



MARCELLA RUSCHI MENDES SAADE

**INFLUÊNCIA DA ALOCAÇÃO DE IMPACTOS NA
INDÚSTRIA SIDERÚRGICA SOBRE A AVALIAÇÃO
DE CICLO DE VIDA DE CIMENTOS**

**CAMPINAS
2013**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

MARCELLA RUSCHI MENDES SAADE

**INFLUÊNCIA DA ALOCAÇÃO DE IMPACTOS NA
INDÚSTRIA SIDERÚRGICA SOBRE A AVALIAÇÃO DE
CICLO DE VIDA DE CIMENTOS**

Orientadora: Profa. Dra. Vanessa Gomes da Silva

Dissertação de Mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de Arquitetura e Construção.

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA
DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELA ALUNA MARCELLA RUSCHI
MENDES SAADE E ORIENTADA PELA PROFA. DRA. VANESSA
GOMES DA SILVA**

ASSINATURA DA ORIENTADORA

**CAMPINAS
2013**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

Saade, Marcella Ruschi Mendes
Sa11i Influência da alocação de impactos na indústria
siderúrgica sobre a avaliação de ciclo de vida de
cimentos / Marcella Ruschi Mendes Saade. --Campinas,
SP: [s.n.], 2013.

Orientador: Vanessa Gomes da Silva.
Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
Urbanismo.

1. Avaliação de ciclo de vida. 2. Ciclo de vida do
produto. 3. Indústria – Siderúrgica. 4. Cimento –
Indústria. I. Silva, Vanessa Gomes da, 1971-. II.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Impact allocation in the steelmaking industry and its influence
on cement's life cycle assessment results

Palavras-chave em Inglês: Evaluation of life cycle, Product life cycle, Industry –
Siderurgical, Cement - Industry

Área de concentração: Arquitetura e Construção

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Gladis Camarini, Cassia Maria Lie Ugaya

Data da defesa: 23/01/2013

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

**INFLUÊNCIA DA ALOCAÇÃO DE IMPACTOS NA INDÚSTRIA
SIDERÚRGICA SOBRE OS RESULTADOS DE AVALIAÇÃO DE
CICLO DE VIDA DE CIMENTOS**

Marcella Ruschi Mendes Saade

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



**Profa. Dra. Vanessa Gomes da Silva
Presidente e Orientador(a)/Unicamp**



**Profa. Dra. Gladis Camarini
Unicamp**



**Profa. Dra. Cassia Maria Lie Ugaya
UTFPR**

Campinas, 23 de janeiro de 2013

AGRADECIMENTOS

A Deus, pois as bênçãos foram e são incontáveis;

A minha mãe, Flávia, pelo amor, pelo carinho e por nunca medir esforços pra que eu chegasse onde cheguei;

Ao meu pai, Marcelo, meu eterno porto seguro;

Ao Fernando, pelo carinho, pelo apoio, e por sempre me estimular a evoluir cada vez mais;

Aos meus irmãos, Pedro, Taissa e Ana Luiza, pelas risadas e torcidas;

Aos meus avós queridos que, da terra ou do céu, acompanham e abençoam cada momento da minha vida;

Ao Flávio, pelo incentivo, pela paciência, pelo companheirismo e amor;

À Professora Gladis Camarini e à Professora Cassia Ugaya, por terem aceitado participar da banca examinadora e pela grande ajuda que deram para a conclusão da dissertação;

À CPFL Energia e ao órgão CNPq, financiador desta pesquisa de mestrado;

E, em especial, às Professoras Vanessa Gomes da Silva e Maristela Gomes da Silva, que sempre acreditaram em meu potencial, me forneceram enormes incentivos e me proporcionaram grandes oportunidades. É a elas que dedico, com muito carinho, este trabalho!

RESUMO

O setor siderúrgico brasileiro, já há algum tempo, focaliza esforços na minimização das cargas ambientais do processo produtivo do aço. Devido à grande quantidade de co-produtos gerados no processo, o setor prioriza a disseminação de ações relacionadas com a reciclagem das escórias siderúrgicas, e encontra na indústria da construção civil um importante mercado consumidor. A reciclagem das escórias em componentes e materiais de construção é promovida como ambientalmente benéfica para ambos os setores, uma vez que a escória siderúrgica substituiria um material natural não renovável ao mesmo tempo em que reduziria a demanda energética da indústria siderúrgica. Tais fatos têm sido sustentados pelo entendimento de que as escórias são uma consequência, e não o propósito final do processo de produção do aço; este último recebe, portanto, toda a carga ambiental correspondente. A busca pela justa distribuição de impactos entre um produto e seus co-produtos ganhou impulso nos últimos anos. Nessa ótica, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) possibilita a atribuição de impactos ambientais entre produtos e co-produtos, com base em diferentes critérios. Visando à compreensão da influência do critério de alocação de impactos sobre os resultados da ACV para o processo siderúrgico e sobre o emprego de escória de alto-forno como matéria prima no setor de construção, a presente dissertação de mestrado objetiva a realização de ACVs (aço; escória de alto-forno; e três tipos de cimento Portland, com diferentes porcentagens de adição de escória de alto-forno) para análise comparativa dos resultados decorrentes do uso de diferentes critérios de alocação de impactos (com base na massa e no valor econômico do aço e da escória de alto-forno) e da expansão das fronteiras do sistema. Para o tratamento e a interpretação dos resultados foi utilizada a plataforma de apoio *SimaPro 7.3* e a avaliação dos impactos foi realizada por meio do *CML 2001 (baseline)*. Os resultados demonstraram a relevância da discussão quanto ao critério diretor de distribuição de impactos, que, nas condições estudadas, tiveram um reflexo importante na carga ambiental transferida para os cimentos que utilizam a escória de alto-forno como matéria-prima alternativa. Dando continuidade à pesquisa, pretende-se expandir o escopo para englobar outros aspectos metodológicos de interesse na Avaliação do Ciclo de Vida, considerando as etapas que enfrentam os maiores desafios de realização no Brasil, limitando o seu potencial de aplicação.

Palavras-chave: Avaliação de Ciclo de Vida, alocação de impactos, escória de alto-forno, cimento Portland, aço, expansão do sistema.

ABSTRACT

Brazilian steelmaking sector has, for a while now, struggled to minimize the environmental loads of the steelmaking process. Because of the great amount of co-products generated in the process, the sector prioritizes dissemination of actions related to steel slag recycling, and relies on the construction industry as an important consumer market. Slag's recycling in construction materials and components is promoted as environmentally beneficial for both sectors, considering that the steel slag would replace a non-renewable natural material, while reducing the steel industry's energy demand. Those facts have been sustained by the understanding that steel slags are a consequence, and not the final purpose of the steelmaking process; steel, therefore, receives the entire corresponding environmental load. The search for fair impact distribution between a product and its co-products has gained a boost in the last few years. In that perspective, Life Cycle Assessment (LCA) allows for an impact assigning between products and co-products, based on different criteria. Aiming at a better understanding of impact allocation criteria's influence on steelmaking LCA results and on blast furnace slag use as a raw material in the construction sector, this thesis aims at performing LCAs (steel; blast furnace slag; and three types of Portland cement, with different percentages of blast furnace slag addition) to comparatively evaluate results deriving from the use of different impact allocation criteria (based on the mass and economic value of steel and blast furnace slag) and from system boundaries expansion. For results treatment and interpretation, SimaPro 7.3 was used, and impact evaluation was performed through CML 2001 (baseline). Results confirmed the relevance of the discussion regarding impact distributions' defining criteria, which, in the studied scenery, had a very important reflex in the environmental load transferred to cements that utilize blast furnace slag as an alternative raw material. Further researches are expected to expand the scope to encompass other methodological aspects within LCA, considering the stages that face the greater challenges in Brazil, limiting its application potential.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA), impact allocation, blast furnace slag, Portland cement, steel, system expansion.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO AÇO (INSTITUTO AÇO BRASIL, 2009).	10
FIGURA 2.2: INVESTIMENTO DAS EMPRESAS DO SETOR SIDERÚRGICO EM MELHORIA AMBIENTAL. ADAPTADO DE INSTITUTO AÇO BRASIL (2010).	15
FIGURA 2.3: PROPORÇÃO DO USO DE ÁGUA PELAS SIDERÚRGICAS ASSOCIADAS AO INSTITUTO AÇO BRASIL, EM 2008 (INSTITUTO AÇO BRASIL, 2009).	16
FIGURA 2.4: DADOS ESTATÍSTICOS DE GERAÇÃO E DESTINAÇÃO DOS CO-PRODUTOS DO SETOR SIDERÚRGICO (CCABRASIL, 2009).	17
FIGURA 2.5: PRODUÇÃO DE CIMENTO EM PAÍSES INDUSTRIALIZADOS E EM DESENVOLVIMENTO. ADAPTADO DE MULLER E HARNISCH (2008).	21
FIGURA 2.6: FLUXOGRAMA BÁSICO DA PRODUÇÃO DO CIMENTO PORTLAND. FONTE: ABCP, 2009.	22
FIGURA 2.7: CENÁRIO DE PRODUÇÃO E REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE CO ₂ PARA O BRASIL. ADAPTADO DE MÜLLER, HARNISCH (2008).	27
FIGURA 2.8: EVOLUÇÃO DO USO DE ADIÇÕES AO CIMENTO NO BRASIL (SNIC; MCT, 2010).	28
FIGURA 2.9: EVOLUÇÃO DAS EMISSÕES DE CO ₂ ESPECÍFICAS POR CIMENTO E CLÍNQUER (SNIC; MCT, 2010)	29
FIGURA 3.1: APLICAÇÕES DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ISO 14042:2000).	37
FIGURA 3.2: ESTÁGIOS DO CICLO DE VIDA DE UM PRODUTO (OLIVEIRA; SAADE, 2010).	39
FIGURA 3.3: FUNÇÕES DA ACIARIA E OS CO-PRODUTOS GERADOS (OLIVEIRA; SAADE, 2010).	39
FIGURA 3.4: ETAPAS OPERACIONAIS E PRINCÍPIOS PARA A REALIZAÇÃO DO INVENTÁRIO. ADAPTADO DE ISO 14044 (2006).	45
FIGURA 3.5: ESTRUTURA GERAL DE UM MÉTODO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTOS. ADAPTADO DE GOEDKOP ET AL (2008).	46
FIGURA 4.1: ETAPAS DA ABORDAGEM METODOLÓGICA DA PRESENTE DISSERTAÇÃO.	56
FIGURA 4.2: ADOÇÃO DE PORCENTAGEM DE ALOCAÇÃO DE IMPACTO POR MASSA NO ALTO-FORNO (CAPTURA DE TELA DO SIMAPRO 7.3).	62
FIGURA 4.3: ADOÇÃO DE PORCENTAGEM DE ALOCAÇÃO DE IMPACTOS POR VALOR ECONÔMICO NO ALTO-FORNO.	63
FIGURA 4.4: EXPANSÃO DAS FRONTEIRAS DO SISTEMA DO ALTO-FORNO, PARA INCLUIR A QUANTIDADE DE CLÍNQUER EVITADO.	63
FIGURA 4.5: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO AÇO DA EMPRESA A.	71
FIGURA 4.6: FLUXOGRAMA DA PRODUÇÃO DOS CIMENTOS PORTLAND CP I-32, CP II-E-32 E CP III-32.	73
FIGURA 5.1: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO ALTO-FORNO, TENDO COMO PRODUTO PRINCIPAL O FERRO GUSA, SEM CONSIDERAR DISTRIBUIÇÃO DE IMPACTOS.	78

FIGURA 5.2: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO ALTO-FORNO, TENDO COMO PRODUTO PRINCIPAL O FERRO GUSA, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO COM BASE NA MASSA.	79
FIGURA 5.3: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO ALTO-FORNO, TENDO COMO PRODUTO PRINCIPAL O FERRO GUSA, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO COM BASE NO VALOR ECONÔMICO.	80
FIGURA 5.4: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO ALTO-FORNO, TENDO COMO PRODUTO PRINCIPAL O FERRO GUSA, UTILIZANDO A EXPANSÃO DO SISTEMA.	81
FIGURA 5.5: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO CIMENTO CP I-32.	88
FIGURA 5.6: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO CIMENTO CP II-E-32, SEM CONSIDERAR A ALOCAÇÃO DE IMPACTOS.	89
FIGURA 5.7: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO CIMENTO CP II-E-32, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO COM BASE NA MASSA.	90
FIGURA 5.8: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO CIMENTO CP II-E-32, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO COM BASE NO VALOR ECONÔMICO.	91
FIGURA 5.9: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO CIMENTO CP III-32, SEM CONSIDERAR A ALOCAÇÃO DE IMPACTOS.	92
FIGURA 5.10: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO CIMENTO CP III-32, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO COM BASE NA MASSA.	93
FIGURA 5.11: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO CIMENTO CP III-32, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO COM BASE NO VALOR ECONÔMICO.	94
FIGURA 5.12: PONTO DE INFLEXÃO DA PORCENTAGEM DE IMPACTO ALOCADA À ESCÓRIA DE ALTO-FORNO E DO IMPACTO ASSOCIADO AO CLÍNQUER PORTLAND	99

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1.1- PRINCIPAIS APLICAÇÕES POTENCIAIS DAS ESCÓRIAS SIDERÚRGICAS (MACHADO, 2006)	5
QUADRO 3.1- ASPECTOS DE QUALIDADE DOS DADOS (BAUMANN; TILLMAN, 2004).	43
QUADRO 3.2: CONSIDERAÇÕES PARA A SELEÇÃO DAS CATEGORIAS DE IMPACTO (BAUMANN; TILLMAN, 2004).	47
QUADRO 3.3: LISTA DE CATEGORIAS DE IMPACTO DO GUIA NÓRDICO DE LCA (LINDFORS ET AL, 1995).	47
QUADRO 3.4: SOFTWARES E PLATAFORMAS DIRECIONADOS À REALIZAÇÃO DA ACV. ADAPTADO DE BAUMANN E TILLMAN (2004).	50
QUADRO 4.1: RESUMO DAS PRINCIPAIS CONSIDERAÇÕES METODOLÓGICAS PARA MODELAGEM DAS ACV REALIZADAS PARA CADA MATERIAL	57

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1- DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS PRODUZIDOS PELA ARCELORMITTAL TUBARÃO, EM 2008 (ARCELORMITTAL BRASIL, 2008)	4
TABELA 2.1: COMPOSIÇÃO DOS CIMENTOS PORTLAND COMUNS E COMPOSTOS (ABCP, 2002).	23
TABELA 2.2: COMPOSIÇÃO DOS CIMENTOS PORTLAND DE ALTO-FORNO E POZOLÂNICO. FONTE: ABCP, 2002.	23
TABELA 5.1: VALORES CARACTERIZADOS DE CADA CATEGORIA DE IMPACTO ASSOCIADA À GERAÇÃO DA ESCÓRIA DE ALTO-FORNO QUANDO PRODUZINDO 1 TONELADA DE FERRO GUSA, CONSIDERANDO A ALOCAÇÃO POR MASSA E VALOR ECONÔMICO.	82
TABELA 5.2: VALORES CARACTERIZADOS DE CADA CATEGORIA DE IMPACTO ASSOCIADA À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE FERRO GUSA, CONSIDERANDO A ALOCAÇÃO POR MASSA E VALOR ECONÔMICO, E AS EXPANSÃO DO SISTEMA.	84
TABELA 5.3: VALORES CARACTERIZADOS DE CADA CATEGORIA DE IMPACTO ASSOCIADA À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE CP I-32, CP II-E-32 E CP III-32, CONSIDERANDO A ALOCAÇÃO POR MASSA.	95
TABELA 5.4: VALORES CARACTERIZADOS DE CADA CATEGORIA DE IMPACTO ASSOCIADA À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE CP I-32, CP II-E-32 E CP III-32, CONSIDERANDO A ALOCAÇÃO POR VALOR ECONÔMICO.	96
TABELA 5.5: VALORES CARACTERIZADOS DE CADA CATEGORIA DE IMPACTO ASSOCIADA À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE CP I-32, CP II-E-32 E CP III-32, SEM UTILIZAR A ALOCAÇÃO DE IMPACTOS.	97

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 5.1: NORMALIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À GERAÇÃO DA ESCÓRIA DE ALTO-FORNO QUANDO PRODUZINDO 1 TONELADA DE FERRO GUSA, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO POR MASSA.	83
GRÁFICO 5.2: NORMALIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À GERAÇÃO DA ESCÓRIA DE ALTO-FORNO QUANDO PRODUZINDO 1 TONELADA DE FERRO GUSA, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO POR VALOR ECONÔMICO.	83
GRÁFICO 5.3: NORMALIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE FERRO GUSA, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO POR MASSA.	84
GRÁFICO 5.4: NORMALIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE FERRO GUSA, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO POR VALOR ECONÔMICO.	85
GRÁFICO 5.5: NORMALIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE FERRO GUSA, UTILIZANDO A EXPANSÃO DO SISTEMA.	85
GRÁFICO 5.6: CARACTERIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE CP I-32, CP II-E-32 E CP III-32, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO POR MASSA.	96

GRÁFICO 5.7: CARACTERIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE CP I-32, CP II-E-32 E CP III-32, UTILIZANDO A ALOCAÇÃO POR VALOR ECONÔMICO. 97

GRÁFICO 5.8: CARACTERIZAÇÃO DAS CARGAS AMBIENTAIS ASSOCIADAS À PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE CP I-32, CP II-E-32 E CP III-32, SEM UTILIZAR A ALOCAÇÃO DE IMPACTOS. 98

APÊNDICE A - LISTA DE QUADROS

QUADRO A1: ENTRADAS E SAÍDAS DA ETAPA “CALCINAÇÃO”.	115
QUADRO A2: ENTRADAS E SAÍDAS DA ETAPA “COQUERIA”.	115
QUADRO A3: ENTRADAS E SAÍDAS DA ETAPA “CENTRAL TERMOELÉTRICA”.	115
QUADRO A4: ENTRADAS E SAÍDAS DA ETAPA “SINTERIZAÇÃO”.	116
QUADRO A5: ENTRADAS E SAÍDAS DA ETAPA “ALTO-FORNO”.	116
QUADRO A6: ENTRADAS E SAÍDAS DA ETAPA “ACIARIA”.	117
QUADRO A7: ENTRADAS E SAÍDAS DA ETAPA “LAMINADOR DE TIRAS A QUENTE”.	117

ANEXO A - LISTA DE FIGURAS

FIGURA AN1: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DA CALCINAÇÃO, TENDO COMO PRINCIPAL PRODUTO A CAL CALCÍTICA BRUTA.	119
FIGURA AN2: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DA COQUERIA, TENDO COMO PRINCIPAL PRODUTO O COQUE.	119
FIGURA AN3: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DA SINTERIZAÇÃO, TENDO COMO PRINCIPAL PRODUTO O SÍNTER.	120
FIGURA AN4: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DA ACIARIA, TENDO COMO PRINCIPAL PRODUTO O AÇO LÍQUIDO.	121
FIGURA AN5: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DO LAMINADOR DE TIRAS A QUENTE, TENDO COMO PRINCIPAL PRODUTO A BOBINA LAMINADA A QUENTE.	122
FIGURA AN6: FLUXOGRAMA DE PRODUÇÃO DA CENTRAL TERMOELÉTRICA, TENDO COMO PRINCIPAL PRODUTO A ELETRICIDADE UTILIZADA INTERNAMENTE NA EMPRESA A.	122

SUMÁRIO

1	<u>INTRODUÇÃO</u>	1
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA DA PESQUISA	1
1.2	OBJETIVOS DA PESQUISA	7
1.2.1	OBJETIVOS GERAIS	7
1.2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
1.3	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	7
2	<u>O PROCESSO SIDERÚRGICO E A INDÚSTRIA DO CIMENTO</u>	9
2.1	A SIDERURGIA	9
2.2	A SUSTENTABILIDADE NA INDÚSTRIA SIDERÚRGICA	11
2.3	A INDÚSTRIA DO CIMENTO	18
2.4	OS TIPOS DE CIMENTO PORTLAND	22
2.5	A SUSTENTABILIDADE NA INDÚSTRIA DO CIMENTO	23
2.6	CONSIDERAÇÕES SOBRE O CAPÍTULO	29
3	<u>A METODOLOGIA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMO TÉCNICA PARA A TOMADA DE DECISÕES</u>	31
3.1	INTRODUÇÃO	31
3.2	DEFINIÇÃO DOS OBJETIVOS E ESCOPO	38
3.2.1	OBJETIVOS DO ESTUDO	38
3.2.2	ESCOPO DO ESTUDO	38
3.2.2.1	O sistema do produto a ser estudado	38
3.2.2.2	As funções do sistema de produto	39
3.2.2.3	A unidade funcional	40
3.2.2.4	As fronteiras do sistema de produto	40
3.2.3	PROCEDIMENTOS DE ALOCAÇÃO DE IMPACTOS	41
3.2.4	CATEGORIAS DE IMPACTOS: METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO E DE INTERPRETAÇÃO	41
3.2.5	SUPOSIÇÕES	42

3.2.6	LIMITAÇÕES	42
3.2.7	REQUISITOS DA QUALIDADE DOS DADOS INICIAIS	42
3.2.8	TIPO DE ANÁLISE CRÍTICA	43
3.3	ANÁLISE DE INVENTÁRIO	43
3.4	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS	45
3.4.1	DEFINIÇÃO DAS CATEGORIAS DE IMPACTO	46
3.4.2	CLASSIFICAÇÃO	47
3.4.3	CARACTERIZAÇÃO	48
3.4.4	NORMALIZAÇÃO	48
3.4.5	PONDERAÇÃO	48
3.4.6	PONTUAÇÃO ÚNICA	48
3.4.7	ANÁLISE DA QUALIDADE DOS DADOS	49
3.5	FERRAMENTAS DISPONÍVEIS PARA A AVALIAÇÃO DE IMPACTOS	49
3.6	SOFTWARES E PLATAFORMAS DE APOIO À REALIZAÇÃO DA ACV	50
3.7	DIFICULDADES E ASPECTOS CRÍTICOS DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	51
3.8	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE O CAPÍTULO	52
4	ABORDAGEM METODOLÓGICA	55
4.1	INTRODUÇÃO	55
4.2	DEFINIÇÃO DOS OBJETIVOS E ESCOPO	57
4.2.1	OBJETIVOS DO ESTUDO	57
4.2.2	ESCOPO DO ESTUDO	58
4.2.2.1	O sistema do produto a ser estudado	58
4.2.2.2	As funções do sistema de produto	58
4.2.2.3	A unidade funcional	60
4.2.2.4	As fronteiras do sistema de produto	60
4.2.2.5	Procedimentos de alocação de impactos	61
4.2.2.5.1	Critério de alocação por massa	62
4.2.2.5.2	Critério de alocação por valor econômico	62
4.2.2.5.3	Expansão das fronteiras do sistema	63
4.2.2.6	Categorias de impacto: metodologia de avaliação e de interpretação	63
4.2.2.7	Suposições	64
4.2.2.8	Limitações	66

4.2.2.9	Requisitos da qualidade dos dados iniciais	67
4.2.2.10	Tipo de análise crítica	68
4.3	ANÁLISE DE INVENTÁRIO	68
4.4	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS	69
4.5	FERRAMENTAS DISPONÍVEIS PARA A AVALIAÇÃO DE IMPACTOS	74
4.6	PLATAFORMA DE APOIO	74
4.7	CONSIDERAÇÕES SOBRE O CAPÍTULO	75
5	APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	77
5.1	INTRODUÇÃO	77
5.2	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DO PROCESSO SIDERÚRGICO	77
5.3	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO PROCESSO PRODUTIVO DO CIMENTO PORTLAND	87
5.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE O CAPÍTULO	99
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
	REFERÊNCIAS	105
	APÊNDICE A	115
	ANEXO A	119

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização e justificativa da pesquisa

Nas últimas décadas, a preocupação com problemas ambientais cresceu consideravelmente, uma vez que as ameaças ao equilíbrio ambiental acarretam ameaças à sobrevivência das estruturas da sociedade nos moldes atuais. A preocupação com o desenvolvimento sustentável representa a possibilidade de garantir mudanças sociopolíticas que não comprometam os sistemas ecológicos e sociais que sustentam as comunidades (JACOBI, 2003). Os hábitos da população, o processo produtivo, a obtenção de energia, os meios de transporte, enfim, atividades realizadas por diversos setores, estão se modificando para se adequarem a novos padrões, que permitam um desenvolvimento que esteja de acordo com as três dimensões da sustentabilidade: a viabilidade econômica, a justiça social e a responsabilidade ambiental (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

Em âmbito nacional e internacional multiplicam-se as ações em prol do meio ambiente. A Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento da ONU formulou, em 1987, o Relatório Brundtland, um programa global de mudanças que visa atingir o desenvolvimento sustentável até o ano de 2000. O relatório prevê a necessidade de mudanças consideráveis, notadamente, uma redução de 50% no consumo de energia nos países industrializados, e reduções significativas no consumo de matérias-primas e produtos químicos. Na Conferência das Nações Unidas no Rio de Janeiro, em 1992 (ECO-92), estabeleceu-se, entre os governos de diversos países, um comprometimento com o desenvolvimento sustentável por meio da assinatura da Agenda 21, um plano de ação no qual os países envolvidos acordaram em incentivar a conservação e preservação do meio ambiente e dos recursos naturais.

Cada vez mais se observa o interesse global em evitar a perpetuação de atividades que promovam efeitos adversos sobre o meio ambiente, fomentando uma nova postura por parte de indústrias e empresas em todo o planeta. Tal interesse nas questões ambientais e a pressão para que as indústrias desenvolvam produtos e processos ambientalmente preferíveis está constantemente aumentando, o que direciona tal desenvolvimento a práticas mais sustentáveis (GÄBEL et al, 2004).

Em meio a esse cenário, instituiu-se a série de normas ISO 14000, que veio estabelecer diretrizes a respeito de questões ambientais, a fim de padronizar o processo produtivo de empresas potencialmente causadoras de impactos sobre o meio ambiente e de incentivar boas práticas comerciais que estimulam a responsabilidade social corporativa (SOLEDADE *et al.*, 2007). A partir daí, percebeu-se a necessidade de visualizar os processos de produção de maneira totalitária, avaliando questões relacionadas ao consumo de energia e de matéria-prima, à geração de resíduos e à disposição final dos resíduos gerados pelo processo em questão. É nessa ótica que surge a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

A norma ISO 14040 (2006) define a Avaliação do Ciclo de Vida como sendo a compilação dos fluxos de entrada e de saída e a avaliação dos potenciais impactos ambientais associados a um produto ou processo ao longo de seu ciclo de vida. A ACV parte do princípio de que todos os estágios da vida de um produto/processo geram impactos ambientais relevantes, devendo, portanto, ser avaliados, configurando uma abordagem holística da questão. A ACV tem se mostrado uma técnica com potencial para promover a melhoria de processos industriais e auxiliar no desenvolvimento de produtos e processos ambientalmente responsáveis (GÄBEL *et al.*, 2004; LUNDSTROM, 1997).

No atual contexto de exigência por produtos “verdes” pelo mercado consumidor, a indústria siderúrgica encontra na minimização do uso de recursos materiais e energéticos uma oportunidade de valorizar seus produtos e atender à nova demanda de produtos e processos ambientalmente responsáveis, que passa, inclusive, a ser uma das exigências das instituições financeiras para concessão de empréstimos (SILVA, 2005).

Na gestão dos resíduos sólidos, a sustentabilidade ambiental e social se constrói a partir de modelos e sistemas integrados, que possibilitem, além da redução do lixo gerado pela população, a reutilização de materiais descartados e a reciclagem dos materiais que possam servir de matéria prima para a indústria, diminuindo o desperdício e gerando renda (GALBIATI, 2005). Um adequado sistema de gestão dos resíduos sólidos provenientes dos processos produtivos permite, portanto, a diminuição dos impactos ambientais relacionados à disposição final de resíduos e de co-produtos, que podem ser utilizados como matérias-primas em processos de reciclagem para geração de novos

materiais e produtos. Este tipo de postura ambiental é largamente incentivado pelos governos de diversos países.

No cenário nacional, o Governo Federal desenvolveu, em 1999, o Programa Brasileiro de Reciclagem, objetivando promover um adequado aproveitamento de resíduos (JOHN, 2000). Este mesmo incentivo foi observado durante a ECO-92, enfatizando a necessidade de implantação de um eficiente sistema de gestão ambiental para resíduos sólidos.

É conveniente ressaltar que existem variadas interpretações para os conceitos de reuso e de reciclagem, não sendo observado um consenso entre as diversas linhas de raciocínio. A Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305 (2010), por exemplo, considera reutilização como sendo o processo de aproveitamento dos resíduos sólidos sem sua transformação biológica, física ou físico-química; e considera reciclagem como sendo o processo de transformação dos resíduos sólidos, o qual envolve a alteração das propriedades biológicas, físicas ou físico-químicas dos mesmos, tornando-os produtos ou insumos. No presente trabalho, entende-se reuso como sendo o reaproveitamento do resíduo no mesmo processo industrial, e reciclagem como a destinação do resíduo para outro processo.

A indústria siderúrgica utiliza-se do método de reciclagem de resíduos e co-produtos para valorização econômica e ambiental de seus co-produtos. Tal postura é de enorme importância, uma vez que o processo siderúrgico gera, em média, cerca de 500 kg de resíduos por tonelada de aço produzido (SILVA, 2005). Estes resíduos são produzidos ao longo de todas as etapas de transformação e conformação do aço. Como exemplo, a Tabela 1.1 indica a destinação dos resíduos e co-produtos produzidos por uma das mais importantes siderúrgicas brasileira, a ArcelorMittal Tubarão, em 2008.

As escórias de alto-forno e de aciaria constituem a maior parcela dos resíduos e co-produtos gerados em usinas siderúrgicas. Basicamente, para cada tonelada de gusa produzido, em torno de 600 a 700 kg de escória de alto-forno são gerados, e para cada tonelada de aço líquido processado, 100 a 150 kg de escória de aciaria são produzidos (MACHADO, 2006).

No Quadro 1.1 são explicitadas as principais aplicações das escórias siderúrgicas. O uso da escória de alto-forno na indústria de cimento é uma atraente alternativa para os custos,

tangíveis e intangíveis, relativos ao gerenciamento ambiental e à responsabilidade social corporativa. A inserção deste co-produto no mercado é, entretanto, limitada pelo preço do clínquer, alternativa tradicionalmente empregada, entre outros fatores.

Tabela 1.1- Destinação dos resíduos produzidos pela ArcelorMittal Tubarão, em 2008 (ARCELORMITTAL BRASIL, 2008)

Destinação	Perigosos	Não-perigosos
Reutilização ¹	Borra de alcatrão: 2.198 t. Pó de despoeiramento secundário da aciaria: 21.012 t.	Resíduos industriais reutilizados (sinterização): 583.232 t. Escória de aciaria reutilizada em obras de revestimento internas na usinas: 209.090 t.
Reciclagem ²	Reciclagem externa de pilhas e baterias: 3,3 t. Lâmpadas: 57.000 unidades.	Lama grossa de aciaria: 63.593 t na briquetagem. Lama fina de aciaria (sinterização + briquetagem): 75.751 t. Escória de aciaria (sinterização): 22.066 t.
Recuperação	Reutilização nas pilhas de carvão: Graxa 60 t. Óleo lubrificante: 8 t.	Reutilização de fino de cal na sinterização: 26.501 t. Reutilização da escória do KR na sinterização: 22.066 t.
Disposição final em aterro sanitário	Óleo contaminado com sólidos diversos: 29,1 t. Resíduo ambulatorial: 4,96 t. Lixo de bordo (porto): 35.610 t. Água contaminada com óleo (porto): 464.020 t.	Orgânico (restaurante): 1.109,35 t.
Armazenamento no local	Zero	Plantas beneficiamento (escória de aciaria, escória de beneficiamento de gusa, resíduo industrial R-BIT): 435.000 t. CASP – lama de aciaria, lama de alto-forno e pó de EP: 430.846 t.

¹A empresa não realiza a injeção subterrânea de resíduos.

² Reutilização: Prática em que o resíduo ou co-produto é reaproveitado no mesmo processo industrial.

Tipo de Escória	Escória de aciaria	Escória de alto-forno
Principal limitação tecnológica	Sua expansão volumétrica.	Necessidade de granulação e moagem
Aplicação	Pavimentação, lastro ferroviário, artefatos de concreto (blocos, tubos, guias, blocos intertravados), contenção de encostas, drenagens, fertilizantes corretivos de solo.	Matéria-prima para a produção industrial (cimento, lâ mineral, indústria de vidro), asfalto, aterros, lastro ferroviário, bases e sub-bases de estradas.

Quadro 1.1- Principais aplicações potenciais das escórias siderúrgicas (MACHADO, 2006)

A adição da escória de alto-forno ao cimento Portland foi normalizada em 1964 e usualmente gera dois tipos de cimento: o chamado Cimento Portland composto (CP II E 32), com até 35% de adição de escória em massa (NBR 11578, 1991); e o Cimento Portland de alto-forno (CP III 32), com até 70% de escória, em massa (NBR 5735, 1991). Atualmente, de aproximadamente 7,5 milhões de toneladas de escória de alto-forno produzidas anualmente no Brasil, cerca de 5,5 milhões são incorporadas à produção de cimento Portland (SILVA, 2007). Pesquisas (SILVA, 1998; SILVA, 2005; SILVA et al, 2006) mostram que estes tipos de cimento apresentam melhorias na resistência e na durabilidade, entre outras vantagens técnicas, o que leva à diminuição das necessidades de reparo e manutenção. Tal melhoria no desempenho, aliada ao menor conteúdo de materiais não-renováveis, está bem alinhada com os objetivos e princípios da construção sustentável.

Por compartilharem o mesmo processo de produção, o ciclo de vida do aço, da escória de alto-forno, e demais co-produtos gerados estão interligados. Surge, portanto, um problema na divisão da responsabilidade – ou alocação - pelos impactos ambientais, pelas decisões gerenciais, bem como pelas implicações econômicas, mercadológicas e sociais decorrentes.

Na metodologia da ACV, uma das formas de se abordar este problema é por meio da alocação de impactos, uma técnica de atribuição de impactos com base na adoção de um critério pré-definido. Tal critério pode ser a massa, a energia ou o valor econômico agregado, por exemplo. Já a norma ISO 14040:2006 sugere que, quando possível, evite-se a alocação por meio de (1) subdivisão dos processos em subprocessos unitários, ou de (2) expansão das fronteiras do sistema a fim de englobar o processo que receberá o co-produto como matéria prima.

A abordagem selecionada para adequadamente solucionar o problema imposto por um processo multifuncional (que gera mais de um produto) tem impacto direto sobre os resultados fornecidos pelo estudo. Por exemplo, caso fosse selecionado o critério de alocação por massa, as atribuições ambientais relativas às escórias siderúrgicas seriam possivelmente maiores do que se adotado o critério de alocação por valor econômico ou por energia. Por outro lado, se o critério adotado for alocar parte dos impactos associados à produção de aço às escórias siderúrgicas, haveria maior vantagem ambiental e econômica para o aço, enquanto se reduziria o resultado ambiental e econômico para as escórias siderúrgicas. Esta variação entre os resultados influencia diretamente a tomada de decisões da empresa, a obtenção de financiamentos, a escolha de produtos pelo mercado consumidor, o posicionamento no mercado de CO₂ e a elaboração de normas, políticas ambientais e de incentivo por parte do governo.

Os poucos estudos nacionais de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) relativos à produção de aço e cimento que foram desenvolvidos até hoje tipicamente desconsideraram qualquer tipo de alocação de impactos entre o aço e as escórias siderúrgicas, o que significa que nenhuma carga ambiental foi alocada à escória de alto-forno e que a substituição do clínquer Portland foi sempre considerada como ambientalmente benéfica. Pesquisas que contribuam para uma compreensão cuidadosa das implicações ambientais, econômicas e sociais da reciclagem das escórias siderúrgicas no setor de construção são, portanto, de grande relevância.

