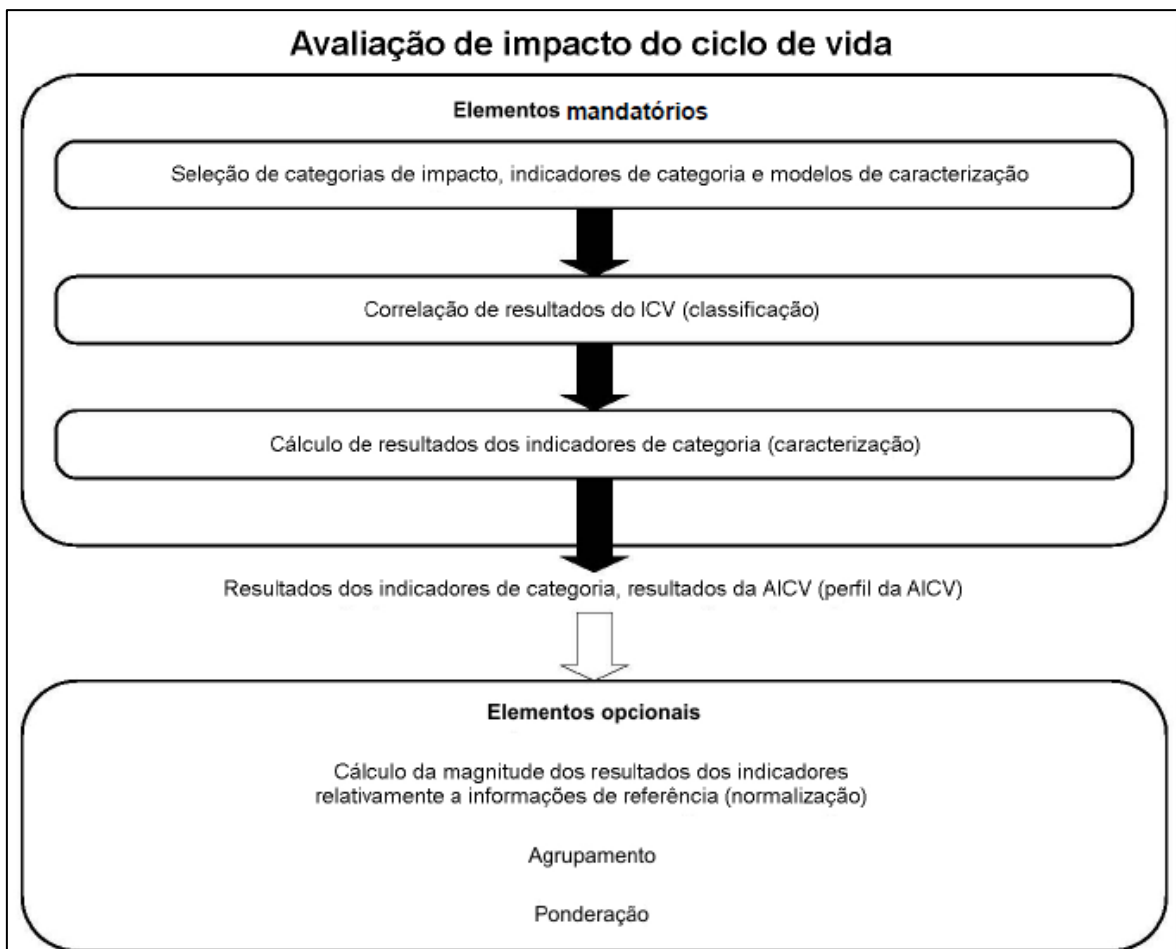


Figura 4-4 – Elementos da fase de AICV.

Fonte: ABNT, 2014.

Os principais elementos opcionais utilizados na AICV são a normalização, o agrupamento e a ponderação. A normalização permite compreender melhor a magnitude dos impactos nas diferentes categorias por meio de valores de referência que podem ser a contribuição total para uma categoria de impacto por uma nação. Já o agrupamento inclui a classificação e ranqueamento dos indicadores. Por fim, a ponderação é a etapa mais subjetiva de uma ACV,

por causa dos julgamentos de valor. Além disso, a ponderação possibilita converter e agregar resultados de indicadores nas categorias de impacto em um resultado único (CLIFT *et al.*, 2000; ABNT, 2014; MCDOUGALL *et al.*, 2001).

A AICV possui algumas limitações por não ser considerada uma avaliação completa das questões ambientais do sistema do produto estudado. Isto ocorre porque a AICV engloba apenas as questões ambientais do objetivo e escopo definidos nas etapas anteriores da ACV. Desta forma, é essencial que seja definido uma fronteira que englobe todas as entradas e saídas do sistema (ABNT, 2014).

4.1.4. Interpretação

Menten *et al.* (2013) e Villanueva (2012) afirmam que a interpretação consiste na análise dos resultados de acordo com o objetivo e escopo do estudo, possibilitando tomar medidas remediadoras e decisões estratégicas para reduzir os impactos ambientais do projeto.

De acordo com ABNT (2014), a fase de interpretação da ACV abrange a identificação das questões significativas, a avaliação do estudo e as conclusões, limitações e recomendações. Guerreiro (2014) afirma que a identificação das questões significativa é desenvolvida por meio dos resultados obtidos nas fases de ICV e AICV, considerando se o escopo e objetivo do estudo estão relacionados aos valores resultantes da ACV.

McDougall *et al.* (2001) cita que a avaliação do estudo aumenta a confiança e a confiabilidade dos resultados da ACV por meio da verificação de completeza (disponibilidade e totalidade das informações e dados), da sensibilidade (avaliação da confiabilidade dos resultados finais e como eles são afetados pelas incertezas do estudo) e da consciência (analisar se as suposições, métodos e dados batem com o objetivo e escopo do estudo).

Por fim, Guinée (2002) afirma que a última fase da interpretação tira conclusões, identifica as limitações e elabora recomendações para o público-alvo do estudo, seguindo as informações coletadas nas fases anteriores da ACV e combinadas com os resultados das etapas anteriores desta fase. Guerreiro (2014) complementa ao dizer que a interpretação verifica se a qualidade do trabalho é satisfatória em relação aos requisitos determinados no início do estudo. De acordo com Löfgren, Tillman e Rinde (2011), a interpretação dos resultados deve levar em conta os pedidos dos clientes e ao mesmo tempo conseguir um equilíbrio ideal entre o produto e o meio ambiente. Tais benefícios qualificam a ACV como a mais importante metodologia na gestão ambiental industrial moderna.

Ainda que muitos autores enfatizem a interpretação como etapa final, ela também é parte integrante das etapas anteriores, consolidando a ACV como um processo iterativo.

5. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS

A seguir, será apresentada a metodologia utilizada para a análise das alternativas propostas para mitigar as emissões de GEE decorrentes do coprocessamento de RS na cimenteira de Sobradinho. A Figura 5-1 apresenta o roteiro seguido, abordando a definição dos objetivos, formulação de cenários alternativos, aplicação da ACV e as técnicas e métodos utilizados.

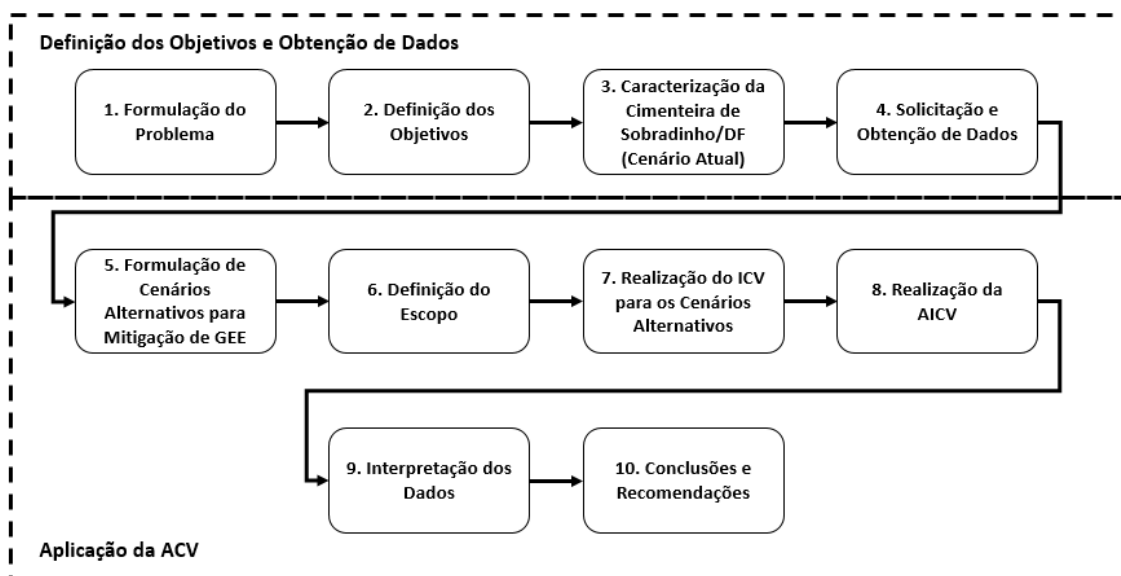


Figura 5-1 - Roteiro metodológico.

5.1. OBTENÇÃO E CONSOLIDAÇÃO DE DADOS

Os dados utilizados para o desenvolvimento deste trabalho foram obtidos internamente junto à cimenteira. Porém, ressalta-se que eles não poderiam ser publicados na íntegra, tendo em vista preservar o segredo industrial e o desempenho comercial da cimenteira. Para isso, os dados obtidos foram trabalhados e consolidados de uma forma em que a cimenteira autorizasse sua utilização e publicação. Os dados acerca dos resíduos utilizados no coprocessamento foram consolidados de acordo com a Figura 5-2:

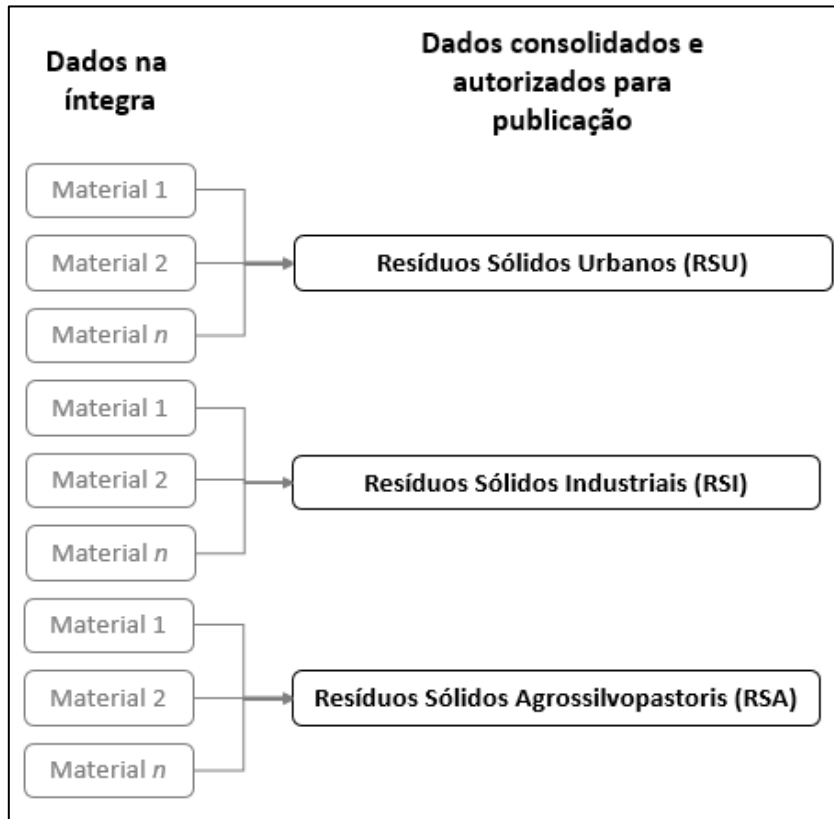


Figura 5-2 – Esquema da consolidação dos dados dos resíduos coprocessados.

Já os dados acerca da distância percorrida pelos fornecedores até a Fábrica de Sobradinho para entrega dos RS foram consolidados por meio da Figura 5-3:

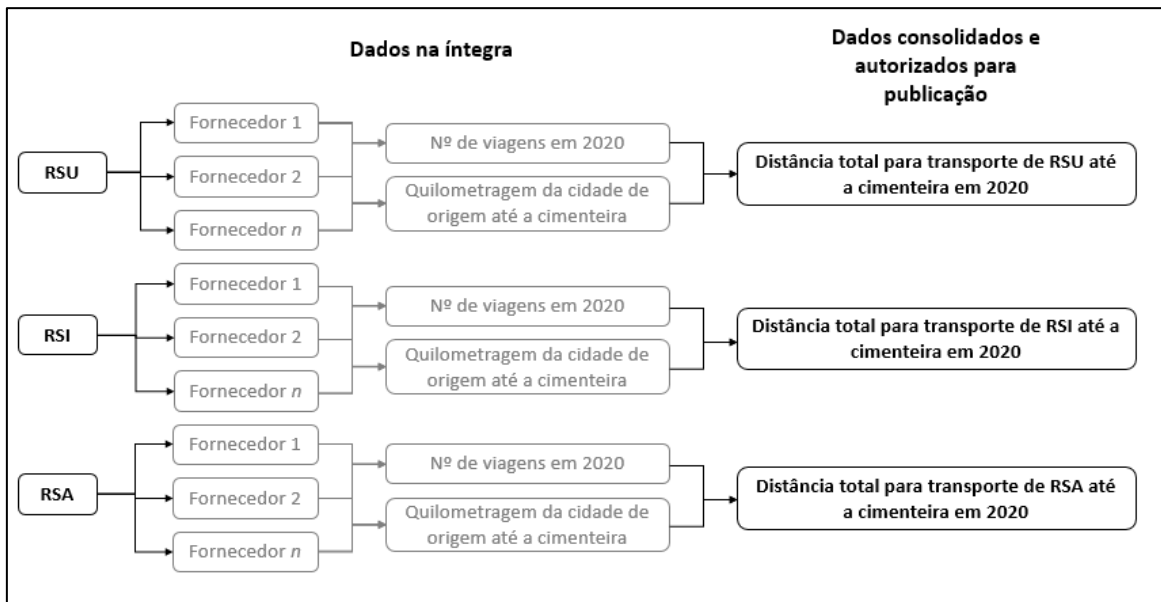


Figura 5-3 – Esquema da consolidação dos dados da distância percorrida pelos fornecedores.

Por sua vez, os dados do Poder Calorífico Inferior (PCI) dos resíduos utilizados para coprocessamento foram consolidados conforme Figura 5-4:

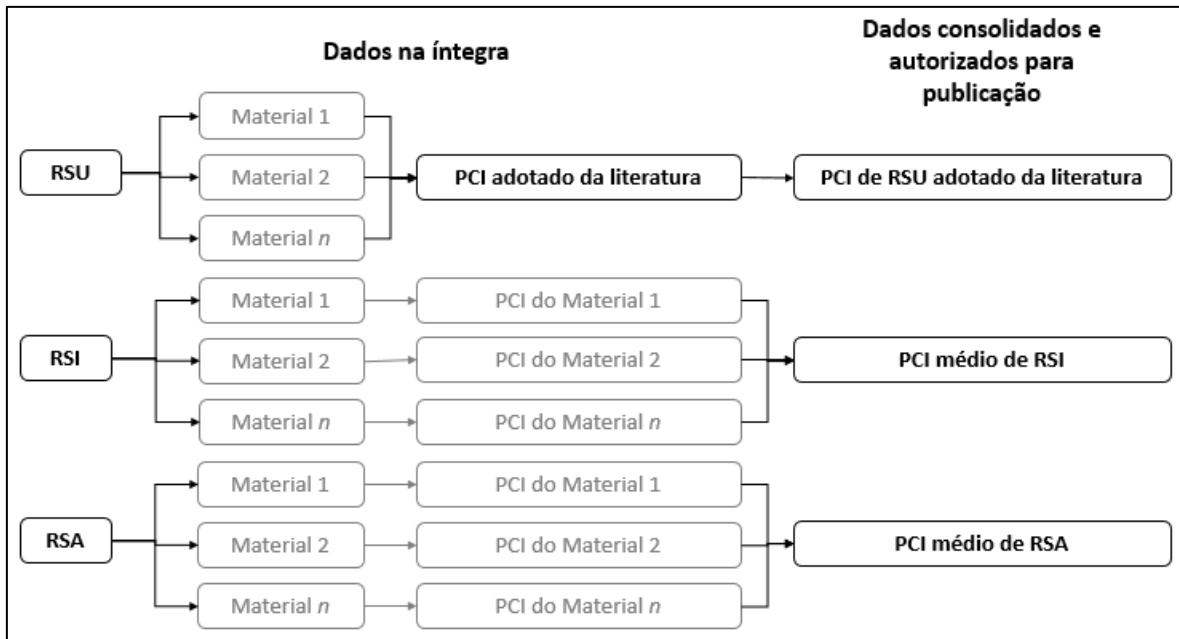


Figura 5-4 – Esquema da consolidação dos dados de PCI dos resíduos.

