**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**
**INSTITUTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

# USO DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA PARA A COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE QUATRO ALTERNATIVAS PARA TRATAMENTO DA VINHAÇA

Autor: **Mateus Henrique Rocha**
Orientador: **Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora**
Co-Orientador: **Prof. Dr. Osvaldo José Venturini**

**Itajubá, Maio de 2009**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**
**INSTITUTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

# USO DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA PARA A COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE QUATRO ALTERNATIVAS PARA TRATAMENTO DA VINHAÇA

Autor: **Mateus Henrique Rocha**
Orientador: **Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora**
Co-Orientador: **Prof. Dr. Osvaldo José Venturini**

Curso: **Mestrado em Engenharia Mecânica**
Área de Concentração: **Conversão de Energia**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Mecânica.

Itajubá, Maio de 2009
M.G. – Brasil

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Mauá –
Bibliotecária Margareth Ribeiro- CRB_6/1700

R672u

Rocha, Mateus Henrique
Uso da análise do ciclo de vida para a comparação do desempe_ nho ambiental de quatro alternativas / Mateus Henrique Rocha. -- Itajubá, (MG) : [s.n.], 2009.
234 p. : il.

Orientador: Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora.
Co-orientador: Prof. Dr. Osvaldo José Venturini.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Itajubá.

1. Vinhaça. 2. Análise do ciclo de vida. 3. Fertirrigação. 4. Bio_ digestão anaeróbia. 5. Concentração. 6. Combustão. I. Lora, Electo Eduardo Silva , orient. II. Venturini, Osvaldo José, co-orient. III. Universidade Federal de Itajubá. IV. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**
**INSTITUTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

# USO DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA PARA A COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE QUATRO ALTERNATIVAS PARA TRATAMENTO DA VINHAÇA

Autor: **Mateus Henrique Rocha**
Orientador: **Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora**
Co-Orientador: **Prof. Dr. Osvaldo José Venturini**

Composição da Banca Examinadora:

**Prof. Dr. Gil Anderi da Silva – USP**

**Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares – UFSC**

**Prof. Dr. Francisco Antonio Dupas – IRN/UNIFEI**

**Prof. Dr. Osvaldo José Venturini – IEM/UNIFEI**

**Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora – IEM/UNIFEI**

## Dedicatória

*À minha meus pais Maria Helena e Aparecido*
*e aos meus irmãos Lucas e Larissa*

# Agradecimentos

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora pela competência, dedicação, paciência e amizade.

Ao meu co-orientador Dr. Osvaldo José Venturini pelo apoio técnico.

A professora Dr. Cássia Maria Lie Ugaya pela ajuda com o software Simapro.

A Dedini Indústria de Base, em especial aos engenheiros Adler Gomes Moura e Mônica Albers pelas informações técnicas.

A Usina Coruripe, e, especial ao engenheiro Carlos Magno pelos dados solicitados

Ao CTC em especial ao engenheiro André Elia Neto pela valiosa ajuda com as referências bibliográficas e consulta no texto.

Aos meus amigos MSc. José Joaquim Conceição Soares Santos e MSc. José Carlos Escobar Palacio pela ajuda nas simulações com os softwares Thermoflex e Gate-Cycle.

A todos meus amigos pelo permanente incentivo, colaboração, amizade, momentos de lazer e inesquecível convívio profissional.

À CAPES, através do Programa de bolsas, pelo apoio financeiro.

*Os problemas significativos com os quais nos deparamos não podem ser resolvidos no mesmo nível de pensamento em que estávamos quando eles foram criados.*

*(Albert Einstein)*

# Resumo

**ROCHA, M. H. (2009)**, *Uso da Análise do Ciclo de Vida para Comparação do Desempenho Ambiental de Quatro Alternativas para Tratamento da Vinhaça*, Itajubá, 234p. Dissertação (Mestrado em Conversão de Energia) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá.

Novas rotas alternativas para o tratamento e disposição da vinhaça deveriam ser propostas, já que a tradicional fertirrigação poderia estar se tornando inviável, devido ao aumento dos custos de transporte e aspectos relacionados a contaminação ambiental. O objetivo deste trabalho é mostrar os resultados da aplicação da metodologia da Análise do Ciclo de Vida para a avaliação e comparação de quatro alternativas para o tratamento da vinhaça: fertirrigação convencional com a vinhaça in natura, biodigestão anaeróbica para o aproveitamento energético do biogás, concentração da vinhaça até 40% para aplicação através de caminhões e concentração até 65% para combustão em caldeiras juntamente com um combustível auxiliar e disposição das cinzas fertilizantes. Para este estudo de ACV, foi idealizada uma usina hipotética com a capacidade de 1,99 milhões de tonelada de cana por safra, com a produção de 154 mil toneladas de açúcar e 81 mil m³ de etanol por safra. A usina hipotética está localizada próximo da cidade de Sertãozinho e as características ambientais locais foram empregadas. Os resultados da avaliação ambiental foram obtidos através do uso do software Simapro, com o emprego da metodologia de avaliação de impacto do CML 2.

***Palavras-chave***

Vinhaça, ACV, fertirrigação, biodigestão anaeróbica, concentração, combustão

# Abstract

**ROCHA, M. H. (2009)**, *Use of Life Cycle Assessment for Environmental Comparsion of Four Alternativas for Stillage Treatment*, Itajubá, 234p. MSc. Dissertation (Master in Energy Conversion) – Mechanical Engineering Institute, Federal University of Itajubá.

New alternative routes for the treatment and disposal of stillage should be proposed, as fertirrigation could become unfeasible, due to the increasing transport costs and environmental concerns. The aim of this paper is to show the results of the application of the Life Cycle Assessment methodology for the analysis and comparison of four alternatives for stillage treatment and disposal: conventional "*in natura*" fertirrigation, anaerobic digestion, concentration until 40% for fertirrigation and concentration until 65% for combustion in boilers using fuel oil as supplementary fuel. For the LCA study, a hypothetic Standard Sugar and Alcohol Mill was assumed with a milling capacity of 1.99 millions tonnes of sugarcane per crop, producing 154 thousand tonnes of sugar and 81 thousand m³ of ethanol. The mill is located near the city of Sertãozinho and local soil characteristics were also considered. The environmental evaluation results comparing the 4 alternatives of disposal are shown. The Simapro® software and the CML 2 baseline 2000 are used as support tools.

***Keywords:***

Vinasse, LCA, fertirrigation, biodigestion, concentration, combustion.

# Sumário

**Lista de Figuras** ..... iii

**Lista de Tabelas** ..... vi

**Simbologia** ..... x

**Lista de Abreviaturas e Siglas** ..... xiv

**Lista de Compostos e Elementos Químicos** ..... xvii

**Capítulo 1** ..... 1

**Introdução** ..... 1

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS ..... 1

1.2 OBJETIVOS ..... 9

1.3 MOTIVAÇÃO E JUSTIFICATIVA ..... 10

1.4 ESTRUTURA DO TRABALHO ..... 15

**Capítulo 2** ..... 17

**ESTADO-DA-ARTE DOS SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO DA VINHAÇA** ..... 17

2.1 PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA VINHAÇA ..... 17

2.2 FERTIRRIGAÇÃO ..... 21

2.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA ..... 32

2.4 CONCENTRAÇÃO DA VINHAÇA ..... 43

2.5 COMBUSTÃO DA VINHAÇA ..... 55

**Capítulo 3** ..... 64

**Metodologia da Análise do Ciclo de Vida** ..... 64

3.1 HISTÓRICO DA ACV ..... 64

3.2 METODOLOGIA DA ACV ..... 67

**Capítulo 4.** ..... 110

**Estudo de Caso** ..... 110

4.1 ASPECTOS GERAIS SOBRE A LOCALIZAÇÃO DO EMPREENDIMENTO. 110
4.2 MATERIAIS ..... 111
4.3 FERTIRRIGAÇÃO SEM CONCENTRAÇÃO COM DISTRIBUIÇÃO ATRAVÉS DE CANAIS DE CONCRETO (FSCDCC) ..... 125
4.4 BIODIGESTÃO ANAERÓBICA DA VINHAÇA COM DISTRIBUIÇÃO ATRAVÉS DE CANAIS DE CONCRETO (BAVDCC) ..... 140
4.5 CONCENTRAÇÃO DA VINHAÇA COM DISTRIBUIÇÃO ATRAVÉS DE CAMINHÕES (COVEDC) ..... 153
4.6 COMBUSTÃO DA VINHAÇA (COMVDC) ..... 162
**Capítulo 5** ..... 167
**Estruturação Metodológica da ACV para os Sistemas de Disposição da Vinhaça** ..... 167
5.1 DEFINIÇÕES ..... 167
5.2 OBJETIVO DO ESTUDO ..... 168
5.3 ESCOPO DO ESTUDO ..... 168
**Capítulo 6** ..... 174
**Resultados e Discussão** ..... 174
6.1 FERTIRRIGAÇÃO (FSCDCC) ..... 174
6.2 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA (BAVDCC) ..... 185
6.3 CONCENTRAÇÃO ATÉ 40% (COVEDC) ..... 194
6.4 COMBUSTÃO DA VINHAÇA (COMVDC) ..... 202
6.5 COMPARAÇÃO ENTRE OS MÉTODOS ANALISADOS ..... 210
**Capítulo 7** ..... 212
**Conclusões e Recomendações** ..... 212

# Lista de Figuras


| | | |
|---|---|---|
| Figura 1.1 | Fluxo de recursos e emissões na sociedade humana..... | 2 |
| Figura 1.2 | Comparação entre o percentual de energia renovável e não renovável em 2007..... | 11 |
| Figura 1.3 | Matriz de combustíveis veiculares do Brasil em 2007..... | 13 |
| Figura 2.1 | Processo de fabricação do açúcar e do etanol..... | 18 |
| Figura 2.2 | Variações da concentração de potássio no solo até 1,0 m de profundidade na Usina Santa Elisa..... | 23 |
| Figura 2.3 | Variação dos parâmetros físico-químicos de uma Latossolo Vermelho-Amarelo submetido a doses crescentes de vinhaça..... | 24 |
| Figura 2.4 | Produtividade de cana-soca (t/ha) e margem de contribuição agroindustrial (R$/ha) para média de 4 experimentos..... | 25 |
| Figura 2.5 | Produtividade média de cana-soca (t/ha) em 4 cortes..... | 26 |
| Figura 2.6 | Esquema de tanque de armazenamento de vinhaça com drenagem de líquidos e gases..... | 27 |
| Figura 2.7 | Sistema de aspersão de vinhaça através de carretel enrolador..... | 30 |
| Figura 2.8 | Digestão anaeróbia da matéria orgânica..... | 36 |
| Figura 2.9 | Esquema de um reator UASB..... | 37 |
| Figura 2.10 | Reator de circulação interna..... | 38 |
| Figura 2.11 | Etapas necessárias para biodigestão anaeróbica da vinhaça..... | 40 |
| Figura 2.12 | Procedimento para seleção do tipo de evaporador e categoria de operação..... | 45 |
| Figura 2.13 | Evaporador de película descendente..... | 46 |

| | | |
|---|---|---|
| Figura 2.14 | Planta de concentração de vinhaça da Usina Santa Eliza. (a) Evaporadores de múltiplo-efeito. (b) Tanque de ácido para limpeza e o condensador barométrico..... | 49 |
| Figura 2.15 | Aplicação da vinhaça concentrada na cana-de-açúcar na usina Santa Eliza..... | 50 |
| Figura 2.16 | Ponto de evaporação de soluções de cloreto de sódio como uma função do ponto de evaporação da água..... | 52 |
| Figura 2.17 | Arranjo de um evaporador de triplo efeito..... | 53 |
| Figura 2.18 | Planta de combustão da vinhaça da destilaria Bangyikhan..... | 56 |
| Figura 2.19 | Vinhaça concentrada a 55% de sólidos..... | 59 |
| Figura 2.20 | Queimador para queima de gás natural e vinhaça concentrada..... | 60 |
| Figura 2.21 | Vista lateral de uma caldeira e câmara de combustão vertical..... | 61 |
| Figura 2.22 | Recuperação de calor e potência..... | 62 |
| Figura 2.23 | Planta integrada de concentração e incineração de vinhaça..... | 63 |
| Figura 3.1 | Representação esquemática do ciclo de vida de um produto..... | 65 |
| Figura 3.2 | Representação generalizada da determinação e geração dos impactos ambientais no ciclo de vida de um produto..... | 65 |
| Figura 3.3 | Ciclo de vida de um produto e do processo..... | 67 |
| Figura 3.4 | Estrutura da ACV padronizada pelas normas ISO..... | 68 |
| Figura 3.5 | Etapas necessárias para definição do objetivo e escopo de uma ACV..... | 69 |
| Figura 3.6 | Entradas e saídas em um sistema e subsistema de produto..... | 71 |
| Figura 3.7 | Abordagens possíveis de um estudo de ACV..... | 73 |
| Figura 3.8 | Procedimento para análise do inventário..... | 78 |
| Figura 3.9 | Seqüência linear de processos..... | 82 |
| Figura 3.10 | (a) Processo multifuncional. (b) processo de reciclagem aberta..... | 86 |
| Figura 3.11 | Elementos obrigatórios e facultativos da AICV..... | 87 |
| Figura 3.12 | Conceito de indicadores de categoria..... | 88 |
| Figura 3.13 | Elaboração do Índice de Impacto Ambiental de um processo químico..... | 105 |
| Figura 3.14 | Estrutura matemática de um índice ambiental..... | 107 |
| Figura 4.1 | Localização da usina Modelo..... | 111 |
| Figura 4.2 | Detalhamento dos *inputs* e *outputs* em cada etapa dos sistemas de disposição da vinhaça analisados..... | 114 |
| Figura 4.3 | Dimensões do canal de distribuição de vinhaça..... | 130 |
| Figura 4.4 | Esquema de geração de vapor e energia para este caso..... | 134 |
| Figura 4.5 | Resultados da simulação para o moto-gerador Jenbacher..... | 148 |
| Figura 4.6 | Resultados da simulação para o moto-gerador Wartsila..... | 149 |

| | | |
|---|---|---|
| Figura 4.7 | Esquema de geração de energia e utilização do vapor para a COVEDC..... | 157 |
| Figura 4.8 | Planta de concentração de vinhaça acoplada ao sistema de geração de energia..... | 164 |
| Figura 5.1 | Fronteira de implantação da fertirrigação..... | 170 |
| Figura 5.2 | Fronteira de operação da fertirrigação..... | 171 |
| Figura 6.1 | Comparação percentual da caracterização dos impactos para a opção de FSCDCC. | 177 |
| Figura 6.2 | Normalização dos impactos ambientais da opção de FSCDCC..... | 178 |
| Figura 6.3 | Árvore do processo para o impacto de GWP da opção de FSCDCC..... | 179 |
| Figura 6.4 | Árvore do processo para o impacto de ACP da opção de FSCDCC..... | 182 |
| Figura 6.5 | Árvore do processo para o impacto na ETP da opção de FSCDCC..... | 184 |
| Figura 6.6 | Comparação percentual da caracterização dos impactos da opção de BAVDCC..... | 188 |
| Figura 6.7 | Normalização dos impactos ambientais da opção de BAVDCC..... | 189 |
| Figura 6.8 | Árvore do processo para o impacto de GWP da opção de BAVDCC..... | 190 |
| Figura 6.9 | Árvore do processo para o impacto de ACP da opção de BAVDCC..... | 192 |
| Figura 6.10 | Comparação percentual das categorias de impacto da CONVEDC..... | 197 |
| Figura 6.11 | Normalização dos impactos ambientais da opção de CONVEDC..... | 198 |
| Figura 6.12 | Árvore do processo para a categoria de impacto de TEP da CONVDEC..... | 200 |
| Figura 6.13 | Comparação percentual dos impactos da opção de COMVDC..... | 206 |
| Figura 6.14 | Normalização dos impactos ambientais da COMVDC..... | 206 |
| Figura 6.15 | Comparação percentual da caracterização do impacto ambiental das opções analisadas..... | 211 |
| Figura 6.16 | Comparação entre a normalização do impacto ambiental das opções avaliadas..... | 211 |

# Lista de Tabelas


| | | |
|---|---|---|
| Tabela 1.1 | Oferta interna de energia no Brasil nos anos de 2006 e 2007..... | 12 |
| Tabela 1.2 | Produção e exportação de etanol..... | 13 |
| Tabela 1.3 | Produção de automóveis no Brasil por tipo de combustível..... | 14 |
| Tabela 2.1 | Parâmetros físico-químicos da vinhaça in natura resultante de três tipos de mostos diferentes..... | 20 |
| Tabela 2.2 | Quantidade de vinhaça produzida por litro de etanol..... | 21 |
| Tabela 2.3 | Percentual de aplicação de vinhaça no solo do Estado de São Paulo..... | 29 |
| Tabela 2.4 | Resultados da composição físico-química da vinhaça após a biodigestão..... | 33 |
| Tabela 2.5 | Composição média e poder calorífico do biogás proveniente de diferentes resíduos orgânicos..... | 35 |
| Tabela 2.6 | Parâmetros de projeto de reatores anaeróbicos UASB e IC..... | 42 |
| Tabela 2.7 | Processo de filtragem por membranas..... | 44 |
| Tabela 2.8 | Composição físico-química da vinhaça concentrada em função do teor de sólidos..... | 47 |
| Tabela 2.9 | Áreas fertirrigadas e área total cultivada na usina Santa Eliza desde a safra 00/01 até a safra 05/06..... | 50 |
| Tabela 2.10 | Composição química da vinhaça concentrada na Usina Santa Eliza em 2004... | 51 |
| Tabela 2.11 | Parâmetros da vinhaça concentrada..... | 57 |
| Tabela 3.1 | Exemplo de classificação dos impactos ambientais..... | 103 |
| Tabela 4.1 | Capacidade produtiva da Usina Modelo por safra..... | 112 |
| Tabela 4.2 | Índices produtivos utilizados..... | 113 |
| Tabela 4.3 | Características físico-químicas do Latossolo Vermelho deste trabalho..... | 115 |
| Tabela 4.4 | Parâmetros físico-químicos, íons e substâncias dissolvidas na vinhaça..... | 116 |

| | | |
|---|---|---|
| Tabela 4.5 | Taxa de renovação do canavial e produtividade agrícola | 117 |
| Tabela 4.6 | Fertilizantes minerais utilizados na adubação de plantio | 120 |
| Tabela 4.7 | Capacidade de trabalho e consumo dos tratores e caminhões utilizados na operação de adubação | 121 |
| Tabela 4.8 | Aplicação de fertilizantes na adubação de manutenção | 122 |
| Tabela 4.9 | Emissões provenientes da adubação nitrogenada | 122 |
| Tabela 4.10 | Emissões provenientes da adubação nitrogenada | 123 |
| Tabela 4.11 | Emissões provenientes da adubação potássica | 123 |
| Tabela 4.12 | Consumo e emissões atmosféricas das escavadeiras e caminhões | 127 |
| Tabela 4.13 | Insumos utilizados para implantação do bombeamento | 128 |
| Tabela 4.14 | Insumos utilizados para implantação do armazenamento | 128 |
| Tabela 4.15 | Parâmetros de projeto do canal | 130 |
| Tabela 4.16 | Insumos necessários para construção dos canais | 131 |
| Tabela 4.17 | Insumos necessários para implantação da aspersão | 132 |
| Tabela 4.18 | Parâmetros de geração de vapor e energia para o caso de FSCDCC | 134 |
| Tabela 4.19 | Fatores de alocação para as emissões atmosféricas da queima de bagaço | 135 |
| Tabela 4.20 | Emissões atmosféricas provenientes da queima do bagaço na caldeira | 135 |
| Tabela 4.21 | Insumos necessários para a operação do bombeamento | 136 |
| Tabela 4.22 | Emissões atmosféricas dos motores diesel estacionários e dos tratores empregados neste estudo | 137 |
| Tabela 4.23 | Quantidade de fertilizantes empregados na adubação de plantio para a área não fertirrigada e área fertirrigada | 138 |
| Tabela 4.24 | Emissões da adubação mineral e aplicação da vinhaça para a FSCDCC | 139 |
| Tabela 4.25 | Insumos utilizados para implantação do bombeamento | 141 |
| Tabela 4.26 | Insumos empregados na construção do tanque de equalização | 141 |
| Tabela 4.27 | Insumos consumidos para implantação do resfriamento | 142 |
| Tabela 4.28 | Insumos consumidos para implantação do condicionamento | 143 |
| Tabela 4.29 | Parâmetros de projeto dos reatores anaeróbicos | 144 |
| Tabela 4.30 | Insumos necessários para implantação dos reatores anaeróbios | 145 |
| Tabela 4.31 | Parâmetros combustíveis do biogás calculados pelo Thermoflex | 146 |
| Tabela 4.32 | Resultados da simulação do conjunto moto-gerador Jenbacher | 147 |
| Tabela 4.33 | Resultados da simulação para o conjunto moto-gerador Wartsila | 148 |
| Tabela 4.34 | Insumos necessários para a operação do sistema | 151 |
| Tabela 4.35 | Emissões da adubação mineral para a BAVDCC | 152 |

| | | |
|---|---|---|
| Tabela 4.36 | Insumos utilizados para implantação dos efeitos de evaporação sistema de concentração | 154 |
| Tabela 4.37 | Insumos necessários para implantação da condensação, resfriamento e limpeza CIP | 156 |
| Tabela 4.38 | Fatores de alocação para as emissões atmosféricas da queima de bagaço para a opção de COVEDC | 158 |
| Tabela 4.39 | Emissões atmosféricas provenientes da queima do bagaço na caldeira para opção de COVEDC | 158 |
| Tabela 4.40 | Emissões atmosféricas provenientes da queima do bagaço na caldeira para opção de COVEDC | 159 |
| Tabela 4.41 | Parâmetros físico-químicos da vinhaça concentrada até 40% | 160 |
| Tabela 4.42 | Emissões da adubação mineral e concentração de vinhaça para a concentração | 161 |
| Tabela 4.43 | Parâmetros da vinhaça concentrada | 163 |
| Tabela 4.44 | Descrição das informações da planta de geração e concentração acopladas | 164 |
| Tabela 4.45 | Insumos considerados na implantação do sistema de combustão | 165 |
| Tabela 4.46 | Parâmetros de operação da planta | 165 |
| Tabela 6.1 | Inventário do ciclo para disposição da vinhaça através da FSCDC | 175 |
| Tabela 6.2 | Caracterização dos impactos ambientais da opção de FSCDCC | 177 |
| Tabela 6.3 | Contribuição dos processos para o GWP da opção de FSCDCC | 180 |
| Tabela 6.4 | Contribuição dos processos para a TEP da FSCDCC | 181 |
| Tabela 6.5 | Contribuição dos processos de FSCDCC para a ACP | 183 |
| Tabela 6.6 | Contribuição dos processos de FSCDCC para a ETP | 184 |
| Tabela 6.7 | Inventário do ciclo para disposição da vinhaça através da BAVDCC | 185 |
| Tabela 6.8 | Caracterização dos impactos ambientais da opção de BAVDCC | 187 |
| Tabela 6.9 | Contribuição dos processos para a categoria de impacto de GWP | 191 |
| Tabela 6.10 | Contribuição dos processos para a categoria de impacto TEP da BAVDCC | 191 |
| Tabela 6.11 | Contribuição dos processos da BAVDCC para a ACP | 193 |
| Tabela 6.12 | Contribuições dos processos para a ETP da BAVDCC | 194 |
| Tabela 6.13 | Inventário do ciclo para disposição da vinhaça através da COVEDC | 194 |
| Tabela 6.14 | Caracterização dos impactos ambientais utilizando o CML 2 | 197 |
| Tabela 6.15 | Contribuições do processo para categoria de impacto de GWP | 198 |
| Tabela 6.16 | Contribuição dos processos para o impacto de TEP para a COVEDC | 201 |
| Tabela 6.17 | Contribuições do processo para o impacto de ACP da COVEDC | 201 |

Tabela 6.18 ICV consolidado para a opção de COMVDC..... 202
Tabela 6.19 Caracterização dos impactos ambientais da opção COMVDC..... 205
Tabela 6.20 Contribuição do processo para a categoria de impacto de GWP da COMVDC. 207
Tabela 6.21 Contribuições dos processos para a HTP da COMVDC..... 208
Tabela 6.22 Contribuição dos processos para a TEP da COMVDC..... 209
Tabela 6.23 Contribuições dos processos para a ACP da COMVDC..... 209
Tabela 6.24 Comparação da caracterização das categorias de impacto ambiental para as opções analisadas..... 210

# Simbologia

## Maiúsculas

| | |
|---|---|
| $A$ | Área [m²] |
| $AD$ | Indicador ambiental de depleção abiótica [kg Sb equivalente/ano] |
| $ADI$ | Dose diária aceitável da substância |
| $ADP$ | Potencial de depleção abiótica [kg recurso $i$] |
| $AF$ | Fator de Absorção representando o consumo humano |
| $AFP$ | Potencial de formação de ácidos [kg $SO_2$/kg substância $i$] |
| $API$ | Indicador de emissão de compostos acidificante [kg equivalentes $SO_2$/ano] |
| $B$ | Matriz de intervenções |
| $CF$ | Fator de transferência |
| $CO$ | Carga orgânica total diária [kg DQO/dia] |
| $CTC$ | Capacidade de troca catiônica [$cmol_c/dm^3$] |
| $D$ | Diâmetro [m] |
| $DF$ | Fator de destino |
| $DQO$ | Demanda química de oxigênio [kg DQO/m³] |
| $E$ | Energia [kJh, MJh, kWh, MWh] |
| $EAL$ | Extração anual líquida do recurso |
| $ECO$ | Indciador de ecotoxicidade [kg] |
| $EF$ | Fator de efeito representando o efeito tóxico da absorção da substância [m³/kg] |
| $EP$ | Potencial de eutrofização |
| $ETP$ | Contribuição para a ecotoxicidade de uma emissão unitária [adimensional] |

| | |
|---|---|
| *EUT* | Indicador de eutrofização [kg equivalentes de $PO_4^{-3}$/ano] |
| *EV* | Quantidade de $CO_2$ evoluída [μg $CO_2/g_{solo}$] |
| *FAETP* | Potencial de ecotoxicidade aquática na água doce [kg substância *i*/kg 1,4-DB] |
| *FCC* | Fator de caracterização para a categoria de impacto, devida a carga ambiental |
| *FN* | Fator de normalização da substância |
| *FOF* | Formação de oxidante total |
| *GEE* | Emissão de gases de efeito estufa [kg $CO_2$ equivalentes] |
| *GWP* | Potencial de aquecimento global [kg $CO_2$/kg substância *i*] |
| *GWI* | Indicador de aquecimento global [kg equivalentes de $CO_2$/ano] |
| *HTP* | Potencial de toxicidade humana [kg substância de referência/kg substância *i*] |
| *HUT* | Indicador de toxicidade humana [kg substância de referência/ano] |
| *M* | Quantidade emitida da substância [kg] |
| *MAETP* | Ecotoxicidade para água marinha [kg substância *i*/kg 1,4-DB] |
| *MM* | Massa molar da substância *i* [kg *i*/kmol] |
| *N* | Resultado normalizado do impacto da categoria de impacto ambiental |
| *Nit* | Quantidade de nitrogênio [kg] |
| *ODI* | Indicador de redução da camada de ozônio [kg equivalentes de CFC-11/ano] |
| *ODP* | Potencial de degradação da camada de ozônio [kg CFC-11/kg da substância *i*] |
| *P* | Pressão [bar, MPa, atm] |
| *PD* | Densidade populacional |
| *PDI* | Dose diária prevista |
| *PEC* | Concentração ambiental prevista na água doce da substância [kg/m³] |
| *PLR* | Produção líquida de recurso |
| *POCP* | Potencial de formação de ozônio fotoquímico |
| *Q* | Vazão volumétrica [m³/dia, m³/h, m³/s] |
| *QH* | Calor transferido [kW] |
| *R* | Reserva do recurso |
| *S* | Resultado do impacto ambiental da categoria de impacto específico |
| *ST* | Quantidade de superfosfato triplo aplicada por hectare [kg/ha] |
| *T* | Temperatura [ºC, K] |
| *TA* | Taxa de aplicação [m³/ha] |
| *TAS* | Taxa de aplicação superficial [kg DQO/m³.dia] |
| *TETP* | Ecotoxicidade terrestre [kg substância *i*/kg 1,4-DB] |
| *U* | Coeficiente global de troca térmica [kW/m².K] |

| | |
|---|---|
| $UR$ | Quantidade de uréia aplicada por hectare [kg/ha] |
| $VR$ | Volume total dos reatores anaeróbios [m³] |
| $Z$ | Matriz de tecnologia |

## Minúsculas

| | |
|---|---|
| $a$ | Aquecimento causado por uma unidade de massa da substância [W/m².ppm] |
| $b$ | Matriz de intervenções |
| $c$ | Concentração [ppm] |
| $f$ | Fator de eficiência de fertilização [%] |
| $g$ | Vetor de intervenções ambientais |
| $h$ | Profundidade [m] |
| $k$ | Concentração de potássio [$cmol_c/dm^3$, kg $K_2O/m^3$] |
| $l$ | Litro [l] |
| $m$ | Taxa de emissão da substância [kg/ano] |
| $\dot{m}$ | Vazão mássica [kg/s] |
| $r$ | Emissão integrada do COV *i* até o tempo considerado |
| $t$ | Horizonte de tempo [20, 100, 500 anos] |
| $w$ | Vetor de demanda |
| $y$ | Alteração na concentração de ozônio devida a emissão de um COV |

## Gregas

| | |
|---|---|
| $\varepsilon$ | Eficiência de remoção de DQO [%] |
| $\theta$ | Fator de conversão de DQO em biogás [m³ de biogás/kg DQO removido] |
| $\Delta$ | Diferença entre duas grandezas |
| $\Delta[O_3]$ | Mudança produzida no estado de equilíbrio de uma coluna de $O_3$ estratosférico causado pela emissão de uma substância [kg/ano] |
| $\eta$ | Potencial de Acidificação da substância [mol $H^+$/kg *I*] |
| $\nu$ | Relação estequiométrica molar [mol $H^+$/mol *I*] |
| $\Phi$ | Fluxo de carga da substância especificada na área e no período de tempo escolhidos |
| $\rho$ | Massa específica [kg/m³] |

## Subscritos

| | |
|---|---|
| *1,4-DB* | 1,4 Diclorobenzeno |
| *ag* | Água |
| *amb* | Compartimento ambiental |
| *ar* | ar |
| *bio* | Biogás |
| *CFC-11* | Triclorofluormetano ($CCl_3F$) |
| $C_2H_2$ | Etileno |
| $CO_2$ | Dióxido de carbono |
| *emc* | Compartimento de emissão |
| *enc* | Compartimento final |
| *er* | Rota de exposição |
| *esc* | Escala de abrangência |
| *i* | Substância qualquer |
| *k* | Corrente de emissão de efluentes (sólidos, líquidos, gasosos) |
| *M* | Base mássica |
| *med* | Valor médio |
| $PO_4^{-3}$ | Íon fosfato |
| *ref* | Substância de referência |
| *rsol* | Resíduos sólidos |
| *s* | Solo |
| $SO_2$ | Dióxido de enxofre |
| *t* | Tempo |
| *V* | Base volumétrica |
| *vi* | Vinhaça |

## Lista de Abreviaturas e Siglas

ABCV: Associação Brasileira do Ciclo de Vida

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ACP: Potencial de acidificação

ACV: Análise do Ciclo de Vida

ADP: Potencial de depleção abiótica

AICV: Análise do Inventário do Ciclo de Vida

ANFAVEA: Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores

APE: Ascensão do Ponto de Ebulição

APTA: Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios

BEN Balanço Energético Nacional

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CGEE: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos

CIP: Clean In Place

COD: Carbono Orgânico Dissolvido

Copersucar: Cooperativa de Produtores de Cana-de-açúcar, Açúcar e Álcool do Estado de São Paulo

COV: Compostos Orgânicos Voláteis

COVNM: Compostos Orgânicos Voláteis Não-Metânicos

CTC: Capacidade de Troca Catiônica

DALY: Anos de Vida Perdidos por Incapacidade

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

EGSB: Expanded Granular Sludge Bed

EIA: Estudo de Impacto Ambiental

Embrapa: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPA: Environmental Protection Agency

EPDM: Termopolímero de etileno-propileno-dieno

EPE: Empresa de Pesquisas Energéticas

EPRI: Eletric Power Research Institute

ETP: Potencial de eutrofização

FAPESP: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

FEP: Potencial de ecotoxicidade de água doce

GE: General Eletric

GEE: Gases de Efeito Estufa

GWP: Potencial de aquecimento global

HPA: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

HTP: Potencial de toxicidade humana

IC: Circulação Interna

ICV: Inventário do Ciclo de Vida

IEM: Instituto de Engenharia Mecânica

IPT: Instituto de Pesquisas Tecnológicas

MDL: Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

MEP: Potencial de ecotoxicidade de água marinha

MP: Material Particulado

MRI: Midwest Research Institute

NBR: Norma Brasileira

NEST: Núcleo de Excelência em Geração Termelétrica e Distribuída

NPK: Nitrogênio/Fósforo/Potássio

ODP: Potencial de degradação da camada de ozônio

OMM: Organização Meteorológica Mundial

ONU: Organização das Nações Unidas

P+L: Produção Mais Limpa

P2: Prevenção à Poluição

PCI: Poder Calorífico Inferior

PCS: Poder Calorífico Superior

PDVSA: Petróleos de Venezuela

PEAD: Polietileno de Alta Densidade

PEC: Concentração ambiental prevista da substância

PEMD: Polietileno de Média Densidade

PNEC: Concentração ambiental da substância de efeito não previsto

pH: Potencial Hidrogeniônico

PIB: Produto Interno Bruto

POP: Potencial de oxidação fotoquímica

PVC: Cloreto de Polivinila

REPA: Resourse and Environmental Profile Analysis

RIMA: Relatório de Impacto Ambiental

SETAC: Society of Environmental Toxicology and Chemistry

SDT: Sólidos Dissolvidos Totais

SOD: Substâncias Orgânicas Dissolvidas

SPM: Material Particulado Suspenso

SST: Sólidos Suspensos Totais

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

TEP: Potencial de ecotoxicidade terrestre

TRH: Tempo de Retenção Hidráulica

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UDOP: União dos Produtores de Bioenergia

UNICA: União da Indústria de Cana-de-açúcar

UNIFEI: Universidade Federal de Itajubá

UV: Ultravioleta

# Lista de Compostos e Elementos Químicos

Al: alumínio

As: arsênio

$As^{+5}$: íon arsênico (V)

B: boro

Ba: bário

Be: berílio

C: carbono

$C_2H_4O$: acetaldeído

$C_2H_5COO^-$: propianato

$C_2H_6$: etano

$C_3H_4O$: acroleína

$C_3H_6O_3$: ácido lático

$C_3H_8$: propano

$C_4H_6$: butadieno

$C_4H_{10}$: butano

$C_6H_5OH$: fenol

$C_6H_6$: benzeno

$C_6H_{14}$: hexano

$C_7H_8(C_6H_5CH_3)$: tolueno

$C_8H_{10}(C_6H_4C_2H_6)$: xileno

$C_{20}H_{12}$: benzopireno

$Ca^{+2}$: íon cálcio (II)

$CaCl_2$: cloreto de cálcio

$CaCO_3$: carbonato de cálcio (calcário ou calcita)

$CaF_2$: fluorita

$CaMg(CO_3)_2$: dolomita

CaO: óxido de cálcio

Cd: cádmio

$Cd^{+2}$: íon cádmio (II)

$CH_3COO^-$: acetato

$CH_3COCH_3$: acetona

$CH_3COOH$: ácido acético

$CH_3OH$: metanol

$CH_4$: metano

$CH_4S$: metilmercaptana

CFC-11: Triclorofluormetano ($CCl_3F$)

CFC-12: diclorodifluormetano ($CCl_2F_2$)

$Cl^-$: cloreto

$Cl_2$: cloro

$CN^-$: cianeto, não especificado

Co: cobalto

CO: monóxido de carbono

CO biogênico: monóxido de carbono emitido por combustíveis renováveis

$CO_2$: dióxido de carbono

$CO_2$ biogênico: dióxido de carbono emitido por combustíveis renováveis

$CO(NH_2)_2$: uréia

$Cr^{+3}$: íon crômico (III)

Cu: cobre

$Cu^{+2}$: íon cuproso (II)

$C_xH_y$: hidrocarbonetos, não especificados

$C_xH_y$ alifáticos: substâncias orgânicas alifáticas

$C_xH_y$ aromáticos: hidrocarbonetos com ao menos um anel aromático

$F^-$: íon flúor

$F_2$: flúor

Fe: ferro

$Fe^{+2}$: íon ferroso (II)

$Fe(OH)_3$: hidróxido de ferro (III)

$FeS_2$: pirita

$FeSO_4$: sulfato ferroso

$H^+$: íon acidez, não especificada

$H_2$: hidrogênio

$H_2CO$: formaldeído

$H_2CO_3$: ácido carbonônico

$H_2O$: água

$H_2O_2$: peróxido de hidrogênio

$H_2S$: ácido sulfídrico

$H_2SO_4$: ácido sulfúrico

$H_3PO_4$: ácido fosfórico

HCl: ácido clorídrico

HF: ácido fluorídrico

Hg: mercúrio

$HNO_3$: ácido nítrico

$K^+$: íon potássio

KCl: cloreto de potássio

$K_2CO_3$: carbonato de potássio

$K_2O$: óxido de potássio

$K_2SO_4$: sulfato de potássio

Mo: molibdênio

Mg: magnésio

$Mg^{+2}$: íon magnésio

$MgCl_2$: cloreto de magnésio

MgO: óxido de magnésio

$Mg(OH)_2$: hidróxido de magnésio

Mn: manganês

Mo: molibdênio

N: nitrogênio total

$N_2$: nitrogênio

$N_2O$: óxido nitroso

$Na^+$: íon sódio

NaCl: cloreto de sódio

$NaClO_3$: clorato de sódio

NaOH: hidróxido de sódio

$Na_2CO_3$: carbonato de sódio

$Na_2SO_4$: sulfato de sódio

$Na_3PO_4$: Fosfato de sódio

$NH_3$: amônia

$NH_4^+$: íon amônio

Ni: níquel

$Ni^{+2}$: íon níquel (II)

$NO_2$: óxido nítrico

$NO_3^-$: nitrato

$NO_x$: óxidos de nitrogênio

$O_2$: oxigênio

$O_3$: ozônio

P: fósforo

$P_2O_5$: pentóxido de fósforo

Pb: chumbo

RCHO: aldeídos, não especificados

S: enxofre

Sb: antimônio

Se: selênio

$SO_2$: dióxido de enxofre

$SO_3$: trióxido de enxofre

$SO_3^{-2}$: íon sulfito

$SO_4^{-2}$: íon sulfato

$SO_x$: óxidos de enxofre

Zn: zinco

$Zn^{+2}$: íon zinco (II)

# Capítulo 1

# INTRODUÇÃO

## 1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Atualmente, a humanidade está assolada por três moléstias, tal como Orestes na mitologia grega, que matou a mãe e o amante e foi condenado a conviver eternamente com três grandes Fúrias ou Erínias. Assim, nos dias atuais, a humanidade tem que conviver com três grandes mazelas: a fome, a carência de energia e a deterioração da qualidade ambiental. É imperativo derrotar simultaneamente estas três mazelas, porque qualquer uma delas pode contribuir para a eliminação da civilização. A humanidade, em última análise, pode ser vítima de seu próprio desenvolvimento tecnológico (Escobar *et al.*, 2009).

Os ecossistemas naturais estão progredindo para uma ruptura do equilíbrio natural, ocasionada pela saturação da capacidade de renovação do ambiente. Ao longo dos anos esse processo apresentou uma tendência de crescimento, fazendo com que a natureza se modificasse mais rapidamente do que a capacidade natural de adaptação das espécies ao meio. O responsável por estas mudanças induzidas no ambiente natural é o ser humano, todas as atividades e inter-relações humanas impactam o ambiente, nesse sentido o ser humano vem sendo responsável por diversos impactos ambientais há séculos. Mesmo antes da Revolução Industrial existem relatos de impactos ambientais causados pelo ser humano, como a emissão de esgotos sanitários nos cursos de água ou alteração do ambiente físico para agricultura (Lora, 2002).

Ao longo da história os países que apresentaram um grande desenvolvimento industrial verificaram o declínio na qualidade ambiental. Inicialmente, o objetivo desta evolução era propiciar melhores condições de vida à espécie humana, mas esta ação ampliou muito a interação com ambiente físico, o que conduziu a degeneração do ecossistema. Este processo ocasionou a degradação da qualidade de vida ou declínio das condições básicas de sobrevivência, ou seja, originou-se um paradoxo.

A Figura 1.1 mostra o complexo sistema das atividades humanas de forma reduzida. A sociedade humana requer alimento e também alguns produtos naturais que são fornecidos pelas atividades agrícolas, e produtos e serviços supridos pelas atividades industriais. Os resíduos são considerados como sendo parte do processo econômico, e somente são considerados quando estiverem dispersos em corpos de água ou na atmosfera. Até a Revolução Agrícola ou a Revolução Industrial a maior parte da energia necessária para conduzir as transformações no sistema provinha do Sol, através do vento ou das águas em moinhos, ou então através da utilização de biomassa. Uma das transformações ocorridas na Revolução Industrial foi a mudança para os recursos não renováveis (Clift, 2006).

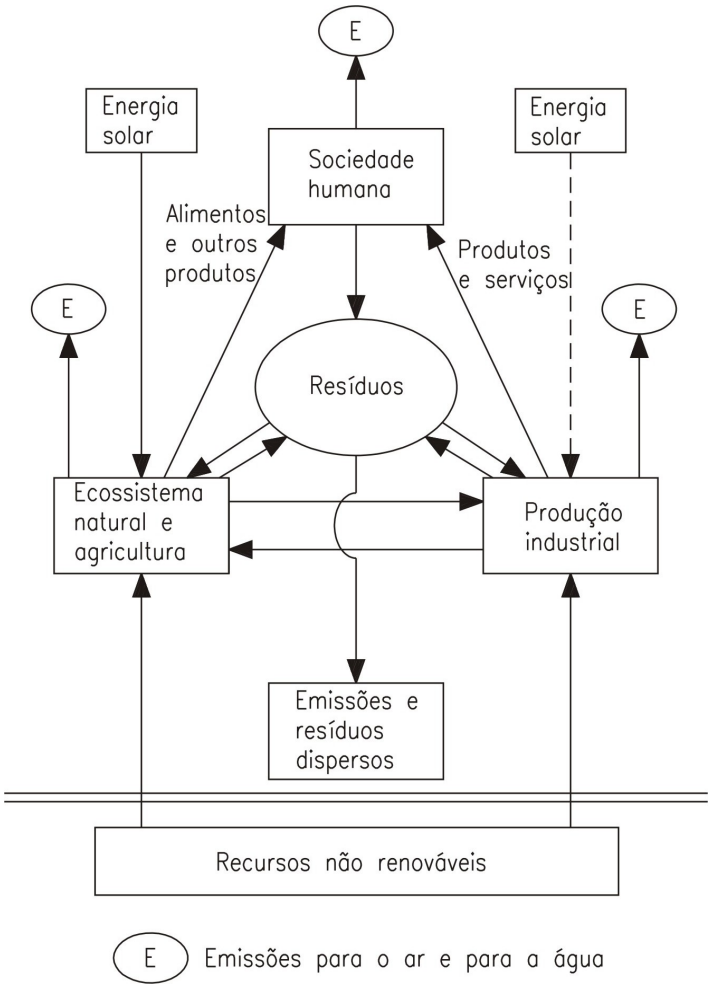



Figura 1.1 – Fluxo de recursos e emissões na sociedade humana (Clift, 2006).

Um episódio expressivo de poluição ocorreu em 1952 na Inglaterra, quando um nevoeiro (*fog*) muito intenso foi responsável por cerca de 4.000 mortes e mais de 20.000 casos de doença. Tais eventos conduziram à aprovação da Lei do Ar Puro da Inglaterra em 1956, estabelecendo limites para emissão de poluentes e os níveis aceitáveis da qualidade do ar. Outras leis se seguiram, na América do Norte, e em diversos países da Europa Ocidental e no Japão. Como resultado, foram criados nesses países agências para monitorar, regular e avaliar a qualidade ambiental, como a EPA nos EUA (Goldemberg e Villanueva, 2003).

O desenvolvimento da tecnologia industrial permitiu a transformação do ambiente de diferentes maneiras, mudando a natureza e extensão dos impactos ambientais das atividades humanas. A depleção de recursos, a formação de foto-oxidantes na atmosfera, a acidificação e eutrofização dos ambientais aquáticos, ecotoxicidade terrestre e aquática, etc., são alguns exemplos de problemas ambientais que tem emergido como resultado da intensificação das intervenções ambientais. Um dos maiores problemas associados com estas atividades é que alguns impactos podem não ter um efeito imediato, ou seja, são caracterizados pela persistência no ambiente, podendo ademais causar impactos de caráter global. Por exemplo, as emissões de GEE ocorrem localmente, porém o efeito resultante será de caráter global. Consequentemente, não é surpreendente que aumentem as pressões sobre os responsáveis por estas intervenções ambientais para que melhorem o seu desempenho (Azapagic, 1999).

O grande desenvolvimento industrial foi fundamentado pela ciência, que nos últimos três séculos apresentou um grande crescimento, contudo ela foi empregada de forma fragmentada e reducionista.

Um dos postulados básicos do pensamento científico que impulsionou o desenvolvimento da sociedade industrial foi a imagem de um fluxo unidirecional e linear, no qual existem duas extremidades. Em uma extremidade existiriam recursos materiais, e principalmente energéticos, que poderiam ser consumidos infinitamente, e no outro extremo existiria um depósito de dimensões também infinitas que receberia todo o tipo e quantidade de resíduos produzidos. Entretanto, o planeta é um sistema fechado, não há troca de materiais com o meio externo, por isso a política de gerenciamento de resíduos, na qual o rejeito gerado é disposto em local externo à organização, sem preocupação com o tratamento e efeitos sobre a vizinhança, não é aplicável ao sistema planeta Terra (Galdiano, 2006).

Neste contexto, a crescente conscientização social a respeito da limitação dos recursos naturais, bem como dos limites da capacidade de suporte do planeta, são os marcos mais importantes para a gradativa, embora lenta, mudança de comportamento que se tem observado. As pressões exercidas pelos segmentos organizados da sociedade, pelo mercado consumidor, e pelos governos, são responsáveis por algumas ações das indústrias. Essas

atitudes ocorrem em quatro níveis: através do simples cumprimento das disposições legais; em resposta a um procedimento regulatório, através de iniciativas isoladas não integradas; por meio de planejamento e iniciativas integradas e pela adoção de procedimentos compatíveis com o desenvolvimento sustentável (Ugaya, 2001).

O conceito de desenvolvimento sustentável está ligado ao debate internacional em torno dos problemas ambientais e da qualidade do crescimento, à superação da idéia de desenvolvimento ligada necessariamente ao crescimento econômico e à percepção que se tem da crise da modernidade. Durante a Conferência de Estocolmo em 1972, as discussões foram centradas nos aspectos técnicos dos impactos ambientais provocados pela industrialização, no crescimento populacional e na urbanização, o que imprimiu um caráter elitista à reunião, já que nos países subdesenvolvidos os problemas existentes não são decorrentes da industrialização e nem da urbanização e sim da miséria.

Em 1980 foi publicado um documento intitulado *World Conservation Strategy* (IUCN, 1980) que enfatizava que o futuro da humanidade é parte integrante da natureza, e está indissoluvelmente unido à sua conservação. O desenvolvimento era apontado, pela primeira vez, como um meio indispensável para se atingir os objetivos de conservação, e não como algo capaz de obstruí-los.

O raciocínio era que o desenvolvimento mitigaria a pobreza e a miséria de milhões de pessoas, o que contribuiria para a redução do uso indiscriminado dos recursos naturais, e por conseqüência, um alívio das pressões sobre suas fontes. Entretanto, foram levantadas diversas críticas a este relatório porque ele não examinava, e nem ao menos expunha a questão das mudanças sociais e políticas que seriam necessárias para atendimento dos objetivos descritos (Pinto, 1999).

A colocação definitiva dos elementos de desenvolvimento sustentável, no contexto internacional, foi alcançada com a publicação do *Our Common Future*, ou Relatório Brundtland, apresentado à Assembléia Geral da ONU, em 1987. Este documento foi encomendado pela ONU à Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. O Relatório de Brundtland parte da premissa que desenvolvimento e meio ambiente não podem ser separados. Além disso, estabelece um vínculo explícito entre problemas ambientais e pobreza. No Relatório Brundtland o desenvolvimento sustentável foi definido como sendo: "(...) *aquele que atende às necessidades presentes, sem comprometer a possibilidade das gerações futuras de suprirem às suas próprias necessidades*" (WCED, 1987).

Esta definição está baseada em dois conceitos, o primeiro é a necessidade dos mais pobres e o segundo é a idéia de que os limites do meio ambiente não são dados pelo próprio ambiente, mas pela organização social e tecnologia. Estes conceitos reafirmam uma visão

crítica do modelo de desenvolvimento adotado pelos países industrializados, que estava sendo reproduzido pelas nações em desenvolvimento, os quais ressaltam os riscos do uso excessivo dos recursos naturais e conseqüentes resíduos e emissões, sem considerar a capacidade de suporte dos ecossistemas. O relatório aponta para a incompatibilidade entre desenvolvimento sustentável e os padrões de produção e consumo vigentes na época.

Em relação aos padrões de produção vigentes, o tipo de análise ambiental predominante é o enfoque sobre o processo, ou seja, uma metodologia que se baseia na observação das entradas e saídas de um processo unitário ou instalação produtiva, e suas fronteiras são restritas somente a uma única companhia. A ferramenta empregada na execução deste tipo de análise ambiental é o EIA, e o documento que apresenta os resultados do EIA é o RIMA. O EIA somente identifica e avalia os impactos ambientais, mas não os quantifica, dessa maneira o RIMA propõe medidas mitigadoras dos prováveis impactos causados por uma instalação produtiva.

A aplicação dos princípios desta abordagem conduz a conclusão de que as tecnologias de fim de tubo (*end of pipe*) solucionam todos os problemas pontuais de poluição. As tecnologias fim de tubo são utilizadas para o tratamento, minimização e inertização de resíduos, efluentes e emissões. Estas tecnologias são muito utilizadas nas empresas e são caracterizadas pelos filtros de emissões atmosféricas, as estações de tratamento de efluentes líquido, as tecnologias de tratamento de resíduos sólidos. Diferentemente da produção mais limpa, que atua na prevenção da poluição, as tecnologias fim de tubo atuam visando remediar os efeitos da poluição, ou seja, depois que a poluição foi gerada no processo produtivo. Todavia, o desenvolvimento sustentável caminha no sentido inverso das tecnologias fim de tubo, que visam somente o atendimento dos padrões estabelecidos em lei. Neste tipo de tecnologia não existe preocupação em se reduzir a emissão de resíduos através do controle do processo. As tecnologias de fim de tubo não resolvem o problema da escassez de recursos ou das emissões de uma planta, e sua utilização somente transfere um problema de poluição pontual para um nível disperso (Galdiano, 2006).

Por exemplo, uma empresa preocupada em se adequar as exigências da legislação local em relação às emissões atmosféricas instala um lavador de gases. Este equipamento resolve o problema causado pelas emissões atmosféricas, mas o dano ambiental irá se arrastar, porque são gerados efluentes líquidos, os quais podem conter metais pesados, compostos orgânicos nocivos ou outros contaminantes perigosos. Esses efluentes líquidos também devem ser tratados antes de serem dispostos. Portanto, deve-se optar pelas possibilidades de projeto mais viáveis sob o ponto de vista ambiental, o que exige o conhecimento de todas as etapas do

ciclo de vida do produto, além de considerar os níveis dos componentes do processo de manufatura.

Sem esse conhecimento é possível resolver apenas problemas parciais, sendo que os resultados às vezes não são os esperados sob o ponto de vista global. Por exemplo, a substituição do papel comum por reciclado, pode ser uma solução para a diminuição do uso de árvores. No entanto, se o método de branqueamento e formação da folha necessários no processo de reciclagem forem poluentes, de nada adianta a reciclagem, pois apenas transfere-se os impactos ambientais entre as diferentes fases do ciclo de vida (Silva, 2002).

Os exemplos acima mencionados, como tantos outros, evidenciam a necessidade de se levar em conta todas as etapas do ciclo de vida do produto, desde a extração das matérias-primas até a disposição final no ambiente, quando se trata de minimizar ou eliminar os impactos ambientais associados a cada uma dessas etapas.

Atualmente, o desempenho ambiental é de fundamental importância para as corporações, por isso elas precisam implementar tecnologias de boas práticas de fabricação, que sejam dirigidas à prevenção da poluição. Portanto, algumas práticas têm sido empregadas para redução ou eliminação de rejeitos e poluentes na fonte geradora tanto em volume, quanto em concentração ou toxicidade. Algumas dessas práticas são: P2, P+L, Tecnologias Limpas (*Clean Technologies*), Redução na Fonte (*Source Reduction*) e Minimização de Resíduos (*Waste Minimization*). Apesar da obtenção de resultados expressivos, essas técnicas não contemplam um método de quantificação e qualificação dos impactos ambientais (Galdiano, 2006).

O desenvolvimento sustentável requer métodos e ferramentas que auxiliem na quantificação e comparação dos impactos ambientais das atividades humanas no provimento de bens e serviços para a sociedade. Esta preocupação com a sustentabilidade contribuiu para o surgimento do enfoque sobre o produto, orientado para que a avaliação ambiental seja realizada sobre o produto, ou seja, sobre a função à qual este produto se propõe a cumprir. Todos os produtos se destinam a satisfazer determinada necessidade, por meio do cumprimento de uma função definida. Todo produto possui um ciclo de vida, que envolve uma cadeia de suprimentos e processos que inclui a extração dos recursos naturais, passando pelo processamento, manufatura, transporte, uso, pós-consumo (reaproveitamento ou reciclagem) e disposição final. Todas as etapas do ciclo de vida de um produto interagem com o ambiente provocando impactos ambientais, devido a extração de recursos naturais e geração de rejeitos (Ribeiro, 2003).

A ACV é uma metodologia de gestão ambiental que permite a quantificação das cargas ambientais e seus respectivos impactos ambientais, associados sobre todo o ciclo de vida de

um produto, processo ou atividade, embora tenha sido usada somente em alguns setores industriais durante os últimos 20 anos. A ACV recebeu uma grande atenção e desenvolvimento metodológico somente depois dos anos 90, quando sua relevância como metodologia de gestão ambiental na tomada de decisão se tornou evidente. A integração da avaliação de desempenho de produtos dentro do sistema de gestão ambiental começa a mudar a maneira como os problemas ambientais são analisados. Soluções sustentáveis para os problemas ambientais devem ser encontrados, então seguindo este raciocínio elas devem ser procuradas de forma sistêmica e holística. Atualmente, a ACV é usada extensamente como uma ferramenta de tomada de decisão, todavia a metodologia ainda está sendo desenvolvida e um grande número de pendências precisam ser resolvidas.

Historicamente a ACV tem sido aplicada principalmente na avaliação ambiental de produtos, contudo Azapagic (1999) e Azapagic e Clift (1999) relataram que a ACV pode auxiliar na identificação de opções mais sustentáveis na seleção de projetos e em otimizações. Além disso, a ACV possui a capacidade de simular sistemas complexos e cenários futuros, contribuindo para solução da problemática dos impactos ambientais ao longo do tempo e do espaço.

No Brasil a ACV tem sido, há algum tempo, tema de pesquisa de algumas instituições, sendo a maioria, senão a totalidade dos estudos publicados, oriundos de universidades e centros de pesquisa. Neste contexto, a fim de contribuir com o prosseguimento e difusão científica, o NEST, pertencente ao IEM da UNIFEI desenvolve a dez anos trabalhos aplicados nos temas de projeto e otimização de sistemas de conversão de energia, integrando atividades de ensino, pesquisa e extensão. Os trabalhos desenvolvidos enfocam problemas científicos e tecnológicos, cuja principal característica é o forte vínculo com o setor produtivo, procurando a sintonia com as demandas do setor industrial e do mercado.

O NEST tem atuado, em nível de pós-graduação, nos campos experimental, teórico e computacional. Várias dissertações de mestrado e teses de doutorado foram desenvolvidas em áreas específicas, tais como: termodinâmica aplicada, diagnóstico termodinâmico de processos industriais, fontes renováveis de energia, cogeração, geração distribuída, geração termelétrica, comportamento e desempenho de turbinas a gás/vapor e prevenção e controle da poluição na indústria.

Dentro do tema de prevenção e controle da poluição na indústria, destacam-se os trabalhos de ACV direcionados ao setor energético. No âmbito destas pesquisas foram concluídas duas dissertações de mestrado.

Costa (2007) realizou um trabalho que tinha como objetivo a elaboração de um ICV para a produção de biodiesel a partir do óleo de dendê através da via metílica para a região sul

da Bahia, região Amazônica e da Colômbia, considerando os aspectos energéticos e ambientais de sua utilização como biocombustível.

Yáñez (2008) realizou um trabalho que teve como objetivo a utilização da ACV para avaliar o impacto energético e ambiental da cogeração a partir da biomassa produzida na extração de óleo de dendê para produção do biodiesel.

Ainda sobre esse tema existe uma tese de doutorado sendo desenvolvida. Renó pretende realizar uma avaliação do balanço energético e dos impactos ambientais do processo de produção de metanol a partir do bagaço de cana-de-açúcar utilizando a ACV como ferramenta.

Atualmente tem-se notado a grande importância da elaboração e definição de políticas nacionais direcionadas para o setor sucroalcooleiro, especialmente na questão relativa a disposição da vinhaça. Os países da comunidade européia estão em via de estabelecer critérios para padronização da produção e comercialização de etanol no mercado europeu. Dessa forma, o etanol brasileiro pode, em tese, sofrer uma perda na participação deste mercado, para o etanol de países que se anteciparam na capacitação e uso da ACV como uma metodologia estratégica de gestão ambiental.

Para que a ACV possa ser efetivamente empregada no Brasil é imprescindível que sejam desenvolvidas algumas condições primordiais, tais como a divulgação da metodologia e seus benefícios, critérios e metodologia adaptadas as condições do país. As informações sobre os ciclos de vida de insumos básicos devem ser disponibilizadas, através de bancos de dados, a exemplo do que é feito na maioria dos países onde a ACV é amplamente utilizada. Esses bancos de dados contêm elementos comuns ao ciclo de vida de diversos produtos, constituindo a infra-estrutura básica para produção de outros produtos, tais como: materiais metálicos, cerâmicos, plásticos, polímeros, vidros, fertilizantes, insumos químicos, etc. São incluídas ainda todas as fontes de energia que compõem a matriz energética dos países e os modelos de transportes, além dos métodos de gerenciamento de resíduos (Ribeiro, 2003).