Essa pesquisa configurada nesta dissertação de mestrado tem como estudo de caso a Empresa Siderúrgica A, a ser descrita posteriormente, e abrange somente as etapas de transformação industrial para a fabricação do aço, desconsiderando as etapas de transporte, uso e disposição final. Abrange também as etapas de fabricação dos cimentos Portland CP I 32, CP II E 32 e CP III 32, novamente desconsiderando as etapas de transporte, uso e disposição final. O principal resultado esperado é o maior entendimento da influência da escolha do critério de distribuição de impactos em processos multifuncionais na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), com informações que permitirão uma avaliação mais fundamentada e consciente do processo em questão, tanto para o meio técnico e gerencial quanto para os consumidores e sociedade em geral.

1.2 Objetivos da pesquisa

1.2.1 Objetivos gerais

O principal objetivo desta dissertação de mestrado consiste em avaliar, comparativamente, os resultados de Avaliações do Ciclo de Vida (ACV) simplificadas do processo de produção do aço, utilizando (1) alocação de impactos por (i) massa e (ii) valor econômico agregado do aço e da escória de alto-forno, e (2) sua alternativa, a expansão das fronteiras do sistema de produção; e, posteriormente, o desenvolvimento de ACV simplificadas do processo de produção de três tipos de cimento Portland com diferentes percentagens de adição de escória de alto-forno (0%, 30% e 66%).

1.2.2 Objetivos específicos

- Configuração de critérios de alocação de impactos por massa e valor econômico para o processo industrial siderúrgico;
- Caracterização e modelagem do processo de produção do cimento Portland para permitir a análise por expansão do sistema do processo siderúrgico;

1.3 Estrutura da dissertação

A presente dissertação está estruturada em 6 capítulos. Neste *primeiro capítulo*, são apresentadas a sua contextualização e sua justificativa, seus principais objetivos e estrutura de organização.

O *Capítulo 2*, apresenta uma revisão da literatura sobre o processo siderúrgico e os principais co-produtos gerados, focando, principalmente, na geração da escória de alto-forno. Em seguida, apresenta-se uma revisão bibliográfica sobre a produção do cimento Portland, com foco na adição de co-produtos industriais ao processo de fabricação, em especial a escória de alto-forno. Discutem-se, também, as medidas ambientais que vem sendo tomadas na fabricação de materiais de construção com vistas à adequação do setor aos princípios do desenvolvimento sustentável.

No *Capítulo 3*, são abordados os aspectos conceituais e metodológicos da Avaliação do Ciclo de Vida. São listadas também as principais opções de *softwares* disponíveis para a realização da avaliação de impactos ambientais e da análise de inventário, além de apontadas algumas dificuldades da realização de estudos de ACV, com foco na alocação

de impactos.

No **Capítulo 4**, descreve-se a abordagem metodológica da presente dissertação, na qual são apresentadas algumas informações sobre a Empresa Siderúrgica A, foco do estudo de caso; algumas considerações a respeito do processo de produção do cimento aqui avaliado; bem como os principais objetivos e o escopo do estudo. No escopo, são relatadas a descrição do sistema de produto e suas funções, a escolha da unidade funcional, a definição das fronteiras do sistema, os procedimentos de alocação de impactos utilizados, as categorias de impacto selecionadas, assim como as suposições e limitações do estudo.

No **Capítulo 5** são apresentados e discutidos os resultados das ACV realizadas. Apresentam-se, primeiramente, os fluxogramas das etapas de produção do aço da Empresa A. Em seguida, são comparados os resultados obtidos por meio da utilização das alocações por massa e por valor econômico, e por meio da expansão do sistema para o aço e a escória de alto-forno. Posteriormente, são apresentadas as comparações dos resultados obtidos considerando a alocação por massa e por valor econômico e o cenário atual de análise (sem alocação), para os três tipos de cimento Portland.

Finalmente, o **Capítulo 6** reúne as principais conclusões e considerações finais desta dissertação, além de apontar a importância de pesquisas desta natureza e as lacunas para investigações futuras.

2 O PROCESSO SIDERÚRGICO E A INDÚSTRIA DO CIMENTO

2.1 A Siderurgia

Além da presença direta nos bens duráveis, o aço é vital na construção das máquinas e equipamentos que tornam possível à humanidade gozar dos benefícios e facilidades conferidos pelos bens de consumo modernos. A siderurgia se tornou tão importante que passou a servir de padrão medidor do desenvolvimento das nações. Desde então, são consideradas fortes as nações dotadas de elevadas capacidades de produzir e/ou comercializar produtos siderúrgicos e seus insumos (MACHADO, 2006).

Segundo artigo elaborado pela *World Steel Association* (s.d), mais de 1.3 bilhões de toneladas de aço são fabricadas e usadas todo ano; e espera-se que haja um contínuo e forte crescimento no volume de aço produzido, particularmente em áreas em desenvolvimento, como a América Latina, a Ásia, a África e o subcontinente indiano, nas quais o aço representará um elemento vital na elevação do bem estar material e social das sociedades em crescimento. Ainda segundo a *World Steel Association*, nessas regiões mais de 60% do aço consumido será destinado à criação de novas infraestruturas.

A indústria siderúrgica é formada por grandes empresas, em geral verticalizadas, que operam as diversas fases do processo produtivo, desde a transformação do minério em ferro-gusa até a produção de bobinas a frio ou galvanizadas. Embora no país os diversos setores consumam diferentes tipos de aço, a indústria siderúrgica nacional consegue atender a quase totalidade da demanda do mercado doméstico, produzindo uma ampla gama de produtos (FONSECA, 2007).

A siderurgia constitui um dos mais importantes arranjos produtivos do país e do Estado do Espírito Santo, representando uma considerável fonte de geração de emprego e renda e contribuindo para o PIB nacional. Segundo o Instituto Aço Brasil¹, a indústria do aço no país é representada por 13 empresas privadas, controladas por oito grupos empresariais responsáveis por 27 usinas distribuídas por 10 estados brasileiros. As onze empresas associadas a esta entidade operam usinas integradas e semi-integradas, ofertando uma ampla gama de produtos siderúrgicos que permite atender plenamente o mercado interno

¹ www.acobrasil.org.br, capturado em 28/06/2010.

e manter forte posição exportadora.

O Brasil está entre os 10 maiores produtores de aço bruto do mundo, e entre os dois com maior vantagem competitiva (relação de baixo custo e alta qualidade) de minério de ferro. Além disso, o setor siderúrgico é responsável por 50% da eletricidade utilizada no país e por 16% das suas emissões de CO₂ (OLIVEIRA E SAADE, 2010).

Todas as etapas de produção e transformação do aço exigem um grande consumo de recursos - renováveis ou não - e de energia, além de gerarem uma enorme quantidade de co-produtos e resíduos industriais (lamas, escórias siderúrgicas, gases, pós, entre outros).

O processo de produção do aço consiste de etapas em série de transformações metalúrgicas e operações mecânicas. A produção pode ser segmentada resumidamente em quatro etapas: preparo das matérias-primas (coqueria e sinterização), produção do ferro-gusa (alto-forno), produção de aço (convertedor, refinamento e lingotamento), e conformação mecânica (laminação e trefilação) (SILVA, 2005). O processo de fabricação do aço está esquematizado na Figura 2.1.

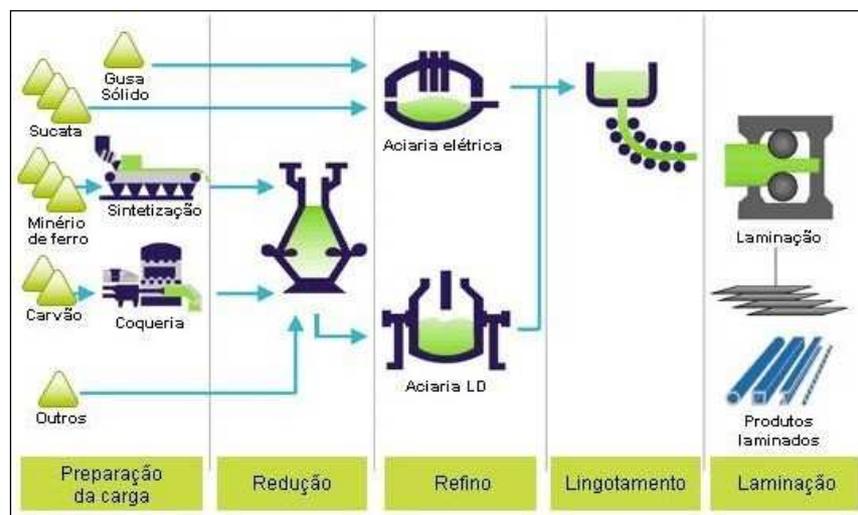


Figura 2.1: Fluxograma de produção do aço (INSTITUTO AÇO BRASIL, 2009²).

As siderúrgicas são classificadas de acordo com seu processo produtivo, podendo ser divididas em integradas, semi-integradas e não-integradas. Segundo o Instituto Aço Brasil (2009), as chamadas integradas operam as três fases básicas, quais sejam redução,

² Sem menção de autoria.

refino e laminação, participando de todo o processo produtivo e obtendo o aço como produto final. As usinas semi-integradas operam duas fases, quais sejam refino e laminação, partindo de ferro gusa, ferro esponja ou sucata metálica adquiridos de terceiros, para transformá-los em aço em aciarias elétricas e realizar sua posterior laminação. Já as unidades produtoras não-integradas operam apenas uma fase do processo, ou seja, processamento (laminação ou trefilas) ou redução.

2.2 A sustentabilidade na indústria siderúrgica

Em 1987 a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – CMMAD, da Organização das Nações Unidas (ONU), definiu, no Relatório intitulado “Nosso Futuro Comum” – também conhecido como “Relatório Brundtland”, o desenvolvimento sustentável como sendo o desenvolvimento capaz de suprir as necessidades da geração atual, sem comprometer a habilidade das futuras gerações de atenderem às suas próprias necessidades.

O relatório contempla a necessidade de uma progressiva transformação econômica e social, por meio de mudanças na estruturação do acesso aos recursos e na distribuição de custos e benefícios, como forma de promover a sustentabilidade. Surge, na mesma época, o conceito do tripé da sustentabilidade, do inglês, “triple bottom line” (ELKINGTON, 1999), na tentativa de englobar o amplo espectro de valores e critérios econômicos, ambientais e sociais que visam ao desenvolvimento sustentável de uma organização ou sociedade.

Dessa forma, o tema sobre desenvolvimento sustentável ganhou notoriedade, e a sociedade passou a buscar as causas promotoras da insustentabilidade, localizando-as, inicialmente, na explosão demográfica e na pobreza dos países do Sul, supondo que o grande perigo seria se toda a humanidade almejasse a qualidade de vida vicejante dos países do Norte. Com o tempo, a melhor compreensão dos limites da natureza e do próprio significado da existência do ser humano inserido na natureza deixaram transparecer outras fontes de ameaça ao desenvolvimento sustentável: o consumo exacerbado, a desigualdade social e a ganância pelo acúmulo de riquezas (POLIDORO, 2000).

Com a disseminação do conceito de desenvolvimento sustentável, surgiu a necessidade

de se mensurar o grau de sustentabilidade atingido ou desejado, uma vez que a discussão semântica em torno do desenvolvimento sustentável não bastaria para a avaliação quantitativa das alternativas colocadas em discussão. Nesse contexto, elaboraram-se indicadores e metas de sustentabilidade, como ferramenta de orientação a ações públicas e privadas por meio da avaliação dos elementos constituintes do desenvolvimento sustentável.

Segundo Almeida (2002), as empresas em geral sofrem pressões de todos os lados por maior transparência e fornecimento de informações sobre seu desempenho, porém a especificação e a quantificação de parâmetros para traduzir o grau de envolvimento ainda é um desafio.

Esse mesmo autor indica o GRI – Global Reporting Initiative como um dos mais consistentes esforços para consolidar diversas iniciativas e chegar a um consenso. Trata-se de um esforço internacional, iniciado em 1997 pela Coalition for Environmentally Responsible Economies (CERES), o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente e diversos atores (*stakeholders*), com o objetivo de desenvolver e institucionalizar diretrizes e padrões para os relatórios de desempenho ambiental, econômico e social (ALMEIDA, 2002).

As diretrizes para relatórios contempladas no GRI são desenvolvidas para estimular a produção de documentos relevantes, confiáveis e comparáveis entre si, facilitando os processos de tomada de decisão. Os elementos inseridos em um relatório de sustentabilidade devem ser divididos da seguinte forma (GRI, 2008³):

- Categoria: grandes áreas formadas por conjuntos de temas econômicos, ambientais ou sociais (por exemplo: ar, energia e trabalho);
- Aspectos: tipos de informação relacionados a uma categoria específica (por exemplo: emissões de gases estufa, consumo de energia por fonte e doações à comunidade);
- Indicadores: medições de um aspecto individual que podem ser usadas para

³ Sem menção de autoria.

acompanhar e demonstrar desempenho, podendo ou não ser quantitativas (por exemplo: toneladas de emissões, consumo de água por unidade de produto e contribuições financeiras anuais para a comunidade).

Um dos setores industriais mais afetados pelas metas de redução propostas nos diferentes acordos internacionais com foco na sustentabilidade é o setor siderúrgico. Tradicionalmente, a indústria do aço utiliza-se de processos com intenso consumo de energia e matéria-prima (LEE; PARK, 2005), o que resulta em um potencial significativo para geração de passivos ambientais. Observa-se, portanto, já há algum tempo, um considerável esforço por parte do setor para garantir a adequação de seu processo produtivo às metas do desenvolvimento sustentável.

Segundo Dalé, Hansen e Rodrigues (2008), as siderúrgicas nacionais desenvolvem diferentes projetos e programas visando dar transparência às suas atividades, aumentar o diálogo com seus públicos de interesse, além de estarem preocupadas com a integração dos desempenhos econômico, social e ambiental. As ações citadas se mostram consideravelmente benéficas para o setor, uma vez que promovem a minimização de riscos e custos, a melhoria da produtividade, a eliminação de perdas, a promoção do crescimento, a expansão da fatia de mercado, além da melhoria de reputação.

Os indicadores geralmente utilizados pelas empresas de siderurgia são relacionados ao consumo e tratamento de água, às emissões atmosféricas, à geração de resíduos sólidos, ao consumo de energia e às ações voltadas à comunidade em que se insere.

Objetivando a minimização das cargas ambientais associadas ao processo produtivo do aço, a indústria siderúrgica focaliza esforços na elaboração de diversas medidas gerenciadoras das potenciais fontes de impacto ambiental inseridas no processo. Em virtude disso, todas as usinas siderúrgicas brasileiras possuem sistemas de gestão ambiental implantados ou em fase final de implantação (INSTITUTO AÇO BRASIL, 2009⁴). Em 2009, das 27 usinas produtoras de aço das empresas associadas ao Instituto Aço Brasil, 23 já tinham obtido a certificação de seus sistemas de gestão ambiental pela norma ISO14001 e outras duas estavam em processo de certificação. Essas usinas foram

⁴ Sem menção de autoria.

responsáveis por mais de 99% da produção de aço bruto do setor no período (INSTITUTO AÇO BRASIL, 2010⁵).

Ao longo de 2009 as empresas do setor siderúrgico investiram mais de R\$778 milhões em ações de modernização e manutenção de sistemas de controle e tratamento ambiental dos processos produtivos, como sistemas de desempoeiramento, monitores para chaminés e gestão de resíduos, efluentes, entre outros (INSTITUTO AÇO BRASIL, 2010⁶), configurando um padrão de crescimento no investimento em melhoria ambiental de processos relacionados com a produção e operação das usinas, como mostra a Figura 2.2.

Para atingir as metas e objetivos vislumbrados nos sistemas de gestão adotados, as empresas buscam reduzir o consumo de matérias-primas, com ênfase nos recursos naturais não renováveis, por meio da maior eficiência no uso desses recursos e aumento na reciclagem dos co-produtos gerados no processo produtivo. Além disso, observa-se um esforço na busca de alternativas tecnológicas de fontes de energia ou no aumento da eficiência dos processos internos de geração energética – como é o caso da ArcelorMittal Tubarão, uma das mais importantes siderúrgicas brasileiras, que aumentou a potência da energia gerada internamente por meio da implantação de uma nova central termelétrica e de um modelo de co-geração de energia com base no aproveitamento dos gases gerados em seu processo (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2006⁷). Essa preocupação com aumento de eficiência energética é observada em todo o planeta; segundo publicação da *World Steel Association* (s.d.), nos últimos 30 anos a indústria siderúrgica reduziu em 50% seu consumo de energia por tonelada de aço produzido.

⁵ Sem menção de autoria.

⁶ Sem menção de autoria.

⁷ Sem menção de autoria

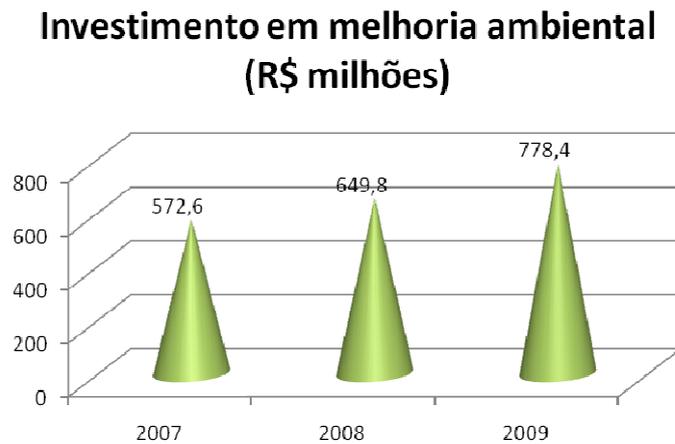


Figura 2.2: Investimento das empresas do setor siderúrgico em melhoria ambiental. Adaptado de Instituto Aço Brasil (2010⁸).

O uso da água, a geração de efluentes e as emissões atmosféricas são, também, objetos de pesquisa e atenção no contexto da promoção de um processo sustentável. Segundo o Relatório de Sustentabilidade do Instituto Aço Brasil (2009), várias medidas foram adotadas pelas empresas associadas para otimizar a recirculação ou reuso das águas de processo, reduzindo-se, ao máximo, o seu descarte e diminuindo a demanda por captação da água dos rios. A Figura 2.3 evidencia a proporção do uso de água em 2008, explicitando a elevada percentagem de água reciclada e recirculada.

Desenvolvem-se, também, atividades relacionadas ao monitoramento da qualidade dos efluentes industriais gerados, a partir das estações de tratamento de efluentes. Como exemplo, cita-se a iniciativa da ArcelorMittal Tubarão, que, em 2006, iniciou a operação da Estação de Tratamento de Água de Reuso, reduzindo a vazão de efluentes de 1.150 m³/hora para cerca de 430 m³/hora (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2006⁹).

⁸ Sem menção de autoria

⁹ Sem menção de autoria

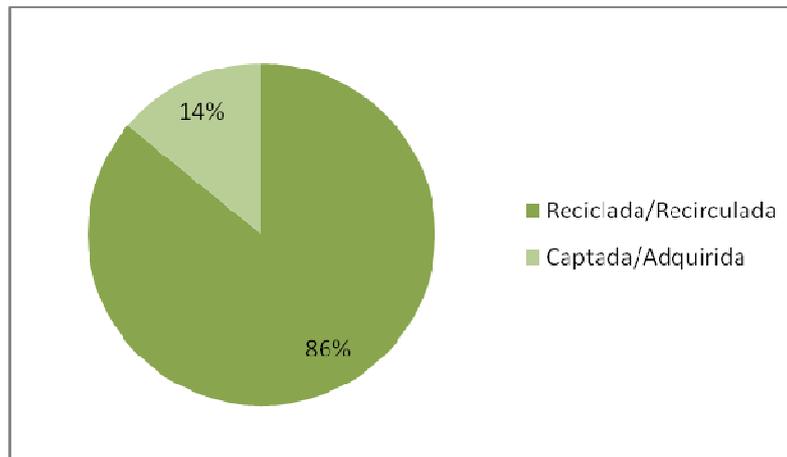


Figura 2.3: Proporção do uso de água pelas siderúrgicas associadas ao Instituto Aço Brasil, em 2008 (INSTITUTO AÇO BRASIL, 2009).

Ainda segundo o Instituto Aço Brasil (2009), todas as empresas associadas realizam monitoramento de emissões atmosféricas de fontes fixas, principalmente sob a metodologia de monitoramento direto, com analisadores contínuos na linha de produção.

O setor siderúrgico busca, por meio do gerenciamento de co-produtos provindos da produção do aço, maximizar o seu uso dentro do próprio processo industrial (reuso/reutilização), ou direcioná-los para reciclagem em outros setores. O aproveitamento dos co-produtos gerados na produção do aço por parte de outras indústrias tem grande potencial de redução das emissões de CO₂ por substituir os recursos naturais utilizados convencionalmente (WORLD STEEL ASSOCIATION¹⁰, s.d.).

A quantidade de co-produtos da produção do aço gira em torno de 450 a 500 kg por tonelada de aço bruto produzida, com as escórias siderúrgicas representando mais de 70% deste total.

É prática comum a venda ou a reciclagem destes co-produtos dentro do processo siderúrgico, porém cerca de 20% ainda é destinado a aterros, uma vez que faltam usos alternativos técnica ou economicamente viáveis (YUAN; LANA, 2005).

A Figura 2.4 evidencia os dados estatísticos de geração e destinação dos co-produtos do setor siderúrgico.

¹⁰ Sem menção de autoria

Em função da grande quantidade de escórias siderúrgicas gerada, observa-se um esforço da siderurgia para encontrar alternativas de aplicação, incentivando pesquisas acadêmicas para o desenvolvimento de novas tecnologias, identificando a atratividade ou a competitividade da escória siderúrgica em cada uso previsto, e trabalhando em conjunto com entidades ambientais para disseminar o seu uso.

Geração e destinação de resíduos e co-produtos			
	2007	2008	2009
Geração de resíduos e co-produtos (t)	21.143.080	21.765.133	16.956.083
Reaproveitamento	94%	93%	86%
Estoque	6%	7%	11%
Disposição final	(-)	(-)	3%

Figura 2.4: Dados estatísticos de geração e destinação dos co-produtos do setor siderúrgico (CCABrasil, 2009¹¹).

Atualmente, os diferentes tipos de escórias siderúrgicas gerados são destinados a usos distintos. A escória de alto-forno é, desde 1952, reciclada por meio de sua adição ao cimento, alternativa esta que somente consome cerca de 60% do total produzido, resultando em um acúmulo do estoque de escória de alto-forno na plantas produtoras de cimento (SILVA et al., 2005). O uso desta escória na fabricação do cimento resulta na redução do consumo de recursos naturais não-renováveis e implica, também, na redução da pegada de carbono do processo de produção (LEE; PARK, 2005). Existem pesquisas apontando a viabilidade técnica do uso desta escória na adição ao concreto, e tal utilização já é realizada nos EUA. No Brasil, entretanto, este uso específico ainda não foi normalizado.

A escória de aciaria é comumente usada como agregado para lastro ferroviário e como base e sub-base rodoviária. Sua natureza expansiva e a falta de métodos e critérios de aceitação confiáveis, porém, resulta em diferentes problemas de durabilidade, que inviabilizam ou dificultam a disseminação de seu uso. Há casos de sucesso e de fracasso na aplicação da escória de aciaria em pavimentação, tendo algumas empresas siderúrgicas se dedicado à solução dos mesmos (ARCELORMITTAL TUBARÃO, 2007¹²).

¹¹ Sem menção de autoria

¹² Sem menção de autoria.

Apesar da força e credibilidade da siderurgia no Brasil, que ocupa o 9º lugar no *ranking* da produção mundial de aço, estudo realizado por Mello e outros (2009) aponta que existem barreiras associadas à competitividade e à sustentabilidade ambiental do setor siderúrgico brasileiro.

Ainda que este setor se coloque como um baixo emissor de gases poluidores em função do uso de carvão vegetal e energia elétrica, não existem políticas definidas sobre a adoção de metas setoriais e, além disso, esses autores afirmam que a reciclagem do aço é dificultada pela baixa disponibilidade de sucata, se comparada aos patamares norte-americanos e europeus.

Como propostas para a desestruturação das barreiras citadas, esses autores colocam a promoção da sucata de obsolescência (encontrada no aço já convertido em produto final que fora descartado pela sociedade), por meio da formação de grandes associações que viabilizem a alta escala e estrutura logística demandadas pela mesma, como usinas de reciclagem e cooperativas de coleta.

Os resultados dessa pesquisa apontam para a ocorrência de uma cisão da sustentabilidade ambiental na siderurgia brasileira, caracterizada pela condição favorável das usinas integradas e semi-integradas em detrimento das independentes, em especial produtoras de ferro-gusa.

Tal condição se estende aos debates quanto à adoção de metas setoriais de redução de Gases de Efeito Estufa (GEE), nos quais apenas o primeiro grupo faz parte do inventário coordenado pela associação mundial do aço, *World Steel Association*. Esses autores sugerem, portanto, que a sustentabilidade ambiental das siderúrgicas integradas e semi-integradas seja vista como única à de usinas independentes, principalmente pequenas produtoras de ferro-gusa.

2.3 A indústria do cimento

Segundo Gondim *et al* (2004), a indústria da construção civil é um dos setores de maior importância na formação do Produto Interno Bruto (PIB) do Brasil. Devido à capacidade tecnológica do setor de construção brasileiro, destacando-se, também, a indústria do cimento, não se observam grandes demandas de importação, o que não pressiona a

balança comercial. Ocorre, na verdade, o contrário, pois a indústria da construção desempenha o papel de incentivadora de outros setores da economia, devido à alta taxa de geração de empregos, de renda e impostos (GONDIM *et al*, 2004).

O primeiro cimento Portland lançado no mercado brasileiro foi o cimento comum, que equivale, atualmente, ao CP I 32 – cimento Portland comum (NBR 5732, 1991), um tipo de cimento Portland sem quaisquer adições além do gesso - este utilizado como retardador da pega. Segundo Moreno (2001), foi a partir do amplo domínio científico e tecnológico sobre o cimento Portland comum que se pôde desenvolver outros tipos de cimento, com o objetivo inicial de atender a casos especiais. Com o passar do tempo, constatou-se que estes outros tipos de cimento, tidos como especiais, apresentavam desempenho equivalente ao do cimento Portland comum, atendendo satisfatoriamente às necessidades das aplicações em que eram empregados e, em diversos casos, apresentando vantagens adicionais.

O cimento, portanto, como produto final para aplicação, passou a se apresentar sob forma de diversas misturas, gerando diferentes tipos de produtos, cujas características de aplicação se adequam às propriedades de cada um (FUJITA, 2007).

A indústria da construção e o uso do ambiente construído são responsáveis por uma porção considerável do total de impactos antropogênicos no ambiente natural (JONSSON *et al*, 1998). Torna-se incontestável, portanto, o fato de que a redução da carga ambiental associada ao setor de construção é indispensável para que se atinjam as metas do desenvolvimento sustentável (ZHUGUO, 2006).

Neste contexto, a indústria do cimento desempenha um papel vital no fornecimento de infra-estrutura e moradia para atender às crescentes necessidades das sociedades em desenvolvimento. O cimento é um dos materiais de construção mais importantes em termos de volume consumido e produzido e de capital (NAVIA *et al*, 2006). Devido à sua abundância no mercado mundial, a adequada compreensão das implicações ambientais da fabricação de cimento e concreto se torna cada vez mais crucial (LIPPIAT *et al*, 2004).

Estima-se que aproximadamente uma tonelada de concreto seja produzida, a cada ano, para cada ser humano no planeta (LIPPIAT *et al*, 2004), perdendo somente para a água no

total de volume produzido e consumido anualmente pela sociedade (CSI, 2009¹³). O cimento, como a “cola” essencial no concreto, é produzido e utilizado em quantidades cada vez mais significativas. Huntzinger e Eatmon (2009) afirmam que o concreto (incluindo-se, portanto, o cimento) é um dos mais significativos materiais fabricados no mundo.

Aproximadamente 5% das emissões antropogênicas globais de carbono são originadas da fabricação do cimento (HUNTZINGER; EATMON, 2009). Esta porcentagem está aumentando rapidamente, uma vez que a produção de cimento aumenta a uma taxa mais rápida do que a velocidade com que as emissões estão sendo reduzidas (CSI, 2009¹⁴). A importância do controle e da compreensão acerca das consequências ambientais da produção de cimento é enfatizada quando se considera o esperado crescimento da mesma nas próximas décadas. Acredita-se que a produção global de cimento aumentará em 2.5 vezes entre 2005 e 2050, com considerável parte desse crescimento ocorrendo nos países em desenvolvimento (CSI, 2007¹⁵), como mostra a Figura 2.5.

Por todas as razões citadas, é de extrema importância dar prioridade ao setor de construção como um todo, tanto em termos de investimento em desenvolvimentos técnico-científicos, quanto em termos de financiamento de pesquisas acadêmicas e estipulação de políticas públicas adequadas, para que se possa caminhar rumo à sustentabilidade dentro de um intervalo de tempo viável (ERLANDSSON; BORG, 2003); uma vez que as construções possuem longa vida útil, e o impacto associado ao seu uso, portanto, se prolonga por períodos consideráveis.

O processo de fabricação do cimento é um processo físico-químico de transformação de minerais naturais como o calcário, a argila, o minério de ferro e a areia em uma mistura de minerais sintéticos que possuem a capacidade de reagir com a água e desenvolver propriedades de resistência à compressão (MORENO, 2001).

¹³ Sem menção de autoria.

¹⁴ Sem menção de autoria.

¹⁵ Sem menção de autoria.

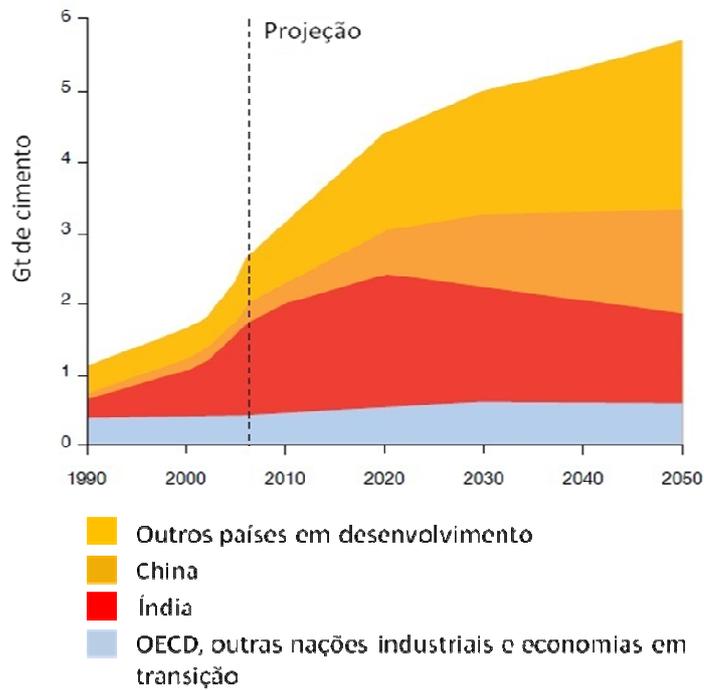


Figura 2.5: Produção de cimento em países industrializados e em desenvolvimento. Adaptado de Muller e Harnisch (2008).

O processo básico de fabricação do cimento é comumente dividido nas etapas de preparo da matéria-prima, que consiste na extração do calcário e da argila e na britagem do calcário; em seguida há o preparo da chamada “farinha crua”, que é a mistura de calcário e argila, passando pelas etapas de dosagem, moagem e homogeneização; segue-se, então, à fabricação do clínquer, que consiste na queima da farinha e posterior resfriamento; e, por fim, há a fabricação do cimento propriamente dito, mediante adições de materiais como a escória de alto-forno, o gesso e o próprio calcário (dependendo do tipo de cimento Portland a ser fabricado) e posterior moagem. A Figura 2.6 evidencia o fluxograma básico de produção do cimento Portland segundo a ABCP.

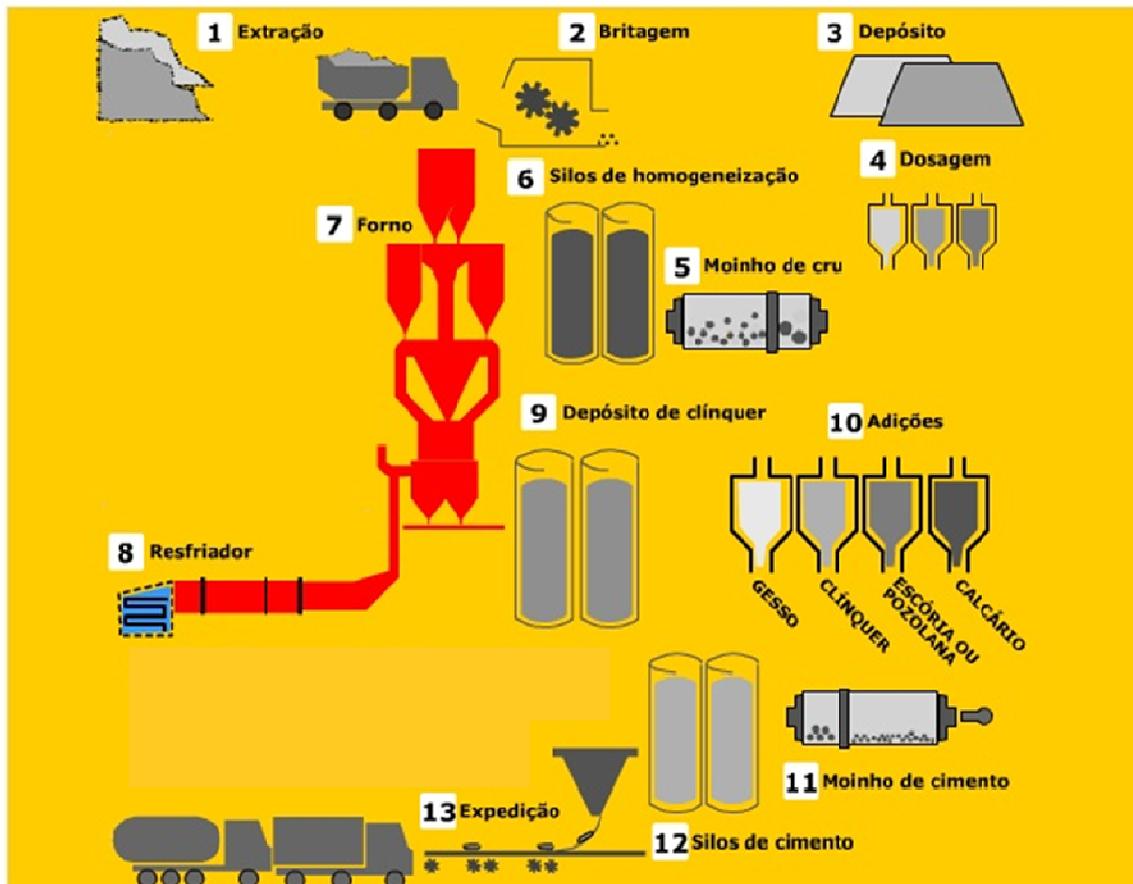


Figura 2.6: Fluxograma básico da produção do cimento Portland. Fonte: ABCP, 2009¹⁶.

2.4 Os tipos de cimento Portland

O Brasil dispõe, segundo boletim técnico da ABCP (2002), de variadas opções de cimento Portland, diferentes entre si - principalmente em função de sua composição, que atendem com desempenho satisfatório as mais variadas aplicações e obras. Os mais empregados nas diversas obras de construção civil são *i)* o cimento Portland comum, *ii)* o cimento Portland composto, *iii)* o cimento Portland de alto-forno, e *iv)* o cimento Portland pozolânico.