Os dados quantitativos dos RS utilizados foram consolidados de acordo com a Figura 5-5:

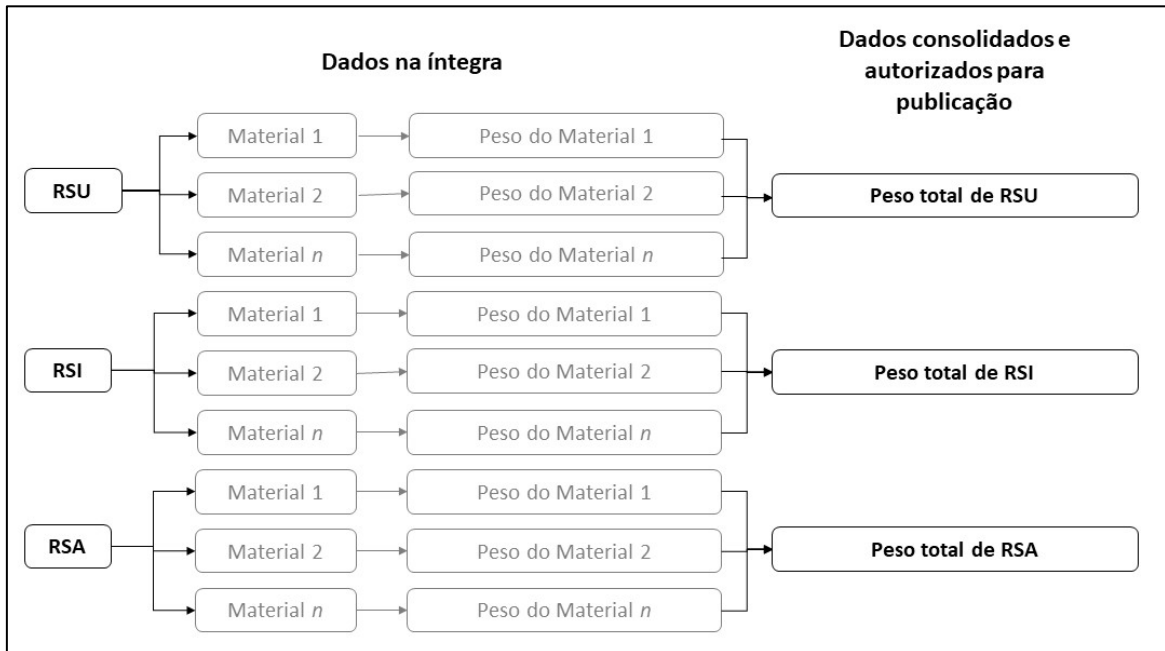


Figura 5-5 – Esquema da consolidação dos dados quantitativos dos resíduos.

Para a simulação dos cenários da ACV, foram necessários os dados da distância percorrida pelos fornecedores até a destinação ambientalmente correta (aterros). Desta forma, a Figura 5-6 apresenta o esquema de consolidação destes dados:

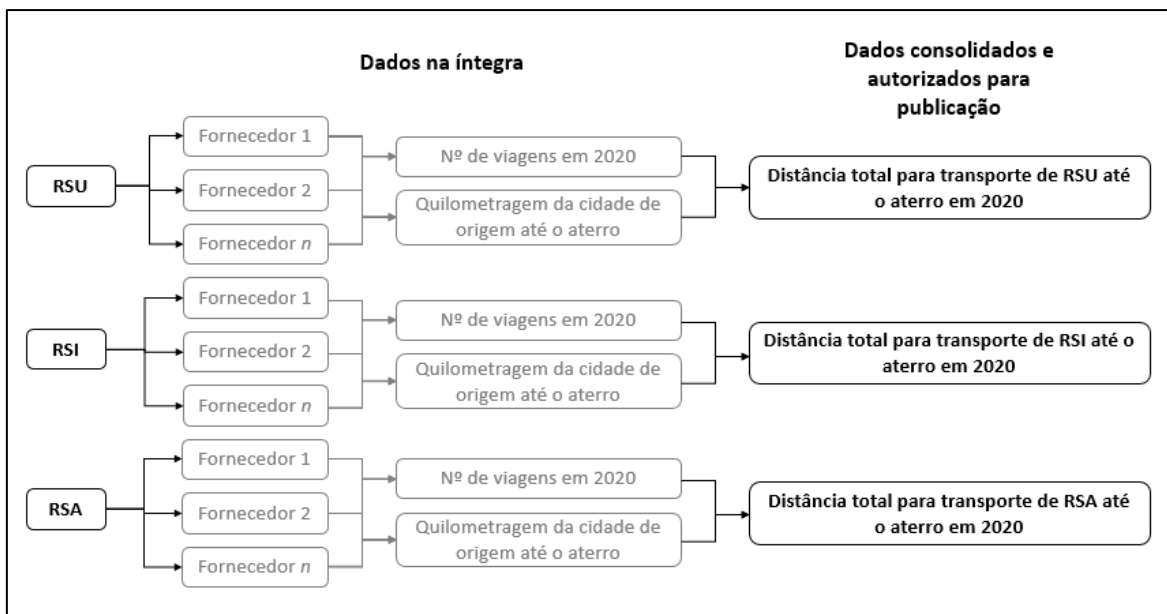


Figura 5-6 – Esquema da consolidação dos dados da distância percorrida pelos fornecedores até os aterros.

Por fim, o percentual de uso de combustíveis alternativos nas fábricas de cimento da VC foi obtido no Relatório Integrado de 2020, disponibilizado no sítio eletrônico da Empresa, cujo valor foi de 30%. Desta forma, para a definição de cada cenário foi adotado quantidades complementares de coque de petróleo para que as respectivas quantidades de RS fossem equivalentes a 30% em massa (toneladas).

5.2. DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS

Conforme abordado no Capítulo 4, a ACV é uma metodologia que avalia os impactos ambientais e a carga poluidora de um produto, processo ou atividade, sendo composta por 4 (quatro) etapas: definição dos objetivos e escopo; Inventário de Ciclo de Vida; Avaliação de Impactos; e interpretação dos resultados. Neste trabalho, a ACV foi aplicada conforme NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044.

5.2.1. Definição de Objetivo e Escopo e dos Cenários Alternativos

A ACV foi utilizada para analisar o potencial de mitigação das emissões de GEE pelo coprocessamento de RS na fábrica de cimentos de Sobradinho. Para isso, os cenários propostos apresentaram soluções para diminuir a quantidade de GEE emitidos para a

atmosfera através da utilização de RS como combustível alternativo para os fornos de clínquer.

Os cenários consideraram a disponibilidade de RSU, RSI e RSA na região, a distância percorrida pelos fornecedores destes RS até a cimenteira, o PCI dos RS utilizados no coprocessamento e as quantidades de RS obtidas. É válido mencionar que não é escopo desse trabalho retirar materiais de outros processos (geração de energia e agricultura) para utilização no coprocessamento.

Desta forma, foram propostos 4 (quatro) cenários para a utilização de RS nos fornos de clínquer, além do cenário mais utilizado pela maioria das fábricas de cimento no Brasil. Os cenários foram desenvolvidos com o objetivo de simular um valor energético equivalente à situação atual da cimenteira com base no Relatório Integrado de 2020 da VC. Nos cenários propostos foi adotado o percentual em massa (toneladas).

- Cenário-base: utilização de 100% de coque de petróleo nos fornos de clínquer

Este cenário reflete a realidade da maioria das fábricas de cimento do país, onde o combustível utilizado nos fornos de clínquer é composto totalmente por coque de petróleo (material fóssil) e sem mistura com qualquer tipo de RS.

- Cenário 1: utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de RSU

Este cenário considera a mistura de coque de petróleo e RSU. O percentual de 30% de RSU foi estabelecido em decorrência da meta definida pela VC em seu Relatório Integrado de 2020 para o uso de combustíveis não fósseis.

- Cenário 2: utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de RSI

Este cenário é semelhante ao Cenário 1, porém desta vez os RS a serem misturados com o coque de petróleo são o RSI.

- Cenário 3: utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de RSA

Este cenário utiliza o mesmo critério dos Cenários 1 e 2, porém o RS a ser utilizado para a mistura com o coque de petróleo é o RSA.

- Cenário 4: utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de RS

Este cenário propõe a mistura de coque de petróleo com os 3 (três) tipos de RS disponíveis: RSU, RSI e RSA (cerca de 10% de cada RS).

Cada cenário proposto foi analisado a partir dos valores de emissão de GEE e de PCI da combinação dos resíduos coprocessados, identificando o cenário com maior PCI e menor valor de emissão de GEE.

Para comparar os cenários alternativos propostos, a unidade funcional adotada foi 1 (uma) Gigacaloria gerada pela queima dos resíduos estudados.

Com relação à fronteira do sistema, este trabalho utilizou o ciclo *cradle-to-gate* (berço ao portão), onde foi considerada a obtenção do coque de petróleo e dos RS a serem utilizados como combustíveis alternativos e não-fósseis para os fornos de clínquer, o carregamento, a estocagem, o processamento, o transporte até a fábrica de cimentos de Sobradinho e o processo de produção de clínquer (queima). Não foram consideradas as etapas de utilização do cimento e da disposição final de RS. A Figura 5-7 apresenta os cenários propostos e as fronteiras do sistema:

Fronteira do Sistema

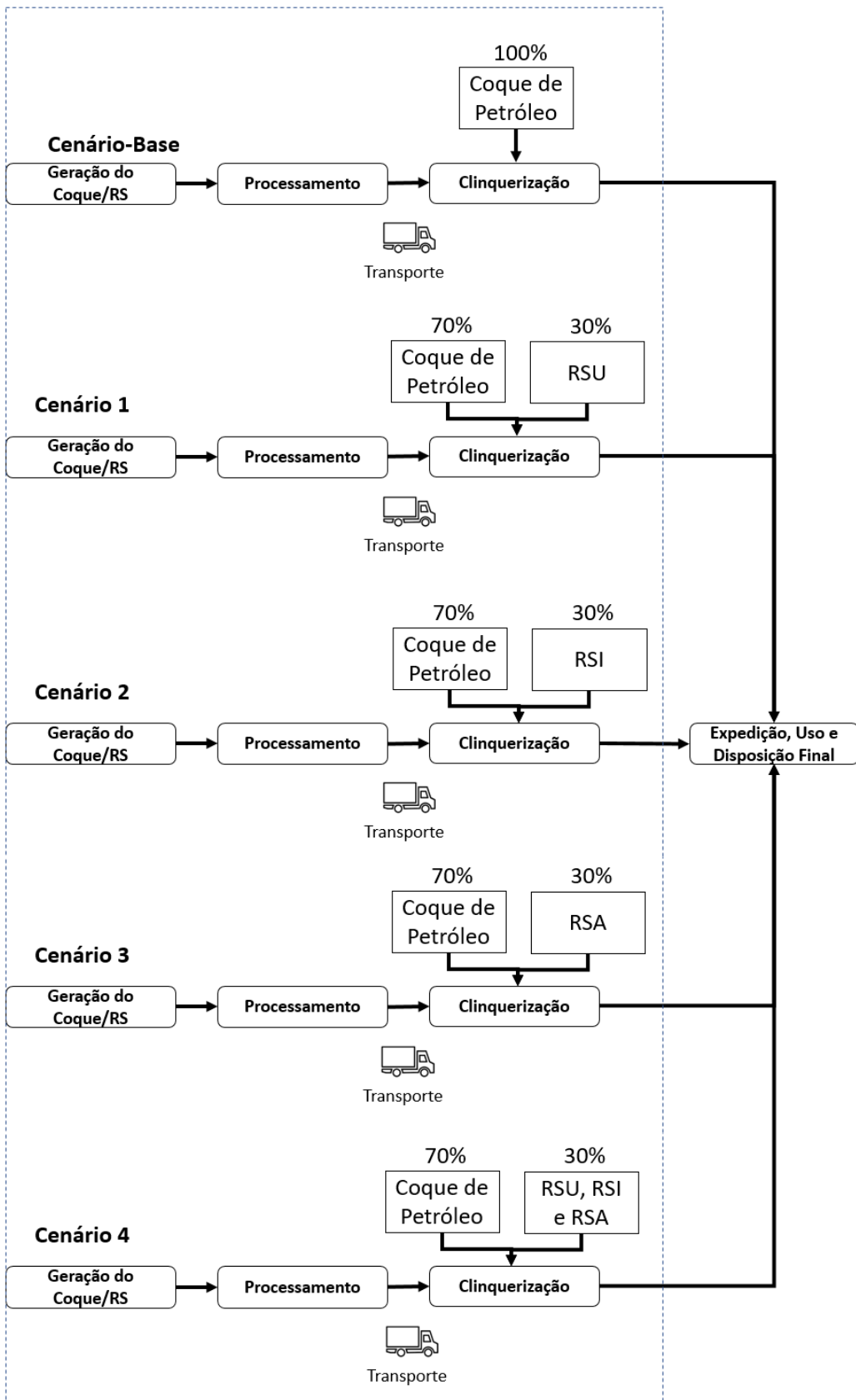


Figura 5-7 – Cenários alternativos propostos e fronteira do sistema.

5.2.2. Análise de Inventário de Ciclo de Vida

O Inventário de Ciclo de Vida (ICV) foi construído através da utilização dos fatores de emissão de poluentes, de consumo energético e de consumo de combustíveis fósseis como o diesel. Para uma melhor compreensão das entradas e saídas dos ciclos de vida, foi feito o ICV individualizado de cada ciclo de vida dos combustíveis/RS a serem utilizados nos fornos de clínquer (RSA, RSI, RSU e coque de petróleo).

A construção do ICV considerou o transporte do coque de petróleo e dos RS até a fábrica de cimento de Sobradinho, bem como a queima destes combustíveis nos fornos de clínquer. Ressalta-se que a metodologia utilizada neste trabalho possui incertezas uma vez que não é possível medir as emissões de poluentes diretamente na fonte, sendo compensada com a utilização de dados de estudos semelhantes.

Os dados utilizados para o desenvolvimento e cálculo dos cenários da ACV estão apresentados da Tabela 5-1.

5.2.3. Avaliação de Impactos

Conforme o Capítulo 3.5, a metodologia utilizada para a Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) foi a ReCiPe, tendo como categoria de impacto “mudança climática”, proveniente do aumento das emissões de GEE na atmosfera que causa o aquecimento global (Efeito Estufa). O GWP100 (potencial de aquecimento global em 100 anos) e os fatores de conversão dos GEE calculados para a unidade padrão de análise do IPCC (kg CO₂-eq) foram utilizados neste trabalho para a AICV.

Tabela 5-1 – Fatores de consumo energético e de emissões utilizados.