Com a divulgação das bases de dados destes insumos e matérias-primas, a tarefa de levantamento das informações para realização da ACV é intensamente simplificada, reduzindo o tempo e os recursos despendidos nesta tarefa. Tendo isso em conta, os estudos de ACV irão possuir mais qualidade e confiabilidade, e serão acessíveis aos diversos interessados.

Por este motivo, o presente trabalho integra uma destas linhas de pesquisas e irá analisar a vinhaça, que é um subproduto resultante da fabricação do etanol, cujo volume produzido oscila entre 10 a 15 litros por litro de etanol fabricado.

A composição da vinhaça é extremamente variável, mas de maneira geral, pode-se afirmar que ela possui um elevado conteúdo de matéria orgânica e altas concentrações de macronutrientes, principalmente potássio. Com a expansão do setor sucroalcooleiro o volume de vinhaça produzido pelas usinas apresentou um crescimento excessivo, desse modo atualmente esse tema tem sido assunto recorrente em discussões envolvendo os governantes, o setor produtivo e o meio acadêmico através de audiências públicas, workshops e conferências. O objetivo deste esforço, realizado por diversos segmentos da sociedade, é a obtenção de rotas tecnológicas para tentar reduzir a quantidade produzida, ou então investigar novas alternativas de tratamento e disposição da vinhaça, que possuam menores impactos ambientais, associadas a um menor custo de disposição.

Em face do exposto, o presente trabalho integra uma destas linhas de pesquisa, tendo como propósito desenvolver uma avaliação econômica e ambiental integrada, utilizando a ACV, de quatro alternativas de disposição da vinhaça e compará-las.

## 1.2 OBJETIVOS

**Objetivos gerais**

O presente trabalho tem por objetivo fornecer subsídios e informações que auxiliem na tomada de decisões sobre a disposição das vinhaças pelas usinas sucroalcooleiras no Brasil, através da avaliação e comparação do desempenho ambiental de quatro alternativas de disposição. As alternativas avaliadas são:

- FSCDCC: Fertirrigação convencional executada através da distribuição da vinhaça *in natura* por canais de concreto e aspersão na lavoura através de moto-bombas acionadas à diesel.
- BAVDCC: Biodigestão anaeróbica da vinhaça, com conseqüente geração de energia elétrica através do biogás produzido e posterior disposição do efluente na lavoura como fertilizante, distribuído por canais de concreto e aspersão através de moto-bombas acionadas à diesel.
- COVEDC: Concentração da vinhaça mediante evaporação de múltiplo efeito até 40% de sólidos, objetivando a redução do volume e diminuição dos custos para disposição na lavoura através de caminhões.

- COMVDC: Concentração mediante evaporação de múltiplo efeito até 65% de sólidos, visando a incineração em caldeira, juntamente com um combustível auxiliar para geração de vapor e energia elétrica, tendo como benefício a recuperação econômica das cinzas que serão distribuídas na lavoura juntamente com a fertilização mineral.

**Objetivos específicos**

Para execução do objetivo geral delineado devem ser estabelecidos alguns objetivos específicos que estão inter-relacionados:

- Desenvolver ou adaptar metodologias existentes para a determinação de um sistema de produto representativo para as quatro opções de disposição das vinhaças analisadas.
- Levantar informações sobre os materiais e emissões que compõem os sistemas de produto definidos, de forma a desenvolver ou adaptar bases de dados auxiliares a este projeto.
- Consolidar e disponibilizar um ICV representativo para os sistemas de disposição da vinhaça avaliados, de modo a permitir seu uso em futuros estudos de ACV.
- Utilizar um Eco-Indicador que contenha modelos matemáticos pré-estabelecidos para classificação, caracterização, normalização e ponderação dos impactos ambientais envolvidos no ciclo de vida dos sistemas analisados, com a finalidade de realizar a AICV de cada um dos sistemas analisados.
- Comparar os resultados da AICV dos sistemas avaliados e emitir conclusões.

## 1.3 MOTIVAÇÃO E JUSTIFICATIVA

Segundo levantamento da EPE no ano de 2007 a matriz energética brasileira foi composta por 45,9% de fontes renováveis de energia, situação bem diferente do restante do mundo que utilizou somente 12,9% de fontes renováveis, conforme pode ser visualizado na Figura 1.2 (BEN, 2008).

Os produtos derivados da cana-de-açúcar foram o grande destaque na matriz energética brasileira em 2007, com um percentual equivalente a 15,85% (Tabela 1.1). De acordo com dados do BEN a produção total de etanol, de 61.803,3 m³/dia, representou um significativo

aumento de 27,0% em relação a 2006, enquanto o consumo final teve um aumento de 28,6%. Em 2007, os produtos da cana ultrapassaram a energia hidráulica e eletricidade na oferta interna de energia do país (14,87%), permanecendo atrás apenas do petróleo e seus derivados (37,38%). O bagaço de cana, que é utilizado principalmente nos setores energético e de alimentos, inclusive para geração de eletricidade, teve seu consumo acrescido em 11,1%. A entrada em produção de novas unidades industriais, bem como o aprimoramento das variedades de cana, com maior teor de açúcar, explicam o aumento nestes rendimentos de conversão (BEN, 2008).

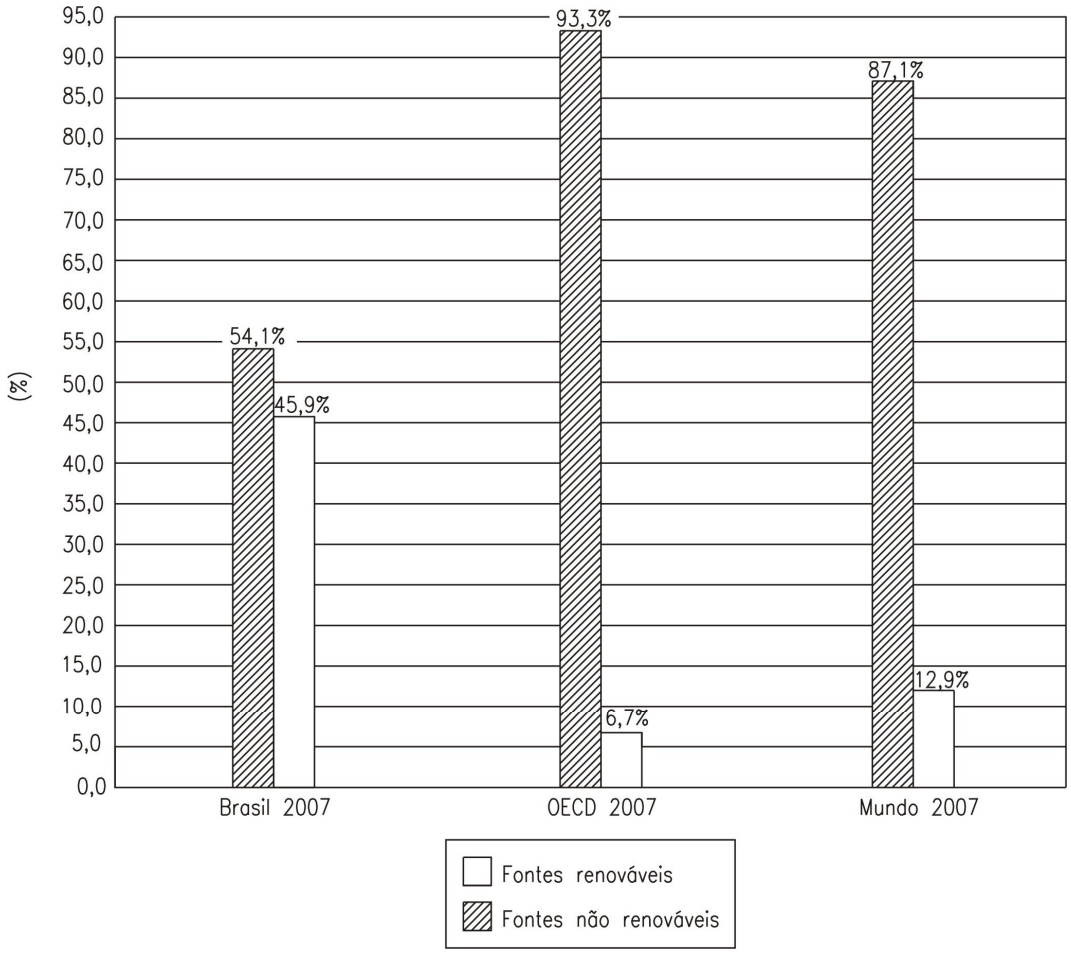



Figura 1.2 – Comparação entre o percentual de energia renovável e não renovável em 2007 (BEN, 2008).

Em relação à matriz de combustíveis veiculares o etanol total, composto pela soma entre o etanol anidro e o etanol hidratado, representou em 2007 cerca de 22,0% dos combustíveis no Brasil, conforme mostrado na Figura 1.3 e esse percentual apresenta tendência crescente. No Brasil o etanol anidro é misturado à Gasolina A de acordo com regulamentação governamental para formar a Gasolina C, mas segundo a legislação este teor pode variar entre

20 e 25%, e é estabelecido de acordo com um decreto presidencial. Observa-se o crescimento da importância relativa do etanol anidro durante os últimos anos, associado à expansão da frota de veículos a gasolina e ao sucateamento do parque consumidor de etanol hidratado. Somente nos últimos anos o mercado deste tipo de etanol voltou a retomar sua expansão, mais recentemente associado às vendas de veículos bicombustíveis (CGEE, 2004).

Tabela 1.1 – Oferta interna de energia no Brasil nos anos de 2006 e 2007.

| Oferta interna de energia | 2007 (BEN, 2008) | | 2006 (BEN, 2007) | |
|---|---|---|---|---|
| | Energia ($10^3$ tep) | % | Energia ($10^3$ tep) | % |
| Energia não renovável | 129.103 | 54,08 | 124.465 | 54,98 |
| Petróleo e derivados | 89.239 | 37,38 | 85.545 | 37,79 |
| Gás natural | 22.199 | 9,30 | 21.716 | 9,59 |
| Carvão mineral e derivados | 14.356 | 6,01 | 13.537 | 5,98 |
| Urânio e derivados | 3.309 | 1,39 | 3.667 | 1,62 |
| Energia renovável | 109.656 | 45,92 | 101.879 | 45,02 |
| Hidráulica e eletricidade | 35.505 | 14,87 | 33.537 | 14,82 |
| Lenha e carvão vegetal | 28.628 | 11,99 | 28.589 | 12,63 |
| Produtos da cana | 37.847 | 15,85 | 32.999 | 14,58 |
| Outras fontes primárias | 7.676 | 3,21 | 6.754 | 2,99 |
| Total | 238.759 | 100,00 | 226.344 | 100,00 |

Mesmo com o aumento expressivo no consumo interno, as exportações também cresceram em 2007, correspondendo a uma média de 9.683,1 $m^3$/dia (BEN, 2008).

Segundo a Unica (2008) desde 2003 a exportação de etanol está em elevação, sendo que no ano de 2007 o percentual exportado situou-se em torno de 15,66% (Tabela 1.2). A previsão é que essa tendência se mantenha devido aos acordos internacionais de proliferação de combustíveis renováveis. Outro fator que contribuiu bastante para a expansão do setor sucroalcooleiro foi a introdução no mercado dos veículos bicombustíveis (*flex-fuel*) em 2003, cuja venda no ano de 2006 superou os automóveis movidos a gasolina, como mostrado na Tabela 1.3.

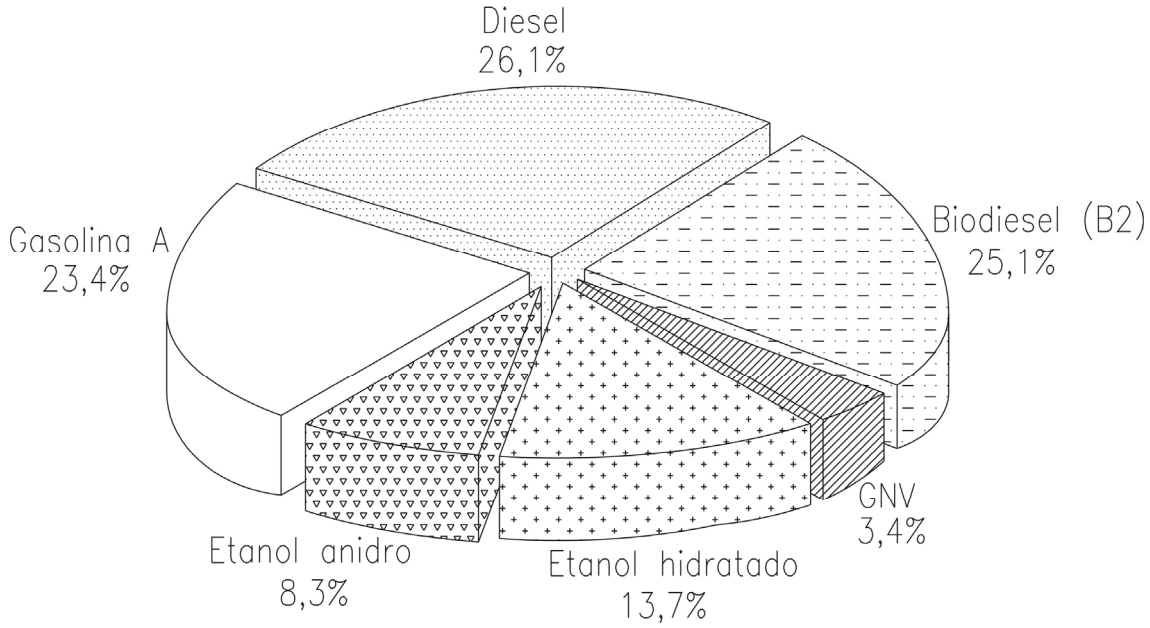



Figura 1.3 – Matriz de combustíveis veiculares do Brasil em 2007 (Hubner, 2009).

Os veículos *flex-fuel* tiveram grande aceitação dos consumidores, porque permitem aos seus proprietários optar pelo uso da gasolina ou etanol hidratado, em função do preço, autonomia, desempenho ou mesmo disponibilidade. Dessa forma, retomou-se o consumo de etanol hidratado no mercado interno, abrindo novas perspectivas para a expansão da agroindústria da cana no Brasil. Desde então, a agroindústria canavieira brasileira tem se expandido a taxas elevadas, consolidando-se economicamente e apresentando indicadores positivos de sustentabilidade (Nogueira, 2008).

Tabela 1.2 – Produção e exportação de etanol (Unica, 2008).

| Ano | Etanol produzido (m³) | Etanol exportado (m³) | Percentual exportado (%) |
|---|---|---|---|
| 1999 | 12.981.000 | 405.000 | 3,12 |
| 2000 | 10.700.000 | 227.000 | 2,12 |
| 2001 | 11.466.000 | 320.000 | 2,79 |
| 2002 | 12.587.000 | 768.000 | 6,10 |
| 2003 | 14.470.000 | 766.000 | 5,29 |
| 2004 | 16.648.000 | 2.260.000 | 13,58 |
| 2005 | 16.040.000 | 2.494.000 | 15,55 |
| 2006 | 17.764.000 | 3.460.000 | 19,48 |
| 2007 | 22.557.000 | 3.533.000 | 15,66 |

Segundo Macedo (2007) o Brasil é o país que possui o menor custo e a melhor tecnologia de produção do etanol, desenvolvida na base do grande conhecimento adquirido ao longo dos anos. O rendimento energético do etanol nacional, que produzido a partir de cana-de-açúcar é superior ao americano, obtido principalmente a partir de milho. O etanol de milho americano possui um rendimento energético que varia de 1,5 a 2,5, enquanto para o etanol nacional este índice se situa próximo de 8,0. Além disso, o país conta com uma grande quantidade de terras agricultáveis, com condições favoráveis do solo, além de condições ambientais propícias à plantação da cana-de-açúcar, tais como clima e topografia.

Tabela 1.3 – Produção de automóveis no Brasil por tipo de combustível (Anfavea, 2008).

| Ano | Álcool (unidades) | Diesel (unidades) | Gasolina (unidades) | Bicombustível (unidades) |
|---|---|---|---|---|
| 1999 | 11.314 | 98.254 | 1.176.935 | 0 |
| 2000 | 10.106 | 115.726 | 1.471.050 | 0 |
| 2001 | 19.032 | 82.014 | 1.615.476 | 0 |
| 2002 | 56.594 | 67.134 | 1.576.418 | 0 |
| 2003 | 84.183 | 76.375 | 1.561.283 | 48.000 |
| 2004 | 383.519 | 115.445 | 1.682.167 | 282.706 |
| 2005 | 51.476 | 133.889 | 1.334.189 | 857.899 |
| 2006 | 775 | 101.679 | 977.134 | 1.391.636 |
| 2007 | 0 | 26.340 | 648.343 | 1.718.718 |

De acordo com Rodrigues (2007) o etanol é uma das maiores fontes de divisas para o país que atualmente conta com aproximadamente 336 usinas instaladas no seu território. O agronegócio da cana-de-açúcar no Brasil é responsável por 20,6% do PIB e gera cerca de 14% dos empregos formais no país. O setor sucroalcooleiro estimula o desenvolvimento de outros setores da economia no país, visto que absorve produtos e equipamentos de indústrias como a metalmecânica, de instrumentação, química e derivados, etc. O etanol constitui um produto de grande importância estratégica para o país, com a possibilidade de ser uma opção para os usuários a fim de se enquadrarem no MDL estabelecido pelo Protocolo de Kyoto. Atualmente existem 73 usinas sendo construídas ou reativadas, e a previsão é que em 2012 sejam produzidos 35 bilhões de litros de etanol.

Esse elevado progresso industrial é benéfico ao país porque irá estimular o crescimento da economia, contudo a crescente demanda pelo etanol tem direcionado a atenção do setor

produtivo, dos institutos de pesquisas e universidades para a crescente produção de resíduos, principalmente a vinhaça. Estima-se que a vinhaça corresponda a 50% de todo o resíduo sólido produzido pelas usinas (Freire e Cortez, 2000).

Mantidas as projeções da produção de etanol, na safra de 2012 serão gerados 455 milhões de m³ de vinhaça. Portanto, existe a necessidade de indicação de melhorias nas atividades do setor sucroalcooleiro de forma integrada e holística, a fim de que o setor se transforme num complexo energético mais eficiente e com menores impactos ambientais.

Atualmente as agências ambientais estaduais estão restringindo a aplicação de vinhaça no solo, por meio da divulgação de portarias, como a norma P4.231 publicada pela CETESB (2005) que inclui uma metodologia para determinação do volume máximo de vinhaça que pode ser aplicado ao solo de acordo com as características físico-químicas deste. Por isso, o atual modelo de produção deve ser repensado e o setor acadêmico deve propor rotas alternativas para o tratamento e disposição da vinhaça produzida.

A justificativa para a realização deste trabalho reside no fato de que este pretende dar subsídios tanto a iniciativa privada quanto aos governantes para estabelecimento de políticas públicas e direcionamento de investimentos produtivos em métodos adequados para tratamento e disposição da vinhaça com menores impactos ambientais.

## 1.4 ESTRUTURA DO TRABALHO

Neste item será realizado um breve resumo sobre os principais tópicos abordados em cada capítulo. Este trabalho é composto por sete capítulos e cinco anexos.

O capítulo 1 apresenta a introdução ao tema, através das considerações iniciais, estabelecimento dos objetivos gerais e específicos, a motivação e justificativa do tema escolhido.

O capítulo 2 faz uma exposição do estado-da-arte dos sistemas de disposição da vinhaça analisados neste trabalho, embasado em trabalhos práticos ou estudos teóricos referenciados com publicações. As características físico-químicas da vinhaça são apresentadas, bem como sua classificação como subproduto e a legislação pertinente, com enfoque para a legislação vigente no Estado de São Paulo.

O capítulo 3 apresenta uma revisão bibliográfica sobre a ACV contendo o histórico, conceitos básicos, metodologia de execução, casos nos quais ela pode ser usada, limitações e considerações acerca dos parâmetros computacionais para estudos de ACV.

No capítulo 4 descreve-se a metodologia utilizada para realização do trabalho. Neste capítulo são apresentados os modelos matemáticos utilizados para avaliação dos impactos ambientais. Descreve-se a localização da usina hipotética considerada como referência para realização do trabalho, apresentam-se as hipóteses e suposições utilizadas para o levantamento das quantidades de materiais e emissões resultantes dos sistemas, na implantação do empreendimento hipotético e na operação ao longo do tempo de vida útil considerado.

No capítulo 5 realiza-se a adequação dos conceitos da ACV para o trabalho proposto, ou seja, são definidos a unidade funcional do sistema, o fluxo de referência, a fronteira do sistema, a seleção do método de avaliação do impacto.

No capítulo 6 são apresentados os resultados da quantificação de matérias-primas e emissões que compõem o ICV dos sistemas analisados. Executa-se a adequação da metodologia de ACV para os cenários determinados e consolida-se os resultados do ICV. Para cada sistema analisado determina-se a AICV apresentando os resultados da classificação, caracterização e normalização dos impactos ambientais, os quais são exibidos com auxílio de gráficos e tabelas. Indica-se quais são os processos que possuem maior contribuição para os aspectos ambientais de cada cenário descrito. Apresenta-se uma comparação ambiental e dos sistemas analisados em forma gráfica.

O capítulo 7 relata as conclusões que foram obtidas durante a realização do trabalho, bem como as sugestões para trabalhos futuros relacionados ao tema abordado.

# Capítulo 2

# ESTADO-DA-ARTE DOS SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO DA VINHAÇA

## 2.1 PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA VINHAÇA

A cana-de-açúcar colhida na lavoura é trazida para a unidade industrial, onde passa por uma série de processos até a obtenção dos produtos finais, conforme ilustrado na Figura 2.1. Em destilarias anexas parte do caldo é enviado para fabricação de açúcar e parte segue para ser misturado ao melaço para fabricação de etanol.

A vinhaça é extraída no processo de destilação no trocador de calor "K" das colunas de destilação a uma temperatura de aproximadamente 105ºC. O vinho resultante da centrifugação do mosto fermentado é enviado para a dorna volante, que tem a função de alimentar a destilaria. A finalidade da destilação é purificar e concentrar o álcool obtido no mosto fermentado. A destilaria é constituída por uma série de colunas de destilação, variando em número conforme o tipo e qualidade do etanol. As colunas são compostas por gomos que contêm uma série de bandejas em número e espaçamentos variáveis. Estes gomos são ligados por flanges, de forma que as colunas podem ser desmontadas facilmente para limpeza e manutenção. As colunas são fabricadas em aço inox, seu aquecimento é realizado em geral com vapor de escape das turbinas e pode ser feito injetando-se vapor diretamente na base da coluna (borbotagem) ou de forma indireta, através de trocadores de calor (refervedores). O aquecimento direto apresenta a desvantagem de aumentar o volume de efluentes, perdendo o condensado limpo que poderia ser retornado as caldeiras (Camargo, 1990).

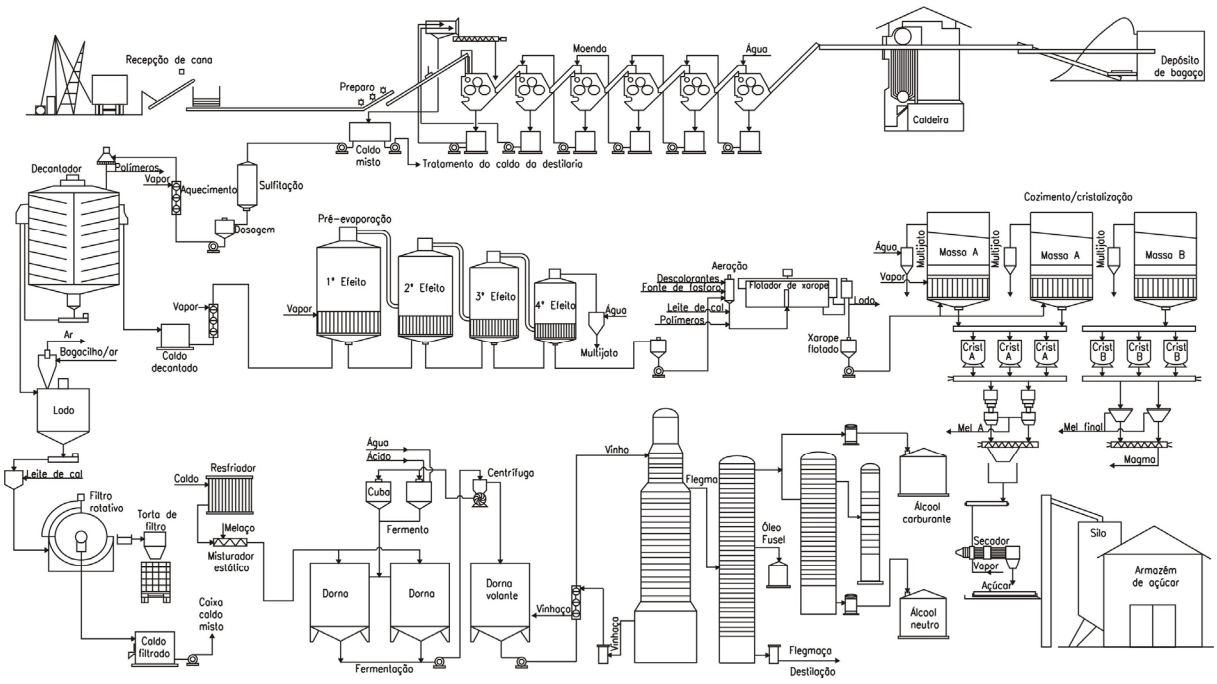



Figura 2.1 – Processo de fabricação do açúcar e do etanol (Freire e Cortez, 2000).

Segundo Ludovice (1997) a vinhaça é um resíduo da agroindústria sucroalcooleira resultante da fabricação de etanol que possui uma coloração parda, escurecendo-se a medida que é oxidada pela exposição ao ar. A putrefação da matéria orgânica contida na vinhaça, além de aumentar a sua turbidez também intensifica o cheiro nauseabundo característico, tornando os ambientes insuportáveis. A vinhaça é extraída no processo de destilação a uma temperatura que varia de 100 a 110ºC, possuindo características ácidas com pH variando entre 3,7 e 4,5 e a utilização de $H_2SO_4$ nas dornas de fermentação torna-a extremamente corrosiva. A vinhaça é uma suspensão aquosa contendo, em média 93% de água e 7% de sólidos, dos quais 75% são orgânicos e biodegradáveis e os 25% restantes correspondem à fração mineral, além disso, ela apresenta elevadas DQO e DBO, de onde advém seu potencial altamente poluidor de águas superficiais.

Estima-se que 60% da vinhaça produzida pelas usinas é proveniente de caldo de cana e os outros 40% sejam resultantes da fermentação de mostos mistos. Em geral, as usinas preferem não utilizar o melaço como mosto fermentativo, porque ele dificulta a execução da fermentação devido ao baixo teor de açúcar residual, dessa forma o rendimento final da fermentação será menor, se comparado com os outros tipos de mostos (Elia Neto e Nakahodo, 1995).

O uso de melaço ou mel esgotado na produção de etanol também permite uma análise similar, que favorece, nesse caso, o etanol, pois o preço do melaço é sempre inferior ao preço do açúcar. Entretanto, as disponibilidades de melaço são sempre determinadas pela produção

de açúcar e podem ser consideradas limitadas pelas necessidades de produção de etanol em programas de maior envergadura. Com efeito, enquanto, com base no caldo direto são produzidos mais de 80 litros de etanol por tonelada de cana, por meio do melaço esgotado, são produzidos aproximadamente 12 litros por tonelada de cana processada, além do açúcar (Nogueira, 2008).

Conforme Elia Neto e Nakahodo (1995) uma caracterização dos parâmetros físico-químicos da vinhaça *in natura*, proveniente dos três tipos de mostos foi compilada pela CETESB, agrupando dados esparsos desde o ano de 1952 até 1977, de vários pesquisadores, podendo-se citar Almeida (1962), Glória (1976), Rodella e Ferrari (1977) e Magro (1978).

Esses resultados foram publicados na revista Química e Derivados em 1981, e no decorrer dos anos diversos autores reproduziram este estudo, dentre eles, Craveiro *et al.* (1984), Camargo (1990), Ludovice (1997), Freire e Cortez (2000), Decloux e Bories (2002), Granato (2003), Luz (2005) e Rocha *et al.* (2007). Este estudo é bastante representativo para o setor e envolveu amostras de várias usinas e os resultados obtidos encontram-se na Tabela 2.1.

A vinhaça é atualmente classificada como resíduo sólido Classe II A – Não Inerte, por conter substâncias solubilizadas a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, conforme o anexo G da nova norma ABNT NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

Além da composição físico-química, a quantidade produzida confere a vinhaça expressiva importância dentro do cenário de resíduos produzidos pelas usinas sucroalcooleiras. Em um levantamento realizado pela Copersucar (Elia Neto e Nakahodo, 1995) em 10 usinas associadas, a vinhaça sozinha representava 57% de todos os resíduos sólidos produzidos pelas usinas. Da mesma forma que a composição físico-química, de uma usina para outra se observa uma intensa variação entre a quantidade de vinhaça produzida por litro etanol.

Diversos autores concluíram que a quantidade de vinhaça produzida por litro de etanol apresenta uma enorme variação, conforme pode ser observado na Tabela 2.2. De forma geral, em eventos como o ocorrido em Jaboticabal em outubro de 2007, promovido pela APTA, os profissionais especializados no processo de produção do etanol são categóricos ao afirmar que em usinas implantadas recentemente obtêm-se uma média de 7 a 10 litros de vinhaça por litro de etanol. Entretanto, em usinas antigas, registra-se uma média de 10 a 15 litros de vinhaça por litro de etanol.

Tabela 2.1 – Parâmetros físico-químicos da vinhaça in natura resultante de três tipos de mostos diferentes (Camargo, 1990).

| Parâmetro | Unidade | Melaço | Caldo | Misto |
|---|---|---|---|---|
| pH | – | 4,2 – 5,0 | 3,7 – 4,6 | 4,4 – 4,6 |
| DBO | mg/l | 25.000 | 6.000 – 16.500 | 19.100 |
| DQO | mg/l | 65.000 | 15.000 – 33.000 | 45.000 |
| Sólidos Totais | mg/l | 81.500 | 23.700 | 52.700 |
| Sólidos Fixos | mg/l | 21.500 | 3.700 | 12.700 |
| Nitrogênio | mg/l | 450 – 1.600 | 150 – 700 | 480 – 710 |
| Fósforo | mg/l $P_2O_5$ | 100 – 290 | 10 – 210 | 9 – 200 |
| Potássio | mg/l $K_2O$ | 3.740 – 7.830 | 1.200 – 2.100 | 3.340 – 4.600 |
| Cálcio | mg/l CaO | 450 – 5.180 | 130 – 1.540 | 1.330 – 4.570 |
| Magnésio | mg/l MgO | 420 – 1.520 | 200 – 490 | 580 – 700 |
| Sulfato | mg/l $SO_4^{-2}$ | 6.400 | 600 – 760 | 3.700 – 3.730 |
| Carbono | mg/l C | 11.200 – 22.900 | 5.700 – 13.400 | 8.700 – 12.100 |
| Relação C/N | – | 16 – 16,27 | 19,70 – 21,07 | 16,40 – 16,43 |
| Matéria Orgânica | mg/l | 63.400 | 19.500 | 38.000 |
| Substâncias redutoras | mg/l | 9.500 | 7.900 | 8.300 |

A disposição de vinhaça passou a ser efetuada no solo, em muitos casos, sem critérios técnicos definidos, gerando as áreas de sacrifício. No final da década de 1980 e início da década de 1990, algumas teses acadêmicas comprovam os impactos das áreas de sacrifício, tanques e canais, na qualidade do solo e das águas subterrâneas, principalmente por $NO_3^-$, $K^+$ e $SO_4^{-2}$. Por outro lado, pesquisas demonstraram que a vinhaça possui benefícios agronômicos, o que resultou em interesse para efetuar a aplicação com base em critérios de fertilidade e do custo de transporte (Casarini, 1989).

Em 2002 a CETESB instalou a câmara ambiental sucroalcooleira com representantes do setor produtivo e técnicos da CETESB composta por 3 grupos de trabalho. Uma das atividades desenvolvidas pelos grupos de trabalho foi avaliar os impactos das atividades da agroindústria no solo e nas águas subterrâneas a fim de elaborar critérios técnicos padronizados para o controle da poluição ambiental. Uma das soluções apresentadas por este grupo de trabalho foi a elaboração, em janeiro de 2005 da norma técnica P4.231 (CETESB, 2005) que estabelecia os critérios e procedimentos para aplicação de vinhaça no solo agrícola.

Tabela 2.2 – Quantidade de vinhaça produzida por litro de etanol.

| Autor | Quantidade de vinhaça produzida por litro de etanol |
|---|---|
| Craveiro *et al.* (1984) | 10–15 |
| Lamo (1991) | 10–15 |
| Longo (1994) | 13 |
| Elia Neto e Nakahodo (1995) | 10,85±2,40 |
| Rolim (1996) | 12–14 |
| Leite (1999) | 10–18 |
| Freire e Cortez (2000) | 10–15 |
| Theodoro (2005) | 13–16 |

A vinhaça voltou novamente a se tornar assunto de intensa discussão porque com a expansão do parque industrial os volumes de vinhaça produzidos eram intensos e alguns autores propuseram que o solo poderia sofrer com a saturação. Neste cenário Camhi (1979) estudou outras alternativas de aproveitamento e disposição da vinhaça, além da já tradicional fertirrigação: concentração da vinhaça mediante evaporação ou secagem, para uso na alimentação animal, fermentação aeróbica, por meio de leveduras, bactérias e fungos, visando a produção de proteínas unicelulares, fermentação anaeróbica, utilizando bactérias metanogênicas, para a produção de biogás.

Rolim (1996) estudou a mistura de vinhaça com solos arenosos e argilosos para produção de tijolos. Os resultados indicaram que a vinhaça é um bom agente cimentante para ambos os solos analisados.

## 2.2 FERTIRRIGAÇÃO

### 2.2.1 Efeitos da vinhaça sobre o solo

Os efeitos da vinhaça aplicada ao solo foram exaustivamente estudados ao longo dos últimos 50 anos, já que existem trabalhos pioneiros desde 1952. Segundo Penatti *et al.* (2005) através dos resultados obtidos ao longo dos anos é possível concluir que a vinhaça

proporciona inúmeros benefícios nas características físicas, químicas e biológicas do solo. A maioria dos solos brasileiros apresenta baixa fertilidade, sendo esta mais expressiva na subsuperfície. A adubação mineral, empregada em algumas áreas que não são fertirrigadas, fornece apenas nutrientes para a planta e não para o enriquecimento do solo, já a aplicação de vinhaça contribui para o enriquecimento do solo, tanto na camada superficial quanto na subsuperfície.

Em relação aos efeitos químicos proporcionados pela vinhaça inúmeros autores, dentre os quais, Leme *et al.* (1980), Camargo *et al.* (1983), Glória e Orlando Filho (1984) e Santana (1984) concordam que a vinhaça provoca um aumento do pH, da CTC, dos cátions trocáveis, da capacidade de armazenamento de água e da agregação do solo. Essas mudanças não são de grande magnitude, mesmo com doses elevadas. O aumento do pH do solo após a aplicação de vinhaça estaria associado ao desenvolvimento da população microbiana e da transformação do nitrogênio, através da reação de redução do nitrato em nitrito.

Os efeitos da vinhaça no pH do solo são efêmeros, voltando aos valores originais após um determinado período de tempo. Depois de transcorrido este período ocorre uma redução no conteúdo de alumínio trocável e da acidez trocável, o que é influenciado diretamente pela temperatura e umidade, sugerindo a participação de microorganismos, que também foi confirmada pelo elevado desprendimento de $CO_2$ do solo incubado (Rodella *et al.*, 1983).

Penatti (1999) analisou a aplicação de vinhaça em um Latossolo Roxo textura argilosa distrófico (LR-2) em quatro profundidades diferentes na Usina São Luiz. Analisou-se a aplicação de doses de vinhaça (0, 100, 200 e 300 m³/ha) durante 4 safras com reaplicações das doses no mesmo local e, através de amostragens de solo neste período. Verificou-se que o teor de potássio no solo aumentou com as doses de vinhaça, principalmente nas camadas mais superficiais de 0 a 25 cm e 25 a 50 cm de profundidade (Figura 2.2). As doses de 200 e 300 m³/ha de vinhaça promoveram aprofundamento no perfil do solo até 100 cm de profundidade.

Penatti *et al.* (2005) estudaram quais os efeitos das mesmas taxas de aplicação em um Latossolo Vermelho-amarelo na Usina São José da Estiva de 1996 a 2002 quanto a concentração de matéria orgânica, índice de saturação por bases no solo, teor de enxofre e teor de potássio (Figura 2.3). Observou-se que a aplicação de vinhaça provocou efeitos benéficos ao solo em todas as profundidades analisadas.

Entretanto, Hassuda (1989) utilizou uma metodologia de avaliação dos impactos sobre a qualidade das águas subterrâneas causados pela infiltração da vinhaça. Realizou-se a caracterização físico-química da vinhaça, a utilização de métodos geofísicos e a caracterização físico-química do solo e da água subterrânea. A infiltração da vinhaça tem como maior impacto a alteração da qualidade físico-química da água subterrânea. As águas

apresentaram-se como bicarbonatadas  sódicas, entretanto sob efeito da vinhaça, passaram a ser cloretadas potássicas, evoluindo, com o tempo, para cloretadas magnesianas, e finalmente para cloretadas cálcicas. Alguns valores dos parâmetros do padrão de potabilidade para o consumo humano se situaram acima do permitido pela legislação, tais como, o nitrogênio amoniacal, encontrado com valores entre 0,005 e 9,8 mg/l, o magnésio, entre 12,0 e 210,0 mg/l, o alumínio, entre 0,02 e 23,0 mg/l, o ferro, entre 0,005 e 60,0 mg/l, o manganês, entre 5,0 e 60,0 mg/l, e o cloreto, entre 4,0 e 640,0 mg/l. Os resultados obtidos nesta pesquisa caracterizaram claramente os impactos que a infiltração da vinhaça causa sobre a água subterrânea, tornando-a inadequada para o consumo humano.

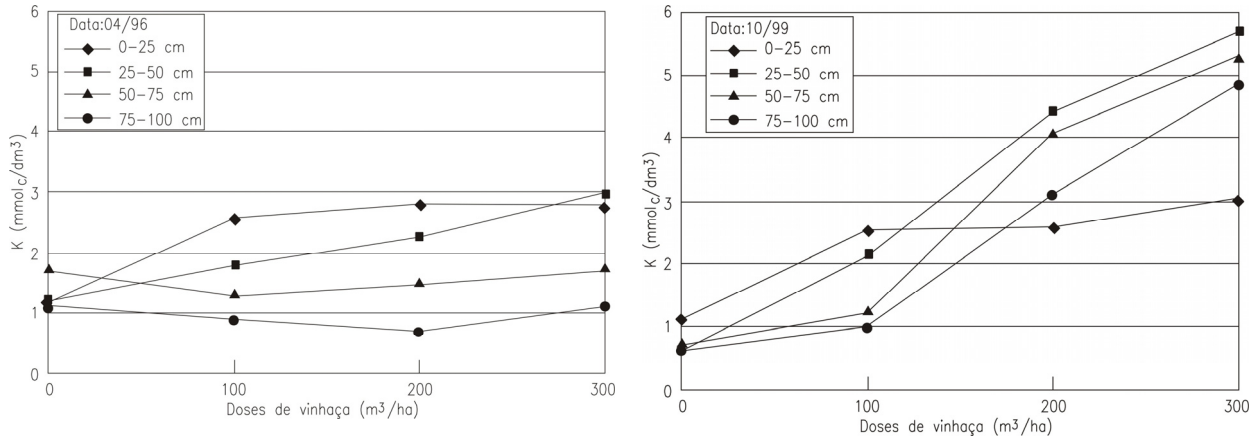



Figura 2.2 – Variações da concentração de potássio no solo até 1,0 m de profundidade na Usina Santa Elisa (Penatti e Forti, 1997).

Gloeden (1994) avaliou a influência das doses de 150 e 300 m³/ha de vinhaça no aqüífero Botucatu. O autor concluiu baseado nas análises químicas que pode haver risco de contaminação da água subterrânea pelo COD, cloreto, carbono orgânico, nitrogênio amoniacal e sulfato. Os resultados obtidos nas análises químicas demonstram que os parâmetros atingiram as águas subterrâneas causando alterações nos seus valores naturais, após a aplicação da vinhaça. O potássio, elemento utilizado normalmente para definir as taxas de aplicação da vinhaça, e o nitrogênio nitrato não determinaram alterações significativas na qualidade das águas da zona saturada. As alterações na concentração de potássio na água subterrânea foram remotas e houve retenção deste na zona insaturada do solo, sempre em solos com baixa CTC. O potássio restante foi absorvido pela cana, reduzindo a probabilidade de contaminação da água.

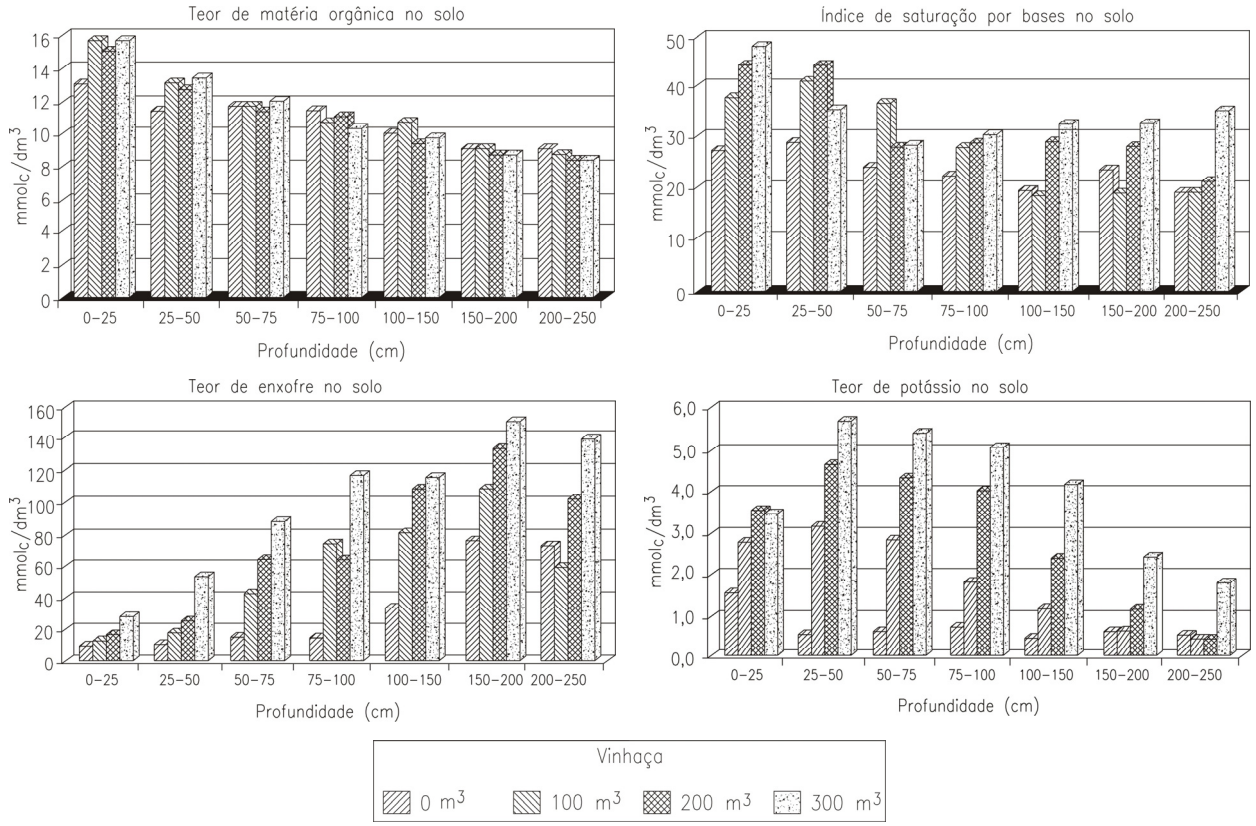



Figura 2.3 – Variação dos parâmetros físico-químicos de uma Latossolo Vermelho-Amarelo submetido a doses crescentes de vinhaça (Penatti *et al.*, 2005).

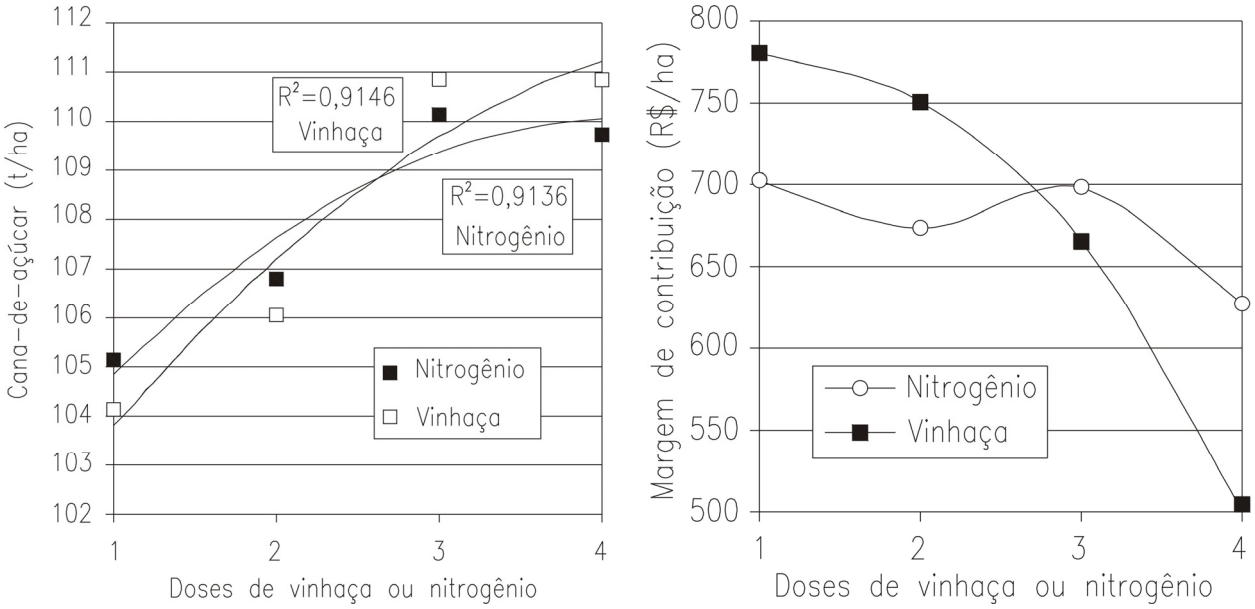
## 2.2.2 Efeitos agronômicos da vinhaça

A aplicação de vinhaça em diversas variedades de cana-de-açúcar resulta em efeitos positivos independente das condições climáticas e pedológicas. A cana-de-açúcar é uma cultura extremamente exigente em potássio, por isso a quantidade de vinhaça aplicada deve ser calculada de acordo com o teor de potássio contido nesta (Freire e Cortez, 2000).

Pesquisas mostram que a vinhaça pode ser empregada como fonte de nutrientes, portanto a sua aplicação na lavoura pode reduzir o custo da produção agrícola, substituindo total ou parcialmente as adubações minerais nas áreas de aplicação. As quantidades de nutrientes adicionados pela vinhaça aos solos representam uma substancial economia de divisas para o país, pois quase todo fertilizante potássico é importado. Em média, o benefício econômico na substituição de parte da adubação mineral por vinhaça situa-se em torno de US$ 62,00/hectare, beneficiado pela fertirrigação, dependendo do tipo de adubação básica, da concentração de potássio na vinhaça, do tipo de solo e do tipo de aplicação (Guazzelli e Paes, 1998).

Penatti e Forti (1997) avaliaram a aplicação de doses de vinhaça e/ou nitrogênio em cana-soca colhida com e sem queima da palha, em dois solos argiloso e arenoso, utilizando mangueira tipo bombeiro e controlando a vazão através de um hidrômetro. Os autores aplicaram doses de vinhaça (0, 100, 200 e 300 m³/ha) e doses de nitrogênio (0, 50, 100 e 150 kg/ha). O teor médio de potássio ($K_2O$) na vinhaça foi 2,40 kg/m³. Na primeira safra os resultados obtidos mostraram que houve resposta significativa para a vinhaça e/ou nitrogênio (Figura 2.4).

Continuando o mesmo trabalho Penatti (1999) fez a aplicação das mesmas doses de vinhaça e nitrogênio, por mais duas safras. No Latossolo Vermelho amarelo, textura arenosa, a aplicação de vinhaça promoveu o aumento na produtividade de cana (t/ha), até a dose de 300 m³/ha, se comparada com a adubação mineral. Quando a vinhaça foi complementada com nitrogênio a produtividade aumentou ainda mais (Figura 2.5). A média de produtividade dos resultados de três cortes dos quatro experimentos indica também aumento de produtividade até 300 m³/ha. Houve resposta de complementação nitrogenada até a dose de 200 m³/ha.




(a) (b)

Figura 2.4 – Produtividade de cana-soca (t/ha) e margem de contribuição agroindustrial (R$/ha) para média de 4 experimentos (Penatti e Forti, 1997).

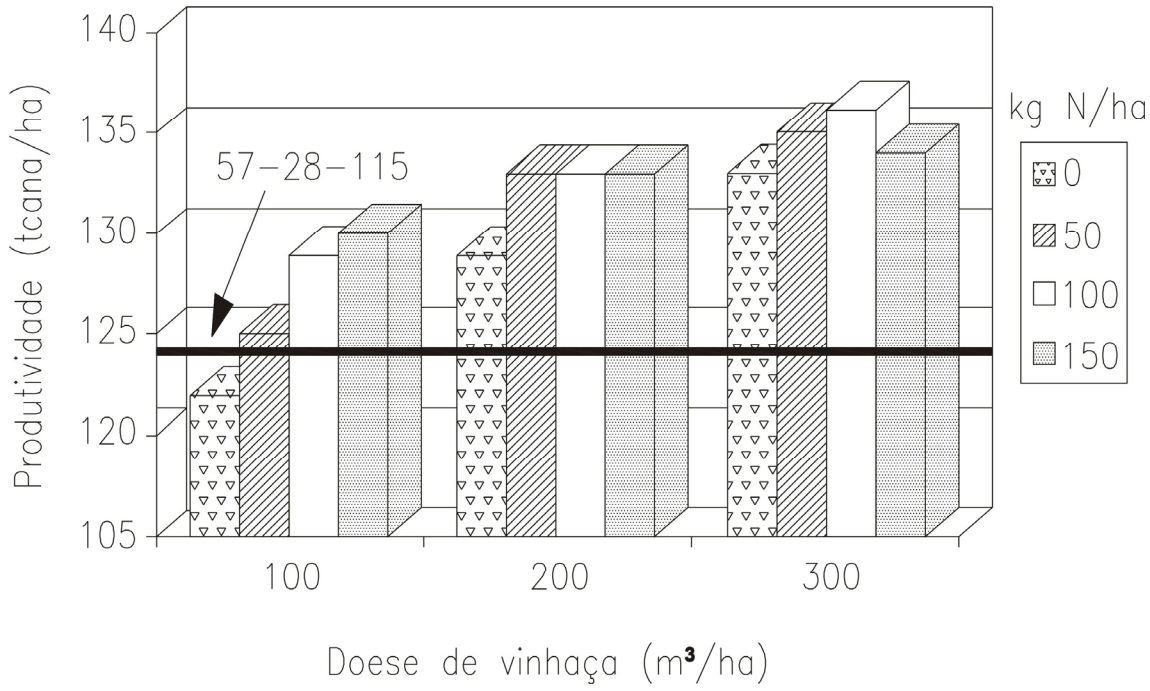



Figura 2.5 – Produtividade média de cana-soca (t/ha) em 4 cortes (Penatti, 1999).

### 2.2.3 Métodos de fertirrigação

**a) Sistema dutoviário**

Segundo Luz (2005) as principais vantagens apresentadas pelo sistema dutoviário são os menores custos operacionais e a possibilidade de operação ininterrupta inclusive em períodos chuvosos. Por outro lado, as principais desvantagens deste sistema são os altos custos de implantação, e a construção de travessias em cursos de água, áreas de terceiros ou em áreas onde não se aplica vinhaça, como áreas de preservação ambiental. O transporte de vinhaça através de bombeamento implica na elevação dos custos de implantação e operação, pois a tubulação das adutoras deve ser de aço inox ou então fibra de vidro e, além disso, o consumo de eletricidade será contínuo.

O armazenamento temporário da vinhaça permite que a unidade agroindustrial possa ter flexibilidade na realocação dos equipamentos nas frentes de aplicação no campo, ou então suporte períodos para reparos e manutenção dos equipamentos empregados na fertirrigação. Para se efetuar o dimensionamento dos reservatórios é preciso conhecer alguns parâmetros como: vazão de vinhaça produzida, informações climáticas, balanço hídrico da cultura, capacidade do sistema de aspersão de fertirrigação, em alguns casos e localização das áreas de aplicação com a extensão dos canais (Luz, 2005).

Segundo a norma P4.231 (CETESB, 2005) deverão ser instalados 4 poços de monitoramento 1 a montante e 3 a jusante e semestralmente deverão ser coletadas amostras dessa água para análise de alguns parâmetros como pH, dureza, sulfato, manganês, alumínio, ferro, nitrogênio, nitrato, potássio, cálcio, cloreto, sólidos totais, condutividade e fenóis. As áreas dos tanques de armazenamento de vinhaça deverão ser fechadas para evitar a entrada de animais e pessoas. Se for instalado um sistema de drenagem de líquidos e gases no tanque de armazenamento de vinhaça não haverá necessidade de se instalar os poços de monitoramento. O sistema de drenagem de líquidos funciona como um indicador de problemas na impermeabilização verificando a presença de vazamento de vinhaça, o que permite programar reparos no material de revestimento. O sistema de drenagem dos gases possibilita o escape dos gases provenientes do processo de biodigestão anaeróbio da vinhaça, pois evita a formação de bolhas no fundo do reservatório (Figura 2.6).

A norma P4.231 prevê que os canais deverão ser revestidos com geomembrana ou outra técnica de igual efeito ou superior. Atualmente nota-se uma demanda crescente sobre o desempenho de materiais de revestimento para os canais sob o ponto de vista técnico e econômico. Nota-se a possibilidade da utilização de materiais como emulsões asfálticas, PVC, EPDM e PEAD (Sousa, 2007).

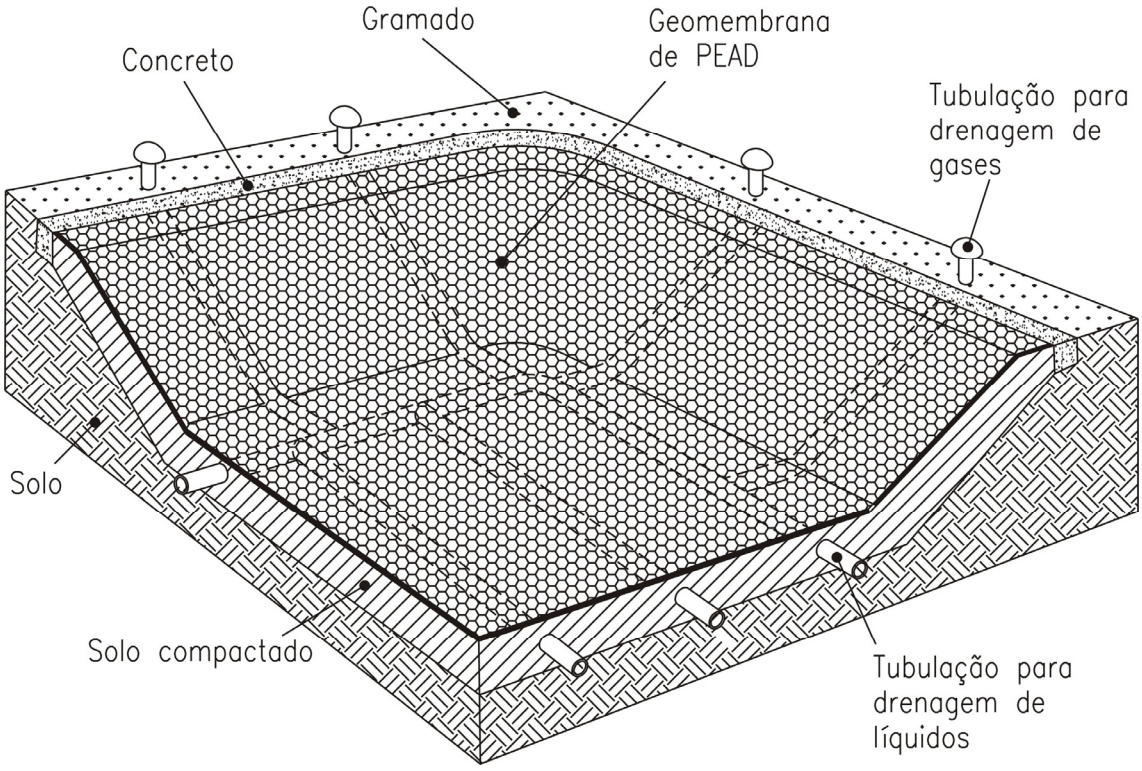



Figura 2.6 – Esquema de tanque de armazenamento de vinhaça com drenagem de líquidos e gases (Sousa, 2007).

**b) Transporte por caminhões**

Segundo Sousa (2007) a principal vantagem dos caminhões é o transporte de vinhaça até áreas distantes do perímetro industrial, sendo desnecessária a construção de travessias por áreas de terceiros ou sem plantação de cana. As principais desvantagens desse sistema são o maior custo operacional e o não funcionamento em épocas de chuva.

Segundo Luz (2005) as vantagens do caminhão tanque convencional são o menor custo de implantação e o fato do transporte e da aplicação serem feitas no mesmo equipamento. Este sistema possui inúmeras desvantagens, dentre as quais pode-se citar, a baixa uniformidade de aplicação, problemas com a compactação do solo, dificuldade em se trabalhar em dias de chuva, incapacidade de se trabalhar em terrenos acidentados, pequeno rendimento diário e a impossibilidade de aplicação em cana-planta. Os veículos distribuidores recebem a vinhaça na usina e a conduzem até onde ela será distribuída. A aplicação no solo é realizada por um sistema de aspersão como um conjunto autopropelido (Figura 2.7). Em relação as formas de aplicação da vinhaça no campo existem 3 opções disponíveis: gravidade, caminhão tanque convencional, aspersão.

Segundo Sousa (2005) o sistema de montagem direta é composto por uma moto-bomba que capta a vinhaça nos canais transportadores e a aplica no solo de forma direta através do próprio tubo de recalque ou então por um aspersor do tipo canhão hidráulico, montado em chassi com rodas. Este sistema possui como vantagem a utilização em áreas com declive acentuado, podendo ser operado em qualquer tipo de solo e em todos os ciclos e fases da cultura. Além disso, ele permite o controle da quantidade de vinhaça aplicada, irrigando extensas áreas por unidade de tempo, apresentando reduzido custo de operação e manutenção. As desvantagens desse sistema incluem a desuniformidade da lâmina aplicada em função da velocidade e direção do vento, a exigência da construção de canais de distribuição de vinhaça, além de requerer alta pressão de serviço e necessidade de mão-de-obra adequada.