Há, também, outros tipos de cimento Portland que, seja pela menor oferta ou pelas características especiais de aplicação, são consumidos em menor escala. São eles: *v)* o

¹⁶ Sem menção de autoria.

cimento Portland de alta resistência inicial, *vi*) o cimento Portland resistente aos sulfatos, *vii*) o cimento Portland branco, *viii*) o cimento Portland de baixo calor de hidratação, e *ix*) o cimento para poços petrolíferos.

A Tabela 2. 1, abaixo, indica os diferentes tipos de cimento Portland comum e composto, apontando características de composição e normas reguladoras.

Tabela 2. 1: Composição dos cimentos Portland comuns e compostos (ABCP, 2002).

Tipo de cimento Portland	Sigla	Composição (% em massa)				Norma brasileira
		Clínquer + gipsita	Escória granulada de alto-forno	Material pozolânico	Material carbonático	
Comum	CP I-32	100		(-)		NBR 5732
	CP I-S-32	99-95		1-5		
Composto	CP II-E-32	94-56	6-34	(-)	0-10	NBR 11578
	CP II-Z-32	94-76	(-)	6-14	0-10	
	CP II-F-32	94-90	(-)	(-)	6-10	

Na Tabela 2. 2, evidenciam-se as características dos cimentos Portland de alto-forno e pozolânico.

Tabela 2. 2: Composição dos cimentos Portland de alto-forno e pozolânico. Fonte: ABCP, 2002.

Tipo de cimento Portland	Sigla	Composição (% em massa)				Norma brasileira
		Clínquer + gipsita	Escória granulada de alto-forno	Material pozolânico	Material carbonático	
Alto-forno	CP III-32	65-25	35-70	(-)	0-5	NBR 5735
Pozolânico	CP IV-32	85-45	(-)	15-50	0-5	NBR 5736

2.5 A sustentabilidade na indústria do cimento

Já há algumas décadas observa-se que empresas de diversos setores ao redor do mundo estão passando por um processo de reavaliação de suas estruturas operacionais, tanto em termos técnicos, quanto gerenciais. Explorando o conceito de desenvolvimento sustentável, estas empresas procuram integrar sua busca por crescimentos lucrativos com a garantia de proteção ambiental e qualidade de vida para a presente e as futuras gerações (BATTELLE; WBCSD, 2002¹⁷). Tendo como base tal premissa, muitas indústrias realizaram mudanças significativas em suas estratégias de produção e em suas políticas

¹⁷ Sem menção de autoria

empresariais.

O processo de produção do cimento passou por um intenso desenvolvimento desde seu surgimento, tanto em termos de eficiência produtiva quanto em termos de tecnologias e medidas de prevenção de potenciais impactos ambientais.

Segundo Schneider et al (2011), a produção anual global de cimento, hoje, chega a 2.8 bilhões de toneladas. Observa-se, porém, que ao mesmo tempo em que a produtividade aumenta, aumentam também os desafios referentes à elevação de custo no suprimento de energia, à adequação a novos e mais exigentes limites de emissão de CO₂, e ao fornecimento de matéria prima em quantidade e qualidade.

Neste cenário, destacam-se esforços por parte da indústria mundial de cimento, para enfrentar os desafios citados e, ainda assim, garantir a produtividade demandada pela sociedade. O *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) criou, em 1999, a *Cement Sustainability Initiative* (CSI), definida como um esforço global de 23 grandes produtores de cimento, que operam em mais de 100 países, com objetivos de: *i*) explorar os significados do desenvolvimento sustentável para a indústria do cimento; *ii*) identificar ações e medidas que possam ser tomadas pelas companhias, individualmente ou como grupo, para acelerar o progresso rumo ao desenvolvimento sustentável; *iii*) fornecer uma estrutura operacional para que outras companhias produtoras de cimento fiquem envolvidas na iniciativa; e, finalmente *iv*) criar conteúdo e contexto para um maior envolvimento dos agentes interessados (WBCSD, 2010¹⁸).

Destaca-se, também, a criação, por parte da WBCSD *Cement Sustainability Initiative*, do sistema “*Getting the Numbers Right*” (GNR), que poderia ser traduzido como “compreendendo corretamente os números”; que nada mais é do que um compromisso firmado pela CSI, em 2006, de desenvolver um sistema de informações global e regional a respeito de desempenho energético e emissão de CO₂ para a indústria de cimento. O GNR objetiva desenvolver informações estatísticas representativas, tanto global quanto regionalmente, relativas a consumo de energia e emissões de gases estufa na produção de clínquer e de cimento, com vistas a atender as necessidades dos diversos *stakeholders*

¹⁸ Sem menção de autoria.

(WBCSD, 2009¹⁹). Atualmente, todos os membros da WBCSD CSI participam do GNR enviando dados específicos de sua produção.

No âmbito nacional, a Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP) foi convidada a integrar, como membro colaborador, o WBCSD, participando, também, da iniciativa CSI. Além disso, a ABCP, juntamente com o Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC), criou em 2009 o Comitê de Mudanças Climáticas, com a participação ativa da indústria, a fim de liderar e focar as ações do setor para o tema (ABCP, 2009²⁰).

De acordo com o Segundo Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (CARVALHO *et al.*, 2010), elaborado pelo SNIC e pelo Ministério de Ciência e Tecnologia, uma série de características do processo produtivo, além de diversas ações adotadas pela indústria do cimento no Brasil, algumas já há muitas décadas, outras mais recentemente, têm contribuído para a redução das emissões de CO₂ e posicionam a indústria do cimento nacional entre uma das mais eficazes em termos de emissões de gases de efeito estufa.

Estudo realizado pela International Energy Agency (IEA) (2009), avaliando o potencial de redução das emissões de CO₂ associadas à produção do cimento, indicou o Brasil como o país com o menor potencial para redução; destacando, portanto, que o país já possui tecnologias consonantes com as metas ambientais do setor.

O SNIC publicou, em 2009, um relatório que evidencia algumas das razões pelas quais a indústria do cimento brasileira é considerada referência no combate à emissão de gases estufa. Segundo o relatório, as ações do setor são embasadas em três pilares. São eles:

- Eficiência energética, adquirida por meio da modernização do parque industrial e, conseqüentemente, do menor consumo de combustíveis;
- Cimentos com adições, como a escória siderúrgica, prática adotada há mais de 50 anos no país, sempre de acordo com as normas vigentes, e que possibilita a redução do consumo de clínquer e, em consequência, das emissões de CO₂;

¹⁹ Sem menção de autoria.

²⁰ Sem menção de autoria.

- Combustíveis alternativos, por meio do coprocessamento de resíduos e da utilização de biomassa.

O Brasil tem, atualmente, um importante programa de infra-estrutura a ser implementado com obras de construção civil para projetos como o Programa de Aceleração de Crescimento (PAC), o “Minha Casa, Minha Vida”, e para eventos de grandes proporções como a Copa do Mundo de 2014 e as Olimpíadas de 2016 (SNIC, 2009). Tais projetos e atividades demandarão grande aumento na disponibilidade de materiais de construção, destacando-se aí, claro, a necessidade de grandes quantidades de cimento. Alia-se a este fato o já previsto aumento na demanda de cimento por parte das sociedades de países em desenvolvimento, o que leva à constatação de que será grande o desafio a ser enfrentado pela indústria de cimento nacional de manter baixos os níveis de emissão de gases estufa, enquanto se observa um significativo aumento na produtividade.

Estudo desenvolvido pela WWF (MÜLLER; HARNISCH, 2008) avaliou os cenários de potencial redução de emissão de CO₂ em países em desenvolvimento, dentre eles o Brasil. Os resultados mostram que a indústria cimenteira nacional é razoavelmente moderna, e que o país se destaca por possuir uma política ativa para a promoção de eficiência energética, tecnologias limpas e energias renováveis. De acordo com o estudo, se as fábricas de cimento atuais se adequarem às melhores práticas de produção observadas no país, e se as novas fábricas forem construídas de acordo com as mesmas, o fator de emissão de CO₂ pode ser razoavelmente reduzido, como mostra a Figura 2.7.

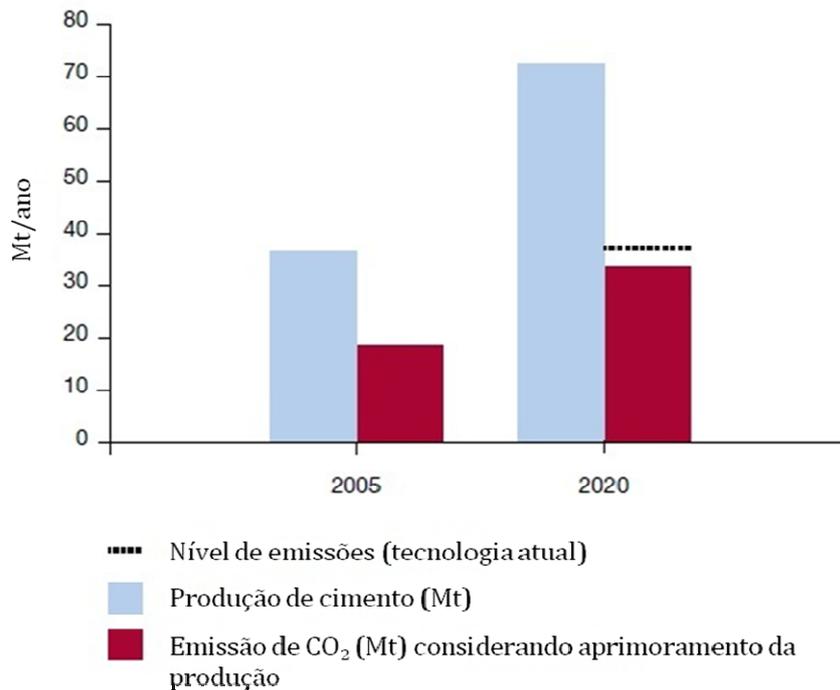


Figura 2.7: Cenário de produção e redução das emissões de CO₂ para o Brasil. Adaptado de Müller, Harnisch (2008).

Já se passaram algumas décadas desde que foram instituídos os sistemas de gestão de resíduos nas indústrias de cimento de todo o mundo; e sabe-se que tais sistemas permitiram reduções de custo e desenvolveram um meio sustentável de reutilizar consideráveis quantidades de diferentes tipos de resíduos (NAVIA et al, 2006).

Pouco mais da metade das emissões de CO₂ associadas à produção do cimento ocorre na transformação físico-química do calcário para obtenção do clínquer. A utilização de adições ao cimento, feitas com subprodutos de outras atividades e matérias-primas alternativas, representa, portanto, grande potencial de redução na pegada de carbono do setor. Observa-se, no cenário nacional, um aumento da utilização de adições ao cimento Portland, comparativamente à produção de clínquer e cimento, como evidenciado na Figura 2.8.

Segundo Hendriks *et al* (2004), o futuro potencial para a aplicação de cimentos com adição depende do atual nível de aplicação, da disponibilidade dos materiais utilizados como adições, e dos requerimentos e normas legislativas.

Worrell *et al* (1995) estimou o potencial de redução das emissões de carbono relativo à

utilização de aditivos na fabricação de cimento, e encontrou valores que variavam entre 0% e 29%. A média encontrada para todos os países, porém, teria um valor considerável (22%), o que evidencia a importância do uso de matérias primas alternativas na redução da carga ambiental associada à produção do cimento.

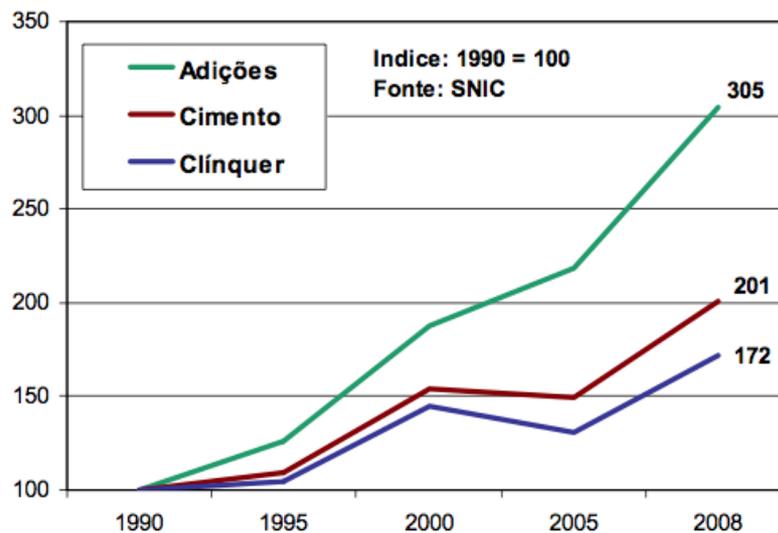


Figura 2.8: Evolução do uso de adições ao cimento no Brasil (SNIC; MCT, 2010).

No Brasil, a utilização da escória de alto-forno na fabricação do cimento Portland é observada há mais de 50 anos, e estudos demonstram que o cimento com adição de escória resulta em melhorias relativas à resistência, durabilidade e menor necessidade de manutenção, dentre outras vantagens técnicas.

A Figura 2.9 mostra a redução das emissões de CO₂ por tonelada de cimento, resultante da crescente utilização de adições no Brasil. As emissões relativas à produção do clínquer (oriundas da decarbonatação) permanecem relativamente constantes, enquanto as emissões por tonelada de cimento diminuem consideravelmente – fato este explicado pela substituição do clínquer por adições.

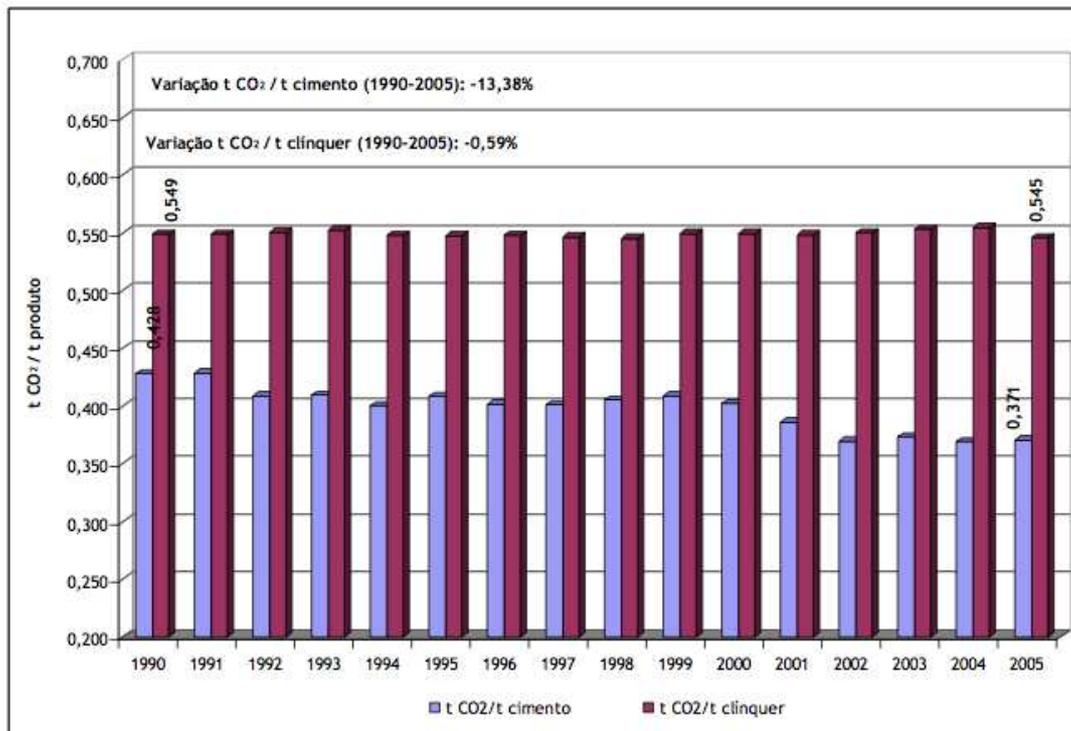


Figura 2.9: Evolução das emissões de CO₂ específicas por cimento e clínquer (SNIC; MCT, 2010)

2.6 Considerações sobre o capítulo

A produção de aço e cimento teve início há muitos séculos, e passou por transformações e melhorias para, hoje, tais materiais tornarem-se elementos chave no setor de construção, representando papel significativo na carga ambiental do mesmo, devido à sua extensiva produção e consumo.

O atual cenário de exigência por produtos e processos ambientalmente responsáveis implicou em esforços de ambos os setores industriais na busca por tecnologias e iniciativas que minimizam a carga ambiental do processo de produção, contribuindo para o reconhecimento da preocupação dos setores com a sustentabilidade corporativa. No entanto, esses segmentos industriais enfrentam dificuldades relativas à competitividade dos produtos e à redução de seus impactos.

A indústria siderúrgica encontra no setor de construção o potencial para um mercado consumidor dos co-produtos gerados no processo produtivo do aço, prevenindo a formação de passivos ambientais relacionados à destinação apropriada. A sinergia industrial entre esses dois setores é explorada no Brasil já há algumas décadas, e

apresenta grandes vantagens para ambos. A reciclagem da escória siderúrgica na fabricação do cimento Portland foi normalizada no país na década de 60, e já é prática corrente no mercado. O Brasil destaca-se como referência no mercado mundial, como comprovam estudos internacionais e locais que indicam um adequado desempenho da indústria nacional, em comparação com outros países.

Para mensuração das vantagens advindas da reciclagem da escória siderúrgica, bem como para avaliar a adequação do processo produtivo como um todo aos objetivos preconizados pela sustentabilidade, a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida destaca-se como uma técnica coerente e holística, possibilitando a compreensão dos impactos associados ao sistema produtivo ao longo de todo o seu ciclo de vida. As etapas e atividades que compõem uma ACV são explicitadas no capítulo seguinte.

3 A METODOLOGIA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMO TÉCNICA PARA A TOMADA DE DECISÕES

3.1 Introdução

O aumento da consciência relativa às consequências advindas das atividades antropogênicas no planeta e na garantia da qualidade de vida levou a sociedade em geral a exigir produtos mais adequados à conservação ambiental. Indústrias e empresas dos mais diferentes setores, portanto, começaram a refletir sobre suas estratégias e atividades, e a maneira como as mesmas influenciam na qualidade do meio ambiente.

A era iniciada após a Segunda Guerra Mundial foi caracterizada pelo surgimento de novas e promissoras tecnologias energéticas – nucleares, eólicas, geotermiais, entre outras e, inevitavelmente, quanto mais complexos os processos de obtenção de energia, mais extensas eram as análises realizadas para comparar o consumo e a geração de energia por meio dos chamados “recursos renováveis” (OLIVEIRA; SAADE, 2010). Assim se estabelecia, nessa época, o cenário em que se começa a vislumbrar a necessidade de estudos mais abrangentes e holísticos.

Ao final dos anos 60, foram realizados os primeiros estudos chamados Análise do Perfil Ambiental e de Recursos (REPA), com o intuito de quantificar o consumo de energia e as emissões associadas com a fabricação, o uso e a disposição final de produtos específicos. Tais estudos representam os precursores da Avaliação de Ciclo de Vida moderna.

Um grupo de pesquisadores comissionados pela Coca-cola, naquela mesma época, desenvolveu um trabalho visando investigar os recursos e o perfil ambiental de diferentes tipos de embalagens para a bebida, trabalho este considerado por muitos o primeiro estudo de ACV.

Essas avaliações holísticas e multidisciplinares seguiram aprimorando-se e recebendo diversos nomes, tais como avaliações do berço ao túmulo e balanços ecológicos; até que, em 1990, durante um *workshop* em Vermont, promovido pela Sociedade de Química e Toxicologia Ambiental (SETAC), os presentes propuseram e acordaram em utilizar o termo “Avaliação do Ciclo de Vida” (ACV) (HORNE; GRANT; VERGHESE, 2009).

A partir de 1990 nota-se um crescimento considerável das atividades envolvendo a ACV

na Europa e nos EUA, traduzido pelo número de *workshops* e outros fóruns organizados. A metodologia da ACV, desde então, se populariza em todo o mundo.

O desempenho ambiental de produtos e processos tornou-se um assunto chave, e, devido a isto, a busca por maneiras de minimizar os seus impactos sobre o meio ambiente tornou-se uma tendência do mundo corporativo (OLIVEIRA; SAADE, 2010). Com isso, muitas empresas encontraram caminhos vantajosos de melhoria de desempenho ambiental, que vão além das convencionais estratégias de prevenção de poluição e dos programas de gerenciamento ambiental. Um destes caminhos é sustentado pela metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (CURRAN, 1996).

O ciclo de vida de um produto consiste de todos os estágios inerentes à sua existência, com registros que começam com a extração da matéria-prima necessária para sua produção e terminam com a sua disposição final, abordagem esta conhecida como “*do berço ao túmulo*”. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é, portanto, uma metodologia de avaliação da carga ambiental de processos, de sistemas e de produtos ao longo de todo o seu ciclo de vida (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Segundo Chen *et al* (2011), a ACV destaca-se como uma valiosa técnica de gestão ambiental e suporte à decisão. O que torna o uso da ACV atrativo é seu foco nos produtos e processos em uma perspectiva de ciclo de vida; com um escopo eficiente na localização dos problemas, seja nas fases do ciclo de vida, nas diferentes regiões geográficas ou mesmo no tipo de impacto ambiental sendo gerado (FINNVEDEN *et al*, 2009).

Em estudos de ACV, todos os estágios da vida de um produto são avaliados sob o foco de interdependência (EPA, 2006¹). Todos os sistemas industriais envolvidos são descritos; assim como são contabilizadas todas as entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*), relacionadas com matéria-prima e energia, com a produção de resíduos, com as emissões atmosféricas, e com todos os fatores que possam gerar algum tipo de impacto ambiental. Ao somar os impactos do começo ao fim do ciclo de vida, a ACV disponibiliza uma visão holística dos aspectos ambientais e um retrato mais fiel do cenário, facilitando a comparação entre produtos e processos ou mesmo apenas a contabilização dos impactos referentes a um

¹ Sem menção de autoria.

único produto.

Segundo Finnveden *et al* (2009), quando as primeiras publicações relativas à ACV surgiram, nos anos 1990, o interesse na técnica cresceu rapidamente. Tal crescimento foi acompanhado de grandes expectativas em torno da análise, entretanto seus resultados eram comumente criticados. O autor afirma que, desde então, ocorreu um considerável desenvolvimento da técnica, que resultou na elaboração de uma norma mundial (ISO 14040:2006), acompanhada de diversas diretrizes; fatores estes que aumentaram a maturidade e a solidez metodológica da ACV.

A preservação dos recursos naturais é, sem dúvidas, um dos maiores desafios enfrentados pela humanidade atualmente. Neste sentido, a reciclagem de resíduos, por minimizar o consumo de recursos não renováveis, deve ser adequadamente considerada. Na metodologia da ACV, esta reflexão inevitavelmente leva à discussão de alocação dos impactos. Nos estudos atuais de ACV, usualmente, nenhuma carga ambiental é associada à geração de resíduos (somente à sua disposição final), uma vez que eles não são o “objetivo” do processo de produção (CHEN *et al*, 2010). Recentemente, entretanto, devido à disseminação das práticas de reciclagem e reuso de resíduos, estes se “elevaram” ao status de *co-produtos*, implicando, portanto, em uma mudança de paradigma acerca da importância e relevância de sua produção.

Refletindo tal mudança no entendimento do conceito de alguns resíduos industriais específicos, foi publicada, no ano de 2008, uma diretiva da União Européia que considera o resíduo como um co-produto se todas as seguintes condições forem verdadeiras (EU, 2008): (a) novo uso da substância ou objeto é garantido; (b) a substância (ou objeto) é produzida como parte integral de um processo de produção; (c) a substância (ou objeto) pode ser usada diretamente, sem que seja necessário um processamento que difira das práticas industriais usuais; (d) novos usos são lícitos, ou seja, a substância (ou objeto) satisfaz todos os requerimentos ambientais, sanitários e técnicos para seu uso específico, e não implicará em impactos adversos, ambientais ou sobre a saúde humana.

A alocação de impactos representa uma alternativa, recomendada pela norma internacional ISO 14044:2006, para distribuir os fluxos de entrada e saída dos processos que produzam mais de um produto. Como a alocação tem sido discutida como uma das

questões metodológicas da ACV mais polêmicas, observa-se um grande número de abordagens para a partição dos impactos em um sistema de produção complexo (MOON *et al*, 2006). Segundo Moon *et al* (2006), a melhor recomendação é evitar ou minimizar a alocação, sempre que possível, seja pela divisão de processos unitários (em que ocorra a geração de co-produtos) em dois ou mais subprocessos, ou pela expansão das fronteiras do sistema para englobar processos de produção que consumam os co-produtos em questão; no caso da expansão do sistema, subtraem-se as cargas ambientais associadas ao produto sendo evitado, por exemplo: quando modelando o processo de fabricação do ferro gusa e conseqüente geração da escória de alto-forno, subtraem-se as cargas ambientais associadas à produção do clínquer que será substituído pela escória de alto-forno gerada. Quando a alocação não pode ser evitada, a norma ISO 14044:2006 recomenda que os fluxos de entrada e saída sejam divididos de acordo com alguma relação física causal entre eles, seja o conteúdo mássico, molar ou mesmo energético. Quando a relação física não é claramente estabelecida, recomenda-se, ainda, a divisão por meio da consideração do valor econômico dos produtos.

Weidema e Schmidt (2010) alegam que a alocação de impactos quase sempre falha em manter a conservação de massa e energia (e, particularmente, carbono), enquanto a expansão das fronteiras do sistema, por sua própria natureza, sempre assegura que este princípio físico seja garantido. Esses autores alegam que a alocação “reparte” o sistema original em dois ou mais sistemas artificiais de acordo com o critério de alocação definido, e o único equilíbrio que permanece intacto nos sistemas resultantes é aquele relacionado ao critério escolhido. Utilizando, por exemplo, a alocação por massa, a conservação de massa permanece intacta, mas a conservação de energia não é mais garantida (WEIDEMA; SCHMIDT, 2010).

Cada diferente abordagem sugerida para solucionar o problema dos processos multifuncionais tem suas vantagens e desvantagens; por exemplo: a divisão do sistema em subprocessos, apesar de poder reduzir o problema, raramente irá solucioná-lo uma vez que tais subprocessos, muito provavelmente, também não serão processos unitários fisicamente separados, com uma só função (EKVALL; FINNVEDEN, 2001); e na expansão das fronteiras do sistema espera-se que existam sistemas de produção alternativos (para serem inseridos), e que tais sistemas tenham dados de inventário

acessíveis e confiáveis (AZAPAGIC; CLIFT, 1999), o que, muitas vezes, não ocorre.

Segundo Yellishetty *et al* (2009), a norma internacional tem sido criticada por não levar em consideração o fato de que as diferentes abordagens para o problema da alocação podem resultar em diferentes tipos de informação, e por não mencionar a necessidade de haver uma relação entre o método escolhido e o objetivo do estudo. Curran (2007) alega que a expansão das fronteiras do sistema é a abordagem preferível, mas sugere que se desenvolva uma variedade de diferentes abordagens para a alocação, alinhadas com possíveis objetivos e escopos de estudo.

Hoje, há diversas iniciativas internacionais visando à construção de um consenso mundial e ao fornecimento de recomendações relacionadas à realização da ACV (FINNVEDEN *et al*, 2011); merecendo destaque, por sua relevância, os documentos intitulados “*Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases*”, desenvolvido pelo *United Nations Environment Program* (UNEP) em conjunto com a SETAC (2011) – ambas organizações criaram o *Life Cycle Initiative*, em 2002, que é uma parceria internacional com o intuito de estimular usuários ao redor do mundo a colocar em prática a perspectiva do ciclo de vida; e o “*International Reference Life Cycle Data System*”, desenvolvido pela *European Commission* em 2010, visando fornecer a governos e indústrias uma base comum para assegurar qualidade e consistência a avaliações, métodos e dados de ciclo de vida.

Em 1992, a Organização Internacional para a Normalização (ISO) criou um comitê técnico responsável por normalizar um número de abordagens de gestão ambiental, incluindo a Avaliação de Ciclo de Vida. Até o momento, foram publicadas as seguintes normas internacionais relacionadas à ACV

- ISO 14040: 1997 *Environmental management – Life cycle assessment – Principles an framework.*
- ISO 14041: 1998 *Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis.*
- ISO 14042: 2000 *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment.*

- ISO 14043: 2000 *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation.*
- ISO/TR 14049: 2000 *Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis.*
- ISO/TS 14048: 2002 *Environmental management – Life cycle assessment – Data documentation format.*
- ISO/TR 14047: 2003 *Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14042.*

As quatro primeiras normas foram revisadas, sendo compiladas na

ISO 14040: 2006 *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.* Tal norma contém todas as definições de cada etapa, as limitações e condições de uso. No entanto, ela não descreve a técnica da ACV em detalhes, e tampouco especifica metodologias para as etapas individuais. Tais informações, além de diretrizes para o desenvolvimento da ACV, são encontradas na norma ISO 14044:2006 *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.*

No cenário atual, diferente do contexto em que surgiu, a ACV não se aplica somente a estudos comparativos, e perspectivas futuras apontam esta técnica de suporte à tomada de decisão cada vez mais ligada a políticas governamentais, ao *design* ou melhoria de produtos, ao *marketing*, dentre outras aplicações. A Figura 3. 1 esquematiza a metodologia da avaliação de ciclo de vida e relaciona a interpretação dos resultados obtidos com o uso pretendido para o estudo, assim como suas possíveis aplicações.

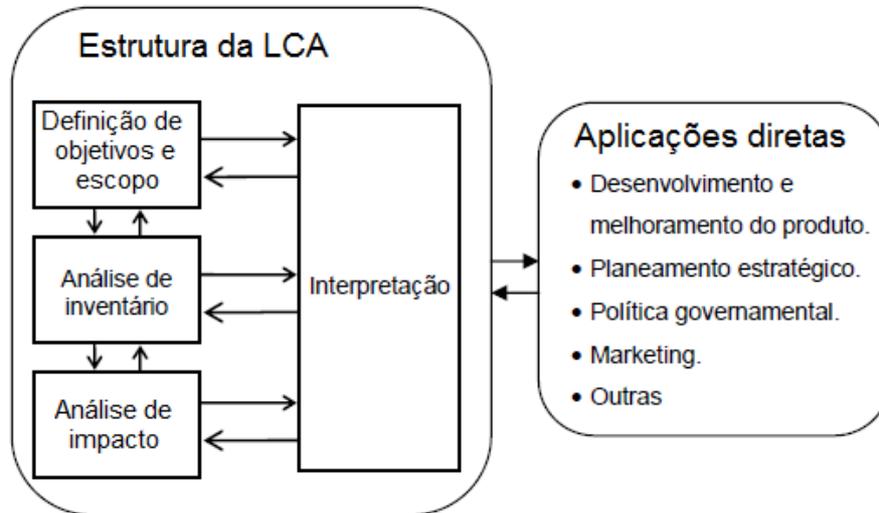


Figura 3. 1: Aplicações da Avaliação do Ciclo de Vida (ISO 14042:2000).

No segmento industrial, a ACV constitui uma importante técnica para a administração dos aspectos ambientais (SILVA, 2005), possibilitando a melhoria, por meio da comparação e seleção de opções para projeto mais ambientalmente relevantes, assim como a otimização de processos já existentes.

Para a comercialização de produtos, esta técnica oferece embasamento à rotulagem ambiental, comparação de desempenho ambiental entre produtos com funções similares, assim como suporte para estratégias de *marketing*.

Contempla-se, também, na literatura (HORNE et al, 2009), a adoção de versões mais simplificadas de ACV em termos de categorias e de indicadores de impactos (*quick ACV* ou *streamlined ACV*).

Verifica-se, no amplo leque de possíveis aplicações da ACV, a intensificação do seu uso tanto no segmento privado quanto no público. Na esfera pública, a ACV tem potencial de prover embasamento à instituição de políticas e legislações ambientais e à criação de programas para prevenção de poluição, podendo também ser empregada na determinação de critérios para recolhimento de tributos ambientais (SILVA, 2005).

Por motivos de eficiência e praticidade, a ACV é comumente dividida nas etapas de (i) *definição dos objetivos e escopo*, na qual o propósito da análise é especificado; (ii) *análise de inventário*, na qual são realizados os cálculos das emissões produzidas e dos

recursos utilizados; e, por fim, (iii) avaliação de impactos, na qual as emissões e o uso de recursos são relacionados a diversos problemas ambientais.

3.2 Definição dos objetivos e escopo

É nesta etapa que são definidos os propósitos do estudo, sua abrangência e profundidade (SILVA; SILVA, 2000). O produto, processo ou atividade é descrito, sendo estabelecido em que contexto a avaliação será realizada.

O objetivo e o escopo de um estudo de ACV devem ser consistentes com a aplicação pretendida e claramente definidos. Esta fase é crucial em estudos de ACV, já que propósitos diferentes demandam diferentes metodologias, e vice-versa (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

3.2.1 Objetivo do estudo

Esta etapa deve, sem equívocos, estabelecer o objetivo pretendido, a razão de realização do estudo e os agentes interessados (ISO 14041:1998). Para tanto, é importante que a formulação do problema seja devidamente especificada para garantir que a análise seja bem direcionada, evitando-se, com isso, resultados irrelevantes e um consumo desnecessário de tempo e de recursos.

3.2.2 Escopo do estudo

Após estabelecidos os objetivos e as partes interessadas, deve-se, nesta etapa, definir as escolhas a serem feitas para a formulação do estudo. Dessa forma, definem-se as especificações de modelagem, que constituem o escopo do estudo.

A importância da adequada definição do escopo reside na garantia de que a amplitude, a profundidade e o grau de detalhe do estudo sejam compatíveis e suficientes para atender ao objetivo estabelecido.

A NBR ISO 14.040:2001 considera importante a inclusão e descrição clara dos itens a seguir na ocasião da definição do escopo.

3.2.2.1 O sistema do produto a ser estudado

O sistema de um produto são todas as etapas conectadas, material e energeticamente,

incluídas no seu ciclo de vida, ou seja, são todas as fases pelas quais este produto ou sistema passará desde o seu berço até o seu túmulo (OLIVEIRA; SAADE, 2010). Um sistema de produto genérico é apresentado na Figura 3. 2.



Figura 3. 2: Estágios do ciclo de vida de um produto (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

3.2.2.2 As funções do sistema de produto

Em ciclos de vida é comum que um único sistema, ou algumas etapas deste, tenha mais de uma função; uma vez que não são raros os processos industriais com função de produzir mais de um produto, ou que dão origem a co-produtos. No processo siderúrgico, por exemplo, a etapa da aciaria tem como resultado a formação de placas acabadas, aço líquido e placas que ainda serão conformadas (Figura 3. 3). Torna-se imperativo, portanto, descrever quais as funções das diversas etapas e do sistema como um todo.

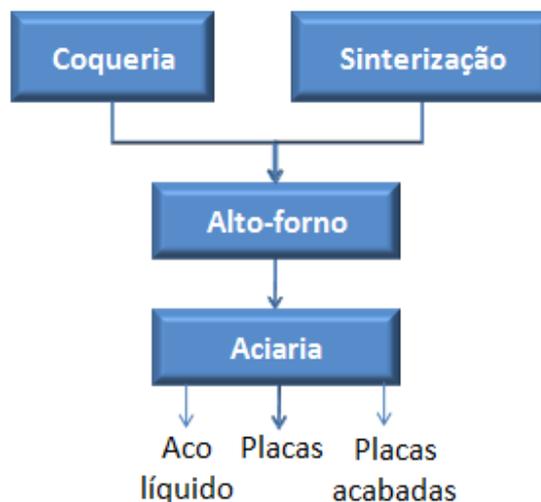


Figura 3. 3: Funções da aciaria e os co-produtos gerados (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

3.2.2.3 A unidade funcional

A escolha da unidade funcional é uma das etapas mais importantes, pois serve de comparação para cada parte do processo. De acordo com esta unidade, os fluxos de cada etapa são normalizados, resultando no seu desempenho quantificado; por esta razão, a unidade funcional é necessariamente quantitativa (OLIVEIRA; SAADE, 2000). No caso de uma ACV referente à produção do cimento, a unidade funcional adotada poderia ser, por exemplo, “*uma tonelada de cimento produzido*”.