	Unidade	Valor	Fonte
Transporte			
Fator de consumo de diesel – basculante – RSA ¹	L/t.km	0,081	(ELABORADO PELA AUTORA, 2021)
Fator de consumo de diesel – basculante – RSI ¹	L/t.km	0,023	(ELABORADO PELA AUTORA, 2021)
Fator de consumo de diesel – basculante – RSU ¹	L/t.km	0,028	(ELABORADO PELA AUTORA, 2021)
Fator de consumo de diesel – basculante – coque ¹	L/t.km	0,011	(ELABORADO PELA AUTORA, 2021)
Fator de consumo de IFO – em movimento	ton/dia	33,5	(RIGHTSHIP, 2012)
Fator de consumo de IFO – parado	ton/dia	2,23	(RIGHTSHIP, 2012)
Fator de consumo de MDO – em movimento	ton/dia	0,4	(RIGHTSHIP, 2012)
Fator de consumo de MDO – parado	ton/dia	1,5	(RIGHTSHIP, 2012)
Carregamento e descarregamento			
Fator de consumo de diesel – ponto-morto	L/h	3,104	(EPA, 2002)
Tempo de descarga – basculante	min	5	(ROCHA e LEME, 2013)
Fator de consumo de diesel – pá carregadeira	mL/m ³	300	(SOUZA, 2012)
Fator de consumo de GLP – empilhadeira	kg GLP/ton	0,06	(ROCHA e LEME, 2013)
PCI do GLP	MJ/kg	47,3	(EGGLESTON, BUENDIA <i>et al.</i> , 2006)
Produção – carregador de navio	ton/h	600	(VIGAN, 2021)

	Unidade	Valor	Fonte
Consumo de eletricidade – carregador de navio	MW	0,5	(VIGAN, 2021)
Processamento			
Consumo de eletricidade – triturador	MW	1	(ROCHA e LEME, 2013)
Produção – triturador	ton/h	4	(ABILITY, 2021)
Movimentação na cimenteira			
Consumo de eletricidade – correia	MW	0,0092	(SCHENCK, 2021)
Produção – correia	ton/h	10	(SCHENCK, 2021)
Emissões			
Emissão de CO ₂ – diesel	kg/L	2,86	(BRASIL, 2011)
Emissão de CH ₄ – diesel	kg/L	2,09	(BRASIL, 2011)
Emissão de N ₂ O – diesel	g/L	0,105	(BRASIL, 2011)
Emissão de CO ₂ – eletricidade ²	kg CO ₂ /kWh	0,4539	(BRASIL, 2021)
Emissão de CO ₂ – RSA	kg CO ₂ /GJ	110	(CSI, 2011)
Emissão de CO ₂ – RSI	kg CO ₂ /GJ	96	(CSI, 2011)
Emissão de CO ₂ – RSU	kg CO ₂ /GJ	85	(CSI, 2011)
Emissão de CO ₂ – coque de petróleo	kg CO ₂ /GJ	92,8	(CSI, 2011)

	Unidade	Valor	Fonte
Emissão de CO ₂ – MDO	kg CO ₂ /ton	3.130	(IMO, 2009)
Emissão de CO ₂ – GLP	kg CO ₂ /MJ	63,1	(EGGLESTON, BUENDIA <i>et al.</i> , 2006)
Mudança climática (<i>midpoint</i>)			
CO ₂ para CO ₂ -eq	kg/kg	1	(IPCC, 2021)
CH ₄ para CO ₂ -eq	kg/kg	28	(IPCC, 2021)
N ₂ O para CO ₂ -eq	kg/kg	273	(IPCC, 2021)
Mudança climática (<i>endpoint</i>)			
Saúde humana	DALY/kg CO ₂ -eq	9,28E-07	(NIPHE, 2016)
Ecosistemas terrestres	Espécies.ano/ kg CO ₂ -eq	2,80E-09	(NIPHE, 2016)
Ecosistemas aquáticos	Espécies.ano/ kg CO ₂ -eq	7,65E-14	(NIPHE, 2016)

¹ Adotado veículo basculante de 1 eixo, com capacidade de 27 m³.

² O fator de consumo energético é proveniente da variação do fator de emissão do consumo da geração de eletricidade no Brasil, podendo oscilar em decorrência da participação de matriz energética específica, como termelétricas, energia solar, entre outros.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. LOCAL DE ESTUDO

A cimenteira de Sobradinho está localizada na Região Administrativa (RA) da Fercal, mais precisamente na Rodovia DF-205. De acordo com Otoni (2011), ela foi instalada em 04 de outubro de 1968, tendo o início das operações em 1972. Atualmente, a cimenteira tem capacidade de produzir 5.800 t de cimento, 1.500 t de brita e 400 t de argamassas por dia por meio de tecnologia de extração de rocha calcária, britagem e fabricação de clínquer e cimento.

Carvalho (2008) afirma que o interesse da Votorantim S.A. no Distrito Federal com relação à produção de cimento data do fim da década de 1960. O principal fator para a instalação da cimenteira em Sobradinho estava relacionado à inexistência de empreendimentos de grande porte que tivessem capacidade de fornecer cimento para a região Centro-Oeste. Na época, as cimenteiras localizadas em Cocalzinho de Goiás e em Palmeiras de Goiás não supriam a demanda. A Figura 6-1 apresenta a planta de cimento de Sobradinho:



Figura 6-1 – Visão geral da cimenteira de Sobradinho.

Fonte: CARVALHO, 2008.

6.2. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

6.2.1. Ciclos de Vida dos Resíduos Sólidos e do Coque de Petróleo

Para uma melhor compreensão das entradas e saídas (consumos energéticos e emissões), serão apresentados os ciclos de vida individualizados dos combustíveis/RS propostos para a utilização nos fornos de clínquer (RSA, RSI, RSU e coque de petróleo).

A Figura 6-2 apresenta o ciclo de vida da utilização de Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris (RSA) nos fornos de clínquer bem como suas entradas e saídas:

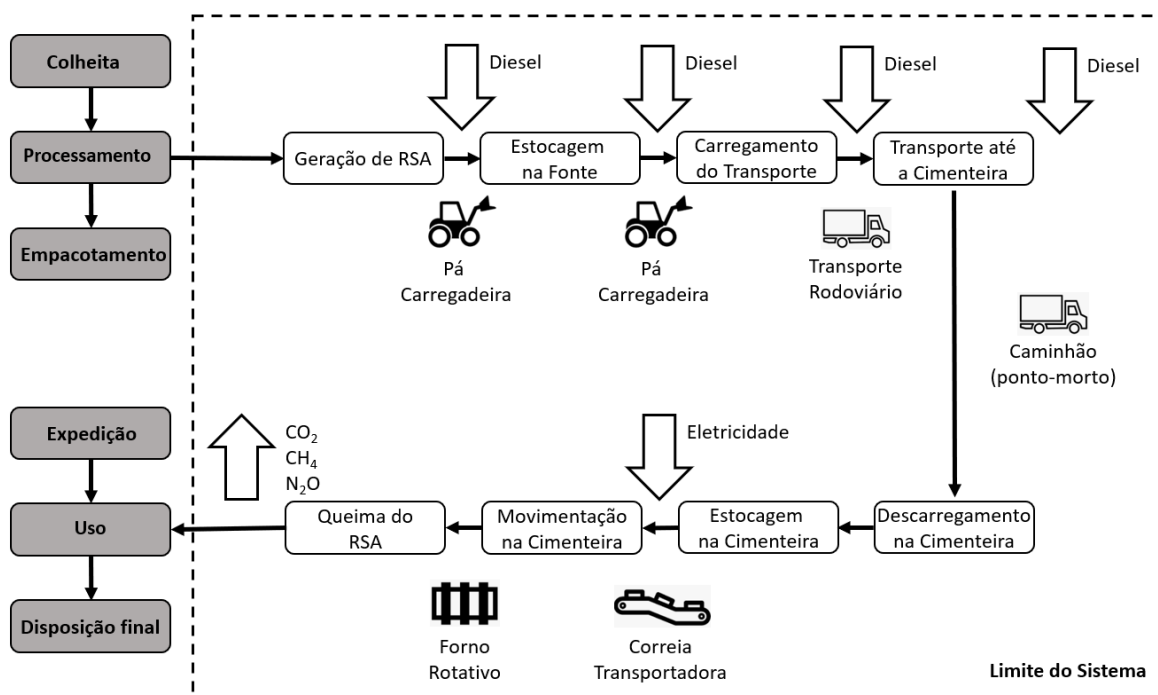


Figura 6-2 – Fluxograma do ciclo de vida dos Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris.

O ciclo de vida tem início na geração do RSA em si, uma vez que o plantio e a colheita são realizados com o objetivo de se obter os grãos e não as palhas, resíduos do processamento dos grãos. Desta forma, os consumos e emissões provenientes dos processos de plantio e colheita não foram considerados neste ICV.

Através de uma pá carregadeira, os RSA são estocados na fonte até atingirem a quantidade desejada. Em seguida, a mesma pá carregadeira é utilizada para carregamento do caminhão basculante, que irá realizar o transporte dos RSA até a cimenteira. Já na cimenteira, o caminhão basculante realiza o descarregamento dos RSA que são movimentados por meio de correia transportadora. Por fim, os RSA são queimados no forno rotativo.

Com relação às entradas do ciclo de vida, o diesel é utilizado pela pá carregadeira e pelos caminhões basculantes em movimento e em ponto-morto. Outra entrada no sistema é a energia elétrica utilizada pela correia transportadora. Já as saídas são os Gases de Efeito Estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O).

Considerando a proposta de desviar tais resíduos do aterramento, foi necessário calcular as emissões de CO_2 evitadas (decomposição da matéria orgânica em aterro sanitário). A Figura 6-3 apresenta o ciclo de vida tradicional dos RSA:

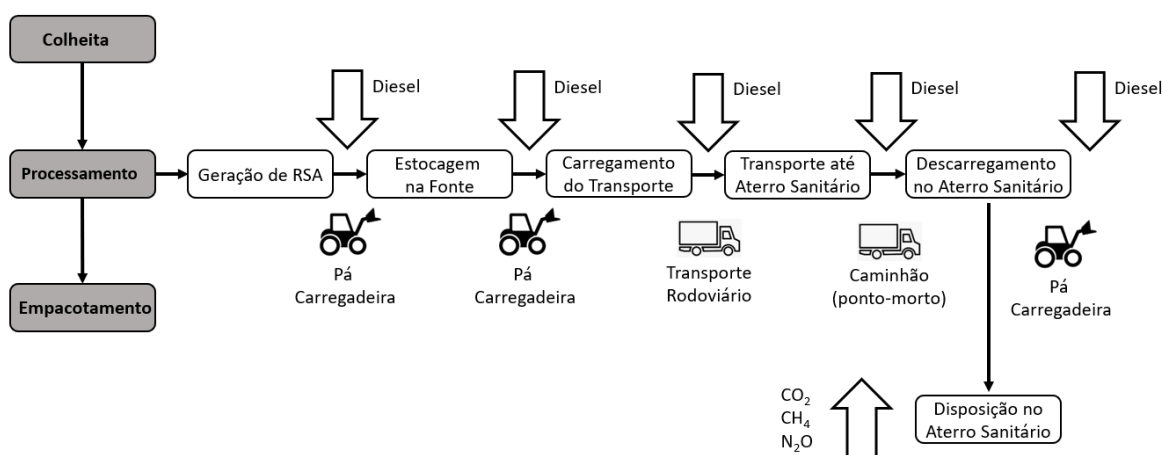


Figura 6-3 – Fluxograma do ciclo de vida tradicional do gerenciamento dos Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris.

O ciclo de vida tradicional dos RSA também tem início na sua geração. Por meio de uma pá carregadeira, os RSA são estocados na fonte. Quando atingem a quantidade desejada, a mesma pá carregadeira é novamente utilizada para carregamento do caminhão basculante que irá realizar o transporte dos RSA até o aterro sanitário. No aterro sanitário, é utilizada uma pá carregadeira para a disposição no aterro.

A entrada deste ciclo de vida tradicional é o diesel, enquanto que as saídas são o CO_2 , o CH_4 e N_2O provenientes da queima do diesel e o CH_4 proveniente da decomposição dos RSA no aterro sanitário.

Com relação aos Resíduos Sólidos Industriais (RSI), a Figura 6-4 apresenta o ciclo de vida da utilização de RSI nos fornos de clínquer bem como suas entradas e saídas:

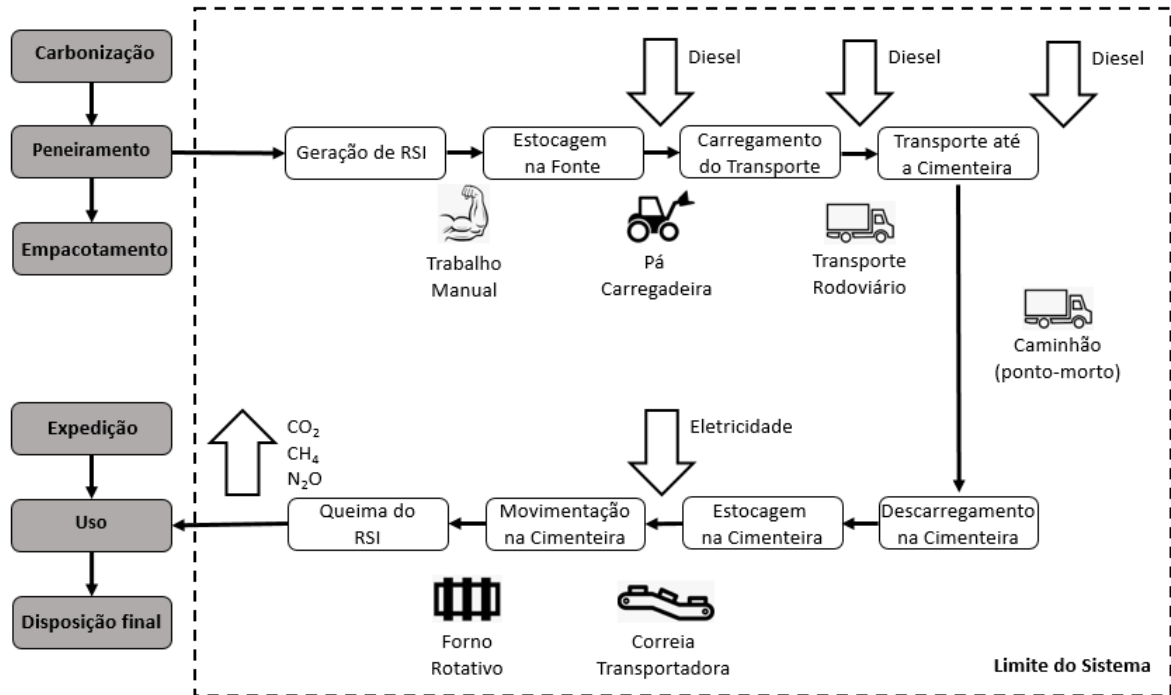


Figura 6-4 – Fluxograma do ciclo de vida dos Resíduos Sólidos Industriais.

O ciclo de vida tem início na geração dos RSI na fonte. Os consumos e emissões provenientes dos processos de carbonização e peneiramento não foram considerados neste ICV, uma vez que são processos específicos para a geração do material a ser empacotado e vendido. Os RSI não incentivariam a carbonização e peneiramento por si só.

A estocagem é feita por meio de trabalho manual. Como esse tipo de trabalho não emite CO_2 , esta etapa não foi quantificada no ICV. Quando atinge a quantidade desejada, é utilizada uma pá carregadeira para carregamento do caminhão basculante, que irá realizar o transporte dos RSI até a cimenteira. Já na cimenteira, o caminhão basculante realiza o descarregamento dos resíduos que são movimentados por meio de correia transportadora. Por fim, os RSI são queimados no forno rotativo.

As entradas do ciclo de vida são o diesel utilizado pela pá carregadeira e pelos caminhões basculantes em movimento e em ponto-morto. A energia elétrica utilizada pela correia transportadora também é outra entrada contabilizada no ICV. As saídas são os Gases de Efeito Estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O).

No caso dos RSI, não foram calculadas as emissões de CO_2 evitadas em decorrência da disposição em aterros industriais uma vez que este tipo de resíduo não possui matéria orgânica em sua composição.