Outra forma de aspersão da vinhaça no solo é através dos conjuntos autopropelidos denominados carretéis enroladores. Os carretéis enroladores são montados sobre chassis giratórios contendo 4 rodas e por onde é enrolada uma mangueira de PEMD. Estes equipamentos possuem um sistema de propulsão via turbina hidráulica do tipo Pelton que é responsável pelo acionamento do sistema de recolhimento da mangueira em cuja extremidade se acopla o canhão aspersor. O princípio de funcionamento de operação do conjunto autopropelido baseia-se em colocar o carretel enrolador acoplado ao conjunto moto-bomba. Em seguida a mangueira de PEMD é desenrolada perpendicularmente ao longo do canal de irrigação (Figura 2.7). A velocidade de recolhimento é determinada por um by-pass instalado

junto à turbina hidráulica, que desvia o fluxo em caso de necessidade de diminuição da velocidade de enrolamento (Setorial Irrigação, 1993).

O canhão aspersor é ligado ao carretel através do tubo de PEMD e é fabricado em alumínio para não sofrer corrosão. O aspersor do tipo canhão hidráulico é dotado de um sistema que impede o seu giro completo, por isso a mangueira não entra em contato com o solo irrigado e o atrito entre os dois é reduzido, diminuindo a exigência de potência por parte da turbina hidráulica. A altura do carrinho irrigador deve ser 1,20 m, podendo distanciar-se até 370 m do carretel (Setorial Irrigação, 1993).

Na Tabela 2.3 apresentada abaixo encontra-se um resumo do percentual médio da participação de cada sistema de aplicação de vinhaça no Estado de São Paulo.

Tabela 2.3 – Percentual de aplicação de vinhaça no solo do Estado de São Paulo (Sousa, 2007).

| Forma de aplicação | Tipo de transporte e aplicação | Participação (%) |
|---|---|---|
| Caminhão com barra irrigadora | Caminhão tanque convencional | 6,0 |
| Aspersão | Canal + montagem direta | 10,0 |
| Aspersão | Canal + carretel enrolador | 53,0 |
| Aspersão | Caminhão + carretel enrolador | 31,0 |

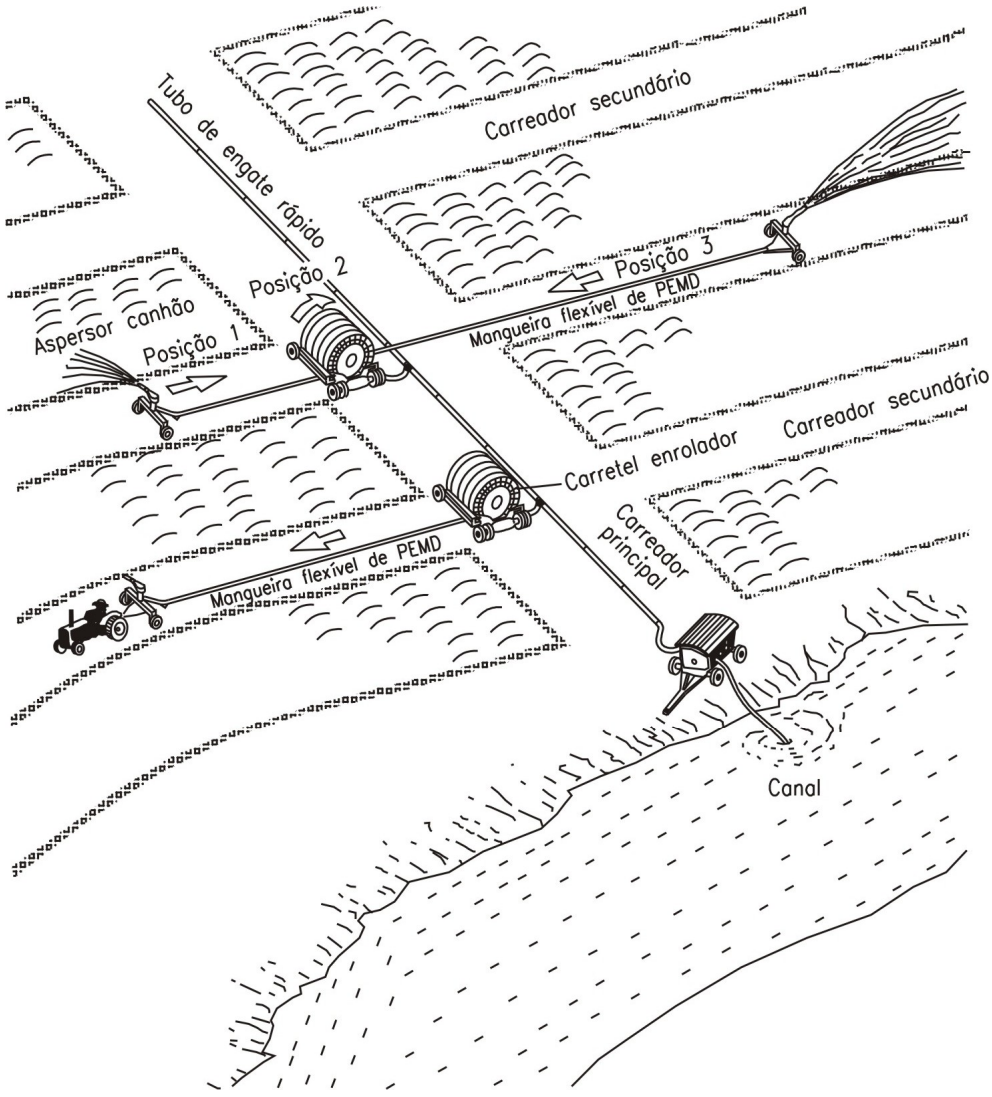



Figura 2.7 – Sistema de aspersão de vinhaça através de carretel enrolador (Setorial Irrigação, 1993).

### 2.2.4 Projeto de um sistema de fertirrigação

De acordo com a norma P4.231 (CETESB, 2005) a quantidade máxima de vinhaça a ser aplicada no solo agrícola é expressa pela Equação 2.1:

$$TA_{vi} = \frac{\left(0,05 \cdot CTC - k_s\right)3744 + 185}{k_{vi}} \tag{2.1}$$

Se a multiplicação de 5% pela CTC do solo resultar em um valor inferior a concentração de potássio no solo ($k_s$) significa que o solo está saturado, portanto a determinação da taxa de aplicação será calculada dividindo-se a quantidade de potássio

extraída pela cultura (185,0 kg $K_2O$/ha.corte) pela concentração de potássio na vinhaça ($k_{vi}$) (CETESB, 2005).

Até o ano de 2005 não havia critérios de uniformização sobre a aplicação de vinhaça no Estado de São Paulo, e esta norma tentou criar esta condição. A Equação 2.1 foi bastante discutida antes de sua publicação, entretanto ainda não houve um consenso entre o poder público e o setor produtivo, pois algumas usinas estão solicitando o aumento do percentual da CTC para 10% devido as características físico-químicas locais do solo. De acordo com APTA (2007) alguns pontos da Equação 2.1 não estão completamente definidos e merecem ser revistos como:

- O pH no qual a CTC do solo deve ser estabelecido.
- A profundidade na qual a amostra da concentração de potássio no solo deve ser estabelecida, já que na equação esta profundidade foi definida como 80 cm.
- A constante de multiplicação para conversão dos valores da análise de fertilidade, expressos cmolcdm³ ou meq/100 $cm^3$ para kg de potássio, visto que no cálculo desta constante foram utilizados outros parâmetros que também apresentam variação, portanto este valor pode conter erros associados.
- A extração de potássio pela cultura pode ser maior que 185,0 kg $K_2O$/ha/corte porque estudos recentes demonstram que a cana-de-açúcar extrai muito mais que este valor.

O projeto de um sistema de fertirrigação deve ser iniciado através de dois itens essenciais, as propriedades do solo e as características físico-químicas da vinhaça. A partir das características físico-químicas do solo e da vinhaça deve-se estabelecer uma relação matemática de aplicação de vinhaça no solo de acordo com a concentração de potássio. Calculada a taxa ótima de aplicação de vinhaça determina-se o equivalente de adubação NPK fornecido em cada hectare. Deve-se multiplicar a concentração de nitrogênio (N-total), fósforo ($P_2O_5$) e potássio ($K_2O$) contida na vinhaça pela taxa de aplicação ótima determinada. O valor encontrado corresponde a adubação NPK aplicada nas soqueiras, todavia os nutrientes não serão completamente absorvidos, porque existe uma deficiência na absorção natural de nutrientes pelas raízes da planta (Vitti e Mazza, 2002).

Utiliza-se um fator de eficiência de fertilização $(f)$, ou seja, dado em função das perdas de nutrientes estimadas pela porcentagem média de aproveitamento. Esse fator visa corrigir as perdas sofridas nos processos que ocorrem entre a aplicação do fertilizante e/ou vinhaça e a absorção dos nutrientes pelas plantas, perdas estas devidas à erosão, lixiviação, volatilização e fixação. Para o nitrogênio este fator oscila entre 20 e 30%, para o fósforo ele varia entre 20 e 30% e para o potássio entre 60 e 70% (Vitti e Mazza, 2002).

O próximo passo é escolher o tipo de transporte e aplicação da vinhaça no campo, para isso é necessário dispor de uma planta que contenha a indicação da usina e as áreas ao redor que serão fertirrigadas, em escala 1:20.000 ou superior. A escolha do método de transporte e aplicação da vinhaça no solo deverá ser realizada segundo o critério técnico-econômico para dimensionamento dos equipamentos empregados na disposição.

## 2.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

### 2.3.1 Histórico da biodigestão da vinhaça no Brasil

O pioneiro em trabalhos referentes a biodigestão anaeróbia no Brasil é Craveiro que publicou um artigo no qual analisava o potencial de produção de biogás proveniente de diversos tipos de substratos, como resíduos agrícolas e resíduos industriais, dentre os quais a vinhaça (Craveiro, 1982).

Freire e Cortez (2000) relataram que a primeira experiência com a biodigestão anaeróbica da vinhaça no Brasil foi implantada em 1981 na destilaria Jacques Richer em Campos no Estado do Rio de Janeiro. O biodigestor instalado era do tipo indiano modificado de 330 m³ de capacidade e operou até 1982 com o fechamento da destilaria. O biodigestor possuía uma redução de 62% da DQO, produzindo 16,5 litros de biogás por litro de vinhaça com 55% de $CH_4$. O biogás era queimado numa caldeira sem a necessidade de modificação nos queimadores que eram projetados para óleo combustível.

No ano de 1982 a CETESB iniciou a operação de um biodigestor de laboratório de 185 litros, misto com manta de lodo e leito fixo, obtendo resultados promissores com a aplicação de uma taxa orgânica de 16,2 kg DQO/m³.dia (DQO de 28.800 mg/l), tempo de retenção hidráulica de 1,78 dias e biogás com 63,2% de $CH_4$, e um efluente de 11.400 mg/l de DQO trabalhando na faixa mesofílica de 35ºC (Elia Neto *et al.*, 1988).

Em 1984 o Centro de Tecnologia Canavieira iniciou trabalhos de biodigestão de vinhaça com reator de manta de lodo, em planta piloto de 12 m³ na Usina Iracema (SP), sendo o sistema alimentado com vinhaça à temperatura de 30ºC sem correção de pH e adição de nutrientes. Os resultados apresentados não foram constantes, ficando a faixa de remoção de DQO entre 45 e 95% com taxas de carregamento variando de 1,4 a 8,8 kg DQO/m³.dia (Elia Neto *et al.*, 1988).

Segundo Craveiro *et al.* (1984) em apenas 4 meses de operação este reator alcançou uma carga orgânica de quase 8 kg DQO/$m^3$.dia, baixando o TRH para 2,5 dias. Após 8 meses de inatividade retomou-se a alimentação do reator e o crescimento da população microbiana permitiu alcançar resultados expressivos, elevando-se a carga orgânica de 14 a 18,7 kg DQO/$m^3$.dia com tempo de retenção mínimo de 1,5 dias. A produção média de biogás foi de 13,1 $l_{bio}/l_{vi}$, portanto a taxa de conversão média obtida foi de 0,4 $l_{bio}/g_{DQO}$ e o teor de $CH_4$ contido no gás ficou na faixa de 60 a 65%. A Tabela 2.4 apresenta os resultados obtidos por diversos autores da composição físico-química da vinhaça após a biodigestão anaeróbica.

Tabela 2.4 – Resultados da composição físico-química da vinhaça após a biodigestão.

| Substâncias dissolvidas | Fórmula | Unidade | Craveiro *et al.* (1984) | Cortez *et al.* (1998) | Souza *et al.* (1992) | Longo (1994) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| pH | – | – | 7,3 | 6,9 | 6,9 | 4,7 |
| Sólidos Totais | – | mg/l | 10.900,0 | | | |
| Sólidos Voláteis | – | mg/l | 5.200,0 | | | |
| COD | – | mg/l | | 9.000,0 | 9.000,0 | |
| DQO | – | mg/l | 6.144,0 | | | |
| DBO | – | mg/l | 918,0 | | | |
| Nitrogênio | N | mg/l | 343,0 | 620,0 | 710,0 | 160,0 |
| Fósforo | $P_2O_5$ | mg/l | 108,0 | 32,0 | 44,0 | 100,0 |
| Potássio | $K_2O$ | mg/l | 1.221,0 | 1.400,0 | 1.400,0 | 1.100,0 |
| Magnésio | MgO | mg/l | | | | 110,0 |
| Cálcio | CaO | mg/l | | | | 280,0 |
| Carbono Total | C | mg/l | | | | 1.960,0 |
| Resíduo Mineral Insolúvel | – | mg/l | | | | 520,0 |
| Resíduo Mineral Solúvel | – | mg/l | | | | 3.110,0 |
| Relação C/N | – | mg/l | | | | 12.000,0 |

Segundo Craveiro *et al.* (1984) a DQO e a DBO, da vinhaça antes da biodigestão, eram respectivamente iguais a 31.350 mg/l e 17.070 mg/l, após a biodigestão, como pode ser verificado na Tabela 2.4, esses valores foram reduzidos para 6.144 mg/l e 918,0 mg/l. Portanto, o efluente resultante do processo de biodigestão anaeróbica da vinhaça deverá passar por outro tipo de tratamento físico-químico, ou então ser disposto na lavoura de forma

racional. A biodigestão não elimina completamente o problema de tratamento da vinhaça, e juntamente com a biodigestão deverão ser projetados outros sistemas de disposição como lagoas aeróbias ou então fertirrigação. Portanto, o custo de implantação deste sistema é elevado, o que acaba inviabilizando alguns empreendimentos deste gênero.

Em 1984 o consórcio Codistil/PEM/Paques (Holanda) lançou no mercado um sistema completo de biodigestão de vinhaça com reator anaeróbico, incluindo a purificação do biogás para uso automotivo. Uma unidade piloto de 120 m³ foi instalada na Usina São Luís (Pirassununga) e posteriormente uma planta industrial de 1.500 m³ na Destilaria São João, que trabalhava na faixa mesofílica de 35ºC com taxas orgânicas de carregamento de 1,5 kg DQO/m³.dia. O objetivo deste projeto era implementar uma capacitação, desenvolvimento de tecnologia e recursos humanos para aplicação, de forma viável, da biodigestão da vinhaça em outras destilarias do Brasil (Elia Neto *et al.*, 1988).

### 2.3.2 Conceituação teórica sobre a biodigestão anaeróbia

Segundo Castañon (2002) os processos biológicos de tratamento de efluentes possuem dois objetivos fundamentais: o saneamento ambiental e a produção de energia na forma de biogás. O biogás é um produto da decomposição da matéria orgânica, na ausência de $O_2$, por microorganismos anaeróbios. É uma mistura de gases com predominância de $CH_4$ e $CO_2$. O potencial energético do biogás é função da quantidade de $CH_4$ contida no gás, o qual determina o seu poder calorífico, sendo que este conteúdo varia de 40 a 75% dependendo da fonte geradora. O biogás produto da biodigestão corresponde somente a 2,0 a 4,0% do peso da matéria orgânica utilizada no processo. A Tabela 2.5 fornece a composição estimada do biogás proveniente da digestão de resíduos orgânicos.

Segundo Jordão e Pessoa (1995) o PCI do biogás é variável sendo aproximadamente de 22,50 a 25,00 MJ/m$^3$, admitindo o $CH_4$ com cerca de 35,80 MJ/m$^3$. Isto significa um aproveitamento de 6,25 a 10,00 kWh/m$^3$. A potencialidade do biogás é acentuada, pois seu PCI pode chegar até a 60% do PCI do gás natural.

A produção de biogás e conseqüentemente a geração de energia elétrica provenientes da biodigestão são apresentadas como alternativa de tratamento da vinhaça no Brasil. A biodigestão traz diversos benefícios como à utilização de uma fonte alternativa de energia, valorização do resíduo e redução dos gases de efeito estufa. Seu uso possui diversas aplicações tais como: geração de energia elétrica, aquecimento e iluminação, secagem em geral, utilização como combustível veicular, além de poder ser queimado em flares para

redução das emissões de $CH_4$ para atmosfera, medida esta que causa bastante polêmica no meio acadêmico (Salomon, 2007).

Tabela 2.5 – Composição média e poder calorífico do biogás proveniente de diferentes resíduos orgânicos (Castañon, 2002).

| Gases | Porcentagem (%) |
|---|---|
| Metano ($CH_4$) | 40,0 – 75,0 |
| Dióxido de carbono ($CO_2$) | 25,0 – 40,0 |
| Nitrogênio ($N_2$) | 0,5 – 2,5 |
| Oxigênio ($O_2$) | 0,1 – 1,0 |
| Ácido sulfídrico ($H_2S$) | 0,1 – 0,5 |
| Amônia ($NH_3$) | 0,1 – 0,5 |
| Monóxido de carbono (CO) | 0,0 – 0,1 |
| Hidrogênio ($H_2$) | 1,0 – 3,0 |
| PCI ($MJ/m^3$) | 23,03 |

Segundo Speece (1995) a digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microorganismos trabalham conjuntamente na conversão da matéria orgânica complexa em $CH_4$, $CO_2$, $H_2O$, $H_2S$, e $NH_3$, além da síntese de novas células bacterianas. O tratamento anaeróbio, para remoção da matéria orgânica, é um processo complexo envolvendo muitas espécies de bactérias, que atuam de forma simbiótica, evidenciando algumas etapas intermediárias. As reações bioquímicas principais que ocorrem no processo caracterizam os grupos de microorganismos predominantes, podendo ser dividida em quatro etapas: hidrólise e acidificação (acidogênese), acetogênese, metanogêse e redução de sulfato (Figura 2.8).

O processo de degradação da matéria orgânica inicia-se com a hidrólise (acidogênese) do material presente no efluente gerando como resultados compostos mais simples, que possam ser assimilados pelos microorganismos. Normalmente os compostos orgânicos complexos (polímeros orgânicos) são transformados em monômeros, tais como açúcares, ácidos orgânicos, aminoácidos, etc. Na degradação de muitos compostos poliméricos há possibilidade da etapa hidrolítica ser mais lenta que as demais, sendo esta a limitante do processo. A aplicabilidade da digestão anaeróbica ficou por algum tempo restrita a degradação de compostos mais simples (açúcares, carboidratos e ácidos graxos voláteis).

Efluentes que continham gorduras (lipídios) não eram tratados por este processo por causa do arraste de biomassa e substâncias intermediárias formadas durante a hidrólise, que poderiam ser tóxicas aos microorganismos (Lema *et al.*, 1997).

Segundo Lettinga e Rinzema (1985) os fatores que influenciam na biodigestão anaeróbica são: temperatura do processo (psicrofílico 0–20ºC, mesofílico 20–45 ºC e termofílico 45–70 ºC), pH (6,5 a 8,2), necessidades nutricionais (nitrogênio e fósforo), toxicidade a determinadas substâncias (metais pesados e organoclorados) e tempo de retenção hidráulica (de algumas horas até dias dependendo do tipo de reator).

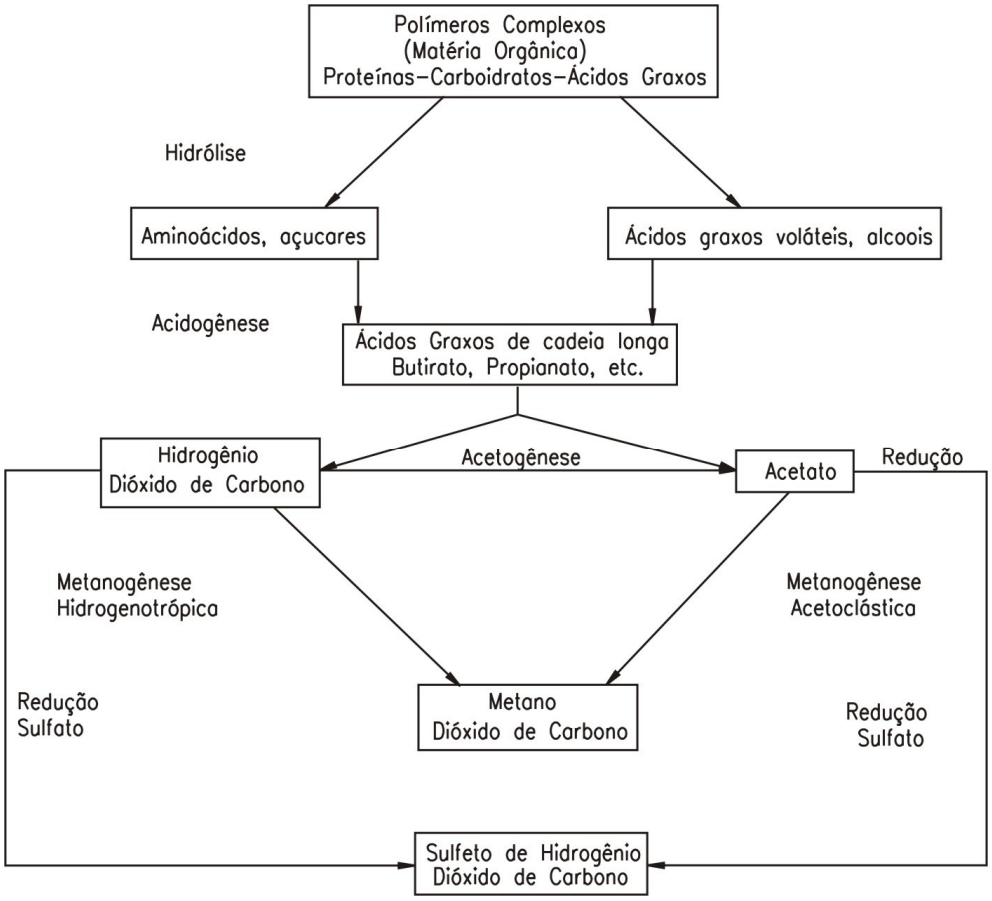



Figura 2.8 – Digestão anaeróbia da matéria orgânica (Lettinga e Rinzema, 1985).

### 2.3.3 Tipos de reatores anaeróbicos

Segundo Granato (2003) existem dois tipos de reatores de leito de lodo o UASB e o híbrido. O reator UASB foi desenvolvido na década de 70 e é um dos biodigestores mais estudados e aplicados em todo o mundo e o que apresenta melhores resultados. O princípio de funcionamento dos biodigestores com leito de lodo é bastante simples, o efluente é bombeado

de baixo para cima, através do reator, que se encontra em estritas condições anaeróbias, com uma velocidade de ascensão de 0,5 a 1,5 m/h. Dentro do reator os microorganismos crescem em forma de grânulos compactos de 0,5 a 5,0 mm, esses grânulos são poderosos biocatalíticos que podem converter a matéria orgânica degradável em biogás, de maneira rápida e completa, com cargas de DQO variando de 10 a 30 kg de DQO/$m^3$.dia. A diferença entre o reator UASB e o reator híbrido é que o UASB contempla um sistema de recirculação de lodo (Figura 2.9), enquanto o híbrido não possui este sistema.

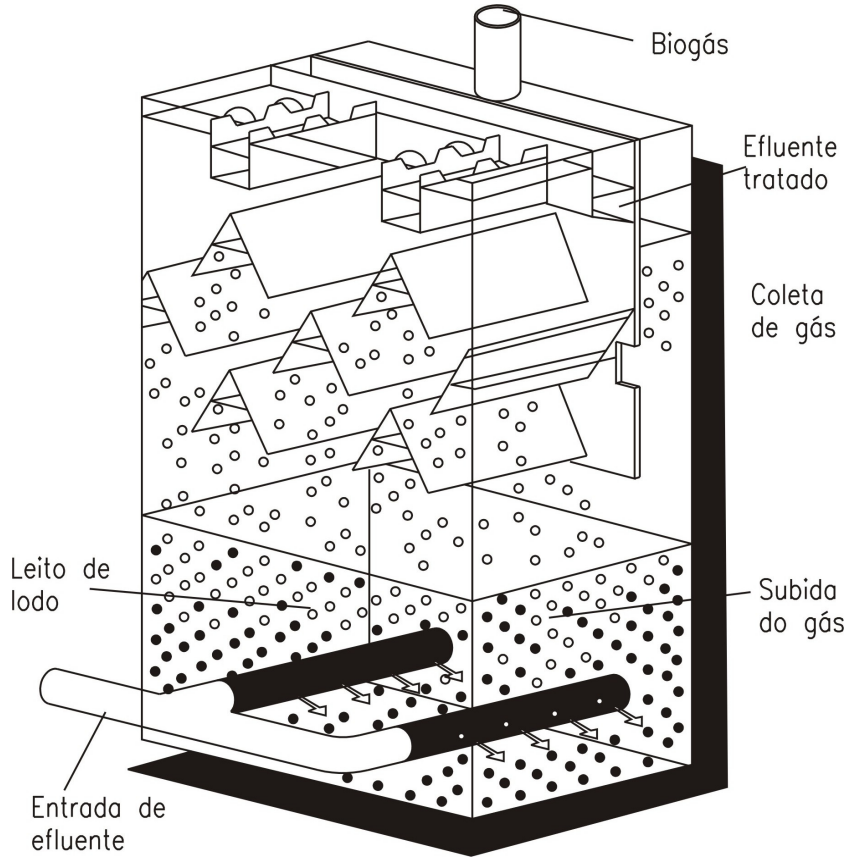



Figura 2.9 – Esquema de um reator UASB (Dias, 2007).

Craveiro *et al.* (1984) aplicou o reator UASB para testes de biodigestão anaeróbica da vinhaça obtendo bons resultados com elevada eficiência. O biodigestor UASB possui um decantador interno que separa os "*pellets*" do lodo formados ao longo do tempo, de forma que não se perde bactérias com o efluente que deixa o sistema. Forma-se gradativamente um leito de lodo com alta concentração de bactérias na região do fundo do biodigestor, que pode transformar elevadas taxas de substrato, em baixos TRH.

Segundo Dias (2007) o substrato a ser tratado no reator é distribuído ao longo da parte inferior, através de uma densa camada de lodo anaeróbico. O resíduo flui na direção da parte superior, passando pelo leito de lodo, que converte parcialmente a matéria orgânica em

biogás. No topo do reator, o separador trifásico atua sobre o efluente tratado. O lodo bacteriano granulado mais pesado volta a se depositar no fundo e o efluente resultante sai pela parte superior do reator (Figura 2.9). O separador trifásico instalado na parte superior possui a função de separar a biomassa do efluente tratado (separação sólido-líquido) e também as bolhas de biogás geradas no processo, do efluente tratado (separação gás-líquido).

Existe uma nova tecnologia de reatores disponíveis, denominados de reatores EGSB. Existem três modelos de EGSB o reator de leito fluidizado, o EGSB convencional e o IC, que apresenta melhores desempenhos de operação. O reator IC consiste em um tanque cilíndrico, vertical, com altura variando de 16 a 30 m e pequena área superficial. O funcionamento do reator IC começa com o bombeamento do efluente para a entrada do reator no sistema de distribuição onde é misturado com o efluente tratado e o lodo anaeróbio recirculado (Figura 2.10). O compartimento inferior do reator abriga a zona de leito granulado expandido, com altíssimo carregamento orgânico e hidráulico, onde cerca de 70 a 75% da DQO são convertidos em biogás (Dias, 2007).




Figura 2.10 – Reator de circulação interna (Dias, 2007).

O biogás produzido nessa região é coletado pelo 1° separador de fases e é utilizado para proporcionar o arraste de efluente e lodo através da tubulação de subida para o separador gás-líquido instalado no topo do reator. Neste estágio o biogás é separado da mistura efluente/lodo e deixa o sistema. A mistura efluente/lodo é direcionada ao fundo do reator pelo tubo de descida resultando no fluxo de circulação interna. O efluente que atravessa o 1° separador, livre da grande concentração de biogás, encontra a zona de polimento onde a pequena parcela residual da DQO é degradada atingindo remoções de 75 a 85%. O biogás produzido nessa área é coletado no 2° separador trifásico instalado na parte superior do reator, enquanto o efluente tratado deixa o reator pelos vertedores (Dias, 2007).

O único sistema comercial de biodigestão anaeróbia da vinhaça existente no Brasil encontra-se atualmente instalado na Usina São Martinho em Pradópolis/SP. A Usina São Martinho é a primeira usina em relação com a capacidade de moagem do Brasil. Os relatos que se seguem a respeito do sistema de biodigestão anaeróbia da Usina São Martinho foram extraídos de Souza *et al.* (1992) e Pinto (1999).

Em 1987, iniciaram-se os estudos para a implantação de um protótipo de reator UASB, de 75 m³, para a digestão anaeróbia da vinhaça, operando na faixa termofílica (55 a 75°C). Até então, a digestão anaeróbia termofílica havia sido provada apenas em laboratório. As primeiras tentativas de operação, na safra 1988/1989, não foram bem sucedidas. Contudo, no ano seguinte, após diversos problemas de funcionamento, que quase levaram novamente a sua deterioração, o processo conseguiu estabilizar-se nos últimos 50 dias da safra. O desempenho do protótipo foi considerado excelente, com uma carga orgânica de 26,5 kg DQO/m³.dia, remoção de 71% de DQO, produção de 9,8 litros de biogás por litro de vinhaça com 60% de $CH_4$ e tempo de detenção hidráulica de 10,8 horas (Souza *et al.*, 1992).

Assim, devido ao sucesso da experiência com o protótipo, iniciou-se a montagem de um reator termofílico para biodigestão da vinhaça de 5.200 m³ (34 metros de diâmetro e 6 metros de altura) totalmente fabricado na usina, e em 1995, deu-se início à sua operação que continua desde então. O biogás é queimado diretamente no queimador, sem nenhum tratamento ou armazenamento. O reator trabalha atualmente com carga orgânica de 5 kg DQO/m³.dia e vazão de 37 m³/h de vinhaça, secando 8 toneladas de levedura por dia, embora já tenha processado sem problemas 21 kg DQO/m³.dia, com uma vazão de 170 m³/h e 40 toneladas por dia de leveduras secas. O biodigestor processa, aproximadamente, 25% da vinhaça produzida pela usina. Foram feitos testes agronômicos com a vinhaça biodigerida na lavoura e constatada sua superioridade, como fertilizante, em relação à vinhaça *in natura*. Na vinhaça biodigerida, o nitrogênio já se encontra na forma mais disponível, sendo mais fácil a sua

absorção pela planta. Além disso, o pH fica na faixa de 6,5 a 7, com uma redução da matéria orgânica em 80% (Souza *et al.*, 1992).

Segundo Pinto (1999) o montante total de investimentos, incluindo as pesquisas e a instalação completa dos equipamentos foi por volta de R$ 4,5 milhões, que estão sendo pagos com a comercialização de levedura seca. Há, também, os custos de operação do biodigestor, que incluem, além da manutenção, insumos, como o NaOH, $H_3PO_4$ e $CO(NH_2)_2$, destinados à manutenção dos grânulos de microorganismos, e que crescem com o aumento da carga orgânica. Na safra 1998/1999 foram produzidas 4.600 mil toneladas de levedura seca, sendo uma parte destinada à exportação e a outra vendida no mercado interno, utilizando-se 5,5 milhões de $Nm^3$ de biogás (aproximadamente 25 mil $Nm^3$/dia).

### 2.3.4 Critérios de projeto de um sistema de biodigestão anaeróbica de vinhaça mesofílica

Independentemente do modelo de reator empregado na biodigestão o projeto do sistema deve contemplar algumas etapas iniciais que são obrigatórias (Figura 2.11). É imperativo que se tenha os valores médios e os desvios dos parâmetros essenciais para o dimensionamento do sistema de biodigestão: vazão horária de vinhaça produzida, temperatura, pH, DBO, DQO, conteúdo de sólidos totais e características físico-químicas.

Segundo Dias (2007) caso se esteja utilizando um reator do tipo UASB e a carga orgânica calculada for maior que 10.000 mg/l deve-se adicionar outros efluentes da destilaria para diluir a vinhaça (água de lavagem da cana, flegmaça, esgoto, água dos condensadores barométricos), ou então deve-se empregar um reator de circulação interna, o qual trabalha com elevada taxa de aplicação (20.000 a 40.000 mg/l).

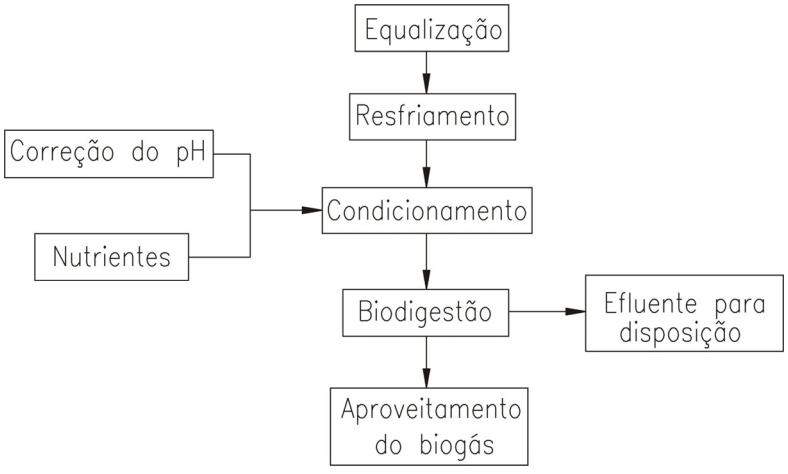



Figura 2.11 – Etapas necessárias para biodigestão anaeróbica da vinhaça.

A carga orgânica total é calculada como:

$$CO = Q_{vi} \cdot DQO \tag{2.2}$$

A vinhaça é constantemente recirculada no tanque de equalização através de uma bomba externa acoplada a um sistema distribuidor, denominado ejeto-misturador. A recirculação é necessária para uma melhor homogeneização do substrato. O tanque de equalização deve ser cilíndrico e vertical, construído de concreto impermeabilizado internamente para evitar corrosão. O tanque deve ter uma capacidade de armazenamento de no mínimo igual a 2,5 vezes a vazão horária de vinhaça produzida pela usina. A relação entre o diâmetro e a altura do tanque deve se situar próxima de 1,5. Geralmente, se projeta somente um tanque para atender toda a demanda de vinhaça da usina, pois esse é um elemento que não sofre interrupções durante a operação da planta (Dedini, 2004).

Atingido o tempo residual de permanência no tanque de equalização, a vinhaça deve ser resfriada antes de ser enviada a próxima fase. A temperatura da vinhaça registrada no tanque de equalização se situa em torno de 75 a 85ºC, portanto ela deverá passar por um trocador de calor, que será projetado para operar com esses gradientes de temperatura. A superfície de troca de calor deve ser grande o suficiente para atender os parâmetros de vazão e de gradientes de temperatura. O projeto de trocadores de calor envolve a utilização de algumas equações empíricas complexas. As informações para o dimensionamento do trocador de calor podem ser encontradas em Kakaç e Liu (2002).

No condicionamento se realiza a correção do pH e o fornecimento de nutrientes necessários para a biodigestão, baseados na caracterização físico-química da vinhaça. Para neutralização do pH pode se utilizar uma substância alcalina, como por exemplo, NaOH a 50% de concentração. Deve-se examinar o coeficiente de produção celular do substrato para definição da quantidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo) que devem ser fornecidos. O tanque de condicionamento deve ser cilíndrico e vertical, construído de concreto impermeabilizado internamente para evitar corrosão. O tanque deve ter uma capacidade de armazenamento igual à dos reatores anaeróbios. A relação entre o diâmetro e a altura do tanque deve se situar entre 2,0 e 2,5. São projetados diversos reatores anaeróbios para atender o TRH necessário. Assume-se uma taxa de aplicação, de acordo com o tipo de reator empregado e calcula-se o volume total de todos os reatores, da seguinte forma (Dedini, 2004):

$$VR = \frac{CO}{TAS} \tag{2.3}$$

Os parâmetros de projeto de reatores UASB e IC podem ser encontrados na Tabela 2.6. A vazão de biogás produzido pode ser calculada pela Equação 2.4. O valor do fator de conversão de DQO em biogás pode variar de 0,35 a 0,55 (m³ de biogás/kg de $DQO_{removido}$). O conteúdo de metano no biogás produzido pode oscilar entre 60 e 65%, o teor de $CO_2$ varia entre 32 a 39% e o conteúdo de $H_2S$ oscila entre 1 e 3%. Os reatores devem ser cilíndricos e verticais, construídos internamente de aço inox, revestidos na parte externa com epóxi e aço carbono. Ao alcançar o TRH o biogás será coletado na parte superior do reator e encaminhado para um gasômetro pressurizador de aço inox e o efluente resultante da biodigestão deve ser encaminhado para um pós-tratamento ou disposição final (Dedini, 2004).

$$Q_{bio} = \frac{CO \cdot \varepsilon \cdot \theta}{24} \tag{2.4}$$

Tabela 2.6 – Parâmetros de projeto de reatores anaeróbicos UASB e IC (Dias, 2007).

| Parâmetro | Unidade | UASB | IC |
|---|---|---|---|
| Lodo anaeróbio | – | Ativo, concentrado | granulado |
| Separador S/L/G | – | Alta retenção de biomassa | 2 estágios |
| Altura do reator | m | 4,5 – 6,5 | 16,0 – 30,0 |
| Atividade do lodo | kg DQO/kg SSV.dia | 0,5 | 1,0 |
| Taxa de aplicação | kg DQO/m·dia | 6,0 – 10,0 | 20,0 – 40,0 |
| Tempo de retenção hidráulica | h | 6,0 – 18,0 | 2,0 – 3,0 |
| Velocidade do líquido | m/h | 0,5 – 1,0 | 5,0 – 10,0 |
| Velocidade do biogás | m/h | 0,5 – 0,9 | 7,0 – 12,0 |
| Eficiência de remoção da DQO | % | 60 – 80 | 60 – 80 |
| Eficiência de remoção da DBO | % | 70 – 90 | 70 – 90 |

## 2.4 CONCENTRAÇÃO DA VINHAÇA

### 2.4.1 Conceituação sobre os sistemas de concentração

Um conceito muito importante aplicável a concentração em geral é a concentração de sólidos solúveis em uma solução expressos pelos graus Brix. Os graus Brix medem o quociente total de sólidos solúveis, constituídos basicamente por açúcares (sacarose, frutose, glucose, etc.), dissolvidos em um líquido, por exemplo, uma solução de 25 ºBx tem 25 g de sólidos solúveis em 100 g de líquido, ou então é possível afirmar que esta solução tem 25 g de sólidos solúveis e 75 g de água em 100 g de solução. Os graus Brix são medidos por um sacarímetro ou em um refratômetro e a forma correta de expressar este parâmetro é indicar os graus Brix correspondentes (º Bx) ou então através de porcentagem de peso (% peso/peso).

Segundo Freire e Cortez (2000) a idéia da concentração da vinhaça advém da concepção da concentração do caldo misto para fabricação de açúcar. O objetivo da concentração da vinhaça é a extração do excesso de água sem perda do material sólido dissolvido. Este processo resulta em uma considerável redução do volume de vinhaça produzido pela usina.

Segundo Camargo (1990) a concentração da vinhaça pode ser realizada pelo processo de evaporação em múltiplo efeito, tendo como alternativas a recompressão mecânica de vapor, a centrifugação e a osmose reversa. A concentração além de reduzir o volume de vinhaça que deve ser disposto pela usina pode originar subprodutos interessantes sob o ponto de vista econômico. Quando concentrada até 60% de sólidos totais a vinhaça pode ser empregada como fertilizante, como complemento para ração animal ou então pode ser incinerada para geração de vapor e recuperação econômica das cinzas, usadas como fertilizante.

Em escala industrial a evaporação e a cristalização são os principais processos usados para recuperar os sólidos dissolvidos de soluções. Se o objetivo for concentrar a vinhaça para reduzir o volume visando diminuir os custos de transporte é possível utilizar outros sistemas de separação por membranas, como a osmose reversa, a micro e ultrafiltragem, os quais são usados para filtragem de sólidos dissolvidos em certas aplicações comerciais (Tabela 2.7). Quando se eleva o teor de sólidos até 10º Brix o volume se reduz próximo da metade, por isso o processo de elevação do teor de sólidos de 3 ou 4º Brix até 10º Brix pode se tornar viável, caso forem desenvolvidas membranas especiais adaptadas a vinhaça. Isto pode definir a eficiência energética do processo de uso da vinhaça concentrada como combustível (Freire e Cortez, 2000).

Tabela 2.7 – Processo de filtragem por membranas (Coulson e Richardson, 1994).

| Processo | Faixa de tamanho aproximada (m) | Exemplos |
|---|---|---|
| Microfiltração | $10^{-8}$ a $10^{-4}$ | Pólen, células de sangue, bactérias, etc |
| Ultrafiltração | $10^{-9}$ a $10^{-8}$ | Albumina, vitamina B12, etc. |
| Osmose reversa | $10^{-10}$ a $10^{-9}$ | Íons, $Na^{+}$, $Cl^{-}$, etc. |

Segundo Coulson e Richardson (1994) a evaporação é normalmente usada como procedimento para se obter um líquido concentrado, freqüentemente antes da cristalização, mas nesse processo pode-se obter um produto sólido e seco através de alguns arranjos específicos. Os sistemas de evaporação são classificados pelo tipo de categoria operacional (recirculação, passagem simples e passagem simples com modelo especial) e tipo do evaporador (calandra, circulação forçada, película ascendente (*rising film*), película descendente (*falling film*), termo sifão, película agitada, tubo longo e de placas).

A seleção apropriada do tipo de evaporador para aplicação particular dependerá dos seguintes fatores: a taxa de transferência requerida; a viscosidade da alimentação e aumento da viscosidade durante a evaporação; a natureza do produto requerido sólido, pasta fluida, ou solução concentrada; se os materiais são incrustantes ou não; se a solução é possivelmente espumante e se o aquecimento direto pode ser usado (Cheremisinoff, 2000).

A Figura 2.12 mostra o procedimento para seleção do tipo de evaporador e a categoria de operação adequada. Ao longo dos anos e através de sucessivos testes os evaporadores que mostraram melhores resultados para a concentração de vinhaça foram os evaporadores de película descendente, os quais são uma versão dos evaporadores de tubo longo. A versão dos evaporadores de tubo longo de película descendente elimina o problema associado com a carga hidrostática. O líquido é alimentado no topo do tubo e flui pelas paredes como um filme. Este tipo de evaporador requer que as diferenças de temperaturas sejam relativamente baixas. Vapor e líquido são usualmente separados na parte inferior dos tubos. Algumas vezes é permitido fluir o vapor acima do contador de líquido. A queda de pressão é baixa e a elevação do ponto de ebulição é mínima. As taxas de transferência de calor são altas até mesmo a baixas diferenças de temperatura (Coulson e Richardson, 1994).

O evaporador de película fina é extensamente usado para concentrar produtos sensíveis ao calor porque o tempo de residência é baixo, também podem ser usados em serviços nos quais exista incrustação porque a ebulição ocorre sobre a superfície do filme e qualquer sal resultante do processo de vaporização é eliminado, não depositando-se na superfície do tubo.

Eles também podem ser ajustados para operarem com fluidos viscosos e as suas unidades podem ser facilmente encaixadas. A Figura 2.13 mostra um evaporador de película descendente (Cheremisinoff, 2000).

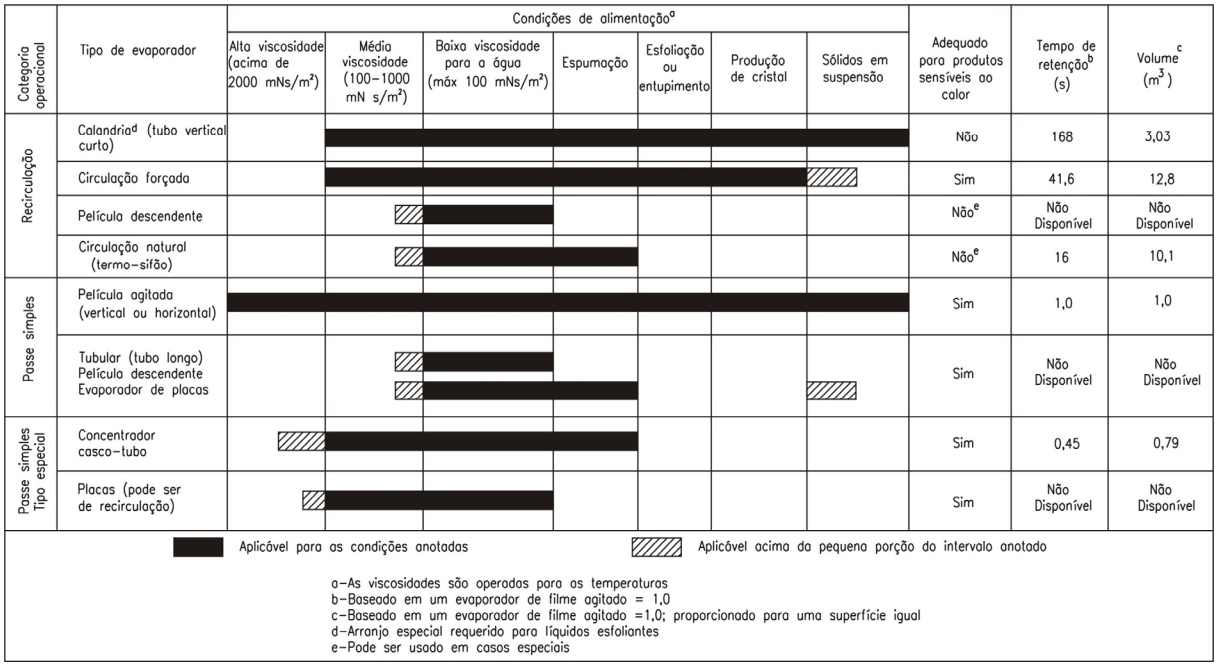



Figura 2.12 – Procedimento para seleção do tipo de evaporador e categoria de operação (Coulson e Richardson, 1994).

O principal problema associado com os evaporadores de película fina é a necessidade de distribuir o líquido uniformemente em todos os tubos. Todos os tubos precisam possuir uma vazão uniforme, e isto pode requerer recirculação do líquido, a menos que a razão de alimentação da evaporação seja relativamente elevada. A recirculação pode somente ser realizada através de bombeamento, portanto o consumo de energia elétrica se torna elevado. A distribuição pode ser realizada com distribuidores para os tubos individuais, com placa de orifícios sobre os tubos, ou por spray (Coulson e Richardson, 1994).

Segundo Freire e Cortez (2000) a evaporação da água contida na vinhaça é feita utilizando-se evaporadores de múltiplos efeitos. O número de efeitos pode variar de 4 a 7, mas em geral são utilizados 4 ou 5 efeitos. Quanto mais cara a energia, mais se justifica um maior número de efeitos. Um aspecto que merece ser analisado é quanto ao elevado custo deste sistema e também a excessiva complexidade de operação.

De acordo com Moura e Albers (2007) ao se projetar uma planta de concentração de vinhaça através de evaporação por múltiplos efeitos, alguns itens essenciais para o

dimensionamento do sistema precisam ser considerados. A planta de concentração, como qualquer outra unidade industrial, precisa de utilidades como vapor (escape ou vegetal), água, energia elétrica, e $HNO_3$ e NaOH para limpeza dos evaporadores. O investimento inicial é elevado, pois todo material em contato direto com a vinhaça durante a evaporação deve ser constituído de aço inox, por isso quanto menos efeitos forem utilizados, menor será o custo de investimento inicial (Moura e Albers, 2007).

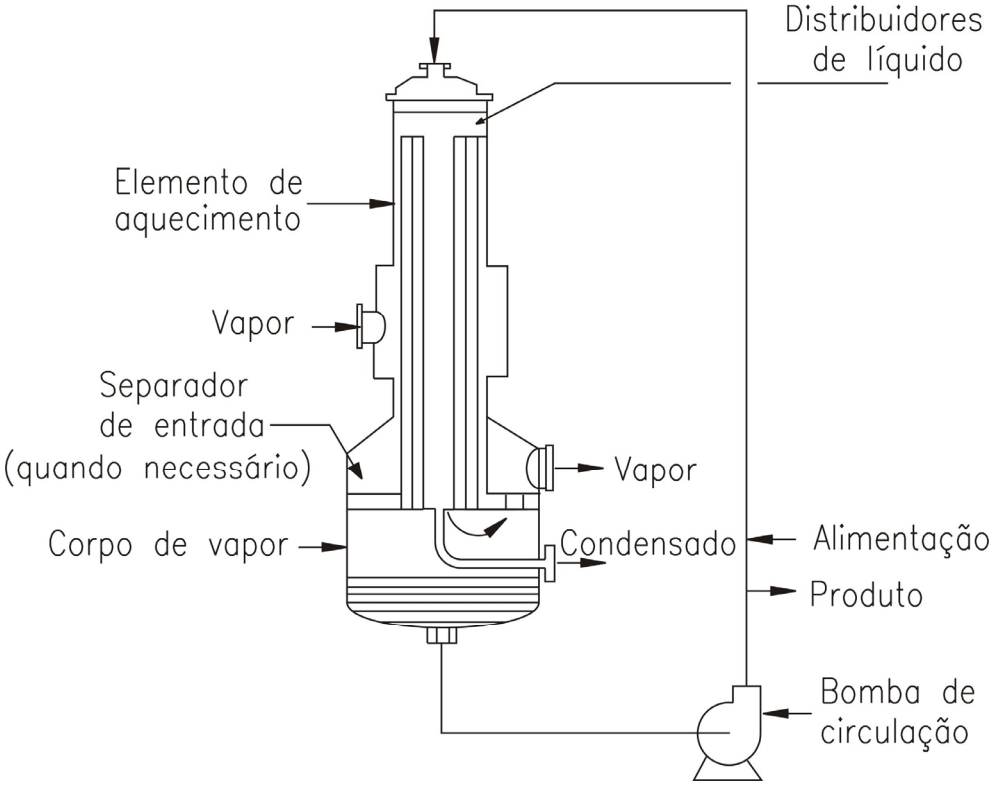



Figura 2.13 – Evaporador de película descendente (Coulson e Richardson, 1994).

A concentração da vinhaça a 60º Brix requer o uso de equipamentos especiais para sua distribuição no campo, o que encarece o sistema como um todo. O investimento inicial só será reduzido se a quantidade de vapor disponível for maior, assim será possível reduzir o número de efeitos. Entretanto, se durante a execução do balanço térmico da usina for constatado que não se dispõe de vapor suficiente para concentração é necessário aumentar o número de efeitos, aumentando o investimento inicial. A água também é importante no processo de evaporação, porque a quantidade de água de recirculação da torre depende do número de efeitos, quanto menor o número de efeitos, maior será a quantidade de água de recirculação utilizada. O mesmo ocorre com a energia elétrica, se a quantidade de energia elétrica disponível for reduzida, devem ser empregados evaporadores de película fina nos primeiros

efeitos, contudo estes irão ocasionar um maior consumo de insumos para limpeza CIP e maior mão-de-obra. Se por ventura a quantidade de energia elétrica disponível for maior, a utilização de evaporadores de expansão em todos os efeitos é recomendada, dessa forma a planta irá parar menos para realização de limpeza e os gastos com insumos de limpeza CIP serão menores (Albers, 2007).

Os evaporadores de múltiplo efeito num sistema de concentração são dispostos em série, sendo a vinhaça parcialmente concentrada em cada um deles e o vapor resultante de cada efeito é empregado como meio de aquecimento do efeito seguinte. A alimentação da vinhaça diluída é realizada automaticamente em função do Brix de saída. Na concentração de vinhaça através de evaporação os evaporadores do tipo película fina apresentam economia de energia elétrica, entretanto esses evaporadores suportam um teor de sólidos até no máximo de 25°Brix para não haver incrustação. Estes evaporadores requerem um sistema de hidrociclones para remoção do lodo, o que ocasiona limpezas mais freqüentes. A concentração também pode ser realizada através de evaporadores de expansão que minimizam a formação de incrustação devido a maior recirculação, por isso a limpeza do sistema é menos freqüente, todavia o consumo de energia elétrica na recirculação é mais elevado Albers (2007). A Tabela 2.8 apresenta as características físico-químicas da vinhaça concentrada em função do teor de sólidos.

Tabela 2.8 – Composição físico-química da vinhaça concentrada em função do teor de sólidos (Moura e Albers, 2007).

| Parâmetro | Unidade | In natura 4% Brix | Brix 35% | Brix 65% |
|---|---|---|---|---|
| pH | – | 4,4 – 4,6 | 4,6 – 5,0 | 4,6 – 5,0 |
| DBO | mg/l | 19.800 | 173.250 | 321.750 |
| DQO | mg/l | 45.000 | 393.750 | 731.250 |
| Sólidos totais | mg/l | 52.700 | 461.125 | 856.375 |
| Sólidos solúveis | mg/l | 40.000 | 350.000 | 650.000 |
| Sólidos insolúveis | mg/l | 12.700 | 111.125 | 206.375 |
| Nitrogênio | mg/l | 480 – 710 | 4.200 – 6.213 | 7.800 – 11.538 |
| Fósforo | mg/l | 9 – 200 | 79 – 1.750 | 146 – 3.250 |
| Potássio | mg/l | 3.340 – 4.600 | 29.225 – 40.250 | 146 – 3.250 |
| Cálcio | mg/l | 1.330 – 4.570 | 11.638 – 39.988 | 54.275 – 74.750 |
| Magnésio | mg/l | 580 – 700 | 5.075 – 6.125 | 21.613 – 74.263 |
| Sulfato | mg/l | 3.700 – 3.730 | 32.375 – 32.637 | 60.125 – 60.612 |

### 2.4.2 Exemplo de aplicação da concentração de vinhaça no Brasil

A única planta de concentração de vinhaça em operação no Brasil atualmente está localizada na Usina Santa Eliza em Sertãozinho. Esta planta foi projetada para um volume de 120.000 litros de etanol por dia. Na época o mosto utilizado para fermentação era o melaço, o projeto da concentração foi elaborado para uma vazão de vinhaça igual a 70,00 m³/h com 6% de sólidos, concentrando-a até 60° Brix. Essa unidade entrou em operação em 1978 e ainda se encontra em operação, porém concentrando a vinhaça a um teor de sólidos mais reduzido, operando com uma vazão maior do que a de projeto. Esta planta é útil porque beneficia a usina com a redução no custo de transporte de vinhaça para as áreas mais afastadas e, além disso, a vinhaça concentrada possibilita flexibilidade na dosagem aplicada ao solo que é realizada conforme as características desejadas para determinado solo ou variedade (Biase, 2007).

Segundo Biase (2007) na época de instalação a planta de concentração operava com evaporadores de 4 efeitos com recompressão auxiliar de vapor a 8 kgf/cm$^2$, resultando em um balanço similar a um quíntuplo efeito, com um consumo de 13 t/h de vapor direto. O condensador barométrico instalado no final do circuito possui uma bomba de vácuo, e os vapores que deveriam ser condensados no último efeito entravam em contato direto com a água utilizada, o que causava alguns problemas devido a contaminação da água das torres de resfriamento. Esse problema foi resolvido utilizando-se no condensador a água decantada do sistema de lavagem de cana, com uma vazão de 450 m³/h. O consumo de energia elétrica na planta é de 400 kWh, para a produção final de 5 m³/h de vinhaça concentrada, ou 7 t/h do produto concentrado com densidade aproximada de 1.400 kg/m$^3$. A planta de concentração de vinhaça da usina Santa Eliza é apresentada na Figura 2.14.

Os evaporadores do primeiro ao terceiro efeito são do tipo película fina de fluxo descendente e possuem um controle automático de fluxo para injeção rápida de água quente para lavagem dos tubos em caso de falta de líquido, como nos casos de falta de energia elétrica e parada das bombas mecânicas ou de entupimento das tubulações. O trocador de calor do último efeito é do tipo recirculação forçada, ou "*flash*", para possibilitar a operação no estágio final de concentração de 45° a 60° Brix, a fase onde, naturalmente, ocorrem os maiores problemas de incrustações. A limpeza química é realizada com $HNO_3$ a 3% (Biase, 2007).



(a) (b)

Figura 2.14 – Planta de concentração de vinhaça da Usina Santa Eliza. (a) Evaporadores de múltiplo-efeito. (b) Tanque de ácido para limpeza e o condensador barométrico (Biase, 2007).

Segundo Biase (2007) a planta de concentração da Santa Eliza não foi projetada para concentrar toda a vinhaça produzida e sim somente a quantidade da vinhaça que era levada por caminhão para regiões mais distantes. Na época de instalação da planta a utilização da vinhaça como fertilizante através do transporte de caminhões era inviável, já que ela apresentava um alto consumo energético, assim esta planta só foi viabilizada alguns anos depois, com a implantação do sistema de cogeração. Atualmente, toda a vinhaça concentrada é aplicada no solo para fertilização da cana-de-açúcar através de caminhões, conforme ilustrado na Figura 2.15. Na Tabela 2.9 é apresentado um balanço das áreas fertirrigadas pela usina Santa Eliza desde a safra de 00/01 até a safra 05/06 e na Tabela 2.10 apresenta-se a caracterização química da vinhaça concentrada da usina Santa Eliza.

Atualmente, a Dedini Indústria de Base é a detentora da licença da Vogelbusch para a fabricação de equipamentos de concentração de vinhaça para toda a América Latina. Em 2005 a Dedini em um consórcio formado pela Siemens e a projetista Chemtech, negociou com a PDVSA uma planta completa de destilação de etanol e concentração de vinhaça integrada com capacidade de 8,5 milhões de litros de álcool anuais, a partir de melaço. Na Venezuela é proibido aplicar vinhaça in natura no solo.

No futuro as legislações irão estabelecer limites mais rígidos em relação à aplicação de vinhaça no solo, similarmente como ocorreu com a publicação da norma P4.231 (CETESB, 2005), por isso, as destilarias serão obrigadas a reduzir os volumes de vinhaça produzidos.

Além disso, será necessário que os processos associados à sua disposição como armazenamento, transporte e distribuição sejam menos onerosos. Tecnologias de redução do volume de vinhaça devem ser previstas para aumentar a distância de transporte, mas nesse caso se esbarra em uma questão muito importante, a quantidade de água fornecida à planta.