Deve-se assegurar uma seleção criteriosa desta unidade, que serve para medir e mostrar os resultados da ACV, garantindo-se, assim, uma maior precisão do estudo e aplicabilidade dos seus resultados.

3.2.2.4 As fronteiras do sistema de produto

A NBR ISO 14.040:2006 define as fronteiras do sistema como os fatores que determinam quais unidades de processo devem ser incluídas na ACV. Como exemplo, pode-se considerar o processo de produção de cimento como um todo, ou apenas as etapas correspondentes à clínquerização.

Em adição aos limites explícitos do sistema, ainda é necessária a demarcação de fronteiras geográficas, temporais, tecnológicas e de bens de capital (SILVA, 2005).

Há diversos fatores que variam consideravelmente de uma indústria para outra, como o tratamento de resíduos, o beneficiamento de co-produtos, a matriz energética, o tipo de transporte utilizado e o grau de sensibilidade do meio ambiente. Esses mesmos fatores variam, também, de uma região para outra. A delimitação geográfica permite validar o estudo apenas em áreas e indústrias com características similares.

As fronteiras temporais delimitam o espaço de tempo no qual a representatividade dos dados pode ser ampliada, retratando períodos passados, presentes ou futuros, enquanto as fronteiras tecnológicas consideram o tipo de tecnologia em questão, demonstrando as condições operacionais em que os dados foram obtidos (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

Os bens de capital correspondem à infraestrutura disponível para a realização dos processos em questão, incluindo os equipamentos, veículos e quaisquer outros bens necessários. Em alguns casos, a produção e manutenção dos citados bens de capital pode

gerar impactos ambientais; nessas situações, deve-se definir as fronteiras de bens de capital, preconizando a inclusão ou não destes nos estudos, com base na sua representatividade.

Os fatores que determinam as fronteiras do sistema são, dentre outros, a aplicação pretendida do estudo, as suposições feitas, os critérios de corte, as restrições de dados, o custo, e o público-alvo pretendido.

3.2.3 Procedimentos de alocação de impactos

Como citado anteriormente, uma das questões mais polêmicas na metodologia da ACV é a partição dos impactos em processos que dão origem a produtos e co-produtos. Ciclos de vida conectados são muito usuais, e é de se esperar que nestas situações surjam problemas de como atribuir as cargas ambientais derivadas. Na observância dessas ocasiões, é importante que a distribuição da carga ambiental referente ao processo produtivo como um todo seja feita com cautela. Tal procedimento é reconhecido pela ISO 14.040:2006 como alocação de impactos, definido como a partição de fluxos de entrada e saída de um processo no sistema em estudo.

A ISO 14.044:2006 recomenda que caso seja utilizado o método de alocação, três princípios relativos a este conceito devam sempre ser atendidos: *(i) as atividades divididas entre sistemas de produtos diferentes devem ser identificadas antes da alocação de impactos; (ii) o somatório das cargas ambientais alocadas seja igual ao somatório das cargas totais (regra dos 100%) e (iii) que uma análise de sensibilidade deva ser realizada quando múltiplas alternativas de alocação parecerem possíveis.*

3.2.4 Categorias de impactos: metodologia de avaliação e de interpretação

Para a realização de estudos de ACV é necessário definir quais as categorias de impacto ambiental a serem avaliadas. Enquanto a norma ISO 14.040:1997 apresenta apenas categorias mais gerais (uso de recursos naturais, conseqüências ecológicas e saúde humana), outras referências, como o manual de ACV Holandês (Lindfors apud BAUMANN; TILLMAN, 2004), recomendam que todos os impactos ambientais relevantes sejam considerados.

A importância da pré-seleção das categorias de impacto nesta etapa reside no prévio

direcionamento dos dados a serem coletados, uma vez que os mesmos estão diretamente ligados aos tipos de impactos levados em consideração, já que as emissões de um determinado processo não necessariamente contribuem para todas as várias categorias.

A metodologia de avaliação também deve ser previamente estabelecida, definindo se serão cumpridas todas as sete etapas de avaliação de impactos ou apenas as três preconizadas pela norma ISO 14.042: 2000, cabendo, então, selecionar os critérios de classificação, de caracterização, de normalização, de agrupamento, de atribuição de peso às categorias de impacto e de análise da qualidade dos dados, conforme cada caso (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

Nesta etapa são feitas algumas pré-seleções que servirão de diretrizes para a realização da análise, e que são passíveis de serem modificadas quantas vezes for necessário durante o desenvolvimento do estudo, na medida em que novas alternativas se mostrarem mais adequadas.

3.2.5 Suposições

A NBR ISO 14.040: 2001 estabelece que as hipóteses de maior peso na validação do estudo ou que venham a causar algum tipo de restrição para a utilização de seus resultados sejam detalhadamente descritas.

3.2.6 Limitações

Limitações podem surgir das escolhas feitas durante a definição do escopo do estudo, ou de problemas quanto à obtenção de dados. Nestes casos, tais limitações devem ser devidamente avaliadas e documentadas.

3.2.7 Requisitos da qualidade dos dados iniciais

A tomada de decisões relativa à qualidade dos dados a serem utilizados é de suma importância, uma vez que, dependendo do tipo de dado utilizado, o modelo resultante pode gerar diferentes perspectivas de realidade.

A ISO 14.041:1998 lista diferentes requisitos de qualidade, descritos Quadro 3. 1 e classificados em relevância, acessibilidade e confiabilidade, que devem ser observados na coleta de dados.

Relevância	Confiabilidade	Acessibilidade
Cobertura temporal	Precisão	Reprodutibilidade
Cobertura geográfica		
Cobertura tecnológica	Consistência	Consistência
Plenitude		
Representatividade		

Quadro 3. 1- Aspectos de qualidade dos dados (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

3.2.8 Tipo de análise crítica

A análise crítica é uma técnica utilizada para verificar se os métodos usados para conduzir o estudo estão de acordo com a NBR ISO 14.040:2001; se são científica e tecnicamente válidos, apropriados e razoáveis em relação ao objetivo do estudo; se as interpretações refletem as limitações identificadas e o objetivo do estudo, e, finalmente, se o relatório do estudo é transparente e consistente. Segundo a NBR ISO 14.040:2001, deve-se, na condução de uma ACV, definir se e como será conduzida a análise crítica, assim como quem a conduzirá.

Existem diferentes tipos de análise crítica, como as realizadas por peritos internos, por peritos externos ou pelas partes interessadas. A NBR ISO 14.040:2001 estabelece que se deve realizar a revisão crítica sempre que a ACV for comparativa em termos de melhor desempenho ambiental. Em geral, análises críticas de uma ACV são opcionais e podem utilizar quaisquer das opções de análise delineadas.

3.3 Análise de inventário

Enquanto a etapa de definição e objetivo do escopo fornece um planejamento inicial a respeito de como será realizado o estudo, o Inventário do Ciclo de Vida consiste na coleta dos dados e nos procedimentos de cálculo.

Realizar uma análise de inventário significa, portanto, construir um modelo de sistemas de acordo com os requerimentos da etapa de definição de objetivos e escopo (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

O modelo de sistemas consiste na representação do ciclo de vida do produto na forma de um fluxo de sistemas técnicos, respeitando as fronteiras delimitadas na etapa de definição dos objetivos e escopo. Em tese, o inventário é semelhante a um balanço contábil-

financeiro, medido em termos energéticos ou de massa, havendo equilíbrio e igualdade entre entradas e saídas.

Normalmente, representa-se o citado balanço em formato de fluxograma, evidenciando todas as atividades incluídas no sistema analisado – a produção, o transporte, o uso e a disposição final, indicando, também, suas interações.

A estruturação do fluxograma depende da organização dos dados de todas as etapas do ciclo de vida, e, portanto, a aquisição de dados como matéria-prima, fonte de energia, produtos, co-produtos e resíduos sólidos e emissões atmosféricas e aquáticas faz parte da análise de inventário (OLIVEIRA; SAADE, 2010). Em seguida, tendo em mãos todos os dados necessários, realizam-se os cálculos da quantidade de recursos utilizados e da emissão de poluentes relativas à unidade funcional escolhida.

O modelo de ciclo de vida desenvolvido durante a análise de inventário deve representar, adequadamente, os fluxos mais relevantes para o sistema sendo avaliado. Para identificar as partes mais relevantes, de acordo com os objetivos de cada estudo, definiram-se duas formas de ACV: consequential e atribucional² (CURRAN *et al*, 2001). A ACV consequential descreve como os fluxos ambientalmente relevantes de e para o sistema tecnológico em questão se alterarão em resposta a possíveis mudanças no ciclo de vida; enquanto a ACV atribucional objetiva descrever quais são os fluxos ambientalmente relevantes de e para um ciclo de vida e seus subsistemas (EKVALL; WEIDEMA, 2004). Dessa forma, a ACV consequential procura gerar informações acerca das consequências de diversas ações sobre o ciclo de vida, enquanto a ACV atribucional indica um retrato fiel do cenário atual, sem vislumbrar mudanças, por exemplo, econômicas, governamentais e/ou tecnológicas.

A etapa de análise de inventário, de uma forma geral, deve ser organizada inicialmente com as atividades de preparo para a coleta dos dados, seguida da coleta dos dados propriamente dita, com a determinação dos procedimentos de cálculo, com os procedimentos de alocação, com os cálculos, com a normalização do sistema e com o

² Terminologia adotada em 2001, em um *workshop* sobre dados de eletricidade para inventário de ciclo de vida.

refinamento dos limites do sistema. Na Figura 3. 4 ilustram-se alguns princípios determinados pela ISO 14.041:1998 que devem ser seguidos durante a fase de inventário.

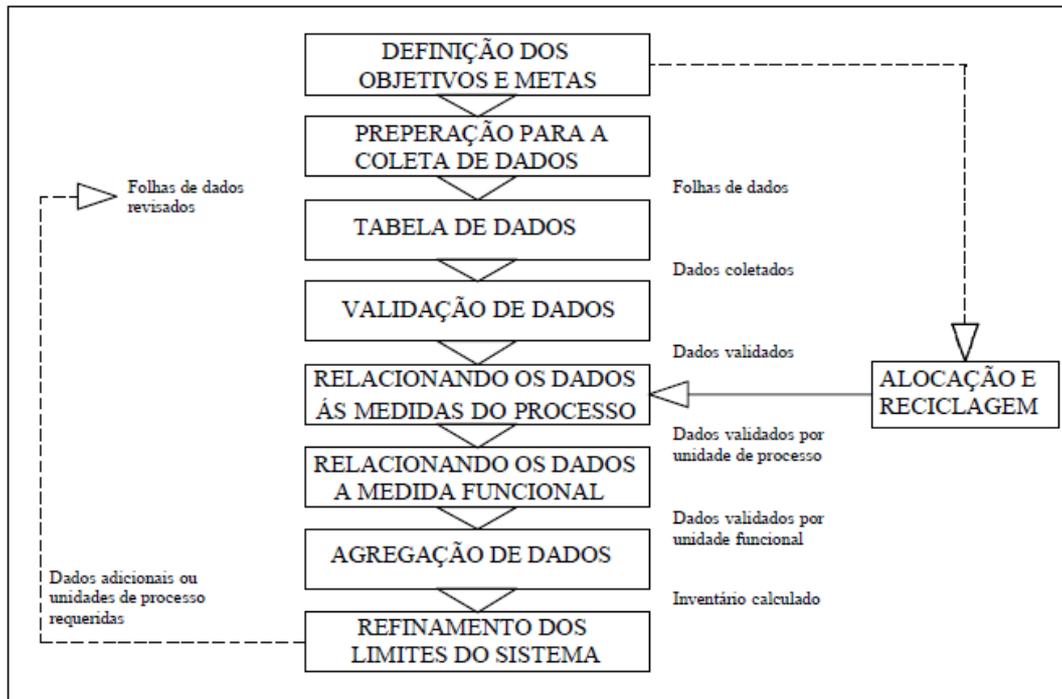


Figura 3. 4: Etapas operacionais e princípios para a realização do inventário. Adaptado de ISO 14044 (2006).

É comum que nessa etapa do estudo apareçam os primeiros problemas relativos à alocação de impactos. Deve-se contorná-los com a utilização dos critérios de alocação adotados na definição do escopo.

3.4 Avaliação de impactos

O objetivo desta etapa é explicitar os impactos decorrentes das cargas ambientais calculadas na análise de inventário. Esta etapa é responsável por transformar os resultados da análise de inventário em resultados ambientalmente relevantes, relacionando-os a impactos específicos, como acidificação e depleção da camada de ozônio, ao invés de deixá-los na forma de dados de emissão e de uso de recursos (BAUMANN; TILLMAN, 2004). A Figura 3. 5 demonstra a estrutura da avaliação de impactos.

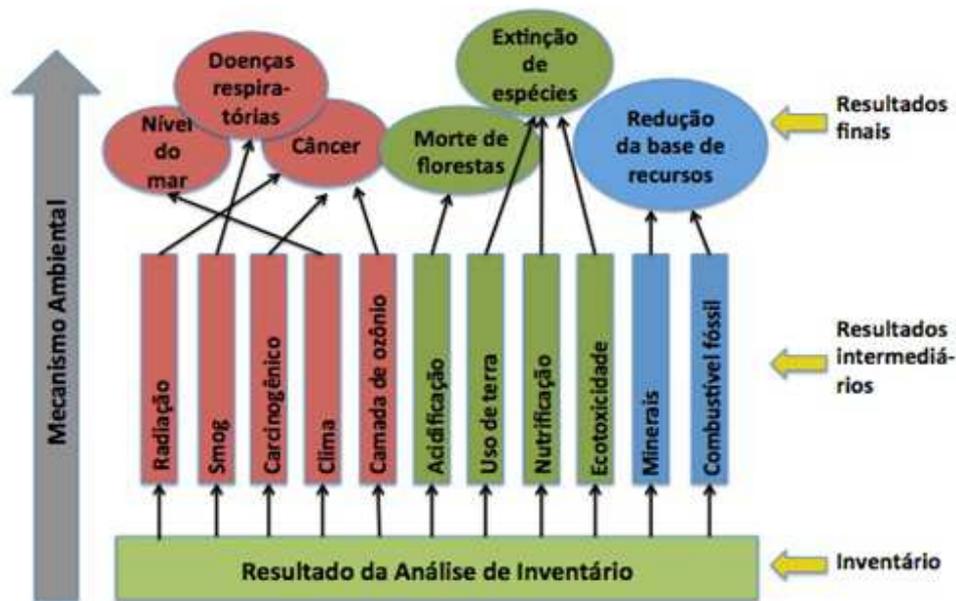


Figura 3. 5: Estrutura geral de um método de avaliação de impactos. Adaptado de Goedkoop et al (2008).

A análise de inventário pode resultar em contribuições de 50 a 200 distintos parâmetros, o que torna difícil a apresentação e a análise dos resultados (OLIVEIRA; SAADE, 2010). Pode-se, porém, reduzir esse número para aproximadamente 15 parâmetros, fazendo uso de um adequado agrupamento das cargas ambientais em categorias de impacto ambientais. É possível até mesmo chegar a uma única categoria, pela atribuição de pesos às várias categorias de impacto (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

A norma para a realização da avaliação de impactos, antiga ISO 14.042:2000, hoje inserida na ISO 14044:2006, divide esta tarefa em definição das categorias de impacto, classificação, caracterização, normalização, ponderação, pontuação única e análise da qualidade dos dados, sendo as três primeiras subfases obrigatórias e as quatro últimas, opcionais.

3.4.1 Definição das categorias de impacto

Durante a etapa de definição dos objetivos e escopo, estabelece-se o conjunto das categorias de impacto, porém um refinamento pode ser realizado a partir de informações coletadas e dos resultados obtidos na análise de inventário anterior. O Quadro 3. 2 lista os fatores a serem considerados na seleção das categorias de impacto, e o Quadro 3. 3

exemplifica algumas categorias de impacto, de acordo com o guia holandês de LCA (Lindfors et al., 1995).

Abrangência	A lista de categorias de impacto deve cobrir todos os problemas ambientais de relevância, isto é, problemas geralmente considerados como os de maior importância assim como os que podem ser de interesse para o LCA em estudo.
Praticidade	A lista não deve conter um número exagerado de categorias.
Independência	As categorias devem ser mutuamente independentes.
Possibilidade de interação nos cálculos	Deve ser possível conectar os parâmetros resultantes da análise de inventário às categorias de impacto escolhidas e aos métodos de caracterização.
Relevância ambiental	Os indicadores derivados dos métodos de caracterização devem ser ambientalmente relevantes para a categoria de impacto.
Métodos científicos	Os métodos de caracterização devem ser válidos cientificamente.

Quadro 3. 2: Considerações para a seleção das categorias de impacto (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Categorias de impacto	
1	Recursos - Energia e material
2	Recursos – Água
3	Recursos - Solo (incluindo pântanos)
4	Saúde humana - Impactos toxicológicos
5	Saúde humana - Impactos não toxicológicos
6	Saúde humana no ambiente de trabalho
7	Conseqüências ecológicas - Aquecimento global
8	Conseqüências ecológicas –Acidificação
8	Conseqüências ecológicas -Depleção da camada de ozônio
10	Conseqüências ecológicas - Impactos ecotoxicológicos
11	Conseqüências ecológicas – Eutrofização
12	Conseqüências ecológicas -Formação de foto-oxidantes
13	Conseqüências ecológicas -Alterações de habitat e impactos na biodiversidade
14	Fluxos de entrada que não são rastreados
15	Fluxos de saída que não são rastreados

Quadro 3. 3: Lista de categorias de impacto do guia Nórdico de LCA (LINDFORS et al, 1995).

3.4.2 Classificação

Nesta etapa conectam-se os parâmetros encontrados na análise de inventário às suas categorias de impacto. A classificação exige conhecimento da relação de causa e efeito

entre poluentes e categorias de impacto.

Algumas cargas ambientais relacionam-se com mais de uma categoria de impacto; como os óxidos de nitrogênio, por exemplo, que podem estar relacionados à acidificação e à eutrofização. Nestes casos, a separação dos poluentes deve ser realizada cuidadosamente para que a contagem dos efeitos não seja realizada de maneira duplicada. É importante ressaltar que estas atribuições somente devem ser feitas para efeitos independentes.

3.4.3 Caracterização

Caracterização é o cálculo da extensão do impacto ambiental por categoria, sendo o total de impacto obtido utilizando fatores de equivalência. Por exemplo, para os contribuintes para acidificação (SO_2 , NO_x , HCl, entre outros), o denominador comum utilizado pode ser a liberação do íon H^+ , que aumenta o pH. Cada molécula de SO_2 libera dois íons, enquanto as moléculas de HCl liberam apenas um íon (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

3.4.4 Normalização

Esta etapa relaciona os resultados da caracterização a um valor de referência, de forma a associar os impactos do estudo com o total de impactos de uma determinada região. Para validar esta comparação, entretanto, é bem provável que a unidade de comparação tenha que ser diferente da unidade funcional utilizada durante a análise de inventário. Por exemplo, não seria representativo comparar o total de impactos por unidade de um dado produto com o total de impactos da região. Seria mais coerente comparar o total de impactos devido ao uso deste determinado produto naquela região e os impactos totais na mesma área.

3.4.5 Ponderação

A ponderação pode ser definida como um procedimento onde a importância de um impacto ambiental é ponderada em relação à importância de outro dado impacto. O peso relativo entre diferentes categorias é expresso pelo fator de peso.

3.4.6 Pontuação única

Na pontuação única, as categorias são classificadas, numeradas em ordem de importância

e agrupadas, o que é muito útil para a análise e apresentação dos dados. Um exemplo é o agrupamento em termos de impactos locais, regionais e globais e impactos de baixa, média ou alta prioridade.

3.4.7 Análise da qualidade dos dados

Para proporcionar um melhor entendimento da significância, incerteza e sensibilidade dos resultados desta fase, algumas informações e técnicas adicionais podem se fazer necessárias.

De acordo com a ISO 14.042: 2000, estas técnicas também podem ser úteis para a identificação das atividades potencialmente mais impactantes do ciclo de vida; para a seleção daqueles dados em que pequenas alterações no seu valor causem grandes alterações nos resultados; para seleção de critérios de alocação de impactos e para avaliação do grau de incerteza associado aos resultados, nos casos em que os dados de entrada são estimativas, intervalos ou probabilidades.

Em suma, a avaliação de impactos pode ser entendida como uma etapa de agregação, na qual a grande quantidade de informações advindas da análise de inventário é processada e transformada em indicadores mais claros e direcionados ao alcance dos objetivos estabelecidos no início do estudo (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

3.5 Ferramentas disponíveis para a avaliação de impactos

Atualmente encontram-se no mercado diversos métodos visando à realização da avaliação de impactos. Os resultados obtidos na análise de inventário são agregados às informações ambientais de diversos poluentes e recursos, tornando mais rápida e padronizada a avaliação de impactos ambientais. Com isso, o dano ambiental causado por um poluente é indicado em relação a outros poluentes, ou seja, cargas ambientais diferentes são “medidas” de acordo com uma escala comum, particulares de cada *software* ou plataforma de apoio, construída a partir de características físico-químicas dos poluentes (OLIVEIRA; SAADE, 2010). Alguns exemplos de ferramentas são o *CML 2001*, desenvolvido pelo Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, o *Eco-indicator 99*, o *Recipe Mipdpoint* e *Endpoint*, desenvolvidos pela *PRé (product ecology consultants) sustainability*, *EDIP 2003*, desenvolvido pelo *LCA Center Denmark*

(centro dinamarquês de ACV), dentre muitos outros.

3.6 Softwares e plataformas de apoio à realização da ACV

Para realizar uma análise completa e holística, como a proposta pela metodologia da ACV, a utilização de uma plataforma de apoio facilita o processo de coleta e organização dos dados, realiza os cálculos aplicáveis ao estudo, além de fornecer uma visão clara e objetiva dos resultados. É possível, inclusive, por meio da plataforma, acessar bancos de dados mundiais, otimizando o tempo necessário à coleta de dados.

No contexto internacional, existem atualmente diversos *softwares* e plataformas de apoio direcionados à realização de estudos de ACV. Eles diferem quanto à sua aplicação; enquanto uns são desenvolvidos para qualquer tipo de estudo, outros são destinados a estudos ou setores industriais específicos. O Quadro 3. 4 apresenta alguns *software* e plataformas de apoio, indicando o tipo de usuário, características de uso e o país em que foram desenvolvidos.

Software	País de origem	Característica	Tipo de usuário
The Boustead Model	Reino Unido	Modelagem para cálculo de inventários de ciclo de vida	Engenheiro projetista, engenheiro ambiental e especialista em ACV
GaBi 5	Alemanha	Modelagem de elementos associados a produtos/sistemas seguindo uma perspectiva de ciclo de vida	Especialista em ACV
JEMAI-LCA	Japão	Modelagem de inventários, método de avaliação de impactos e interpretação de resultados	Engenheiro projetista e especialista em ACV
LCA-iT4	Suécia	Modelagem de inventários, método de avaliação de impactos e interpretação de resultados	Engenheiro projetista, engenheiro ambiental e especialista em ACV
PEMS 4.6	Reino Unido	Modelagem de inventários, método de avaliação de impactos e interpretação de resultados	Especialista em ACV
SimaPro	Países Baixos	Modelagem de inventários, método de avaliação de impactos e interpretação de resultados	Engenheiro projetista, engenheiro ambiental e especialista em ACV
TEAM™ (4.5)	França	Modelagem de inventários, método de avaliação de impactos e interpretação de resultados	Engenheiro ambiental e especialista em ACV
openLCA	Alemanha	Modelagem de inventários, método de avaliação de impactos e interpretação de resultados (gratuito)	Engenheiro projetista, engenheiro ambiental e especialista em ACV

Quadro 3. 4: Softwares e plataformas direcionados à realização da ACV. Adaptado de Baumann e Tillman (2004).

3.7 Dificuldades e aspectos críticos da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A coleta de dados para construção do inventário é uma das atividades que mais consome tempo e recursos na elaboração de uma ACV, devido à grande quantidade de aspectos relevantes a serem considerados (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

Pode-se afirmar que um dos aspectos mais importantes a serem avaliados é a compatibilidade dos dados coletados, pois uma potencial limitação do estudo é a sua dependência às características regionais de onde é realizado.

Assim, sua aplicação em países que não possuem um banco de dados torna-se um desafio, devido às enormes diferenças em termos de tecnologias, geologia, clima, densidade de população, biomas, tipos de produtos, entre outros, se comparados com dados internacionais disponíveis (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Não se recomenda a utilização de dados desenvolvidos para situações com contextos muito diferentes daquele em que está inserido o estudo sendo realizado, por ser inadequada e pouco representativa. Ademais, diferentes etapas do ciclo de vida do produto em questão podem ocorrer em diferentes regiões, cada uma com suas características específicas, o que também dificulta a realização do estudo.

Um importante aspecto a ser avaliado é a decisão sobre os dados qualitativos e quantitativos a serem coletados. Os dados típicos - como a quantidade de matéria-prima, a energia consumida e o valor das emissões - são de grande importância, mas não são os únicos a serem buscados. Deve-se procurar e reunir dados que sirvam de suporte à decisão de alocação, à descrição das tecnologias utilizadas, à definição de como e quando a medição das emissões foi realizada, e à identificação de algum tipo de medida de controle ou tratamento.

Por fim, certas informações referentes a processos e materiais não se encontram disponíveis em bases de dados convencionais ou não são de conhecimento das partes interessadas. O levantamento destas informações pode ser complexo, demorado e oneroso (OLIVEIRA; SAADE, 2010).

As limitações e dificuldades que podem surgir da alocação de impactos residem na subjetividade advinda da determinação de critérios que façam a divisão de cargas de

forma coerente, e, diante do grande peso da alocação sobre os resultados finais, a decisão de como serão feitas as divisões é uma escolha crítica.

A definição das fronteiras do sistema, da mesma forma, também representa um ponto chave na estruturação da análise. Essas fronteiras constituem a divisão do que pode ser considerado relevante e irrelevante para o caso em questão, o que torna a limitação uma questão desafiante. Quando opta-se por adotar a expansão do sistema para evitar a alocação, por exemplo, surgem limitações advindas da disponibilidade dos dados referentes ao processo a ser inserido, além da necessidade de garantia de utilização do co-produto naquele processo.

Observa-se atualmente, no Brasil, a falta de coordenação metodológica que possibilite a utilização de inventários de dados, ou mesmo a comparação de resultados entre ACV desenvolvidas por diferentes autores.

Com base nas questões expostas, na premissa de que existem diversas maneiras de se realizar uma avaliação de impacto ambiental (EPA, 2006³), e somadas as subjetividades e as incoerências intrínsecas aos resultados do inventário e da avaliação de impactos (SILVA, 2005), a condução deste tipo de estudo deve ser feita de maneira sistemática e criteriosa, de modo a se obter resultados que demonstrem de forma representativa o cenário real e garantam que o objetivo proposto foi realmente alcançado. Ademais, deve-se estabelecer critérios e diretrizes metodológicas específicas, em um cenário nacional, para garantir a divulgação adequada de resultados e da técnica propriamente dita, além de conferir robustez e coesão aos estudos que nela se baseiam.

3.8 Considerações finais sobre o capítulo

A sustentabilidade de produtos, processos ou tecnologias engloba impactos que atingem dimensões sociais, econômicas e ambientais. Nas três vertentes, a perspectiva de ciclo de vida é relevante e apresenta vantagens e abrangência suficientes para garantir uma análise adequada e consciente. A Avaliação do Ciclo de Vida como técnica de análise de desempenho ambiental é, portanto, aceita e amplamente utilizada na comunidade científica.

³ Sem menção de autoria.

No entanto, apesar dos esforços observados no sentido da padronização da condução deste tipo de estudo, destacando-se os documentos e diretrizes divulgados por órgãos ambientais internacionais; no que concerne a sua metodologia, ainda se faz necessária a criação de critérios mais rígidos de aplicação, que possam assegurar maior precisão, consistência, e confiabilidade nos parâmetros de comparação, particularmente, no caso de ACV comparativas. Da mesma forma, a utilização de dados confiáveis e representativos é fundamental.

O desenvolvimento de bases de dados nacionais e regionais dos mais variados processos de produção e produtos é imprescindível para que se possa obter resultados coerentes com a realidade local, e, também, traduz uma minimização da subjetividade do estudo.

No Brasil, o emprego da ACV iniciou-se de forma tardia, quando comparada ao uso nos Estados Unidos e nos países europeus, criadores da metodologia. Para que a avaliação do ciclo de vida alcance no país o mesmo estágio de desenvolvimento que possui em territórios internacionais, é necessário, também, o incentivo à criação de critérios de normalização (conforme discutido no item 3.4.4), o conhecimento das diferentes tecnologias empregadas nos diversos setores, assim como aspectos econômicos regionais, e, acima de tudo, a proposição de diretrizes metodológicas coerentes e claras, para garantir a aplicação coordenada da técnica que permita a criação paulatina de bancos de dados coerentes e relevantes para os principais setores de atividade no país, particularmente o setor de construção, dada sua representatividade econômica e social.

4 ABORDAGEM METODOLÓGICA

4.1 Introdução

A presente pesquisa foi desenvolvida em quatro etapas principais, quais sejam *i)* a revisão bibliográfica, apresentada nos capítulos 2 e 3, abrangendo os aspectos metodológicos da Avaliação do Ciclo de Vida, bem como o estudo do processo produtivo do aço e do cimento Portland e suas iniciativas ambientais; *ii)* aplicação da metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida ao processo produtivo da empresa siderúrgica A (estudo de caso) e, posteriormente, expansão da avaliação para a produção de três tipos de cimento Portland, cuja abordagem metodológica é descrita neste capítulo; e, finalmente *iii)* análise e discussão dos resultados, considerando os critérios de alocação de impactos com base na massa e no valor econômico do aço e da escória de alto-forno, e sua alternativa de expansão do sistema, e as implicações advindas do uso dos diferentes critérios na carga ambiental dos três tipos de cimento Portland, resultados estes a serem apresentados no capítulo 6. A Figura 4. 1 representa a sequência de etapas para a realização desta pesquisa.

Para elaboração da revisão bibliográfica, foram consultados diferentes livros, periódicos, artigos, teses e dissertações, com o intuito de fundamentar os aspectos metodológicos, os principais resultados e principais conclusões deste estudo.

Para o tratamento e análise do inventário de dados, e interpretação dos resultados, foi utilizado o *software* SimaPro 7.3, ferramenta computacional comumente empregada em estudos semelhantes.

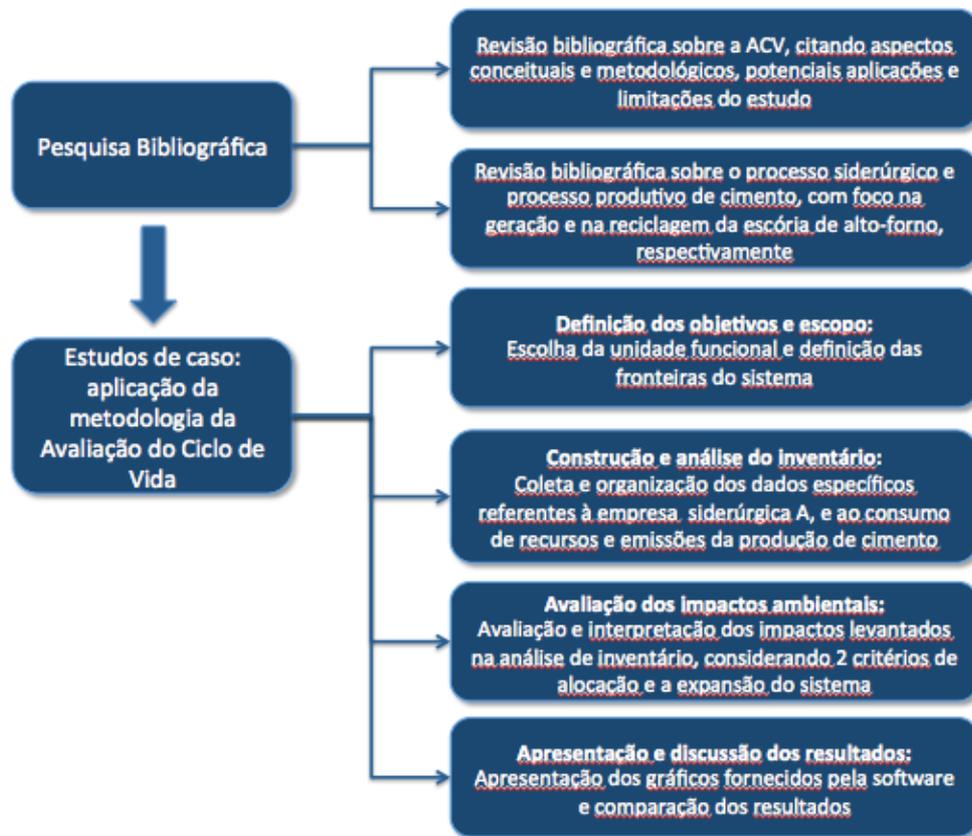


Figura 4. 1: Etapas da abordagem metodológica da presente dissertação.

Na etapa de avaliação de impactos, adotou-se o método CML 2001 (*baseline*), que transforma os dados fornecidos pelo inventário em categorias de impactos específicas, interpretadas por Goedkoop *et al* (2008) como resultados intermediários, seguindo estrutura indicada na Figura 3. 6, do capítulo anterior. As categorias de impacto fornecidas pelo método CML 2001 (*baseline*) estão de acordo com as diretrizes previstas pelo International Reference Life Cycle Data System (ILCD), desenvolvido pela European Commission (2010).

Após realizada a interpretação dos resultados, conduziram-se análises em cada uma das etapas anteriores, com o objetivo de verificar a confiabilidade dos dados, confirmar as hipóteses e registrar as suposições adotadas ao longo do estudo.

O Quadro 4. 1 explicita as principais considerações metodológicas feitas para a realização do estudo, que se encontram mais aprofundadas nos itens a seguir.

	Aço e escória de alto-forno	CP I-32	CP II-E-32	CP III-32
Unidade funcional	1 tonelada de placas de aço produzidas	1 tonelada de cimento	1 tonelada de cimento	1 tonelada de cimento
Fonte dos dados de inventário	Relatórios ambientais da empresa A	Silva (2006) ¹	Silva (2006) e Carvalho et al (2010) ²	Silva (2006) e Carvalho et al (2010)
Plataforma de apoio	SimaPro 7.3			
Método de avaliação de impactos	CML 2001 (baseline)			

Quadro 4. 1: Resumo das principais considerações metodológicas para modelagem das ACV realizadas para cada material

4.2 Definição dos objetivos e escopo

Os principais objetivos do estudo são, inicialmente, comparar os resultados de ACV simplificadas do processo produtivo do aço, variando o critério de alocação de impactos entre o aço e a escória de alto-forno para, posteriormente, alimentar ACV simplificadas de três tipos de cimento Portland, com diferentes adições de escória de alto-forno (0%, 30% e 66%). Ademais, a pesquisa contempla a realização de uma ACV simplificada do processo siderúrgico utilizando somente dados de bases disponibilizadas pela plataforma de apoio adotada, de modo a destacar a importância da elaboração de bases de dados locais.