Já com relação aos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), a Figura 6-5 apresenta o ciclo de vida da utilização de RSU nos fornos de clínquer bem como suas entradas e saídas:

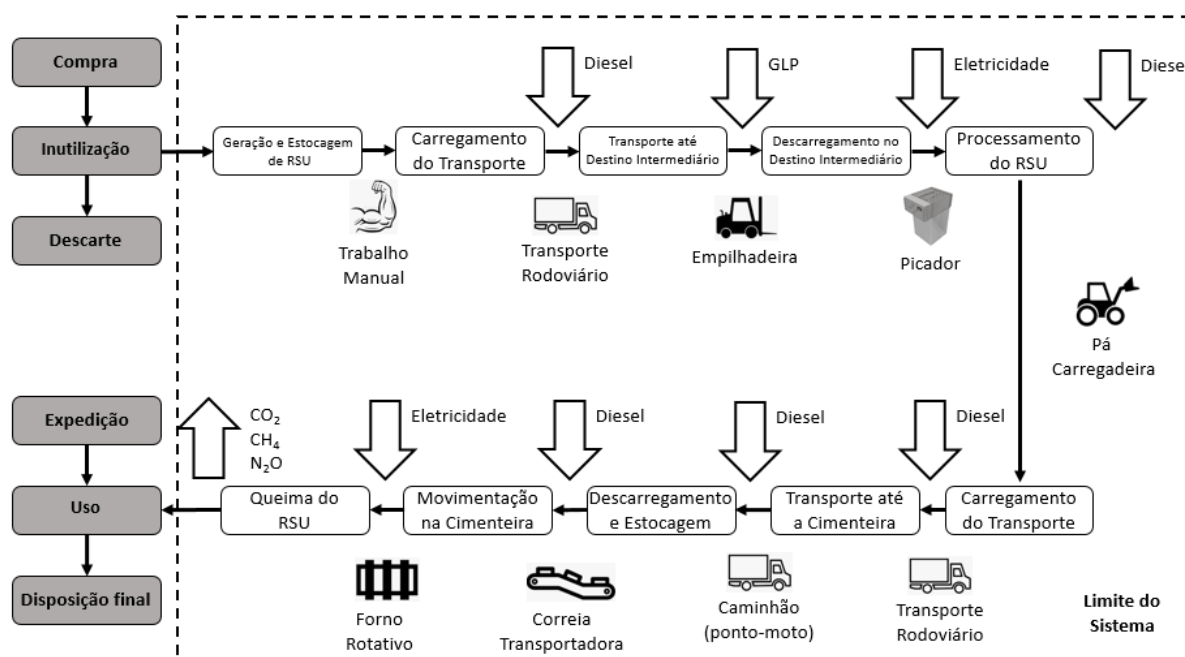


Figura 6-5 – Fluxograma do ciclo de vida dos Resíduos Sólidos Urbanos.

O ciclo de vida tem início na inutilização dos produtos, gerando RSU. Tanto a estocagem como o carregamento dos caminhões basculantes são feitos por meio de trabalho manual, não emitindo CO₂. Os caminhões, então, realizam o transporte dos RSU até o destino intermediário, onde é feito o descarregamento e o empilhamento por meio da utilização de uma empilhadeira. Após essa etapa, os RSU são processados através de um triturador. Após o processamento, é utilizada uma pá carregadeira para carregamento do caminhão basculante que realiza o transporte dos RSU processados até a cimenteira. Na cimenteira, o caminhão basculante realiza o descarregamento dos resíduos processados que são movimentados por meio de correia transportadora. Por fim, os RSU são queimados no forno rotativo.

As entradas do ciclo de vida são o diesel utilizado pela pá carregadeira e pelos caminhões basculantes em movimento e em ponto-morto, o Gás Liquefeito de Petróleo (GLP) usado pela empilhadeira e a energia elétrica utilizada pelo triturador e pela correia transportadora. Já as saídas são os Gases de Efeito Estufa (CO₂, CH₄ e N₂O).

No caso dos RSU, não foram calculadas as emissões de CO₂ evitadas em decorrência da disposição em aterros sanitários uma vez que a fração orgânica não foi objeto desta análise. A tipologia de RSU considerada segue o estipulado pela Política Nacional de Resíduos

Sólidos, devendo ser feita a Logística Reversa. Ao ser devolvido aos fabricantes, os RSU remanescentes são então vendidos e/ou doados para outros fins, como é o caso da queima em fornos rotativos nas cimenteiras.

Por fim, a Figura 6-6 apresenta o ciclo de vida da utilização de Coque de Petróleo nos fornos de clínquer bem como suas entradas e saídas:

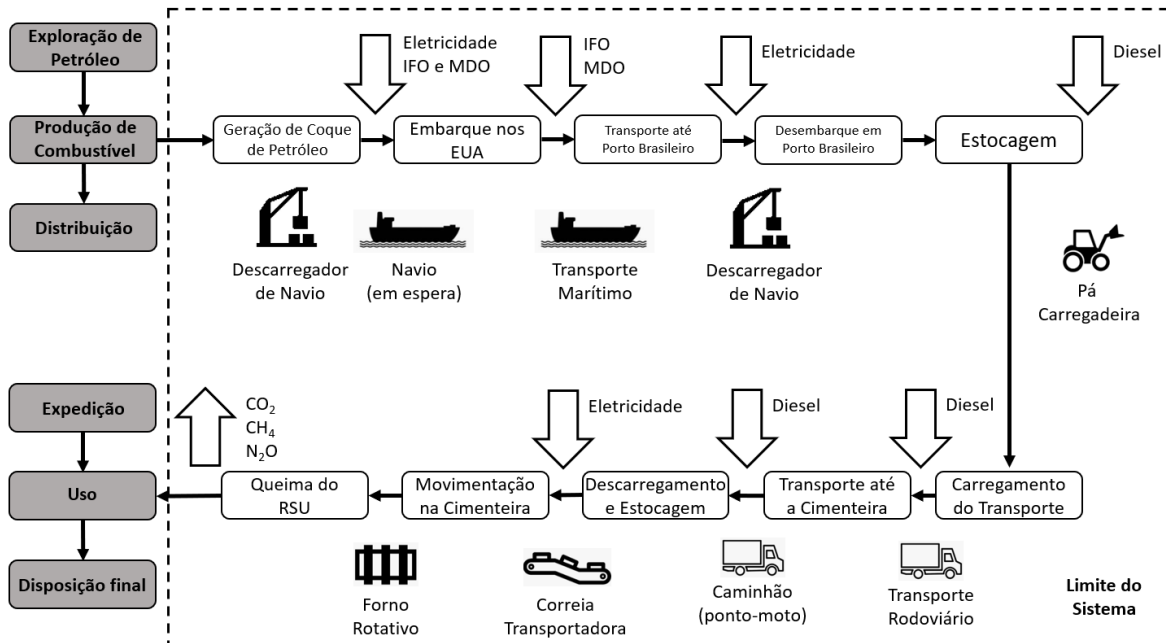


Figura 6-6 – Fluxograma – Cenário Base (coque de petróleo).

O processo tem início na geração do coque de petróleo nos Estados Unidos da América (EUA), uma vez que ele é considerado um resíduo proveniente do processo produtivo de combustíveis, não incentivando a prospecção e exploração de petróleo por si só.

O embarque nos EUA é feito por meio de um carregador de navio. Após essa etapa, o coque de petróleo é transportado por navio até o Porto de Santos, São Paulo. No Porto, ele é desembarcado e estocado através de um descarregador de navio. Por meio de uma pá carregadeira, é feito o carregamento do caminhão basculante que realiza o transporte do coque até a cimenteira. Ao chegar na cimenteira, o caminhão basculante realiza o descarregamento do coque que é movimentado por meio de correia transportadora até os fornos rotativos, onde é feita a queima.

As entradas do ciclo de vida são o *Intermediate Fuel Oil* (IFO) e o *Marine Diesel Oil* (MDO) utilizados pelo navio parado e navegando, o diesel utilizado pela pá carregadeira e pelos caminhões basculantes em movimento e em ponto-morto e a energia elétrica utilizada pelo

carregador/descarregador de navio e pela correia transportadora. Já as saídas são os Gases de Efeito Estufa (CO₂, CH₄ e N₂O).

De acordo com Rodrigues (2013), o IFO é o combustível utilizado para alimentar o motor principal (motor de propulsão). Quando o navio está parado, o motor de propulsão tem consumo baixo de IFO. Já o MDO é o combustível utilizado para alimentar os motores auxiliares responsáveis em manter o sistema de iluminação, de segurança, de radar, entre outros. Tanto o IFO como o MDO emitem CO₂ quando o navio está parado ou navegando. No caso do coque de petróleo, não foram calculadas as emissões de CO₂ evitadas em decorrência da disposição em aterros industriais em decorrência do alto valor de mercado do coque como combustível.

6.2.2. Análise Comparativa

Para a melhor compreensão e discussão dos resultados, é necessário ter conhecimento das informações de quantidade, distância média entre fornecedores e cimenteira, PCI, entre outros. Desta forma, as Tabelas 6-1 e 6-2 compilam os dados necessários para entendimento dos resultados:

Tabela 6-1 Valores absolutos dos resíduos propostos no ano de 2020.

	Coque de Petróleo	RSU	RSI	RSA
Quantidade (t/ano)	60.704,93	7.350,00	16.500,00	22.500,00
Distância média entre fornecedores e cimenteira (km/ano)	1.112,00	436,00	482,67	155,00
PCI (kcal/kg)	6.800,00	7.000,00	3.296,00	3.159,00
Calor gerado (Gcal/ano)	412.793,52	51.450,00	54.384,00	71.077,50
Consumo de diesel (L/ano)	772.218,70	17.851,05	178.506,11	303.189,14
Consumo de eletricidade (kWh/ano)	157.023,42	1.844.262,00	15.180,00	20.700,00
Emissões de CO ₂ (t/ano)	164.520,09	20.514,31	22.376,13	33.611,12
Emissões de CH ₄ (t/ano)	1.613,94	37,31	373,08	633,67
Emissões de N ₂ O (g/ano)	81.082,96	1.874,36	18.743,14	31.834,86

Tabela 6-2 Composição, em toneladas, dos cenários propostos.

	Cenário base (100% coque)	Cenário 1 (70% coque e 30% RSU)	Cenário 2 (70% coque e 30% RSI)	Cenário 3 (70% coque e 30% RSA)	Cenário 4 (70% Coque e 30% RS)
Quantidade de coque de petróleo (t)	60.704,93	24.500,00	55.000,00	75.000,00	73.500,00
Quantidade de RS (t)	N/A	7.350,00	16.500,00	22.500,00	22.050,00 ¹

¹ O mix, que compreende 30% do cenário 4, é composto por 10% de cada tipo de RS, sendo 7.350,00 t de RSU, 7.350,00 t de RSI e 7.350,00 t de RSA.

As entradas e saídas dos ciclos de vida analisados, calculadas através das equações do Anexo II durante a construção do ICV, são apresentadas na Tabela 6-3. As entradas e saídas são estimadas com relação à unidade funcional adotada (1 Gcal gerada).

Tabela 6-3 Balanço de entradas e saídas na geração de 1 Gcal em cada tipo de resíduo.

	Coque de Petróleo	RSU	RSI	RSA
Entradas				
Eletricidade (kWh)	0,38	35,85	0,28	0,29
Diesel (L)	1,87	0,35	3,28	4,27
GLP (kg)	N/A	0,01	N/A	N/A
IFO (kg)	1,37	N/A	N/A	N/A
MDO (kg)	0,04	N/A	N/A	N/A
Saídas				
CO ₂ (kg)	398,55	398,72	411,45	472,88
CH ₄ (kg)	3,91	0,73	6,86	8,92
N ₂ O (g)	0,20	0,04	0,34	0,45
CO ₂ -eq evitado na disposição em aterro (kg)	N/A	N/A	N/A	- 470,96

Com relação ao ciclo de vida do coque de petróleo, destaca-se que o consumo de diesel por Gcal foi o segundo menor dentre os resíduos propostos (1,87 L/Gcal). Isso ocorre em decorrência da unidade funcional adotada no estudo. A elevada quantidade de coque de petróleo (60.704,93 t) e seu alto PCI (6.800,00 kcal/kg) resultam na maior geração de calor (412.793,52 Gcal) que acaba por atenuar a relação diesel por Gcal. As entradas de IFO e MDO só são quantificadas no ciclo de vida do coque de petróleo por ser o único processo que contempla o transporte marítimo.

Já o ciclo de vida dos RSU se destaca pelo alto consumo de eletricidade (35,85 kWh/Gcal) proveniente da sua trituração para posterior utilização nos fornos de clínquer. É importante destacar que esta entrada não resulta em emissão de CH₄ e N₂O, mas apenas de CO₂, fator este que justifica a baixa emissão desses GEE quando comparados com os demais resíduos. O baixo consumo de diesel (0,35 L/Gcal) decorre da baixa quantidade de RSU e, por conseguinte, do menor número de viagens para transporte dos resíduos até a cimenteira. Por fim, a entrada de GLP só é quantificada no ciclo de vida dos RSU por ser o único processo que contempla a utilização de empilhadeiras.

Por sua vez, os ciclos de vida dos RSI e dos RSA apresentaram os maiores consumos de diesel por Gcal (3,28 L e 4,27 L, respectivamente). Embora ambos resíduos possuam PCI similares, é importante destacar que são situações divergentes. No caso dos RSI, têm-se a segunda maior distância média entre fornecedores e cimenteira. Já os RSA, embora tenham as menores distâncias médias entre fornecedores e cimenteira, possuem em seu processo a utilização de pá carregadeira em duas etapas (estocagem na fonte e carregamento do transporte). Isso faz com que o consumo de diesel por Gcal aumente, justificando seu maior valor absoluto.

Com relação às saídas, novamente deve-se pontuar a geração de calor de cada material. Embora o coque de petróleo emita aproximadamente cinco vezes mais CO₂ do que os demais resíduos (164.520,09 t/ano), observa-se que ele apresentou a menor emissão de CO₂ por Gcal (398,55 kg). Por outro lado, os RSA apresentariam a maior emissão de CO₂ por Gcal (472,88 kg) se não fosse pelas emissões evitadas em decorrência do desvio das 22.500 t de aterros sanitários (- 470,96 kg).

A partir da análise dos ciclos de vida de cada resíduo, foram calculadas as entradas e saídas dos cenários propostos neste estudo, conforme Tabela 6-4:

Tabela 6-4 Balanço de entradas e saídas na geração de 1 Gcal em cada cenário.

	Cenário base (100% coque)	Cenário 1 (70% coque e 30% RSU)	Cenário 2 (70% coque e 30% RSI)	Cenário 3 (70% coque e 30% RSA)	Cenário 4 (70% Coque e 30% RS)
Entradas					
Eletricidade (kWh)	0,38	11,02	0,35	0,35	3,91
Diesel (L)	1,87	1,41	2,29	2,59	2,10
GLP (kg)	N/A	0,00	N/A	N/A	0,00
IFO (kg)	1,37	0,96	0,96	0,96	0,96
MDO (kg)	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03
Saídas					
CO ₂ (kg)	398,55	398,60	402,42	420,85	407,29
CH ₄ (kg)	3,91	2,95	4,79	5,41	4,39
N ₂ O (g)	0,20	0,15	0,24	0,27	0,22
CO ₂ -eq evitado na disposição em aterro (kg)	N/A	N/A	N/A	- 141,29	- 47,10

A partir das Tabelas 6-1 e 6-2, é possível observar que o Cenário Base (100% de coque de petróleo), subproduto do processo de exploração e refino do petróleo, apresentou os maiores consumos de IFO e MDO (1,37 e 0,04 quilos, respectivamente) uma vez que, dentre os resíduos propostos, o coque de petróleo é o único que é transportado por via marítima, além da terrestre. Já o consumo de diesel por Gcal gerada foi o segundo menor dentre os cenários avaliados (1,87 litros), pois, embora o coque de petróleo tenha o maior consumo total de diesel dentre os resíduos propostos, o seu alto PCI colaborou para a diminuição do consumo de diesel por Gcal gerada. Em termos absolutos, o coque de petróleo tem o maior consumo de diesel associado ao seu transporte e configura o ciclo mais poluente, porém é importante perceber que, caso a análise considerasse o fator de emissão de diesel por tonelada de material (778,51 kgCO₂-eq/t), o impacto é posicionado de forma mais branda.