Figura 2.15 – Aplicação da vinhaça concentrada na cana-de-açúcar na usina Santa Eliza (Albers, 2007).

Tabela 2.9 – Áreas fertirrigadas e área total cultivada na usina Santa Eliza desde a safra 00/01 até a safra 05/06 (Albers, 2007).

| Tipo de aplicação | Unidade | 00/01 | 01/02 | 02/03 | 03/04 | 04/05 | 05/06 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Vinhaça + água | ha | 5.160 | 6.832 | 9.130 | 8.181 | 9.413 | 10.397 |
| Vinhaça caminhão | ha | 8.740 | 10.478 | 12.920 | 12.398 | 9.626 | 11.680 |
| Vinhaça canal | ha | 2.675 | 2.745 | 2.715 | 2.703 | 2.688 | 2.162 |
| Vinhaça concentrada | ha | 770 | 1.045 | 1.242 | 1.712 | 2.573 | 2.837 |
| TOTAL | ha | 17.345 | 21.100 | 26.007 | 24.994 | 24.300 | 27.076 |
| Área total cultivada | ha | 44.677 | 44.345 | 42.663 | 40.722 | 39.789 | 39.533 |
| Porcentagem da área fertirrigada | % | 38,8 | 47,6 | 61,0 | 61,4 | 61,1 | 68,5 |

Tabela 2.10 – Composição química da vinhaça concentrada na Usina Santa Eliza em 2004 (Albers, 2007).

| Parâmetro | Fórmula | Unidade | Vinhaça in natura | Vinhaça concentrada |
|---|---|---|---|---|
| Potássio | $K_2O$ | $kg/m^3$ | 4,79 | 44,81 |
| Fósforo | $P_2O_5$ | $kg/m^3$ | 0,23 | 4,18 |
| Cálcio | CaO | $kg/m^3$ | 1,21 | 12,37 |
| Magnésio | MgO | $kg/m^3$ | 0,39 | 3,07 |
| Matéria orgânica | – | $kg/m^3$ | 7,65 | 66,78 |
| Nitrogênio total | N | $kg/m^3$ | 0,78 | 8,49 |

### 2.4.3 Critérios de projeto de um sistema de concentração de vinhaça

As informações apresentadas nesta seção foram extraídas de (Coulson e Richardson, 1994). A equação para transferência de calor para um sistema de evaporação é representada por:

$$QH = UA\Delta T \tag{2.5}$$

Aplicando a Equação (2.5) pode haver dificuldade em se definir o valor correto para a diferença de temperatura devido ao APE. Por exemplo, para pressão atmosférica (101,3 kN/m²) 25% da solução de NaCl é aquecida a 381 K e apresenta um APE de 8 K. Se for usado vapor para concentrar a solução de sal a diferença global de temperatura não poderia ser de 16 K (389–373), mas sim 8 K (389–381). Algumas soluções usualmente requerem mais calor para vaporizar uma unidade de massa de água, de tal forma que a redução na capacidade de uma unidade poderia ser considerável (Coulson e Richardson, 1994).

Se a água é evaporada em um evaporador sob uma dada pressão, então a temperatura do líquido pode ser determinada através de tabelas de vapor, e a diferença de temperatura é prontamente calculada. A mesma pressão, uma solução tem um ponto de ebulição maior do que aquele da água, e a diferença entre seu ponto de ebulição e aquele da água representa a APE. Se o ponto de evaporação da solução é traçado em função do ponto de ebulição da água, para a mesma pressão, obtém-se uma linha reta, tal como mostrado na Figura 2.16. Assim, se

a pressão é fixa o ponto de ebulição da água é encontrado através de tabelas de vapor, e o ponto de ebulição da solução é encontrado através da Figura 2.16.

O evaporador de simples efeito usa mais de 1 kg de vapor para evaporar 1 kg de água. Três métodos têm sido introduzidos, os quais permitem a melhoria do desempenho do processo de evaporação, ou pela redução direta no consumo de vapor, ou pelo uso eficaz de energia, melhorando a planta na sua totalidade: evaporadores de múltiplos efeitos, recompressão térmica do vapor, evaporação a baixas temperaturas usando um ciclo de bomba de calor.

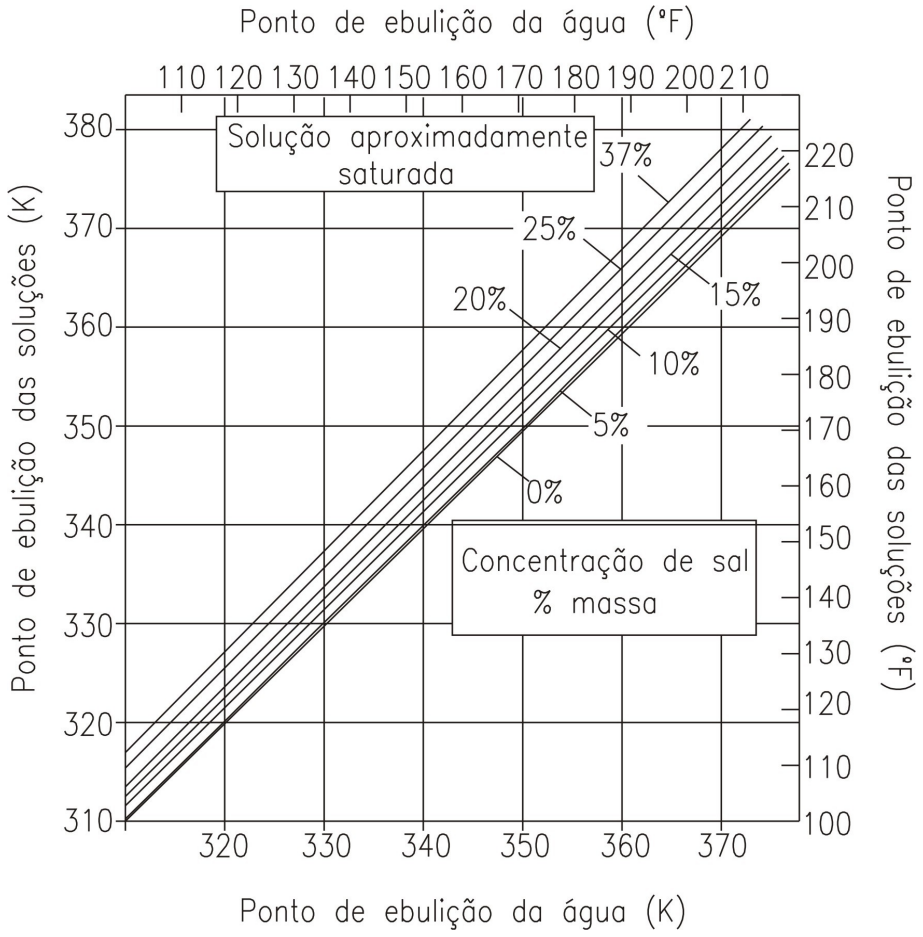



Figura 2.16 – Ponto de evaporação de soluções de cloreto de sódio como uma função do ponto de evaporação da água (Coulson e Richardson, 1994).

Para os três evaporadores incluídos na Figura 2.17, na qual as temperaturas e pressões são respectivamente $T_1$, $T_2$, $T_3$, e $P_1$, $P_2$, $P_3$, em cada unidade, se a solução não tem nenhuma APE., então o calor transmitido por unidade de tempo através de cada efeito é fornecido por:

1º Efeito: $QH_1 = U_1 A_1 \Delta T_1$ Onde: $\Delta T_1 = (T_0 - T_1)$ (2.6)

2º Efeito: $QH_2 = U_2 A_2 \Delta T_2$ Onde: $\Delta T_2 = (T_1 - T_2)$ (2.7)

3º Efeito: $QH_3 = U_3 A_3 \Delta T_3$ Onde: $\Delta T_3 = (T_2 - T_1)$ (2.8)

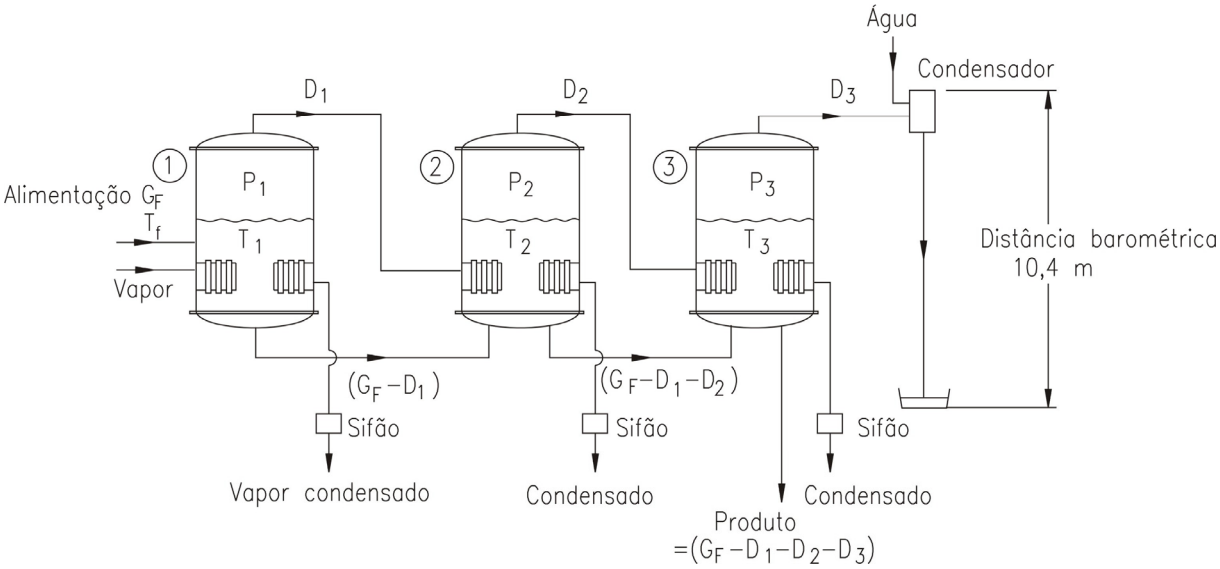



Figura 2.17 – Arranjo de um evaporador de triplo efeito (Coulson e Richardson, 1994).

Negligenciando o calor requerido para aquecer a alimentação de $T_f$ a $T_1$, o calor $QH_1$ transferido através de $A_1$ aparece como o calor latente no vapor no diâmetro $D_1$, e é usado como vapor no segundo efeito, de tal forma que é possível escrever:

$$QH_1 = QH_2 = QH_3 \tag{2.9}$$

$$U_1 A_1 \Delta T_1 = U_2 A_2 \Delta T_2 = U_3 A_3 \Delta T_3 \tag{2.10}$$

Se, os efeitos individuais são idênticos, $A_1 = A_2 = A_3$, tal como comumente ocorre na prática, então:

$$U_1 \Delta T_1 = U_2 \Delta T_2 = U_3 \Delta T_3 \tag{2.11}$$

Segundo Coulson e Richardson (1994) a diferença na temperatura em de cada efeito é inversamente proporcional ao coeficiente de calor transferido. O calor latente requerido para evaporar 1 kg de água em 1 na Figura 2.17 é aproximadamente igual ao calor obtido na condensação de 1 kg de vapor em $T_0$. Assim 1 kg de vapor alimentado em 1 na Figura 2.17 evapora 1 kg de água no ponto 1.

Novamente, 1 kg de vapor injetado no ponto 1 evapora aproximadamente 1 kg de vapor no ponto 2. Então, em um sistema de *N* efeitos, 1 kg de vapor alimentado ao primeiro efeito irá evaporar em todos os outros efeitos *N* kg de líquido. Isto fornece uma boa aproximação, embora mostre que uma das grandes vantagens de um sistema de múltiplo-efeito é que é possível obter uma maior evaporação por quilograma de vapor do que em uma unidade de simples efeito. A economia do sistema, medida pelos quilogramas de água vaporizados por quilograma de vapor condensado, aumenta com o número de efeitos. A água evaporada em cada efeito é proporcional a *QH*, desde que o calor latente seja aproximadamente constante. Assim a capacidade total é fornecida por:

$$QH = QH_1 + QH_2 + QH_3 \tag{2.12}$$

$$QH = U_1 A_1 \Delta T_1 + U_2 A_2 \Delta T_2 + U_3 A_3 \Delta T_3 \tag{2.13}$$

Se a média do valor dos coeficientes $U_{med}$ é tomado tem-se:

$$QH = U_{med} \left( \Delta T_1 + \Delta T_2 + \Delta T_3 \right) A \tag{2.14}$$

Assumindo a área de troca de calor de cada efeito como a mesma. Um evaporador de simples efeito operando com a diferença de temperatura $\Sigma \Delta T$, com este coeficiente médio $U_{med}$, deveria, entretanto ter a mesma capacidade $QH = U_{med} A \Sigma \Delta T$. Então, vê-se que a capacidade de um sistema de múltiplo-efeito é a mesma que aquela de um único efeito, operando com a mesma diferença de temperatura total, e tendo uma área $A$ igual àquela de uma unidade de múltiplo-efeito. A valorização do sistema de múltiplo-efeito é que um melhor uso do vapor é realizado, embora o sistema tenha um custo de capital bastante elevado pelo aumento do número de unidades e de acessórios (Coulson e Richardson, 1994).

## 2.5 COMBUSTÃO DA VINHAÇA

A combustão ou incineração da vinhaça é uma tecnologia que permite uma disposição quase completa e eliminação definitiva do potencial poluidor da vinhaça. A incineração da vinhaça concentrada entre 60 e 70º Brix deve ser realizada em combustores especiais. No processo de incineração são obtidas cinzas potássicas de uso fertilizante, e gera-se energia na forma de vapor de o processo ou para geração de eletricidade. Além disso, elimina-se completamente a DBO do efluente. A temperatura de combustão deve ser rigorosamente mantida, já que um sobreaquecimento pode provocar a fusão das cinzas, obtendo-se um material vítreo insolúvel, sem valor fertilizante. Apesar da idéia de combustão da vinhaça ser excelente, porque elimina o potencial poluidor, ela será adotada a longo prazo. Assim, até hoje foram realizadas poucas pesquisas envolvendo a combustão da vinhaça.

Freire e Cortez (2000) ratificam esta afirmação relatando que na literatura encontram-se poucos trabalhos envolvendo a combustão de vinhaça de cana-de-açúcar. Os autores citam os trabalhos de Nilsson (1981), Spruytenburg (1982) e Cortez e Brossard (1997) que trabalharam com vinhaça concentrada sem aditivos, e com a queima de misturas de vinhaça concentrada e óleo diesel ou óleo combustível.

A única planta de combustão de vinhaça de que se tem notícia foi instalada na Tailândia pela destilaria Bangyikhan em 1986 e operou por 12 anos, até 1998. A planta de concentração foi projetada pela Vogelbusch e a caldeira de combustão foi projetada pela empresa holandesa NEM. A capacidade da planta era de 6 t/h de vinhaça concentrada, enquanto seriam produzidos 15 t/h de vapor saturado. A Figura 2.18 ilustra a planta de concentração de vinhaça da destilaria Bangyikhan.




Figura 2.18 – Planta de combustão da vinhaça da destilaria Bangyikhan (NEM, 2007).

### 2.5.1 Conceituação sobre a combustão de vinhaça

Quando o combustível possui um poder calorífico elevado a queima ocorre sem problemas, entretanto quando o combustível possui um reduzido poder calorífico a combustão é complicada. A vinhaça contém elevada quantidade de água, por isso o seu poder calorífico é bastante reduzido, o que torna a sua combustão *in natura* impossível. Portanto, é necessário aumentar a sua viscosidade até que seja atingido um teor de sólidos suficiente para viabilização da queima.

O grande problema da incineração da vinhaça é a determinação do teor de sólidos, que torna a combustão economicamente viável. Trata-se de um problema técnico-econômico que considera o balanço entre o consumo de energia para a concentração (vapor) e a energia produzida pela incineração. Além disso, devem-se atingir os parâmetros adequados para a combustão da biomassa (poder calorífico e viscosidade). Os testes realizados até hoje permitem considerar que a partir de 60% de sólidos a vinhaça já possui um poder calorífico suficiente para a queima. Esta concentração de sólidos é considerada ideal porque proporciona

uma viscosidade adequada para sua atomização em queimadores convencionais, além disso, a quantidade de energia empregada na sua evaporação poderia ser totalmente suprida através da geração de vapor na caldeira.

Segundo NEM (2007) a atomização é a técnica mais difundida para a queima de combustíveis líquidos que possuem elevado poder calorífico e uniformidade nas propriedades físico-químicas ao longo do tempo. Por outro lado, as características físico-químicas da vinhaça concentrada são bastante variáveis, o que torna a chama instável e dificulta muito a atomização. Portanto, antes da atomização é necessário preaquecer a vinhaça para redução da viscosidade e assegurar uma melhor nebulização e um melhor contato com o oxigênio do ar de combustão.

Na Tabela 2.11 são apresentados os resultados obtidos por Avram *et al.* (2006) para composição elementar, teor de água, cinzas e poderes caloríficos superior e inferior para uma vinhaça proveniente de mosto misto. Os valores apresentados na Tabela 2.11 representam uma vinhaça específica, portanto como existe uma grande variação entre as vinhaças produzidas nas destilarias brasileiras, os valores encontrados poderão diferir dos apresentados. Quando se utilizar misturas de vinhaça com combustíveis o poder calorífico e a viscosidade dependerão do teor de sólidos contidos na vinhaça e da proporção entre os constituintes.

Tabela 2.11 – Parâmetros da vinhaça concentrada (Avram *et al.*, 2006).

| Parâmetros | Unidade | Vinhaça livre de cinza seca | Vinhaça seca | Vinhaça em forma de combustível líquido |
|---|---|---|---|---|
| Carbono | % peso | 41,19 | 32,85 | 21,36 |
| Hidrogênio | % peso | 6,47 | 5,16 | 3,35 |
| Enxofre | % peso | 1,60 | 1,28 | 0,83 |
| Oxigênio | % peso | 48,30 | 38,52 | 25,04 |
| Nitrogênio | % peso | 2,44 | 1,95 | 1,26 |
| Cinzas | % peso | – | 20,24 | 13,16 |
| Água | % peso | – | – | 35,00 |
| PCS | kJ/kg | 16.971 | 13.534 | 8.797 |
| PCI | kJ/kg | 15.515 | 12.373 | 7.167 |

Segundo Freire e Cortez (2000) outra forma de queimar a vinhaça é através da tecnologia de leito fluidizado. Esta tecnologia se baseia fundamentalmente na circulação de

sólidos juntamente com o fluido, impedindo a existência de gradientes de temperatura, de pontos muito ativos ou de regiões estagnadas no leito, proporcionando também um maior contato superficial entre sólido e fluido, favorecendo a transferência de massa e calor. Contudo, a tecnologia de leito fluidizado não obteve êxito na incineração de vinhaça porque as suas propriedades críticas dificultaram muito a queima, juntamente com elevado custo da planta. Outro item importante relacionado a combustão da vinhaça é a sua caracterização como combustível que envolve a determinação do poder calorífico e quantidade de carbono.

### 2.5.2 Descrição técnica de um sistema de combustão de vinhaça

O processo de incineração da vinhaça numa caldeira através de atomização, com geração de energia corresponde ao descrito por NEM (2007) e consiste nas seguintes etapas:

**a) Preparação da vinhaça**

A vinhaça produzida pela destilaria contém aproximadamente de 3 a 5% de sólidos. Com o objetivo de alcançar um valor mínimo requerido para a combustão estável, a vinhaça deve ser concentrada até 65% de sólidos secos em estágios seguidos de evaporação. Logo em seguida a vinhaça é depositada temporariamente em um tanque de armazenamento para assegurar o fornecimento contínuo à planta de incineração. Antes de ser conduzida a atomização a vinhaça deve ser preaquecida a 90º C para diminuição da sua viscosidade. A Figura 2.19 mostra uma vinhaça concentrada até 55% de sólidos totais.



Figura 2.19 – Vinhaça concentrada a 55% de sólidos (Briceño, 2005).

**b) Incineração**

A vinhaça preaquecida é injetada na caldeira por bombeamento em alta pressão. A atomização é realizada com vapor em um queimador e a ignição ocorre na câmara de combustão vertical. O ar de combustão é alimentado tangencialmente na câmara de combustão, onde observa-se um escoamento rotativo. Isto é benéfico ao processo por duas razões: assegura um tempo de residência maior das gotículas de vinhaça nebulizada na câmara de combustão, sendo essencial para evaporação do teor residual de água contido na vinhaça, e o escoamento giratório verificado na câmara de combustão irá contribuir para a separação inicial de cinzas do fluxo de gás da câmara. Isto é causado pelas forças centrífugas que atuam nas partículas, formando um diferencial de pressão, acima da seção de interseção com o fluxo do gás de exaustão. A Figura 2.20 apresenta um queimador desenvolvido para queima conjunta de gás natural e vinhaça concentrada, proposto pela Saacke.

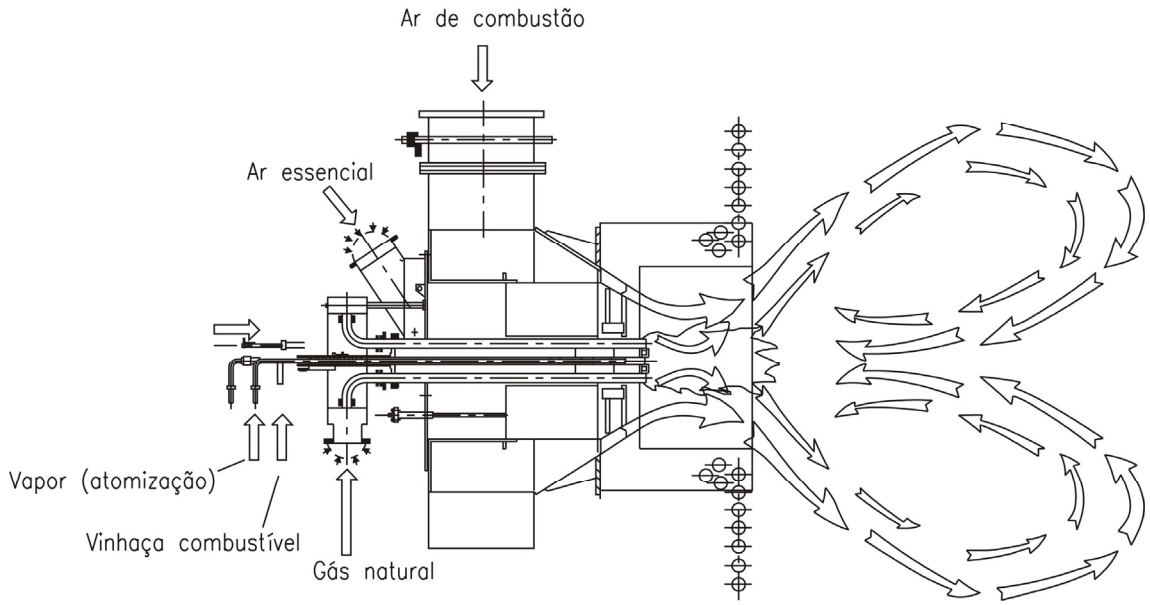



Figura 2.20 – Queimador para queima de gás natural e vinhaça concentrada (Schopf e Erbino, 2006).

**c) Recuperação de calor**

Na caldeira o calor dos gases de exaustão é recuperado, e basicamente a mesma consiste em uma área de radiação e uma área de convecção. O gás de exaustão que sai do incinerador entra na seção de radiação da caldeira. A seção de radiação consiste em duas passagens verticais com paredes de membrana. Da primeira passagem para a segunda, a tubulação de gás sofre uma deflexão em seu sentido de 180º. Nesta curvatura a maior parte das partículas de cinzas são separadas e removidas do fluxo do gás de exaustão. Na seção de radiação o fluxo do gás de exaustão é refrigerado de 1.100 ºC para 600 ºC através de paredes de membrana com água resfriamento.

A seção de convecção consiste em um pacote de tubos evaporador ou superaquecedor, um preaquecedor de ar e um economizador. A temperatura máxima permitida na segunda passagem é 600 ºC, se por ventura esta temperatura for excedida as cinzas poderão atingir o ponto de fusão, o que causa uma extensa obstrução nos tubos. Dependendo da qualidade de vapor requerida, o vapor saturado pode ser superaquecido no superaquecedor até a temperatura máxima de 375 ºC, se esta temperatura for excedida haverá corrosão dos tubos.

Os tubos na seção de convecção são continuamente limpos através de uma instalação de tiro de limpeza. Este sistema alimenta pequenas bolas de aço na parte superior da terceira passagem. As bolas de aço são coletadas no fundo da seção de convecção, separadas das

cinzas e transportadas pneumaticamente para a parte superior novamente. A Figura 2.21 ilustra a vista lateral de uma caldeira e a câmara de combustão vertical.

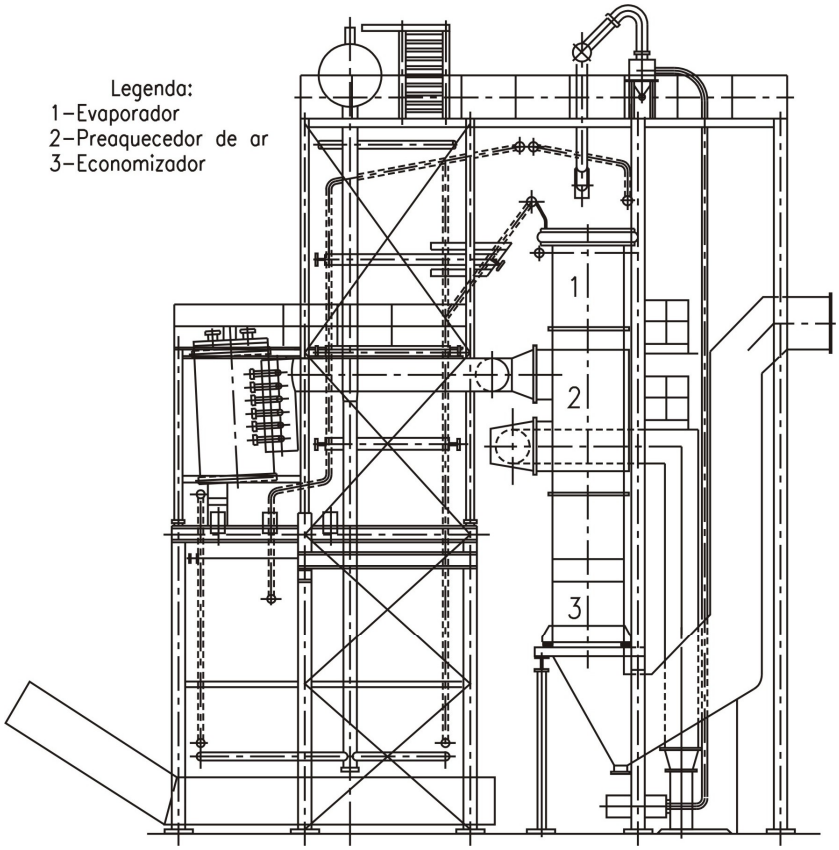



Figura 2.21 – Vista lateral de uma caldeira e câmara de combustão vertical (NEM, 2007).

**d) Geração de vapor e energia**

O vapor saturado que sai da caldeira pode ser usado diretamente para evaporação, preaquecimento e nos processos de destilação. Alternativamente, com aplicação do superaquecedor, o vapor superaquecido pode ser alimentado em uma turbina de vapor de contrapressão que aciona um gerador elétrico para geração de eletricidade, como pode ser visto na Figura 2.22. A vantagem deste sistema é que o vapor que deixa a turbina pode ser usado na destilaria e na planta de concentração de vinhaça, após a geração de energia.

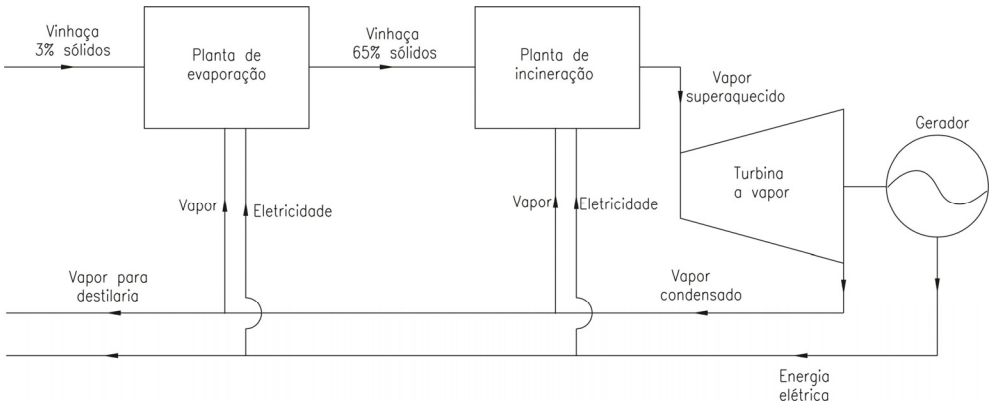



Figura 2.22 – Recuperação de calor e potência.

**e) Recuperação de cinzas**

Dependendo dos requerimentos locais, quanto a legislação ambiental, os gases de exaustão deverão ser tratados. As cinzas recuperadas serão ensacadas e vendidas ou então utilizadas pela própria destilaria. A quantidade e qualidade das cinzas são diferentes para cada tipo de vinhaça. Geralmente a quantidade de cinzas recuperadas fica em torno de 10 a 15% da quantidade de vinhaça incinerada. As cinzas contém elevada quantidade de sais de potássio como $K_2SO_4$, KCl e $K_2CO_3$, outros componentes são CaO e MgO. Aproximadamente 75% das cinzas são solúveis em água e podem ser utilizadas como fertilizante.

## 2.5.3 Estudo de caso

Avram *et al.* (2006) realizaram um estudo no qual são apresentados os resultados de cálculos teóricos para uma planta de incineração de vinhaça de uma usina que possui uma capacidade de moenda de 20.000 toneladas de cana por dia e produzir 800 m³/dia de etanol.

Os autores usaram uma vinhaça com um teor de substância seca em torno de 6%, que foi concentrada em um evaporador de 5 efeitos, até aproximadamente 65% de substância seca. O condensado final originado durante a evaporação de múltiplos efeitos pode ser usado como água de diluição na fermentação. O condensado, com baixo valor de DQO pode ser usado na irrigação. O vapor requerido para a evaporação é gerado em uma caldeira, ajustada para a queima da vinhaça concentrada, que é injetada dentro da fornalha por uma bomba de alta pressão. Mais de 80% da demanda de vapor para a evaporação de vinhaça é suprida neste processo. O combustível auxiliar é adicionado para cobrir a demanda total.

O vapor a alta pressão é enviado para a turbina a vapor que gera 10,5 MW de potência. Isto é mais do que suficiente para suprir os requerimentos da secagem do vapor, da concentração de vinhaça e do equipamento de bombeamento, bem como os equipamentos auxiliares da caldeira. O condensado limpo do 1º efeito de evaporação é retornado ao sistema de alimentação de água da caldeira. Os gases de exaustão passam por um lavador de cinzas para limpeza. As emissões de $CO_2$ são quase neutras, devido a utilização de um combustível renovável, embora deve-se considerar o uso de combustível fóssil auxiliar. O potássio contido nas cinzas do queimador é recuperado como matéria-prima fertilizante.

A vazão de vinhaça na entrada da planta de concentração é igual a 333 t/h com 6% de sólidos totais. Esta planta de concentração utiliza 82 t/h de vapor a 2,9 bar, e no final do processo são produzidas 31 t/h de vinhaça concentrada a 65% de sólidos totais que são encaminhadas para em tanque de armazenamento. Em seguida, a vinhaça concentrada passa por uma bomba e é introduzida na caldeira juntamente com 4,1 t/h de combustível auxiliar, que neste caso é gás natural. São produzidas 82 t/h de vapor que permitem acionar o turbogerador de 10,5 MW de energia elétrica. O vapor de exaustão é encaminhado para a planta de concentração. Os gases da combustão passam por um exaustor e são encaminhados para a chaminé e as cinzas resultantes são recolhidas e podem ser utilizadas como fertilizante. A Figura 2.23 apresenta o caso citado.

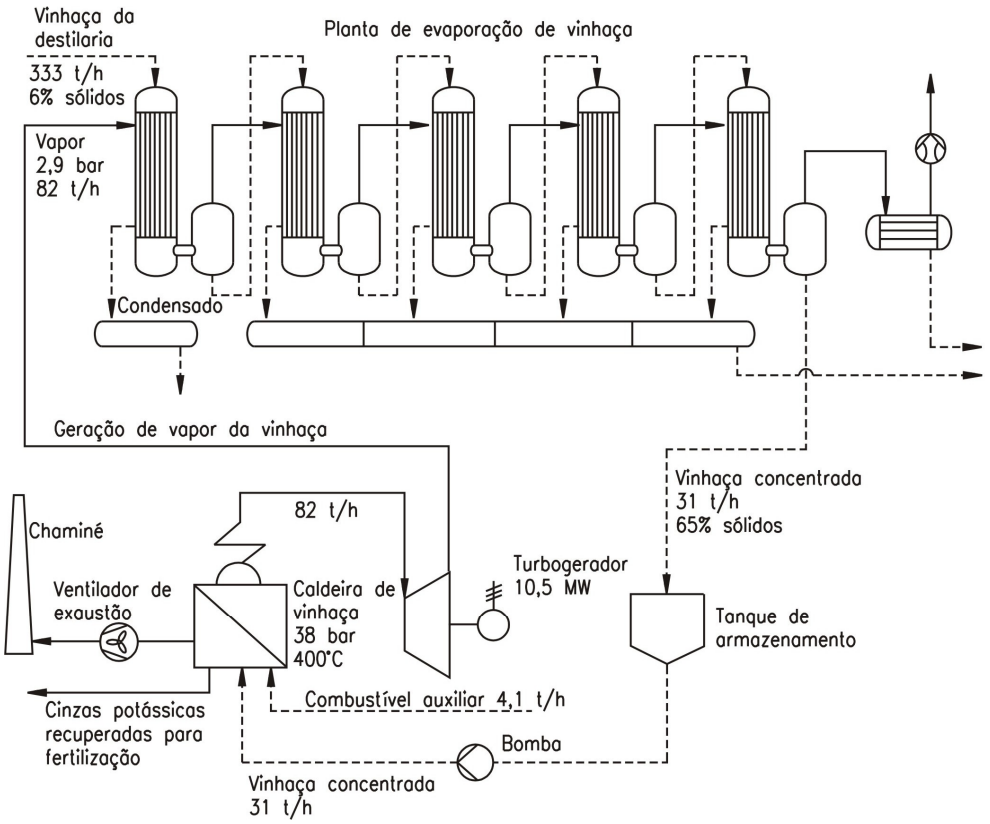



Figura 2.23 – Planta integrada de concentração e incineração de vinhaça (Avram *et al.*, 2006).

# Capítulo 3

# METODOLOGIA DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA

## 3.1 HISTÓRICO DA ACV

Todo produto tem um histórico de "vida" que começa com o seu projeto/desenvolvimento, seguido pela extração de recursos, produção, uso/consumo e finalmente o fim da vida útil (reuso, reciclagem e disposição de resíduo). Todas as atividades, ou processos na vida de um produto resultam em impactos ambientais devido ao consumo de recursos e emissões de poluentes ao ambiente (Figura 3.1).

A Figura 3.2 ilustra a interdependência entre a etapa de projeto/desenvolvimento e as outras fases do ciclo de vida, mostrando como se distribuem percentualmente os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida do produto. Isto se aplica analogamente ao projeto ou à melhoria de um processo no ciclo de vida de um produto, especialmente se ocorrem interações com outros processos ou estágios do ciclo de vida. A ACV é uma estrutura metodológica para estimar e avaliar os impactos ambientais atribuídos ao ciclo de vida um produto, tal como, mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, formação de ozônio troposférico, eutrofização, acidificação, toxicidade humana e nos ecossistemas, acidificação, etc. (Rebitzer *et al.*, 2004).

Segundo Fava *et al.* (1991) uma das primeiras publicações sobre um estudo semelhante ao que hoje se conhece como ACV foi apresentada na *World Energy Conference* em 1963. Neste trabalho foram mostrados os resultados do cálculo de energia cumulativa requerida para a produção de produtos químicos.

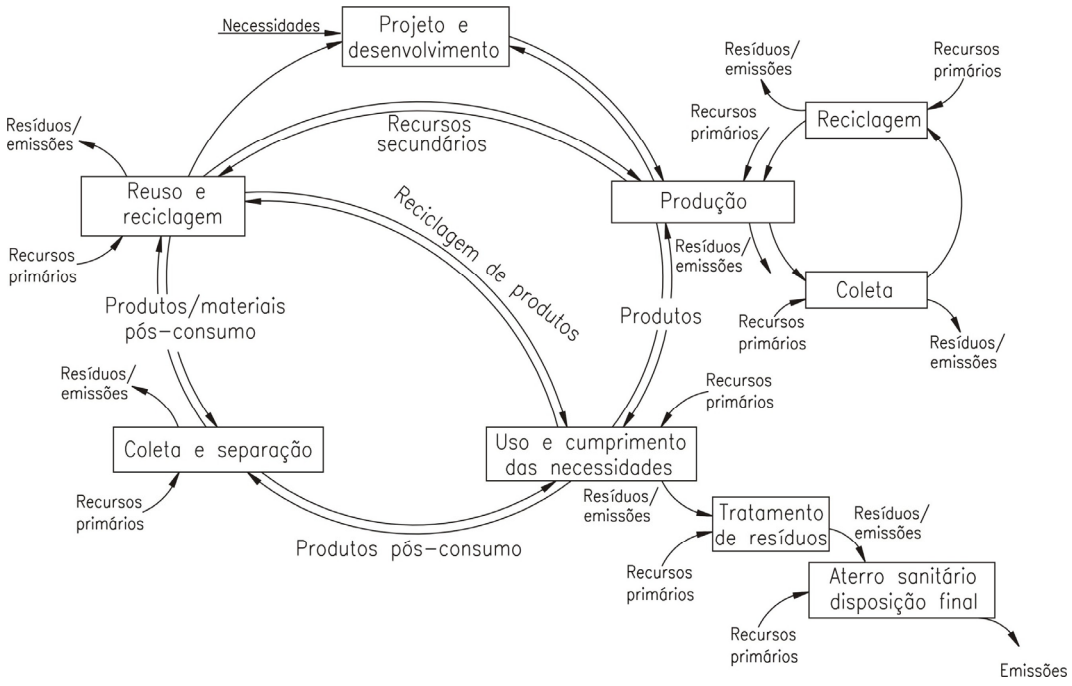



Figura 3.1 – Representação esquemática do ciclo de vida de um produto (Rebitzer *et al.*, 2004).

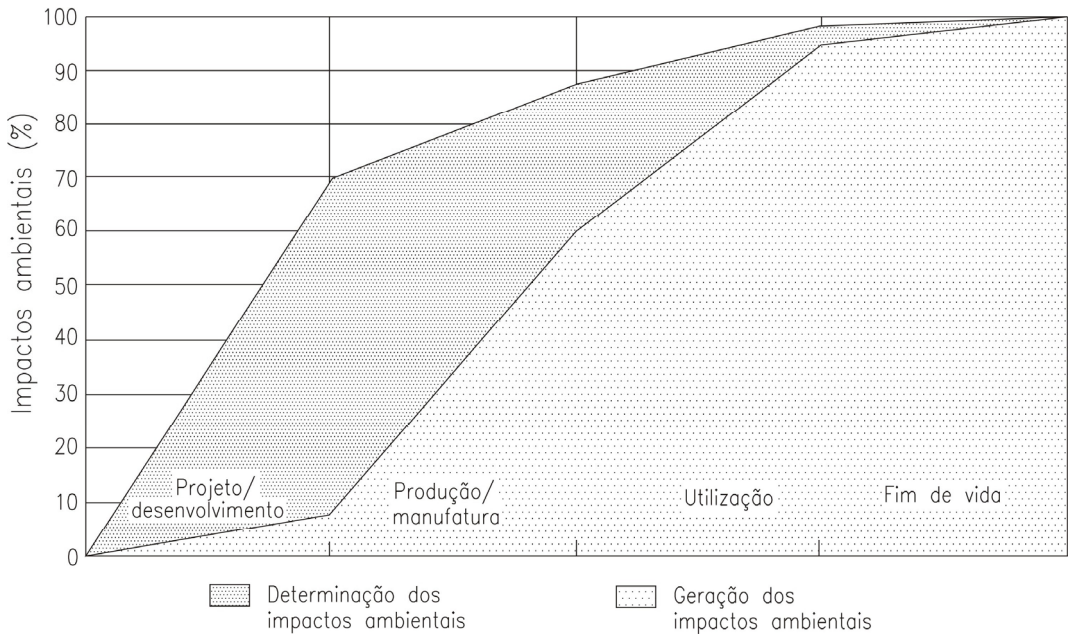



Figura 3.2 – Representação generalizada da determinação e geração dos impactos ambientais no ciclo de vida de um produto (Rebitzer *et al.*, 2004).

Segundo Hunt e Franklin (1996) o termo Análise do Ciclo de Vida (*Life Cycle Assessment*) foi utilizado primeiramente nos EUA em 1990. A designação histórica para estes estudos de ciclo de vida, utilizados na Europa e EUA desde 1970, era "*Resourse and*

*Environmental Profile Analysis*" (REPA). O *Midwest Research Institute* (MRI) dos EUA realizou para a Coca-Cola o primeiro REPA, o qual tinha como objetivo desenvolver uma análise comparativa entre os diversos tipos de embalagens e definir qual o tipo de recipiente se caracterizava pelo menor lançamento de efluentes no ambiente e consumia menos recursos naturais. A grande contribuição deste estudo foi enfocar outros aspectos ambientais, diferentemente dos estudos realizados na época, os quais somente analisavam o consumo de recursos energéticos. Este estudo quantificou as matérias-primas e as cargas ambientais associadas aos processos de manufatura de cada tipo de recipiente.

A partir de 1994 diante de um cenário altamente competitivo, no qual as grandes organizações multinacionais tentavam demonstrar ao mercado consumidor a superioridade de seus produtos sobre seus concorrentes imediatos, a ACV surge como uma ferramenta de grande potencial para a avaliação do desempenho ambiental de bens e processos. Dessa forma, as empresas começaram a utilizar a ACV para elaboração de declarações ambientais dos seus produtos e para realização de negociações, por isso houve a necessidade de padronizar os procedimentos da ACV, o que ocorreu no ano de 1997 com a publicação das normas ISO 14040 (Ferreira, 2004).

As normas ISO aplicadas a ACV são:

- ISO 14.040: *Environmental management – Life-Cycle Assessment – Principles and framework* (ISO, 1997).
- ISO 14.041: *Environmental management – Life-Cycle Assessment – Goal scope and definition and life cycle inventory analysis* (ISO, 1998).
- ISO 14.042: *Environmental management – Life-Cycle Assessment – Life cycle impact assessment* (ISO, 2000a).
- ISO 14.043: *Environmental management – Life-Cycle Assessment – Life cycle interpretation* (ISO, 2000b).

Além destas normas, a ISO publicou dois relatórios técnicos e uma especificação técnica: ISO/TR 14.047 (ISO, 2003), ISO/TS 14.048 (ISO, 2002), ISO/TR 14.049 (ISO, 200c). No Brasil a ACV foi difundida através da internalização das normas da família ISO 14040 realizada pela ABNT (ABNT, 2001; ABNT, 2004a; ABNT, 2004b; ABNT, 2005), desenvolvimento de estudos tanto de aplicação como de aprimoramento da ACV para as condições brasileiras, realizados por universidades e centros de pesquisas e pela criação da ABCV em 2003.

## 3.2 METODOLOGIA DA ACV

A ACV é uma ferramenta utilizada para avaliar os efeitos de um produto ou sistema, desenvolvido para atender a uma determinada função. Os efeitos considerados abrangem todos os estágios da vida deste produto, desde a extração dos recursos naturais até a disposição final, ou então como freqüentemente é denominada, análise do "berço ao túmulo". Na Figura 3.3 é mostrada a seqüência dos estágios de ciclo de vida de um produto (eixo vertical). Para o cumprimento da função estabelecida na ACV, este ciclo de vida se inicia quando a matéria-prima é extraída. A mesma passa então por uma série de processos industriais e por etapas de transporte, até o produto final ser entregue ao consumidor. Após o uso o produto é reciclado ou disposto no ambiente (Bauer, 2003).

No eixo horizontal da Figura 3.3 o desenvolvimento de um processo industrial começa com a pesquisa e desenvolvimento, logo em seguida vem a etapa do projeto conceitual, na qual é realizada a síntese do processo em questão, que é seguida pelos projetos de engenharia básico e executivo, que possui como objetivo detalhamento das unidades do processo. Terminado o projeto inicia-se a construção e montagem da planta, que estará pronta para entrar em operação, o que é efetuado na partida e comissionamento da planta. Logo em seguida, a planta será operada durante seu tempo de vida útil, a qual será interrompida apenas em períodos esporádicos para curtos intervalos de manutenção. Finalmente, a planta é descomissionada, e se necessário, uma etapa de remediação e recuperação deve ser executada (Bauer, 2003).

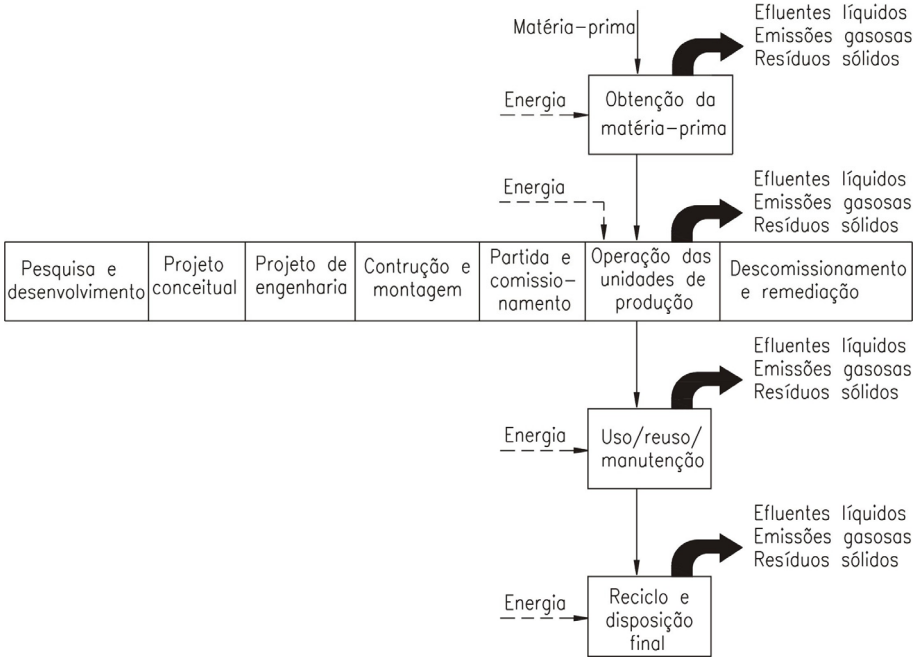



Figura 3.3 – Ciclo de vida de um produto e do processo (Bauer, 2003).

Segundo Ferreira (2004) quando se realiza um estudo de ACV comparativa entre produtos ou processos distintos deve-se considerar os bens de capital empregados nos sistemas analisados, portanto a ACV pode englobar os dois conceitos apresentados na Figura 3.3, para isso a ACV dispõe de uma metodologia própria normalizada pela ISO e internalizada pela ABNT, dividida em quatro etapas (Figura 3.4).

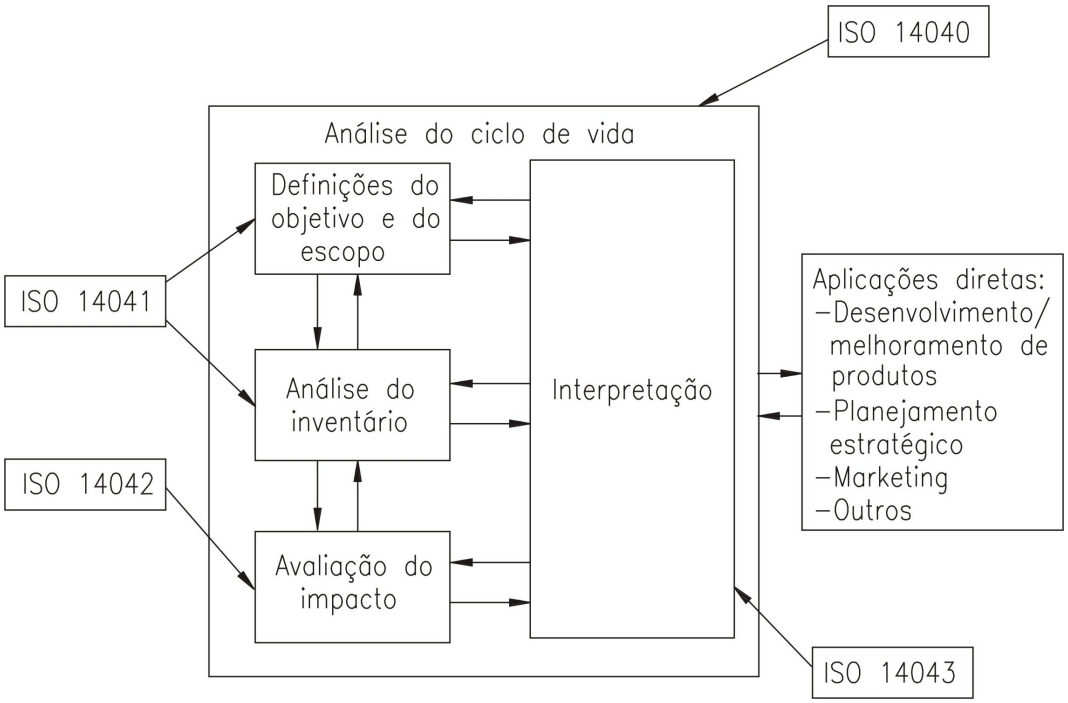



Figura 3.4 – Estrutura da ACV padronizada pelas normas ISO (Adaptado de ABNT, 2001).

### 3.2.1 Definições do objetivo e do escopo

Segundo ABNT (2001) no objetivo de um estudo de ACV a aplicação pretendida deve ser declarada sem ambigüidades ou equívocos, além disso, também devem ser especificadas as razões para conduzir o estudo e o público alvo, isto é, para quem se pretende comunicar os resultados do estudo. A Figura 3.5 mostra as etapas necessárias para a definição do objetivo e escopo de um estudo de ACV.

A definição do objetivo do estudo deve incluir uma clara e inequívoca declaração das razões para condução do estudo e o uso pretendido do resultado. O objetivo deve ser especificado em termos de qual decisão será baseada no resultado, qual informação é requerida, em qual nível de detalhamento e para qual finalidade. A meta deve abordar as conseqüências ambientais das decisões baseadas no resultado da ACV e a extensão da

repercussão do estudo no sistema produtivo. O uso pretendido é de grande importância para uma ACV, pois define todos os passos seguintes, incluindo a qualidade e característica dos dados a serem levantados (Consoli *et al.*,1993).

Segundo Heijungs *et al.*, (1992) o escopo do estudo deve ser suficientemente bem definido para assegurar que a extensão, a profundidade e o detalhe do estudo sejam compatíveis e suficientes, para atingir os objetivos planejados. A ACV é uma técnica iterativa, por isso o escopo do estudo pode necessitar de ser modificado durante a sua condução à medida que informação adicional for coletada. Uma explanação tão completa não será requerida se a ACV se destina a ser utilizada apenas internamente numa empresa, por exemplo, para otimização de um produto.




Figura 3.5 – Etapas necessárias para definição do objetivo e escopo de uma ACV.

De acordo com Chehebe (1998) um estudo de ACV é restrito pelo escopo em 3 dimensões: extensão, largura e profundidade. A extensão determina onde iniciar e parar o estudo, a largura determina quais subsistemas incluir no sistema de produto e a profundidade determina o nível de detalhamento do estudo. O escopo deve ser bem definido para assegurar que a extensão, a profundidade e o grau de detalhe do estudo sejam compatíveis e suficientes para atender o objetivo estabelecido.

#### 3.2.1.1 Funções do sistema de produto

Segundo Ferreira (2004) entende-se por sistema de produto o conjunto de todos os subsistemas necessários para que um produto cumpra a sua função. Os subsistemas ou unidades de processo representam a menor parte de um sistema de produto para a qual devem ser coletados os aspectos ambientais na realização de um estudo de ACV. Uma vez identificadas todas as componentes do subsistema, cada uma delas pode ser vista como um sistema no seu verdadeiro sentido e irá receber energia e materiais e emitir poluentes para o ar, água, resíduos sólidos e outras descargas ambientais além dos produtos úteis (Figura 3.6).

A necessidade total de matérias-primas e energia e as saídas totais de resíduos sólidos, líquidos e gasosos do sistema global é simplesmente a soma das entradas e saídas de todas as componentes dos subsistemas. O modelo é correto se não violar as leis científicas, assegurando em particular que a lei de conservação da massa se aplica e que as leis da termodinâmica são respeitadas. O modelo desenvolvido deve considerar que a energia de reação de qualquer processo químico não pode ser menor que a entalpia de reação padrão e a eficiência de qualquer processo de conversão de energia (calor-trabalho) não pode ser superior à máxima eficiência reversível de conversão (Ferreira, 2004).

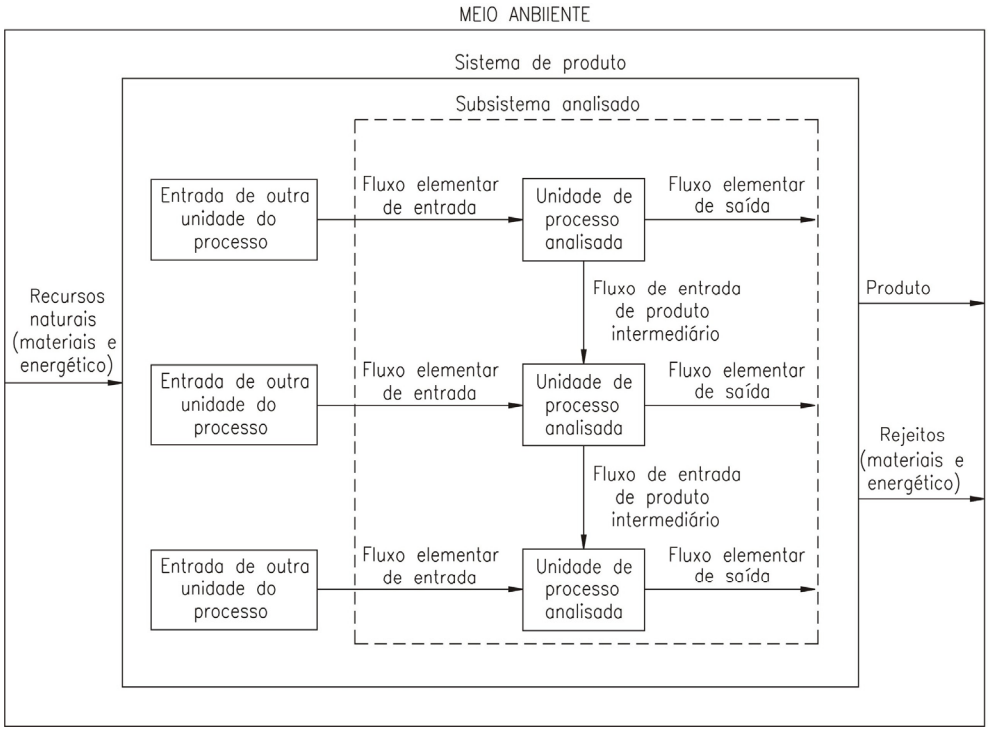



Figura 3.6 – Entradas e saídas em um sistema e subsistema de produto (Galdiano, 2006).

### 3.2.1.2 Unidade funcional e fluxo de referência

Segundo ABNT (2001) um estudo de ACV deve especificar claramente as funções do sistema a ser estudado. A unidade funcional é uma medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que constitui a referência para a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados da ACV seja realizada em uma base comum, sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas são avaliados.

Muitas das discrepâncias aparentes entre estudos ACV relatados na literatura surgem porque os sistemas não são especificados convenientemente numa base comparável ou porque sistemas diferentes são comparados (Consoli *et al.*,, 1993).

Por exemplo, na análise de ciclo de vida, não se compara um quilograma de carvão com um quilograma de óleo combustível ou de lenha para a produção de eletricidade, mas sim o quanto é necessário de cada combustível para a produção de 1 kWh de energia elétrica. Portanto, a unidade funcional permite que sistemas diferentes possam ser tratados como funcionalidades equivalentes (Seye, 2003).

Para um refrigerador, a unidade funcional pode ser descrita em "metros cúbicos de refrigeração a 15ºC abaixo da temperatura ambiente". Uma atribuição na análise do inventário

fornece a estrutura total para os fluxos do sistema que são "associados com" ou "atribuídos à" uma quantidade específica da unidade funcional. O sistema é modelado linearmente, todos os resultados são escalados linearmente com a unidade funcional, e sua magnitude é de pouca importância. Como um exemplo, considere uma ACV da produção de eletricidade. Os resultados de atribuição da análise do inventário descrevem as trocas ambientais da produção média de eletricidade em uma área geográfica. Os resultados poderiam ser apresentados como as emissões por MWh de eletricidade produzida. O valor da unidade funcional não afeta as conclusões, desde que as emissões médias do sistema de eletricidade sejam escaladas linearmente com a unidade funcional (Rebitzer *et al.*, 2004).

Se na comparação de unidades funcionais não forem levadas em consideração funções adicionais de quaisquer dos sistemas, então essas omissões devem ser documentadas. Por exemplo, os sistemas A e B realizam as funções *x* e *y* que são representadas pela unidade funcional selecionada, mas o sistema A também executa a função *z* que não é representada na unidade funcional. Deve ser documentado, então, que a função *z* está excluída desta unidade funcional. Como uma alternativa, sistemas associados com a entrega da função *z* podem ser adicionados à fronteira do sistema B para tornar os sistemas mais comparáveis. Nestes casos, os processos selecionados devem ser documentados e justificados (ABNT, 2004a).

#### 3.2.1.3 Fronteiras do sistema

Na metodologia ACV, do berço ao túmulo, as entradas em cada processo são consideradas desde o ponto em que são extraídos os recursos da natureza, sendo as saídas seguidas até à descarga final do resíduo no ambiente. As fronteiras devem estar claramente identificadas, considerando os limites em relação ao ambiente e demais sistemas e subsistemas envolvidos, promovendo, conseqüentemente, a delimitação dos processos, fluxos e operações sujeitos à compilação na etapa do inventário, assim como das classes de impactos prioritárias para o contexto da análise (Silva, 2005; Tibor e Feldman, 1996; Assies, 1992).

A ACV enfoca os aspectos ambientais de um processo ou produto desde o berço até o túmulo, todavia por ser uma metodologia extremamente detalhada e complexa, este tipo de abordagem requer uma grande alocação de recursos. Por esta razão, a ACV tem sido aplicada em muitos casos, de forma simplificada conforme relataram Curran (1996) e Todd e Curran (1999). O objetivo e a finalidade da ACV definem o nível de simplificação aceitável, já com relação aos estágios do ciclo de vida considerados, três diferentes abordagens podem ser consideradas (Figura 3.7).