4.2.1 Objetivos do estudo

É comum que, em avaliações de ciclo de vida, o propósito do estudo seja formulado na forma de perguntas, por motivos de praticidade e facilidade de entendimento. Para o presente estudo, tais perguntas seriam (i) “Quais as diferenças entre os resultados da avaliação do ciclo de vida do aço e da escória de alto-forno utilizando diferentes critérios de alocação de impactos?” (ii) “Qual a influência da escolha dos critérios de alocação de impactos na carga ambiental de cimentos Portland que utilizam a escória de alto-forno como matéria prima?”.

A avaliação tem como agentes interessados os produtores de aço, que se preocupam com a melhoria dos seus processos e dos produtos, e os produtores de cimento Portland que

¹ Relatório publicado pela Universidade Federal do Espírito Santo

² Inventário brasileiro de emissões de gases estufa na produção do cimento

utilizam a escória de alto-forno como matéria-prima para confecção de seus produtos, uma vez que as cargas ambientais das matérias-primas influenciam diretamente no desempenho funcional, ambiental, econômico e comercial dos seus produtos; o governo e o órgão ambiental responsável pela legislação ambiental vigente, devido à influência que os resultados podem exercer na elaboração de políticas públicas necessárias à adequação de processos industriais e dos vários co-produtos gerados; os consumidores de produtos derivados do aço e das escórias siderúrgicas que, por sua vez, apresentam crescente interesse e preocupação com a procedência dos insumos que adquirem, no que tange à geração de impactos ambientais; e, por fim, a sociedade como um todo, que é diretamente afetada pelos potenciais danos advindos de atividades industriais e beneficiada por ações relacionadas com a redução dos impactos ambientais dos bens produzidos.

4.2.2 Escopo do estudo

Levando em consideração o objetivo da dissertação, bem como os agentes interessados, formularam-se as especificações da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), referentes à maneira como será realizada a modelagem.

4.2.2.1 O sistema do produto a ser estudado

As fases do processo produtivo do aço e da escória de alto-forno contempladas na presente dissertação são a fabricação do coque e do sinter; o preparo do calcário; a fabricação do ferro-gusa e sua conversão em aço líquido; a solidificação do aço e sua conformação em placas; e, finalmente, a laminação do aço. Será considerada, também, a etapa em que é gerada a energia utilizada na planta.

As fases do processo produtivo do cimento contempladas na pesquisa são a moagem e a granulação da escória de alto-forno, a fabricação do clínquer, as adições de gesso e escória ao clínquer e a fabricação dos cimentos Portland CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32 propriamente ditos.

4.2.2.2 As funções do sistema de produto

No processo siderúrgico, algumas etapas de produção têm como função a elaboração de mais de um produto. São casos em que ocorre a formação de um co-produto, que não é,

necessariamente, imprescindível ao processo em questão, mas que pode ser reutilizado internamente, ou direcionado a outras empresas, cujos processos permitem a reciclagem daquele co-produto.

No caso específico da empresa A, todas as fases de produção proporcionam co-produtos que, em sua grande maioria, mesmo que representando somente um percentual da produção, são reutilizados internamente ou encaminhados para reciclagem.

A coqueria tem como principal produto o coque, porém o processo também dá origem ao Gás de Coqueria e ao vapor, utilizados como fontes de energia internamente; ao alcatrão, aos finos de coque, e ao pó de despoeiramento, co-produtos que são reutilizados na própria empresa ou vendidos para reciclagem em empresas produtoras de piche, de pó de recarburante, de pasta de eletrodos, ou, ainda, para indústrias de cimento.

Na sinterização, o principal produto é o sínter, porém observa-se também a geração dos finos de retorno, que são reutilizados internamente ou reciclados.

A calcinação tem como objetivo a produção da cal calcítica bruta e da cal dolomítica bruta, todavia o processo também gera, mesmo que em pequenas quantidades, finos de calcário, finos de cal e pré-cal, todos estes tratados na planta da empresa, porém sem utilização prevista.

A principal função dos altos-fornos é a produção do ferro-gusa líquido. Porém, de maneira secundária, esta etapa também é responsável pelo auxílio na geração de energia, uma vez que produz eletricidade e gás de alto-forno, ambos utilizados na Central Termelétrica da empresa. Os altos-fornos também geram a escória de alto-forno, destinada, principalmente, à fabricação de cimento, com reciclagem externa à empresa; pó do gás de alto-forno, reutilizado internamente; lama do gás de alto-forno, utilizada na fabricação de cerâmica vermelha; e finos de sínter, também reutilizados na empresa.

A etapa de conversão do ferro gusa em aço promove, principalmente, a fabricação de aço líquido e em placas. Seus co-produtos são o gás de aciaria, reutilizado para a produção de energia; a lama fina do mesmo gás, que é reutilizada na própria empresa; e a escória de aciaria, que, além de reutilizada na própria empresa, pode, mediante investigações, ser reciclada na fabricação de cimento e como agregados siderúrgicos em obras de pavimentação e aterro.

O laminador de tiras a quente fornece as lâminas de aço para serem comercializadas. Além disso, essa etapa é responsável pela produção de sucatas de aço e carepas, reutilizadas ou recicladas na planta da empresa.

A Central Termelétrica da Empresa A tem como função a produção de vapor e eletricidade para atender às demandas internas da planta.

As emissões, os produtos e co-produtos gerados, assim como as matérias-primas de cada etapa do processo siderúrgico da Empresa A e do processo produtivo dos três tipos de cimento Portland serão ilustrados nos fluxogramas de produção da análise de inventário (item 4.3).

4.2.2.3 A unidade funcional

Usualmente, em pesquisas e estatísticas referentes ao processo siderúrgico, adota-se como unidade de referência a tonelada de aço bruto produzida. Para o caso presente, entretanto, em virtude da empresa objeto do estudo de caso não comercializar o aço bruto, por não ser este seu produto final, considerou-se como unidade funcional mais conveniente para a ACV do processo siderúrgico uma tonelada de placas de aço produzidas.

Considerando a equivalência funcional dos cimentos em questão, para a ACV dos três tipos de cimento Portland considerou-se que uma tonelada de cimento produzido seria a unidade funcional mais adequada para servir de referência aos processos avaliados.

4.2.2.4 As fronteiras do sistema de produto

No caso da avaliação realizada para o processo siderúrgico, como a pesquisa se detém à produção específica da Empresa A, optou-se por limitar o estudo às etapas de produção internas à empresa, contemplando, portanto, apenas o ciclo produtivo do aço.

Na análise realizada para o processo de fabricação dos três tipos de cimento Portland, o estudo se deteve às etapas de preparo da escória de alto-forno como matéria prima, de clínquerização (também chamada de carbonatação), e de moagem separada de clínquer e escória para a fabricação do cimento propriamente dito.

Foram utilizados, para a elaboração da ACV do processo produtivo do aço, os dados relativos à produção da empresa siderúrgica A, fornecidos pela própria.

Para a elaboração da ACV dos três tipos de cimento Portland, os dados relativos à produção foram obtidos de pesquisa realizada pela Universidade Federal do Espírito Santo, do Segundo Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, elaborado pelo SNIC (2010) e, também, dos resultados obtidos para a ACV da escória de alto-forno realizada previamente.

Considerou-se, como fronteira geográfica do sistema estudado, o Estado do Espírito Santo e o território nacional como um todo, que pode ser afetado indiretamente por potenciais índices de poluição atmosférica.

Os dados fornecidos pela empresa objeto do estudo de caso em questão referiam-se aos anos de 2008 e 2009. Como houve pouca ou nenhuma mudança tecnológica relevante nos últimos anos, considerou-se que as fronteiras tecnológicas compreendem a tecnologia atual de produção de aço, com condições operacionais satisfatórias, tanto para o processo siderúrgico quanto para a fabricação do cimento Portland. Tal fato possibilitou, também, a adoção de uma fronteira temporal de 10 anos, uma vez que se espera que a tecnologia de produção não seja alterada significativamente neste período, e que as condições ambientais que permeiam o processo siderúrgico e o processo de fabricação do cimento permaneçam, relativamente, as mesmas.

Não foram consideradas as fronteiras relativas aos bens de capital, pois acredita-se que sua manutenção e produção não exercerão significativa influência sobre o processo no período de tempo considerado.

4.2.2.5 Procedimentos de alocação de impactos

A presente pesquisa visa à análise comparativa entre resultados de ACV realizadas com diferentes critérios de partição de impactos, e suas alternativas recomendadas. A clara definição dos critérios utilizados é, portanto, de extrema importância para a obtenção de resultados representativos.

Nas ACV realizadas para o processo siderúrgico, foram adotados dois tipos de alocação de impactos, um com base na proporção mássica entre o aço e escória de alto-forno, e o outro com base na relação entre o valor econômico dos mesmos. Foi realizada, também, a expansão das fronteiras do sistema de produção do aço para englobar o processo que,

teoricamente, recebe a escória de alto-forno, qual seja a produção do cimento Portland. No caso das ACV realizadas para a fabricação do cimento Portland, avaliou-se, também, o cenário atual, no qual toda a carga ambiental do processo siderúrgico é alocada somente ao aço propriamente dito, ou seja, nenhuma carga ambiental é associada à geração da escória de alto-forno.

4.2.2.5.1 Critério de alocação por massa

A produção da empresa A para o ano de 2009 foi de, em média, 5.4 milhões de toneladas de placas de aço, enquanto a produção de escória siderúrgica foi de 2.4 milhões de toneladas, sendo 58% (1.38 milhões de toneladas) referente à escória de alto-forno.

Nos altos-fornos, a produção de ferro-gusa foi de, aproximadamente, 5.6 milhões de toneladas. Considerou-se, portanto, que 80,32% do impacto ambiental gerado por esta etapa seria creditado ao ferro-gusa, enquanto 19,68% seria alocado à escória de alto-forno. A Figura 4. 2 indica a adoção das porcentagens de alocação por massa na interface do *software* utilizado.

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza	Alocação %
Ferro gusa líquido - aloc massa	469970	ton	Mass	80,32 %
Finos de sinter - aloc massa	64370	ton	Mass	0 %
Escória de alto-forno - aloc massa	115124	ton	Mass	19,68 %
Pó do gás de alto-forno - aloc massa	6101	ton	Mass	0 %
Lama do gás de alto-forno - aloc massa	4975	ton	Mass	0 %
Gás de alto-forno - aloc massa	2134479	GJ	Energy	0 %
Eletricidade (alto-forno) - aloc massa	9267	GJ	Energy	0 %
Sucata de ferro gusa - aloc massa	17407	ton	Mass	0 %

Figura 4. 2: Adoção de porcentagem de alocação de impacto por massa no alto-forno (captura de tela do SimaPro 7.3).

4.2.2.5.2 Critério de alocação por valor econômico

O ferro-gusa, segundo notícia divulgada em julho de 2012, estaria sendo comercializado pelo valor de US\$420,00 a tonelada³, o que equivale a aproximadamente R\$850,00 a tonelada, utilizando o valor cambial do dia 30/10/2012 (dólar comercial a R\$2,0267). Já a escória de alto-forno, segundo dados da Empresa A, é vendida por R\$37,00 a tonelada.

Os valores citados levaram à adoção de 95,83% do impacto ambiental do alto-forno alocado ao ferro-gusa e, por conseguinte, 4,17% proveniente da escória de alto-forno. A

³ <http://www.foundrygate.com>, capturado em 24/08/2012.

Figura 4. 3 evidencia a referida adoção de porcentagens de impactos no alto-forno na interface do *software* utilizado.

Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos					
Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza	Alocação %	
Ferro gusa líquido - aloc valor	469970	ton	Mass	95,83 %	
Finos de sinter - aloc valor	64370	ton	Mass	0 %	
Escória de alto-forno - aloc valor	115124	ton	Mass	4,17 %	
Pó do gás de alto-forno - aloc valor	6101	ton	Mass	0 %	
Lama do gás de alto-forno - aloc valor	4975	ton	Mass	0 %	
Gás de alto-forno - aloc valor	2134479	GJ	Energy	0 %	
Eletricidade (alto-forno) - aloc valor	9267	GJ	Energy	0 %	
Sucata de ferro gusa - aloc valor	17407	ton	Mass	0 %	

Figura 4. 3: Adoção de porcentagem de alocação de impactos por valor econômico no alto-forno.

4.2.2.5.3 Expansão das fronteiras do sistema

Na expansão do sistema aqui realizada, subtraem-se as cargas ambientais do processo de produção do cimento que, em teoria, deixam de acontecer devido à substituição de parte do clínquer pela escória de alto-forno. No SimaPro 7.3, há a possibilidade de se inserir a quantidade de “produto evitado” na etapa de produção em que se observa a geração do co-produto que o substituirá, como exposto na Figura 4. 4. Dessa forma, considerou-se que toda a escória de alto-forno gerada iria ser utilizada na produção de cimento Portland, portanto evitaria-se a produção daquela mesma quantidade de clínquer.

Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos					
Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza	Alocação %	Tij
Ferro gusa líquido - system expansion	469970	ton	Mass	100 %	ni
Finos de sinter - system expansion	64370	ton	Mass	0 %	ni
Escória de alto-forno - system expansion	115124	ton	Mass	0 %	ni
Pó do gás de alto-forno - system expansion	6101	ton	Mass	0 %	ni
Lama do gás de alto-forno - system expansion	4975	ton	Mass	0 %	ni
Gás de alto-forno - system expansion	2134479	GJ	Energy	0 %	
Eletricidade (alto-forno) - system expansion	9267	GJ	Energy	0 %	
Sucata de ferro gusa - system expansion	17407	ton	Mass	0 %	ni
(Insira linha aqui)					
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos evitados					
Nome	Quantidade	Unidade	Distribuição	SD^2 eller 2^%	
Clínquer Portland	115124	ton	Indefinido		
(Insira linha aqui)					

Figura 4. 4: Expansão das fronteiras do sistema do alto-forno, para incluir a quantidade de clínquer evitado.

4.2.2.6 Categorias de impacto: metodologia de avaliação e de interpretação

Foram seguidas as diretrizes previstas pelo manual de ACV escrito por Guineé *et al* (2002), em acordo, também, com a relação de melhores práticas disponíveis listadas pela SETAC, ambos correspondendo às diretrizes previstas na ISO 14044 (2006). Nesse sentido, as

categorias de impacto utilizadas (fornecidas pelo CML 2001 (baseline)) focam em resultados intermediários (do inglês, *midpoint categories*) na corrente de causa e efeito. Diz-se, então, que o método utilizado possui uma abordagem orientada a problemas (do inglês, *problem-oriented approach*). Segundo Jolliet *et al* (2003), a restrição da modelagem quantitativa aos estágios iniciais da corrente de causa e efeito, observada no método CML, limita as incertezas de cálculo. Por utilizar-se de resultados intermediários, o método adotado não prevê maiores níveis de agregação dos resultados (o que seria necessário quando fornecendo resultados finais). Assim, previne-se a subjetividade advinda da necessidade de somar resultados de categorias distintas.

A metodologia da avaliação adotada prevê a utilização das etapas mandatórias de avaliação de impactos de acordo com a norma ISO 14.044:2006, quais sejam (i) definição das categorias de impacto, (ii) classificação e a caracterização; e prevê, também, a realização de uma etapa não obrigatória, (iii) a normalização, visando garantir maior facilidade de visualização e de interpretação dos resultados.

4.2.2.7 Suposições

Para a realização do estudo aqui descrito foram necessárias algumas suposições quanto a fatores e dados não disponíveis.

Na entrada de dados no *software* Simapro 7.3, quando se tratava de matérias-primas, como o minério de ferro e o calcário, partiu-se do pressuposto de que o impacto da extração dos mesmos é equivalente ao descrito pela base de dados utilizada, a EcoInvent, cujos dados são, em sua maioria, referentes a condições suíças e do oeste europeu. Tal suposição pode proporcionar algumas distorções nos resultados finais, uma vez que o Brasil não utiliza, necessariamente, a mesma tecnologia de extração que os países europeus, e as condições ambientais aqui observadas diferem, também, das observadas naqueles países. Não havia, porém, dados referentes a estas matérias-primas em nenhum inventário brasileiro. Seguindo raciocínio semelhante, os produtos obtidos externamente ao processo também são tratados como equivalentes aos descritos na base EcoInvent.

Para evitar distorções significativas nos resultados quando da utilização de processos descritos nas bases de dados do SimaPro 7.3, a matriz energética brasileira foi inserida nestes processos, assim adequando-os ao contexto energético nacional que, como se sabe, é

diferente daquele presente nos países europeus. Assim minimizaram-se possíveis discrepâncias entre a tecnologia local e a tecnologia empregada nos países que serviram como base para a elaboração do inventário disponibilizado pelo *software*.

Outra suposição relevante refere-se ao processo de sinterização. Em quatro meses do ano de 2009, foi reaproveitado e reinserido no processo de produção do sinter o que se convencionou chamar de lixo industrial, proveniente da limpeza do chão nas áreas da sinterização, por eventual queda de materiais provindos das correias ou dos chutes de transferência⁴. Essa entrada de lixo industrial não foi contabilizada no programa, uma vez que seria difícil especificar a proporção e quantidade de cada um de seus constituintes. Comparativamente, o total de lixo industrial utilizado corresponde a 0,5% de toda a matéria-prima consumida na sinterização.

Na aciaria da Empresa A, uma das matérias-primas utilizadas é o ferro-silício. Esta liga metálica, utilizada para ajustar a composição química do aço de acordo com as especificações dos clientes, não consta nas bases de dados do SimaPro 7.3. É importante destacar o esforço junto à empresa desenvolvedora da plataforma de apoio e a empresas siderúrgicas, pesquisa em sítios da *internet* (WorldSteel Association, por exemplo) e em outras bases de dados, na tentativa de obter as informações referentes à liga em questão. Não houve, porém, sucesso, o que não possibilitou a sua consideração na ACV conduzida. Como a análise dos resultados é comparativa e feita com base em critérios de alocação, não há comprometimento das conclusões. A realização de inventário, porém, exigiria maior cuidado com relação a esta limitação.

Outras ligas de ferro com o mesmo propósito são, também, inseridas na aciaria e, por serem contempladas nas bases de dados do *software*, foram contabilizadas no presente estudo.

Uma considerável suposição referiu-se à inserção de pelotas finas na Sinterização, adquiridas externamente. Não há, nas bases de dados do SimaPro 7.3, informações referentes a finos de pelotas, contemplando somente a produção de pelotas propriamente dita. Na ausência destes dados na base da plataforma de apoio utilizada, adotaram-se as

⁴ Chutes são dispositivos afunilados responsáveis por receber o material transportado e por dirigi-lo convenientemente à correia transportadora.

informações relativas a pelotas como sendo semelhantes as dos finos de pelotas.

Por fim, outra suposição adveio da falta de inventário brasileiro de todas as emissões relativas ao processo produtivo do cimento. A única informação disponibilizada atualmente refere-se às emissões de CO₂ (SNIC; MCT, 2010), informação esta que foi utilizada para a realização das ACV do cimento Portland. Seria recomendável, em futuras análises, buscar dados relativos à emissão de outros gases poluentes. Vale ressaltar, entretanto, que a emissão de CO₂ é o passivo ambiental dominante na produção do cimento, e que, provavelmente, a falta de dados referentes a outros gases não acarreta em diferenças consideráveis nos resultados.

4.2.2.8 Limitações

As limitações do estudo realizado provêm, em sua maioria, das suposições realizadas na condução da pesquisa. Quando se adotam dados de bases e inventários de outros países, anulam-se as diferenças entre os mesmos e o país onde se efetua a pesquisa, pressupondo que há semelhança suficiente entre as características destes países para assegurar a confiabilidade dos resultados. Para contornar tal limitação, a matriz energética brasileira foi, sempre que possível, inserida nos processos estrangeiros utilizados, como mencionado no item anterior. Ressalta-se, porém, a importância da elaboração de inventários nacionais para garantir a representatividade dos resultados.

A suposição quanto à desconsideração do ferro-silício, em especial, representa uma limitação que demanda investigação em futuras pesquisas semelhantes, particularmente, para o caso de realização de inventários e de avaliação comparativa de desempenho ambiental.

Convém ressaltar, entretanto, que a adoção dos dados de matérias-primas disponibilizados nas bases de dados de outros países não se afasta do que foi estabelecido na abordagem metodológica do presente estudo, uma vez que as fronteiras do sistema de produto contemplam apenas as etapas de produção internas à Empresa A, e etapas específicas relacionadas à fabricação do cimento. Reforçando esta justificativa, é importante destacar que estes dados não estão disponíveis em nenhum inventário brasileiro.

4.2.2.9 Requisitos da qualidade dos dados iniciais

A qualidade dos dados é mensurada com base em sua relevância, confiabilidade e acessibilidade.

Para a formulação da ACV do processo siderúrgico, os dados utilizados foram fornecidos pela empresa objeto do estudo de caso, empresa A, garantindo credibilidade, consistência, precisão e atendimento aos requisitos de qualidade pré-estabelecidos. Todos os eventuais questionamentos foram respondidos por profissionais da empresa A.

Os dados utilizados consistem em informações específicas da produção da empresa A, quantificando e qualificando as entradas e saídas de cada etapa do processo. Em virtude do detalhamento das informações, foi estabelecido um acordo de sigilo com a referida empresa, para garantir a confidencialidade dos dados fornecidos.

Os dados referentes às emissões atmosféricas são resultados de uma média mensal do período de produção correspondente ao ano de 2009. Quanto à geração de co-produtos foi feita uma média mensal, de forma análoga, referente ao período de produção correspondente ao ano de 2008, a partir de dados extraídos do relatório encaminhado ao órgão ambiental.

Foram fornecidos, também, os dados de consumo de água bruta, recebida da CESAN, do volume de água recirculada e o respectivo índice de recirculação de água, que, no caso da Empresa A, é bem elevado (97,62%). Foram disponibilizados, também, os dados referentes à perda de água em cada processo

Para realizar a ACV do cimento Portland, os dados relativos a consumo de recursos para a produção de uma tonelada de CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32 foram extraídos de um relatório técnico desenvolvido pelo Núcleo de Excelência em Escórias Siderúrgicas (NEXES) da Universidade Federal do Espírito Santo (SILVA, 2006); enquanto dados relativos às emissões foram obtidos das ACV do aço e das escórias - no caso do CP II E 32 e do CP III 32 - e do inventário brasileiro de emissões de CO₂ para a produção de cimento (SNIC; MCT, 2010), no caso do CP I-32. Como o referido inventário somente lista emissões de CO₂, nenhum outro gás de efeito estufa foi considerado.

4.2.2.10 Tipo de análise crítica

Por se tratar de uma pesquisa acadêmica, sem fins comerciais e sem a intenção de avaliação comparativa de desempenho ambiental, a presente dissertação não contemplou a realização de uma análise crítica por peritos internos ou externos.

4.3 Análise de inventário

A modelagem do ciclo produtivo do aço exigiu a coleta de dados específicos referentes à empresa objeto do estudo de caso, levando em consideração as fronteiras do sistema estabelecidas na definição do objetivo e o escopo da análise. A coleta foi realizada por meio de visitas à empresa A, para reuniões com funcionários da área de gestão em meio ambiente da empresa.

Para a modelagem do ciclo produtivo do cimento Portland, considerou-se uma porcentagem de adição de escória de alto-forno aos CP II 32 e ao CP III 32 de 30% e 66%, em massa, respectivamente. A norma nacional (NBR 5735: 1991) permite até 70% de adição de escória ao cimento em massa, porém a prática usual no mercado é de utilizar 58%, que representa o limiar de viabilidade econômica para a moagem conjunta de escória de alto-forno e clínquer. A porcentagem de 66% considerada no presente estudo configura uma situação comercial específica, obtida pela moagem separada da escória e do clínquer, o que permite uma maior incorporação de escória de alto-forno ao cimento. Os dados relativos a consumo de recursos no processo de produção do cimento foram retirados de relatório publicado pela Universidade Federal do Espírito Santo (SILVA, 2006), enquanto os dados de emissão foram retirados do inventário nacional de emissões de efeito estufa (CARVALHO *et al*, 2010).

Para cada etapa do processo produtivo, os dados foram separados em materiais provenientes da ecosfera (recursos naturais), materiais provenientes da tecnosfera (combustíveis, materiais já industrializados, energia e calor), emissões ao ar, à água e resíduos sólidos.

A Figura 4. 5 mostra o fluxograma do processo siderúrgico da empresa A, evidenciando os dados de entrada e saída de cada etapa, bem como as relações observadas entre as mesmas. No APÊNDICE A, apresentam-se, mais detalhadamente, tabelas com os quantitativos das entradas e saídas de matéria e energia de cada etapa do processo de produção do aço.

A Figura 4. 6 indica o fluxograma básico da produção dos cimentos CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, evidenciando entradas e saídas de cada etapa considerada na delimitação das fronteiras do sistema.

Pela própria natureza do cimento Portland composto e de alto-forno, fica nítida a interferência do ciclo de vida do aço no ciclo de vida do cimento. Invariavelmente, mudanças em um sistema de produção exercem significativa influência no outro. Dessa forma, torna-se clara a necessidade de definir o estudo como uma ACV consequencial; ou seja, um estudo que busca gerar informações acerca das consequências de escolhas metodológicas sobre os resultados de ciclo de vida de ambos os materiais, além de estimular discussões acerca das consequências dos resultados na atratividade econômica, ambiental e social do cimento, do aço e da escória de alto-forno.

4.4 Avaliação de impactos

Para considerar as principais diferenças entre os resultados encontrados para o aço e para o cimento, e analisar as implicações decorrentes, uma avaliação de impactos foi desenvolvida para cada critério de alocação previamente definido, para a expansão do sistema e para o cenário atual, no qual toda a carga ambiental do processo é alocada à produção do aço propriamente dito.

Uma vez que as categorias e suas respectivas classes de impactos já haviam sido definidas, os resultados obtidos na análise de inventário foram transformados em potenciais impactos ao meio ambiente, na etapa chamada de classificação, e, posteriormente, calculou-se a contribuição de cada impacto para a categoria a que este pertencia, *no que se convencionou chamar de caracterização*. Em seguida, os resultados da caracterização foram relacionados a um valor de referência, *na etapa chamada normalização*, associando-os ao total de impactos da região inserida nas fronteiras geográficas, permitindo uma perspectiva do quanto um determinado impacto contribui para o passivo ambiental total da região.

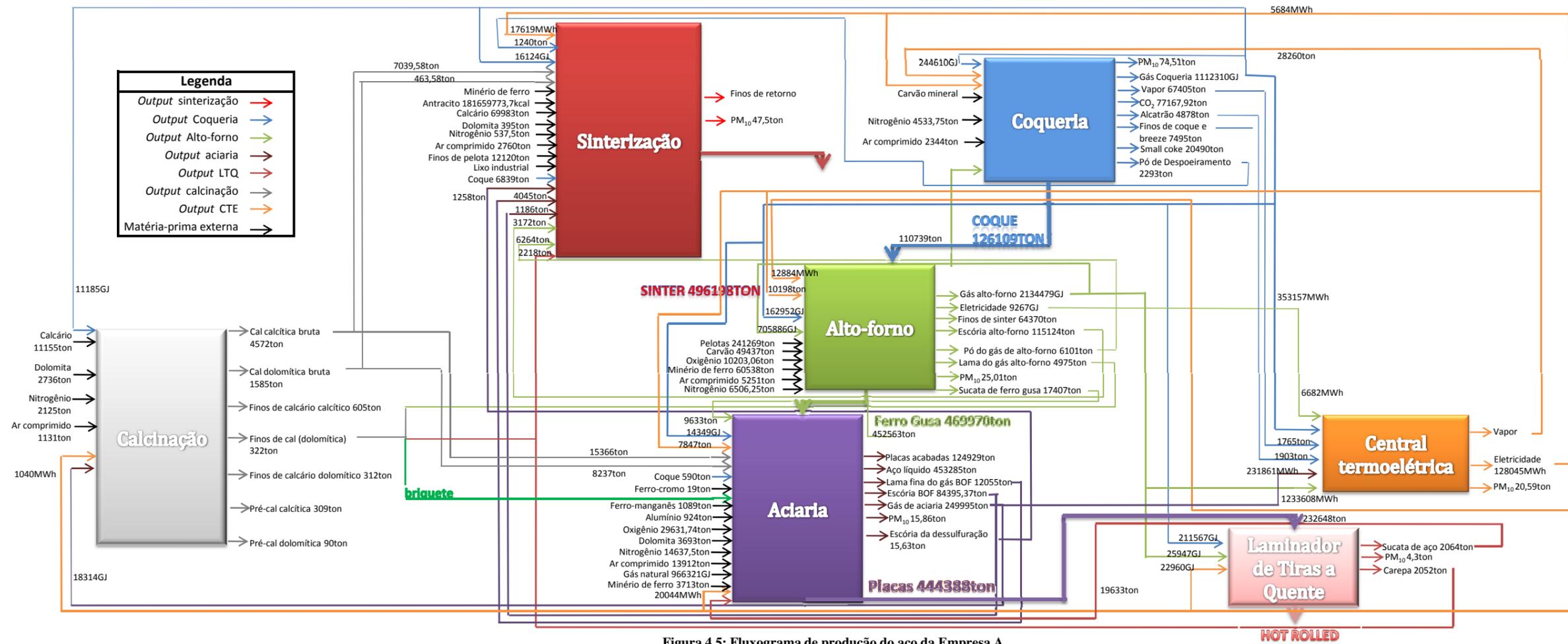


Figura 4.5: Fluxograma de produção do aço da Empresa A.

HOT ROLLED

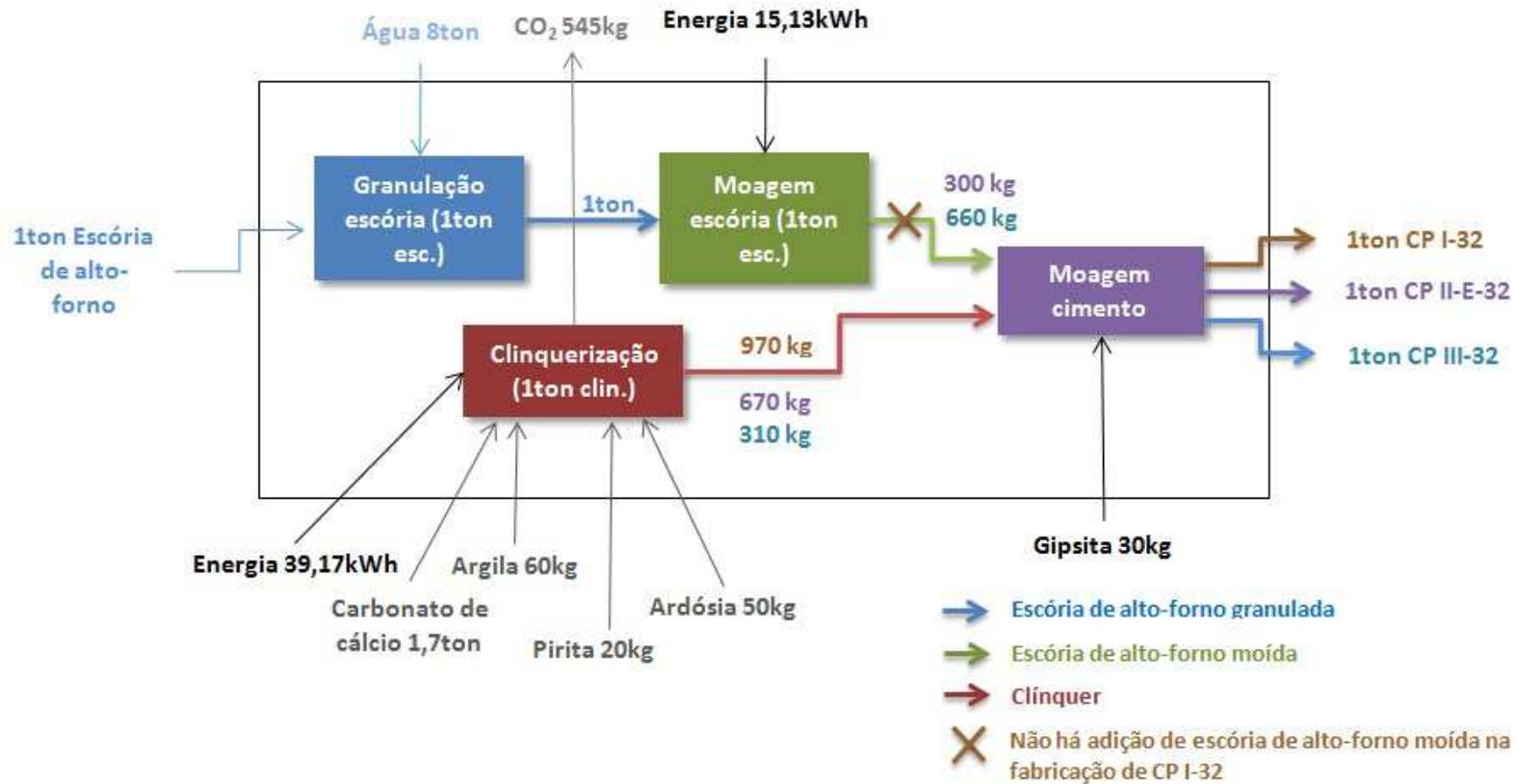


Figura 4. 6: Fluxograma da produção dos cimentos Portland CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32.

4.5 Ferramentas disponíveis para a avaliação de impactos

Há muitas plataformas e métodos disponíveis para a avaliação de impactos ambientais, cuja estrutura básica permite a classificação, caracterização, avaliação dos danos, normalização e atribuição de peso dos possíveis impactos (dependendo do que é disponibilizado por cada método); realizando a agregação dos valores de inventário, de forma a facilitar e padronizar a avaliação dos vários impactos no meio ambiente.

O método escolhido para a avaliação de impactos do presente projeto foi o CML 2001 (baseline), um modelo consistente com as diretrizes preconizadas pela norma ISO 14.044:2006, cujo uso é difundido e reconhecido mundialmente.

4.6 Plataforma de apoio

Por possuir maior flexibilidade de manipulação, simplicidade e adaptabilidade a diversos objetivos, foi selecionada a plataforma SimaPro 7.3. Ademais, a presente autora já utilizou este *software* em pesquisas anteriores, reunindo o conhecimento prévio sobre a entrada de dados e avaliação da saída de resultados, necessário à realização da pesquisa.

Este *software* oferece ferramentas acessíveis e um formato auto-explicativo, diminuindo a probabilidade do surgimento de dificuldades. Os resultados são apresentados de forma clara e simples, sem, contudo, perder o detalhamento das informações.

O SimaPro 7.3 abrange as etapas típicas da ACV, tendo diferentes aplicativos em cada uma delas. Na definição do objetivo e escopo, este *software* permite ao usuário definir o tipo de ACV a ser conduzida; descrever as razões para o estudo, bem como as partes interessadas no mesmo; estabelecer a unidade funcional; escolher os bancos de dados disponíveis no *software* a serem utilizados; descrever, quando for o caso, cenários alternativos a serem avaliados; e especificar níveis de proteção para edição e acesso aos dados.

Na etapa de construção do inventário, o SimaPro 7.3 possui uma interface bem organizada para a inserção dos dados, e possibilita a criação de fluxogramas e planilhas bem detalhados, com especificação dos fluxos de entrada e saída de cada processo.

No que tange à alocação, o programa permite que o usuário defina a porcentagem de alocação da carga ambiental em cada processo, dividindo-a entre o produto e o(s) co-produto(s) gerados.

O SimaPro 7.3 dispõe de variados métodos para avaliação de impactos, todos consoantes com o padrão da norma ISO 14.040:2006, e, além disso, este *software* possibilita a comparação dos resultados obtidos por meio da adoção dos diferentes métodos.