Por sua vez, o Cenário 1 (70% de coque de petróleo e 30% de RSU) apresentou o maior consumo de energia elétrica por Gcal gerada (11,02 kWh). Isso ocorre em decorrência do alto consumo energético demandado pelo equipamento que processa os RSU. Porém, esse alto consumo de energia elétrica não contribui para as emissões de CH₄ e N₂O, mas apenas

de CO₂. O Cenário 1 também apresentou o menor consumo de diesel por Gcal gerada (1,41 litros) pelo fato da contribuição da relação L/Gcal dos RSU ser baixa em razão da distância entre os fornecedores e cimenteira (segunda menor dentre os demais resíduos), quantidade de RSU movimentada e o número de viagens (menor número de viagens dentre os outros resíduos).

Já o Cenário 2 (70% de coque de petróleo e 30% de RSI) apresentou o segundo maior consumo de diesel por Gcal gerada (2,29 litros). Isso ocorre em decorrência dos RSI possuírem o segundo menor PCI dentre os resíduos propostos, aumentando o valor de diesel consumido por Gcal gerada. O fato da distância entre fornecedores de RSI e cimenteira ser a segunda maior dentre as distâncias avaliadas (fica atrás apenas do coque de petróleo) também favoreceu para o alto consumo de diesel por Gcal gerada.

O Cenário 3 (70% de coque de petróleo e 30% de RSA) foi o Cenário que apresentou o maior consumo de diesel por Gcal gerada (2,59 litros). Este valor se dá em função do consumo de diesel pela pá carregadeira necessária para a estocagem e carregamento do RSA (para os outros resíduos propostos, a pá carregadeira é utilizada apenas em uma etapa dos seus ciclos de vida). Além disso, o PCI baixo do RSA favoreceu para o alto valor de diesel consumido por Gcal gerada, pois foi necessária uma maior quantidade de RSA para alcançar a demanda de calor para o funcionamento dos fornos de clínquer.

Por fim, o Cenário 4 apresentou o segundo maior consumo de eletricidade por Gcal gerada dentre os cenários analisados (3,91 kWh) impulsionada pelo consumo de energia elétrica necessária para processamento do RSU.

Com relação às saídas dos cenários analisados, é possível observar que todos os cenários propostos apresentaram maiores emissões de CO₂ em relação ao Cenário Base. Porém, é importante ressaltar que as emissões de GEE evitadas com relação à utilização de RSA nos fornos rotativos ao invés de encaminhá-los ao aterro sanitário influenciam positivamente no momento de realizar o balanço de emissões. Isso ocorre especialmente nos Cenários 3 e 4. Esse balanço é apresentado no Item 6.3. a seguir.

6.3. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO CICLO DE VIDA

Conforme o Item 5.2.3., a categoria de impacto escolhida para a AICV foi “mudança climática” proveniente do aumento das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera que causa o aquecimento global (Efeito Estufa) do Planeta Terra. Neste caso, a

Terra é o *hotspot* ou área com alto número de espécies humanas e animais que podem vir a ser ameaçadas pela perda de habitat em decorrência do aquecimento global.

Desta forma, a Figura 6-7 apresenta a contribuição total de GEE de cada cenário (kgCO₂-eq/Gcal).

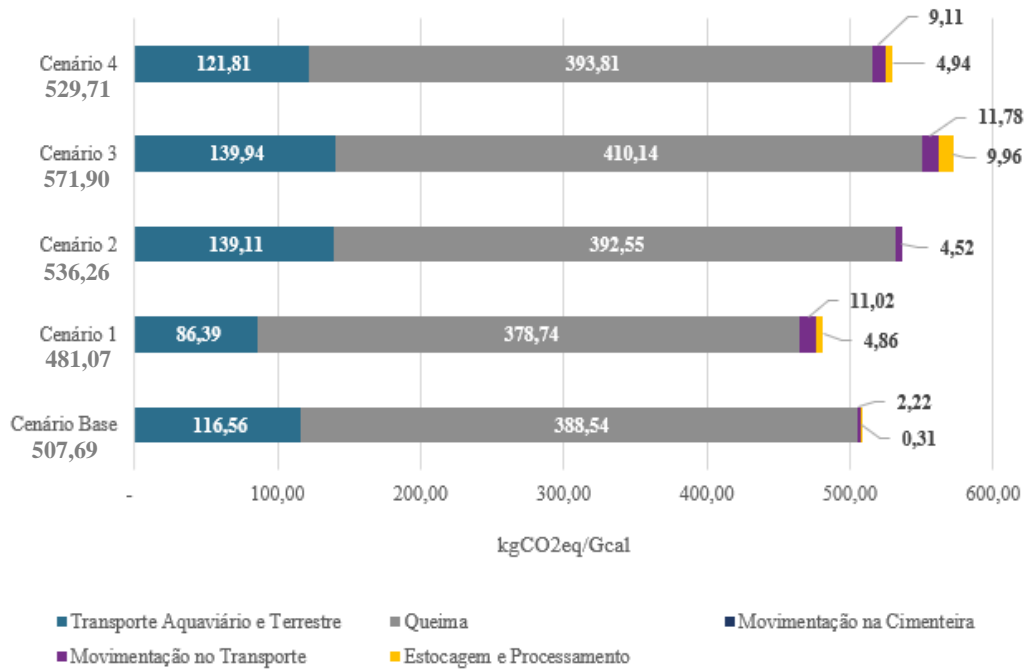


Figura 6-7 – Contribuição de GEE em cada cenário.

É possível observar que os Cenários 2, 3 e 4 emitem mais GEE do que o Cenário Base (utilização de 100% de coque de petróleo). Porém, é importante analisar o balanço entre a quantidade de CO₂ equivalente emitida e as emissões evitadas dos Cenários 3 e 4, conforme a Figura 6-8.

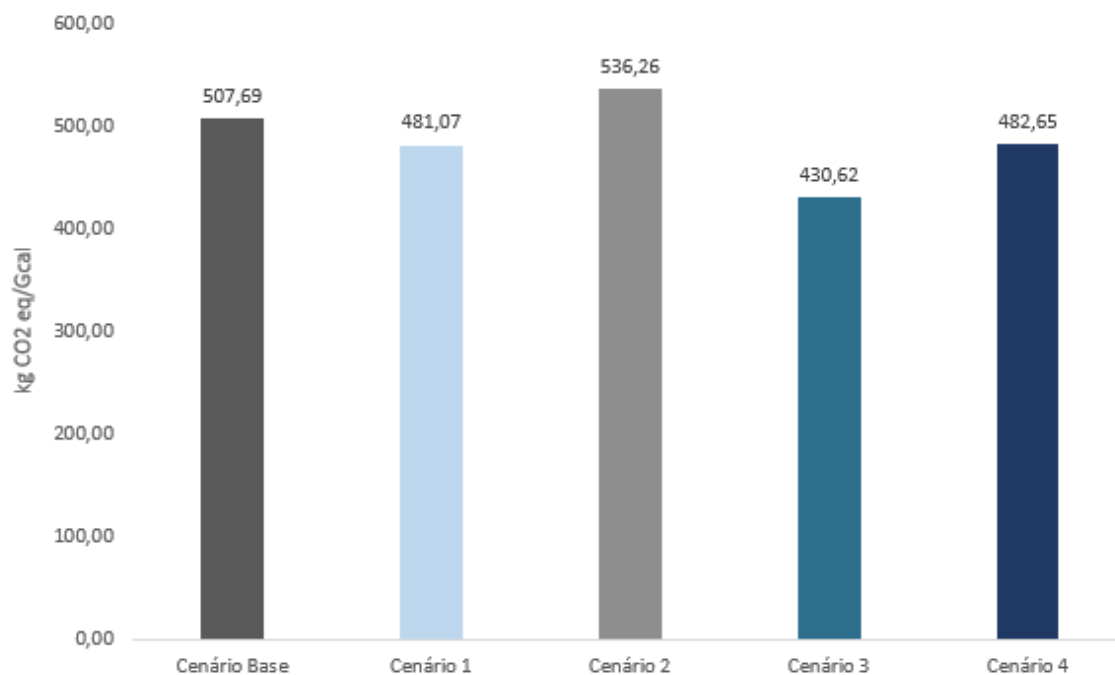


Figura 6-8 – Balanço de GEE em cada cenário.

A Tabela 6-5 apresenta o potencial de mitigação de emissões entre os cenários propostos e o Cenário Base:

Tabela 6-5 Potencial de mitigação de emissões

	Emissões (kg CO ₂ -eq)	Diferença (kg CO ₂ -eq)	Varição Percentual
Cenário Base	507,69	-	-
Cenário 1 (coque e RSU)	481,07	- 26,62	- 5,24%
Cenário 2 (coque e RSI)	536,26	+ 28,57	+ 5,63%
Cenário 3 (coque e RSA)	430,62	- 77,07	- 15,18%
Cenário 4 (coque e RS)	482,65	- 25,04	- 4,93%

Após considerar o balanço das emissões, observa-se que o Cenário 2 (70% de coque de petróleo e 30% de RSI) é o pior cenário dentre os cenários analisados. Quando comparado com os outros RS, os RSI são os resíduos cujos fornecedores estão mais distantes da cimenteira, excetuando o coque de petróleo, consumindo mais diesel no transporte dos resíduos. O Cenário 2 ficou abaixo apenas do Cenário 3 com relação às emissões de GEE provenientes do transporte já que as quantidades de RSA transportadas são as maiores, excetuando o coque de petróleo, conforme Tabelas 6-1 e 6-2. O baixo PCI dos RSI também colaborou para o aumento das emissões de GEE, já que é necessária a queima de uma maior quantidade de RSI para se alcançar o calor necessário para os fornos de clínquer.

Consequentemente, são necessários mais insumos ao longo de todo o ciclo de vida dos RSI (estocagem, carregamento/descarregamento, transporte, movimentação e queima).

Não foram consideradas emissões de CO₂ evitadas para o Cenário 2, uma vez que a destinação final alternativa para os RSI é a sua reinjeção nos fornos que os geraram, pois esta é uma destinação mais viável do que o encaminhamento para aterro industrial. No caso do coque de petróleo, embora seja um subproduto do processo de refino do petróleo, seu alto valor econômico faz com que a sua venda seja a primeira opção de destinação. Neste trabalho não foram consideradas as emissões diretas dos processos de reinjeção dos RSI nos fornos e nem do tratamento/destinação alternativa do coque de petróleo e dos RSI, sendo esta uma das fontes de incertezas do Cenário 2.

O segundo pior cenário avaliado, após o balanço das emissões evitadas, é o Cenário Base (100% de coque de petróleo), conforme observado na Figura 6-8. Conforme as Tabelas 6-1 e 6-2, embora o coque de petróleo seja o material com a maior distância entre fornecedor e cimenteira (EUA até Sobradinho), as emissões de GEE provenientes do transporte foram as segundas menores, ficando atrás apenas do Cenário 1. Isso se deve ao seu alto PCI somado à grande quantidade de coque de petróleo que colaborou para a diminuição do consumo de diesel por Gcal gerada, tendo em vista que ele ainda representa o combustível mais consumido nos fornos de clínquer (70% de acordo com VC, 2020). Além disso, as emissões de GEE provenientes do IFO e MDO são pouco representativas, pouco influenciando nos valores de transporte do coque.

Por sua vez, o Cenário 4 (70% de coque de petróleo e 30% de RS) teve melhor avaliação do que os Cenários Base e 2. Porém, mesmo com parte de emissões evitadas, ainda não foi o melhor cenário avaliado. É importante destacar que o Cenário 4 possui emissões de GEE semelhantes do Cenário 2, porém o Cenário 4 mostra-se mais vantajoso, sob a ótica de desempenho ambiental, em decorrência das emissões evitadas. Os baixos PCI dos RSA e dos RSI foram fatores que influenciaram as emissões de GEE já que é necessária a queima de maiores quantidades desses resíduos com o objetivo de se obter o calor necessário para o funcionamento dos fornos de clínquer (Tabelas 6-1 e 6-2). Esse aumento na queima, somado com o aumento das emissões provenientes das outras etapas dos ciclos de vida dos RS em decorrência da necessidade de uma maior quantidade, acaba emitindo mais GEE na atmosfera.

No Cenário 4, foram consideradas as emissões de CO₂ evitadas apenas dos RSA já que a destinação final alternativa é o transporte para aterro sanitário. Por sua vez, os RSI são

reinjetados nos fornos como combustível e o coque de petróleo não é destinado para aterro industrial em decorrência do seu alto valor econômico. Também não foram consideradas as emissões evitadas dos RSU porque, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a fração não-orgânica deve retornar para os fabricantes que fazem a Logística Reversa por meio da venda/doação para outros fins como a queima nos fornos de clínquer. As incertezas deste Cenário são acerca da não consideração das emissões diretas dos processos de reinjeção dos RSI nos fornos, do tratamento/destinação alternativa do coque de petróleo, dos RSI e dos RSU, além das emissões provenientes do material lixiviado dos RSA.

Já o Cenário 1 (70% de coque de petróleo e 30% de RSU) foi o segundo cenário mais bem avaliado. Os fatores que contribuíram para este resultado foram o alto PCI da fração não-orgânica dos RSU (menor quantidade necessária para queima), além da pouca distância entre fornecedores de RSU e cimenteira. Nesse Cenário, não foram consideradas as emissões de CO₂ evitadas do coque de petróleo (alto valor econômico) e dos RSU (necessidade de Logística Reversa de acordo com a PNRS). Desta forma, a incerteza do Cenário 1 é a não consideração das emissões diretas do tratamento/destinação alternativa do coque de petróleo e dos RSU, o que poderia mostrar mais benefícios desse cenário.

Por fim, o Cenário 3 (70% de coque de petróleo e 30% de RSA) mostrou-se o melhor cenário avaliado com relação às emissões de GEE. O fato desse Cenário possuir o maior valor de emissões de CO₂-eq evitadas dentre os outros cenários foi decisivo para chegar ao melhor balanço de emissões. Essas emissões evitadas são em decorrência das emissões de GEE que ocorreriam caso os RSA fossem destinados para um aterro sanitário. Ao serem destinados para um aterro, os RSA emitiriam GEE decorrentes do carregamento dos caminhões, do transporte e, principalmente, pela decomposição da matéria orgânica (emissão de CH₄). Desta forma, essas emissões que ocorreriam com a destinação para aterro sanitário devem ser “descontadas” das emissões provenientes do coprocessamento, chegando ao balanço estimado de emissões. Porém, mesmo assim, não foram consideradas as emissões evitadas relacionadas ao material lixiviado proveniente dos RSA. Também não foram consideradas as emissões evitadas do tratamento/destinação alternativa do coque de petróleo, sendo as incertezas do Cenário 3. Esse cenário poderia ter tido um desempenho ambiental maior se as incertezas citadas tivessem sido minimizadas. É importante ressaltar que a queima de RSA emita mais GEE na atmosfera do que sua decomposição em aterro sanitário. Porém, deve-se considerar não apenas as emissões de GEE, mas também outros cobenefícios do

coprocessamento dos RSA como o aumento da vida útil dos aterros sanitários e a preservação de habitats.

É possível observar que os Cenários 1 e 4 apresentam reduções de emissões de CO₂-eq na casa de 5%. Por outro lado, o Cenário 2 apresentou aumento de emissões de cerca de 5,6%. Por sua vez, o Cenário 3 apresentou a maior porcentagem de redução de emissões (15,18%), sendo o melhor cenário para alimentação dos fornos rotativos da cimenteira.

Conforme Figura 6-7, verificou-se que a queima nos fornos de clínquer representa a maior parte das emissões de GEE. Isso se deve à quantidade elevada de resíduos analisados neste estudo.