- Análise berço-portão: na qual são removidos todos ou alguns estágios finais, relacionados como o uso e a disposição final do produto.
- Análise portão-portão: na qual são removidos todos ou alguns estágios iniciais e finais, neste caso o foco principal de estudo é o processo de manufatura do produto em si.
- Análise portão-túmulo: na qual são removidos todos ou alguns estágios iniciais, ou seja, relacionados com a obtenção das matérias-primas, pois o foco de análise é a disposição final do produto.

Para excluir um processo dos limites do sistema outros itens podem ser considerados segundo de Udo de Haes (1996):

- Quando uma análise de sensibilidade mostra que a contribuição do processo não influencia significativamente o resultado final do estudo.
- Quando a contribuição do processo, para o processo seguinte, pode ser caracterizada como uma proporção fixa do fluxo deste, ou de outro processo definido, e esta proporção é inferior a incerteza naquele fluxo.
- Quando o processo pertence a certa classe ou tipo, e a simplificação da ACV confirma que este procedimento não envolve exclusão de contribuições que podem significativamente influenciar os resultados.

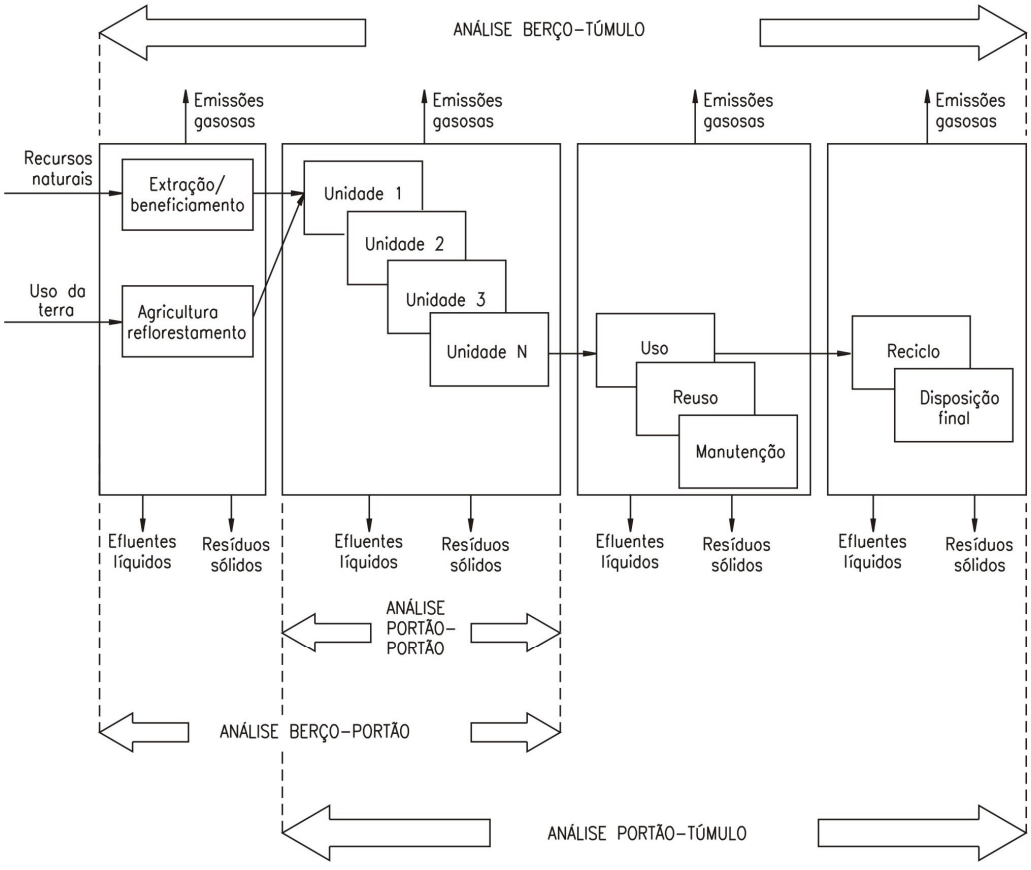



Figura 3.7 – Abordagens possíveis de um estudo de ACV (Bauer, 2003).

Segundo Yokote (2003) e Galdiano (2006) não há um método padrão para a definição de fronteira do sistema, mas este deve ser delimitado de forma que possa responder a questão proposta no objetivo do estudo, portanto é imprescindível que no relatório final conste a sua descrição. O sistema deve ser definido em relação algumas dimensões: fronteiras em relação ao sistema natural, fronteiras em relação a outros sistemas de produtos, fronteiras geográficas, fronteira temporal, fronteiras de bens de capital.

#### 3.2.1.4 Procedimentos de alocação dos dados

Em muitas situações, os subsistemas de inventário originam mais de um produto ou subproduto. Estes produtos podem ser reintroduzidos na cadeia de produção, ou constituírem matéria-prima em outros sistemas. Assim, é necessário estabelecer e aplicar um método consistente de atribuição de cargas aos diferentes materiais e produtos gerados pelo sistema em estudo, independentemente do tratamento dos poluentes emitidos pelos diferentes subsistemas poder ser feito de um modo global. Alocar consiste em realizar um procedimento de repartição da responsabilidade dos impactos ambientais entre os diversos produtos, materiais ou processos, que se faz necessária devido à variedade de componentes que estão entrando ou saindo do sistema, subsistema ou processo (Seye, 2003).

#### 3.2.1.5 Tipos de impactos, metodologia de avaliação de impacto e interpretação subseqüente a ser usada

A avaliação de impactos do ciclo de vida é a etapa subseqüente à elaboração do inventário, por isso a sua realização compreende um estudo completo de ACV. Para realizar uma avaliação de impactos ambientais, o que é feito pela definição das categorias de impactos ambientais. A escolha das categorias de impacto ambiental para estudos de ACV tem sido realizada de forma subjetiva, devido à inexistência de um padrão internacional recomendado. Esta escolha deve refletir um grupo abrangente de aspectos ambientais relativos ao sistema de produto, levando em consideração o objetivo e escopo do estudo (Galdiano, 2006).

A avaliação de impactos ambientais corresponde à fase em que os resultados do inventário são interpretados e comparados através de um processo quantitativo ou qualitativo, de forma a classificar, caracterizar, normalizar e valorar os potenciais impactos sobre os ecossistemas, saúde humana e a depleção de recursos naturais. O nível de detalhamento, a

seleção das classes de impactos, modelos de caracterização e indicadores, assim como a metodologia a ser utilizada encontram-se diretamente relacionados com os objetivos e escopo previstos para a análise. Atualmente, os conceitos e métodos de avaliação de impactos ambientais continuam em fase de desenvolvimento, ressaltando-se que até o momento, nenhum acordo internacional sobre metodologias específicas encontra-se consolidado (Silva, 2005).

Categoria de impacto ambiental é a denominação genérica dos tipos de impacto que serão considerados no estudo, e sua definição deve ser particular para cada ACV, de acordo com seu propósito específico. Alguns exemplos de categorias de impacto ambiental são: aquecimento global, acidificação do solo, toxicidade humana, ecotoxicidade, consumo de recursos naturais, etc. A definição das categorias de impacto ambiental e as equações para seu cálculo serão informadas posteriormente.

#### 3.2.1.6 Suposições e limitações

Segundo Finnveden (2000) a metodologia da ACV pode ser criticada sobre o pretexto de que não se consegue produzir o tipo de informação prevista na definição do objetivo e do escopo. Importantes questões que devem ser respondidas são: qual o tipo de informação que pode resultar de um estudo de ACV e qual a finalidade de utilização dessas informações. Outra crítica freqüente em relação a ACV é que, em alguns estudos os resultados não são reprodutíveis. Estudos de ACV comparativos podem às vezes conduzir a conclusões aparentemente despropositadas. Devido à complexidade da ACV, pode ser difícil compreender as razões por trás de tais diferenças. Igualmente nota-se que a metodologia da ACV ainda não atingiu o seu desenvolvimento científico completo, existindo algumas arbitrariedades que devem ser resolvidas, por exemplo, em relação ao desenvolvimento tecnológico ainda falta uma padronização.

Finnveden (2000) cita que a ACV possui três arbitrariedades fundamentais que precisam ser resolvidas:

- Nem todos os impactos ambientais relevantes são considerados.
- Existem incertezas nos dados, na metodologia para análise do inventário e na avaliação do impacto e na descrição do sistema de produto.
- Os elementos de ponderação envolvem valores ideológicos e éticos que não podem ser objetivamente determinados.

Uma crítica que se apresenta latente é em relação a classificação dos impactos ambientais em uma série de categorias (efeito estufa, toxicidade humana, etc.) etapa que atualmente é comum em muitas metodologias de ACV, as quais envolvem a utilização de softwares específicos. Para algumas categorias (como por exemplo, efeito estufa) as emissões sobre um período de tempo podem ser calculadas adequadamente através de uso dos equivalentes, mas para outros, como a toxicidade humana, os diferentes fenômenos e mecanismos que estão envolvidos dificultam bastante o cálculo (Owens, 1997).

Wittmaier *et al.* (2009) usaram a ACV para avaliar as emissões de GEE de diferentes opções de recuperação térmica de resíduos. Somente as emissões resultantes dos estágios de funcionamento do sistema foram consideradas. Os estágios de funcionamento concentram a maior parte das emissões, se comparado aos estágios de pré-processamento. Os resultados mostram que com a separação específica dos fluxos de materiais e resíduos, ocorre a recuperação eficiente de energia, ou seja, o tratamento térmico e a geração de energia através do resíduo podem ser aperfeiçoados, tendo como resultado a redução das emissões de GEE. As limitações que foram enfrentadas na avaliação das emissões de GEE para este estudo de caso foi em relação a contabilidade dos benefícios da substituição da eletricidade. Foram empregados dados mesclados para representar a eletricidade local e assim determinar os benefícios da produção de eletricidade alternativa através da incineração do resíduo.

#### 3.2.1.7 Tipo de análise crítica e formato do relatório final

A revisão crítica é uma avaliação independente do estudo de ACV para determinar sua validade e credibilidade. Com a análise crítica é possível responder algumas questões primordiais sobre o trabalho, como por exemplo, tendo em vista o objetivo do estudo é possível responder se os dados usados são válidos e adequados, se as conclusões são válidas e se o estudo é consistente. Na etapa de definições deve-se determinar o modo de condução e o responsável por esta análise, que deve ser realizada ao final do estudo para verificação de sua qualidade. Os resultados de uma ACV devem ser relatados ao público alvo de forma fiel, completa e exata, e o tipo e formato deste relatório devem ser definidos na etapa de definição do escopo (ABNT, 2001).

### 3.2.2 Análise do Inventário

A AICV é a principal etapa da ACV, que envolve a coleta de informações relevantes associadas ao ciclo de vida do produto, isto é, as entradas e as saídas de materiais e energia dos processos envolvidos no ciclo de vida, que estejam dentro do âmbito do estudo. Esta informação é caracterizada por vários elementos, como por exemplo, o ano de coleta, representatividade tecnológica e geográfica e sua precisão, etc. Dessa forma, a qualidade dos dados determina o grau de certeza e confiança dos resultados (Peereboom *et al.*, 1999).

Estruturalmente o inventário consiste no levantamento das entradas e saídas definidas no sistema de produto (Figura 3.8). É conveniente a partir do esquema do sistema de produto, construir um diagrama de blocos ou fluxograma do sistema, para facilitar o planejamento para a coleta de dados. Após a coleta devem-se processar os dados, tendo como referência os fluxos de referência e a unidade funcional. A ACV é iterativa e o inventário também é iterativo. Conforme os dados são coletados, identifica-se novos requisitos ou limitações para os dados que requeiram uma mudança nos procedimentos de coleta (Yokote, 2003).

A AICV é uma descrição quantitativa de todos os fluxos de energia e de materiais através das fronteiras. Nessa fase, é igualmente importante a identificação de todos os dados relevantes sobre os materiais auxiliares, devendo ser seguidos desde a extração das respectivas matérias-primas. Todos os fluxos de saída do sistema e dos subsistemas devem ser seguidos até a sua liberação para o ambiente, não se esquecendo de incluir no sistema todas as operações de transporte. A imposição ou a determinação de fronteiras entre o sistema e o ambiente é tema de controvérsias. Alguns estudos consideram que o ser humano está incluso no meio ambiente, enquanto outros não. Dessa forma, dependendo da delimitação adotada um efeito na saúde humana pode ou não estar sendo considerada em uma dada avaliação (Seye, 2003).

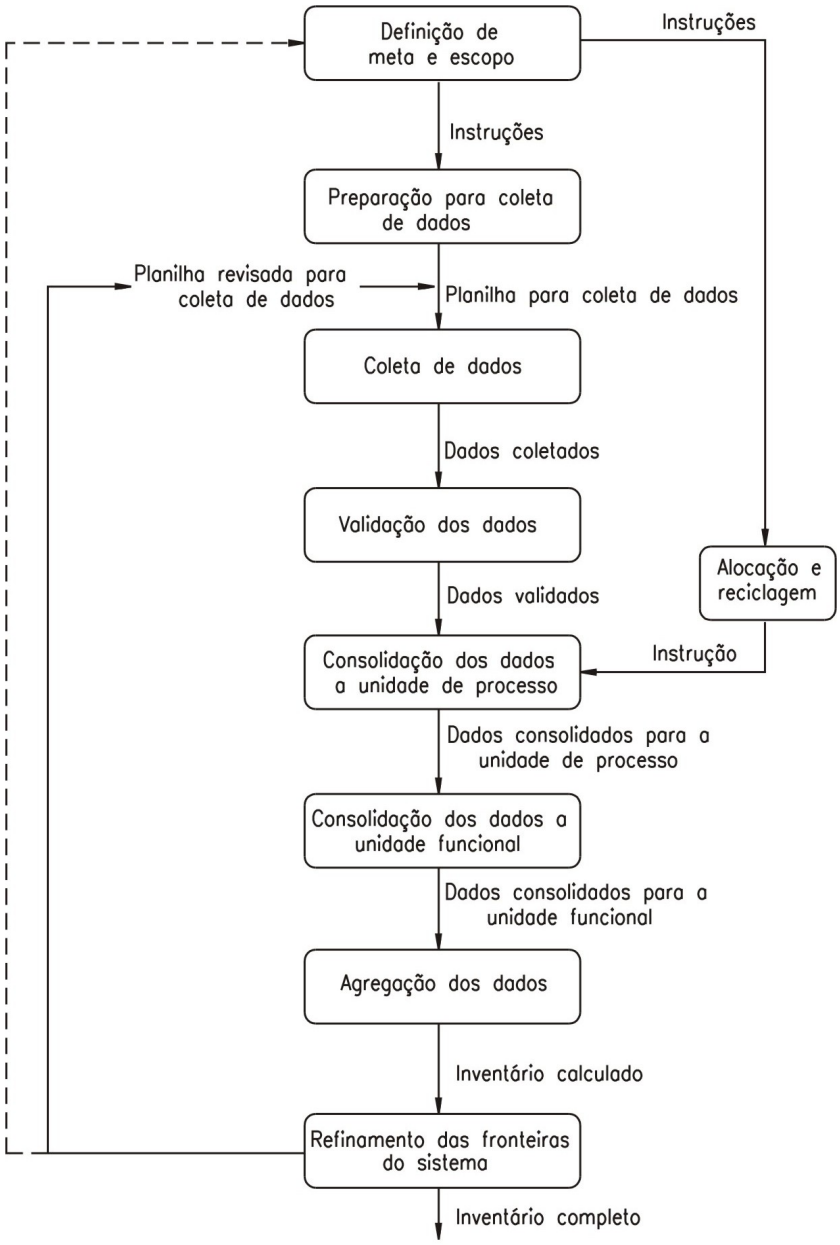



Figura 3.8 – Procedimento para análise do inventário (Yokote, 2003).

#### 3.2.2.1 Preparação para coleta e definição dos critérios de qualidade dos dados

A coleta de dados caracteriza-se por ser uma das etapas da ACV de maior influência sobre os resultados do inventário, tendo em vista que o processo de aquisição irá considerar um grande volume de informações, qualitativas e quantitativas, levantadas junto a diferentes tipos de circunstâncias, fontes e formatos. Conseqüentemente, haverá variações substanciais no que diz respeito à idade, freqüência, estrutura, documentação e apresentação dos dados. Diante desta realidade, é imprescindível a instituição de indicadores de qualidade, relativos à indicadores estatísticos, os quais irão auxiliar na delimitação do tipo de amostra representativa para coleta de dados (Silva, 2005).

Segundo Seye (2003) a qualidade dos dados varia enormemente, principalmente quando cada realizador de um estudo de ACV tem que coletar seus próprios dados. Como nem sempre se tem acesso a dados industriais, os quais normalmente são confidenciais, o uso de dados obtidos através de cálculos médios é freqüente. Também, por estas razões, alguns dados que não podem ser encontrados ou calculados são omitidos. A qualidade dos dados é também função da quantidade de recursos financeiros e de tempo disponível para a realização do estudo. Uma forma alternativa de contornar estas limitações ao acesso de dados é o estabelecimento de dados públicos por meio eletrônico, através de publicações científicas ou então de relatórios públicos.

Segundo Ferreira (2004) quando um estudo é utilizado para suportar uma declaração comparativa que é revelada ao público, os requisitos de qualidade dos dados mencionados anteriormente, devem ser referidos. Um levantamento das abordagens sugeridas para avaliação da qualidade dos dados num inventário foi realizada pela SETAC em 1998. A progressão da avaliação da qualidade dos dados tem sido de abordagens tipo "*post-it note*", onde muitos indicadores de qualidade dos dados são caracterizados qualitativamente.

Antes de coletar deve-se realizar um estudo pormenorizado do sistema e a construção de fluxogramas. Consoli *et al.* (1993) relataram que o fluxograma é melhor forma de representar os componentes de um sistema. O fluxograma representativo da maioria dos processos industriais consiste: na seqüência principal de produção, da produção de materiais auxiliares e da produção de energia e combustíveis, em geral, os fluxogramas não são lineares.

#### 3.2.2.2 Coleta de dados

Segundo Galdiano (2006) os dados primários correspondem a informações obtidas diretamente com as fontes geradoras, representados pelos fabricantes do produto ou até mesmo fornecedores de matérias-primas e componentes. Os dados primários descrevem a realidade do local onde foram medidos e podem ser coletados por meio de questionários ou comunicação pessoal. No caso de dados disponíveis publicamente através de relatórios, livros ou artigos, estes devem ser considerados dados secundários. Apesar da necessidade de que a coleta de dados seja essencialmente baseada em dados primários, nem sempre estes estão disponíveis. E os dados que faltam ao estudo podem ser substituídos por valores alternativos, desde que os requisitos da qualidade sejam garantidos.

Quando os dados não estão disponíveis, podem ser utilizados dados de outras fontes potenciais, tais como: dados de projeto dos processos, cálculos de engenharia baseados na

química e tecnologia dos processos, estimativas de operações similares, e bases de dados publicadas. Os dados devem ser baseados num período de tempo, que seja suficientemente longo, para atenuar comportamentos anormais, tais como paradas de máquinas ou perturbações no processo. O sistema internacional de unidades pode ser utilizado para expressar todas as emissões e extrações. A maioria das emissões e recursos podem ser expressas em kg ou seus derivados e os dados de energia podem ser expressos em kW ou MJ (Ferreira, 2004).

Segundo ABNT (2004c) os dados primários podem ser substituídos por:

- Dados obtidos da literatura.
- Dados estimados por balanço de massa e energia para uma determinada corrente da unidade do processo.
- Dados calculados baseados em valores relatados (ou fatores de emissão) para unidades de processo que empregam tecnologias similares ao estudo.
- Atribuição do valor "zero" a corrente de massa ou energia, se houver justificativa.

A ACV simplificada oferece resultados mais rápidos e menos onerosos, tendo em vista que o escopo do estudo se reduz. Pelo critério da inclusão inicial de entradas e saídas, também denominado de critério de corte, é possível definir quais unidades de processo ou subsistemas, ou mesmo fluxos de entradas e saídas serão considerados no sistema de produto. O critério de inclusão inicial de entradas e saídas é baseado na contribuição dos componentes dos sistemas para a massa total, energia total ou relevância ambiental.

Devem ser omitidos componentes do sistema que contribuam com menos de 1% na massa do produto total, especialmente se ele é inferior à certeza estatística do fator menos preciso, caso se realize um estudo de ACV estatístico. Uma exceção a esta regra é o caso de substâncias altamente tóxicas, persistentes ou provenientes de recursos escassos, nestes casos, 1% da massa pode ter significância, por isso estas quantidades devem ser incluídas. Quanto à inclusão de "bens de capital" em um estudo de ACV é consensual, que na comparação de dois ou mais processos estes devem ser incluídos na ACV, apenas nos casos em que os investimentos associados são significativamente diferentes (Ferreira, 2004).

Assim, pode ser necessário efetuar uma revisão dos limites do sistema à medida que a qualidade dos dados aumenta, no decurso do estudo. Os bens de capital, emissões pessoais (utilização de energia, ar condicionado, sanitários), deposição imprópria de resíduos, geralmente não são incluídos nos limites do sistema, porque se conclui terem um pequeno efeito nos resultados. Em muitos casos, as cargas ambientais devidas a infra-estruturas são baixas (menos de 5 a 10%). No entanto, são importantes no setor dos transportes (construção e manutenção de estradas) e energias renováveis (hidroeletricidade e aquecimento solar). Os

produtos agrícolas são outra área onde as infra-estruturas são responsáveis por aproximadamente 15% do consumo total de energia (Ferreira, 2004).

Alguns programas computacionais vêm sendo desenvolvidos para auxiliar a compilação de dados, desenhando o diagrama de fluxo, isto é, as conexões entre os sistemas do ciclo de vida, estimando as emissões e os impactos, além de permitir a visualização dos dados e resultados através de tabelas e gráficos. Um software computacional ideal deve responder a uma série de requisitos quanto ao uso, aos dados, à qualidade de dados, ao relatório, além de questões pertinentes à configuração do computador, ao custo e a base de dados (Ugaya, 2003).

#### 3.2.2.3 Procedimentos de cálculos

Segundo Yokote (2003) e Silva (2005) os dados obtidos na coleta são fornecidos em unidades arbitrárias, portanto é necessário realizar a consolidação (normalização) dos fluxos, em relação à unidade funcional, permitindo uma avaliação quantitativa das entradas e saídas de cada unidade de processo, mediante uma base unitária de referência. Para cada unidade de processo, os respectivos dados brutos são consolidados para um mesmo fluxo de referência, em seguida os inventários de cada unidade do processo são consolidados em cascata, até se atingir a consolidação para a unidade funcional. Deve-se inicialmente consolidar os dados dentro de cada unidade de processo, depois calcular os fatores de consolidação. Os fatores de consolidação são as relações proporcionais dos fluxos de referência das unidades de processo frente ao fluxo de referência principal.

Consoli *et al.* (1993) recomendam que a energia embutida em produtos (como produtos orgânicos) deve ser computada como um valor energético de entrada, pois durante o ciclo de vida do material a energia pode ser irrecuperavelmente perdida. A biomassa pode ser contabilizada tanto como um recurso energético, como material, nas entradas das unidades de processo.

Existem dois métodos para o cálculo do inventário: método seqüencial e método matricial.

- **Método seqüencial**

Segundo Ferreira (2004) no método seqüencial o procedimento de cálculo é relativamente claro quando se dispõe dos dados de entrada normalizados para cada um dos subsistemas componentes. Por exemplo, a Figura 3.9 mostra uma seqüência simples dos

subsistemas 1, 2, e 3 para os quais a energia normalizada necessária é respectivamente $E_1$, $E_2$, e $E_3$.

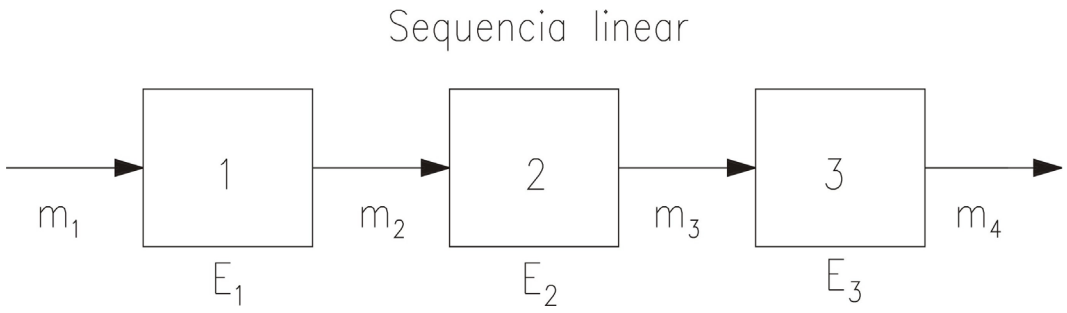



Figura 3.9 – Seqüência linear de processos (SETAC, 1991).

Se o balanço de massa indica que as massas são respectivamente $m_1$, $m_2$, $m_3$, e $m_4$, então a energia total do sistema ($E_s$), será (SETAC, 1991):

$$E_s = m_4 \cdot E_3 + m_3 \cdot E_2 + m_2 \cdot E_1 \tag{3.1}$$

Segundo (SETAC, 1991) a energia total pode ser normalizada, como energia por unidade de saída da operação 3, usando o fluxo de massa ($m_4$) como parâmetro de normalização. A energia normalizada do sistema ($E_n$) é:

$$E_n = \frac{E_s}{m_4} \tag{3.2}$$

O procedimento de cálculo para os resíduos sólidos e as emissões para o ar e água são idênticos e as necessidades de matérias-primas, as quais foram determinadas pelo balanço de massa. Seqüências não lineares de operações, do tipo teia, que possuem referências mútuas, podem ser convertidas em seqüências pseudo-lineares devendo, no entanto, ser reconhecido que este procedimento é uma aproximação e irá introduzir erros nos cálculos. Uma forma satisfatória de lidar com estas redes é iteração: valores iniciais são atribuídos aos operadores, e o sistema é calculado. Os valores calculados são substituídos pelos valores iniciais e o sistema é recalculado. Os novos valores devem ser substituídos e o cálculo é executado

novamente. Este procedimento é repetido até as alterações nos valores recalculados serem iguais à precisão dos dados de entrada (SETAC, 1991).

- **Método matricial**

No método matricial a ocorrência dos processos é determinada simultaneamente em vez de sequencialmente. Esta abordagem permite lidar com ciclos, em vez de saltar entre processos. O método matricial tem outra vantagem é possível fornecer expressões algébricas para a quantificação e ocorrência de cada processo e assim para a tabela de inventário e o perfil ambiental. No método matricial os dados contidos na árvore do processo são armazenados numa matriz. Um processo é representado por um vetor coluna, na qual a parte superior ($a_1...a_r$) contém as entradas e saídas econômicas, e a parte inferior as entradas e saídas para o ambiente ($b_1...b_s$), conforme mostrado na Equação 3.3. O número de processos na árvore é ($q$), as linhas representam fluxos de um tipo de massa, como por exemplo, kg de aço, kg de vidro, kg de concreto, etc. ou então energia MJ de energia térmica, MW de eletricidade, etc. As colunas representam os processos envolvidos, como por exemplo, produção de vapor, produção de óleo diesel, produção de PVC, etc. (Heijungs *et al.*, 1992).

$$\begin{pmatrix} A \\ B \end{pmatrix} = \begin{bmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1i} & \cdots & a_{1q} \\ \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{r1} & \cdots & a_{ri} & \cdots & a_{rq} \\ b_{11} & \cdots & b_{1i} & \cdots & b_{1q} \\ \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ b_{s1} & \cdots & b_{si} & \cdots & b_{sq} \end{bmatrix} \tag{3.3}$$

A matriz A mostrada na parte superior da Equação 3.3 é referida como "*matriz tecnológica*" e a matriz B mostrada na parte inferior é referida como "*matriz de intervenções*". Enquanto que os fluxos correspondentes às linhas na matriz de intervenções são referidos como intervenções ambientais. Os fluxos são denominados de "*fluxos elementares*" e as emissões de poluentes para o ambiente são chamadas de "*cargas ambientais*". A árvore do processo completa possui uma função externa: a unidade funcional selecionada na definição dos objetivos e escopo do estudo. Em notação vetorial isto é representado como parte de um processo *central* (*kernel*), este é um processo fictício, que contém o todo o sistema de produto, a sua única saída econômica é a unidade funcional (Heijungs *et al.*, 1997).

A ACV utiliza como padrão o modelo de relações lineares simulando a situação de estado estacionário. Este modelo pode ter fácil solução pelo método de inversão de matrizes, segundo a Equação 3.4.

$$g_k = \sum_j \sum_i b_{kj} \left(Z^{-1}\right)_{j,i} w_i \tag{3.4}$$

Ou em álgebra matricial:

$$g = BZ^{-1}w \tag{3.5}$$

O vetor *w* representa a quantidade de produto desejada para a alternativa considerada e, portanto apresenta todos os elementos nulos. A matriz de tecnologia *Z* é obtida pela justaposição de vetores de tecnologia, cada um representando as relações lineares entre as entradas e saídas dos fluxos econômicos (correntes de massa e energia trocadas entre os estágios) de cada um dos estágios considerados. Para gerar a matriz inversa $\left(Z^{-1}\right)$ a matriz de tecnologia *Z* precisa ser uma matriz quadrada e não-singular (Bauer, 2003).

#### 3.2.2.4 Refinamento das fronteiras do sistema

Segundo ABNT (2004) as decisões relativas aos dados a serem incluídos devem ser baseadas numa análise de sensibilidade para determinar sua significância mediante a verificação da análise inicial delineada. As fronteiras iniciais do sistema de produto devem ser revistas conforme apropriado, de acordo com os critérios de corte estabelecidos na definição do escopo. A análise de sensibilidade pode resultar em:

- Exclusão de estágios do ciclo de vida ou de processo elementares quando a falta de significância puder ser mostrada pela análise de sensibilidade.
- Exclusão de entradas e saídas sem significância para os resultados do estudo.
- Inclusão de novos processos elementares, entradas e saídas que se mostrem significativos através da análise de sensibilidade.

Os resultados deste processo de refinamento e a análise de sensibilidade devem ser documentados. Esta análise destina-se a limitar o tratamento subseqüente de dados para

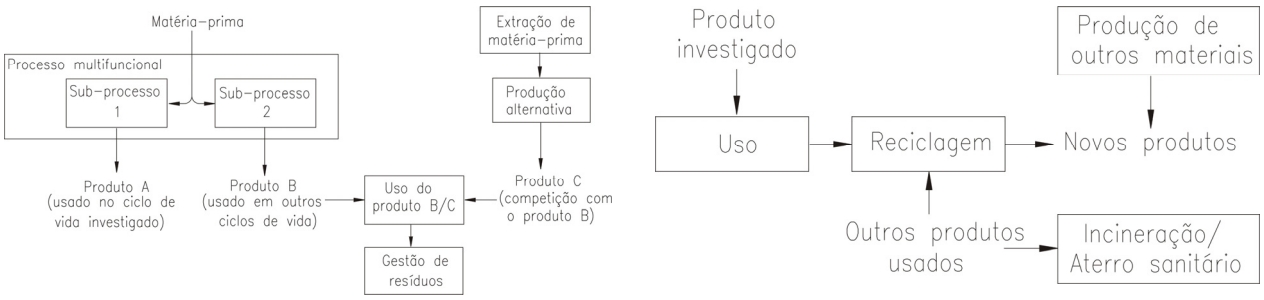
aqueles dados de entrada e saída que são determinados como sendo significativos para o objetivo do estudo de ACV.

#### 3.2.2.5 Procedimentos para alocação dos impactos ambientais

Segundo Fava *et al.* (1991), Jensen *et al.* (1997) e ABNT (2004c) como regra geral, os ciclos de produção incluem complexas interações, abrangendo geralmente, unidades de processo compartilháveis entre sistemas, em função de ciclos de reciclagem e reutilização, podendo gerar além do produto principal, resíduos e co-produtos. Considerando que estes materiais têm seu próprio ciclo de vida, critérios de alocação devem ser estabelecidos visando à divisão das cargas ambientais entre os diferentes *inputs* e *outputs* envolvidos no sistema. Os procedimentos de alocação são aplicáveis em:

- Processos marcados por múltiplas saídas, responsáveis pela produção de mais de um produto, sendo que alguns fluxos cruzam as fronteiras do sistema.
- Processos marcados por múltiplas entradas, como o tratamento de resíduos, em que diferentes materiais são tratados em um mesmo sistema.
- Processos multifuncionais, que envolvem processos de reciclagem em ciclo aberto, onde um resíduo que deixa as fronteiras do sistema é utilizado como matéria-prima por outro sistema, além dos limites do estudo, cumprindo múltiplos usos e funções, além de estar suscetível a apresentar alterações em suas propriedades físicas.

Um problema diferente da alocação é levantado na reciclagem aberta, isto é, quando o material de um ciclo de vida do produto é reciclado em outro. A produção preliminar, a reciclagem e a gestão final do resíduo de material no ciclo de vida do produto investigado cumprem uma função para outros ciclos de vida. O problema metodológico é como alocar as cargas ambientais destas atividades entre os produtos em cascata, isto é, os produtos que através da utilização da reciclagem utilizam o material no ciclo de vida investigado. Os dois problemas de alocação têm diversos aspectos em comum. Os processos multifuncionais e de reciclagem aberta são ambos, casos de sistemas multifuncionais. Mais especificamente, a produção primária, a reciclagem e as atividades finais da gestão de resíduos envolvidos na reciclagem aberta são processos multifuncionais, porque fornecem diferentes ciclos de vida com diferentes funções: material primário ao primeiro ciclo de vida e material reciclado a outros ciclos de vida. Ambos os tipos de problemas de alocação são levantados por causa da exportação das suas funções. A Figura 3.17 mostra a diferença entre os dois processos de alocação (Ekvall e Tillman, 1997; Azapagic e Clift, 1999).




(a) (b)

Figura 3.10 – (a) Processo multifuncional. (b) processo de reciclagem aberta (Ekvall e Finnveden, 2001).

Dentre os procedimentos de alocação aplicáveis a co-produtos destacam-se os métodos baseados em propriedades físicas, quantidades mássicas, conteúdo energético, estequiometria de reações químicas, assim como o valor econômico. É, neste contexto, que para efeito de inventário, as operações envolvidas na produção e na conversão de energia são consideradas como parte integrante do sistema em estudo (Seye, 2003).

Em relação as propriedades físicas os impactos são alocados por meio de critérios de causa-efeito viabilizando a divisão entre as diferentes funções do sistema. Este método é caracterizado pela disponibilidade de dados e facilidade de interpretação, porém os resultados são influenciados pela escolha da unidade funcional (Azapagic e Clift, 1999 e Ekvall e Finnveden, 2001).

### 3.2.3 Avaliação do Impacto

Consoli *et al.* (1993) e SETAC (1991) definiram que a AICV é definida como sendo um processo técnico, quantitativo ou qualitativo, para caracterizar e avaliar os efeitos das cargas ambientais identificadas no inventário. Para uma AICV, os impactos são definidos como as conseqüências causadas pelos fluxos de entrada e de saída de um sistema na saúde humana, plantas e animais, ou a disponibilidade futura dos recursos naturais. Em termos de estrutura a AICV é composta por duas classes: elementos obrigatórios e elementos opcionais (Figura 3.11).

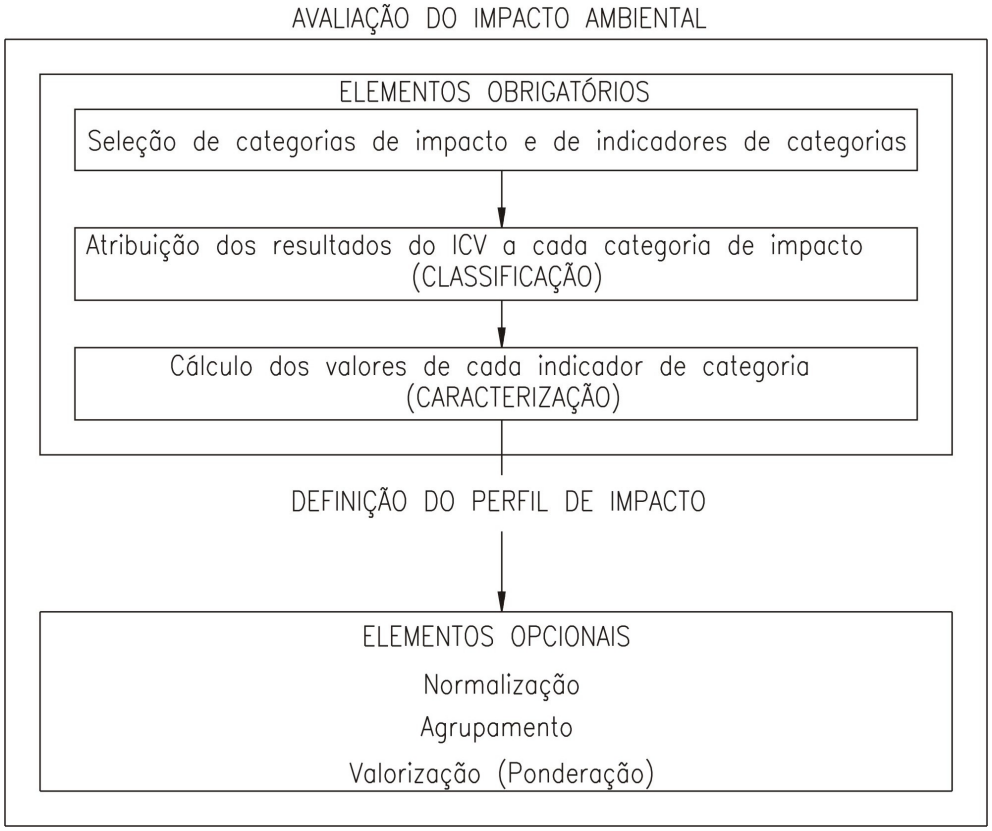



Figura 3.11 – Elementos obrigatórios e facultativos da AICV (adaptado de ABNT, 2004b).

No contexto de ACV, a análise de impacto pode servir a dois objetivos:

- Tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactos ambientais.
- Facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais manejáveis e significativas para a tomada de decisão.

Segundo Udo de Haes (1996) os procedimentos de AICV podem ser classificados em procedimentos de "fase-única" e procedimentos de "multi-fase". A principal razão para uma abordagem de "fase-única" é a sua simplicidade de aplicação. Neste procedimento, a saída da análise do inventário é diretamente relacionada com alguns valores de referência, como por exemplo, normas de qualidade ambiental ou custos de redução de emissões, seguida pela agregação dos valores resultantes. Devido, sobretudo à sua maior transparência, o procedimento de "multi-fase" tem sido preferido.

Segundo Kulay (2004) a AICV tem na avaliação dos impactos causados pelos aspectos ambientais relacionados na etapa de ICV seu principal objetivo. Além disso, essa etapa presta-se também a fornecer informações à etapa de Interpretação. Atuando em conjunto com os demais componentes da ACV a avaliação de impactos permite a elaboração de um quadro

preciso do desempenho ambiental do sistema de produto sob avaliação. Para tanto, a AICV emprega as categorias de impacto, que representam em termos conceituais, as classes de problemas ambientais relevantes que podem ser provados, ou até agravados, pelos aspectos ambientais do sistema em estudo. Os resultados do AICV permitem a organização de um perfil de impactos ambientais do sistema de produto, que representam as contribuições por ele impostas para diversas categorias de impacto. Dependendo dos objetivos a que se destina a ACV, o desempenho do ciclo de vida sob avaliação poderá ser também representado por um indicador único. O nível de detalhe, a escolha dos impactos avaliados e as metodologias usadas dependem do objetivo e escopo do trabalho. A estrutura metodológica e científica para avaliação do impacto, além dos modelos de categorias de impacto encontram-se em desenvolvimento. A escolha, a modelagem e a avaliação de categorias de impacto são subjetivas. Alguns impactos ambientais são globais, outros são regionais e locais.

Os elementos obrigatórios convertem os resultados do ICV em resultados de indicador de categoria para as diferentes categorias de impacto e os elementos opcionais servem para normalizar, agrupar ou ponderar os resultados do indicador e técnicas de análise de qualidade dos dados. A Figura 3.12 representa a estrutura geral da AICV, mostrando a relação entre os resultados do ICV, categorias de impacto, indicadores de categoria e categorias de ponto final.

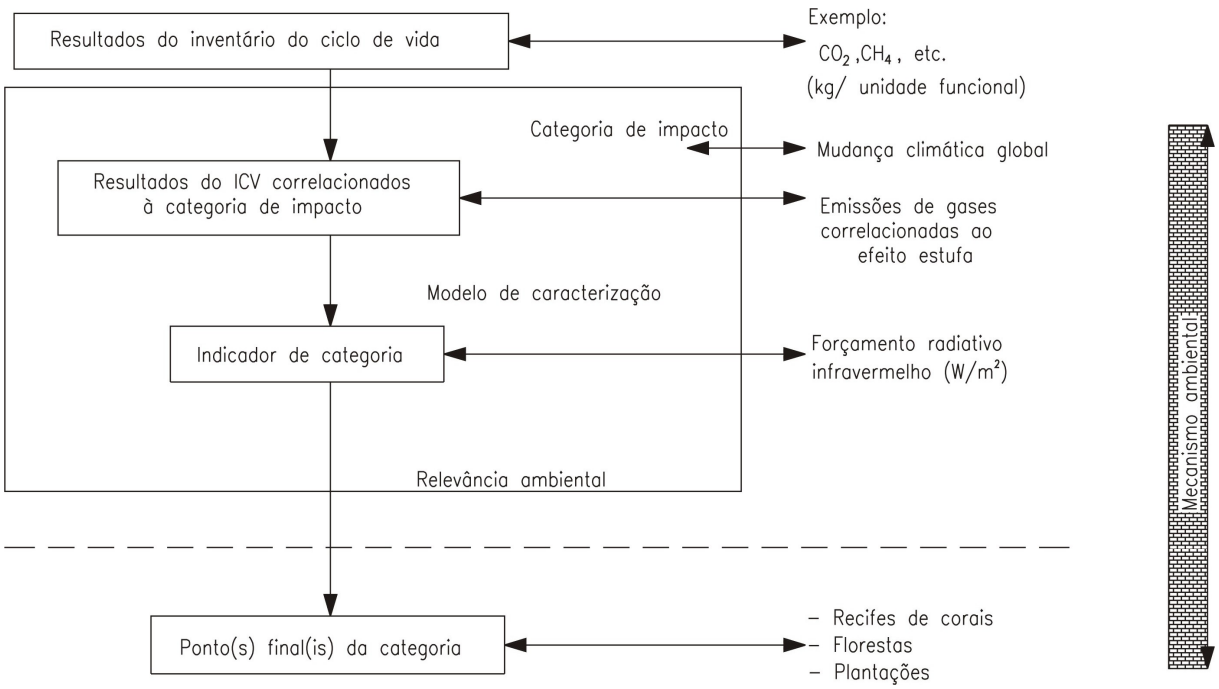



Figura 3.12 – Conceito de indicadores de categoria (ABNT, 2004).

#### 3.2.3.1 Categorias de impacto

O termo variável ambiental é atribuído a qualquer grandeza física, química ou biológica, determinada de forma direta, por meio de medidas ou análises, ou então de forma indireta, mediante correlações matemáticas ou gráficas. A variável ambiental tem a finalidade de caracterizar o impacto ambiental, como por exemplo, no caso da vazão de uma substância tóxica em uma corrente líquida ou da concentração de metais pesados nos gases de uma chaminé. A variável ambiental origina impactos ambientais que podem afetar algumas áreas de proteção.

Segundo Udo de Haes (1996) os indicadores ambientais estão diretamente associados às intervenções ambientais dos processos que eles representam, e por isso podem ser classificados, de forma ampla, dentro de três grupos denominados de área de proteção: recursos naturais, saúde humana e sistemas ecológicos. Cada uma destas áreas de proteção é representada por um conjunto de categorias de impacto ambiental, sendo que cada categoria é associada a pelo menos um indicador ambiental.

Algumas categorias de impacto de cunho global ou regional, tais como: aquecimento global, redução da camada de ozônio, formação de compostos foto-oxidantes, eutrofizantes ou acidificantes, podem participar com diferente importância nos três grupos de áreas de proteção citados anteriormente (recursos naturais, saúde humana e sistemas ecológicos).

Para uma detalhada avaliação do impacto ambiental relativo às áreas de proteção saúde humana e ecossistemas, é necessário o estabelecimento de modelos que representem a persistência, a reatividade e a mobilidade de uma determinada substância, a rota de exposição dos seres vivos a esta substância e, finalmente, o grau de toxicidade da substância considerada.

Segundo Mackay (2001) para execução da modelagem dos impactos ambientais é preciso conhecer a multidisciplinaridade e transversalidade das substâncias nos compartimentos ambientais. Portanto, o primeiro passo para realização da modelagem dos impactos é a divisão do ambiente em compartimentos ou meios principais: ar, água e solo. O modelo utilizado pode ser monocompartimental, o qual é circunscrito somente ao meio onde houve a emissão, ou então multicompartimental, englobando os três compartimentos. Alguns modelos mais detalhados utilizam a figura de subcompartimentos que se encontram em equilíbrio químico com o compartimento ao qual fazem parte. Por exemplo, as emissões para o compartimento água podem ser divididas em subcompartimentos, tais como: água subterrânea, lago, rio e oceano.

Segundo Fava *et al.* (1991) não existe uma série de categorias de impactos predeterminadas utilizadas como padrão. Cada objetivo e escopo requer diferentes categorias de impactos, usualmente determinadas pelo interesse do público alvo. A escolha das categorias é feita mediante julgamentos subjetivos. Essas categorias surgem mediante o conhecimento ambiental que explicitam como ponto final do impacto é afetado.

De acordo com Udo de Haes (1996) a categoria do recurso solo é um tanto heterogênea, englobando impactos da exploração do próprio solo, produção de bens, processos de degradação do solo, e várias formas de degradação do ecossistema incluindo fogo e fragmentação da paisagem. O autor propõe esta categoria de impacto como fazendo parte das categorias relacionadas com entradas (grupo de depleção de recursos).

Segundo Heijungs *et al.* (1997) a percepção do que se entende por "utilização de solo" está longe de ser clara. Alguns autores interpretam "utilização de solo" em termos de uma ocupação de solo, indiferentemente da qualidade do solo e dos aspectos perturbadores da atividade considerada. No outro extremo encontram-se os autores que consideram que deve ser feita uma análise cuidadosa do tipo de solo perturbado e por quanto tempo, incluindo aspectos tais como: tempo de regeneração e biodiversidade.

#### 3.2.3.2 Seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização

A Equação 3.6 fornece um exemplo para os dados de emissões de como os indicadores para cada categoria de impacto podem ser calculados a partir dos dados do inventário de um produto, usando fatores de caracterização genéricos. Estes fatores são tipicamente a saída dos modelos de caracterização e são retirados da literatura, na forma de base de dados, bem como em ferramentas de suporte à ACV disponíveis. Existem equações genéricas similares e dados disponíveis para resíduos e consumo de recursos (Pennington *et al.*, 2004).

$$Indicadores\ de\ categoria = \sum_{s} fator(es)\ de\ caracterização \cdot inventário(s)\ das\ emissões \quad (3.6)$$

Onde $s$ denota uma substância química qualquer. Os dados de emissões do inventário são dados em termos da massa liberada para o ambiente. Os fatores de caracterização da Equação 3.6 expressam linearmente a contribuição para uma categoria de impacto de uma unidade funcional de massa (1 kg) de uma emissão para o ambiente. Como exemplo, as

contribuições relativas de diferentes gases que contribuem para mudança climática são comumente comparadas em termos de $CO_2$ equivalente usando potenciais de aquecimento global (GWP). Um $GWP_{500}$ de 100 implica que 1 kg da substância tem o mesmo efeito cumulativo de mudança climática que 100 kg de $CO_2$ durante, neste caso, um período de tempo de 500 anos (Pennington *et al.*, 2004).

**a) Toxicidade Humana**

Segundo Wenzel *et al.* (1997) a toxicidade humana é ocasionada pelas atividades antrópicas que emitem substâncias químicas tóxicas, as quais podem chegar a atingir o ser humano através das rotas de exposição no ambiente. Isto ocorre devido às características das substâncias em combinação com o modo de emissão. As rotas de exposição descritas podem ocorrer através da via aérea ou então por meio de ingestão de alimentos. A toxicidade humana é causada por substâncias que apresentam características tóxicas, não biodegradáveis e que se concentram nos organismos vivos. A toxicidade humana é um impacto que afeta os seres humanos em escala local, regional e global. Esta categoria abrange os aspectos associados aos efeitos à saúde humana de substâncias tóxicas presentes no ambiente. Vários métodos de caracterização foram desenvolvidos para esta categoria, gerando fatores de caracterização normalmente referidos como HTP.

Segundo Guinée *et al.* (2002) após a emissão de uma determinada substância química em um compartimento ambiental (ar, água, solo) vários mecanismos de transporte e reação afetam a concentração desta substância em cada um dos compartimentos ambientais. Uma das abordagens mais comuns é focada nos mecanismos ambientais ocorrendo apenas no próprio compartimento em que houve a emissão. A outra abordagem emprega modelos multimeios também denominados multicomportamentais, os quais prevêem simultaneamente as concentrações químicas nos diferentes compartimentos considerados.

Para o cálculo do índice de Toxicidade Humana alguns conceitos importantes devem ser conhecidos.

- Fator de destinação: define o tempo de residência de uma substância em um compartimento ambiental específico, e depende dos mecanismos de degradação e dos processos de transporte entre os diferentes compartimentos. As propriedades mais relevantes são: volatilidade, densidade, ponto de fusão, solubilidade em água, taxas de oxidação, hidrólise e fotólise, taxa de degradação microbiana (Mackay, 2001).

- Fator de transferência: estabelece a fração da substância que é transferida do compartimento considerado para uma rota de exposição específica (Allen e Shonnard, 2002).
- Fator de absorção: representa a quantidade absorvida pelo homem depene de seu padrão alimentar, consumo de água e volume respiratório. As principais características são volatilidade, transporte através das camadas dérmicas, da membrana pulmonar e taxa de degradação do organismo (Allen e Shonnard, 2002).
- Fator de efeito: relaciona a substância considerada com os danos produzidos no homem, estabelecidos por relações dose-resposta. Os principais aspectos considerados são a toxicidade carcinogênica e a toxicidade não-carcinogênica (Hertwich, 1999).

A fórmula genérica para determinação do HTP de uma substância *i* é expressa por:

$$HTP_{i,amb} = \sum_{enc}\sum_{er} DF_{i,emc,enc} \cdot CF_{i,enc,er} \cdot AF_{er} \cdot EF_{i,er} \tag{3.7}$$

Em alguns métodos, as contribuições de cada rota de exposição não são somadas, gerando diferentes *HTP´s*, uma para cada rota de exposição considerada. Em alguns modelos, o transporte intermeios e a degradação são computados separadamente. O *HT*P é calculado em relação a uma substância de referência, conforme apresentado na Equação (3.8):

$$HTP_{i,amb} = \frac{\sum_{enc}\sum_{er} DF_{i,emc,enc} \cdot CF_{i,enc,er} \cdot AF_{er} \cdot EF_{i,er}}{\sum_{enc}\sum_{er} DF_{ref,emc,enc} \cdot CF_{ref,enc,er} \cdot AF_{er} \cdot EF_{ref,er}} \tag{3.8}$$

Na Equação (3.8) os símbolos são equivalentes aos apresentados na Equação (3.7), sendo que no denominador a substância *i* é substituída pela substância de referência (*ref*). A escolha da substância de referência é arbitrária.

Huijbrets (1999) baseado na modelagem de destino utilizou o modelo USES-LCA e calculou a equivalência de 181 substâncias em relação ao 1,4 diclorobenzeno. Para realizar este cálculo de um fator de caracterização único para cada compartimento de emissão os quatro fatores da Equação 3.8 foram agregados e calculados para escala global e continental, numa base populacional, ou seja, quanto maior for a população exposta, maior será o peso do fator associado. Os potenciais de toxicidade humana foram calculados para 181 substâncias em equivalência com o 1,4 diclorobenzeno para horizontes de 20, 100 e 500 anos. As

substâncias analisadas compõem apenas uma pequena fração do universo de substâncias tóxicas conhecidas. No entanto, se um estudo de caso envolver substâncias que não fazem parte da lista, os *HTP´s* dessa substância devem ser calculados ou estimados por extrapolação, com base nos *HTP´s* de substâncias similares ou relacionadas.

A equação proposta por Huijbrets (1999) para o cálculo do *HTP* foi:

$$HTP_{i,amb} = \frac{\sum_{er}\sum_{esc} PDI_{i,emc,er,esc} \cdot ADI_{i,er} \cdot PD_{esc}}{\sum_{er}\sum_{esc} PDI_{ref,emc,er,esc} \cdot ADI_{ref,er} \cdot PD_{esc}} \tag{3.9}$$

Da Equação (3.9) podem ser calculados Indicadores de Toxicidade Humana (*HUT*) para os três compartimentos ambientais considerados: solo, água e ar. O *HUT* devido aos efluentes gasosos, para uma corrente *k* emitida no ar é calculado por:

$$HUT_{k,ar} = \sum_{i} HTP_{i,ar} \cdot m_{i,k} \tag{3.10}$$

O indicador de *HUT* devido aos efluentes líquidos para corrente *k* emitida na água será dada por:

$$HUT_{k,ag} = \sum_{i} HTP_{i,ag} \cdot m_{i,k} \tag{3.11}$$

O *HUT* devido aos efluentes sólidos para a corrente *k* emitida na água será fornecido por:

$$HUT_{k,rsol} = \sum_{i} HTP_{i,rsol} \cdot m_{i,k} \tag{3.12}$$

O *HUT* para a corrente *k* é formado pela soma dos indicadores de *HUT´s* calculados pelas Equações (3.10), (3.11) e (3.12), dado por:

$$HUT_k = HUT_{k,ar} + HUT_{k,ag} + HUT_{k,rsol} \tag{3.13}$$

**b) Mudança climática global**

Segundo Houghton *et al.* (1990) e Boden *et al.* (1990) a temperatura global média aumentou 0,5ºC desde a Revolução Industrial. Neste mesmo período ocorreu um marcante aumento no lançamento de gases que conduzem ao aquecimento, especialmente $CO_2$ oriundo da queima de combustíveis fósseis, e foi observado que houve um aumento significativo na concentração de $CO_2$ na atmosfera, de aproximadamente 280 ppm em base volumétrica em 1800, para aproximadamente 350 ppm em 1990, gerando o efeito estufa. O acúmulo de $CO_2$ na atmosfera cria uma camada que aumenta a reflexão de ondas de calor de volta à Terra.

Segundo Graedel e Allenby (1995) alguns pesquisadores prevêem para as próximas décadas um aumento na temperatura global da ordem de 0,5 a 5ºC, juntamente com numerosos efeitos correspondentes, como por exemplo, uma elevação do nível do mar de 20 a 40 cm, o que levaria à inundação de muitas cidades litorâneas. A causa principal do aquecimento global é o aumento do lançamento dos gases associados ao efeito estufa. Estes gases absorvem radiação na faixa de 8 a 20 μm e assim interferem no balanço energético da Terra.

A energia de entrada absorvida pela Terra é de radiação solar de onda pequena, já a saída de energia emitida para o espaço é de radiação solar de onda longa. A equação de balanço energético diz que a acumulação de energia na Terra é igual a entrada energética menos a saída energética. Como a entrada energética é maior do que a saída, esta equação resulta no aumento dos níveis de energia, na forma de calor da Terra e de sua temperatura Graedel e Allenby (1995).

Visando a comparação entre os diversos gases que provocam o efeito estufa é definido como fator de caracterização o *GWP*, para cada diferente substância gasosa, como sendo a relação entre o aumento de absorção de radiação infravermelha devido a emissão instantânea de 1 kg desta substância e o aumento de radiação infravermelha devido à emissão de 1 kg de $CO_2$ ambos integrados ao longo de um mesmo período de tempo *t* (anos):

$$GWP_{t,i} = \frac{\int_0^t a_i c_i(t)dt}{\int_0^t a_{CO_2} c_{CO_2}(t)dt} \tag{3.14}$$

Horizontes de tempos longos (100 e 500 anos) são utilizados para o efeito cumulativo, enquanto horizontes de tempo curto (20 anos) traduzem uma indicação dos efeitos de curto

prazo das emissões. As incertezas no *GWP* aumentam com a extensão do horizonte temporal. O Indicador de Aquecimento Global (*GWI*) para uma determinada corrente do processo é dado a partir do fator de caracterização expressão na Equação 3.15:

$$GWI_k = \sum_i GWP_{t,i} \cdot m_{i,k} \tag{3.15}$$

**c) Depleção da camada de ozônio**

A camada de ozônio é uma camada natural da estratosfera (faixa que se estende entre 15 e 50 km de altitude) que funciona como um filtro, impedindo a passagem de raios ultravioleta provenientes do sol. Com a diminuição da concentração de ozônio na estratosfera, diminui a absorção destas radiações, aumentando sua incidência sobre os sistemas biológicos a ela sensíveis. Algumas das conseqüências da destruição da camada de ozônio são: danos ao homem, tais como: catarata, câncer de pele, queimaduras, problemas no sistema imunológico. Além disso, também podem ser registrados danos à natureza como a diminuição da capacidade de realização da fotossíntese ocasionando a redução no crescimento das plantas (Kiperstok *et al.*, 2002).

Em 1931 foi produzido o CFC-12 e a partir de 1934 teve início a produção de CFC-11. Nos anos seguintes os CFC´s provaram ser os compostos ideais para muitas aplicações, e não seria exagero afirmar que muito do moderno estilo de vida do século XX só foi possível devido à utilização desses produtos em larga escala. Todavia, em 1974 foi publicado o primeiro artigo alertando que os CFC´s presentes na atmosfera poderiam destruir a camada protetora de ozônio. Com o avanço das pesquisas descobriu-se que outras substâncias químicas poderiam causar a depreciação da camada de ozônio, tais como: clorofluorcarbonos (CFC´s), o bromo (Br), óxido de hidrogênio (OH), óxido nítrico (NO) e hidrocarbonetos halogenados (Tanimoto *et al.*, 1999).

Foi observado que a quantidade total de ozônio em algumas regiões polares foi reduzida em mais de 50% ao longo dos últimos 40 anos (Graedel e Alllenby, 1995).