Para a interpretação dos resultados do inventário e da avaliação dos impactos, o *software* oferece aplicativos para a construção de gráficos, planilhas e árvores de processos, facilitando a visualização dos resultados finais. Pode-se, também, imprimir, importar e exportar os resultados para outros *softwares* de ACV e para aplicativos de extensão *xls*, *txt*, *csv*; sendo que os gráficos são exportados no formato *bmp*, *wmf* ou *gif*.

4.7 Considerações sobre o capítulo

As avaliações do ciclo de vida do aço e da escória de alto-forno, e dos cimentos Portland CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, utilizando critérios de alocação de impactos com base na massa e no valor econômico e adotando também a expansão do sistema, foram realizadas em consonância com as diretrizes da série de normas ISO 14.040.

A utilização da plataforma de apoio SimaPro 7.3, bem como das bases de dados por ela disponibilizadas, permitiu uma maior agilidade na inserção dos dados de inventário e na avaliação de impactos ambientais, propiciando redução do tempo necessário e garantindo maior facilidade de visualização de resultados.

A identificação e comparação das cargas ambientais do aço e das escórias siderúrgicas foram realizadas por meio do CML 2001 (baseline), método muito conhecido e amplamente utilizado em pesquisas semelhantes.

No próximo capítulo é feita a apresentação e discussão dos resultados obtidos para cada critério de alocação adotado e para a expansão do sistema na ACV do aço e da escória de alto-forno, a fim de, em seguida, avaliar as consequências dos mesmos nas cargas ambientais do cimento Portland.

5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 Introdução

Seguindo os objetivos delineados para a presente dissertação, a interpretação dos resultados será realizada por meio da avaliação dos impactos da geração da escória de alto-forno relativos aos impactos da produção de uma tonelada de ferro gusa, para, posteriormente, avaliar a carga ambiental de três tipos de cimento Portland com diferentes adições de escória de alto-forno.

Primeiramente, serão apresentados os resultados parciais obtidos, evidenciando fluxogramas da etapa de produção do alto forno da Empresa A e das etapas de produção dos cimentos Portland CP I-S-32, CP II-E-32 e CP III-32; e, posteriormente, são evidenciadas, por meio de gráficos e figuras, as diferenças obtidas para o processo siderúrgico e para os três tipos de cimento Portland com os critérios de alocação e a expansão do sistema.

Conforme descrito no capítulo 1, os objetivos do estudo consistem em avaliar comparativamente os resultados obtidos utilizando o critério de alocação com base na massa e no valor econômico, e adotando o método de expansão das fronteiras do sistema. A interpretação dos resultados, portanto, está centrada nas diferenças resultantes do uso destes critérios.

A escória de alto-forno, foco da primeira parte do estudo, é um co-produto produzido no alto-forno, e, portanto, a mudança entre critérios de alocação e expansão do sistema não interfere em todas as etapas de produção, o que justifica a restrição da apresentação dos resultados àquele processo.

5.2 Avaliação de impactos ambientais do processo siderúrgico

A plataforma de apoio utilizada, o *software* SimaPro 7.3, fornece fluxogramas das etapas de produção nele inseridas, destacando as cargas ambientais relativas a cada entrada (*input*) representadas pela espessura das setas. Assim, setas mais largas estão associadas a uma maior relevância de impacto. A avaliação destes fluxogramas promove uma melhor compreensão das contribuições advindas dos diversos processos constituintes das etapas de produção do aço e do cimento.

A relevância ambiental destacada nos fluxogramas é relativa apenas àquela etapa, caracterizando uma entrada como mais ou menos representativa apenas em comparação às demais entradas da mesma etapa, e não em relação à produção como um todo.

Nas Figura 5. 1 a Figura 5. 4 são indicados os fluxos das etapas de alto-forno, considerando todos os métodos de distribuição de impactos aqui avaliados, focando a interpretação na categoria de impacto “aquecimento global”, uma vez que a emissão de CO₂ é um dos maiores passivos ambientais da produção do cimento, foco do estudo. Estas figuras foram fornecidas e exportadas pelo SimaPro 7.3. Os fluxogramas das demais etapas do processo siderúrgico encontram-se no ANEXO A.

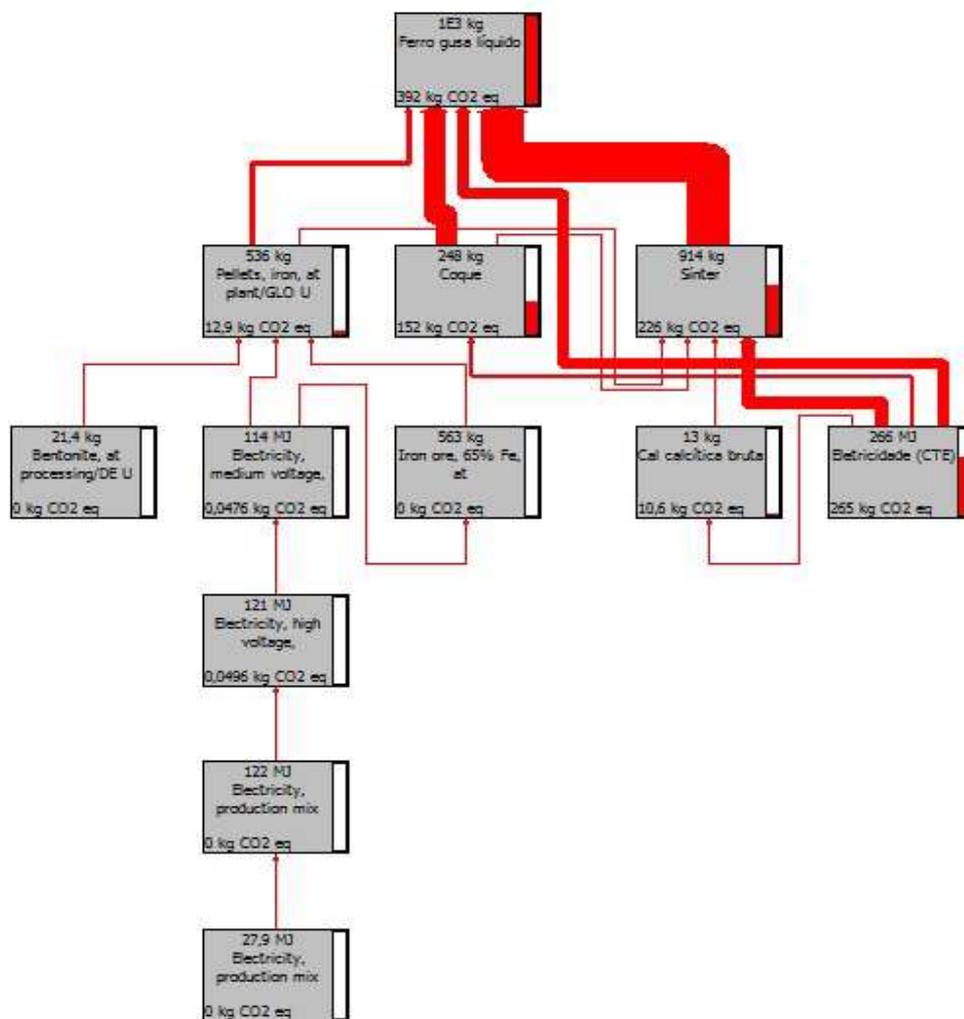


Figura 5. 1: Fluxograma de produção do alto-forno, tendo como produto principal o ferro gusa, sem considerar distribuição de impactos.

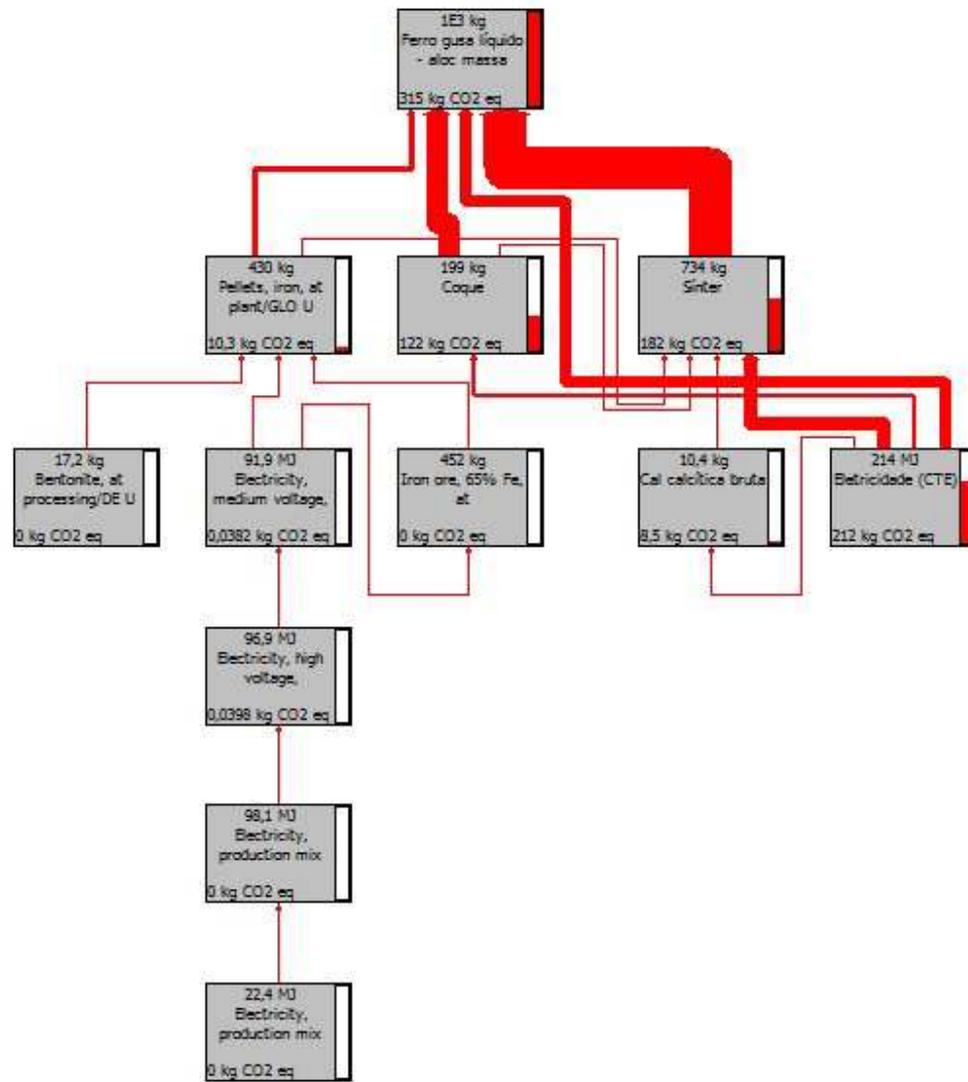


Figura 5. 2: Fluxograma de produção do alto-forno, tendo como produto principal o ferro gusa, utilizando a alocação com base na massa.

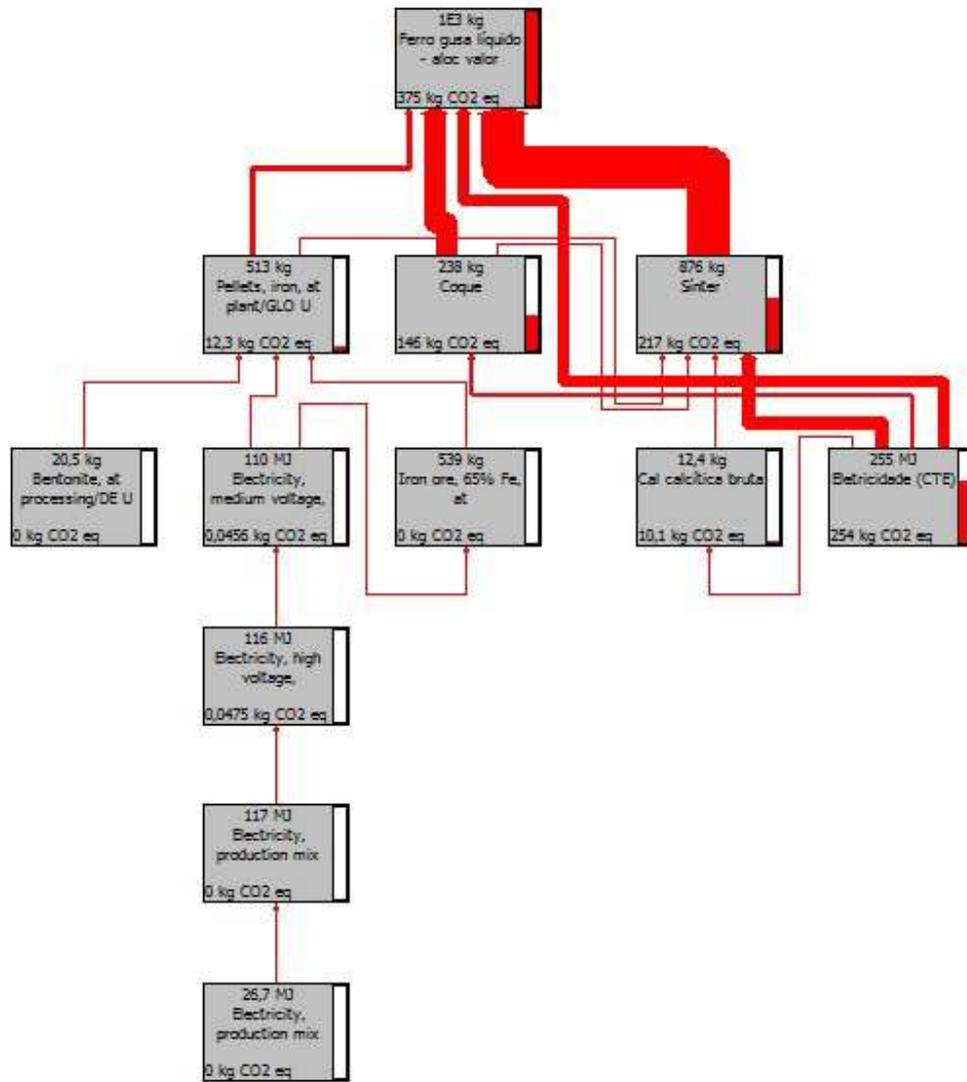


Figura 5. 3: Fluxograma de produção do alto-forno, tendo como produto principal o ferro gusa, utilizando a alocação com base no valor econômico.

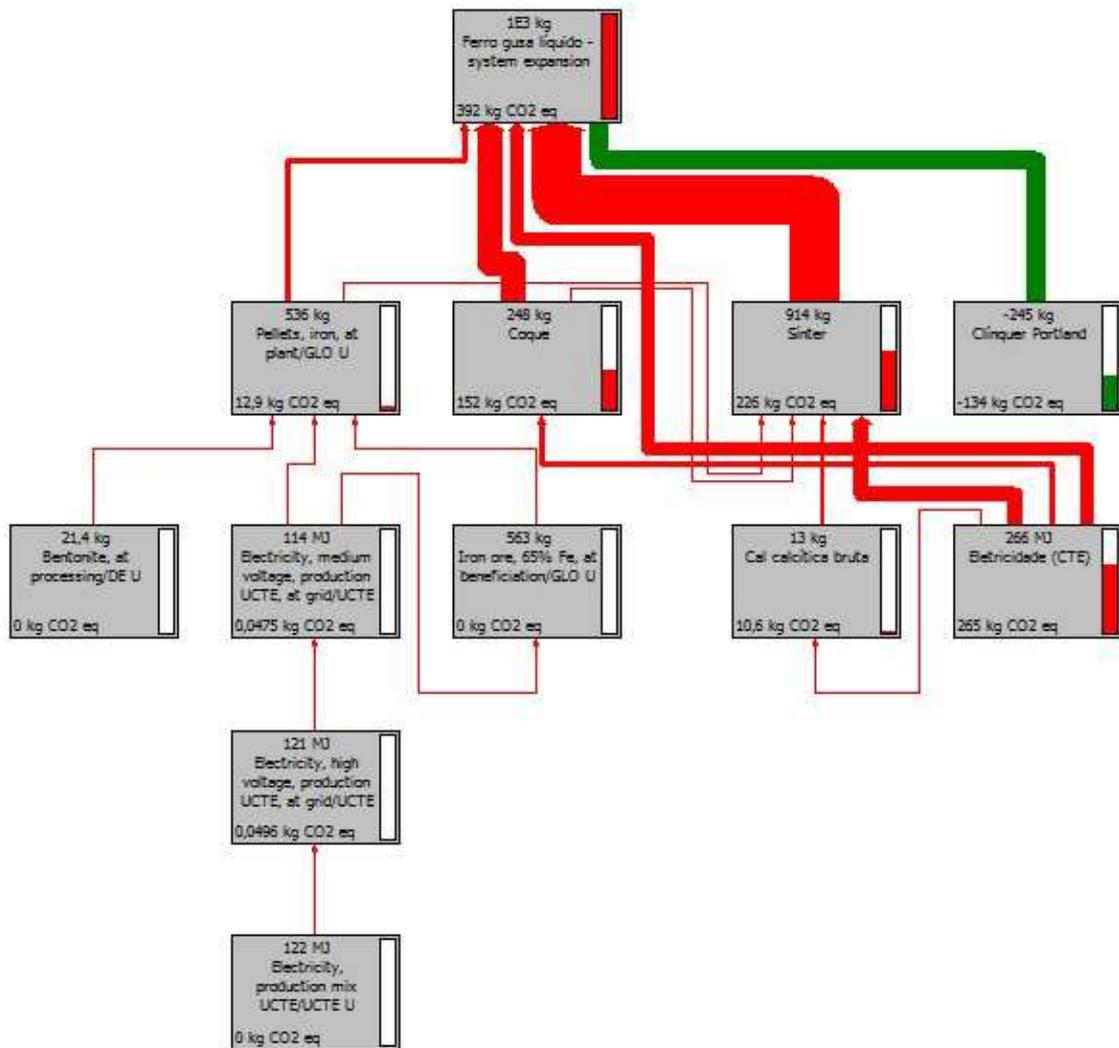


Figura 5. 4: Fluxograma de produção do alto-forno, tendo como produto principal o ferro gusa, utilizando a expansão do sistema.

Pela análise das Figura 5. 1, Figura 5. 2, Figura 5. 3 e Figura 5. 4, percebe-se que, no alto-forno, para a produção de uma tonelada de ferro gusa, os maiores contribuintes para a carga ambiental deste sistema são o sinter e o coque. Observando os valores expostos em cada entrada, vê-se que, utilizando os critérios de alocação (Figura 5. 2 e Figura 5. 3), houve diminuição do impacto associado ao aquecimento global em cada entrada, e no produto final, uma vez que parte do impacto associado à produção do ferro gusa foi transmitida à escória de alto-forno. Na Figura 5. 4 a diminuição do impacto fica explícita pela entrada do clínquer, em verde, com um valor negativo – ou seja, há diminuição do

impacto da etapa, na medida em que se evita a produção do clínquer.

Apresentam-se, na Tabela 5. 1, os valores de caracterização de cada categoria de impacto associada à geração da escória de alto-forno, para a alocação por massa e por valor econômico. Os gráficos (Gráfico 5. 1 e Gráfico 5. 2) representam a etapa de normalização para a alocação por massa e valor econômico, respectivamente. A expansão das fronteiras do sistema implica em não alocar impactos à escória, portanto os valores caracterizados e/ou normalizados para o co-produto, neste caso, são nulos, e por este motivo não foram mostrados.

A análise dos valores explicitados na Tabela 5. 1 permite a constatação da maior contribuição da carga ambiental associada à geração da escória de alto-forno à carga ambiental total do processo, quando utilizando o critério de alocação por massa. Tais resultados estão condizentes com o esperado, uma vez que a massa de escória produzida é consideravelmente mais significativa, em relação à produção de uma tonelada de ferro gusa, do que o seu valor econômico.

Tabela 5. 1: Valores caracterizados de cada categoria de impacto associada à geração da escória de alto-forno quando produzindo 1 tonelada de ferro gusa, considerando a alocação por massa e valor econômico.

Categoria de impacto	Unidade	Alocação por massa	Alocação por valor econômico
Depleção abiótica	kg Sb eq	0,949018	0,201088
Acidificação	kg SO ₂ eq	0,568578	0,120476
Eutrofização	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	0,043081	0,009128
Aquecimento global (GWP100)	kg CO ₂ eq	214,7345	45,50015
Depleção da camada de ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	1,36E-06	2,88E-07
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	5,31389	1,125961
Ecotox. água doce	kg 1,4-DB eq	3,33262	0,70615
Ecotox. água salgada	kg 1,4-DB eq	8080,645	1712,21
Ecotox. Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,036514	0,007737
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄ eq	0,023448	0,004968

A análise dos gráficos de normalização (Gráfico 5. 1 e Gráfico 5. 2) apresentados a seguir leva à percepção da significância entre as categorias de impacto, destacando-se a ecotoxicidade de água salgada, a depleção abiótica e o aquecimento global. Assim como expresso pelos valores caracterizados exibidos na Tabela 5. 1, a maior contribuição da escória de alto-forno quando utilizando o critério de alocação por massa é evidente.

Em seguida, apresenta-se, na Tabela 5. 2, a comparação entre as cargas ambientais do

ferro gusa utilizando os três métodos de distribuição de impactos, na etapa de caracterização. Os Gráfico 5. 3, Gráfico 5. 4 e Gráfico 5. 5 representam a etapa de normalização, considerando a expansão do sistema e ambos os critérios. Todos os gráficos e valores foram fornecidos e/ou exportados do SimaPro7.3.

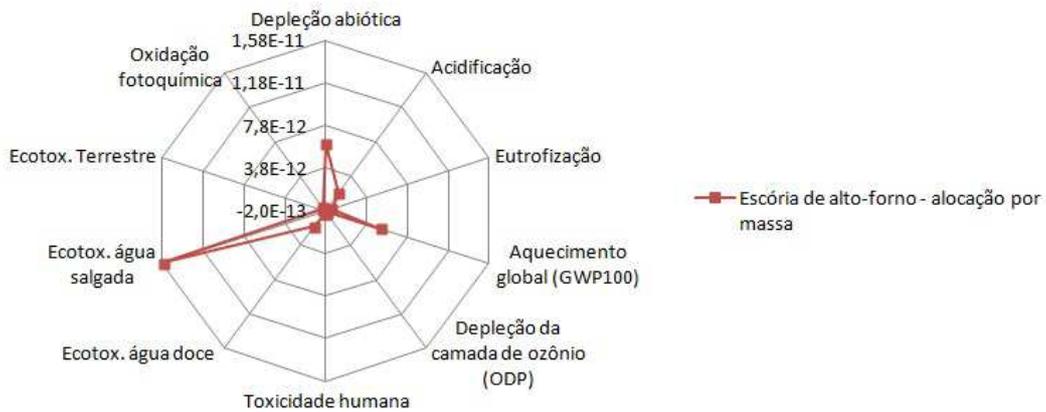


Gráfico 5. 1: Normalização das cargas ambientais associadas à geração da escória de alto-forno quando produzindo 1 tonelada de ferro gusa, utilizando a alocação por massa.



Gráfico 5. 2: Normalização das cargas ambientais associadas à geração da escória de alto-forno quando produzindo 1 tonelada de ferro gusa, utilizando a alocação por valor econômico.

Tabela 5. 2: Valores caracterizados de cada categoria de impacto associada à produção de 1 tonelada de ferro gusa, considerando a alocação por massa e valor econômico, e as expansões do sistema.

Categoria de impacto	Unidade	Alocação por massa	Alocação por valor econômico	Expansão do sistema
Depleção abiótica	kg Sb eq	3,873233	4,621164	4,815774
Acidificação	kg SO ₂ eq	2,320539	2,768641	2,886974
Eutrofização	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	0,175827	0,20978	0,218209
Aquecimento global (GWP100)	kg CO ₂ eq	876,3974	1045,632	955,4613
Depleção da camada de ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	5,55E-06	6,62E-06	6,83E-06
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	21,68761	25,87554	26,52526
Ecotox. água doce	kg 1,4-DB eq	13,60144	16,22791	16,80692
Ecotox. água salgada	kg 1,4-DB eq	32979,58	39348,03	40780,3
Ecotox. Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,149026	0,177803	0,170102
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄ eq	0,095698	0,114178	0,118668

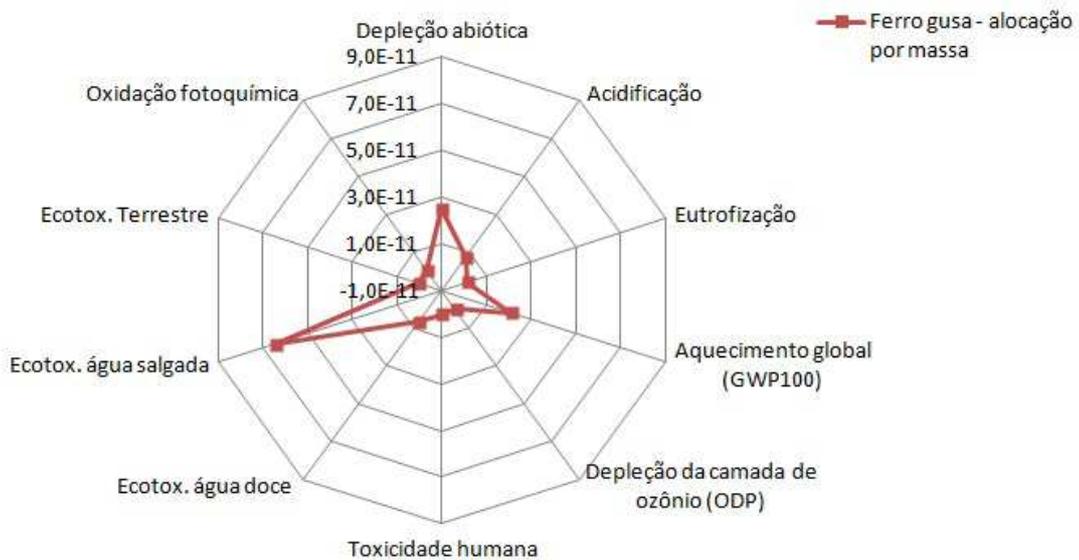


Gráfico 5. 3: Normalização das cargas ambientais associadas à produção de 1 tonelada de ferro gusa, utilizando a alocação por massa.

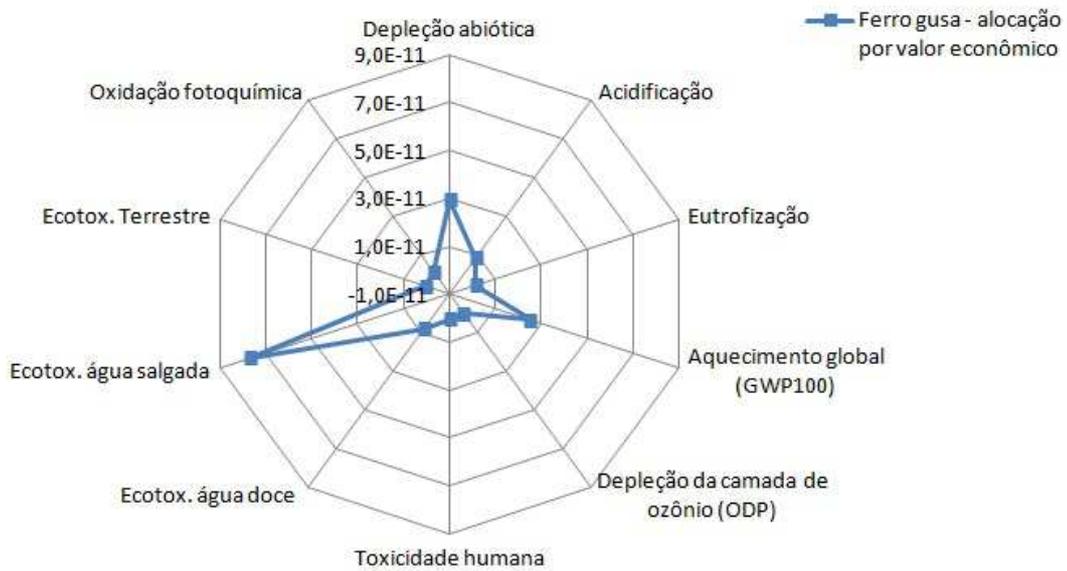


Gráfico 5. 4: Normalização das cargas ambientais associadas à produção de 1 tonelada de ferro gusa, utilizando a alocação por valor econômico.

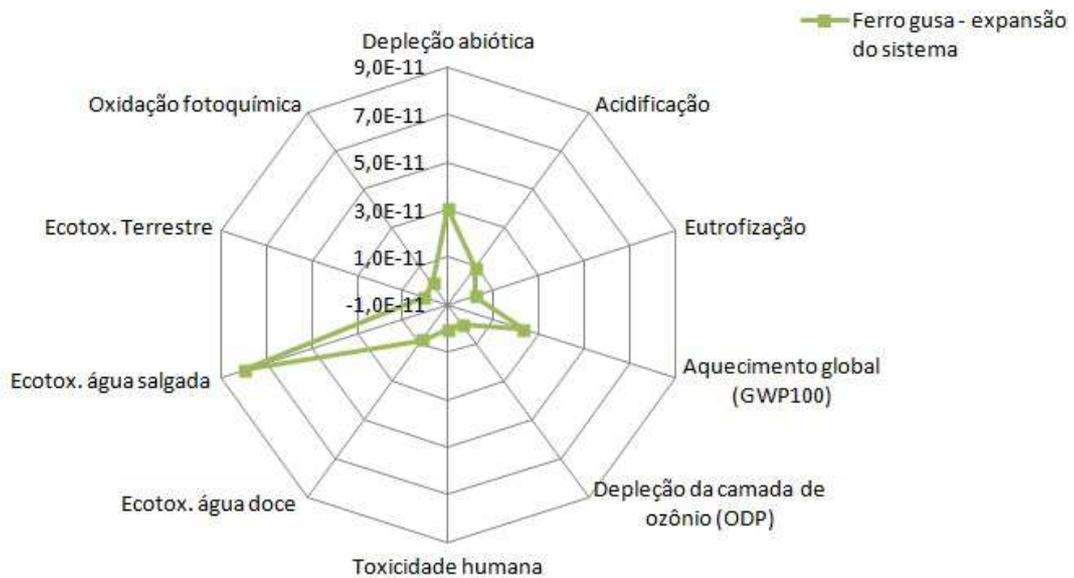


Gráfico 5. 5: Normalização das cargas ambientais associadas à produção de 1 tonelada de ferro gusa, utilizando a expansão do sistema.

Os resultados apresentados indicam que a escória de alto-forno gerada durante o processo produtivo do aço possui, associada a ela, cargas ambientais diferentes, dependendo do critério diretor da alocação dos impactos. Quando utilizando a expansão do sistema, não é feita a distribuição de impactos, portanto toda a carga ambiental é alocada ao ferro gusa e, conseqüentemente, ao aço. Tal diferença influencia o peso da carga ambiental associada à produção do aço, uma vez que, quando se aloca considerável parte do impacto à escória de alto-forno (na alocação com base na massa, por exemplo), minimiza-se a carga ambiental do aço, e vice-versa.

É necessário avaliar como os resultados advindos da escolha do critério de alocação de impactos influenciam na determinação da carga ambiental associada ao processo produtivo do aço. Quando se utiliza a massa como a diretriz da distribuição dos impactos, obtém-se um cenário mais positivo em relação ao aço, considerando a diminuição dos potenciais impactos provenientes de sua produção. Deduz-se, portanto, ser interessante comercialmente para os produtores de aço utilizar critérios que considerem a produção das escórias siderúrgicas relevante perante o processo siderúrgico como um todo, distribuindo para ela parte dos impactos de todo este processo. Tal decisão estimula a visão mercadológica do seu produto final e mais valioso, o aço, e também o coloca como um produto mais “ambientalmente responsável”.

Por sua vez, para os produtores de bens de consumo que utilizam a escória de alto-forno como opção de matéria prima, que é o que ocorre na fabricação do cimento Portland, pode ser mais atrativo adquirir um produto que possua, associado a ele, carga ambiental reduzida em comparação às suas alternativas ou alguma outra agregação de valor (funcional, econômico ou social). Uma vez que, dentre as opções de critérios de alocação, o método que utiliza o valor econômico como diretor da partição de impactos é o que associa à escória de alto-forno a menor carga ambiental, este seria o mais interessante do ponto de vista dos compradores dos referidos co-produtos.

Quando adotando a expansão das fronteiras do sistema, o impacto associado ao aço diminui, uma vez que são subtraídas as cargas ambientais do clínquer, por ser este substituído pela escória de alto-forno. O benefício da reciclagem da escória em outro processo, é, portanto, transmitido ao aço. Neste caso, quando comparada à alocação, a

expansão do sistema não representou uma diminuição do impacto associado ao aço tão significativa, como observado no Gráfico 5. 5, provavelmente devido às cargas ambientais associadas à produção do clínquer (e a sua quantidade evitada) não serem tão significativas perante as cargas ambientais associadas à etapa do alto-forno. Na expansão do sistema, a escória de alto-forno não “recebe” nenhuma porcentagem dos impactos gerados naquela etapa, e, assim, não transmite para a produção do cimento os passivos ambientais da siderurgia. Apesar de tal constatação confirmar a atratividade da escória, vale ressaltar que todo o benefício ambiental advindo da reciclagem é concedido à produção do aço; a indústria cimenteira, portanto, não recebe cargas ambientais, mas tampouco recebe os benefícios decorrentes da prática sustentável.

A ACV do processo produtivo dos três tipos de cimento Portland objetiva promover uma avaliação mais concreta das consequências do uso dos diferentes critérios de alocação sobre a atratividade da escória de alto-forno como matéria prima alternativa.

5.3 Avaliação de impactos do processo produtivo do cimento Portland

Analogamente aos resultados apresentados no item 5.2, nas Figura 5. 5 a Figura 5. 11 são indicados os fluxos das etapas de produção do cimento Portland, considerando a alocação de impactos, a expansão do sistema e a ausência de distribuição de impactos, focando novamente a interpretação na categoria de impacto “aquecimento global”. Estas figuras foram fornecidas e exportadas pelo SimaPro 7.3.

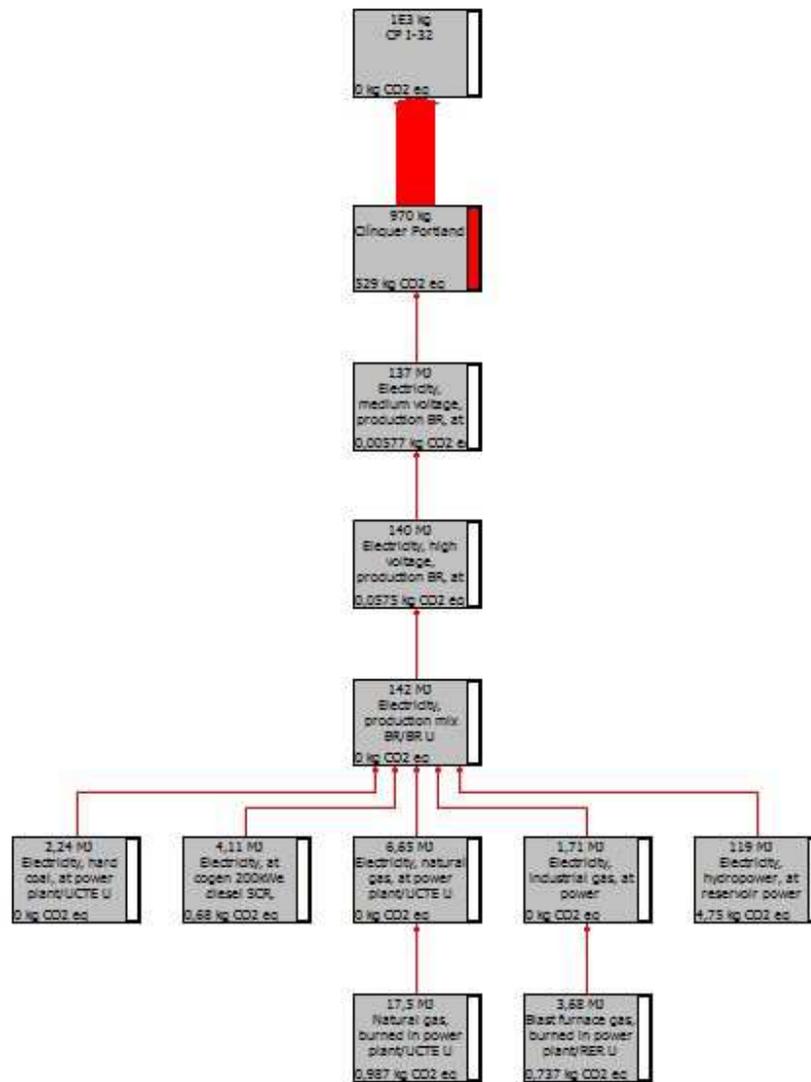


Figura 5. 5: Fluxograma de produção do cimento CPI-32.