Além da queima, o transporte foi a segunda maior parte das emissões em decorrência das grandes distâncias entre os fornecedores e a cimenteira e, principalmente, pela escolha do modal de transporte. O modal de transporte predominante nos ciclos de vida dos resíduos analisados é o terrestre, consumidor de quantidades elevadas de combustíveis fósseis. Desta forma, é necessário o investimento em novas formas de transporte além do rodoviário como, por exemplo, o aquaviário e o ferroviário que possuem menor contribuição de GEE em termos operacionais, não considerando a capacidade de carga desses modais. Para a escolha do melhor modal, estudos mais aprofundados devem considerar além da capacidade de carga, a eficiência do consumo de combustíveis e a emissão de poluentes.

Com relação aos resultados referentes à categoria de impacto “mudança climática”, abordagem *endpoint*, é possível observá-los na Tabela 6-6:

Tabela 6-6 Resultados da AICV (endpoint).

Área de Proteção	Cenário Base	Cenário 1 (coque e RSU)	Cenário 2 (coque e RSI)	Cenário 3 (coque e RSA)	Cenário 4 (coque e RS)
Saúde Humana	4,71136E-04	4,46433E-04	4,97649E-04	3,99615E-04	4,47899E-04
Ecosistemas Terrestres	1,42153E-06	1,347E-06	1,50153E-06	1,20574E-06	1,35142E-06
Ecosistemas Aquáticos	3,88383E-11	3,68019E-11	4,10239E-11	3,29424E-11	3,69227E-11

Os resultados mostram que o Cenário 3 (70% de coque de petróleo e 30% de RSA) é a melhor opção para a alimentação dos fornos de clínquer, além de ser o cenário com os menores impactos ambientais para a saúde humana e para os ecossistemas terrestres e aquáticos.

Além disso, também observa-se que os Cenários 1, 3 e 4 são melhores, em termos de impactos nas áreas de proteção analisadas, em relação ao Cenário Base (100% de coque de petróleo) e ao Cenário 2 (70% de coque de petróleo e 30% de RSI), sendo este último a que apresentou os piores resultados.

É importante destacar os cenários propostos neste estudo possuem cobenefícios além do reaproveitamento de RS como matéria-prima, como, por exemplo, o aumento da vida útil de aterros sanitários e industriais uma vez que são destinadas menores quantidades de RS, exigindo menores áreas úteis para construção de novos aterros e, conseqüentemente, preservação de habitats. Outro cobenefício é a preservação dos solos, do lençol freático e de corpos hídricos em caso de destinação irregular dos RS, de projetos mal desenvolvidos de aterros sanitários e industriais, acidentes durante o transporte desses resíduos e em decorrência do material lixiviado dos RS. O incentivo à Logística Reversa também é outro cobenefício dos cenários propostos, já que o coprocessamento se torna mais uma opção para os fabricantes destinarem os resíduos devolvidos pelos consumidores.

Por outro lado, o Efeito de Transbordamento (*Spillover*) dos cenários propostos pode ser o aumento das emissões de GEE em decorrência da necessidade maior de queima de RS para atingir o calor mínimo dos fornos de clínquer; o desabastecimento de RS para outros fins, fazendo com que os empreendedores busquem materiais substitutos que contribuem para a emissão de poluentes em decorrência dos seus processos produtivos e de transporte; além de prejudicar a cogeração de energia elétrica e a agricultura por desvio de matéria-prima.

Já as incertezas dos cenários propostos são as especificações dos filtros utilizados na produção de cimento, bem como as adequações realizadas para dosagem de RS nos fornos (sistemas de alimentação), visando zelar pelo segredo industrial. Outras incertezas são os gases emitidos que não são escopo dessa análise (não GEE) e os gases emitidos por processos fora do limite de sistema definido. Os gases não escopo desse estudo foram SO_x, NH₃, COV, entre outros, conforme abordado por Pato, 2015.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo analisar o desempenho ambiental da cimenteira de Sobradinho, Distrito Federal, através do potencial de mitigação das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) baseado na utilização de combustíveis alternativos, mais especificamente no coprocessamento de Resíduos Sólidos (RS) no processo produtivo do cimento.

A metodologia aplicada foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para comparar os cenários propostos com soluções para diminuir a quantidade de GEE emitidos para a atmosfera através da utilização de RS como combustível alternativo para os fornos de clínquer. Também foram estimados os impactos de cada cenário na geração de calor nos fornos rotativos. Os cenários consideraram a disponibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Resíduos Sólidos Industriais (RSI) e Resíduos Sólidos Agrossilvopastoris (RSA) na região, a distância percorrida pelos fornecedores destes RS até a cimenteira, o Poder Calorífico Inferior (PCI) dos RS utilizados no coprocessamento e as quantidades de RS obtidas. É importante ressaltar que a escala temporal adotada nesse estudo foi o ano de 2020, ano em que a Pandemia de COVID-19 teve seu pico e impactou a disponibilidade de resíduos para o coprocessamento.

Foram propostos 4 (quatro) cenários alternativos de utilização de RS nos fornos de clínquer, além do Cenário-Base que consistiu na utilização de 100% de coque de petróleo, realidade da maior das fábricas de cimento do país. Os cenários propostos foram: utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de RSU (Cenário 1); utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de RSI (Cenário 2); 70% de coque de petróleo e 30% de RSA (Cenário 3); e 70% de coque de petróleo e 30% de RS (Cenário 4). As proporções em peso (t) se encontram na Tabela 6-2.

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) mostrou que os Cenários 1 e 4 obtiveram consumo energético maior que o Cenário Base em decorrência do consumo necessário para o processamento dos RSU. O ICV também apontou que os Cenários 2, 3 e 4 requerem consumo de combustível fóssil (diesel) maior que o Cenário Base. Em função disso, constatou-se que as emissões totais de GEE de todos os 4 (quatro) cenários propostos são maiores que as emissões do Cenário Base.

Por outro lado, na Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV), ao realizar o balanço entre as emissões provenientes de cada cenário e as emissões evitadas com a utilização de RS nos fornos de clínquer, a maioria dos cenários propostos (Cenários 1, 3 e 4) se mostraram

como opções melhores que o Cenário Base, proporcionando reduções de cerca de 5% (Cenário 4) até aproximadamente 15% (Cenário 3) nas emissões de gases causadores do aquecimento global.

O balanço de emissões realizado também apontou que o Cenário 2 apresentou aumento nas emissões de aproximadamente 5% quando comparado com o Cenário Base.

Na construção do ICV, foi possível observar que a etapa da utilização de RS nos fornos de clínquer que mais contribui para as emissões de GEE é a queima dos resíduos. Isso se deve à quantidade elevada de resíduos necessária para a geração de calor nos fornos rotativos. Além da queima, o transporte foi a segunda maior parte das emissões em decorrência das grandes distâncias entre os fornecedores e a cimenteira e, principalmente, pela escolha do modal de transporte. O modal de transporte predominante nos ciclos de vida dos resíduos analisados é o terrestre, consumidor de quantidades elevadas de combustíveis fósseis.

Quanto aos cobenefícios dos cenários propostos, identificou-se que todos os cenários possuem cobenefícios sendo os mais comuns o aumento da vida útil dos aterros, a preservação dos solos e dos corpos hídricos e reaproveitamento de resíduos.

Já com relação ao Efeito de Transbordamento (*spillover*), os efeitos mais abrangidos pelos cenários propostos foram o aumento das emissões de GEE em decorrência da necessidade de maior de queima de RS para atingir ao calor mínimo dos fornos de clínquer e o desabastecimento dos resíduos propostos para outras atividades.

Por fim, por meio da AICV, concluiu-se que, dentre os cenários analisados, o Cenário 3, correspondente à utilização de 70% de coque de petróleo e 30% de RSA, é a melhor alternativa para a geração de calor nos fornos de clínquer tanto do ponto de vista de emissões de GEE como da minimização dos impactos na saúde humana e nos ecossistemas terrestres e aquáticos, tendo em vista as emissões evitadas em caso de destinação em aterro sanitário. O cenário pode ter um desempenho ainda melhor se novas variáveis forem incorporadas às análises, como modais de transportes mais adequados, tecnologia mais recente e matriz energética mais limpa.

É importante pontuar que existem distintas perspectivas para se analisar o coprocessamento. Sob a ótica da indústria cimenteira, trata-se de uma ação comercial que resulta na redução do custo/Gcal para produção do cimento. Além disso, ele se consolida como uma importante ferramenta para atingimento de metas de emissões. Já as emissões de CO₂ evitadas resultam em um bom posicionamento perante à sociedade.

Em relação ao mercado de resíduos, o coprocessamento configura uma alternativa para indústrias adjacentes, que precisam solucionar e gerenciar seus resíduos. A respeito da complexa problemática que envolve os RS, o desvio desses materiais dos aterros sanitários poupa a demanda por área e por conseguinte, representa o aumento da vida útil deles.

Dessa forma, conclui-se que não existe uma única e simples solução para os problemas relativos à emissão de GEE. Trata-se de questões que compreendem o gerenciamento de resíduos, as esferas sociais, econômicas, processos produtivos e muitos outros fatores, cuja solução compreende ações integradas para otimização de processos, desempenho ambiental e aceitabilidade social.

Este estudo não pretende esgotar o tema, incentivando o desenvolvimento de pesquisas futuras que agreguem variáveis não consideradas pela autora. Como sugestão, propõe-se a abordagem da descarbonização do consumo energético da cimenteira em termos operacionais, bem como a comparação de tecnologias adotadas por cimenteiras de outros países.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCP, ASSOCIAÇÃO DE CIMENTOS PORTLAND. **Panorama do Coprocessamento**. 2020. Disponível em: <https://coprocessamento.org.br/wp-content/uploads/2020/12/Panorama_coprocessamento_2020_v3_Base_2019.pdf>.

ABCP, ASSOCIAÇÃO DE CIMENTOS PORTLAND. **Relatório de Sustentabilidade**. 2019. Disponível em: <https://www.cimentoapodi.com.br/wp-content/uploads/2020/07/Relato%CC%81rio-de-Sustentabilidade_Base-2019_Cimento_Apodi_Brasil.pdf>.

ABCP, ASSOCIAÇÃO DE CIMENTOS PORTLAND. **Perfil dos combustíveis alternativos utilizados pela indústria brasileira**. 2016. Disponível em: <https://coprocessamento.org.br/wp-content/uploads/2019/11/Roadmap_Tecnologico_Cimento_Brasil_Book-1.pdf>.

ABILITY EQUIPAMENTOS. **Shredder Modelo SH1000-2E/100VC**, 2021. Disponível em: <<https://www.ability.ind.br/>>.

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 16697 – Cimento Portland – Requisitos**, 2018.

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040 – Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**, 2014.

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040 – Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**, 2009.

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004 – Resíduos sólidos - Classificação**, 2004.

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13896 – Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação**, 1997.

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 8419 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento**, 1996.

ALVARENGA, R. A. F. D.; DA SILVA JÚNIOR, V. P.; & SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 25-32, 2012.

AMORIM, B.N. **Emissão de Gases em Propriedade Sunícola**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

AVALÁ, P. C.; KIRCHHOFF, V. W. J. F.; PAVÃO, H. G. Produção de Metano em Regiões de Queimada e Áreas Alagadas. **Revista Biotecnologia**, ano 2, n. 7, 1999.

- BAIRD, C. **Química Ambiental**. Porto Alegre (PA): Ed. Bookman, ed. 2, 2002.
- BARBOSA, A. F. Conceitos e aplicações de Análise do Ciclo de Vida (ACV) no Brasil. **Revista Gerenciais**, v. 7, n. 1, p. 39-44, 2008.
- BARROS, R. T. V. **Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos**. Belo Horizonte (BH): Ed. Tessitura, 1. ed. 2012.
- BATTAGIN, A. Ações da indústria de cimento em direção da sustentabilidade – Aspectos ambientais. **Seminário COPEL de sustentabilidade**, 2010.
- BOGUE, R. H. The Chemistry of Portland Cement. **Reinhold Publishing Corporation**, 1955.
- BRASIL. **Fatores de emissão da margem de operação pelo método da análise de despacho**. Ministério da Ciência, Brasília, 2021.
- BRASIL. **Plano Nacional de resíduos sólidos**, 2012. Disponível em: <https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf>.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental Departamento de Mudanças Climáticas Gerência de Qualidade do Ar. p. 114, 2011.
- BRASIL. **Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>.
- BRITO, O.; ALVES, F. Coprocessamento não pode ser usado indistintamente. **Saneamento Ambiental**, n. 33, p. 14-20, 1995.
- BRUJIN, H. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISSO Standards. **Kluwer Academic Publishers**, v. 7, 675 p. 2004.
- BUWAL, BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT. **Entsorgung von Abfällen in Zementwerken**, 1998.
- CARPIO, R. C. **Otimização no Co-processamento de Resíduos na Indústria do Cimento Envolvendo Custos, Qualidade, e Impacto Ambiental**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Itajubá, 2005.
- BUYLE, M.; BRAET, J.; AUDENAERT, A. **Life cycle assessment in the construction sector: A review**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 26, p.379-388, 2013.
- CARVALHO, M. B. M. **Impactos e Conflitos da Produção de Cimento no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, 2008.

CAVALETT, O.; CHAGAS, M. F.; SEABRA, J. E.; BONOMI, A. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using diferente LCIA methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, n. 18(3), p. 647-658, 2013.

CEMBUREAU. **Market opportunities for use of alternative fuels in cement plants across de UE.** 2016. Disponível em: <https://cembureau.eu/media/1231/ecofysreport_wastetoenergy_2016-07-08.pdf>.

CLIFT, R.; DOIG, A.; FINNVEDEN, G. The Application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management: Part 1 – Methodology. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 78, n. 4, p. 279–287, 2000.

COELHO, F. Z. **Avaliação do Ciclo de Vida Cradle-to-Gate de Traços de Concretos Autoadensáveis com Incorporação de Resíduos e Subprodutos Industriais.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, 2016.

CLIMATEWATCH. **Historical GHG Emissions.** 2018. Disponível em: <https://www.climatewatchdata.org/ghgemissions?breakBy=sector&end_year=2018&gases=all-ghg&source=CAIT&start_year=1990>.

COLTRO, L. **Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão.** Campinas: CETEA/ITAL, 2007.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA/MMA nº 499, de 06 de outubro.** 2020. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-conama/mma-n-499-de-6-de-outubro-de-2020-281790575>>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 313, de 29 de outubro.** 2002. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=335>>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro.** 1986. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>.

CONTI, J. B. Considerações Sobre as Mudanças Climáticas Globais. **Revista do Departamento de Geografia**, 2005.

COSTA, W. S. **Avaliação da Viabilidade Técnica de Coprocessamento de Resíduos Sólidos de Curtumes Contaminados com Cromo em Fornos de Cimenteira.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, 2009.

CSI, CEMENT SUSTAINABILITY INITIATIVE. **CO₂ and Energy Accounting and Reporting Standard for the Cement Industry,** 2011. Disponível em: <<http://docs.wbcsd.org/2011/05/CSI-CO2-Protocol.pdf>>.

CUMBY, T. R.; HOBBS, P. J.; MISSELBROOK, T. H. Production and Emission of Odours and Gases from Ageing Pig Waste. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 72, n. 3, p. 291-298, 1997.

CUNHA, L. E. O. **Estudo de Plano de Fogo para Otimização dos Custos de Transporte e Britagem**. Projeto de Graduação, Universidade Federal de Juiz de Fora, 2013.

CUNHA, V.; FILHO, J. V. C. Gerenciamento da Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos: Estruturação e Aplicação de Modelo Não-linear de Programação por Metas. **Gestão e Produção**, v. 9, n. 2, p. 143-161, 2002.

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: a review of the methodology and its application to sustainability. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v.2, n. 3, p. 273-277, 2013.

DALCIN, G. **Quantificação e Análise das Emissões de Gases de Efeito Estufa em Processos da Cadeia Avícola**. Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale do Taquari, 2018.