Segundo Solomon e Albritton (1992) o indicador de depleção da camada de ozônio está relacionado com a ação que as substâncias químicas citadas exercem sobre a camada de ozônio estratosférico. Atualmente, existe um consenso de ponto intermediário, proposto pela OMM. Este indicador é baseado na contribuição da taxa emitida (kg/ano) de cada uma destas substâncias e a modificação do estado de equilíbrio de uma coluna de ozônio estratosférico num determinado intervalo de tempo, tomado em relação ao CFC-1. Os autores citados

propuseram 8 faixas de tempo, variando de 5 a 500 anos. O Potencial de Depleção do Ozônio (ODP) é dado por:

$$ODP_i = \frac{\delta[O_3]_i}{\delta[O_3]_{CFC-11}} \tag{3.16}$$

O indicador de Depleção da Camada de Ozônio para uma determinada corrente do processo é dado a partir do fator de caracterização e é definido por:

$$ODI_k = \sum_i ODP_i \cdot m_{i,k} \tag{3.17}$$

**d) Acidificação**

Segundo Davis e Cornwell (1998) as nuvens, orvalho e névoa são ligeiramente ácidas em função da dissolução de $CO_2$ e conseqüente formação de $H_2CO_3$. O pH da chuva normalmente se situa em torno de 5,6. Emissões atmosféricas de $SO_x$, $NO_x$ e COV decorrentes das atividades humanas, conduzem à formação de $H_2SO_4$, $HNO_3$, $O_3$ e $H_2O_2$, e por conseguinte causam aumento na acidez da precipitação. Em alguns lugares da Europa e EUA chegam a se verificar chuvas com pH na faixa de 3,0.

Um dos maiores responsáveis por esse processo é a queima de combustíveis fósseis. Emissões provenientes de vazamentos de combustíveis e outros compostos para a atmosfera contribuem também com este problema. Enquanto que os compostos de enxofre decorrem da presença deste elemento no óleo cru, os $NO_x$ são formados principalmente pela oxidação do nitrogênio atmosférico em condições de combustão que podem ser evitadas. O uso do petróleo de baixo teor de enxofre reduz este problema. Alternativamente, o enxofre pode ser removido da linha de produção de combustíveis nas refinarias de formas variadas, inclusive na forma de enxofre elementar (Kiperstok *et al.*, 2002).

Emissões de COV são antes de tudo, perdas indesejáveis de produtos para a atmosfera, decorrentes de condições inadequadas de transporte, armazenamento, carga e descarga. Em países como EUA e Reino Unido, cuja matriz energética se baseia fundamentalmente na queima de combustíveis fósseis, as centrais termelétricas se constituem em fator central na geração de $SO_x$. Neste sentido, a substituição do carvão mineral pelo gás natural, a partir da exploração intensiva deste combustível do Mar do Norte, representou uma redução

substancial do problema no Reino Unido. No Brasil, a queima de combustível no transporte rodoviário se destaca entre as fontes deste problema, associado com as fontes de poluição industrial. Uma das maiores conseqüências decorrentes das deposições ácidas é a acidificação do solo e dos sistemas aquáticos, ocasionando perda de fertilidade. Além disso, provoca sérias perdas econômicas e culturais ao corroer edificações, equipamentos e obras-de-arte (Kiperstok *et al.*, 2002).

Segundo Ferreira (2004) a acidificação afeta as áreas de proteção da saúde humana e sistemas ecológicos. A acidificação é uma das categorias de impacto na qual a sensibilidade local possui um papel fundamental e a possibilidade de inclusão de diferenças regionais no modelo de ACV tem sido um ponto chave nos anos mais recentes. Potenciais de acidificação foram desenvolvidos em analogia aos potenciais de mudança climática e depleção da camada de ozônio. O potencial de formação de ácidos de uma substância está relacionado com o número de moles do íon $H^+$ criado por mol da substância emitida. A equação estequiométrica representando esta relação é:

$$I + \ldots \rightarrow \nu H^+ + \ldots \tag{3.18}$$

Por esta relação, um mol de $SO_2$ produz dois moles de $H^+$, um mol de $NO_x$ produz um mol de $H^+$ e um mol de $NH_x$ produz um mol de $H^+$ . A acidificação normalmente é expressa em base mássica, sendo neste caso o $H^+$ criado por unidade de massa da substância emitida dado por:

$$\eta_i = \frac{\nu_i}{MM_i} \tag{3.19}$$

O Potencial de Formação de Ácidos (*AFP*) da substância *i* é expresso utilizando como composto de referência o $SO_2$, da seguinte forma:

$$AFP_i = \frac{\eta_i}{\eta_{SO_2}} \tag{3.20}$$

O indicador de emissão de compostos acidificantes para uma determinada corrente do processo é expresso por:

$$API_k = \sum_i AFP_i \cdot m_{i,k} \tag{3.21}$$

**e) Ecotoxicidade**

Segundo Jonhson e Whitehouse (2005) a ecotoxicidade de uma substância está relacionada com os seus efeitos tóxicos nos organismos vivos, em especial nas populações e comunidades em ecossistemas definidos. Neste tipo de abordagem devem ser incluídas as vias de transferência e as interações com ambiente. Os efeitos ecológicos adversos são provocados pela emissão de compostos químicos sintéticos que possuem elevado potencial de ecotoxicidade. A ecotoxicidade é determinada em bioensaios, observando-se a resposta de uma dada população de organismos, quando exposta a diferentes níveis de concentração do poluente. No caso da toxicidade aguda, a duração do ensaio pode variar de algumas horas a dias. Observa-se qual é o nível de diluição do poluente que acarreta uma letalidade de 50% na população testada ($CL_{50}$). Organismos de diferentes níveis tróficos podem ser utilizados, tais como: bactérias, algas, peixes, plantas, etc.

Um efeito agudo não é sempre medido em termos de letalidade, podendo também ser avaliado por outros efeitos graves como a inibição do movimento ou da respiração do organismo. Nesse caso, utiliza-se o parâmetro $CE_{50}$ (concentração efetiva). A ecotoxicidade crônica é determinada em bioensaios com tempos de exposição de pelo menos metade do ciclo de vida do organismo. De modo geral, os efeitos são subletais e são observados em condições nas quais os agentes tóxicos permitem a sobrevivência do organismo, embora afetem uma ou várias funções biológicas, tais como: reprodução, crescimento, etc. A categoria de impacto de ecotoxicidade compreende os impactos de substâncias tóxicas nos ecossistemas: aquático, terrestre e sedimento. A área de proteção é o ambiente natural (e recursos naturais). Uma variedade de métodos de caracterização da ecotoxicidade tem sido desenvolvida. Os fatores de caracterização são geralmente referidos como potenciais de ecotoxicidade (ETP´s). A equação para determinação dos ETP´s é sempre definida relativamente a uma substância de referência (Jonhson e Whitehouse, 2005).

$$ETP_{i,amb} = \frac{\sum_{f} DF_{i,emc,enc} \cdot EF_{i,emc}}{\sum_{f} DF_{ref,emc,enc} \cdot EF_{ref,enc}} \quad (3.22)$$

Os símbolos do denominador da Equação 3.22 têm o mesmo significado que os do numerador só que em vez de representar a substância *i* eles são usados para identificar à substância de referência *ref* . A escolha da substância de referência é arbitrária, por exemplo, o CML 2 baseline 2000 utiliza o 1,4 diclorobenzeno como sustância de referência. O resultado do indicador para ecotoxicidade para um horizonte de tempo específico, pode ser calculado utilizando a Equação 3.23.

$$ECO = \sum_{i} \sum_{emc} ETP_{i,emc,t} \cdot m_{i,emc} \quad (3.23)$$

Huijbregts (1999) desenvolveu um método para o cálculo dos fatores de ecotoxicidade, que é usado no CML 2000. Este método compreende fatores de toxicidade humana, o que é uma vantagem adicional, pois permite que as duas categorias de impacto sejam avaliadas com um modelo de destino similar. Este modelo prevê o cálculo de cinco subcategorias de ecotoxicidade: aquática de água doce, aquática marina, sedimento de água doce, sedimento marino e terrestre, cada um deles para diferentes horizontes de tempo. Os fatores propostos são mostrados na Equação 3.24.

$$FAETP_{i,amb} = \frac{PEC_{i,emc,ag} \cdot EF_{i,ag}}{PEC_{1,4-DB} \cdot EF_{1,4-DB,ag}} \quad (3.24)$$

Aplicando a Equação 3.24 calcula-se a ecotoxicidade para água marinha ( $MAETP_{i,emc}$ ) e a ecotoxicidade terrestre ( $TETP_{i,emc}$ ). Estes potenciais de toxicidade são baseados na relação *PEC/PNEC* devidamente pesados na base do volume (água) ou peso (solo e sedimento) dos compartimentos considerados. Para estes potenciais de toxicidade Huijbregts (1999) utilizou cenários de análise para avaliar a sensibilidade do modelo para diferentes horizontes de tempo e espacial. Como no caso da toxicidade humana, este método foi calculado para 180 substâncias.

### f) Formação de oxidantes fotoquímicos

A formação de ozônio fotoquímico é um tipo de impacto que pode receber contribuições do CO e de todos os COV´s capazes de reagirem com o radical hidróxido k(OH) para formar radicais peróxido, que na presença de $NO_x$ e a luz UV podem induzir a formação de ozônio e outros compostos reativos na troposfera (Ferreira, 2004).

É importante notar que este fenômeno ocorre somente na presença de $NO_x$, e tanto os COV's como o $NO_x$, contribuem para este impacto. Têm sido desenvolvidos potenciais de formação de ozônio fotoquímico (POCP) para avaliação da contribuição relativa, na formação do ozônio troposférico, de diferentes compostos orgânicos voláteis. A formação de ozônio fotoquímico está normalmente associado com os *summer smog*, na qual as substâncias mais reativas irão reagir dentro de algumas horas na vizinhança da fonte emissora, isto é ao nível local ou regional, enquanto os compostos menos reativos podem demorar mais tempo antes dos oxidantes serem formados (Heijungs *et al.*, 1992).

Segundo Ferreira (2004) o POCP de uma emissão é a relação entre a alteração na concentração de ozônio devida a uma alteração na emissão daquele COV e a alteração na concentração de ozônio devida a uma alteração na emissão de etileno. A expressão matemática do modelo é:

$$POCP_i = \frac{y_i / r_i}{y_{C_2H_4} / r_{C_2H_4}} \tag{3.25}$$

Em Heijungs *et al.*, (1992) são apresentados, para várias substâncias, valores médios de POCP, baseados em três cenários e nove dias e a informação para valores de POCP calculados com base em três cenários e onze dias. Estes resultados podem ser considerados como uma indicação da incerteza dos diferentes métodos utilizados, para calcular a alteração na concentração de ozônio devido a uma alteração na emissão do COV.

A formação de oxidante total para diferentes tipos de emissões de COV, obtém-se através da expressão:

$$FOF = \sum_i POCP_i \cdot m_i \tag{3.26}$$

**g) Eutrofização**

Segundo Bauer (2003) a eutrofização abrange todos os impactos potenciais relacionados com níveis excessivamente altos de macronutrientes, dos quais os mais importantes são o nitrogênio e o fósforo. Este excesso de macronutrientes pode causar o acelerado crescimento de biomassa e a mudança da composição das espécies em ecossistemas aquáticos e terrestres. Além disso, altas concentrações de nutrientes podem tornar águas superficiais inadequadas para o uso como água potável. Em ecossistemas aquáticos, o crescimento exagerado da biomassa pode reduzir drasticamente o nível de oxigênio dissolvido na água. Como as emissões de matéria orgânica degradável têm um efeito similar, estas emissões também devem ser consideradas dentro desta categoria de impacto. A eutrofização afeta os recursos naturais, os ecossistemas e a saúde humana.

O fato da caracterização utilizado para agregar as intervenções na categoria de impacto Eutrofização é o potencial de eutrofização ($EP$) é definido no modelo proposto por Heijungs *et al.*, (1992) como a relação entre o potencial de biomassa em equivalentes de nitrogênio (N) ($\nu_i$) pela quantidade emitida de substância ($M_i$) e o potencial de biomassa em equivalentes $N$ ($\nu_{ref}$) por quantidade emitida de uma substância de referência ($M_{ref}$). A substância de referência é o ($PO_4^{-3}$). A expressão para o cálculo é:

$$EP_i = \frac{\nu_i / M_i}{\nu_{PO_4^{-3}} / M_{PO_4^{-3}}} \tag{3.27}$$

$$EUT = \sum_i EP_i \cdot m_i \tag{3.28}$$

O valor é expresso em kg equivalentes de $PO_4^{-3}$. O método proposto por para Heijungs *et al.*, (1992) para a avaliação da eutrofização é o utilizado no CML 2000. No entanto, a avaliação da eutrofização deve ser feita utilizando um método que inclua o destino e exposição do meio, bem como, a variação da sensibilidade dos ecossistemas expostos.

**h) Depleção de recursos abióticos**

De acordo com Ferreira (2004) o método de caracterização baseado nas últimas reservas existentes de minerais e taxas de extração é a melhor opção para caracterização desta categoria de impacto ambiental, pelo fato destes parâmetros melhor refletirem a depleção dos recursos (Equação 3.29):

$$ADP_j = \sum_i \frac{PLR_i}{EAL_{ref}} \left[ \frac{R_{ref}}{R_i} \right]^2 \cdot m_i \tag{3.29}$$

O resultado do indicador, expresso em kg de um recurso de referência (antimônio) é:

$$AD = \sum_i ADP_i \cdot m_i \tag{3.30}$$

Guinée (1995) desenvolveu potenciais de depleção dos recursos abióticos para muitos elementos utilizando o antimônio como elemento de referência. Os aspectos mais importantes na definição do problema de depleção dos recursos abióticos são a sua abundância (reservas) e a sua importância social (produção anual). Existem, no entanto, outros aspectos que devem ser considerados na definição do problema de depleção, tais como: reservas provadas; possibilidade de substituição (combustíveis fósseis por energia solar); funcionalidade (expressa em preço).

### 3.2.3.3 Classificação

A classificação é relacionada qualitativamente e agrupa os resultados do inventário com as categorias de impactos ambientais supracitados. Este agrupamento é realizado de tal forma que uma entrada proveniente do inventário possa ser incluída em mais do que uma categoria, por exemplo, os óxidos de nitrogênio podem causar acidificação e eutrofização, além de serem precursores de oxidação fotoquímica, juntamente com compostos orgânicos voláteis (Yokote, 2003). Na Tabela 3.1 mostra-se um exemplo de classificação.

Tabela 3.1 – Exemplo de classificação dos impactos ambientais (Yokote, 2003).

| Categorias de impacto | Recursos | | Emissões | | | | | Efluentes | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Cobre | Petróleo | $CO_2$ | $C_xH_y$ | $NO_x$ | $NH_3$ | CFC-12 | $NO_3^-$ | $PO_4^{-3}$ |
| Esgotamento de recursos energéticos | – | + | – | – | – | – | – | – | – |
| Esgotamento de recursos materiais | + | – | – | – | – | – | – | – | – |
| Mudança climática | – | – | + | – | – | – | + | – | – |
| Oxidação fotoquímica | – | – | – | + | – | – | – | – | – |
| Toxicidade humana | – | – | – | – | + | + | – | + | – |
| Acidificação | – | – | – | – | + | – | – | – | – |
| Eutrofização | – | – | – | – | + | + | – | + | + |
| Degradação da camada de ozônio | – | – | – | – | – | – | + | – | – |
| Ecotoxicidade aquática | – | – | – | – | – | – | – | – | – |

+: contribui para categoria de impacto

–: Não contribui para categoria de impacto.

Por exemplo, dado que uma molécula de $SO_2$ pode ficar ao nível do solo ou viajar através da atmosfera, ela pode afetar ou a saúde humana ou a acidificação (mas não ambas ao mesmo tempo). Por isso, as emissões de $SO_2$ devem tipicamente ser divididas entre aquelas duas categorias de impacto (50% afeta à saúde humana e 50% afeta à acidificação). Pelo contrário, dado que o dióxido de nitrogênio $NO_2$ pode potencialmente afetar a formação de ozônio fotoquímico e a acidificação (ao mesmo tempo), a quantidade total de $NO_2$ deve ser alocada a ambas as categorias de impacto (100% à formação de ozônio fotoquímico e 100% à acidificação) (Ferreira, 2004).

#### 3.2.3.4 Caracterização

Na caracterização, a contribuição de cada impacto ambiental é quantificada. Existem diversos modelos ambientais sendo desenvolvidos para este propósito, os quais estabelecem meios de tratar as diferenças locais. Estes modelos providenciam os fatores de equivalência

que indicam quanto determinada substância contribui para o impacto, comparando com a substância de referência (Galdiano, 2006).

A caracterização é a fase na qual os valores do indicador são calculados para cada categoria de impacto, utilizando fatores de caracterização. A saída da fase de caracterização pode ser referida como o perfil ambiental, consistindo de um número de medidas de impacto ou descrições. O cálculo dos resultados do indicador envolve duas fases (ISO, 1998):

- Seleção e utilização dos fatores de caracterização para converter os resultados de ICV atribuídos em unidades comuns.
- Agregação dos resultados de ICV convertidos no resultado do indicador.

#### 3.2.3.5 Normalização, agrupamento e ponderação

Segundo Yokote (2003) a ABNT define 3 elementos opcionais na AICV: normalização, agrupamento e ponderação. A normalização emprega informações de referência enquanto que o agrupamento e a ponderação empregam juízo de valores. A normalização ou cálculo da magnitude tem por finalidade dar um melhor entendimento da grandeza do impacto potencial do sistema produtivo, além de auxiliar na análise de consistência e na comunicação da significância do indicador de impacto. O procedimento de normalização é feito pela divisão do indicador de impacto por um valor de referência que pode ser:

- O total das emissões ou o uso de recursos para uma dada área (global, regional, nacional ou local).
- O total das emissões ou uso de recursos para uma dada área em uma base per capita ou medida similar.

A normalização dos resultados do indicador é um elemento opcional da fase de AICV, que tem como objetivo compreender melhor a magnitude relativa de cada resultado do indicador do sistema de produto em estudo. Normalizar os resultados do indicador é calcular a sua magnitude relativamente a uma informação de referência, que pode ser útil, por exemplo, para verificar inconsistências, prover e comunicar informação numa significância relativa do resultado dos indicadores e preparar para procedimentos adicionais, tais como, agrupamento, ponderação ou interpretação do ciclo de vida (Ferreira, 2004).

Como a normalização dos resultados do indicador altera a saída dos elementos obrigatórios da fase AICV pode ser desejável utilizar mais que um sistema de referência (análise de sensibilidade), para mostrar as conseqüências na saída dos elementos obrigatórios da fase AICV. A estrutura matemática da fase de normalização é a seguinte (Heijungs, 1996):

$$N_j = \frac{S_j}{FN_j} \tag{3.31}$$

O fator de normalização $FN_j$ representa a extensão do impacto na categoria de impacto $j$, num determinado período de tempo (normalmente um ano) e numa dada área, sendo calculado através da seguinte expressão:

$$FN = \sum_i FCC_{ji} \cdot \Phi_i \tag{3.32}$$

O termo índice ambiental refere-se à agregação de mais de um indicador ambiental com o objetivo de reduzir, transformando essa grande quantidade de informação contida nos indicadores ambientais em índices que são mais facilmente analisados, mas que ainda conservam o significado essencial da informação no uso pretendido para este índice. Entretanto, em estruturas complexas, os indicadores ambientais podem ser vistos como sub-índices e, em algumas situações, estes termos são usados indistintamente como sinônimos.

Na Figura 3.13 é apresentado o esquema de elaboração de um índice de impacto a partir das diferentes intervenções ambientais.

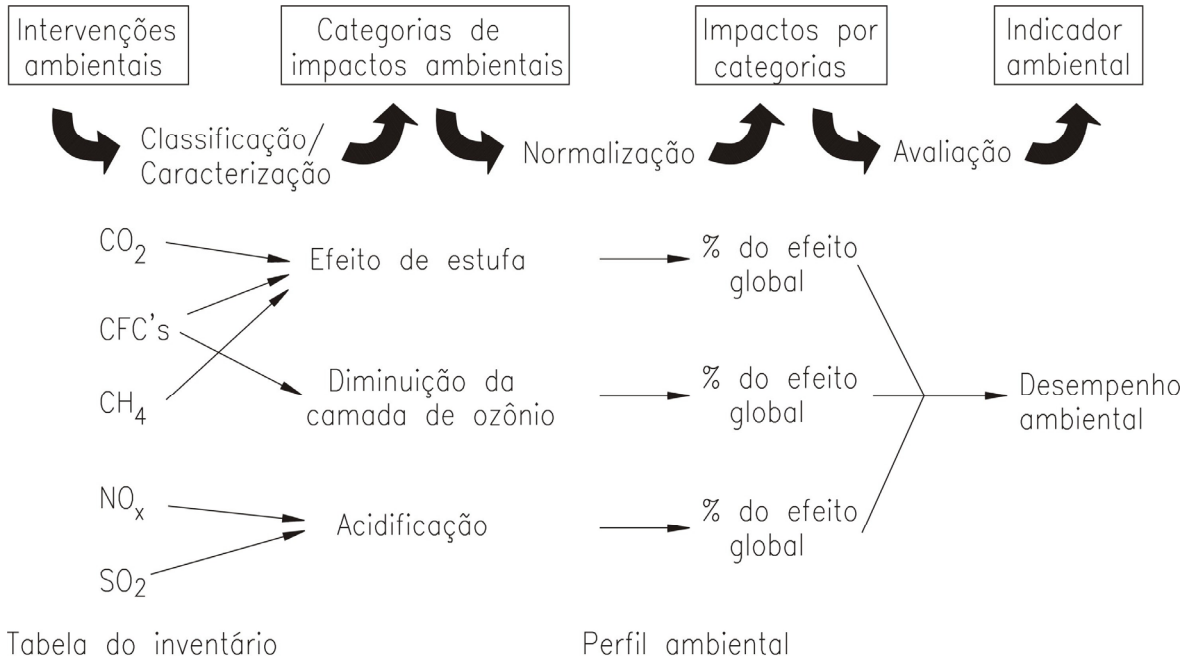



Figura 3.13 – Elaboração do Índice de Impacto Ambiental de um processo químico (Silva, 2002).

Um aspecto importante na caracterização de uma categoria de impacto específica é o ponto em que cada indicador é modelado. Este ponto pode ter diferentes localizações dentro da cadeia de mecanismos ambientais, entre a intervenção representada pelas emissões das substâncias e o efeito final ou dano ambiental causado pela ação desta substância.

Segundo Guinée *et al.* (2002) dois tipos de indicadores são normalmente usados:

- *Midpoints*: são indicadores definidos perto da intervenção, ou seja, são indicadores baseados em pontos intermediários, conhecidos pela abordagem orientada ao problema. Nesta abordagem são calculadas as causas dos impactos, por exemplo, potencial de toxicidade humana, acidificação, etc.
- *Endpoints*: são indicadores definidos próximo ao dano ambiental causado, ou seja, são indicadores de pontos finais de categoria, conhecidos pela abordagem orientada ao dano. Nesta abordagem são calculados os efeitos dos impactos, por exemplo, quantos casos de câncer adicionais por ano serão provocados pela emissão de compostos tóxicos, ou qual a perda de biodiversidade causada pela acidificação de uma área, etc.

Uma questão fundamental na ACV é quanto a extensão da modelagem dos mecanismos ambientais, ou seja, qual a extensão das cadeias de causa-efeito. Isto é ilustrado com o seguinte exemplo. As emissões do $CO_2$ conduzem ao incremento das concentrações de $CO_2$ na atmosfera, que conduz por sua vez ao incremento da absorção de radiação infravermelha. Mudanças na absorção infravermelha são associadas também com a emissão de outras sustâncias químicas, as quais fornecem um ponto médio (*midpoint*) no mecanismo ambiental. As comparações são praticáveis e viáveis até este ponto comum. O indicador de categoria de mudança climática é então apresentado em termos de mudança climática na capacidade de absorção da radiação infravermelha usando fatores de caracterização, tais como, os GWP´s.

Mudanças na radiação infravermelha são consideradas a causa das mudanças na temperatura, bem como outras mudanças no clima global. Estas mudanças possuem o potencial em resultar e impactos sobre os ecossistemas e a saúde humana, por exemplo, originando inundações que causarão o aumento dos casos de doenças, tais como a malária, extinção de espécies de animais e vegetais, etc.

Pode ser desejável modelar explicitamente os impactos ambientais até tais efeitos relacionados. O resultado desta modelagem é um conjunto de indicadores referidos como "indicadores de ponto final" (*endpoints*). As vantagens e as desvantagens da escolha de indicadores de ponto médio, ou indicadores de ponto final tem sido extensivamente discutido. Foi demonstrado que a escolha de indicadores de ponto final para análise do mecanismo ambiental facilita mais a estruturação e torna mais explícito, sem margens para a ambigüidade, a ponderação através das categorias de impacto baseadas nas ciências naturais.

Por exemplo, é possível comparar diretamente a importância relativa de impactos toxicológicos e de mudanças climáticas sobre as áreas de proteção da saúde humana usando um simples indicador, tal como os Anos de Vida Perdidos por Incapacidade (DALY). Um DALY representa 1 ano de vida perdido, ou um equivalente no caso de efeitos de morbidade.

Entretanto, alguns pesquisadores ainda preferem usar indicadores de ponto médio para modelar os mecanismos ambientais para algumas categorias de impacto, particularmente em relação a mudança climática, por causa das incertezas adicionais e da previsão considerada necessária para a modelagem dos efeitos finais deste impacto sobre as pessoas. As técnicas sócio-econômicas facilitam as comparações através dos indicadores da categoria do impacto, e mesmo através dos indicadores para diferentes áreas de proteção, tais como, a saúde humana e recursos naturais.

Segundo Bauer (2003) embora exista uma grande variedade de índices ambientais, gerados a partir de definições diversas, com marcantes diferenças e orientados para aplicações distintas, é possível estabelecer uma estrutura matemática que abranja a maioria destes índices. Na Figura 3.14 apresenta-se graficamente a estrutura matemática de um índice ambiental.

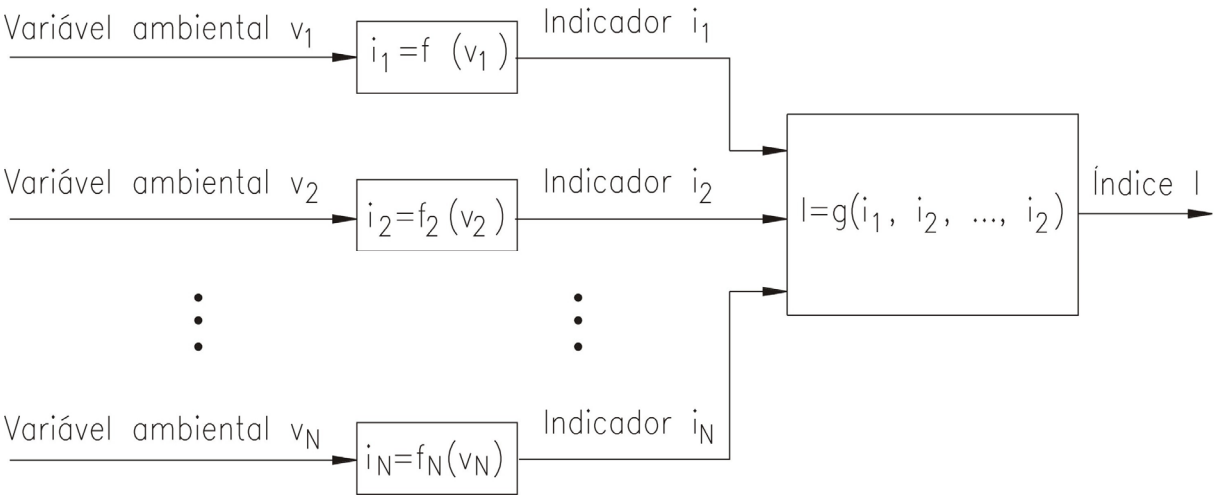



Figura 3.14 – Estrutura matemática de um índice ambiental (Bauer, 2003).

Segundo (Bauer, 2003) na estrutura, o valor de um índice é estabelecido em duas etapas distintas e seqüenciais:

- Cálculo dos indicadores ambientais (sub-índices) a partir das variáveis ambientais.
- Agregação dos indicadores em um índice geral.

Segundo Bauer (2003) considerando um conjunto de $N$ variáveis ambientais medidas, $v_j$ será o valor determinado para a $j$-ésima variável e o conjunto de valores determinados será dado pelo vetor $V = \left(v_1, v_2, \ldots, v_j, \ldots v_N\right)$. Por sua vez, o indicador $i_j$, associado à variável $v_j$, é estabelecido pela expressão:

$$i_j = f_j\left(v_j\right) \tag{3.33}$$

Para cada indicador ambiental, uma função matemática diferente poderá ser utilizada, representando as características particulares da variável ambiental considerada. Esta função poderá consistir de um simples multiplicador, um expoente ao qual a variável é elevada ou qualquer outra relação funcional (Bauer, 2003).

Finalmente, um índice é obtido pela agregação dos diferentes indicadores calculados, de acordo com a forma geral:

$$I = g\left(i_1, i_2, \ldots, i_j, \ldots, i_N\right) \tag{3.34}$$

A função de agregação da Equação 3.34 normalmente consiste de operações de soma ou de multiplicação, ou ainda de uma operação de máximo. No processo de formação de um índice, mostrado na Figura 3.14, o fluxo de informação ocorre da esquerda para a direita. Neste processo, uma parte da informação é descartada, porque não possui relevância, porém é garantido que o resultado final não será distorcido. Esta estrutura geral de formação de um índice ambiental, com poucas exceções, pode ser aplicada na determinação do impacto ambiental de sistemas complexos. Os sub-índices podem ser calculados através de diferentes relações funcionais como uma função linear ou não-linear (Bauer, 2003).

A avaliação do impacto ambiental de um sistema complexo é feita por meio de modelos de caracterização que estabelecem relações entre as composições de cada corrente de entrada ou saída do processo, com cada uma das categorias de impacto consideradas, através dos mecanismos ambientais, ou seja, em uma cadeia de causa-efeito.

### 3.2.4 Interpretação dos resultados e avaliação de melhorias

A última componente da avaliação do ciclo de vida é a interpretação dos resultados, etapa que segue em paralelo às etapas de definição dos objetivos e escopo, análise do inventário e avaliação de impactos ambientais, conferindo suporte à retroalimentação do processo. A fase de interpretação compreende três elementos: identificação dos pontos significantes baseados nos resultados do inventário e da avaliação do impacto, avaliação (checagem de completeza, sensibilidade e consistência) e conclusões, recomendações e relatórios. A identificação das questões ambientais significativas tem por objetivo, estruturar e apresentar, por meio de gráficos, figuras ou tabelas, os indicadores ambientais de maior relevância para o contexto da análise, levantados na análise do inventário e avaliação de impactos, considerando estágios específicos do ciclo de vida, grupos ou unidades de processo (Silva, 2005).

A análise de melhorias consiste em uma avaliação, sistêmica, das necessidades e oportunidades de redução dos impactos ambientais negativos, associados à utilização de energia, matérias-primas e recursos naturais, ao longo do ciclo de vida de um sistema, processo ou produto. Conseqüentemente, essa etapa viabiliza, de forma interativa, a instituição de estratégias ambientais voltadas para a melhoria contínua dos sistemas de gestão ambiental, além de assegurar que as ações resultantes não produzam novos impactos sobre o meio ambiente e saúde humana. A elaboração do relatório cumpre a função de fornecer uma visão transparente, completa e consistente dos resultados obtidos nas etapas do inventário e avaliação dos impactos, contendo os pareceres das revisões críticas e das análises de sensibilidade, assim como as justificativas das hipóteses, limitações e julgamentos de valores adotados ao longo da ACV (Silva, 2005).

# Capítulo 4

# ESTUDO DE CASO

## 4.1 ASPECTOS GERAIS SOBRE A LOCALIZAÇÃO DO EMPREENDIMENTO

O empreendimento analisado neste trabalho foi selecionado com base no critério de representatividade no cenário nacional de produção de etanol. Este empreendimento será uma destilaria anexa produtora de açúcar, etanol e eletricidade. Esta usina será denominada neste trabalho de Usina Modelo, pois encerra todas as hipóteses e aproximações utilizadas para modelagem dos sistemas de disposição das vinhaças estudados.

Segundo os critérios de representatividade requeridos pelos estudos de ACV, decidiu-se estabelecer hipoteticamente a usina Modelo a 5,0 km do perímetro urbano do município de Sertãozinho, o qual está situado na porção nordeste do Estado de São Paulo. As coordenadas geográficas da Usina Modelo são 21º07'05'' latitude sul e 47º57'40'' longitude oeste. A altitude média é 586 m e o relevo dominante é do tipo suave ondulado. Deve-se ressaltar que atualmente neste local encontra-se instalada a Usina São Antônio pertencente ao grupo Balbo, o qual não possui nenhuma ligação com este trabalho, que somente utilizou informações sobre a localização do empreendimento e características ambientais locais.

O solo do local descrito é constituído predominantemente por Latossolo Vermelho com variações diferentes entre as classes. Ao norte da usina Modelo é encontrado o Latossolo Vermelho eutroférrico (LVef) que possui textura muito argilosa ou argilosa da Unidade

Ribeirão Preto. Ao sul encontra-se a predominância do Latossolo Vermelho distroférrico (LVdf) que também possui textura argilosa ou muito argilosa da Unidade Barão Geraldo (EMBRAPA, 1983). A Figura 4.1 mostra a localização da usina Modelo no Estado de São Paulo.

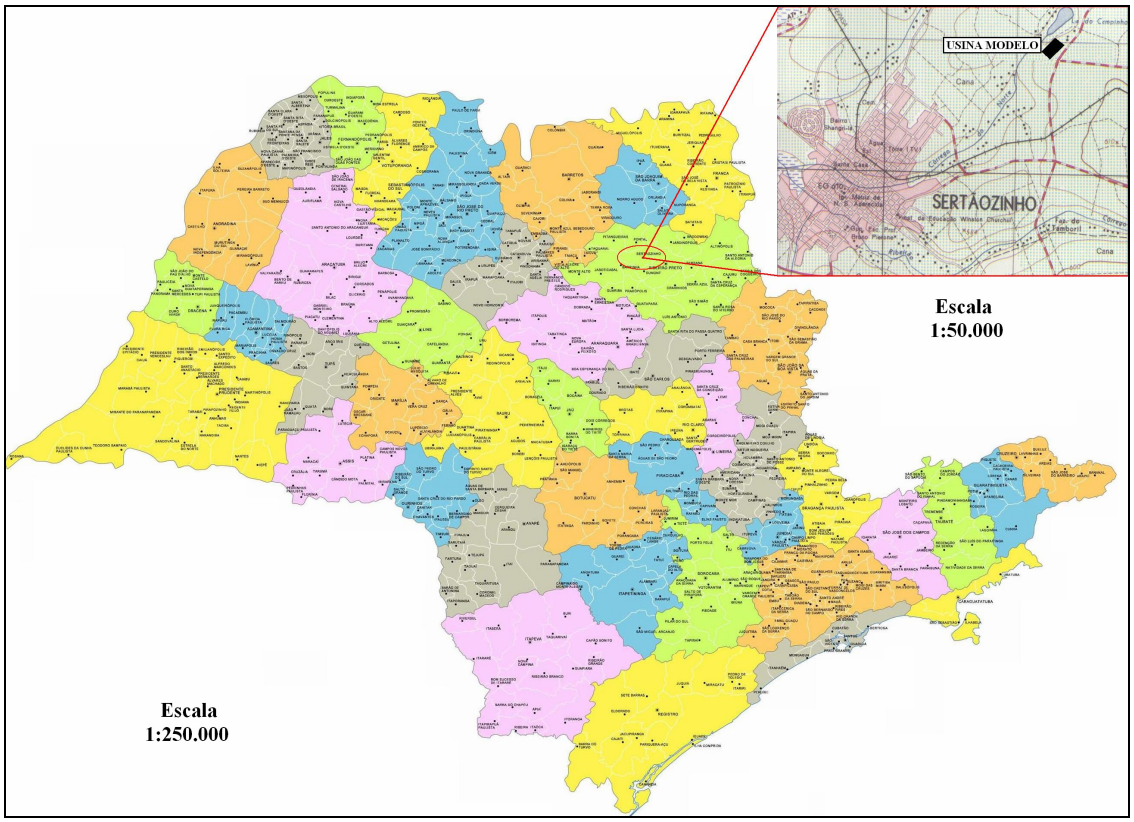



Figura 4.1 – Localização da usina Modelo.

## 4.2 MATERIAIS

### 4.2.1 Vida útil e período de safra

As empresas do setor sucroalcooleiro são projetadas tendo em vista o tempo de vida médio dos principais equipamentos que as compõem. O tempo de vida útil médio dos principais equipamentos de uma usina é fixado em 20 anos, desde que sejam realizados todos os programas básicos de manutenção sugeridos pelos fabricantes. Dessa maneira, será considerado neste trabalho que os sistemas de disposição das vinhaças analisados serão projetados para um tempo de vida útil de 20 anos, com um período de safra igual a 210 dias ininterruptos por ano.

Em estudos de ACV procura-se modelar matematicamente os processos e produtos através de um sistema de produto que represente o "processo médio", por isso neste trabalho as capacidades produtivas serão fornecidas pela média das usinas instaladas na região Centro/Sul do Brasil.

Foram obtidas informações confiáveis em UDOP (2008) a respeito da produção de cana-de-açúcar, açúcar e etanol da safra de 2006/2007 para 157 usinas, das 194 existentes na região Centro/Sul, e calculou-se a média destes valores. Estes parâmetros serão empregados neste trabalho como sendo a capacidade produtiva da Usina Modelo por safra, durante os 20 anos de operação sem oscilações. A hipótese assumida é que a Usina Modelo irá operar desde o 1º até o 20º ano de safra na capacidade nominal, sem variações durante o período de vida útil. Esta hipótese simplifica a análise do problema, já que as quantidades de produtos, subprodutos e resíduos serão sempre constantes e facilmente contabilizáveis.

O sistema de cogeração de energia elétrica será avaliado neste trabalho para comparação dos cenários em relação a quantidade de energia que pode ser exportada para a rede, por isso não foi estipulado um valor padrão para geração de eletricidade da Usina Modelo. O único elemento que será equivalente para todos os casos analisados serão os parâmetros do vapor (vazão, pressão e temperatura), conforme mostrado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Capacidade produtiva da Usina Modelo por safra.

| Parâmetro | Valor | Unidade |
|---|---|---|
| Produção de cana-de-açúcar moída | 1.995.284 | t |
| Produção de açúcar | 153.907 | t |
| Produção de etanol | 80.809 | m³ |
| Parâmetros de vapor | | |
| Vazão | 300,00 | t/h |
| Pressão | 65,0 | bar |
| Temperatura | 480,0 | ºC |

### 4.2.2 Índices de conversão

Existem alguns índices que serão muito úteis em cálculos posteriores. Em relação a produção de bagaço utilizou-se informações extraídas de Ometto (2005). A taxa de produção de vinhaça em relação ao etanol foi obtida através da média de 7 trabalhos. A taxa de

consumo específico de vapor do processo e outros consumos específicos foram extraídos de Ensinas *et al.* (2007). Os índices empregados neste trabalho encontram-se apresentados na Tabela 4.2.

A hipótese assumida é que esses índices serão constantes durante todo período de vida útil da usina Modelo, não sendo observado nenhum tipo de variação seja horária, diária ou então entre safras consecutivas. Esta aproximação irá possibilitar a quantificação dos produtos e subprodutos e relacioná-los no balanço de massa e energia dos sistemas analisados.

Deve-se ressaltar que diversas publicações afirmam que são produzidos em torno de 80 a 85 litros de etanol por tonelada de cana, mas este índice se refere a destilarias autônomas, nas quais todo o caldo é enviado à fabricação de etanol. Em destilarias anexas, o mosto é constituído pela mistura de caldo e melaço, por isso encontrou-se um índice inferir de 40,50 litros de etanol por tonelada de cana.

Tabela 4.2 – Índices produtivos utilizados.

| Parâmetro | Valor | Unidade | Referência bibliográfica |
|---|---|---|---|
| Produção específica de açúcar | 77,15 | $kg_{açúcar}/t_{cana}$ | calculado |
| Produção específica de álcool | 40,50 | $l_{álcool}/t_{cana}$ | calculado |
| Produção de bagaço | 260,0 | $kg_{bagaço}/t_{cana}$ | Ometto (2005) |
| Geração de vinhaça | 12,0 | $l_{vinhaça}/l_{etanol}$ | calculado |
| Demanda de potência mecânica para preparação da cana e extração do caldo | 16,0 | $kWh/t_{cana}$ | Ensinas *et al.* (2007) |
| Demanda elétrica do processo | 12,0 | $kWh/t_{cana}$ | Ensinas *et al.* (2007) |
| Consumo específico de vapor do processo | 540,0 | $kg_{vapor}/t_{cana}$ | Ensinas *et al.* (2007) |

### 4.2.3 Fronteiras do sistema

Na produção de açúcar e etanol existem dois sistemas bem definidos: o sistema agrícola e o sistema industrial. No escopo deste trabalho está prevista a investigação de três subsistemas do sistema agrícola: a adubação de plantio, a aplicação de vinhaça/cinzas e a adubação de manutenção, além do subsistema de geração de eletricidade. Para cada opção analisada será verificada a necessidade da adubação de manutenção após a aplicação de vinhaça no solo, já que a composição físico-química da vinhaça irá diferir para cada opção.

Caso seja verificada a necessidade de adubação de correção, todos os quantitativos serão levantados e incluídos no estudo de ACV.

O subsistema de aplicação da vinhaça indicado será composto por quatro opções de disposição analisadas, que são: fertirrigação, biodigestão anaeróbica, concentração e incineração. A Figura 4.2 exibe em detalhes os subsistemas assinalados e são apresentados para cada sistema de disposição os principais insumos requeridos e produtos resultantes.

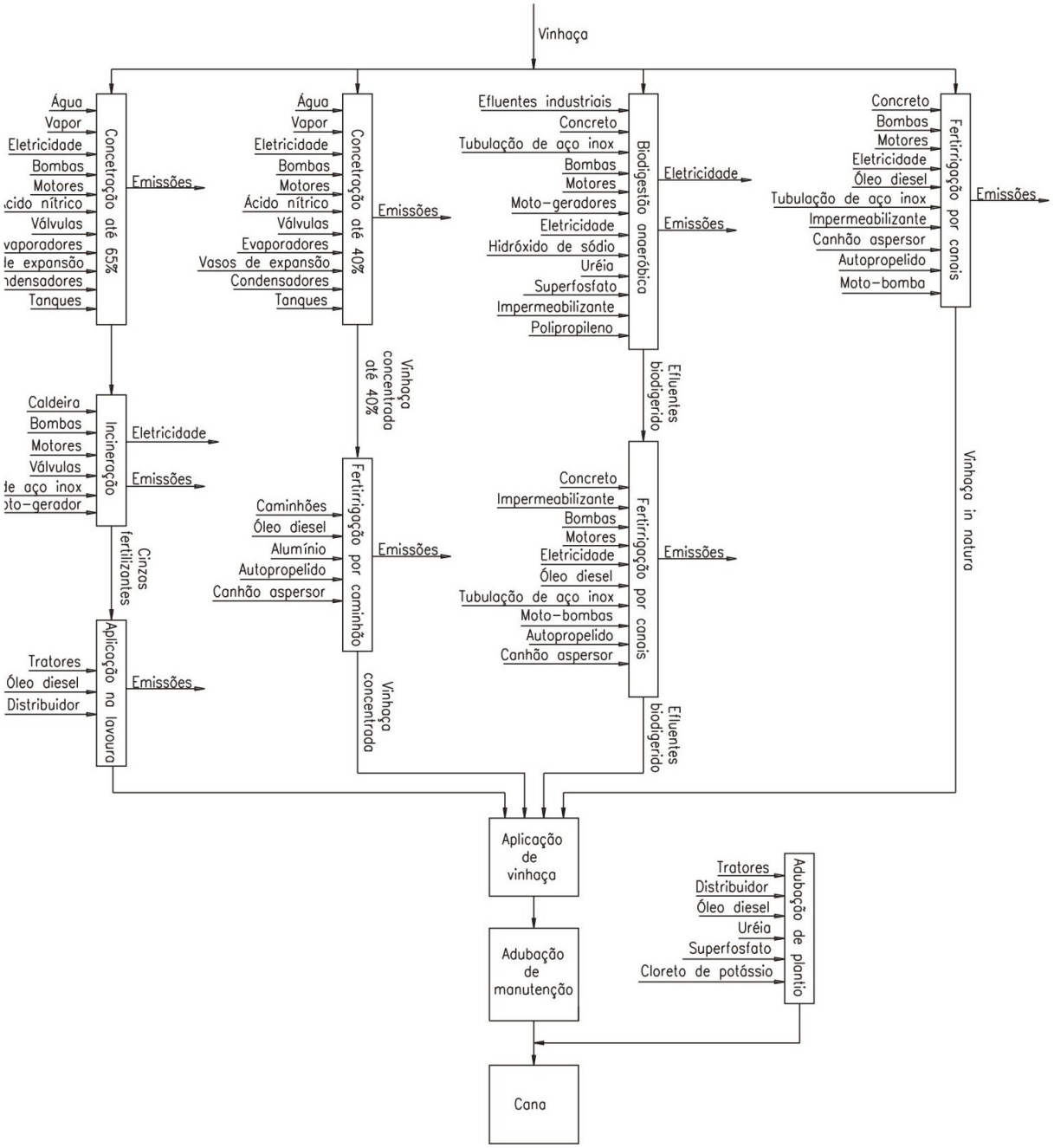



Figura 4.2 – Detalhamento dos *inputs* e *outputs* em cada etapa dos sistemas de disposição da vinhaça analisados.

### 4.2.4 Características físico-químicas do solo

O solo será o receptor final da vinhaça (*in natura*, biodigerida, concentrada e/ou cinzas), portanto a taxa de aplicação dependerá das características físico-químicas do mesmo, desse modo é essencial caracterizá-las para especificação das condições de projeto.

A região onde a usina Modelo será hipoteticamente implantada possui abrangência de solos tropicais, originados sob influência de um clima quente e de precipitações abundantes, que promovem a lixiviação dos elementos solúveis e o acúmulo de ferro e alumínio (Brasil, 1979).

O solo encontrado nas circunvizinhanças da usina Modelo é o Latossolo Vermelho com diferentes variações entre as classes. Ao norte é encontrado o Latossolo Vermelho Eutroférrico (LVef), ao sul encontra-se a predominância do latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf). Deve-se admitir como hipótese que as características físico-químicas do solo apresentadas Tabela 4.3 serão distribuídas uniformemente ao longo da área plantada (perfil horizontal) e também ao longo do perfil vertical do solo. Outra hipótese avaliada é a de que, para todas as opções de disposição da vinhaça analisadas, na renovação do canavial o solo irá apresentar as características descritas na Tabela 4.3, portanto o dimensionamento da quantidade de adubação NPK levará em conta essas características.

Tabela 4.3 – Características físico-químicas do Latossolo Vermelho deste trabalho (Alves,2002).

| Parâmetro | Símbolo | Valor | Unidade |
|---|---|---|---|
| pH | – | 5,00 | – |
| CTC de 0 20 cm | – | 7,25 | $cmol_c/dm^3$ |
| Areia | – | 26,33 | % |
| Silte | – | 18,77 | % |
| Argila | – | 54,90 | % |
| Potássio | $K^+$ | 0,16 | $cmol_c/dm^3$ |
| Magnésio | $Mg^{+2}$ | 0,73 | $cmol_c/dm^3$ |
| Cálcio | $Ca^{+2}$ | 2,28 | $cmol_c/dm^3$ |
| Alumínio | $Al^{+3}$ | 2,07 | $cmol_c/dm^3$ |
| Saturação por bases | – | 45,18 | % |
| Fósforo | P | 16,30 | $mg/dm^3$ |

### 4.2.5 Características físico-químicas da vinhaça

A quantidade de vinhaça produzida e a sua composição físico-química são extremamente variáveis, mas neste trabalho será assumido que a vinhaça tem uma composição fixa ao longo de todo período de vida útil. A maioria dos dados existentes na literatura sobre a composição físico-química da vinhaça são muito antigos de 1952 a 1982. No ano de 1995 o CTC realizou um extenso trabalho sobre a caracterização da vinhaça que envolveu 28 usinas com a coleta de 64 amostras, com o objetivo de atualizar o padrão de lançamento, e também como marco para possíveis trabalhos futuros de biodigestão e concentração. O estudo apresenta valores mínimos, médios e máximos, bem como o desvio padrão desses valores.

Neste trabalho serão usados os valores médios dos parâmetros pesquisados. Na Tabela 4.4 são apresentados os resultados da composição da vinhaça utilizada neste trabalho. Os valores apresentados correspondem aos parâmetros físico-químicos representativos verificados na vinhaça *in natura*, ou seja, imediatamente após ser extraída nas colunas de destilação. Neste estudo somente uma opção de disposição utilizará a vinhaça *in natura*, as outras três opções analisadas serão constituídas de processos intermediários, cujo objetivo será realizar o aproveitamento energético da vinhaça, e por conseqüência irão alterar sua composição antes da disposição final. Portanto, antes da disposição final, serão apresentadas tabelas contendo a composição físico-química das opções analisadas.

Considera-se que a vinhaça sai da dorna de fermentação com um pH de 4,15; temperatura de 89ºC; sólidos totais de 25.154 mg/l; sólidos fixos 294 mg/l; sólidos suspensos 3.632 mg/l e sólidos dissolvidos voláteis 6.579 mg/l (Elia Neto e Nakahodo, 1995).

Tabela 4.4 – Parâmetros físico-químicos, íons e substâncias dissolvidas na vinhaça considerados neste trabalho (Elia Neto e Nakahodo, 1995).

| Parâmetro | DBO | DQO | N | $P_2O_5$ | $K_2O$ | CaO | MgO | MnO | $Fe_2O_3$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Unidade | mg/l | | | | | | | | |
| Valor | 16.949 | 28.450 | 356 | 60 | 2034 | 515 | 225 | 5 | 25 |

### 4.2.6 Produtividade agrícola, taxa de renovação do canavial e área agrícola total da Usina

Neste trabalho adota-se que a renovação do canavial será realizada depois do 5º corte. A produtividade de cada corte foi obtida através do cálculo da média de 7 trabalhos pesquisados, e é apresentada na Tabela 4.5. A hipótese assumida é que durante o tempo de vida útil da usina Modelo a taxa de renovação do canavial e as produtividades apresentadas na Tabela 4.5 se manterão constantes, não havendo alterações entre as safras.

Tabela 4.5 – Taxa de renovação do canavial e produtividade agrícola (Ceddia *et al.*, 1999).

| Número do corte | Tipo de cana | Produtividade (t/ha) |
|---|---|---|
| 1º corte | Cana planta | 135 |
| 2º corte | 1º soca | 108 |
| 3º corte | 2º soca | 96 |
| 4º corte | 3º soca | 87 |
| 5º corte | 4º soca | 78 |
| Produtividade média | | 101 |

De acordo com as produtividades apresentadas anteriormente calcula-se a área total necessária para atender a produção da Usina, que é de 19.723 hectares, que será dividida igualmente do primeiro ao quinto corte (3.945 ha). Estes valores serão empregados em todos os casos analisados para efeito de comparação, sendo que somente o valor correspondente a taxa de aplicação de vinhaça e/ou cinzas será específico para cada opção.

### 4.2.7 Determinação da Taxa de Aplicação de Vinhaça

O empreendimento hipotético estabelecido neste trabalho será instalado no Estado de São Paulo, portanto deverá respeitar a legislação ambiental deste Estado referente a aplicação de vinhaça. Os cálculos da taxa de aplicação ($TA_{vi}$) de vinhaça serão baseados na norma P.4.231 da CETESB (2005), apresentados na Equação (2.1). Os parâmetros considerados na Equação 2.1 serão assumidos constantes durante todo o período de operação. Esta hipótese não corresponde totalmente a realidade, já que ao longo dos anos, o cultivo contínuo da cana-

de-açúcar e a necessidade de sucessivas aplicações de vinhaça, juntamente com as adubações poderão alterar as características do solo. Este processo não será contemplado no escopo deste trabalho.

Neste trabalho a taxa de aplicação máxima será limitada em 400 m³/ha, pois alguns autores relataram que taxas de aplicação maiores que estas podem conduzir a salinização do solo, impedindo o desenvolvimento da planta, porque os elementos não adsorvidos pelo solo nem absorvidos pelas raízes das plantas podem ser lixiviados e causar poluição da água subterrânea (Ferreira, 1980; Penatti e Forti, 1997 e Penatti, 1999).

A área necessária para aplicação da vinhaça produzida por safra ($A_{vi}$) é calculada através da multiplicação da quantidade de etanol produzido por safra pela quantidade de vinhaça produzida por m³ de etanol, dividido pela taxa de aplicação de vinhaça por hectare ($TA_{vi}$). Na prática as usinas usam um valor de área duas vezes maior que o necessário para aplicação de vinhaça, intercalando-a entre as duas áreas, com o objetivo de descansar uma parcela do solo. Esta prática será adotada neste trabalho, todavia considera-se que a parcela não submetida a aplicação de vinhaça será adubada normalmente como as outras áreas da plantação. Considera-se que a área agrícola total é de propriedade da Usina Modelo, por isso não haverá nenhum empecilho para a construção de canais ou então para o trânsito de caminhões para o transporte e distribuição de vinhaça nas lavouras de cana-de-açúcar.

Será assumido que tanto a cana-planta quanto a cana-soca terão um ciclo vegetativo de 1 ano (cana de ano). A taxa de renovação do canavial será executada a cada 5 cortes e cada corte irá possuir uma produtividade diferente. De forma geral, as usinas aplicam vinhaça somente em cana-soca, juntamente com a adubação de manutenção, pois na renovação do canavial são adicionados fertilizantes minerais corretivos do solo, tais como calcário e gesso. Entretanto, Penatti (2008)[1] relatou que a vinhaça também pode ser aplicada à cana-planta, pois ela não acarreta nenhum prejuízo ao sistema solo-planta.

Todavia, além da aplicação de vinhaça deve ser feita uma complementação com adubação mineral, além disso, análises físico-químicas contínuas do solo e da cana devem ser realizadas para verificação de possíveis alterações. Dessa forma, neste trabalho será considerado que a vinhaça será aplicada tanto na cana-soca quanto na cana-planta. Na cana-planta deverá haver complementação com adubação mineral e na cana-soca deverá ser calculada a necessidade de adubação complementar.

Apesar de cada opção analisada possuir um valor de área diferente, as etapas para preparação do solo, indispensáveis à sua adequação para plantação de cana-de-açúcar não serão consideradas neste trabalho. Serão levantados os insumos necessários para implantação

[1] Informação pessoal repassada por e-mail.

da infra-estrutura de distribuição e aspersão da vinhaça na lavoura, sendo que para as opções de fertirrigação e biodigestão a distribuição será feita por canais de concreto, e a aspersão será executada por moto-bombas. A vinhaça concentrada até 40% e as cinzas, produtos da concentração e incineração respectivamente, serão distribuídas e aplicadas na lavoura através de caminhões. Todos os estágios vegetativos, desde a cana-planta até a 4º soca estarão incluídos na área total calculada, portanto esta será dividida em 5 lotes iguais, cada um contendo um ciclo vegetativo diferente. A hipótese assumida é que esta estrutura será constituída a partir do primeiro ano e permanecerá invariável durante os 20 anos de estudo. Cada corte será submetido a aplicação de vinhaça, começando pela cana-planta, prosseguindo até a 4º soca.

### 4.2.8 Adubação de plantio

De maneira geral, a adubação de plantio será realizada em toda a área de plantio, independente da aplicação de vinhaça, a cada 5 anos, portanto durante os 20 anos de vida útil serão executadas 4 adubações de plantio na reforma do canavial. Na área que não é submetida a fertirrigação serão utilizadas as recomendações de Vitti e Mazza (2002) que estipularam a adubação de plantio em função das propriedades físico-químicas do solo. Portanto, de acordo com as condições de solo existentes neste trabalho deverão ser aplicados 60 kg/ha de nitrogênio, 100 kg/ha de fósforo e 110 kg/ha de potássio. Essas premissas serão válidas para todas as opções analisadas. Em relação à adubação mineral as usinas empregam como fonte de adubação nitrogenada a uréia devido a sua economicidade, ampliando os riscos de perdas por volatilização, se comparada às demais fontes.

A adubação fosfatada é realizada com superfosfato triplo, pois em solos onde não se aplica gesso ou outra fonte contendo enxofre é necessário usar fertilizantes contendo este nutriente, portanto as usinas optam pelo superfosfato triplo. A adubação potássica é feita com cloreto de potássio que possui grande parcela importada, por isso possui elevados custos para as usinas. Os fertilizantes supracitados não fornecem 100% do elemento mineral à planta. Segundo a legislação vigente existe um valor mínimo que deve ser garantido para absorção da planta (Tabela 4.6). Em áreas fertirrigadas no plantio recomenda-se aplicar somente 80 kg/ha de fósforo, dependendo da composição físico-química da vinhaça, conforme mostrado na Equação 4.1 (Penatti, 2008)[2].

[2] Informação pessoal repassada por e-mail.

$$ST = \left(80,0 - TA_{vi} \cdot \left[P_2O_5\right]_{vi}\right) \cdot 2,17 \quad (4.1)$$

Portanto deverá ser verificado se o total de nutrientes existentes na vinhaça supre as quantidades supracitadas, caso isso não seja verificado deve-se realizar complementação mineral com nitrogênio ou fósforo até se atingir as quantidades estipuladas.

Tabela 4.6 – Fertilizantes minerais utilizados na adubação de plantio.

| Área de plantio sem a aplicação de vinhaça | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Fertilizante | Fórmula química | Elemento ou óxido equivalente | Garantia mínima (%) | Aplicação considerada neste trabalho (kg/ha) |
| Uréia | $CO(NH_2)_2$ | N | 44,0 | 136,4 |
| Superfosfato triplo | $Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$ | $P_2O_5$ | 46,0 | 217,4 |
| Cloreto de potássio | KCl | $K_2O$ | 58,0 | 189,7 |
| Área de plantio com aplicação de vinhaça | | | | |
| Superfosfato triplo | $Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$ | $P_2O_5$ | 46,0 | Calcular para cada caso |

Inicialmente o fertilizante é carregado na unidade industrial em sacos do tipo *big bag* e colocado em caminhões com capacidade de 28 toneladas de carga e transportado até a área de aplicação na lavoura em um raio médio de 20 km. A aplicação é realizada por um trator com potência de 170 cv equipado com um sulcador adubador duplo com capacidade de 270 kg em cada caixa. Será considerado que a usina dispõe de 10 conjuntos (caminhões + trator sulcador) para execução da adubação de plantio e da adubação de manutenção na área total de 19.723 ha. A capacidade de trabalho e o consumo dos equipamentos agrícolas utilizados são mostradas na Tabela 4.7.

De acordo com Ferreira (2004) materiais e equipamentos que participam indiretamente do ciclo de vida de um produto não devem ser incluídos nos cálculos do seu inventário. Portanto, os tratores e caminhões empregados na atividade de adubação serão considerados neste estudo de ACV, pois a hipótese admitida é que eles foram produzidos exclusivamente para esta finalidade. Na operação de adubação de plantio e de manutenção considerou-se relevante estimar as quantidades de combustível consumido e suas respectivas emissões atmosféricas. Para realização das estimativas do ICV relativo à adubação foram utilizados fatores de consumo de combustível e emissões, retirados da literatura aplicados sobre

estimativas de potência dos equipamentos utilizados. Este é o procedimento usualmente adotado para estimativas desta natureza, assim as observações referentes a estes consumos e emissões, valem tanto para os tratores quanto para os caminhões.