A Figura 5. 5 indica claramente, como era de se esperar, que o maior contribuinte para o potencial de aquecimento global da produção do cimento CP I-32 é o clínquer.

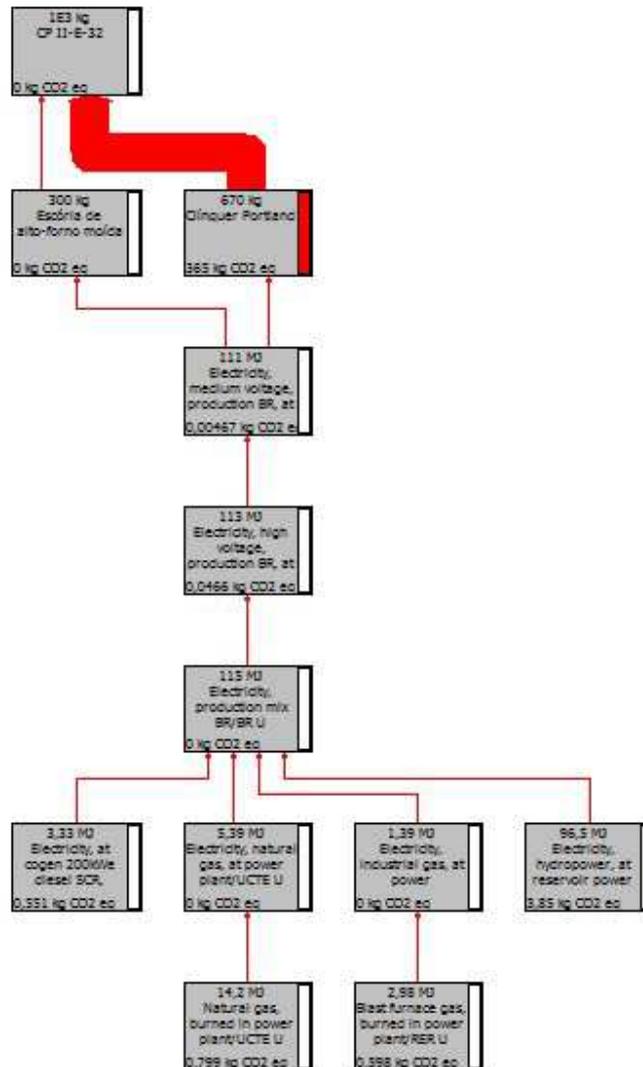


Figura 5. 6: Fluxograma de produção do cimento CP II-E-32, sem considerar a alocação de impactos.

Sem considerar a alocação de impactos, a Figura 5. 6 indica, novamente, que o clínquer é o maior contribuinte para o potencial de aquecimento global da produção do CP II-E-32. Destaca-se, em muito menor escala, a contribuição da eletricidade utilizada para moer a escória granulada de alto-forno. No caso da produção de cimento, a ausência de alocação de impactos equivale, também, à expansão das fronteiras do sistema, uma vez que nenhuma carga ambiental é alocada à escória de alto-forno.

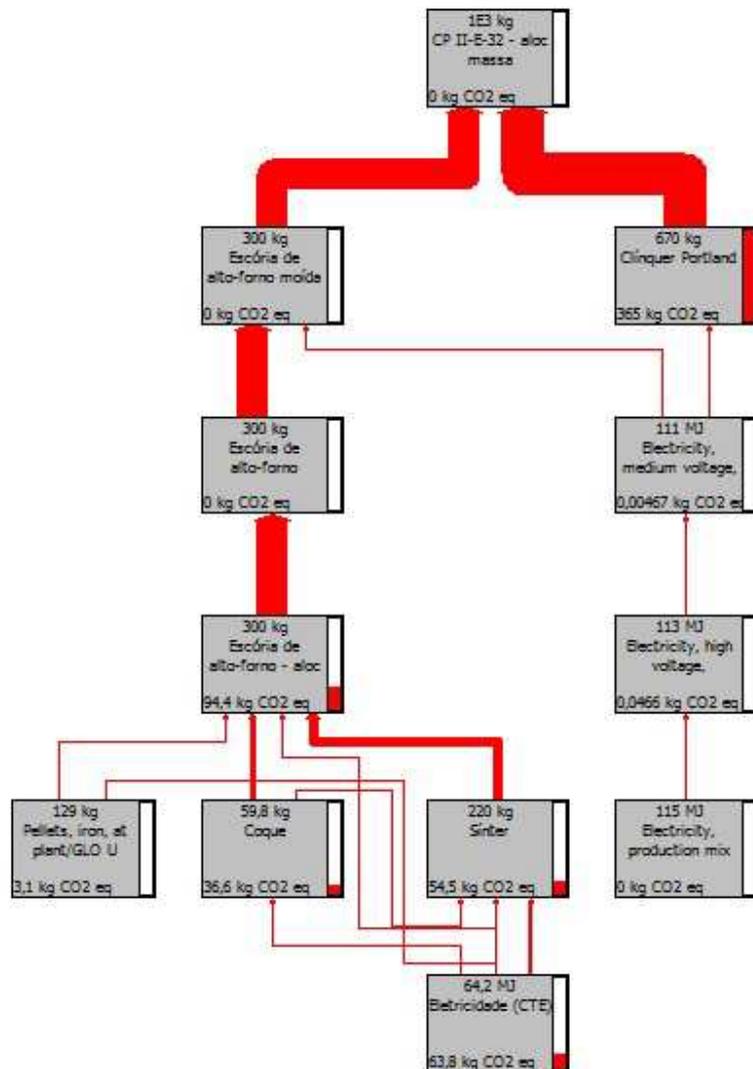


Figura 5. 7: Fluxograma de produção do cimento CP II-E-32, utilizando a alocação com base na massa.

A Figura 5. 7 expõe como a contribuição da escória de alto-forno moída tornou-se relevante para o potencial de aquecimento global da produção de CP II-E-32 quando utilizando a alocação com base na massa, o que já era esperado uma vez que parte considerável do impacto do alto-forno foi transmitida à escória.

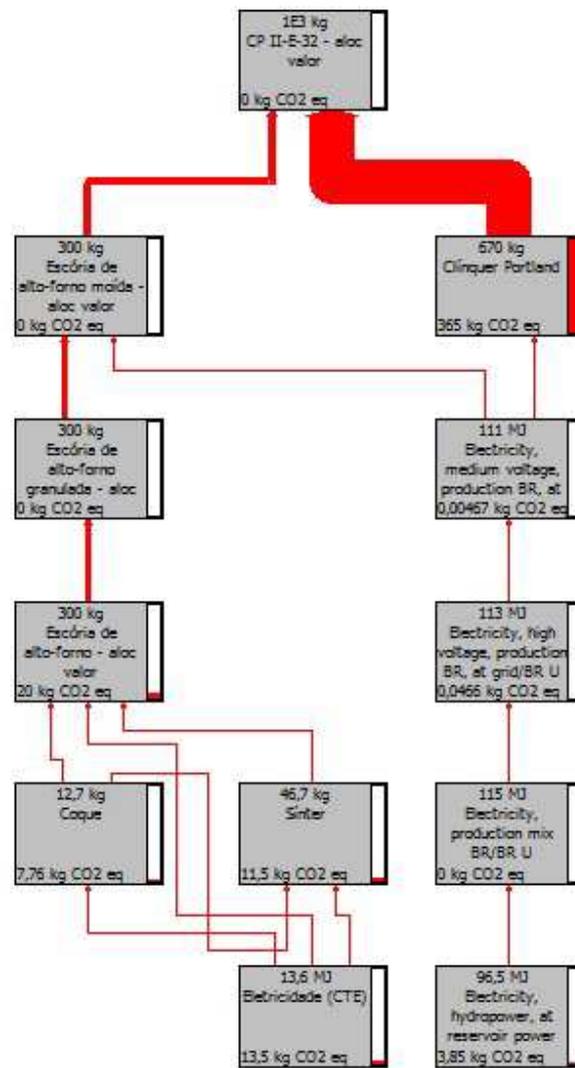


Figura 5. 8: Fluxograma de produção do cimento CP II-E-32, utilizando a alocação com base no valor econômico.

Utilizando a alocação por valor econômico, percebe-se que a contribuição da escória de alto-forno moída ao potencial de aquecimento global da produção de CP II-E-32 torna-se consideravelmente menor do que quando adotando a alocação por massa.

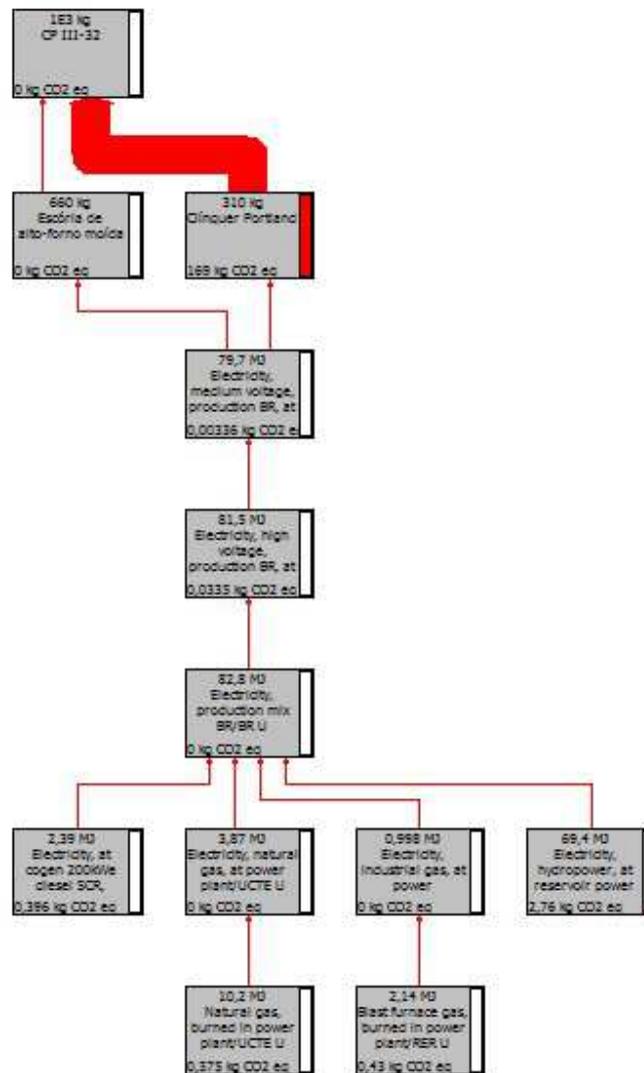


Figura 5. 9: Fluxograma de produção do cimento CP III-32, sem considerar a alocação de impactos.

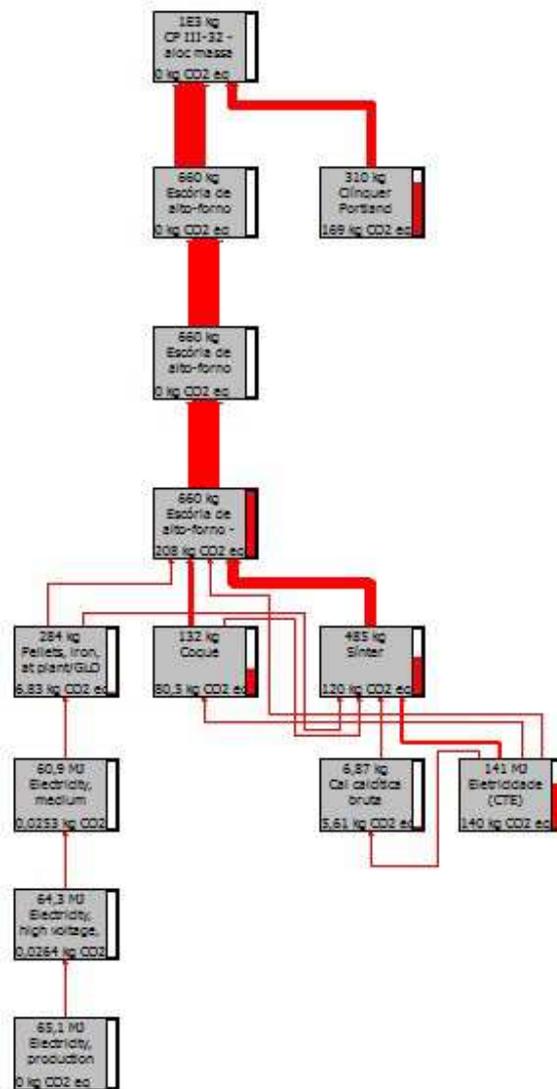


Figura 5. 10: Fluxograma de produção do cimento CP III-32, utilizando a alocação com base na massa.

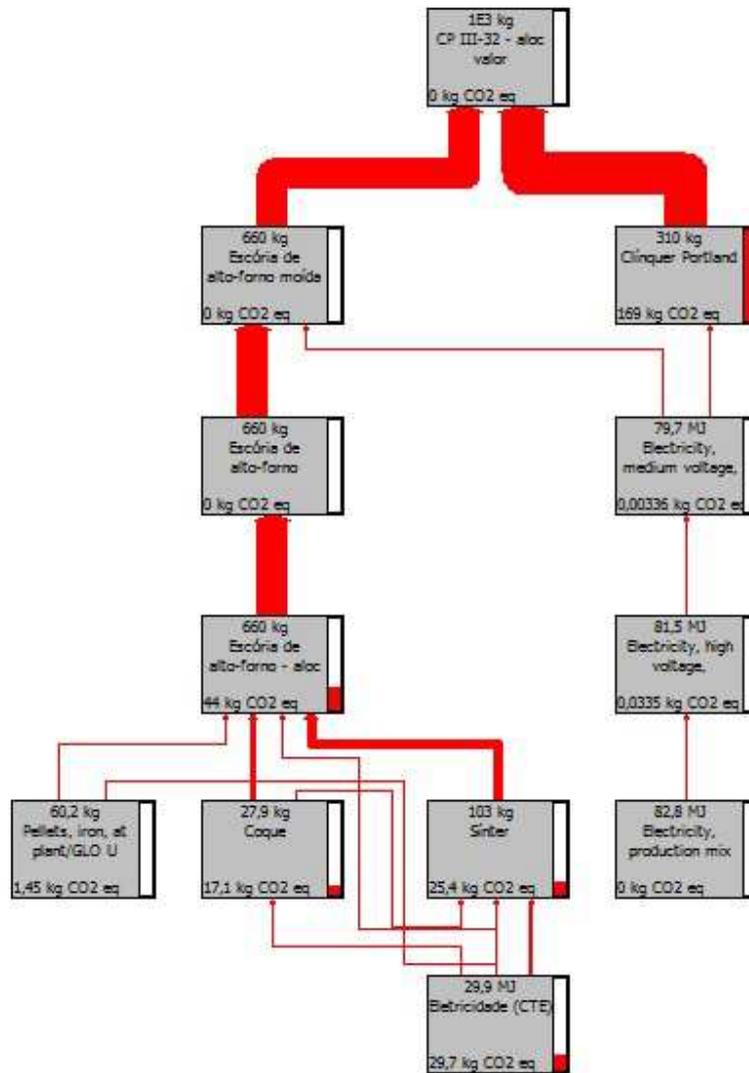


Figura 5. 11: Fluxograma de produção do cimento CP III-32, utilizando a alocação com base no valor econômico.

As Figura 5. 9, Figura 5. 10 e Figura 5. 11 fornecem constatações semelhantes às obtidas para os fluxogramas de produção do cimento Portland CP II-E-32, destacando, entretanto, que quando adotando o critério de alocação com base na massa, a contribuição da escória de alto-forno moída ao potencial de aquecimento global da etapa tornou-se ainda maior do que a contribuição do clínquer, devido à grande quantidade de escória de alto-forno adicionada ao cimento CP III-32 (66%).

As Tabela 5. 3 a Tabela 5. 5 e os Gráfico 5. 6 a Gráfico 5. 8 apresentam os resultados da etapa de caracterização dos efeitos ambientais resultantes da produção de 1 tonelada de

cimento Portland CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, utilizando três diferentes critérios de partição de impactos entre o aço e a escória de alto-forno: a alocação por massa, por valor econômico e a alternativa usual, na qual nenhum impacto é alocado à escória (que equivale, também, à expansão do sistema na siderurgia).

Percebe-se, pela análise das tabelas e gráficos expostos, que as cargas ambientais associadas à escória de alto-forno e, por conseguinte, ao cimento que a contém, variam consideravelmente de acordo com a partição dos impactos adotada na ACV do aço. Tais diferenças influenciam diretamente a atratividade do uso da escória de alto-forno como alternativa ao clínquer Portland.

Quando o critério de alocação com base na massa é adotado, a escória de alto-forno tem grande contribuição na carga ambiental total de ambos CP II-E-32 e CP III-32, reduzindo, comparativamente, o impacto associado ao clínquer Portland. Constata-se o mesmo quando utilizando o critério de alocação com base no valor econômico, excetuando somente as categorias de impacto “aquecimento global” e “ecotoxicidade terrestre”.

Tabela 5. 3: Valores caracterizados de cada categoria de impacto associada à produção de 1 tonelada de CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, considerando a alocação por massa.

Categoria de impacto	Unidade	CP I-32	CP II-E-32	CP III-32
Depleção abiótica	kg Sb eq	0,025653229	1,182733687	2,571230237
Acidificação	kg SO ₂ eq	0,008489307	0,703209334	1,536873368
Eutrofização	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	0,002771347	0,055006442	0,117688557
Aquecimento global (GWP100)	kg CO ₂ eq	537,2328832	635,0872228	752,5124304
Depleção da camada de ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	3,21578E-07	1,92537E-06	3,84992E-06
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	1,885861614	8,035831878	15,4157962
Ecotox. água doce	kg 1,4-DB eq	0,503460547	4,489339553	9,272394359
Ecotox. água salgada	kg 1,4-DB eq	1108,513771	10794,4246	22417,51761
Ecotox. Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,061132638	0,094249561	0,13398987
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄ eq	0,001893171	0,03025037	0,06427901

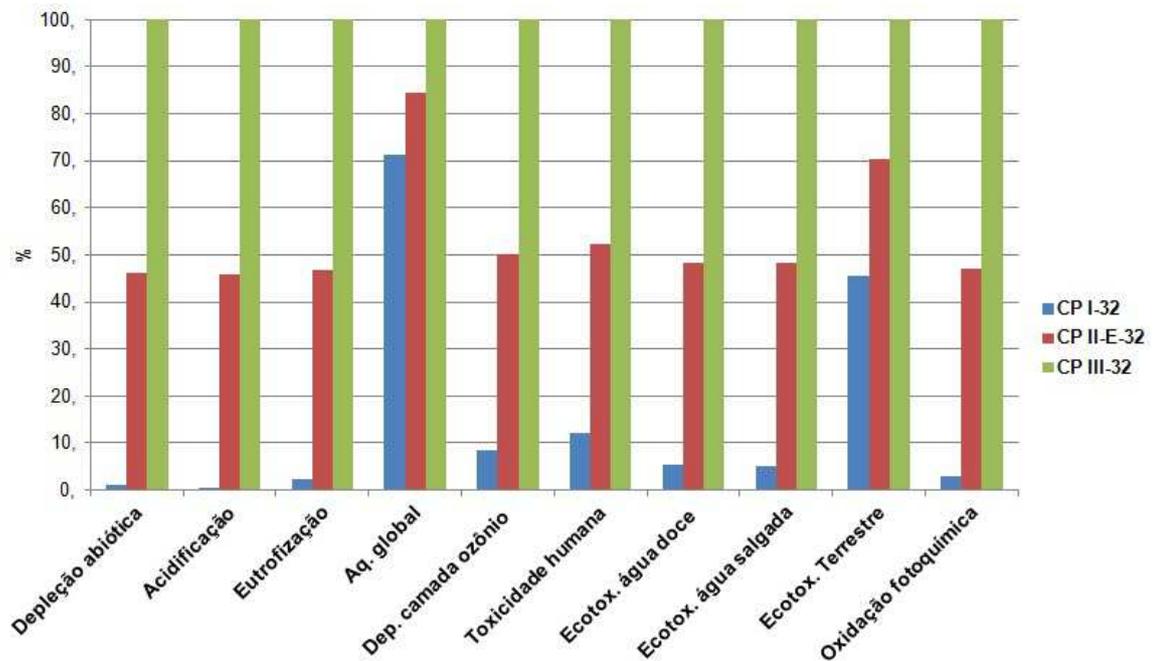


Gráfico 5. 6: Caracterização das cargas ambientais associadas à produção de 1 tonelada de CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, utilizando a alocação por massa.

Tabela 5. 4: Valores caracterizados de cada categoria de impacto associada à produção de 1 tonelada de CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, considerando a alocação por valor econômico.

Categoria de impacto	Unidade	CP I-32	CP II-E-32	CP III-32
Depleção abiótica	kg Sb eq	0,025653	0,266751	0,556069
Acidificação	kg SO ₂ eq	0,008489	0,154424	0,329546
Eutrofização	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	0,002771	0,013425	0,026209
Aquecimento global (GWP100)	kg CO ₂ eq	537,2329	427,8276	296,5413
Depleção da camada de ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	3,22E-07	6,13E-07	9,63E-07
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	1,885862	2,906919	4,132188
Ecotox. água doce	kg 1,4-DB eq	0,503461	1,272729	2,195851
Ecotox. água salgada	kg 1,4-DB eq	1108,514	2995,068	5258,932
Ecotox. Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,061133	0,059006	0,056455
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄ eq	0,001893	0,007619	0,014489

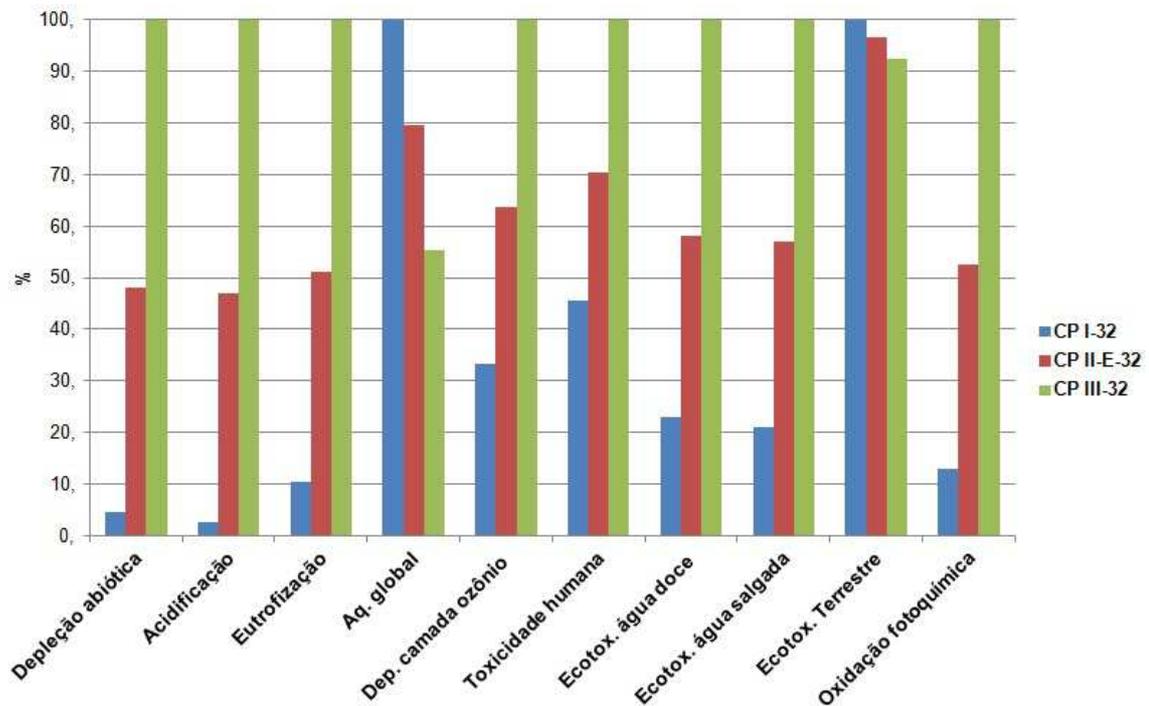


Gráfico 5. 7: Caracterização das cargas ambientais associadas à produção de 1 tonelada de CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, utilizando a alocação por valor econômico.

Tabela 5. 5: Valores caracterizados de cada categoria de impacto associada à produção de 1 tonelada de CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, sem utilizar a alocação de impactos.

Categoria de impacto	Unidade	CP I-32	CP II-E-32	CP III-32
Depleção abiótica	kg Sb eq	0,025653	0,020481	0,014275
Acidificação	kg SO ₂ eq	0,008489	0,006878	0,004945
Eutrofização	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	0,002771	0,002245	0,001614
Aquecimento global (GWP100)	kg CO ₂ eq	537,2329	372,104	173,9494
Depleção da camada de ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	3,22E-07	2,61E-07	1,87E-07
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	1,885862	1,527966	1,098491
Ecotox. água doce	kg 1,4-DB eq	0,503461	0,407915	0,293259
Ecotox. água salgada	kg 1,4-DB eq	1108,514	898,1417	645,6953
Ecotox. Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,061133	0,049531	0,035609
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄ eq	0,001893	0,001534	0,001103

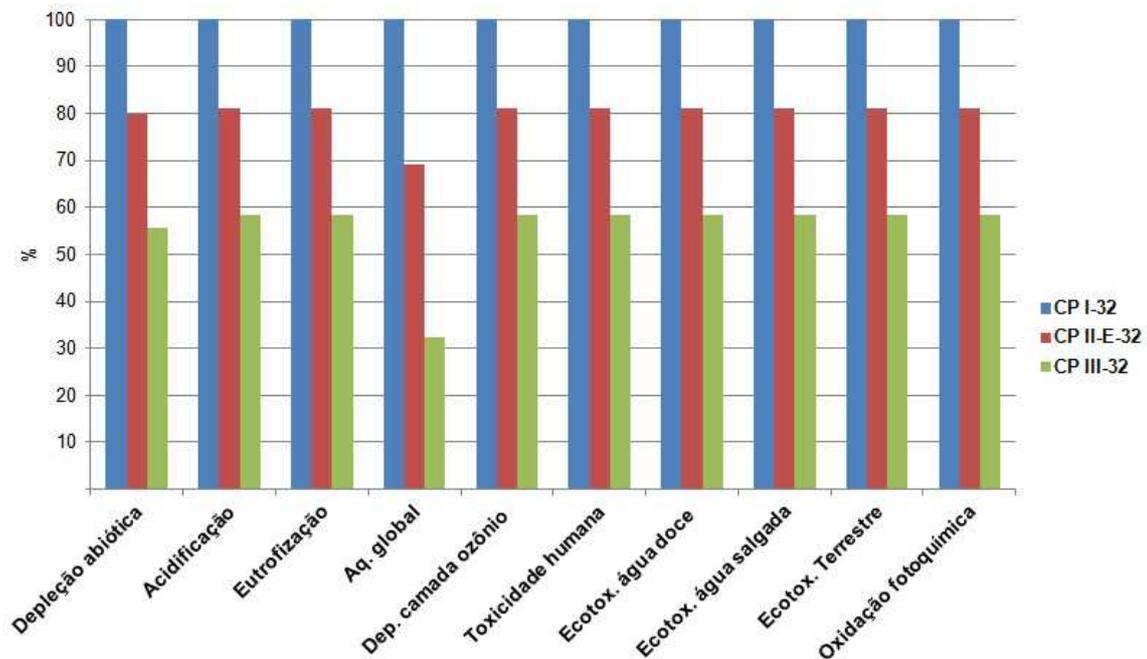


Gráfico 5. 8: Caracterização das cargas ambientais associadas à produção de 1 tonelada de CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, sem utilizar a alocação de impactos.

Visando ao melhor entendimento da distribuição de impactos entre os tipos de cimento Portland, calculou-se a porcentagem de alocação de impactos na qual as cargas ambientais associadas à produção de uma tonelada de clínquer equivalem às cargas ambientais associadas à produção de uma tonelada de escória de alto-forno (Figura 5. 12). Foi encontrado um ponto de equilíbrio de aproximadamente 2,52%, abaixo do qual a reciclagem da escória de alto-forno no cimento Portland se torna ambientalmente preferível, quando comparada ao uso tradicional do clínquer. Para a indústria de cimento, tal ponto representa o limiar a partir do qual a carga ambiental adicionada à escória de alto-forno, quando utilizando a alocação de impactos, limita as vantagens da utilização daquela escória ao fato de estar substituindo um recurso não-renovável (no caso, o clínquer).

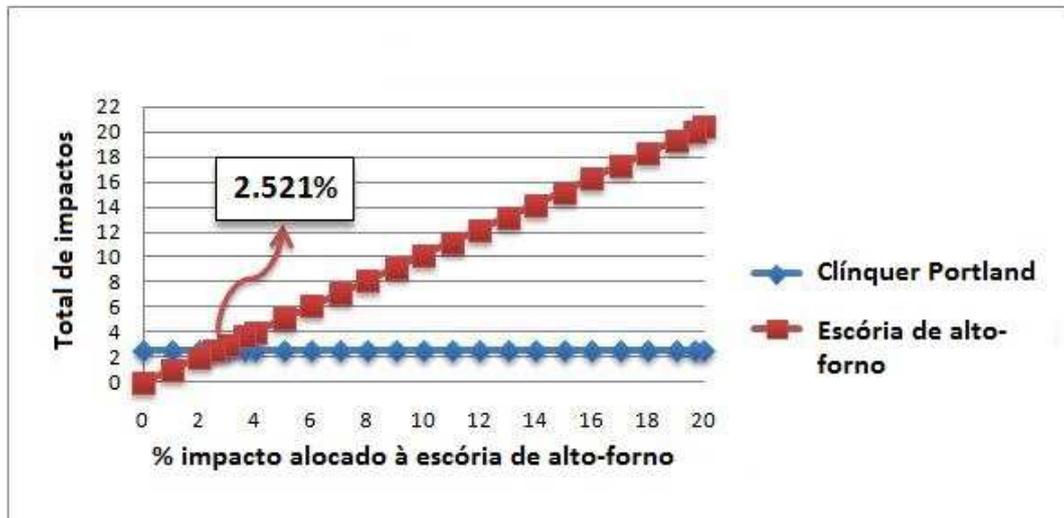


Figura 5. 12: Ponto de inflexão da porcentagem de impacto alocada à escória de alto-forno e do impacto associado ao clínquer Portland

5.4 Considerações finais sobre o capítulo

Apresentaram-se, neste capítulo, os fluxogramas das etapas de produção do ferro gusa e do cimento Portland, indicando os processos cuja carga ambiental tem maior contribuição no potencial de geração de impactos de cada etapa; e, em seguida, foram evidenciadas as principais diferenças obtidas pelo uso dos critérios de alocação com base na massa e no valor econômico do aço e da escória de alto-forno, e sua alternativa de expansão das fronteiras do sistema.

Os resultados da caracterização e normalização dos impactos ambientais associados à produção do aço indicaram que a adoção do critério de alocação por massa implica numa maior contribuição da carga ambiental da escória de alto-forno para o total de potenciais impactos ambientais do processo siderúrgico, quando comparado à adoção do critério de alocação por valor econômico, e à expansão das fronteiras do sistema (na qual nenhum impacto é alocado à escória).

As evidências aqui apresentadas indicam que o aço adquire perfil ambiental menos impactante quando do uso do critério de alocação por massa, ao passo que as escórias siderúrgicas adquirem uma carga ambiental mais pesada. Ao se utilizar, porém, o método de alocação de impactos com base no valor econômico, o aço passa a responder por grande parte dos potenciais impactos do processo siderúrgico, enquanto as escórias siderúrgicas passam a apresentar carga ambiental pouco significativa. Quando

expandindo as fronteiras do sistema, os impactos associados ao aço diminuem apenas sensivelmente, uma vez que a consideração do clínquer como produto evitado não é tão significativa perante o processo siderúrgico.

Em seguida, apresentaram-se as consequências das diferentes abordagens de distribuição de impactos sobre a indústria do cimento, evidenciando a influência da alocação de impactos na limitação da atratividade da escória. Foi apresentado o ponto de equilíbrio da alocação de impactos, que representa o limiar a partir do qual o benefício ambiental da reciclagem da escória se restringe a substituição de recursos não renováveis.

O próximo capítulo delinea as principais conclusões da presente dissertação, além de sugerir lacunas e potenciais para futuras pesquisas.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A atual reflexão sobre as diversas práticas sociais executadas pela humanidade, em um contexto marcado pela degradação do meio ambiente e de seu ecossistema, promove um cenário no qual uma combinação de legislação, opinião pública e responsabilidade social estimula as indústrias a controlarem e reduzirem os efeitos adversos de seus produtos e processos sobre o meio ambiente. O resultado deste cenário é a introdução de medidas que minimizam o uso de recursos não-renováveis, energia e água, além de reduzirem a poluição e a produção de resíduos sólidos.

Uma medida eficaz na redução de potenciais passivos ambientais é a reciclagem/reutilização de resíduos e/ou co-produtos industriais e, em virtude disto, é uma atividade cada vez mais freqüente nos processos de produção dos diferentes setores. Como consequência, agrega-se valor social e econômico ao co-produto reutilizado ou reciclado e, ao mesmo tempo, o produto e seu processo industrial recebem a chancela de sustentabilidade.

O processo siderúrgico gera co-produtos em todas as suas etapas, apresentando, portanto, grande potencial para a reciclagem e reutilização de grande parte dos mesmos. Os benefícios de tal atividade são inúmeros, e vem sendo observados, já há algum tempo, na siderurgia nacional e mundial.

O uso da escória siderúrgica como matéria-prima na construção civil, na agricultura e em outros setores vem se difundindo consideravelmente. Resultados de estudos, como o desenvolvido por Silva (2005), comprovam que os materiais e componentes produzidos com as escórias siderúrgicas e com outros co-produtos siderúrgicos podem apresentar adequado desempenho, aliado a uma carga ambiental reduzida, observadas as limitações e características técnicas e ambientais relevantes.

A análise por meio da técnica da avaliação do ciclo de vida (ACV) permite quantificar e qualificar os benefícios ambientais resultantes da reciclagem dos co-produtos siderúrgicos. Surge, porém, uma dificuldade real quando se consideram as complexas interações existentes entre o ciclo de vida do produto e do co-produto, uma vez que a carga ambiental do processo deve ser ponderadamente dividida. Como instrumento de

solução, podem ser utilizados diferentes critérios de alocação de impactos (com base na massa, no valor econômico ou no consumo energético do produto e de seus co-produtos), ou mesmo expandir as fronteiras do sistema para incluir os processos que receberão o co-produto como matéria-prima.