DE SCHRYVER, A. M. **Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment based on Damages to Humans and Ecosystems**. Environmental Science and Technology, n. 43 (6), p. 1689-1695, 2009.

EC-JRC, JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. **ILCD Handbook – International Reference Life Cycle Data System**, 2010.

EGGLESTON, H.; BUENDIA, L.; MIWA, K. **IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories volume 2: energy. Chapter 3: mobile combustion**, 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>>.

EPA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Study of exhaust emissions from idling heavy-duty diesel trucks and commercially available idle-reducing devices**, 2002. Disponível em: < <http://www.eia.gov/coal/production/quarterly/>>.

EPA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; SETAC, SCIENCE APPLICATIONS INTERNATIONAL CORPORATION. **Life Cycle Assessment: principles and practice**, 2006. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&count=10000&dirEntryId=155087&searchall=&showcriteria=2&simplesearch=0&timstype=>>.

ERHARD, V. H. S.; SCHEUER, A. Burning technology and thermal economy. **International Congress of Association of German Cement Works**, n. 4, p. 278-295, 1993.

FERREIRA, C. S. **Desenvolvimento do processo de obtenção de filme polímero a partir da cinza da casca do arroz**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

FLORINDO, T. J.; MEDEIROS, G. I. B.; RUVIARO, C. F.; COSTA, J. S. Avaliação do impacto do ciclo de vida: uma discussão metodológica. **Natureza on line**, n. 13 (5), p. 211-219, 2015.

FONSECA, J. C. L. **Manual para gerenciamento de resíduos perigosos**. São Paulo (SP): Ed. Cultura Acadêmica, 2009.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; ZELM, R.. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. **First edition. Report I: Characterisation. Ruimte en Milieu Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer**, 2009.

GONÇALVES, V. K. **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo e a suinocultura no oeste catarinense: análise da implementação do Programa 3S da Sadia no Município de Concórdia/SC**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

GUERREIRO, A. Q. **Avaliação do Ciclo de Vida dos Cimentos de Produção mais Significativa no Brasil**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014.

GUIMARÃES, A. G. **Coprocessamento de Resíduos Perigosos em uma Indústria Cimenteira no Brasil: a Percepção dos Trabalhadores e Aspectos de Saúde Ocupacional**. Dissertação de Mestrado, Universidade Aberta, 2015.

GUINÉE, J. B. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. **Kluwer Academic Publishers**, 2002.

HALBERSTADT, K. F.; SILVA, V. A.; SANTOS, M. B.; SCHERER, F. L.; CARPES, A. M.; OLIVEIRA, M. C. F. Práticas Sustentáveis na Destinação dos Resíduos resultantes da Cadeia Produtiva do Arroz. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 298-312, 2015.

HENDRIKS, C. F.; PIETERSEN, H. S.; FRAAY, A. L. A. Application of recycled aggregates in concrete: experiences from the Netherlands. **International Symposium on Sustainable Development of the Cement and Concrete Industry**, 1998.

HISCHIER, R.; WEIDEMA, B.; ALTHAUS, H.-J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; FRISCHKNECHT, R.; HELLWEG, S.; HUMBERT, S.; JUNGBLUTH, N.; KÖLLNER, T.; LOERINCIK, Y.; MARGNI, M.; NEMECEK, T. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. **Ecoinvent Report**, n. 3, v. 2.2, 2010.

HUNKELER, D.; LICHTENVORT, K.; REBITZER, G. Environmental Life Cycle Costing. **Brussels: Society of Environmental, Toxicology and Chemistry**, p. 232, 2008.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, 2010. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1241>>.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, 2005. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/2331>>.

IMO, INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION. **Second IMO GHG**, Londres, 2009.

INÁCIO, R. M. **Panorama da Utilização de Resíduos do Beneficiamento do Arroz para a Geração de Energia no Brasil e Formas de Aplicação**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change Synthesis Report**, 2021. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>>.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, vol. 25, n. 71, p. 135-158, 2011.

JUNGES, A. L.; SANTOS, V. Y.; MASSONI, N. T. Efeito Estufa e Aquecimento Global: Uma Abordagem Conceitual a partir da Física para Educação Básica. **Experiências em Ensino de Ciências**, v. 13, n. 5, 2018.

KARSTENSEN, K. H. **Formação e Emissão de POPs pela Indústria de Cimento**. São Paulo (SP): Ed. RiMa, 2010.

LEITE, P. R. **Logística reversa: meio ambiente e competitividade**. São Paulo (SP): Ed. Pearson Prentice Hall, 2. ed. 2009.

LIEBL, P.; GERGER, W. Nutzen und Grenzen beim Einsatz von Sekundärstoffen. **Zement-Kalk-Gips**, p. 632-638, 1993.

LIMA, M. A.; CABRAL, O. M. R.; GONZALES, J. D. **Mudanças Climáticas Globais e a Agropecuária Brasileira**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2001.

LIMA, A. M.; CALDEIRA-PIRES, A.; KIPERSTOK, A. **Evolução dos trabalhos de avaliação do ciclo de vida nas instituições acadêmicas brasileiras**. Conferência Internacional Ciclo de Vida, 2007.

LINS, V. F. C.; CASTRO, M. M. R.; LARA, A. A.; CURY, C. S. R. **Seleção de resíduos sólidos para substituição da moinha de carvão em coprocessamento na indústria cimenteira**. Relatório Técnico, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

LÖFGREN, B.; TILLMAN, A.; RINDE, B. **Manufacturing actor's LCA**. Journal of Cleaner Production, v. 19, p. 2025-2033, 2011.

LORA, E. **Prevenção e controle da poluição no setor energético industrial de transporte**. Brasília (DF): ANEEL, 2000.

LOUZEIRO, G.R. M. **Avaliação do Ciclo de Vida do Cimento: Análise do Gasto Energético do Cimento LC³ em Comparação aos Cimentos Portland CP-I e CP-IV.** Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade de Brasília, 2018.

MANTEGAZZA, E. **Aspectos Ambientais do Coprocessamento de Resíduos em Fornos de Produção de Clínquer no Estado de São Paulo.** Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2004.

MARINGOLO, V.; KIHARA, Y. Co-processamento em Expansão com Produto de Qualidade Ambiental. **Saneamento Ambiental**, n. 90, p. 20-23, 2002.

MAROUN, C. A. **Manual de Gerenciamento de Resíduos: guia de procedimento passo a passo.** Rio de Janeiro (RJ): Editora GMA, 2 ed. 2006.

MARQUES, M. Incineração – Fornos de Cimento são uma boa opção. **Saneamento Ambiental**, n. 25, p. 20-23, 1993.

MATTOS, L. B. R. **A Importância do setor de transportes na emissão de gases do efeito estufa – O caso do município do Rio de Janeiro.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

MAURY, M. B.; BLUMENSCHHEIN, R. N. Produção de cimento: Impactos à saúde e ao meio ambiente. **Sustentabilidade em Debate**, v. 3, n.1, p. 75-96, 2012.

MCDOUGALL, F. R.; WHITE, P. R.; FRANKE, M.; HINDLE, P. Integrated solid waste management: a life cycle inventory. **Blackwell Science Ltd.**, 2001.

MENDES, N. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil.** Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2013.

MENTEN, F.; CHEZE, B.; PATOUIILLAR, L.; BOUVART, F. A review of LCA greenhouse gas emissions results for advanced biofuels: The use of meta-regression analysis. **Renewable and Sustainable Energy Review**, 2013.

MERSONI, C. **Avaliação do ciclo de vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi – RS.** Dissertação de Mestrado, Universidade de Caxias do Sul, 2015.

MESQUITA, J. M. **Gestão integrada de resíduos sólidos.** Coordenação de Karin Segala. Rio de Janeiro: IBAM, 39 p. 2007.

MMA, MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos, 2020.** Disponível em: <<http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%ABblica.pdf>>.

MIRANDA, M. M. **Fator de emissão de gases de efeito estufa da geração de energia elétrica no Brasil: implicações da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida.** Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2012.

MONTENEGRO, P. M. **Análise para o Aceite de Resíduos para Co-processamento em Fornos de Clínquer.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

NIPHE, NATIONAL INSTITUTE FOR PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT. **ReCiPe**, 2016. Disponível em: < <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>>.

OLIVEIRA, A. L. A. R. **Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal.** Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, 2019.

OLIVEIRA, F. B.; OLIVEIRA, E. S. B.; RODRIGUES, E. F. Logística reversa e sustentabilidade: gargalos e a importância diante do cenário competitivo. **Revista Científica da Ajes**, 6 ed. 2011.

OTONI, O. **Gestão Ambiental e Responsabilidade Social e Corporativa: Um estudo de caso sobre a indústria de cimento no Distrito Federal.** Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade de Brasília, 2011.

PASSUELO, A. C. B.; CYBIS, L. F. **Aplicação da análise de inventário de ciclo de vida em caixas para acondicionamento e transporte de frutas.** Conferência Internacional Ciclo de Vida, 2007.

PATO, P. A. M. O. **Análise do Ciclo de Vida do Cimento. Caso de Estudo: Fábrica da Secil-Outão.** Dissertação de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa, 2015.

PEREIRA, C. L. F. **Avaliação da Sustentabilidade Ampliada de Produtos Agroindustriais: estudo de caso suco de laranja e etanol.** Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, 2008.

PIEKARSKI, C. M.; FRANCISCO, A. C.; LUZ, L. M.; BASTIANI, J. A.; ZOCHE, L. Aplicação da ACV na matriz elétrica Brasileira: Uma análise multi cenários em termos de mudança climática, qualidade de ecossistema, saúde humana e recursos. **Revista Espacios**, 2013.

REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. -P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D. W. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment international**, v. 30, n. 5, p. 701-720, 2004.

RIBEIRO, F. M. **Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil – Usina de Itaipu: primeira aproximação.** Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2003.

RIGHTSHIP. **Raising Global Marine Standards**, 2012. Disponível em: <<http://site.rightship.com>>.

ROCCA, A. C. C. **Resíduos Sólidos Industriais**. São Paulo (SP): CETESB, 1993.

ROCHA, M. S. R.; LEMME, R. F. F. **Inventário de ciclo de vida do pneu inservível como combustível em fornos de cimenteiras, sob a ótica das emissões de CO₂**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.

RODRIGUES, V. L. **Análise dos impactos ambientais da navegação de cabotagem no Brasil: o caso do transporte de minério de ferro para a siderúrgica do Pecém**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.

SAIDELLES, A. P.; SENNA, A. J. T.; KIRCHNER, R.; BITENCOURT, G. Gestão de resíduos sólidos na indústria de beneficiamento de arroz. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 5, n. 5, 2012.

SANTI, A.M.M.; CREMASCO, M.S. Combustíveis e riscos tecnológicos ambientais na fabricação de cimento: Avaliação contextualizada no município de Barroso, Minas Gerais. **III Encontro da ANPPAS**, 2006.

SCHALCH, V.; LEITE, W. C. A.; JÚNIOR, J. L. F.; CASTRO, M. C. A. **Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. Universidade de São Paulo, 2002.

SCHENCK PROCESS. **Modelo Multiflex MTF-A**, 2021. Disponível em: <<https://www.schenckprocess.com/products/multiflex-screw-weighfeeder>>.

SCRIVENER, K. L.; KIRKPATRICK, R. Innovation in the use and research on cementitious material. **Cement and concret research**, vol. 38, p. 128-136, 2008.

SELLITTO, M.A. Sistema de Produção Sincronizado: **Uma Aplicação em Processos Produtivos de propriedade Contínuos Segundo a Teoria das Restrições**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1999.

SEVÁ-FILHO, A. O.; SANTI, A. M. M. Os princípios da Precaução e da Segurança Química diante de novos riscos: uso de resíduos industriais na fabricação de cimento. **XXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, 10 p. 2003.

SHREVE, R. N. **Indústrias de Processos Químicos**. São Paulo (SP): Ed. LTC, 1980.

SILVA, A. C.; LIMA, F. M. S. **Estudo de Viabilidade Econômica para Implantação de uma Fábrica de Cimento**. Projeto de Graduação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.

SILVA, C. L.; BIERNASKI, I. Políticas públicas de resíduos sólidos urbanos: uma análise de três metrópoles brasileiras. **Revista Direito Empresarial**, n. 12, p. 11-33, 2015.

SILVA, G. P.; MARQUES, S. M. T. Impacto dos Maus Odores Decorrentes da Suinocultura na Saúde de Moradores Rurais no Município de Concórdia. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 3, n. 2, p. 135-141, 2005.

SILVA, R. J. **Análise Energética de Plantas de Produção de Cimento Portland**. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, 1994.

SILVA, V. A. O. **Análise de Alternativas para Minimização de Impactos no Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos – Estudo de Caso no Distrito Federal**. Projeto de Graduação, Universidade de Brasília, 2018.

SIMIÃO, J. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais em uma Empresa de Usinagem sobre o enfoque da Produção mais Limpa**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2011.

SMA, SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução SMA nº 38, de 31 de maio**. 2017. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2017/06/resolucao-sma-038-2017-processo-3840-2017-estabelece-diretrizes-e-condicoes-para-licenciamento-e-operacaoda-atividadede-recuperacaode-energicdru.pdf>>.

SIQUEIRA, L. C. G. **Avaliação do impacto das emissões de metais geradas no coprocessamento de resíduos em fábricas de cimento**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2005.

SNIC, SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DO CIMENTO. **Relatório Anual**. 2019. Disponível em: <http://snic.org.br/assets/pdf/relatorio_anual/rel_anual_2019.pdf>.

SNIC, SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DO CIMENTO. **Roadmap Tecnológico do cimento: potencial de redução das emissões de carbono da indústria do cimento brasileira até 2050**. Rio de Janeiro, 64 p. 2019.

SOARES, J. B. **Potencial de Conservação de Energia e de Mitigação das Emissões de Gases de Efeito Estufa para a Indústria Brasileira de Cimento Portland até 2015**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998.

SOLOMON, S. D.; QIN, M.; MANNING, R. B. Z.; CHEN, M.; MARQUIS, K. B.; AVERYT, M.; TIGNOR; MILLER, H. L. Climate Change 2007: The Physical Science Bases. **Fourth Assessment Report of the IPCC**, 2007.

SOUZA, A. **Avaliação do ciclo de vida da areia em mineradora de pequeno porte, na região de São José do Rio Preto – SP**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de São Carlos, 2012.

SOUZA, L. O. **Processos e Gestão da Inovação na Indústria Cimenteira Brasileira**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.

SPRUNG, S. Umweltentlastung durch Verwertung von Sekundärstoffen. **Zement-Kalk-Gips**, n. 5, p. 213-221, 1992.

SOUZA, R. L. F. **Avaliação da Qualidade e Homogeneização do Material Britado da Empresa Polimix Concretos LTDA.** Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2018.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**, 1993.

TOCCHETTO, M. R. L. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais.** Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Emission factor documentation for AP-42, section 11.6, Portland cement manufacturing – final report.** 1994.

VDZ, VEREIN DEUTSCHER ZEMENTWERKE. **Environmental Data of German Cement Industry 2009**, ed. 1, 2010.

VERDERA SOLUTIONS. **Onde Estamos.** 2021. Disponível em: <<http://www.verderasolutions.com.br/>>.

VIGAN ENGINEERING S.A. **Vigan Modelo NIV 600 TPH/500 Kw.** 2021. Disponível em: <<http://www.vigan.com/en/pneumatique-niv.pdf>>.

VILLANUEVA, J. L. C. **Análisis de la Confiabilidade de las Metodologías EICV.** Dissertação de Mestrado, Universidade de Oviedo, 2012.

VON BAHR, B.; STEEN, B. Reducing epistemological uncertainty in life cycle inventory. **J. Cleaner Prod.**, v. 12, n. 4, p. 369-388, 2004.

VOTORANTIM CIMENTOS. **Relatório Integrado.** 2020. Disponível em: <<https://www.votorantimcimentos.com.br/download/br/relatorio-integrado-2020.pdf>>.

WBCSD, WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **The cement sustainability initiative, our agenda for action.** 2002. Disponível em: <<https://www.wbcd.org/Sector-Projects/Cement-Sustainability-Initiative/Resources/CSI-Our-Agenda-for-Action>>.