Tabela 4.7 – Capacidade de trabalho e consumo dos tratores e caminhões utilizados na operação de adubação (Macedo *et al.*, 2004).

| Equipamento | Potência (cv) | Implemento | Capacidade trabalho (ha/h) | Consumo | Unidade |
|---|---|---|---|---|---|
| MF 680 | 170 | Sulcador adubador | 1,10 | 15,0 | l diesel/h |
| MB 2213 | 130 | Transportador de adubo | – | 2,50 | km/l diesel |

### 4.2.9 Adubação de manutenção

A adubação de manutenção é realizada todo o ano, a não ser quando ocorre a reforma do canavial e é realizada a adubação de plantio. Existe uma diferença na adubação de manutenção da área fertirrigada e da área não fertirrigada. Para o cálculo da adubação NPK em soqueiras que não recebem doses de vinhaça serão usadas dados de Raij *et al.* (1996).

Será considerada a aplicação de 100 kg/ha de nitrogênio, 25 kg/ha de $P_2O_5$ e 110 kg/ha de $K_2O$. Na Tabela 4.8 é mostrada a taxa de aplicação do fertilizante equivalente (uréia, superfosfato triplo e cloreto de potássio) para este trabalho. Será assumido que o procedimento logístico para a adubação de manutenção será análogo ao descrito anteriormente para a adubação de plantio, ou seja, existem 10 conjuntos (caminhão + trator sulcador) disponíveis para utilização nestas operações agrícolas.

Na área que irá receber aplicação de vinhaça recomenda-se aplicar 175,0 kg/ha de nitrogênio, pois a cana é bastante exigente em nitrogênio durante seu desenvolvimento radicular, de acordo com a Equação 4.3. As quantidades de fósforo e potássio serão supridas pela vinhaça (Demattê, 2005). Neste caso a uréia pode ser diluída na vinhaça e aplicada juntamente com a fertirrigação, não precisando ser aplicada com trator e caminhão.

$$UR = \left(175,0 - TA_{vi} \cdot \left[Nit\right]_{vi}\right) \cdot 2,27 \tag{4.2}$$

Tabela 4.8 – Aplicação de fertilizantes na adubação de manutenção.

| Fertilizante | Garantia mínima (%) | Aplicação considerada neste trabalho (kg/ha) |
|---|---|---|
| Manutenção do canavial sem aplicação de vinhaça | | |
| Uréia | 44,0 | 227,00 |
| Superfosfato triplo | 46,0 | 54,25 |
| Cloreto de potássio | 58,0 | 189,20 |
| Manutenção do canavial com aplicação de vinhaça | | |
| Uréia | 44,0 | Calcular para cada caso |

### 4.2.10 Emissão de GEE e lixiviação de nutrientes devido a adubação mineral

- **Adubação nitrogenada**

Será assumido que a adubação nitrogenada será realizada com uréia. Sabe-se que para cada quilograma de nitrogênio fornecido à planta são necessários 2,27 kg de uréia. Considerando a reação de estequiometria da reação de decomposição da uréia, para cada quilograma de nitrogênio são emitidos 1,57 kg de $CO_2$. O amônio contido no fertilizante pode ser facilmente convertido em amônia, e emitido para o ar com um fator de 15% sobre a quantidade de nitrogênio utilizada, este fator oscila entre 10,4 e 20,7%. Para cada quilograma de nitrogênio empregado são emitidos 0,0125 kg de $N_2O$ e as emissões de $NO_x$ correspondem a 21% das emissões de $N_2O$. As emissões de provenientes da adubação nitrogenada são apresentadas na Tabela 4.9.

Tabela 4.9 – Emissões provenientes da adubação nitrogenada.

| Substância | Compartimento ambiental | Emissões por 2,27 kg de uréia (1 kg de N) em kg | Referência |
|---|---|---|---|
| $CO_2$ | Emissão atmosférica | 1,57 | Nemecek *et al.* (2004) |
| $NH_3$ | Emissão atmosférica | 0,15 | Nemecek *et al.* (2004) |
| $N_2O$ | Emissão atmosférica | 0,0125 | IPCC (2006) |
| $NO_x$ | Emissão atmosférica | 0,002625 | IPCC (2006) |
| $NO_3^-$ | Lixiviação para o solo | 0,14 | Marzullo (2007) |

- **Adubação fosfatada**

O adubo fosfatado utilizado neste trabalho será o superfosfato triplo. Para cada quilograma de $P_2O_5$ fornecido à planta são necessários 2,17 kg de superfosfato triplo. Teoricamente todos os nutrientes que não foram absorvidos pelas plantas, constituem resíduos no ambiente, na forma de emissões atmosféricas, efluentes líquidos ou resíduos sólidos. O problema relacionado ao fosfato é a lixiviação para o solo, entretanto o fósforo é sujeito a forte adsorção química às partículas do solo. Desse modo, praticamente não sofre lixiviação, sendo quase nula a possibilidade de que venha atingir a água subterrânea. As perdas de fósforo por erosão do solo são muito mais expressivas que as perdas por lixiviação, portanto adota-se uma perda de 10% sobre o total aplicado como um rejeito potencial de se atingir as águas subterrâneas, conforme mostrado na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 – Emissões provenientes da adubação nitrogenada.

| Substância | Compartimento ambiental | Emissões por 2,17 kg de superfosfato triplo (1 kg de $P_2O_5$) em kg | Referência |
|---|---|---|---|
| $PO_4^{-3}$ | Lixiviação para o solo | 0,10 | Marzullo (2007) |

- **Adubação potássica**

O fertilizante potássico utilizado neste trabalho será o cloreto de potássio (KCl). Para cada quilograma de $K_2O$ fornecido à planta são necessários 1,72 kg de KCl. Tal como o fosfato, também será verificado uma pequena lixiviação de potássio para o solo, conforme mostrado na Tabela 4.11.

Tabela 4.11 – Emissões provenientes da adubação potássica.

| Substância | Compartimento ambiental | Emissões por 1,72 kg de cloreto de potássio (1 kg de $K_2O$) em kg | Referência |
|---|---|---|---|
| $K^+$ | Lixiviação para o solo | 0,01 | Paul *et al.* (1998) |

### 4.2.11 Balanço de nutrientes, emissão de GEE e lixiviação de nutrientes decorrentes da aplicação de vinhaça

As informações sobre a caracterização dos impactos ambientais decorrentes da aplicação de vinhaça no solo agrícola para um extenso período de tempo são bastante difusas. Conforme mostrado anteriormente, existem alguns trabalhos que relacionam impactos de lixiviação de nutrientes, para doses de aplicação superiores a 800 m³/ha (Ferreira, 1980).

Atualmente existe um trabalho em andamento que poderá contribuir para elucidação das dúvidas existentes. O governo do Estado de São Paulo, juntamente com a Fapesp, o CTC e empresas privadas estão realizando um experimento na Usina da Pedra em Serrana (SP) para avaliar as condições do solo e das plantas submetidas a diversas taxas de aplicação de vinhaça, variando desde 50 até 300% do que é calculado através da norma P4.231.

Devido a inexistência de informações confiáveis em relação a possibilidade de poluição causada pela fertirrigação decidiu-se somente considerar a emissão de $CO_2$. Serão empregados os valores encontrados por Almeida (1983) sobre a evolução de $CO_2$ decorrente da decomposição da matéria orgânica contida na vinhaça.

As emissões de $CO_2$ serão consideradas para a fertirrigação e concentração, pois na biodigestão anaeróbia a matéria-orgânica é removida durante o processo e na incineração ela é transformada em cinzas. Será considerado que são evoluídos 3.936 μg $CO_2/g_{solo}$, para uma profundidade de 10 cm de solo e 80% da capacidade de retenção de água no solo, portanto a quantidade de $CO_2$ evoluída durante 20 anos de operação será determinada pela Equação 4.3. A quantidade de $CO_2$ evoluída durante 20 anos em toneladas é igual a taxa específica (3.936 μg $CO_2/g_{solo}$), multiplicada pela área fertirrigada, pela profundidade do solo (10 cm) e massa específica do solo que é igual a 1.900 kg/m³ (Alves, 2002).

$$GEE_{CO_2} = 20 \cdot \left( \frac{10^{-4} \cdot EV_{CO_2} \cdot A_{vi} \cdot h \cdot \rho}{1000} \right) \tag{4.3}$$

## 4.3 FERTIRRIGAÇÃO SEM CONCENTRAÇÃO COM DISTRIBUIÇÃO ATRAVÉS DE CANAIS DE CONCRETO (FSCDCC)

Os dados referentes ao projeto e dimensionamento da usina Modelo para a alternativa de FSCDCC foram calculados através de informações transmitidas por meio de questionário enviado pelo Grupo Carlos Lyra, o qual é proprietário de cinco usinas (Usina Caeté, Cachoeira, Volta Grande, Marituba e Delta). Foram realizados cálculos dos parâmetros utilizados para adequação em relação a localização do empreendimento hipotético representado neste trabalho, como por exemplo, vazão de vinhaça produzida, taxa de aplicação máxima permitida, quantidade de reservatórios, quantidade de fertilizantes e equipamentos empregados na disposição, geração de energia elétrica, etc.

Empregando os parâmetros definidos nos itens anteriores calculou-se a taxa de aplicação de vinhaça, que é igual a 463 m³/ha, entretanto conforme mencionado, a taxa de aplicação foi limitada em 400 m³/ha, portanto esse será o valor padrão adotado neste caso. Empregando uma taxa de aplicação de 400 m³/ha a área necessária para aplicação de toda a vinhaça produzida por safra será 2.424 ha. Contudo esta área será duplicada em função do descanso natural praticado pelas usinas, portanto a área total delimitada para aplicação será 4.849 ha.

Esta opção é composta por quatro estágios: bombeamento, armazenamento, distribuição e aspersão. Será considerado que a vinhaça *in natura*, extraída nas colunas de destilação será conduzida por gravidade até um reservatório de concreto com capacidade de 5.400 m³, com 60,0 m de comprimento, 30,0 m de largura e 3,0 m de altura, cuja base está na cota 575 m. Este reservatório será construído em concreto armado, de tal maneira que a distância entre as barras de aço será de 20 cm e a parede de concreto também terá 20 cm de espessura, internamente ele será revestido com impermeabilizante asfáltico a cada 5 anos para evitar corrosão das paredes.

A vinhaça será recalcada por um conjunto moto-bomba elétrico para dois reservatórios de concreto na cota de 610 m. Cada reservatório uma capacidade de 5.400 m³ (60,0 m de comprimento, 30,0 m de largura e 3,0 m de altura).

Estes reservatórios terão as mesmas características do anterior, a parede de concreto e a distância entre as barras de aço da armação terão 20 cm de distância e a parede será internamente revestida com impermeabilizante asfáltico. A tubulação de sucção será fabricada em aço inoxidável 316, com diâmetro de sucção de 125 mm e 20 m de comprimento. A

tubulação de recalque também será constituída de aço inox com diâmetro igual a 100 mm e uma extensão total de 3.500 m.

Os canais de distribuição da vinhaça terão um comprimento total de 20.450 metros e serão construídos de concreto sem armação de aço, revestidos internamente com impermeabilizante asfáltico a cada 5 anos. Em virtude da diferença de nível existente entre os reservatórios instalados na cota de 610 m e os canais, a distribuição da vinhaça na lavoura será feita por gravidade. A aspersão da vinhaça na lavoura será realizada através dos conjuntos moto-bombas acionados a diesel, passando pelo sistema autopropelido (carretel enrolador) e canhão hidráulico.

### 4.3.1 Implantação do sistema

#### a) Bombeamento

- **Escavação do solo para construção do reservatório**

Neste item será calculado o consumo de óleo diesel empregado nos equipamentos de escavação do solo e as emissões atmosféricas associadas a este consumo, já que se considera que estes equipamentos não foram fabricados exclusivamente para esta tarefa. O volume de solo escavado dependerá do comprimento, largura, altura e espessura da parede do reservatório. Dessa forma, serão escavados 5.875 m³ de solo para construção do reservatório. Deve-se considerar que o solo será escavado por 2 escavadeiras e transportado por 4 caminhões a uma distância média de 7,0 km do perímetro industrial.

Considera-se que o solo será transportado por 4 caminhões, sendo que o consumo de diesel dos caminhões é calculado através da distância percorrida, da velocidade média no percurso e da capacidade transporta. Assume-se que os caminhões vão operar sempre com a capacidade máxima de carga, que é igual a 9.010 kg. O volume de solo transportado é determinado pela massa específica do solo ($\rho_s$), que foi admitida igual a 1.900 kg/m³ (Alves, 2002). Portanto, a massa total de solo a transportar será de 11.163 toneladas.

Para determinar o consumo total de combustível dos caminhões admite-se que o local de disposição do solo irá se situar a 7,0 km de distância da usina, no retorno o caminhão irá percorrer a mesma distância, contudo estará vazio e a velocidade média adotada em todos os trechos do trajeto será 45 km/h.

Considera-se neste caso que o óleo diesel utilizado pelos equipamentos será transportado de uma cidade situada a 400 km, portanto o transporte deve ser incluído neste

inventário. O consumo de óleo diesel das escavadeiras e as emissões atmosféricas resultantes da utilização das escavadeiras serão estimadas através do banco de dados *Excavation hydraulic digger* desenvolvida pela ETH-ESU de Zurique na Suíça em 1996 e pertencente ao Simapro® 7.0. Esta base de dados lista o consumo e as emissões para a unidade funcional de 1 m³ de solo escavado.

O consumo de diesel e as emissões atmosféricas provenientes do transporte de solo escavado desde a usina até o ponto final de disposição do solo foram calculadas através do banco de dados *Truck 28t ETH* do Simapro. Esta base de dados lista o consumo e as emissões para a unidade funcional de 1 tkm de transporte, mas considerando uma distância média de 14,0 km os dados foram convertidos para a unidade funcional de 1 m³ de solo transportado até o local de disposição, conforme mostrado na Tabela 4.12. A Tabela 4.13 apresenta os insumos empregados na implantação do bombeamento da vinhaça. Admite-se que a espessura das paredes e do fundo do reservatório de concreto seja de 20 cm, portanto o volume utilizado na construção do reservatório de vinhaça na etapa de bombeamento será igual a 475,71 m³. Observa-se que todos os insumos considerados serão transportados até o local de utilização, somando um total de 75,76 ktkm.

Tabela 4.12 – Consumo e emissões atmosféricas das escavadeiras e caminhões.

| Emissões para o ar | Escavadeiras (ETH-SEU 96, 2004) (kg/m³ solo escavado) | Caminhões (ETH-SEU 96, 2004) (kg/m³ solo transportado) |
|---|---|---|
| Consumo de combustível | 0,118 | 1,14 |
| $C_{20}H_{12}$ | 5,75E-10 | 5,72E-9 |
| $C_6H_6$ | 1,15E-7 | 1,14E-6 |
| $CH_4$ | 2,19E-5 | 1,48E-4 |
| CO | 1,83E-3 | 9,95E-3 |
| $CO_2$ | 3,58E-1 | 3,59 |
| $N_2O$ | 1,38E-5 | 5,03E-4 |
| COVNM | 8,01E-4 | 4,92E-3 |
| $NO_x$ | 4,96E-3 | 4,58E-2 |
| MP | 7,35E-4 | 2,52E-3 |
| Pb | 1,27E-8 | 3,94E-7 |
| $SO_x$ | 2,99E-4 | 2,98E-3 |
| Cd | 0,00 | 5,83E-8 |
| Zn | 0,00 | 1,52E-4 |

Tabela 4.13 – Insumos utilizados para implantação do bombeamento.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | 2.500,0 | 1.189,280 | Engemix (2007) |
| Aço estrutural | – | 20.700 | 1,578 | 32,660 | Gerdau (2008) |
| Impermeabilizante | – | – | 1,50 | 3,510 | JR Tecnologia (2008) |
| Tubulação de sucção | 125 | 20,0 | 22,092 | 0,442 | Carbinox (2008) |
| Tubulação de recalque | 100 | 3.50,0 | 16,316 | 57,106 | Carbinox (2008) |
| Válvulas de sucção | 125 | – | 44,0 | 0,088 | Niagara (2008) |
| Válvulas de recalque | 100 | – | 57,50 | 0,115 | Niagara (2008) |
| Bombas | – | – | 340,0 | 0,680 | KSB (2008) |
| Motores | – | – | 859,0 | 1,718 | WEG (2008) |

1Concreto (kg/m³); aço estrutural e tubulação (kg/m); impermeabilizante (kg/m²); válvulas, bombas e motores (kg/unidade).

### b) Armazenamento

Os insumos necessários para construção dos reservatórios para armazenamento da vinhaça são mostrados na Tabela 4.14. Para construção dos dois reservatórios serão escavados 11.751 m³ de solo e as emissões serão calculadas conforme mostrado na Tabela 4.12. Serão necessários 98,98 ktkm para o transporte rodoviário dos insumos relacionados na Tabela 4.14.

Tabela 4.14 – Insumos utilizados para implantação do armazenamento.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | – | 2.378,56 | Engemix (2008) |
| Aço estrutural | – | 41.400 | 1,578 | 65,32 | Gerdau (2008) |
| Impermeabilizante | – | – | 1,50 | 7,02 | JR Tecnologia (2008) |

1Concreto (kg/m³); aço estrutural (kg/m) e impermeabilizante (kg/m²).

### c) Distribuição

A vinhaça será distribuída na lavoura através de canais de concreto com formato trapezoidal, revestidos internamente com impermeabilizante asfáltico. O mesmo

procedimento adotado para a locação das áreas será aplicado para o dimensionamento dos canais, ou seja, deverão ser adotados critérios técnicos e econômicos. Foram delineados dois tipos de canais, os principais que seguem o traçado das principais curvas de nível do terreno, e os canais de interligação, que foram necessários para constituição do circuito hidráulico, para garantir a vazão adequada aos equipamentos de aspersão, porém todos possuem as mesmas dimensões construtivas.

Deve-se considerar que para ajustar a declividade dos canais, tal como requerido no cálculo do perfil transversal, será necessário escavar um volume de solo 30% superior ao volume real dos canais. Os canais principais foram assentados sobre as curvas de 500 m até 600 m, apresentando uma diferença de nível de 20 m entre canais consecutivos, por isso eles possuem grandes extensões e pequenas declividades, se comparados às interligações. Os canais de interligação foram idealizados para unir dois canais principais e assim proporcionar sua ramificação, contribuindo para formação de circuitos fechados mantendo a vazão adequada para aspersão. Os canais de interligação dimensionados possuem pequenas extensões, maiores declividades e também serão construídos em concreto com revestimento interno.

Para o cálculo do perfil transversal do canal alguns parâmetros devem ser determinados. Deve-se considerar que a vazão distribuída pelos canais será igual a vazão de vinhaça produzida pela Usina Modelo, ou seja, 190,4 m³/h. O coeficiente de Manning para canais de concreto adotado neste trabalho será 0,014 $s/m^{1/3}$ (Porto, 2003).

O cálculo do perfil transversal dos canais será executado pelo método das tentativas, para isso o limite de velocidade deverá ser observado. Em canais de concreto a velocidade está limitada em 6,0 m/s (Porto, 2003). Cada trecho do canal irá possuir uma declividade diferente, portanto deve-se utilizar a declividade média geral para representar a declividade dos canais.

No método de cálculo de tentativas adota-se uma largura de fundo qualquer, e a partir daí calcula-se a altura máxima do nível de água a área do canal, o raio hidráulico, a velocidade e a vazão. Se a vazão for igual a estipulada no projeto, o cálculo está terminado, senão adota-se outro valor para a largura de fundo e procede-se novamente o cálculo até se encontrar a vazão definida em projeto. A Figura 4.3 mostra o perfil do canal projetado e a Tabela 4.15 apresenta os parâmetros de projeto assumidos neste trabalho para o dimensionamento dos canais. Os insumos necessários para construção dos canais são mostrados na Tabela 4.16. Considera-se a escavação de 12.628 m³ de solo para construção dos canais, e as emissões atmosféricas dos equipamentos de construção são calculadas

conforme a Tabela 4.12. Necessita-se de 398 ktkm para transportar o concreto e o impermeabilizante até o local de utilização.

Tabela 4.15 – Parâmetros de projeto do canal.

| Parâmetro | Símbolo | Unidade | Valor |
|---|---|---|---|
| Comprimento total do canal | *L* | m | 20.450 |
| Largura de fundo | *b* | m | 0,20 |
| Largura de topo | *LT* | m | 0,80 |
| Altura do nível de água | *h* | m | 0,30 |
| Ângulo entre as paredes e o fundo do canal | *θ* | º | 60 |
| Borda livre do canal | *B* | m | 0,20 |
| Raio hidráulico | *Rh* | m | 0,087 |
| Velocidade | *V* | m/s | 1,23 |
| Espessura da parede | *e* | m | 0,15 |

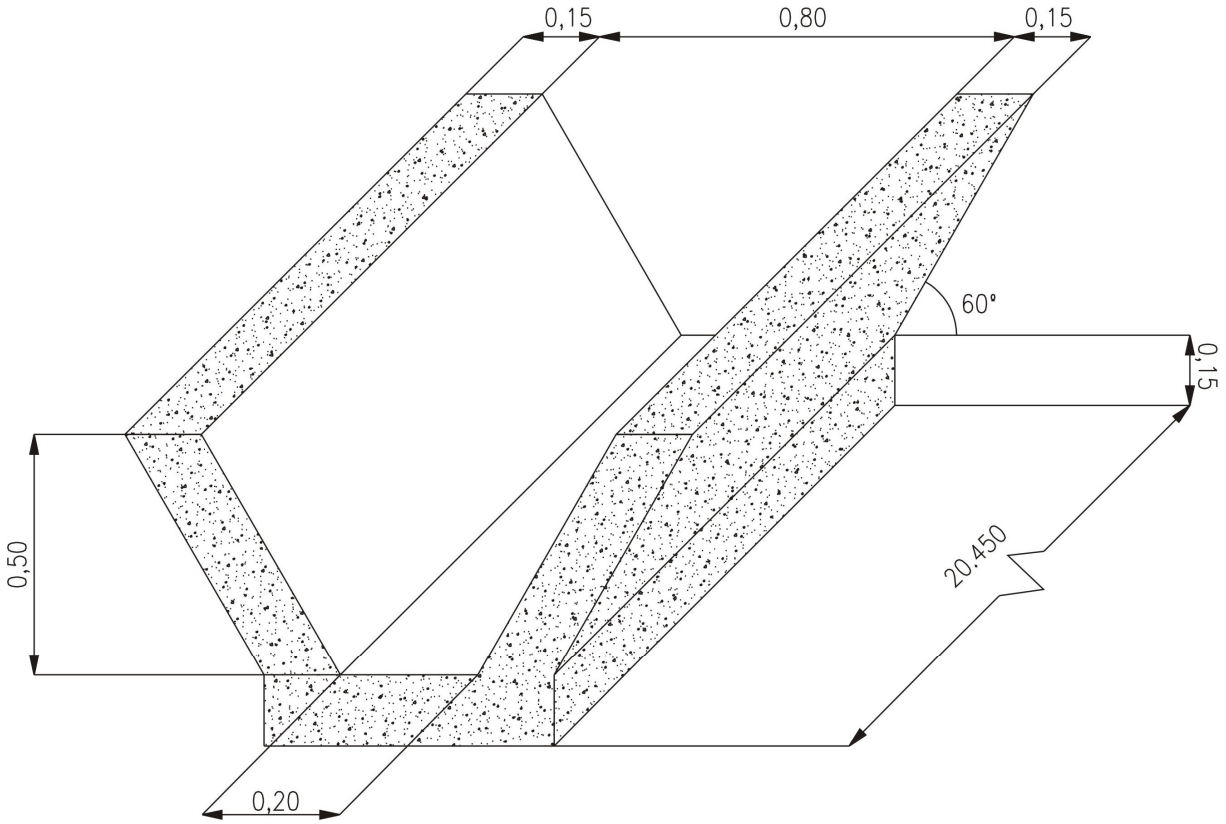



Figura 4.3 – Dimensões do canal de distribuição de vinhaça.

Tabela 4.16 – Insumos necessários para construção dos canais.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | – | 12.730,130 | Engemix (2008) |
| Impermeabilizante | – | – | 1,50 | 41,720 | JR Tecnologia (2008) |

1Concreto (kg/m³) e impermeabilizante (kg/m²).

### d) Aspersão

O projeto do sistema de aspersão hidráulica neste trabalho foi baseado nos catálogos dos fabricantes. Para dimensionamento do sistema algumas considerações devem ser assumidas: o período de operação diário é de 24 horas, o período para mudança entre posições sucessivas do equipamento será de 30 minutos, para cada porção de área irrigada deverá haver uma sobreposição de 25% e a ligação entre o carretel enrolador e o canhão hidráulico é feita através de um tubo de PEMD, cujo comprimento máximo é 370 metros (Krebsfer, 2007).

A lâmina bruta aplicada deverá ser igual a 40 mm, portanto o equipamento irá possuir as seguintes características: a pressão de entrada no carretel é 101 mca, a perda de carga ao longo da linha do carretel será 24 mca, a pressão de saída do carretel é 77 mca, a velocidade de recolhimento do tubo de PEMD deve ser de 60 m/h. O diâmetro externo do tubo de PEMD será de 125 mm, o comprimento máximo do tubo de PEMD deve ser de 370 m, o espaçamento entre as faixas de irrigação é de 96,0 e a área irrigada com sobreposição de 25% por dia será de 12,75 ha (Krebsfer, 2007).

A utilização dos carretéis enroladores deverá ser considerada neste estudo, diferentemente do que ocorreu com os caminhões e escavadeiras, já que neste caso os carretéis foram produzidos com a finalidade exclusiva para disposição da vinhaça. Dessa forma, os equipamentos empregados na implantação da aspersão são fornecidos na seqüência. Os insumos necessários para implantação da aspersão são mostrados na Tabela 4.17.

Tabela 4.17 – Insumos necessários para implantação da aspersão.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Carretel enrolador | – | – | 2.000,00 | 12,000 | Krebsfer (2007) |
| Bomba centrífuga | – | – | 300,00 | 1,800 | KSB (2008) |
| Motor diesel | – | – | 586,00 | 3,516 | MWM (2007) |
| Canhão aspersor | – | – | 100,00 | 0,600 | Plona (2007) |
| Tubos de engate rápido | 150 | 8.400 | 3,876 | 32,558 | Alcoa (2008) |
| Tratores | – | – | 8.169,65 | 24,509 | Massey Ferguson (2007) |

1Carretel, bomba centrífuga, motor, canhão e tratores (kg/unidade); tubulação (kg/m).

### e) Adubação de plantio e adubação de manutenção

A implantação do subsistema de adubação está condicionada a aquisição dos implementos agrícolas que irão executar a adubação (tratores e caminhões). Para realização da adubação de plantio e manutenção será preciso adquirir 10 tratores e 10 caminhões para distribuição do fertilizante na lavoura. Estes equipamentos serão contabilizados porque foram produzidos exclusivamente para esta atividade. Serão contabilizados em função da massa de cada equipamento, conforme mostrado na Tabela 4.17 A descrição da capacidade de trabalho e consumo desses equipamentos foi apresentada na Tabela 4.7, as emissões serão calculadas conforme a Tabela 4.12.

## 4.3.2 Operação do sistema

A geração de vapor e eletricidade será avaliada para todos os casos analisados. Os equipamentos considerados para a geração de vapor e eletricidade, tais como, a caldeira, turbina a vapor, bombas, motores, válvulas, tubulações, etc. não serão incluídos no levantamento deste inventário do ciclo de vida porque serão idênticos para todos os casos, por isso para efeito de comparação eles podem ser desconsiderados. Entretanto, a eletricidade gerada e exportada para a rede, bem como as emissões atmosféricas precisam ser contabilizadas, porque serão diferentes para cada caso analisado.

O esquema de geração de geração de vapor e energia da planta foi simulado no software GateCycle®. Este software é capaz de realizar análises em regime permanente de sistemas

térmicos, tais como, sistemas de cogeração de usinas de açúcar e álcool. Dentre as funcionalidades do programa podem ser citadas:

- Análise geral de ciclos para usinas térmicas ou de cogeração, fornecendo informações referentes ao desempenho operacional em todos os pontos da planta, incluindo eficiência global e produção de energia.
- Simulação de desempenho de sistema existentes em pontos de carga fora das condições de operação nominal.
- Previsão dos efeitos de alterações propostas ou melhorias de sistemas existentes.
- Análise de projetos avançados de turbinas a gás, incluindo ciclos combinados.

Este software foi desenvolvido pela empresa *Enter Software Inc.* da GE, com apoio do EPRI. O software tem a finalidade de avaliar o rendimento de plantas de potência (ou sistemas de cogeração) existentes ou não, tanto no ponto de projeto como em *off-design*. O programa interage com o usuário, em uma interface intuitiva e gráfica, com modelos analíticos detalhados para análise de processos termodinâmicos, de transferência de calor e mecânica dos fluidos, dentro da configuração de sistemas térmicos de qualquer complexidade. Uma ampla variedade de plantas (ou esquemas térmicos) pode ser modelada usando o GateCycle®, ou seja, permite projetar e analisar o rendimento de qualquer esquema térmico que o usuário seja capaz de construir a partir das ferramentas do ambiente gráfico e dos diferentes ícones de equipamentos disponíveis.

Para este caso considera-se que o vapor produzido na caldeira a 480ºC e 65 bar passará pela turbina a vapor de condensação-extração gerando 57,04 MW de energia, com uma eficiência geral do ciclo de 21,0%. Serão realizadas duas extrações, uma para acionamento das moendas e outra para o processo de destilação, conforme mostrado na Figura 4.4 e na Tabela 4.18.

A eletricidade gerada e exportada para a rede e as emissões atmosféricas da queima do bagaço durante os 20 anos de operação deverão ser quantificadas para o caso de FSCDCC. Em 20 anos serão gerados 5.749.632 MWh de eletricidade e as emissões atmosféricas da queima do bagaço precisam ser alocadas para geração de energia elétrica, pois o vapor produzido na caldeira não é usado exclusivamente na geração de eletricidade, ele possui outros usos (acionamento das moendas e destilação do etanol), por isso é preciso alocar as emissões para cada uso para não sobrecarregar a eletricidade.

Tabela 4.18 – Parâmetros de geração de vapor e energia para o caso de FSCDCC.

| Parâmetros | Unidades | Valor |
|---|---|---|
| Consumo de vapor do processo | t/h | 201,92 |
| Consumo de vapor das moendas | t/h | 75,60 |
| Consumo de vapor para concentrar a vinhaça | t/h | 0,0 |
| Consumo de combustível (bagaço) | t/h | 131,69 |
| Poder calorífico do bagaço | MJ/kg | 7,562 |
| Potência líquida fornecida a rede | MW | 57,04 |
| Eficiência total do ciclo | % | 21,0% |

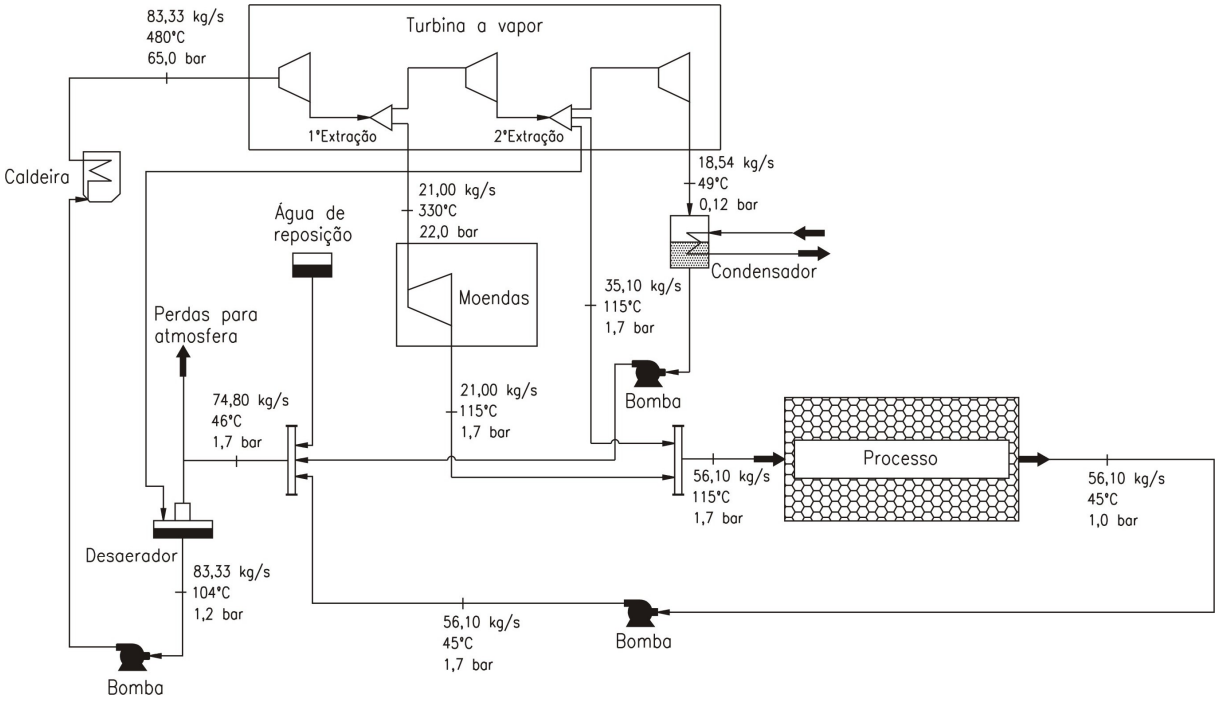



Figura 4.4 – Esquema de geração de vapor e energia para este caso.

Decidiu-se alocar as emissões atmosféricas através das exergias dos fluxos extraídos da turbina e da exergia da eletricidade. Considerou-se como condição de referência para o cálculo das exergias 1 bar e 22ºC. Os valores das exergias dos fluxos e dos fatores de alocação são mostrados na Tabela 4.19. Considera-se que a vazão mássica de bagaço na caldeira é 131,69 t/h, portanto serão queimados 1,327E10 kg de bagaço em 20 anos, os fatores de emissão utilizados, as referências e a quantidade total emitida de cada poluente em 20 anos são mostradas na Tabela 4.20. Deve-se observar que a cana-de-açúcar absorve uma parcela do

$CO_2$ que é emitido na queima do bagaço para seu desenvolvimento, portanto adotou-se um fator de absorção igual a 96% (Nogueira, 2008). Considerou-se que as cinzas resultantes da queima são usadas como fertilizante e não foram incluídas como resíduo.

Tabela 4.19 – Fatores de alocação para as emissões atmosféricas da queima de bagaço.

| Fluxo do processo de etanol | Exergia antes do consumidor (kJ/kg) | Exergia depois do consumidor (kJ/kg) | Vazão mássica (kg/s) | Energia (MW) | Fator de alocação para as emissões (%) |
|---|---|---|---|---|---|
| Acionamento das moendas | 1.071,85 | 51,43 | 21,0 | 21,43 | 26,4 |
| Processo | 51,43 | 2,59 | 56,10 | 2,74 | 3,4 |
| Eletricidade gerada | – | – | – | 57,04 | 70,2 |
| Total | – | – | – | 81,21 | 100,0 |

Tabela 4.20 – Emissões atmosféricas provenientes da queima do bagaço na caldeira.

| Poluente | Conteúdo (g/kg de bagaço) | Referência | Emissões totais em 20 anos (kg) | Emissões alocadas para eletricidade (kg) |
|---|---|---|---|---|
| $CO_2$ | 780 | EPA (1995) | 1,035E10 | 2,906E8 |
| CO | 0,18 | Ometto (2005) | 2,389E6 | 1,677E6 |
| $NO_x$ | 0,60 | EPA (1995) | 7,965E6 | 5,591E6 |
| Particulados | 4,20 | EPA (1995) | 5,575E7 | 3,914E7 |
| HPA | 3,00E-4 | EPA (1995) | 3,982E3 | 2,796E3 |

### a) Bombeamento, armazenamento e distribuição

A Tabela 4.21 mostra os insumos utilizados para operação do bombeamento, armazenamento e distribuição da vinhaça.

Tabela 4.21 – Insumos necessários para a operação do bombeamento.

| Parâmetro | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| | Bombeamento | |
| Eletricidade | MWh | 13.305,60 |
| Impermeabilizante | t | 10,53 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 4,212 |
| | Armazenamento | |
| Impermeabilizante | t | 21,060 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 8,424 |
| | Distribuição | |
| Impermeabilizante | t | 125,160 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 50,064 |

### b) Aspersão

- **Consumo de óleo diesel pelos tratores**

Será considerado que os tratores serão usados para transporte dos equipamentos de disposição da vinhaça. Deve-se considerar que o tempo de operação dos tratores será de 20% do dia (5 horas por dia), o consumo específico de combustível dos tratores será de 293,0 g/kWh e que a potência nominal de cada trator é de 101,5 kW. Cada trator irá consumir 148,698 kg/dia de diesel. Durante a safra cada trator irá consumir 31,23 toneladas de diesel e para os 20 anos de operação serão gastos 624,53 toneladas. Os 3 tratores juntos irão consumir 1.874 toneladas de diesel durante os 20 anos de operação. As emissões serão calculadas através do banco de dados *Tractor I* desenvolvido pela Universidade de Delft (Holanda), a qual relaciona as emissões para 1 km percorrido pelo trator. Para este caso específico deve-se considerar que o trator irá possuir uma velocidade média de 30 km/h, portanto percorrerá 150 km/dia. As emissões atmosféricas para a operação dos tratores são mostradas na Tabela 4.22.

- **Consumo de óleo diesel pelos motores que acionam as bombas**

Para calcular o consumo de combustível deve-se adotar que cada motor, cuja potência é igual a 119,0 kW possui um consumo específico de 205,0 g/kWh de diesel. Além disso,

considera-se que em função das mudanças de posição do carretel o sistema irá operar 80% do dia (19 horas/dia), portanto, cada motor irá consumir 463,51 kg/dia de diesel. Durante o período de safra (210 dias) cada motor irá consumir 97,34 toneladas de diesel e durante os 20 de operação serão 1.947 toneladas. Os 3 conjuntos dimensionados operando durante os 20 anos irão consumir 5.840 toneladas durante os 20 anos de operação. As emissões dos motores serão estimadas de acordo com os fatores de emissão publicados pela EPA (1985) para motores estacionários (Tabela 4.22). Os fatores são dependentes do consumo de combustível do motor, portanto as emissões são estimadas em kg da substância por litro de combustível consumido. Será considerado que a densidade do óleo diesel é 850 kg/m³ para o cálculo do volume de diesel consumido.

Tabela 4.22 – Emissões atmosféricas dos motores diesel estacionários e dos tratores empregados neste estudo.

| Emissões para o ar | Emissões dos motores estacionários[1] (kg/l diesel) | Emissões para operação dos tratores[2] (kg/km) |
|---|---|---|
| $C_2H_4O$ | 0,00084 | – |
| $C_xH_y$ | 0,00449 | – |
| $SO_x$ | 0,00374 | 0,0003 |
| $NO_x$ | 0,0562 | 0,012 |
| $CO_2$ | 2,60 | 0,974 |
| CO | 0,0122 | 0,0019 |
| COV | – | 0,001 |
| $N_2O$ | – | 0,0002 |
| $C_5H_{12}$ | – | 0,0001 |
| COVNM | – | 0,00001 |
| $CH_4$ | – | 0,00004 |
| Fuligem | 0,00401 | 0,00036 |

1 – EPA (1985); 2 – Tractor I (Simapro 2007).

- **Óleo lubrificante**

Será considerado a utilização de óleo lubrificante para o motor. Considera-se que a troca deve ser efetuada a cada 100 horas de trabalho e em cada troca serão utilizados 12 litros de óleo. A massa específica do óleo lubrificante é igual a 900 kg/m³ (ANP, 2009). Considera-se

que o óleo lubrificante terá a mesma procedência do óleo diesel, ou seja, deverá ser transportado de uma distância de 400 km da usina Modelo.

### c) Adubação de plantio

A adubação de plantio será realizada com uréia, superfosfato triplo e cloreto de potássio. Considerando a produtividade para cada corte assumida anteriormente a área total calculada para atender a produtividade requerida pela usina será 19.723 ha. A área fertirrigada anualmente será de 2.424 ha, portanto a área de plantio não fertirrigada será de 17.299 ha. A adubação de plantio será empregada nos anos 1, 5, 10 e 15. A Tabela 4.23 mostra a quantidade de fertilizantes utilizados na adubação da área fertirrigada e não fertirrigada. Considera-se que a uréia e o superfosfato serão transportados de uma distância de 200 km e o cloreto de potássio será proveniente de uma distância de 400 km da usina Modelo.

Tabela 4.23 – Quantidade de fertilizantes empregados na adubação de plantio para a área não fertirrigada e área fertirrigada.

| Ano | Adubação de plantio (t) Área não fertirrigada (17.298,98 ha) | | | Adubação de plantio (t) Área não fertirrigada (2.424,27 ha) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Uréia | Superfosfato | KCl | Uréia | Superfosfato | KCl |
| 1 | 2.356,12 | 3.753,88 | 3.281,62 | – | 293,73 | – |
| 5 | 2.356,12 | 3.753,88 | 3.281,62 | – | 293,73 | – |
| 10 | 2.356,12 | 3.753,88 | 3.281,62 | – | 293,73 | – |
| 15 | 2.356,12 | 3.753,88 | 3.281,62 | – | 293,73 | – |
| Total | 9.424,48 | 15.015,51 | 13.126,47 | – | 1.174,94 | – |

- **Consumo de óleo diesel da adubação de plantio**

Serão aplicados os dados da Tabela 4.7 para o cálculo do consumo de óleo diesel para os tratores e os caminhões encarregados da realização da atividade de adubação mineral de plantio nas áreas fertirrigadas e não fertirrigadas. O consumo de óleo diesel para os tratores é calculado em função da capacidade de trabalho e para os caminhões em função da distância média de percurso. As emissões atmosféricas As emissões atmosféricas dos caminhões serão estimadas de acordo com o banco de dados *Truck 28t ETH* (ETH-SEU 96, 2004) do Simapro,

apresentado na Tabela 4.12, entretanto a unidade de referência foi convertida para quilômetro percorrido. As emissões atmosféricas dos tratores serão estimadas através do banco de dados *Tractor I* desenvolvido pela Universidade de Delft (Holanda), a qual relaciona as emissões para 1 km percorrido pelo trator.

### d) Adubação de manutenção

A adubação de manutenção será diferenciada de acordo com a área. Nas áreas não fertirrigadas será empregado uréia, superfosfato e cloreto de potássio, nas áreas fertirrigadas somente será usado uréia. A uréia empregada na área fertirrigada será misturada juntamente com a vinhaça e aplicada na lavoura por aspersão. A Tabela 4.25 apresenta as quantidades de fertilizantes empregadas durante os anos de operação da usina Modelo. A distância de transporte será a mesma apresentada anteriormente. Portanto, em 20 anos na adubação de manutenção da área não fertirrigada será usado 58.903 t de uréia, 14.077 t de superfosfato e 49.224 t de KCl, na área fertirrigada será usado apenas 2.670 t de uréia.

- **Emissões atmosféricas provenientes da adubação mineral e aplicação de vinhaça**

Tabela 4.24 – Emissões da adubação mineral e aplicação da vinhaça para a FSCDCC.

| Substância emitida | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada | | |
| $CO_2$ | kg | 4,91E7 |
| $NH_3$ | kg | 4,69E6 |
| $N_2O$ | kg | 3,91E5 |
| $NO_x$ | kg | 8,21E4 |
| $NO_3^-$ | kg | 4,38E6 |
| Emissões da adubação fosfatada | | |
| $PO_4^{-3}$ | kg | 1,39E6 |
| Emissões da adubação potássica | | |
| $K^+$ | kg | 3,62E5 |
| Emissões da fertirrigação | | |
| $CO_2$ | kg | 3,63E5 |

# 4.4 BIODIGESTÃO ANAERÓBICA DA VINHAÇA COM DISTRIBUIÇÃO ATRAVÉS DE CANAIS DE CONCRETO (BAVDCC)

O projeto do sistema de biodigestão foi realizado com o auxílio da empresa Dedini Indústria de Base. Foram realizados cálculos para adequação dos dados obtidos para o caso estudado. Neste trabalho serão utilizados quatro reatores anaeróbios de circulação interna. Será considerado que a vinhaça entra no sistema de biodigestão com a mesma caracterização físico-química apresentada na Tabela 4.4. Será empregado um sistema de biodigestão mesofílico, ou seja, deverá ser previsto a implantação de um trocador de calor para resfriar a vinhaça de 80ºC para 38ºC. Antes da biodigestão anaeróbia deverá existir um tanque para correção do pH e fornecimento de nutrientes, para que o metabolismo celular dos microorganismos se desenvolva corretamente. O biogás gerado será enviado para motores de combustão interna acoplados a geradores elétricos para geração de eletricidade, o efluente resultante do processo de biodigestão será aplicado na lavoura, através de canais de concreto impermeabilizados e a aspersão será realizada por moto-bombas diesel.

### 4.4.1 Implantação do sistema

#### a) Tanque pulmão

A vinhaça produzida na destilaria será enviada para um tanque, denominando de tanque pulmão, que tem a função de evitar oscilações no fluxo de vinhaça durante o processo de biodigestão, portanto este reservatório deve ter um volume suficiente de armazenamento, caso o sistema tenha uma parada não programada. O tanque pulmão possui um volume útil de 600 m³, sendo implantado ao nível do solo, sendo construído em concreto com as seguintes dimensões: 20,0 m de comprimento, 10,0 m de largura e 3,0 de altura. A parede terá 20 cm de espessura, possuindo armação de aço estrutural e revestimento interno com impermeabilizante asfáltico, o qual deverá ser substituído a cada 5 anos para evitar corrosão. Serão escavados 679 m³ de solo e o transporte empregado para levar os insumos os insumos até o local de utilização será igual a 8,39 ktkm. A quantidade de insumos utilizados é mostrada na Tabela 4.25.

Tabela 4.25 – Insumos utilizados para implantação do bombeamento.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | 2.500,00 | 197,280 | Engemix (2008) |
| Aço estrutural | – | – | 1,578 | 4,681 | Gerdau (2008) |
| Impermeabilizante | – | – | 1,50 | 0,57 | JR Tecnologia (2008) |
| Tubulação de sucção | 125 | 6,00 | 22,092 | 0,133 | Carbinox (2008) |
| Tubulação de recalque | 100 | 10,00 | 16,316 | 0,163 | Carbinox (2008) |
| Válvula de sucção | 125 | – | 57,50 | 0,115 | Niagara (2008) |
| Válvula de recalque | 100 | – | 44,00 | 0,088 | Niagara (2008) |
| Bombas | – | – | 168,00 | 0,336 | KSB (2008) |
| Motores | – | – | 158,00 | 0,316 | WEG (2008) |

1Concreto (kg/m³); aço estrutural e tubulação (kg/m); impermeabilizante (kg/m²); válvulas, bombas e motores (kg/unidade).

### b) Equalização

A função do tanque de equalização é homogeneizar a composição da vinhaça antes de enviá-la para o resfriamento. O tanque de equalização é cilíndrico, vertical e fechado na parte superior com uma tampa de aço carbono com 10 mm de espessura e diâmetro de 10,50 m. O volume útil do tanque de equalização é 500 m³, sendo construído em concreto, com 10,00 m de diâmetro e 6,50 m de altura. O tanque é construído sob uma base quadrada de concreto com 10,50 metros de lado e 0,5 m de altura. A Tabela 4.26 mostra os insumos consumidos para implantação do tanque de equalização. São necessários 13,937 ktkm para transporte o material até o local de consumo.

Tabela 4.26 – Insumos empregados na construção do tanque de equalização.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) |
|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | 2.500,00 | 242,227 |
| Aço estrutural | – | 5.681,20 | 1,578 | 8,968 |
| Impermeabilizante | – | – | 1,50 | 0,424 |
| Aço – tampa | – | – | 7.865,0 | 6,810 |
| Tubulação de sucção | 125 | 2,00 | 22,092 | 0,044 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Tubulação de recalque | 100 | 15,00 | 16,316 | 0,245 |
| Tubulação ejeto-misturadores | 38 | 40,00 | 3,154 | 0,126 |
| Válvulas de sucção | – | – | 57,50 | 0,115 |
| Válvulas de recalque | – | – | 44,00 | 0,088 |
| Bombas | – | – | 168,00 | 0,336 |
| Motores | – | – | 158,00 | 0,316 |

1Concreto e tampa (kg/m³); aço estrutural e tubulação (kg/m); impermeabilizante (kg/m²); válvulas, bombas e motores (kg/unidade).

### c) Resfriamento da vinhaça

Deve-se considerar que a vinhaça precisa ser resfriada antes ser enviada para o tanque de condicionamento. A vinhaça tem uma temperatura de 80ºC no tanque de equalização, que deverá ser reduzida para 38ºC na saída do trocador de calor. São dois circuitos de bombeamento, um para a água de resfriamento e outro para a vinhaça. O trocador de calor projetado será instalado em uma base retangular de concreto com 5,0 m de comprimento, 2,0 m de largura e 0,80 m de altura. O dimensionamento do trocador de calor realizado nesta seção foi realizado de acordo com Kakaç e Liu (2002). Os equipamentos mostrados na Tabela 4.27 necessitam de 11,844 ktkm de transporte para serem levados ao local de consumo.

Tabela 4.27 – Insumos consumidos para implantação do resfriamento.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | 2.500,00 | 16,00 | Engemix (2008) |
| Aço estrutural | – | – | 1,578 | 0,392 | Gerdau (2008) |
| Bombas – 50 kW | – | – | 237,00 | 0,474 | KSB (2008) |
| Motores – 55 kW | – | – | 386,00 | 0,772 | WEG (2008) |
| Tubulação | 200 | 42,00 | 43,181 | 1,814 | Carbinox (2008) |
| Válvulas | 200 | – | 129,00 | 0,516 | Niagara (2008) |
| Trocador de calor - aço | – | – | – | 9,535 | Carbinox (2008) |
| Tubulação de sucção | 125 | 2,00 | 22,092 | 0,044 | Carbinox (2008) |
| Tubulação de recalque | 100 | 18,00 | 16,316 | 0,179 | Carbinox (2008) |
| Válvulas | 100 | – | 44,00 | 0,132 | Niagara (2008) |
| Bombas | – | – | 168,00 | 0,336 | KSB (2008) |

1Concreto (kg/m³); aço estrutural e tubulação (kg/m); válvulas, bombas e motores (kg/unidade).

### d) Condicionamento

No tanque de condicionamento serão adicionados NaOH a 50% e nutrientes (uréia e fosfato). O tanque de condicionamento é cilíndrico, vertical e fechado na parte superior com uma tampa de aço carbono com 10 mm de espessura e diâmetro de 14,50 m. O volume útil do tanque de condicionamento é de 900 m³, sendo construído em concreto, com 14,00 m de diâmetro e 6,50 m de altura. O tanque é construído sob uma base quadrada de concreto com 14,50 m de lado e 0,5 m de altura. O sistema de fornecimento de nutrientes e correção de pH serão constituídos por um tanque de fibra de vidro cada com capacidade nominal de 50,0 m³ com peso igual a 1.100 kg. As tubulações de sucção e recalque serão constituídas de aço inox e terão diâmetro nominal de 21 mm e comprimento total de 7,0 m. Os nutrientes serão enviados ao tanque de condicionamento por uma bomba dosadora. Os insumos são mostrados na Tabela 4.28 e são necessários 24,652 ktkm para transportá-los até a usina.

Tabela 4.28 – Insumos consumidos para implantação do condicionamento.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | 2.500,00 | 404,185 | Engemix (2008) |
| Aço estrutural | – | 9.594,32 | 1,578 | 15,140 | Gerdau (2008) |
| Tanque – fibra de vidro | 3.000 | – | 1.100,00 | 2,200 | TG Fiberglass (2007) |
| Bombas dosadoras | – | – | 117,00 | 0,468 | Omel (2008) |
| Motores | – | – | 11,00 | 0,044 | WEG (2008) |
| Tubulação | 21 | 14,00 | 1,288 | 0,018 | Carbinox (2008) |
| Bombas – 20 kW | – | – | 168,00 | 0,336 | KSB (2008) |
| Motores – 22 kW | – | – | 158,00 | 0,316 | WEG (2008) |
| Tubulação de sucção | 125 | 2,00 | 22,092 | 0,044 | Carbinox (2008) |
| Tubulação de recalque | 100 | 18,00 | 16,316 | 0,294 | Carbinox (2008) |
| Tubulação | 20 | | 3,991 | 0,319 | Carbinox (2008) |
| Válvula de sucção | – | – | 57,50 | 0,115 | Niagara (2008) |
| Válvula de recalque | – | – | 44,00 | 0,088 | Niagara (2008) |

1Concreto (kg/m³); aço estrutural e tubulação (kg/m), tanques, válvulas, bombas e motores (kg/unidade).

### e) Biodigestão anaeróbia

Segundo Dedini (2004) os dois principais parâmetros para o dimensionamento dos reatores anaeróbicos são: a taxa de remoção da DQO e da DBO. Neste trabalho será adotada uma taxa de remoção de DQO igual a 75% e da DBO de 85%. A taxa de aplicação superficial varia de 20 a 40 kg/m³.dia. Adotando uma taxa de aplicação de 20 kg/m³.dia, determina-se o volume do reator através da Equação 2.4, com valores da vazão de vinhaça em m³/h e da DQO em mg/l.

Assim o total dos reatores anaeróbicos deve ser igual 8.540 m³. Serão utilizados 4 reatores, cada um com um volume útil de 2.250 m³, que juntos somam um volume total de 9.000 m³. Os reatores irão possuir um sistema de reciclo interno do efluente, por isso o tempo de retenção hidráulica será igual a 4,5 horas. Os parâmetros de projeto do reator anaeróbico são mostrados na Tabela 4.29.

Tabela 4.29 – Parâmetros de projeto dos reatores anaeróbicos.

| Parâmetro | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Altura | m | 24,0 |
| Diâmetro | m | 11,0 |
| Relação altura/diâmetro | - | 2,18 |
| Volume útil do reator | m³ | 2.250,0 |
| Quantidade de reatores | unidades | 4 |
| Taxa de aplicação superficial | kg DQO/m³.dia | 20,0 |
| Tempo de retenção hidráulica | h | 4,5 |
| Eficiência de remoção da DQO | % | 75,0 |
| Eficiência de remoção da DBO | % | 85,0 |

Os reatores serão instalados sobre uma base de sustentação quadrada de 11,50 m de lado com 0,5 m de altura. Serão escavados 264,50 m³ de solo para construção da base, com a utilização de 661,252 t de concreto, 26,136 t de aço estrutural e 29,768 ktkm de transporte.

Os reatores são cilíndricos, verticais, fechados na parte superior com uma tampa de aço carbono e com uma campânula de degaseificação. O corpo e as escadas e acesso dos reatores serão construídos em aço carbono. Na parte interna os reatores serão constituídos por chapas de aço inox, aço carbono e polipropileno com espessuras de 1”, 1.1/2” e 1” respectivamente.

Os insumos necessários para implantação dos reatores anaeróbios são mostrados na Tabela 4.30 e precisa-se de 221,335 ktkm de transporte para disponibilizá-los para o consumo.

Tabela 4.30 – Insumos necessários para implantação dos reatores anaeróbios.

| Descrição do item | Diâmetro (mm) | Comprimento (m) | Peso unitário[1] | Peso total (t) | Referência |
|---|---|---|---|---|---|
| Concreto | – | – | 2.500,00 | 661,252 | Engemix (2008) |
| Aço estrutural | – | 16.564 | 1,578 | 26,136 | Gerdau (2008) |
| Aço inox 316 | – | – | 8.000,00 | 1.204,084 | Acesita (2008) |
| Aço carbono | – | – | 7.865,00 | 752,120 | Acesita (2008) |
| Polipropileno | – | – | 940,00 | 133,832 | TGFiberflass (2007) |
| Tubulação | 300 | 116,00 | 74,977 | 8,697 | Carbinox (2008) |
| Tubulação | 50 | 3.000,00 | 3,991 | 11,973 | Carbinox (2008) |
| Tampa – aço carbono | – | – | 7.865,00 | 94,580 | Acesita (2008) |
| Tubulação | 150 | 26,00 | 28,682 | 0,746 | Carbinox (2008) |
| Válvulas | 150 | – | 71,00 | 0,284 | Niagara (2008) |
| Bombas | – | – | 237,00 | 0,948 | KSB (2008) |
| Motores | – | – | 386,00 | 1,544 | WEG (2008) |
| Válvulas de sucção | 300 | – | 129,00 | 0,516 | Niagara (2008) |
| Válvulas de recalque | 300 | – | 129,00 | 0,516 | Niagara (2008) |
| Tubulação de sucção | 200 | 70,00 | 43,181 | 3,023 | Carbinox (2008) |
| Tubulação de recalque | 200 | 50,00 | 43,181 | 2,159 | Carbinox (2008) |

1Concreto (kg/m³); aço estrutural e tubulação (kg/m), tanques, válvulas, bombas e motores (kg/unidade).

### f) Geração de energia

Foram projetados 4 gasômetros, uma para cada reator, do tipo pressurizado de campânula invertida, com capacidade de 10,0 m³ cada. Os gasômetros são construídos em aço carbono, com revestimento de epóxi. Segundo Fokal (2008), cada gasômetro tem um peso de 2.500 kg.

Conforme apresentado anteriormente a eficiência de remoção de DQO nos reatores é de 75% e a taxa de conversão da DQO removida em biogás é 0,47 m³ biogás/kg DQO removido, portanto através dessas informações pode-se determinar a vazão diária de biogás produzida pelo sistema de biodigestão.

Portanto, são produzidos 46.332,25 Nm³/dia (1.930,51 Nm³ biogás/h). O biogás produzido é saturado com água apresentando composição variável: metano 60 a 65%, dióxido de carbono 32 a 39% e ácido sulfídrico de 1 a 3%. Neste trabalho será considerado que o biogás possui 60% de $CH_4$, 39% de $CO_2$ e 1% de $H_2S$.

O estudo para dimensionamento do sistema de geração de energia elétrica foi realizado através do software Thermoflex® que é um programa computacional para modelagem e simulação de ciclos térmicos, que vem sendo desenvolvido pela empresa Thermoflow™ desde 1995. O programa foi desenvolvido para ser de fácil compreensão e utilização por parte dos usuários. Ele contém uma vasta biblioteca com diversos tipos de equipamentos e combustíveis, que permitem a modelagem de turbinas a gás, turbinas a vapor, ciclos combinados, motores alternativos de combustão interna, sistemas de gaseificação, refrigeração, etc. O programa também possui um ambiente de trabalho amigável ao usuário, uma vez que resolve automaticamente problemas de balanço de massa e energia conseguindo resultados com grande precisão de cálculo.