A abordagem metodológica da presente pesquisa previu a realização de ACV do aço e da escória de alto-forno, seguidas de ACV de três tipos de cimento Portland – CP I-32, CP II-E-32 e CP III-32, utilizando critérios de alocação de impactos com base na massa e no valor econômico, e adotando também a expansão do sistema, realizadas em consonância com as diretrizes da série de normas ISO 14.040.

A plataforma de apoio adotada foi o *software* SimaPro 7.3, e a ferramenta escolhida para avaliação de impactos foi o CML 2001 (baseline).

O resultado fundamental deste estudo é o entendimento da influência da abordagem escolhida para avaliar processos multifuncionais (que dão origem a mais de um produto ou co-produto) na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), fornecendo informações que fundamentam uma análise mais adequada e consciente do processo em questão, tanto para o meio técnico e gerencial quanto para os consumidores e sociedade em geral.

A avaliação dos impactos ambientais, por meio da caracterização e normalização, indicou que a adoção do critério de alocação por massa implica numa maior contribuição da carga ambiental da escória de alto-forno para o total de potenciais impactos ambientais do processo siderúrgico, quando comparado à adoção do critério de alocação por valor econômico. Quando expandindo as fronteiras do sistema, não se associam impactos à escória de alto-forno, e a carga ambiental do aço em si é diminuída na proporção em que se evita o produto usualmente substituído pela escória. Tais resultados influenciam diretamente os processos industriais que utilizam a escória de alto-forno como matéria prima, que é o caso de sua adição na fabricação do cimento Portland; pois a carga ambiental trazida pela escória de alto-forno poderia superar a carga ambiental associada ao clínquer Portland, dependendo do critério de alocação adotado. Assim, modifica-se a percepção do usuário do co-produto, uma vez que alteram-se elementos que interferem no processo de tomada de decisão por parte dos agentes interessados.

Partindo dessas diferenças, destaca-se a necessidade de estudar e compreender melhor as variações nos resultados advindas do uso de diferentes métodos de distribuição de impactos, e de evidenciar as implicações destas diferenças sobre a atratividade econômica, ambiental e social da utilização da escória de alto-forno (entendida como valor), sem prejudicar o também valor econômico, ambiental e social do aço.

Assim, uma importante observação deixada pela presente dissertação é a necessidade de um estímulo à validação de uma base de dados brasileira, fundamentada por resultados de pesquisas ancoradas em uma forte base metodológica comum, de modo a fornecer as informações necessárias para o processo de tomada de decisão pelos agentes responsáveis. Além disso, a pesquisa difunde a metodologia da ACV, incentivando seu uso e aplicação em pesquisas e projetos consoantes com a atual tendência mundial de avaliar processos holisticamente.

Dando continuidade à pesquisa, deve-se expandir o escopo para englobar outros aspectos metodológicos de interesse na Avaliação do Ciclo de Vida, considerando as etapas que enfrentam os maiores desafios de realização no Brasil, limitando o seu potencial de aplicação.

Atualmente, os estudos de ACV nacionais têm sua representatividade e robustez limitadas devido à falta de inventários brasileiros setoriais, à falta de definições e diretrizes metodológicas claras, e às diferenças na condução do estudo, que impedem a utilização e/ou comparação com resultados obtidos por outros autores. Tais limitações influenciam significativamente a apropriada utilização da metodologia da ACV, e prejudicam a evolução da pesquisa nacional no atual espectro e tendência mundiais de realização de avaliações holísticas, especialmente no setor de construção, que representa papel expressivo no cenário de adequação à sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F.. **O bom negócio da sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2002. 100 p.

AMARAL, F. G.; SILVA, P. R. S. . **MAICAPI – metodologia para avaliação de impactos e custos ambientais em processos industriais: estudo de caso**. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000300004>. Acesso em: 15 maio 2010.

ANDRADE, M. L. A.; CUNHA, L. M. S.; GANDRA, G. T. Reestruturação na Siderurgia Brasileira. 2002. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/bnset/set901.pdf>. Acesso em 10 de setembro de 2011.

ARAUJO, L. A. . **Manual de Siderurgia**. São Paulo: Arte e Ciência, 1997.

ARCELORMITTAL BRASIL. **Relatório de Sustentabilidade 2008**. Disponível em: <http://www.arcelor.com.br/sustentabilidade/relatorios/pdf/relatorio_sust_2008.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2010.

ARCELORMITTAL TUBARÃO (Brasil). **Caderno Regional de Sustentabilidade**. Disponível em: <http://www.cst.com.br/empresa/perfil/relatorio/pdf/arcelor_sustentabilidade_2006.pdf>. Acesso em: 03 abr. 2010.

ARCELORMITTAL TUBARÃO (Brasil). **Catálogo de produtos**. Disponível em: <<http://www.arcelormittal.com/br/tubarao/>>. Acesso em: 03 abr. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND. Básico sobre cimento: Fabricação. 2009. Disponível em: <<http://www.abcp.org.br/conteudo/basico-sobre-cimento/fabricacao/fabricacao>>. Acesso em: 03 de novembro de 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND. Boletim técnico – BT 106: Guia básico de utilização do cimento Portland. 7ed. São Paulo: 2002. 28 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040:**

Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura, Rio de Janeiro, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Cimento Portland comum. NBR 5732**. Rio de Janeiro, 1991.

_____. Cimento Portland composto. NBR 11. 578. Rio de Janeiro, 1991.

_____. Cimento Portland de alto-forno. NBR 5735. Rio de Janeiro, 1991.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. **Allocation of environmental burdens in multiple function systems**. *Journal of Cleaner Production*, v.7, p. 101-119, 1999.

BATTAGIN, A. F. Uma breve história do cimento Portland. 2009. Disponível em <<http://www.abcp.org.br/conteudo/basico-sobre-cimento/historia/uma-breve-historia-do-cimento-portland>>. Acesso em 28 de outubro de 2011.

BATTELLE; WBCSD. Toward a sustainable cement industry. 2002. Disponível em: <<http://www.wbcd.org/web/publications/batelle-full.pdf>>. Acesso em 03 de outubro de 2011.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em 10 de março de 2011.

CARVALHO, J. O.; KIHARA, Y.; MAIA, C.; VISEDO, G., “Emissões de Gases de Gases de Efeito Estufa nos Processos Industriais – Produtos Mineraiis (Parte 1)”. In: *Segundo Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa*, Brasília, 2010, pp. 37

CCABRASIL. Centro de Coprodutos Aço Brasil – Estatística. 2009. Disponível em <<http://www.ccabrasil.org.br/estatisticas.asp>>. Acesso em 12 de agosto de 2011.

CEMENT SUSTAINABILITY INITIATIVE. Cement – At the foundation of sustainable development. 2007. Disponível em: <<http://www.wbcdcement.org/pdf/csi.pdf>>. Acesso em 12 de outubro de 2011.

CEMENT SUSTAINABILITY INITIATIVE. Cement industry energy and CO₂ performance – “Getting the numbers right”. 2009. Disponível em: <

<http://www.wbcscement.org/pdf/csi-gnr-report-with%20label.pdf>>. Acesso em 14 de outubro de 2011.

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

CHEN, B.; YANG, J.; OUYANG, Z. **Life Cycle Assessment of Internal Recycling Options of Steel Slag in Chinese Iron and Steel Industry**. *Journal of Iron and Steel Research, International*, v. 18, p. 33-40, 2011.

COMPANHIA SIDERÚRGICA DE TUBARÃO (CST). **CST e o desenvolvimento do Espírito Santo**. Relatório final, Vitória, 2001. 71p.

CURRAN, M. A. **Environmental life cycle assessment**. Nova York: Macgraw - Hill, 1996. 363 p.

CURRAN, M. A.; MANN, M.; NORRIS, G. Report on the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA. 2001.

DALÉ, L. B. da C.; HANSEN, P. B; RODRIGUES, F. . A incorporação da sustentabilidade no setor siderúrgico nacional: Constatações sobre a situação atual. In: 3º SEMINÁRIO SOBRE SUSTENTABILIDADE, 2008, Curitiba: FAE, 2008.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. **Allocation in ISO 14041 – a critical review**. *Journal of Cleaner Production*, v.9, p. 197-208, 2001.

EKVALL, T.; WEIDEMA, B. P. **System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis**. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.9, n.3, p. 161-171, 2004.

ELKINGTON, John. **Cannibals with Forks: The Triple Bottom Line of 21st Century Business**. Londres: New Society Publishers, 1999.

ERLANDSSON, M.; BORG, M. **Generic LCA-methodology applicable for buildings, constructions and operation services—today practice and development needs**. *Building and Environment*, v. 38, p. 919–938, 2003.

ESTADOS UNIDOS. M. A. C. . EPA. **Life cycle assessment principles and practice**.

Disponível em:
<http://www.epa.gov/NRMRL/lcaccess/pdfs/chapter1_frontmatter_lca101.pdf>. Acesso em: 10 maio 2010.

EUROPEAN COMMISSION - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M. Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S.; KOEHLER, A.; PENNINGTON, D.; SUH, S. **Recent developments in Life Cycle Assessment**. *Journal of Environmental Management*, v. 91, p. 1–21, 2009.

FONSECA, P. S. M.; ALECRIM, M. D.; SILVA, M. M. Siderurgia: Dimensionamento do Potencial de Investimento. 2007. Disponível em:
<http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/liv_perspectivas/03.pdf>. Acesso em 06 de junho de 2011.

FONTE, L. C. O. **Panorama Nacional da Indústria do Ferro e Aço**. 2003. 84 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

FUJITA, E. G. L. **Modelagem de forno para a produção de cimento através da aplicação de técnicas de redes neurais**. 2001. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

GÄBEL, K.; FORSBERG, P.; TILLMAN, A. M. **The design and building of a life cycle-based process model for simulating environmental performance, product performance and cost in cement manufacturing**. *Journal of Cleaner Production*, v. 12, p. 77–93, 2004.

GALBIATI, A. F. O Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos e a Reciclagem. Disponível em: < <http://www.amda.org.br/objeto/arquivos/97.pdf>> Data de acesso: 20 outubro 2011.

GOEDKOOOP, M.; SCHRYVER, A. D.; OELE, M.. **Introduction to LCA with SimaPro**

7. Amersfoort: Product Ecology Consultants, 2008. 82 p.

GONDIM, I. A.; BARROS NETO, J. P.; MARCHON, P. H. A.; JORGE NETO, P. M. Análise da economia nacional e a participação da indústria da construção civil. In: Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. *Anais...* ENTAC 2004, São Paulo, 2004.

GORGOLEWSKI, Mark. **The Role of Steel in Environmentally Responsible Buildings**. Ascot: The Steel Construction Institute, 1999. 45 p.

GLOBAL REPORTING INICIATIVE. **Sustainability Reporting Guidelines on Economic, Environmental, and Social Performance**. Disponível em: <<http://www.globalreporting.org>>. Acesso em: 26 mar. 2010.

HENDRIKS, C. A.; WORRELL, E.; DE JAGER, D.; BLOK, K.; RIEMER, P. **Emission Reduction of Greenhouse Gases from the Cement Industry**. In: GREENHOUSE GAS TECHNOLOGIES, 2004, Vancouver. Vancouver: Greenhouse Gas Control Technologies, 2004. p 1-11.

HORNE, R.; GRANT, T.; VERGHESE, K. . **Life cycle assessment Principles, Practice and Prospects**. Collingwood Victoria: Csiro, 2009.

HUNTZINGER, D. N.; EATMON, T. D. **A life-cycle assessment of Portland cement manufacturing: comparing the traditional process with alternative technologies**. *Journal of Cleaner Production*, v. 17, p. 668–675, 2009.

INSTITUTO AÇO BRASIL (Org.). **Parque siderúrgico**. Disponível em: <<http://www.acobrasil.org.br/site/portugues/aco/parque.asp>>. Acesso em: 28 jun. 2010.

INSTITUTO AÇO BRASIL. **Relatório de Sustentabilidade 2009**. Disponível em: <http://www.acobrasil.org.br/site/portugues/sustentabilidade/downloads/Relatorio_2009.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2010.

INSTITUTO AÇO BRASIL. **Relatório de Sustentabilidade 2010**. Disponível em: <http://www.acobrasil.org.br/site/portugues/sustentabilidade/downloads/relatorio08_2010.pdf>. Acesso em 5 de setembro de 2011.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). **Energy Technology Transitions for Industry**. 2009. p. 326. Disponível em: <<http://www.iea.org/publications>>. Acesso em: 15

de novembro de 2011.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14040: Environmental Management – Life cycle principles and Framework**. Switzerland, 1997.

_____. **ISO 14041: Environmental Management – Goal and scope definition and inventory analysis**, 1998.

_____. **ISO 14042: Environmental Management –Life cycle impact assessment**, 2000.

JACOBI, P. **Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade**. *Cad. Pesqui.*, Mar 2003, no.118, p.189-206. ISSN 0100-1574.

JONSSON, A.; BJORKLUND, T.; TILLMAN, A. M. **LCA of Concrete and Steel Building Frames**. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 3, n. 4, p. 216-224, 1998.

LEE, K. M.; PARK, P. J. **Estimation of the environmental credit for the recycling of granulated blast furnace slag based on LCA**. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 44, p. 139–151, 2005.

LIPPIAT, B.; AHMAD, S. Measuring the life-cycle environmental and economic performance of concrete: the BEES approach. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND CONCRETE TECHNOLOGY, Beijing; May 20–21, 2004.

LOPES, H. L. P. **Modelo para Previsão da Condição Térmica de Painelas de Aciaria**. 2007. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Metalúrgica e de Minas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

MACHADO, M. L. P.; SOBRINHO, V.P.F.M.; ARRIVABENE, L.F. **Siderurgia para não siderurgistas**. 2003. 128f. Trabalho acadêmico – CEFET-ES, Vitória.

MELLO, A. A. A. et al. Competitividade e sustentabilidade ambiental da siderurgia brasileira. In: SEMINÁRIO MITIGAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA: A EXPERIÊNCIA EMPRESARIAL SETORIAL E REGIONAL NO BRASIL, 1., 2008, São Paulo. **Experiências Setoriais na redução de gases de efeito estufa**. São Paulo:

Universidade de São Paulo, 2008. p. 31 – 51.

MOON, J. M.; EUN, J. H.; CHUNG, J. S. **Allocation of process gases generated from integrated steelworks by an improved system expansion method.** *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.4. p. 247-253, 2006.

MORENO, F. A. C. **Predição da resistência à compressão de um cimento industrial utilizando técnicas de redes neurais e artificiais.** 2001. 95 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

MÜLLER, N; HARNISCH, J. A blueprint for a climate friendly cement industry. Gland: WWF lafarge conservation partnership, p. 94, 2008.

NAVIA, R.; RIVELA, B.; LORBER, K. E.; MÉNDEZ, R. **Recycling contaminated soil as alternative raw material in cement facilities: Life cycle assessment.** *Resources, Conservation and Recycling*, v. 48, p.339–356, 2006.

OLIVEIRA, B. M.; SAADE, M. R. M.. **Contribuição à aplicação da análise do ciclo de vida na indústria siderúrgica: critérios para alocação de impactos.** 2010. 94 f. Projeto (Graduação) - Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

PAULO JUNIOR, L.; CABRAL, T.; BRAGA, E. . **Curso de Inspetor de Soldagem.** Belém: INSPSolda, s.d.

PINHO, M. S. **Reestruturação Produtiva e Inserção Internacional da Siderurgia Brasileira.** 2001. 213 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

POLIDORO, H. A. **Seleção de indicadores de desenvolvimento sustentável para indústrias do setor siderúrgico.** 2001. 335 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

REAJUSTES no preço do aço comprometem inflação Disponível em: <<http://economia.ig.com.br/empresas/reajustes+no+preco+do+aco+comprometem+inflacao/n1237561719877.html>>. Acesso em: 24 maio 2010.

SCHNEIDER, M.; ROMER, M.; TSCHUDIN, M; BOLIO, H. **Sustainable cement**

production—present and future. *Cement and Concrete Research*, v. 41, p. 642-650, 2011.

SELLITTO, M. A. **Sistema de produção sincronizado: uma aplicação em processos produtivos de propriedade contínuos segundo a teoria da restrição.** 1999. 176 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

SILVA, J. G. da. . **Análise do Ciclo de Vida de Tijolos Prensados de Escória de Alto-Forno.** 2005. 225 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

SILVA, M. G., “Cimento Portland com Adições Mineraias” IN: ISAIA, G. *Materiais de Construção Civil e Princípios de Ciências e Engenharia dos Materiais*, IBRACON, Vol 1, 2007, pp. 761-793.

SILVA, M. G., “Influência da cura térmica em pastas e argamassas de cimento de escória”. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998, pp. 232.

SILVA, V. G.; SILVA, M. G. Análise do ciclo de vida aplicada ao setor de construção civil: revisão da abordagem e estado atual. In: Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. *Anais...* ENTAC 2000, Salvador, 2000, p. 51-59.

SILVA, M. G.; SILVA, V., G.; RODRIGUES, G. L. C.; POLESE, M. O., “Propriedades, normalização e tendências na adição de escória de alto-forno em cimentos e concretos”, Boletim Técnico, Núcleo de Excelência em Escórias Siderúrgicas, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, 2006, pp. 106.

SILVA, M. G. da; SILVA, V. G. da; LANA, P. C. G. de. Ferrous slags in Brazil: Production, use and environmental aspects. In: 4th EUROPEAN SLAG CONFERENCE, 2005, Oulu. **Slags - Providing Solutions for Global Construction and other Markets.** Duisburg: Euroslag, 2005. p. 233 – 246.

SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DO CIMENTO. Relatório anual. 2009. p. 49. Disponível em: <<http://www.snic.org.br>>. Acesso em 25 de outubro de 2011.

- SOBRAL, M. D. C. **Tratamento Termomecânico de Placas Finas de Aço Microligado**. 2000. 115 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.
- SOLEDADE, M. G. M.; NÁPRAVNÍK FILHO, L. A. F. K.; SANTOS, J. N.; SILVA, M. A. M. ISO 14000 e a Gestão Ambiental: uma Reflexão das Práticas Ambientais Corporativas. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 5, 2007, Curitiba. *Anais...* Curitiba: ENGEMA, 2007.
- SUB-GRUPO DE MINAS GERAIS. Proposição de limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos de fontes fixas para a indústria siderúrgica em nível nacional. Proposta para discussão. Disponível em: Acesso em: 15 jan. 2010.
- SUCATA e ferro gusa. Disponível em: <<http://foundrygate.com/br/noticias/ver/181/sucata-e-ferro-gusa>>. Acesso em: 24 maio 2010.
- TILLMAN, A.; BAUMANN, H. . **The hitch hiker's guide to LCA: An orientation in life cycle assessment methodology and application**. Londres: Studentlitteratur, 2004. 543 p.
- VARELA, N.; VIEIRA, F. S. Cimento: uma matéria prima essencial no fabrico de argamassas. In: 1º CONGRESSO NACIONAL DE ARGAMASSAS DE CONSTRUÇÃO, 2005, Lisboa. *Anais...* Lisboa: APFAC, 2005.
- WEIDEMA, B. P.; SCHMIDT, J. H. **Avoiding allocation in life cycle assessment revisited**. *Journal of Industrial Ecology*, v. 14, n. 2, p. 192-195, 2010.
- WORLD STEEL ASSOCIATION. Steel's Contribution to a Low Carbon Future – WorldSteel Position Paper. Disponível em: <<http://www.worldsteel.org/publications/position-papers/Steel-s-contribution-to-a-low-carbon-future.html>>. Acesso em 03 de novembro de 2011.
- WORREL, E.; SMIT, R.; PHYLIPSEN, D.; BLOK, K.; VLEUTEN, F. V. D.; JANSEN, J. International Comparison of Energy Efficiency Improvement in the Cement Industry. In: SUMMER STUDY ON ENERGY EFFICIENCY IN INDUSTRY, 1995, Nova Iorque. *Anais...* Nova Iorque: ACEEE, 1995.
- YUAN, C.; LANA, P. C. G. de. . The use and status of slags in Brasil. In: 4th EUROPEAN

SLAG CONFERENCE, 2005, Oulu. **Slags - Providing Solutions for Global Construction and other Markets**. Duisburg: Euroslag, 2005. p. 31 – 38.

ZHUGUO, L. **A new life cycle impact assessment approach for buildings**. *Building and Environment*, v. 41, p. 1414-1422, 2006.

APÊNDICE A – Quantitativos de entradas e saídas de cada etapa do processo siderúrgico

CALCINAÇÃO	
ENTRADAS	SAÍDAS
Calcário 11155ton	Cal calcítica bruta 4572ton
Dolomita 2736ton	Cal dolomítica bruta 1585ton
Nitrogênio 2125ton	Finos de cal (dolomítica) 322ton
Ar comprimido 1131ton	Finos calcário calcítico 605ton
Eletricidade da Central Termoelétrica (CTE) 1040MWh	Finos calcário dolomítico 312ton
Gás da coqueria (COG) 11185GJ	Pré-cal calcítica 309ton
Gás da aciaria (BOF) 18314GJ	Pré-cal dolomítica 90ton
-	Dióxido de carbono 3730,83ton

Quadro A1: Entradas e saídas da etapa “calcinação”.

COQUERIA	
ENTRADAS	SAÍDAS
Carvão mineral 113973,39ton	Coque 126109ton
Nitrogênio 4533,75ton	Alcatrão 4878ton
Ar comprimido 2344ton	Finos de coque e breeze 7495ton
Eletricidade da Central Termoelétrica (CTE) 5684MWh	Small coke 20490ton
Vapor da CTE 28260ton	Pós de despoejamento 2293ton
Gás da coqueria (COG) 244610GJ	Gás COG 1112310GJ
Gás de alto-forno 236967GJ	Vapor de coqueria 67405ton
-	Dióxido de carbono 77167,92ton
-	Material particulado 74,51ton
-	Dióxido de enxofre 459,67ton
-	Dióxido de nitrogênio 67,92ton

Quadro A2: Entradas e saídas da etapa “coqueria”.

CENTRAL TERMOELÉTRICA	
ENTRADAS	SAÍDAS
Eletricidade do alto-forno 6682MWh	Eletricidade da Central Termoelétrica (CTE) 128045MWh
Gás da coqueria (COG) 353157MWh	Vapor da Central Termoelétrica (CTE) 67405ton
Gás de alto-forno 1233608MWh	Material particulado 20,59ton
Gás de aciaria (BOF) 231681MWh	Dióxido de carbono 457751,2ton
Vapor de coqueria 1765ton	Dióxido de enxofre 130,08ton
Alcatrão 1903ton	Dióxido de nitrogênio 56,92ton

Quadro A3: Entradas e saídas da etapa “central termoeletrica”.

SINTERIZAÇÃO	
ENTRADAS	SAÍDAS
Calcário 69983ton	Sínter 496198ton
Dolomita 395ton	Finos de retorno 181442ton
Nitrogênio 537,5ton	Material particulado 47,5ton
Ar comprimido 2760ton	Dióxido de carbono 122781,8ton
Minério de ferro 351860ton	Dióxido de enxofre 350,5ton
Pós de despoejamento 1240ton	Dióxido de nitrogênio 184,33ton
Coque 6839ton	-
Cal calcítica bruta 7039,58ton	-
Cal dolomítica bruta 463,58ton	-
Pelotas 12120ton	-
Escória de alto-forno 3172ton	-
Pó do gás de alto-forno 6264ton	-
Escória de aciaria 1186ton	-
Lama fina do gás de aciaria 4045ton	-
Escória da dessulfuração 1258ton	-
Finos de retorno 64370ton	-
Carepa de aço 2218	-
Carvão 13212342kcal	-
Antracito 181659773,7kcal	-
Eletricidade da Central Termoelétrica (CTE) 17619MWh	-
Gás da coqueria (COG) 16124GJ	-
Gás da aciaria (BOF) 18314GJ	-

Quadro A4: Entradas e saídas da etapa “sinterização”.

ALTO-FORNO	
ENTRADAS	SAÍDAS
Carvão mineral 49437ton	Ferro gusa líquido 469970ton
Nitrogênio 6506,25ton	Finos de sínter 64370ton
Ar comprimido 5251ton	Escória de alto-forno 115124ton
Oxigênio 10203,06ton	Pó do gás de alto-forno 6101ton
Minério de ferro 60538ton	Lama do gás de alto-forno 4975ton
Pelotas 241269ton	Gás de alto-forno 2134479GJ
Coque 110739ton	Eletricidade do alto-forno 9267ton
Sínter 429447ton	Sucata de ferro gusa 17407ton
Carvão 453607387,2kcal	Material particulado 25,01ton
Eletricidade da Central Termoelétrica (CTE) 12884MWh	Dióxido de enxofre 83,75ton
Vapor da CTE 10198ton	Dióxido de nitrogênio 30,67ton
Gás da coqueria (COG) 162952GJ	Dióxido de carbono 184152,5ton
Gás de alto-forno 705886GJ	-

Quadro A5: Entradas e saídas da etapa “alto-forno”.

ACIARIA	
ENTRADAS	SAÍDAS
Alumínio 924ton	Placas 444388ton
Dolomita 3693ton	Aço líquido 453285ton
Nitrogênio 14637,5ton	Placa acabada total 124929ton
Ar comprimido 13912ton	Lama fina do gás de aciaria 12055ton
Oxigênio 29631,74ton	Escória de aciaria 84395,37ton
Minério de ferro 3713ton	Gás de aciaria (BOF) 249995GJ
Coque 590ton	Escória da dessulfuração 9267ton
Ferro gusa líquido 452563ton	Briquete 15750ton
Ferro-cromo 19ton	Material particulado 15,86ton
Ferro-mangânês 1089ton	Dióxido de carbono 64662,5ton
Cal calcítica bruta 15366ton	-
Cal dolomítica bruta 8237ton	-
Sucata de ferro gusa 9633ton	-
Briquete 12473,38	-
Sucata de aço 19633ton	-
Eletricidade da Central Termoelétrica (CTE) 20044MWh	-
Vapor da CTE 7847ton	-
Gás da coqueria (COG) 14349GJ	-
Vapor de gás natural 966321GJ	-

Quadro A6: Entradas e saídas da etapa “aciaria”.

LAMINADOR DE TIRAS A QUENTE	
ENTRADAS	SAÍDAS
Placas 232648ton	<i>Hot rolled coil</i> 226027ton
Eletricidade da Central Termoelétrica (CTE) 22960MWh	Sucata de aço 2064ton
Gás de alto-forno 25947GJ	Carepa de aço 2052ton
Gás da coqueria (COG) 211567GJ	Material particulado 4,3ton
-	Dióxido de carbono 26335,67ton
-	Dióxido de enxofre 47,75ton
-	Dióxido de nitrogênio 15,58ton

Quadro A7: Entradas e saídas da etapa “laminador de tiras a quente”.

ANEXO A – Fluxogramas de produção das etapas da Empresa A, considerando o impacto “aquecimento global”

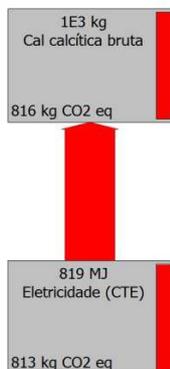


Figura An1: Fluxograma de produção da calcinação, tendo como principal produto a cal calcítica bruta.

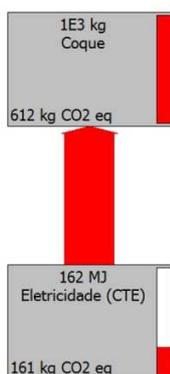


Figura An2: Fluxograma de produção da coqueria, tendo como principal produto o coque.

As Figura An1 e Figura An2 indicam que o único contribuinte para o potencial de aquecimento global das etapas de calcinação e coqueria é a eletricidade advinda da central termoeleétrica (CTE) (além das emissões geradas nas próprias etapas).

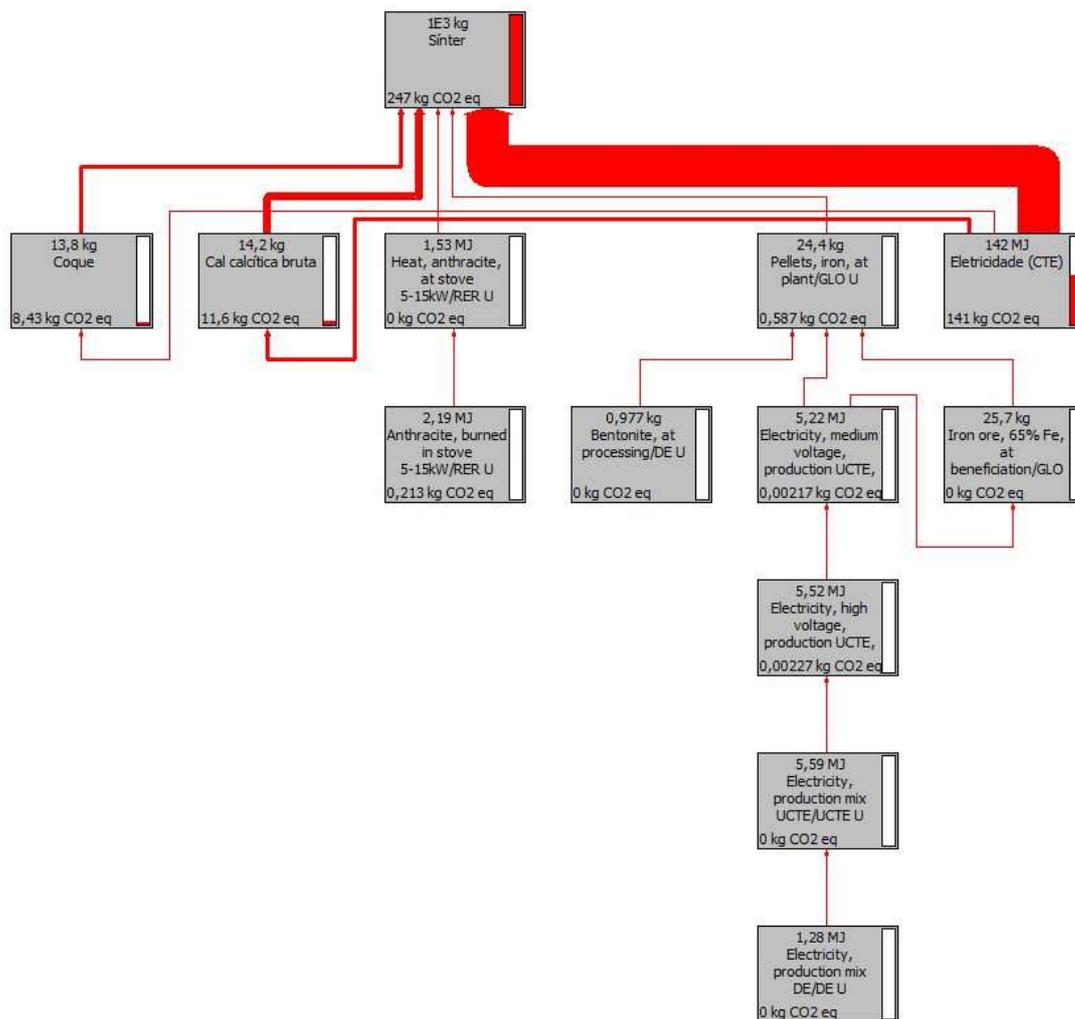


Figura An3: Fluxograma de produção da sinterização, tendo como principal produto o sinter.

A Figura An3 expõe a eletricidade provinda da CTE como a maior contribuinte para o potencial de aquecimento global da sinterização.

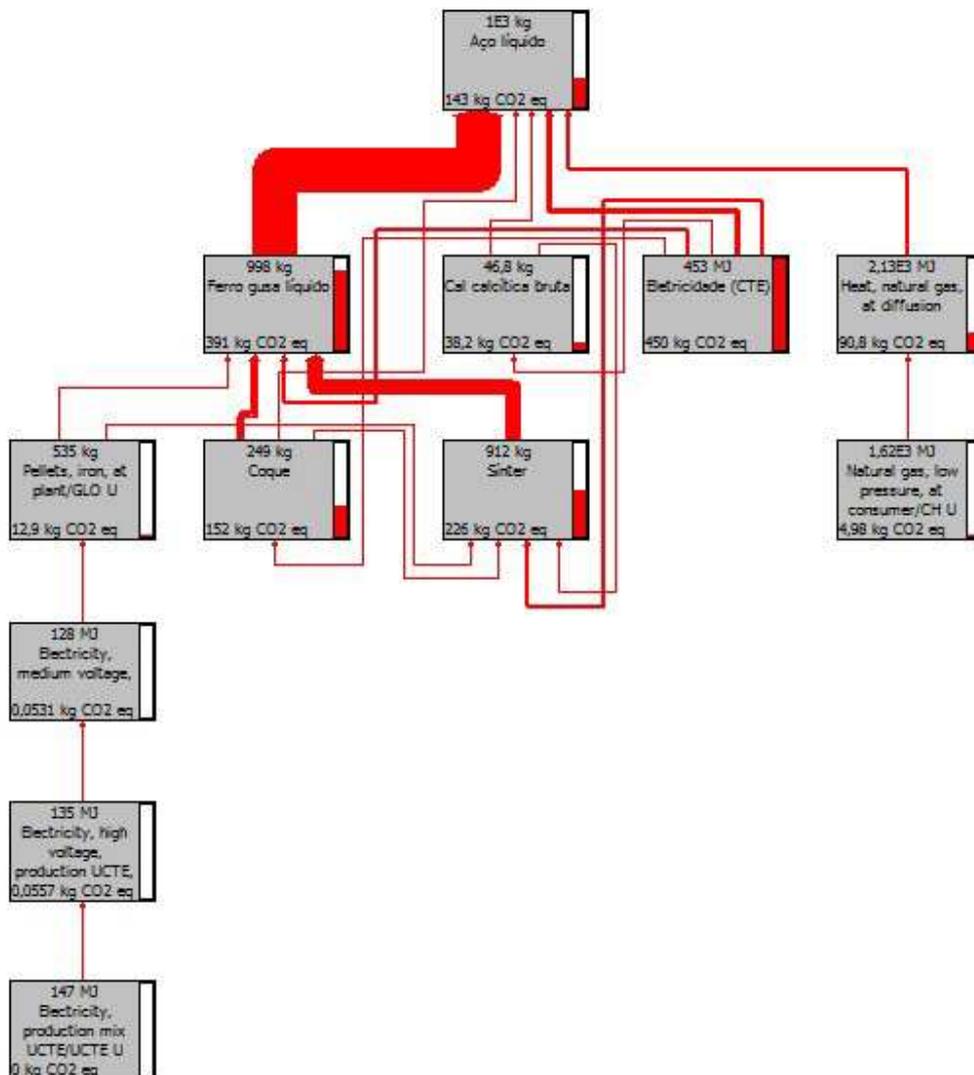


Figura An4: Fluxograma de produção da aciaria, tendo como principal produto o aço líquido.

A Figura An4 indica que o ferro gusa é o maior contribuinte para as emissões de gases estufa na aciaria, enquanto as Figura An5 e Figura An6 evidenciam a eletricidade gerada na CTE como grande contribuinte pro potencial de aquecimento global do laminador, e única contribuinte pro potencial de aquecimento global da CTE (neste caso, as entradas no processo de geração de energia não possuem, associadas a elas, emissões de gases estufa consideráveis).

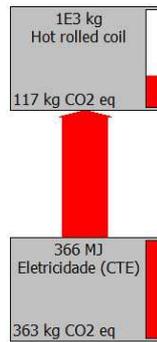


Figura An5: Fluxograma de produção do laminador de tiras a quente, tendo como principal produto a bobina laminada a quente.

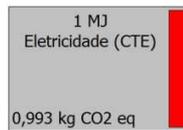


Figura An6: Fluxograma de produção da Central Termoelétrica, tendo como principal produto a eletricidade utilizada internamente na Empresa A.