WIRTHWEIN, R.; EMBERGER, B. Burners for alternative fuels utilization: optimization of kiln firing systems for advanced alternative fuel co-firing. **Cement International**, 2010.

ZANTA, V.M.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. **Programa de Pesquisas em Saneamento Básico**, 2003.

ZAMBERLAN, C. O.; COLETTI, C.; DABDAB WAQUIL, P.; HENKIN, H. Inovação e diferenciação como estratégia competitiva na indústria gaúcha de beneficiamento de arroz: um estudo de caso empresarial. **Gestão e Regionalidade**, v. 26, n. 78, 2010.

9. ANEXOS

9.1. ANEXO I - PUBLICAÇÕES DA ACV NO COPROCESSAMENTO DE RS.

Título	Autor	Instituição	Ano
Aspectos do coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer	Sônia Denise, Vanessa de Freitas Cunha Lins e Belinazir Costa do Espírito Santo	Revista Engenharia Sanitária e Ambiental	2011
<i>Life cycle assessment of the production of Portland cement: a Southern europe case study</i>	Fernanda Stafford, Ana Dias, Luís Arroja, João Labrincha e Dachamir Hotza	<i>Journal of Cleaner Production</i>	2016
Estudo comparativo da análise do ciclo de vida de concretos geopoliméricos e de concretos à base de cimento Portland composto (CP II)	Paulo Henrique Ribeiro Borges, Thuany Marra de Figueiredo Lourenço, Ana Flávia Souza Foureaux e Luiza Soares Pacheco	Revista Ambiente Construído	2014
Desenvolvimento dos inventários de ciclo de vida dos produtos brasileiros: estudo do cimento brasileiro fabricado com resíduo coprocessado	Ricardo de Lima Silva, Cristiane Ferreira Pimenta, Neimar Freitas Duarte	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – VIII Semana de Ciência e Tecnologia – I Seminário dos Estudantes de Pós-Graduação	2015
<i>An analysis of the use of life cycle assessment for waste co-incineration in cement kilns</i>	Jose-Luis Gakvez-Martos e Harald Schoenberger	<i>Resources, Conservation and Recycling</i>	2014
Avaliação do ciclo de vida do concreto dosado em central	Fernanda Belizario Silva, Marcela Ruschi Mendes,	Revista Concreto & Construções	2020

com base em dados da indústria brasileira	Saade, Gustavo Longaray Moraga, Olga Satomi Yoshida, Vanessa Gomes, Ana Passuello, Maristela Gomes da Silva e Vanderley John		
<i>Identifying improvement potentials in cement production with life cycle assessment</i>	Michael Elias Boesch e Stefanie Hellweg	<i>Environmental Science & Technology</i>	2010
Inventário de ciclo de vida das emissões de CO ₂ do pneu inservível como combustível em fornos de cimenteiras	Marina Santa Rosa Rocha, Rafael Freitas Funcia Lemme, Márcio de Almeida D'Agosto	XVI Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente	2013
O uso da avaliação do ciclo de vida e da ecoeficiência para avaliar alternativas de valorização de resíduos: um estudo em empresa termelétrica	Mário Roberto dos Santos, Cláudia Echevengúá Teixeira, Cláudia Terezinha Kniess, José Carlos Barbieri	Revista de Administração da Universidade Federal de Santa Maria	2016
<i>The co-processing of municipal waste in a cement kiln in Mexico. A life-cycle assessment approach</i>	Leonor Patricia Güereca, Nathalia Torres, Claudia Roxana Juárez- López	<i>Journal of Cleaner Production</i>	2015

9.2. ANEXO II - EQUAÇÕES DO ICV

$$C_{pc} = P_{RSx} \times e_{pc} \quad (\text{Equação 01})$$

Onde:

C_{pc} é o consumo total de diesel da pá carregadeira no carregamento de resíduo sólido para transporte (L/ano);

PR_{Sx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (m^3/ano);

e_{pc} é o consumo da pá carregadeira (L/m^3).

$$C_{cb} = P_{RSx} \times Dt_{RSx} \times e_{cb} \quad (\text{Equação 02})$$

Onde:

C_{cb} é o consumo total de diesel do caminhão basculante no transporte de resíduo sólido (L/ano);

PR_{Sx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (t/ano);

Dt_{RSx} é a distância total para transporte de resíduo sólido específico no ano de 2020 (km/ano);

e_{cb} é o consumo do caminhão basculante ($L/t.km$).

$$C_{cbpm} = \left(\frac{Td_{cb}}{60}\right) \times Nv_{RSx} \times e_{cbpm} \quad (\text{Equação 03})$$

Onde:

C_{cbpm} é o consumo total de diesel do caminhão basculante em ponto-morto no descarregamento de resíduo sólido (L/ano);

Td_{cb} é o tempo de descarga do caminhão basculante (minutos);

Nv_{RSx} é o número de viagens de resíduo sólido específico no ano de 2020 (ano-1);

e_{cbpm} é o consumo do caminhão basculante em ponto-morto (L/h).

$$C_{ct} = \frac{P_{RSx}}{Pr_{ct}} \times e_{ct} \quad (\text{Equação 04})$$

Onde:

C_{ct} é o consumo total de energia elétrica da correia transportadora na movimentação de resíduo sólido na cimenteira (MWh/ano);

P_{RSx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (t/ano);

Pr_{ct} é a produção da correia transportadora (t/h);

e_{ct} é o consumo da correia transportadora (MW).

$$E_i = (C_{pc} + C_{cb} + C_{cbpm}) \times \beta_i \quad (\text{Equação 05})$$

Onde:

E_i é a emissão do poluente i (kg/ano);

C_{pc} é o consumo total de diesel da pá carregadeira no carregamento de resíduo sólido para transporte (L/ano);

C_{cb} é o consumo total de diesel do caminhão basculante no transporte de resíduo sólido (L/ano);

C_{cbpm} é o consumo total de diesel do caminhão basculante em ponto-morto no descarregamento de resíduo sólido (L/ano);

β_i é o fator de emissão específica do poluente i (kg/L).

$$E_{el} = (C_{ct} \times 1000) \times e_{el} \quad (\text{Equação 06})$$

Onde:

E_{el} é a emissão de CO_2 devido à produção de energia elétrica (kg/ano);

C_{ct} é o consumo total de energia elétrica da correia transportadora na movimentação de resíduo sólido na cimenteira (MWh/ano);

e_{el} é o fator de emissão específico da produção de energia elétrica (kg/kWh).

$$E_{RSx} = (PCI_{RSx} \times 0,0000041868) \times (P_{RSx} \times 1000) \times f_{RSx}$$

(Equação 07)

Onde:

E_{RSx} é a emissão de CO₂ devido à queima de resíduo sólido específico no forno de clínquer (kg/ano);

PCI_{RSx} é Poder Calorífico Inferior de resíduo sólido específico (GJ/kg);

P_{RSx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (t/ano);

f_{RSx} é o fator de emissão da queima de resíduo sólido específico no forno de clínquer (kgCO₂/GJ).

$$C_{cbdt} = P_{RSx} \times Nv_{RSx} \times Dm_{dt} \times e_{cb}$$

(Equação 08)

Onde:

C_{cbdt} é o consumo total de diesel do caminhão basculante no transporte de resíduo sólido até o Destino Intermediário (L/ano);

P_{RSx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (t/ano);

Nv_{RSx} é o número de viagens de resíduo sólido específico no ano de 2020 (ano-1);

Dm_{dt} é a distância média para transporte de Resíduo Sólido Urbano até o Destino Intermediário (km);

e_{cb} é o consumo do caminhão basculante (L/t.km).

$$C_{em} = P_{RSx} \times e_{em}$$

(Equação 09)

Onde:

C_{em} é o consumo total de GLP da empilhadeira no descarregamento de resíduo sólido (kg GLP/ano);

P_{RSx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (t/ano);

e_{em} é o consumo da empilhadeira (kg GLP/t).

$$C_{tr} = \frac{P_{RSx}}{Pr_{tr}} \times e_{tr} \quad (\text{Equação 10})$$

Onde:

C_{tr} é o consumo total de energia elétrica do triturador no processamento de resíduo sólido (MWh/ano);

P_{RSx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (t/ano);

Pr_{tr} é a produção do triturador (t/h);

e_{tr} é o consumo do triturador (MW).

$$C_{cbc} = P_{RSx} \times Nv_{RSx} \times Dm_c \times e_{cb} \quad (\text{Equação 11})$$

Onde:

C_{cbc} é o consumo total de diesel do caminhão basculante no transporte de resíduo sólido até a cimenteira (L/ano);

P_{RSx} é o peso de resíduo sólido específico no ano de 2020 (t/ano);

Nv_{RSx} é o número de viagens de resíduo sólido específico no ano de 2020 (ano-1);

Dm_c é a distância média para transporte de Resíduo Sólido Urbano até a cimenteira (km);

e_{cb} é o consumo do caminhão basculante (L/t.km).

$$E_i = (C_{cbdt} + C_{pc} + C_{cbc} + C_{cbpm}) \times \beta_i \quad (\text{Equação 12})$$

Onde:

E_i é a emissão do poluente i (kg/ano);

C_{cbdt} é o consumo total de diesel do caminhão basculante no transporte de resíduo sólido até o Destino Intermediário (L/ano);

C_{pc} é o consumo total de diesel da pá carregadeira no carregamento de resíduo sólido para transporte (L/ano);

C_{cbc} é o consumo total de diesel do caminhão basculante no transporte de resíduo sólido até a cimenteira (L/ano);

C_{cbpm} é o consumo total de diesel do caminhão basculante em ponto-morto no descarregamento de resíduo sólido (L/ano);

β_i é o fator de emissão específica do poluente i (kg/L).

$$E_{GLP} = C_{em} \times PCI_{GLP} \times e_{GLP} \quad (\text{Equação 13})$$

Onde:

E_{GLP} é a emissão de CO₂ devido ao consumo de GLP (kg/ano);

C_{em} é o consumo total de GLP da empilhadeira no descarregamento de resíduo sólido (kg GLP/ano);

PCI_{GLP} é o Poder Calorífico Inferior do GLP (MJ/kg);

e_{GLP} é o fator de emissão específico do GLP (kgCO₂/MJ).

$$E_{el} = (C_{tr} + C_{ct}) \times 1000 \times e_{el} \quad (\text{Equação 14})$$

Onde:

E_{el} é a emissão de CO₂ devido à produção de energia elétrica (kg/ano);

C_{tr} é o consumo total de energia elétrica do triturador no processamento de resíduo sólido (MWh/ano);

C_{ct} é o consumo total de energia elétrica da correia transportadora na movimentação de resíduo sólido na cimenteira (MWh/ano);

e_{el} é o fator de emissão específico da produção de energia elétrica (kg/kWh).

$$C_{dn} = \frac{P_{coque}}{Pr_{dn}} \times e_{dn} \quad (\text{Equação 15})$$

Onde:

C_{dn} é o consumo total de energia elétrica do descarregador de navio (MWh/ano);

P_{coque} é o peso de coque de petróleo no ano de 2020 (t/ano);

Pr_{dn} é a produção do descarregador de navio (t/h);

e_{dn} é o consumo do descarregador de navio (MW).

$$C_{IFOp} = e_{IFOp} \times t_p \times Nv_{coque} \quad (\text{Equação 16})$$

Onde:

C_{IFOp} é o consumo total de IFO do Navio Panamax parado (t/ano);

e_{IFOp} é o consumo de IFO do Navio Panamax parado (t/dia);

t_p é o tempo parado do Navio Panamax na fila e no embarque/desembarque do coque de petróleo (dias);

Nv_{coque} é o número de viagens de coque de petróleo no ano de 2020 (ano-1).

$$C_{MDOp} = e_{MDOp} \times t_p \times Nv_{coque} \quad (\text{Equação 17})$$

Onde:

C_{MDOp} é o consumo total de MDO do Navio Panamax parado (t/ano);

e_{MDOp} é o consumo de MDO do Navio Panamax parado (t/dia);

t_p é o tempo parado do Navio Panamax na fila e no embarque/desembarque do coque de petróleo (dias);

Nv_{coque} é o número de viagens de coque de petróleo no ano de 2020 (ano-1).

$$C_{IFO_n} = e_{IFO_n} \times t_n \times Nv_{coque} \quad (\text{Equação 18})$$

Onde:

C_{IFO_n} é o consumo total de IFO do Navio Panamax navegando (t/ano);

e_{IFO_n} é o consumo de IFO do Navio Panamax navegando (t/dia);

t_n é o tempo navegando do Navio Panamax para transporte do coque de petróleo (dias);

Nv_{coque} é o número de viagens de coque de petróleo no ano de 2020 (ano-1).

$$C_{MDO_n} = e_{MDO_n} \times t_n \times Nv_{coque} \quad (\text{Equação 19})$$

Onde:

C_{MDO_n} é o consumo total de MDO do Navio Panamax navegando (t/ano);

e_{MDO_n} é o consumo de MDO do Navio Panamax navegando (t/dia);

t_n é o tempo navegando do Navio Panamax para transporte do coque de petróleo (dias);

Nv_{coque} é o número de viagens de coque de petróleo no ano de 2020 (ano-1).

$$E_{IFO} = (C_{IFOp} + C_{IFOn} + C_{IFOp}) \times e_{IFO} \quad (\text{Equação 20})$$

Onde:

E_{IFO} é a emissão de CO₂ devido à queima de IFO (kg/ano);

C_{IFOp} é o consumo total de IFO do Navio Panamax parado (t/ano);

C_{IFOn} é o consumo total de IFO do Navio Panamax navegando (t/ano);

e_{IFO} é o fator de emissão da queima de IFO (kg/t).

$$E_{MDO} = (C_{MDOp} + C_{MDOn} + C_{MDOp}) \times e_{MDO} \quad (\text{Equação 21})$$

Onde:

E_{MDO} é a emissão de CO₂ devido à queima de MDO (kg/ano);

C_{MDOp} é o consumo total de MDO do Navio Panamax parado (t/ano);

C_{MDOn} é o consumo total de MDO do Navio Panamax navegando (t/ano);

e_{MDO} é o fator de emissão da queima de MDO (kg/t).

$$E_{el} = (C_{dn} + C_{dn} + C_{ct}) \times 1000 \times e_{el} \quad (\text{Equação 22})$$

Onde:

E_{el} é a emissão de CO₂ devido à utilização de energia elétrica (kg/ano);

C_{dn} é o consumo total de energia elétrica do descarregador de navio (MWh/ano);

C_{ct} é o consumo total de energia elétrica da correia transportadora na movimentação de resíduo sólido na cimenteira (MWh/ano);

e_{el} é o fator de emissão específico da produção de energia elétrica (kg/kWh).

$$C_{cbRSx} = \left(\frac{1}{C_{cb}} \right) \div P_{cb} \div \left(\frac{D_{RSx}}{1000} \right) \quad (\text{Equação 23})$$

Onde:

C_{cbRSx} é o consumo de diesel do caminhão basculante por tipo de resíduo sólido (L/t.km);

C_{cb} é o consumo de diesel do caminhão basculante (L/ano);

P_{cb} é a capacidade do caminhão basculante (t);

D_{RSx} é a densidade do tipo de resíduo sólido (kg/m³).

$$Emissões_{CH_4} = \varphi \times (1-f) \times GWP_{CH_4} \times (1-OX) \times \frac{16}{12} \times F \times COD_f \times FCM \times \sum_{x=1}^y \sum_j W_{x,j} \times COD_j \times e^{-k(y-x)} \times (1-e^{-kj})$$

(Equação 24)

Onde:

φ é o fator de correção das incertezas do modelo;

f é a fração de CH₄ capturada e queimada;

GWP é o potencial de aquecimento global do CH₄;

OX é o fator de oxidação;

F é a fração em volume de CH₄ no biogás;

FCM é o potencial de produção de CH₄;

COD_f é a fração de carbono que é disponível para a decomposição bioquímica;

COD_j é a fração biodegradável de carbono por categoria dos RS.