Para iniciar a simulação alguns dados são indispensáveis, tais como, as condições ambientais, a composição e tipo de combustível, as eficiências (isentrópica, térmica, mecânica e elétrica) e os parâmetros de vapor e condensado. Os motores de combustão podem ser escolhidos num banco de dados dentre os mias de 200 modelos que o programa contempla.

O Thermoflex® permite também simular o comportamento da planta nas condições fora do ponto de projeto (*off-design*) variando as condições ambientais, carga, etc. Estes resultados podem ser visualizados em tabelas e gráficos, ou então ser for preciso estes resultados podem ser exportados para o Excel para o processamentos posteriores. A Tabela 4.31 mostra os parâmetros combustíveis do biogás calculados pelo Thermoflex®. A massa específica do biogás pode ser determinada pela divisão entre o PCI em base volumétrica pelo PCI em base mássica, de acordo com a Equação 4.4.

Tabela 4.31 – Parâmetros combustíveis do biogás calculados pelo Thermoflex.

| Parâmetro | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Peso molecular | kg/kmol | 27,03 |
| Temperatura do biogás | ºC | 25,0 |
| PCS em base mássica | kJ/kg | 20.190,0 |
| PCI em base mássica | kJ/kg | 18.204,0 |
| PCS em base volumétrica | kJ/m³ | 22.312,0 |
| PCI em base volumétrica | kJ/m³ | 20.118,0 |

$$\rho_{bio} = \frac{PCI_V}{PCI_M} \tag{4.4}$$

De acordo com a Equação 4.7 a massa específica do biogás é 1,1051 kg/Nm³. Dessa forma, é possível determinar a vazão mássica de biogás produzido, que é determinada através da Equação 4.5.

$$\dot{m}_{bio} = \frac{\rho_{bio} \cdot Q_{bio}}{24 \cdot 3600} \tag{4.5}$$

Portanto, de acordo com a Equação 4.5 a vazão mássica de biogás será igual a 0,593 kg/s. O dimensionamento dos conjuntos moto-geradores foi executado com o auxílio do software Thermoflex®. Diversas configurações foram simuladas com moto-geradores comerciais que possuem diferentes potências, consumos de combustíveis e eficiências, buscou-se minimizar a quantidade de equipamentos instalados e maximizar o potencial de utilização do biogás para geração de energia elétrica. Foram selecionados 2 conjuntos moto-geradores, 1 é da linha de produtos Jenbacher® que é uma marca registrada da GE modelo JMS620GS-NLC (Tabela 4.32 e Figura 4.5) e outro fabricado pela Wartsila® modelo WAR9500L (Tabela 4.33 e Figura 4.6). O moto-gerador Jenbacher possui um peso unitário de 29.800 kg, e o gerador Wartsila possui um peso unitário de 21.040 kg.

Tabela 4.32 – Resultados da simulação do conjunto moto-gerador Jenbacher.

| Parâmetros analisados | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Vazão mássica de biogás | kg/s | 0,351 |
| Potência bruta | kW | 2.689,00 |
| Eficiência elétrica bruta (PCI) | % | 42,08 |
| Potência líquida | kW | 2.556,70 |
| Eficiência elétrica líquida (PCI) | % | 40,01 |
| Entrada de combustível líquida (PCI) | kW | 6.391,00 |
| Consumo interno de potência dos equipamentos auxiliares | kW | 132,30 |
| Emissões de $CO_2$ | kg/s | 0,5619 |
| Emissões de $SO_2$ | kg/s | 0,0077 |

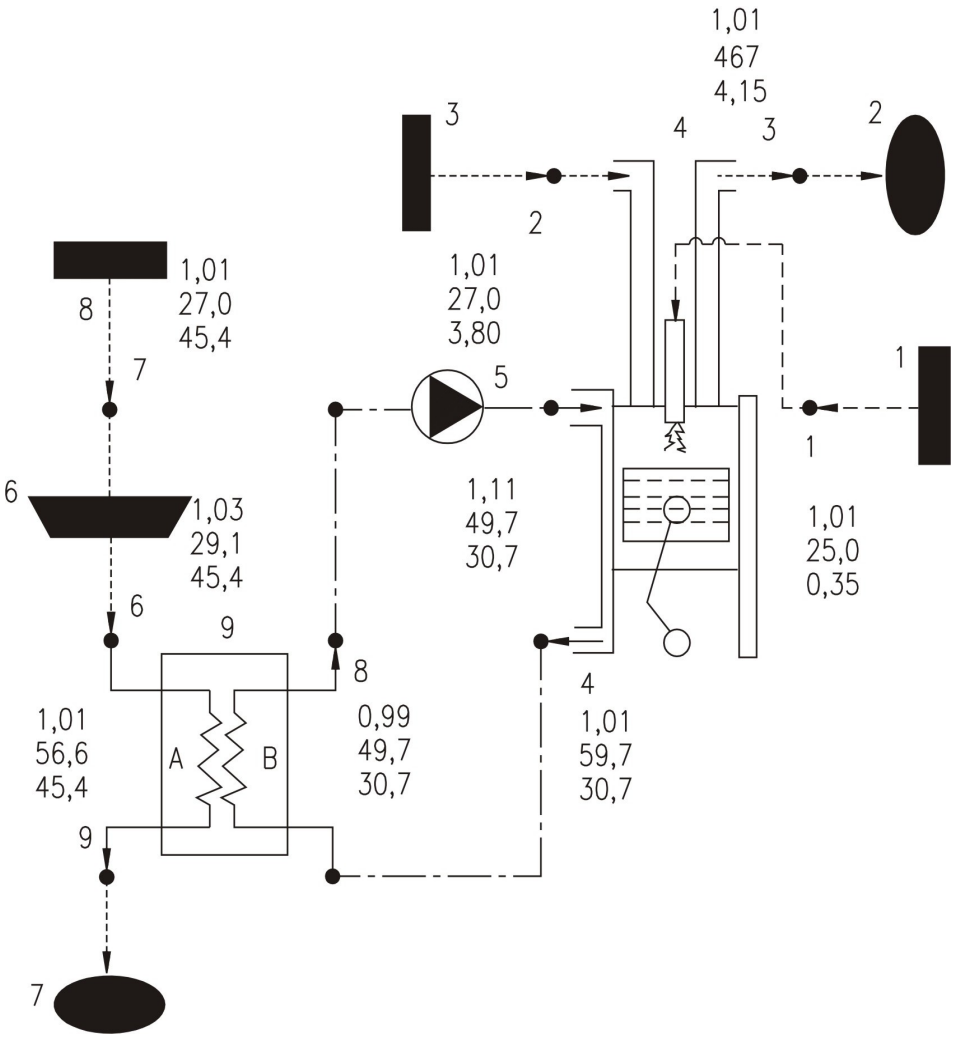



Figura 4.5 – Resultados da simulação para o moto-gerador Jenbacher.

Tabela 4.33 – Resultados da simulação para o conjunto moto-gerador Wartsila.

| Parâmetros analisados | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Umidade relativa ambiente | % | 60,00 |
| Vazão mássica de biogás | kg/s | 0,241 |
| Potência bruta | kW | 1.475,00 |
| Eficiência elétrica bruta (PCI) | % | 33,58 |
| Potência líquida | kW | 1.354,00 |
| Eficiência elétrica líquida (PCI) | % | 30,85 |
| Entrada de combustível líquida (PCI) | kW | 4.392,00 |
| Consumo interno de potência dos equipamentos auxiliares | kW | 120,10 |
| Emissões de $CO_2$ | kg/s | 0,3861 |
| Emissões de $SO_2$ | kg/s | 0,0053 |

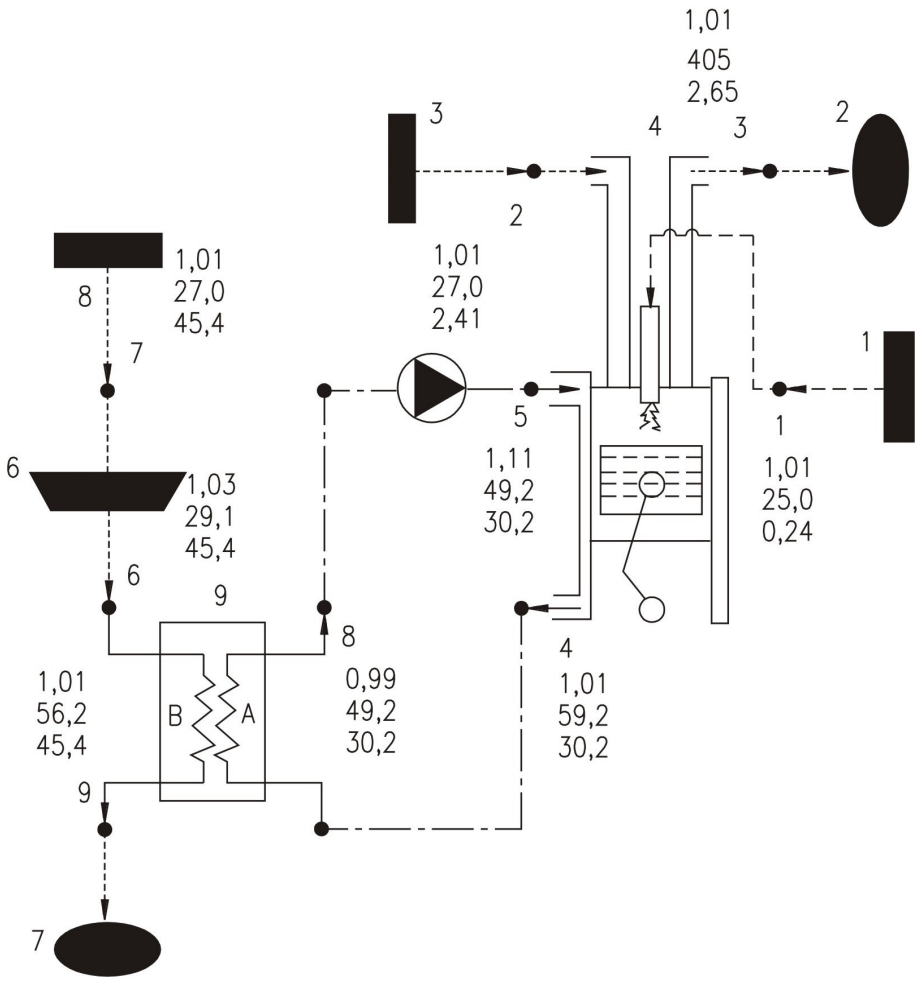



Figura 4.6 – Resultados da simulação para o moto-gerador Wartsila.

### g) Armazenamento da vinhaça

Será considerado que a vinhaça biodigerida não possui nenhuma alteração no seu volume e na concentração de potássio, todavia será considerado um incremento na concentração de nitrogênio e fósforo devido ao fornecimento de nutrientes. Será assumido que a vinhaça a composição de nutrientes da vinhaça após a biodigestão é de 406 mg/l de N, 81 de $P_2O_5$ e 2.034 mg/l de $K_2O$.

Empregando a Equação 2.1 para o cálculo da taxa de aplicação de vinhaça e considerando a CTC do solo 7,25 $cmol_c/dm^3$, o teor de potássio igual a 0,16 $cmol_c/dm^3$ e a concentração de potássio na vinhaça igual a 2.034 mg/l calculou-se uma taxa de aplicação de 463 $m^3$/ha, o qual foi o mesmo valor determinado para ocaso da fertirrigação, por isso a taxa de aplicação adotada nesse caso será a mesma do caso anterior, ou seja, 400 $m^3$/ha.

Portanto, utilizando a taxa de aplicação de 400 $m^3$/ha a área necessária para disposição da vinhaça será igual a calculada no caso anterior 2.424 ha, que será duplicada em função do descanso praticado pelas usinas, e a área não fertirrigada será igual a 17.299 ha. Esta

consideração irá fazer com que os insumos e emissões da distribuição e da aspersão sejam iguais aos calculados para a FSCDCC.

A vinhaça será bombeada para dois reservatórios instalados próximo da saída dos reatores anaeróbicos. Cada reservatório possui 30,0 m de comprimento, 15,0 m de largura e 3,0 de altura. A seqüência para estimativa dos insumos e emissões para construção desses reservatórios foi descrita nos itens anteriores referentes a FSCDCC. Para construção de cada reservatório serão escavados 1.498,12 m³ de solo, utilizados 370,28 t de concreto, 9,38 t de aço estrutural, 1,08 t de impermeabilizante e 15,11 ktkm de transporte.

O bombeamento da vinhaça é realizado por 4 bombas de 50 kW e 4 motores elétricos de 55 kW, em uma tubulação que possui diâmetro de sucção igual ao diâmetro de recalque de 200 mm e 162,0 m de comprimento. São instaladas 8 válvulas de DN 200 com 129,0 kg cada.

#### h) Distribuição da vinhaça e aspersão da vinhaça na cana-de-açúcar

Será considerado que a vinhaça será distribuída por canais de concreto com as mesmas características dos canais projetados para a opção de FSCDCC, portanto os insumos e emissões necessários para implantação dos canais serão análogos aos calculadas anteriormente.

Da mesma forma que a distribuição a aspersão será equivalente a calculada anteriormente para a alternativa de fertirrigação. Serão usados 6 carretéis enroladores, 6 bombas de 90 kW, 6 motores de combustão interna de 119 kW, 6 canhões hidráulicos, 8.400 m de tubulação de engate rápido fabricado em alumínio e 3 tratores para execução do serviço. O mesmo irá ocorrer com os tratores e caminhões usados para adubação mineral de plantio e de manutenção que será realizada ao longo do período de operação da usina.

### 4.4.2 Operação do sistema

A biodigestão não consome vapor durante a operação em nenhuma etapa, portanto o diagrama esquemático da cogeração será equivalente ao da opção de FSCDCC. Portanto, serão queimados 131,69 t/h de bagaço na caldeira, para gerar vapor 83,33 kg/s de vapor a 480ºC e 65,0 bar, que será utilizado para gerar 57,04 MWh de eletricidade. O fluxo de 21,0 kg/s de vapor a 330ºC e 22,0 bar extraído na turbina, que é usado para acionamento das moendas será unido a outro fluxo de vapor com vazão mássica de 35,10 kg/s a 115ºC e 1,7 bar. Esses dois fluxos são encaminhados para o processo de destilação e depois retornam para

a caldeira. O critério de alocação das emissões atmosféricas será o mesmo apresentado anteriormente. A Tabela 4.34 mostra os insumos necessários para a operação do sistema.

Tabela 4.34 – Insumos necessários para a operação do sistema.

| Parâmetro | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Tanque pulmão | | |
| Energia elétrica | MWh | 2.217,600 |
| Impermeabilizante | t | 1,710 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 0,684 |
| Equalização | | |
| Energia elétrica | MWh | 2.217,600 |
| Impermeabilizante | t | 1,291 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 0,516 |
| Resfriamento | | |
| Energia elétrica | MWh | 7.761,600 |
| Condicionamento | | |
| Impermeabilizante | t | 1,979 |
| Hidróxido de sódio | t | 62,061 |
| Uréia | t | 26,887 |
| Superfosfato triplo | t | 10,962 |
| Energia elétrica | MWh | 2.328,480 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 33,185 |
| Biodigestão | | |
| Energia elétrica | MWh | 22.176,00 |
| Geração de energia | | |
| Energia elétrica exportada para a rede | MWh | 394.198,560 |
| Emissões de $CO_2$ | kg | 344.010.240 |
| Emissões de $SO_2$ | kg | 4.717.440 |
| Armazenamento | | |
| Energia elétrica | MWh | 22.176,00 |
| Impermeabilizante | t | 6,480 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 2,592 |
| Distribuição | | |

| | | |
|---|---|---|
| Impermeabilizante | t | 125,160 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 50,064 |
| Aspersão | | |
| Óleo diesel | t | 7.713,750 |
| Óleo lubrificante | t | 6,804 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 3.088,220 |

### a) Adubação de plantio

A adubação de plantio da área não fertirrigada será análoga ao mostrado na Tabela 4.19, todavia a adubação de plantio da área fertirrigada será diferente. Serão aplicados 249,80 toneladas de superfosfato triplo juntamente com a vinhaça, portanto considerando os anos 1, 5, 10 e 15 serão consumidos 999,19 toneladas de superfosfato. Os outros insumos necessários para a adubação de plantio da área fertirrigada são calculados de forma análoga ao descrito anteriormente.

### b) Adubação de plantio

A adubação da área não fertirrigada será equivalente a calculada para fertirrigação, ou seja, por ano serão consumidos 3.926,87 t de uréia, 938,470 t de superfosfato e 3.281,61 t de cloreto de potássio. Na área fertirrigada serão consumidos 28,21 kg/ha de uréia, resultando em 1.025,83 t durante os 20 anos de operação. O consumo de óleo diesel, óleo lubrificante e as emissões atmosféricas são calculadas de forma análoga a apresentada anteriormente. Será considerado que para este caso não haverá emissões provenientes da aplicação da vinhaça porque a matéria orgânica foi removida na biodigestão (Tabela 4.35).

Tabela 4.35 – Emissões da adubação mineral para a BAVDCC.

| Substância emitida | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada | | |
| $CO_2$ | kg | 4,797E7 |
| $NH_3$ | kg | 4,583E6 |
| $N_2O$ | kg | 3,819E5 |
| $NO_x$ | kg | 8,020E4 |
| $NO_3^-$ | kg | 4,277E6 |

| | | |
|---|---|---|
| Emissões da adubação fosfatada | | |
| $PO_4^{-3}$ | kg | 1,387E6 |
| Emissões da adubação potássica | | |
| $K^+$ | kg | 3,624E5 |

## 4.5 CONCENTRAÇÃO DA VINHAÇA COM DISTRIBUIÇÃO ATRAVÉS DE CAMINHÕES (COVEDC)

Esta opção de tratamento da vinhaça consiste na extração do excesso de água através de sua evaporação por evaporadores de múltilplo efeito. Nesta opção a vinhaça será concentrada até 40% de sólidos. Esta planta foi projetada pela Dedini Indústria de Base e cordialmente cedida para que pudesse ser incluída neste trabalho.

Os cálculos para o projeto termodinâmico e químico da planta de concentração foram executados através do software Aspen Plus®. O Aspen Plus® é um simulador de processos químicos desenvolvido pela empresa Aspen Tech™. Ele funciona principalmente na criação de processos em um ambiente de simulação, que tem por objetivo a análise das variáveis presentes no mesmo, desde a caracterização e preparação das matérias-primas até a determinação dos produtos obtidos, além da coleção completa das propriedades físicas, químicas e termodinâmicas das substâncias que possuem relevância no processo. O Aspen Plus® é um dos mais completos e poderosos simuladores de processos químicos a nível mundial, pois conta dentro de sua estrutura com um grande número de equipamentos, desde bombas, misturadores e separadores flash, até reatores de grande porte, evaporadores, torres de destilação, ciclones, trocadores de calor, etc.

Com o auxílio do Aspen Plus é possível fazer o manejo dos dados termodinâmicos, dos dados de equilíbrio de fases, predição das propriedades, especificação das dimensões dos equipamentos, entre muitas outras ferramentas e funções que permitem trabalhar e desenvolver um processo, desde qualquer perspectiva que se necessite.

Em relação à concentração de vinhaça esta perspectiva se torna interessante, porque durante o processo de concentração a vinhaça, ao perder água, as características físico-químicas da vinhaça vão se alterando. A viscosidade vai aumentando gradativamente e aumentando o risco de incrustação nos equipamentos, por isso o Aspen Plus determina qual é o melhor ponto de operação em cada efeito de evaporação e quantos efeitos devem ter o sistema para se atingir o grau de concentração pretendido.

Dessa maneira, o sistema projetado receberá uma vazão de vinhaça igual a 192,5 m³/h, com uma temperatura de 85ºC e com 3% de concentração e entregará uma vazão de 15,0 m³/h, com uma concentração de 40%. Foram projetados 5 efeitos de evaporação cada um composto por um evaporador de expansão e um vaso de expansão. O primeiro efeito irá possuir um pré-aquecedor para aproveitar o calor residual e aquecer a vinhaça que está sendo introduzida na planta. O 5º efeito possui um vaso de pré-expansão e um tanque para descarga da vinhaça concentrada. A planta de concentração deve ainda contemplar um sistema de condensação, resfriamento e limpeza CIP.

Será considerado que os equipamentos (tubulação, válvulas, tanques, vasos, evaporadores) utilizados na planta de concentração de vinhaça devem ser construídos em aço inoxidável para não haver corrosão. O peso total das interligações entre equipamentos, tubos, válvulas e acessórios foi estimado em 76.649 kg. Este valor total será considerado como sendo composto exclusivamente de aço inox e será dividido igualmente entre os 5 efeitos da planta de concentração. A estrutura de para metálica para suporte dos equipamentos da concentração será constituída de aço carbono e teve seu peso estimado em 170.000 kg que também serão divididos igualmente entre os 5 efeitos da planta de concentração.

A vinhaça concentrada será distribuída na lavoura através de caminhões com bicos distribuidores que otimizam a distribuição da vinhaça.

### 4.5.1 Implantação do sistema

A Tabela 4.36 apresenta os insumos utilizados pelos cinco efeitos de evaporação na implantação da COVEDC e a Tabela 4.37 mostra os equipamentos necessários para a condensação, resfriamento e limpeza CIP.

Tabela 4.36 – Insumos utilizados para implantação dos efeitos de evaporação sistema de concentração.

| Item | Capacidade | Diâmetro (m) | Comprimento/Altura (m) | Peso (kg) |
|---|---|---|---|---|
| 1º Efeito | | | | |
| Tanque de vinhaça diluída | 500 m³ | – | – | 46.480,00 |
| Pré-aquecedor de vinhaça | 150 m² | 1,00 | 5,60 | 3.186,00 |
| Evaporador de expansão | 1.500 m² | 2,00 | 5,60 | 22.360,12 |
| Vaso de expansão | 215,0 m³ | 5,80 | 8,10 | 31.046,00 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Transporte rodoviário (ktkm) | – | – | – | 39,804 |
| 2º Efeito | | | | |
| Evaporador de expansão | 1.500 m² | 2,00 | 5,60 | 22.360,12 |
| Vaso de expansão | 96 m³ | 4,50 | 6,00 | 19.381,00 |
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Transporte rodoviário (ktkm) | – | – | – | 24,429 |
| 3º Efeito | | | | |
| Evaporador de expansão | 1.500 m² | 2,00 | 5,60 | 22.360,12 |
| Vaso de expansão | 74 m³ | 4,50 | 6,00 | 17.570,00 |
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Transporte rodoviário (ktkm) | – | – | – | 23,976 |
| 4º Efeito | | | | |
| Evaporador de expansão | 1.500 m² | 2,00 | 5,60 | 22.360,12 |
| Vaso de expansão | 66 m³ | 4,50 | 6,00 | 17.570,00 |
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Transporte rodoviário (ktkm) | – | – | – | 23,505 |
| 5º Efeito | | | | |
| Evaporador de expansão | 1.500 m² | 2,00 | 5,60 | 22.360,12 |
| Vaso de pré-expansão | 6,0 m³ | – | – | 1.367,00 |
| Vaso de expansão | 66 m³ | 4,50 | 6,00 | 17.570,00 |
| Tanque de vinhaça concentrada | 300 m³ | – | – | 27.685,00 |
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Transporte rodoviário (ktkm) | – | – | – | 31,367 |

Tabela 4.37 – Insumos necessários para implantação da condensação, resfriamento e limpeza CIP.

| Item | Capacidade | Diâmetro (m) | Comprimento/Altura (m) | Peso (kg) |
|---|---|---|---|---|
| Condensação | | | | |
| Condensador de contato | – | 5,60 | 12,00 | 26.436,00 |
| Vaso de condensado | 130 m³ | 4,00 | 21,00 | 15.788,00 |
| Tanque de selo | 6 m³ | – | – | 982,00 |
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Bomba de vácuo | – | – | – | 690,00 |
| Motores | – | – | – | 316,00 |
| Transporte rodoviário (ktkm) | – | – | – | 12,791 |
| Resfriamento | | | | |
| Concreto | – | – | – | 200.000 |
| Aço carbono | – | – | – | 35.000 |
| Fibra de vidro | – | – | – | 10.000 |
| Motor | – | – | – | 3.846 |
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Transporte rodoviário | – | – | – | 25,176 |
| Limpeza CIP | | | | |
| Vaso de limpeza CIP | 130 m³ | 4,00 | 21,00 | 15.788,00 |
| Bombas | – | – | – | 2.800,00 |
| Motores | – | – | – | 2.846,00 |
| Transporte rodoviário | – | – | – | 4,110 |

### 4.5.2 Operação do sistema

Para este caso considera-se que o vapor produzido na caldeira a 480ºC e 65,0 bar passará pela turbina a vapor de condensação-extração gerando 53,57 MW de energia, com uma eficiência geral do ciclo de 20,0%. Serão realizadas duas extrações, um fluxo de vapor será usado no processo de destilação e outro fluxo irá realizar o acionamento das moendas e

posteriormente será usado no processo de concentração da vinhaça, conforme mostrado na Figura 4.7.

A eletricidade gerada e exportada para a rede e as emissões atmosféricas da queima do bagaço durante os 20 anos de operação deverão ser quantificadas para a concentração. A potência nominal da planta é 53,57 MW, portanto durante 20 anos serão exportados para a rede 5.399.856 MWh de eletricidade. Neste caso, as emissões atmosféricas da queima do bagaço precisam ser alocadas para geração de energia elétrica e também para a concentração da vinhaça, pois o vapor produzido na caldeira é usado para acionamento das moendas, no processo de destilação, concentração da vinhaça e geração de energia.

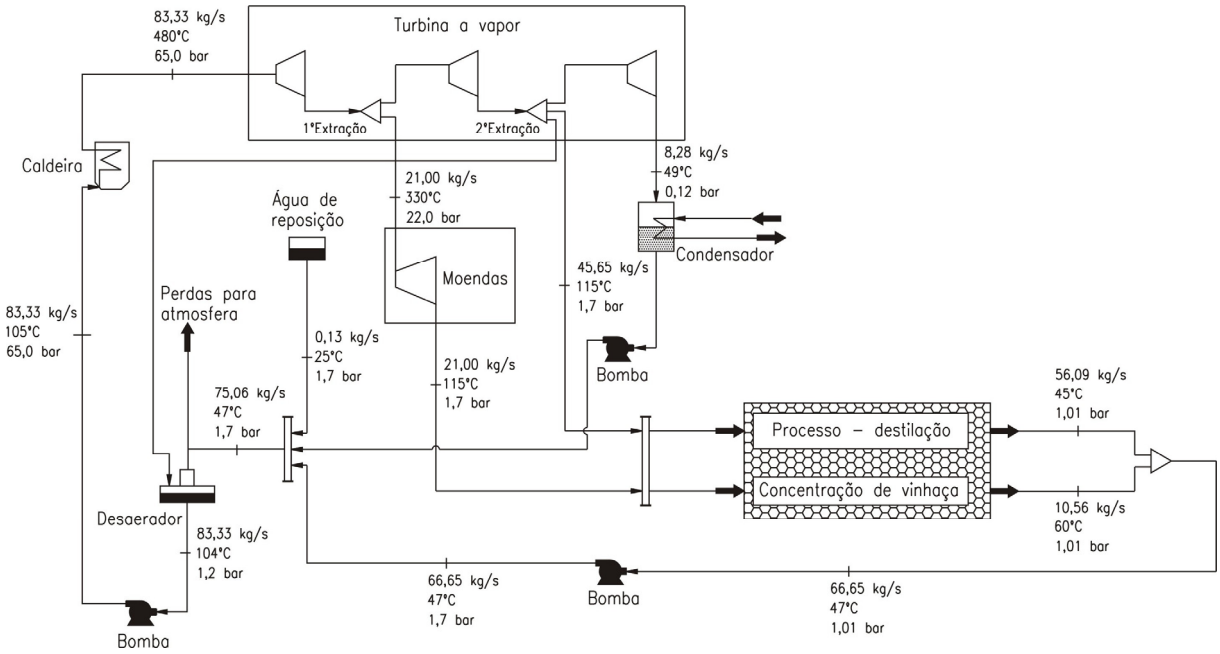



Figura 4.7 – Esquema de geração de energia e utilização do vapor para a COVEDC.

As emissões serão alocadas de acordo com as exergias dos fluxos exergias dos fluxos extraídos da turbina e da exergia da eletricidade. Considerou-se como condição de referência para o cálculo das exergias 1 bar e 22ºC. A exergia específica calculada para o fluxo de vapor que entra nas moendas é igual a 1.071,85 kJ/kg, para os fluxos de vapor que entram nos processos de destilação e concentração da vinhaça a exergia específica é igual a 51,43 kJ/kg. Na saída da concentração o fluxo de vapor possui exergia específica igual a 9,59 kJ/kg e na saída do processo a exergia específica do vapor é igual a 2,59 kJ/kg, portanto a Tabela 4.38 apresenta a energia antes e depois de cada processo e os fatores de alocação para cada um.

Tabela 4.38 – Fatores de alocação para as emissões atmosféricas da queima de bagaço para a opção de COVEDC.

| Fluxo | Energia antes do consumidor (MW) | Energia depois do consumidor (MW) | Energia (MW) | Fator de alocação (%) |
|---|---|---|---|---|
| Moendas | 22,51 | 1,08 | 21,43 | 27,4 |
| Processo de destilação | 2,35 | 0,15 | 2,20 | 2,8 |
| Concentração de vinhaça | 1,08 | 0,10 | 0,98 | 1,3 |
| Eletricidade | – | – | 53,57 | 68,5 |
| Total | – | – | 78,18 | 100,0 |

Considera-se que a vazão mássica de bagaço na caldeira é 131,69 t/h, portanto serão queimados 1,327E10 kg de bagaço em 20 anos, os fatores de emissão utilizados, as referências e a quantidade total emitida de cada poluente em 20 anos são mostradas na Tabela 4.39. Deve-se observar que a cana-de-açúcar absorve uma parcela do $CO_2$ que é emitido na queima do bagaço para seu desenvolvimento, portanto adotou-se um fator de absorção igual a 96% (Nogueira, 2008). Considerou-se que as cinzas resultantes da queima são usadas como fertilizante e não foram incluídas como resíduo. As emissões da concentração de vinhaça apresentadas na Tabela 4.39 serão divididas igualmente entre os 5 efeitos de evaporação.

Tabela 4.39 – Emissões atmosféricas provenientes da queima do bagaço na caldeira para opção de COVEDC.

| Poluente | Conteúdo (g/kg de bagaço) | Emissões totais em 20 anos (kg) | Emissões alocadas para eletricidade (kg) | Emissões alocadas para concentração (kg) |
|---|---|---|---|---|
| $CO_2$ | 780 | 1,035E10 | 2,8370E8 | 5,3841E6 |
| CO | 0,18 | 2,389E6 | 1,6367E6 | 3,1061E4 |
| $NO_x$ | 0,60 | 7,965E6 | 5,4558E6 | 1,0354E5 |
| Particulados | 4,20 | 5,575E7 | 3,8190E7 | 7,2478E5 |
| HPA | 3,00E-4 | 3,982E3 | 2,728E3 | 5,177E2 |

### a) Operação dos efeitos

A Tabela 4.40 mostra os insumos consumidos durante a operação do sistema de concentração da vinhaça até 40%.

Tabela 4.40 – Parâmetros de operação do sistema de COVEDC.

| Parâmetro | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| | 1º Efeito | |
| Energia elétrica | MWh | 30.240,00 |
| | 2º Efeito | |
| Energia elétrica | MWh | 30.240,00 |
| | 3º Efeito | |
| Energia elétrica | MWh | 30.240,00 |
| | 4º Efeito | |
| Energia elétrica | MWh | 30.240,00 |
| | 5º Efeito | |
| Energia elétrica | MWh | 43.545,60 |
| | Condensação | |
| Energia elétrica | MWh | 34.675,20 |
| | Resfriamento | |
| Energia elétrica | MWh | 43.545,60 |
| | Limpeza CIP | |
| Ácido nítrico | t | 6.300,00 |
| Energia elétrica | MWh | 2.217,60 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 2.520,00 |
| | Aspersão | |
| Óleo diesel | t | 1.093,79 |
| Óleo lubrificante | t | 2,81 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 438,64 |

### b) Aspersão

Será considerado que a vinhaça concentrada até 40% possui a caracterização físico-química apresentada na Tabela 4.41.

Tabela 4.41 – Parâmetros físico-químicos da vinhaça concentrada até 40%.

| Parâmetro | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| pH | – | 5,0 |
| DBO | mg/l | 173.250 |
| DQO | mg/l | 393.750 |
| Sólidos totais | mg/l | 461.125 |
| Nitrogênio | mg/l | 6.213 |
| Fósforo | mg/l | 1.750 |
| Potássio | mg/l | 40.250 |
| Cálcio | mg/l | 39.988 |
| Magnésio | mg/l | 6.125 |
| Sulfato | mg/l | 32.637 |

Aplicando a Equação 2.1 com a concentração de potássio fornecida pela Tabela 4.41 calculou-se uma taxa de aplicação de vinhaça igual a 23,5 m³/ha. Dessa forma, serão aplicados 146,01 kg N/ha, 41,13 kg P/ha e 945,88 kg K/ha. A vazão de vinhaça concentrada é 15,0 m³/h, portanto durante uma safra serão produzidos 75.600 m³ de safra, e a área necessária para sua disposição considerando a taxa de aplicação de 23,5 m³/ha será igual a 3.217,02 ha. A área que receberá fertilizante mineral na adubação de plantio e de manutenção será 16.506,23 ha. Os consumos de óleo diesel, lubrificante e emissões serão calculados conforme expresso nos itens anteriores.

### c) Adubação de plantio

Na área não fertirrigada de 1.506,23 ha por safra serão aplicados 60,0 kg/ha de nitrogênio (136,2 kg/ha de uréia), portanto durante a renovação do canavial executada nos anos 1, 5, 10 e 15 serão aplicados 8.892,59 toneladas de uréia. Em relação ao $P_2O_5$ serão aplicados 100,0 kg/ha (217,0 kh/ha de superfosfato triplo) somando um total de 14.327,41 t durante o período de operação. Serão aplicados 110,0 kg/ha de $K_2O$ (189,7 kg/ha de KCl) somando um total de 12.524,93 t em 20 anos. Óleo diesel e óleo combustível usados nos caminhões e tratores são calculados de forma análoga a descrita anteriormente, bem como as emissões atmosféricas.

Na área fertirrigada de 3.217,02 ha, deve-se considerar a taxa de aplicação de vinhaça igual a 23,5 m³/ha e um conteúdo de $P_2O_5$ na vinhaça de 1,75 kg/m³, dessa forma devem ser aplicados 84,4 kg/ha de superfosfato triplo somando um total de 1.085,55 t em 20 anos de operação.

### d) Adubação de manutenção

Na área não fertirrigada (16.506,23 ha) serão aplicados 100,0 kg/ha de nitrogênio (227,0 kg/ha de uréia) somando um total de 56.203,7 t em 20 anos, 25,0 kg/ha de $P_2O_5$ (54,3 kg/ha de superfosfato triplo) perfazendo 13.431,95 t em 20 anos e 110,0 kg/ha de $K_2O$ (189,7 kg/ha de KCl) somando um total de 46,968,48 t em 20 anos.

Na área fertirrigada (3.217,02 ha), o conteúdo de nitrogênio da vinhaça é 6,23 kg/m³, portanto serão aplicados ao longo de 20 anos 3.176,16 t de uréia, juntamente com a distribuição da vinhaça feita nos caminhões.

### e) Emissões decorrentes da adubação mineral e da fertirrigação

.Tabela 4.42 – Emissões da adubação mineral e concentração de vinhaça para a concentração.

| Substância emitida | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada | | |
| $CO_2$ | kg | 4,73E7 |
| $NH_3$ | kg | 4,52E6 |
| $N_2O$ | kg | 3,77E5 |
| $NO_x$ | kg | 7,91E4 |
| $NO_3^-$ | kg | 4,22E6 |
| Emissões da adubação fosfatada | | |
| $PO_4^{-3}$ | kg | 7,72E5 |
| Emissões da adubação potássica | | |
| $K^+$ | kg | 3,46E5 |
| Emissões da fertirrigação | | |
| $CO_2$ | kg | 4,81E5 |

## 4.6 COMBUSTÃO DA VINHAÇA (COMVDC)

Nesta opção será considerado que a vinhaça é concentrada até 65% de sólidos, o que torna viável a sua combustão em caldeiras, apesar de que esta opção ainda se encontra em fase de pesquisa. Neste trabalho serão feitas algumas considerações para como: composição e poder calorífico da vinhaça combustível concentrada até 65% para queima, composição das cinzas resultantes da queima que serão usadas como fertilizante e composição dos gases de exaustão da queima.

A planta de concentração necessária para concentrar a vinhaça até 65% será equivalente a demonstrada no item anterior, contudo ela deve ter um efeito de evaporação a mais, totalizando 6 efeitos. Para esta planta de concentração será considerado que os equipamentos (tubulação, válvulas, tanques, vasos, evaporadores) utilizados são construídos em aço inox para não haver corrosão. O peso total das interligações entre equipamentos, tubos, válvulas e acessórios foi estimado em 91.979 kg. Este valor total será considerado como sendo composto exclusivamente de aço inox e será dividido igualmente entre os 6 efeitos da planta de concentração. A estrutura de para metálica para suporte dos equipamentos da concentração será constituída de aço carbono e teve seu peso estimado em 204.000 kg que também serão divididos igualmente entre os 6 efeitos da planta de concentração.

Cada efeito terá as mesmas especificações mostradas anteriormente (1º, 2º, 3º, e 4º), o 5º efeito nesta planta é igual ao 4º efeito, um evaporador de expansão de 22.360 kg, com um vaso de expansão de 66 m³ de capacidade com 4,0 m de diâmetro e 5,20 m de altura, pesando 15.685 kg. O 6º efeito será igual ao 5º efeito do caso anterior com um evaporador de expansão, um vaso de expansão com capacidade de 66 m³, 2 bombas de 280 kW e 2 motores de 300 kW, além das bombas e motores para seu descarregamento e um tanque de vinhaça concentrada até 65% com capacidade de 300 m³, pesando 27.685 kg.

As etapas de condensação, resfriamento da água e limpeza CIP também serão análogos, mudando apenas a quantidade de $HNO_3$ utilizada para limpeza passando para 1.800 kg/dia. Dessa forma os itens necessários para o dimensionamento da planta de concentração não serão descritos porque já foram mostrados no item anterior, apenas serão apresentados a combustão da vinhaça concentrada e a adubação.

### 4.6.1 Implantação do sistema

Realizou-se uma simulação do ciclo térmico estudado no Thermoflex. Considerou-se que serão produzidos 16,50 t/h de vinhaça concentrada a 65% de sólidos, com a seguinte composição combustível.

Tabela 4.43 – Parâmetros da vinhaça concentrada (Avram *et al.*, 2006).

| Parâmetros | Unidade | Vinhaça em forma de combustível líquido |
|---|---|---|
| Carbono | % peso | 21,36 |
| Hidrogênio | % peso | 3,35 |
| Enxofre | % peso | 0,83 |
| Oxigênio | % peso | 25,04 |
| Nitrogênio | % peso | 1,26 |
| Cinzas | % peso | 13,16 |
| Água | % peso | 35,00 |
| PCS | kJ/kg | 8.797 |
| PCI | kJ/kg | 7.167 |

Devido a elevada viscosidade da vinhaça concentrada, o que torna extremamente difícil a sua atomização e também devido ao baixo poder calorífico, decidiu-se realizar uma queima conjunta da vinhaça concentrada com óleo combustível para melhorar a atomização e aumentar o poder calorífico. Em simulações realizadas anteriormente, detectou-se essa necessidade porque senão a quantidade de vapor requerida pela planta de concentração não poderia ser suprida somente com a queima da vinhaça na caldeira.

Como o número de efeitos foi aumentado considera-se que a necessidade de uma vazão de 40,0 t/h de vapor a 115ºC e 1,8 bar. A vazão de óleo combustível é de 0,140 t/h, dessa forma prevê-se a instalação de uma caldeira com 88% de eficiência, com entrada mássica de 16,64 t/h de combustível, 10% de excesso de ar, considerando uma entrada energética de combustível igual a 34,65 MW, 0,4343 t/h de cinzas removidas e 1,737 t/h de cinzas aéreas. A turbina a vapor selecionada possui potência líquida de 4.711 kW, e eficiência isentrópica de 75,8%, a pressão de entrada será 42 bar e a pressão de saída igual a requerida pelo sistema de concentração de vinhaça (1,8 bar). O esquema simulado da planta de concentração integrada

ao sistema de geração de energia e caldeira é mostrado na Figura 4.8 e na Tabela 4.44 são apresentados os dados da planta.

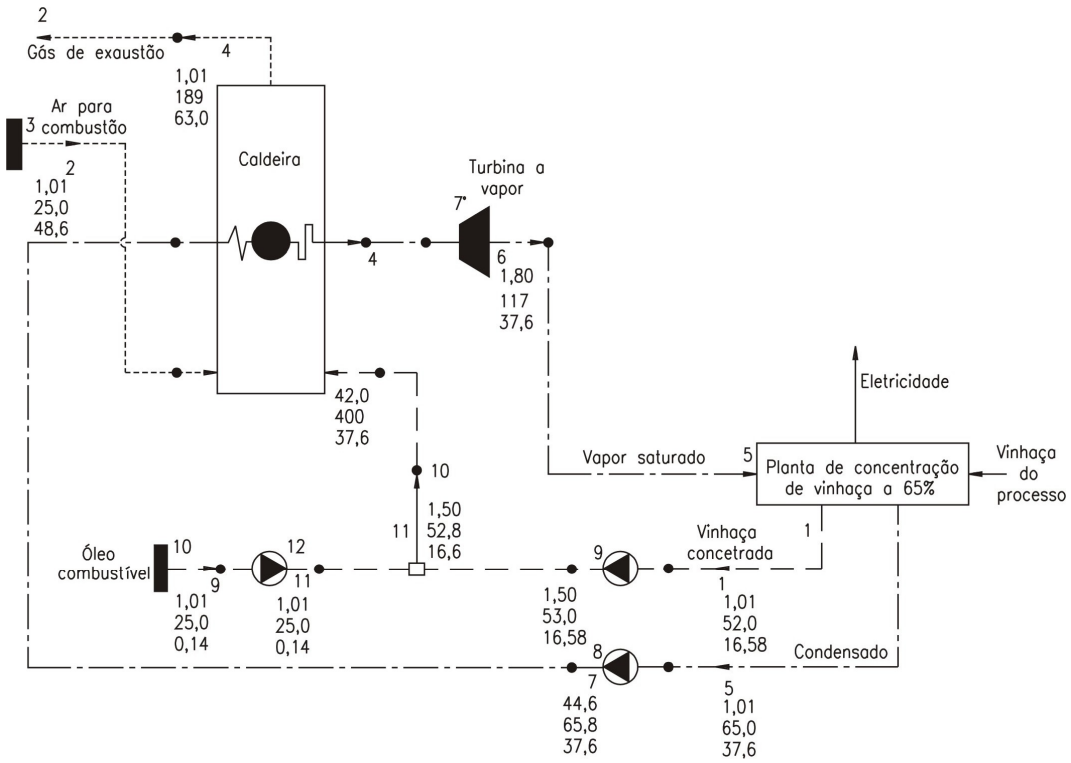



Figura 4.8 – Planta de concentração de vinhaça acoplada ao sistema de geração de energia.

Tabela 4.44 – Descrição das informações da planta de geração e concentração acopladas.

| Parâmetros | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Pressão ambiente | bar | 1,013 |
| Temperatura ambiente | ºC | 25 |
| Potência bruta | kW | 5.144 |
| Eficiência bruta | % | 14,85 |
| Potência líquida | kW | 4.711 |
| Vazão de vapor produzida na caldeira | t/h | 40,0 |
| Entrada energética de combustível | kW | 34.646 |
| Eficiência da cogeração | % | 86,83 |
| Consumo auxiliar da planta | kW | 433,20 |
| Eficiência elétrica líquida | % | 11,21 |
| Emissões de $CO_2$ | kg/h | 4.396,83 |
| Emissões de $SO_2$ | kg/h | 92,58 |
| Emissões de particulados | kg/h | 579,7 |

A Tabela 4.45 apresenta os insumos considerados na implantação do sistema, sendo que os efeitos de evaporação, resfriamento, condensação e limpeza não são mostrados porque são idênticos ao sistema anterior. Os valores do inventário para a caldeira foram extraídos da base de dados *Infra Boiler* de ETH-ESU 96 do Simapro.

Tabela 4.45 – Insumos considerados na implantação do sistema de combustão.

| Item | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| Caldeira | | |
| Alumínio | t | 7,045 |
| Concreto | t | 531,150 |
| Ferro fundido | t | 33,551 |
| Cobre | t | 16,775 |
| Polietileno | t | 9,761 |
| Aço carbono | t | 586,927 |
| Energia elétrica | TJ | 3,89E-1 |
| Energia da queima do gás natural | TJ | 1,70E-3 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 474,084 |
| Geração de energia | | |
| Turbina a vapor – aço | t | 50,00 |

### 4.6.2 Operação do sistema

Os parâmetros de operação do sistema são mostrados na Tabela 4.46. Nesta tabela não são mostrados os dados referentes ao 1º até o 5º efeito de evaporação, nem os dados da condensação e resfriamento porque estes serão iguais ao sistema anterior.

Tabela 4.46 – Parâmetros de operação da planta.

| Item | Unidade | Valor |
|---|---|---|
| 6º Efeito de evaporação | | |
| Energia elétrica | MWh | 43.545,60 |
| Limpeza CIP | | |
| Ácido nítrico | t | 7.560,0 |

| | | |
|---|---|---|
| Energia elétrica | MWh | 2.217,60 |
| | Caldeira | |
| Óleo combustível | t | 14.112,00 |
| Energia elétrica | MWh | 78.207,70 |
| | Geração de energia | |
| Energia elétrica gerada | MWh | 474.868,80 |
| Emissões de $CO_2$ | t | 2,32E8 |
| Emissões de $SO_2$ | t | 4,88E6 |
| Emissões de particulados | t | 3,05E7 |

### a) Adubação de plantio

No plantio considera-se que as cinzas não serão aplicadas. A fertilização de plantio será executada somente com uréia, superfosfato triplo e cloreto de potássio, devido a maior exigência de nutrientes por parte da cana-de-açúcar no plantio. Portanto, serão consumidos em 20 anos 10.745,23 tonelada de uréia, 17.120 toneladas de superfosfato e 14.966 toneladas de cloreto de potássio. Consumos de combustíveis e emissões são calculados conforme demonstrado anteriormente.

### b) Adubação de manutenção

Considera-se que as cinzas provenientes da combustão possuem 11,80% de $P_2O_5$ e 38,10% de $K_2O$. As cinzas devem ser distribuídas na adubação juntamente com os fertilizantes minerais, contribuindo para redução deste. Serão aplicados 67.158 toneladas de uréia, 2.231 toneladas de superfosfato e 15.864 toneladas de cloreto de potássio.

## Capítulo 5

# ESTRUTURAÇÃO METODOLÓGICA DA ACV PARA OS SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO DA VINHAÇA

## 5.1 DEFINIÇÕES

Apesar da ACV possuir um caráter totalmente iterativo, não se pode esquecer que existe uma única maneira de analisá-la, que é através das normas de padronização estabelecidas pela ISO e internalizadas pela ABNT. Nestas normas fica evidenciado que qualquer estudo de ACV começa pelas definições de objetivo e escopo do trabalho, seguindo pela elaboração do inventário, logo em seguida executa-se a avaliação do impacto e no final realiza-se a interpretação dos resultados.

A iteratividade significa que a qualquer momento durante a execução do trabalho deve-se realizar uma criteriosa avaliação dos dados e se necessário retornar a etapa anterior, para evitar distorções adiante. A saída de um subsistema constituirá a entrada de outro subsistema, ou seja, o sistema sempre terá mais incógnitas do que equações para serem resolvidas. Os sistemas reais possuem uma grande complexidade, por isso sua análise origina paradoxos, cujos resultados fazem com que esta análise do sistema de produto não seja finalizada.

Portanto, este trabalho não pretende esgotar o assunto por completo, outros trabalhos deverão ser realizados para verificar a viabilidade técnica, econômica e ambiental das formas de disposição analisadas e também propor novas tecnologias que sejam úteis.

## 5.2 OBJETIVO DO ESTUDO

O objetivo deste trabalho é a elaboração de um estudo de avaliação dos impactos ambientais de quatro opções de disposição de vinhaça, através da aplicação da ACV. Os casos analisados são hipotéticos derivados de projetos conceituais baseados em informações coletadas em empresas do setor sucroalcooleiro. Serão utilizados dados do ICV que mais se enquadrem a situação brasileira, por isso tentou-se ao máximo buscar informações referentes a composição do inventário em publicações nacionais. Para avaliação dos impactos serão utilizados modelos de caracterização dos impactos ambientais aceitos pela comunidade científica como representativos.

A justificativa para a realização deste estudo encontra-se na necessidade de disponibilização de critérios técnicos que justifiquem o investimento produtivo por parte das usinas em opções de disposição da vinhaça que tenham um menor impacto ambiental ao longo de todo o seu ciclo de vida. Com informações deste tipo é possível reduzir o tempo e o custo de avaliações posteriores, e ao mesmo tempo aumentar a representatividade de alternativas não convencionais de disposição. Esta necessidade é reforçada pela peculiaridade do cenário de disposição da vinhaça praticado atualmente no Brasil, com predomínio quase exclusivo da fertirrigação. O público-alvo deste trabalho compreende as empresas dedicadas a projetos para o setor sucroalcooleiro, as usinas que poderão basear suas decisões nos resultados apresentados, a comunidade científica e os governantes.

## 5.3 ESCOPO DO ESTUDO

**a) Sistema de produto analisados**

O sistema de produto sob estudo consiste na recepção da vinhaça proveniente do processo de produção de etanol e posterior tratamento e/ou disposição no ambiente de forma racional, implicando em menores impactos ambientais possíveis. Serão analisadas quatro opções diferentes, cada uma possui mecanismos distintos para aproveitamento energético da vinhaça antes da sua disposição final.

Dessa forma, neste trabalho serão considerados os estágios do ciclo de vida que vão desde a recepção do produto acabado até a sua disposição final, também conhecida como análise portão-túmulo. Deve-se ressaltar que neste caso não se trata de um produto, mas sim

um resíduo que deve ser adequadamente disposto para não acarretar impactos ambientais. Para realização do estudo alguns aspectos devem ser notados:

- Trata-se de um estudo teórico baseado em informações enviadas por empresas do setor sucroalcooleiro e de projeto de engenharia.
- O local de implantação foi baseado no critério de representatividade no cenário nacional de produção de etanol.
- O processo de produção de açúcar e etanol foi eliminado da análise porque é idêntico para todos os casos avaliados, portanto foram desconsiderados na análise.
- Decidiu-se incluir na fronteira do sistema o levantamento dos insumos e emissões que participam dos estágios de implantação e operação dos cenários analisados.
- O período de análise estipulado foi de 20 anos para as obras civis e funcionamento do empreendimento, sendo assim, deve-se ressaltar que não serão consideradas as etapas de desativação e possível remediação das áreas afetadas.

**b) Função do sistema de produto**

A definição deste item está condicionada a resposta para o seguinte questionamento: "Qual é a verdadeira função da vinhaça?". A vinhaça não possui uma função definida, ela é um resíduo, e como tal precisa ser disposta. A vinhaça é proveniente da produção de etanol que é a finalidade pela qual a destilaria foi implantada, isso irá implicar na definição da unidade funcional do sistema analisado. De maneira genérica, pode-se afirmar que a função dos sistemas analisados será executar o tratamento da vinhaça, que é gerada pela produção do etanol.

**c) Unidade funcional e fluxo de referência**

A unidade funcional adotada será 1 $m^3$ de vinhaça tratada e disposta, que será comum para todos as opções avaliadas e servirá para relacionar os aspectos ambientais de entrada e saída para cada um dos subsistemas compreendidos pelo sistema de produto em estudo.

**d) Fronteiras do sistema**

A título de criação de um modelo representativo dos sistemas analisados como fronteira temporal considerou-se dados de entrada no sistema de produto com no máximo cinco anos.

Todavia, a fronteira temporal para os dados de saída (emissões) abrange um período de 10 anos por se tratar, na maioria dos casos, de emissões oriundas de fontes secundárias.

Como fronteira geográfica adotou-se a região nordeste do Estado de São Paulo, o qual é produz anualmente 56% de todo o etanol brasileiro, por isso este Estado possui grande representatividade no cenário nacional. A usina hipotética foi considerada como sendo instalada no município de Sertãozinho que é um pólo de desenvolvimento do setor sucroalcooleiro no Brasil. As características ambientais locais serão levadas em consideração para realização deste estudo.

Como fronteira tecnológica escolheu-se a tecnologia convencional para disposição de vinhaça (fertirrigação) e tecnologias promissoras.

- **Fertirrigação**

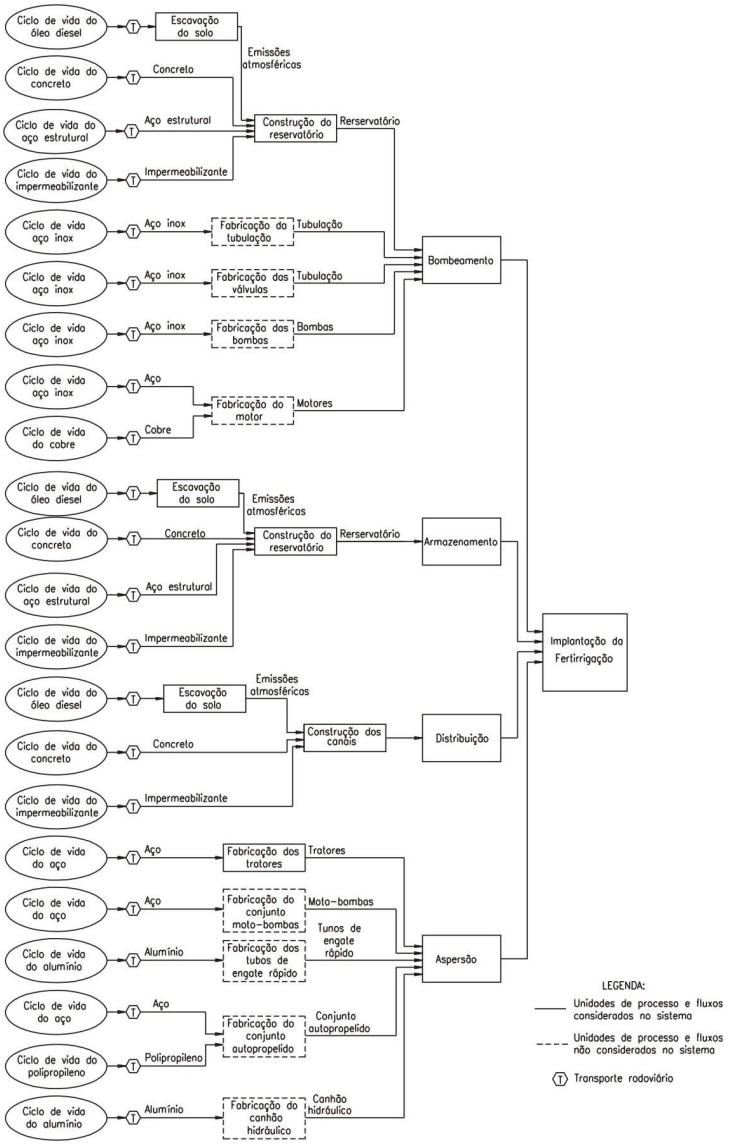



Figura 5.1 – Fronteira de implantação da fertirrigação.

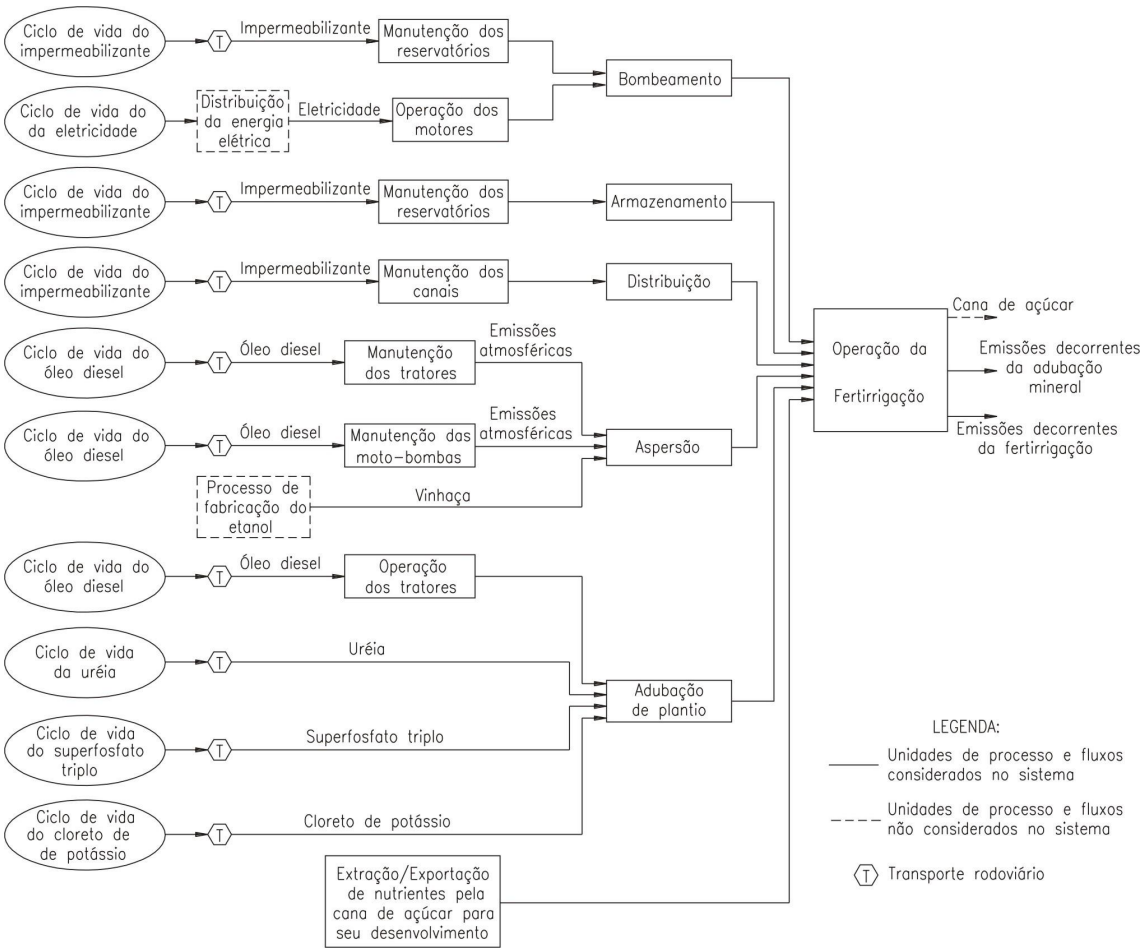



Figura 5.2 – Fronteira de operação da fertirrigação.

As fronteias para os outros sistemas são semelhantes, contendo os equipamentos e substâncias que fazem parte dos ciclos de vida analisados.

### e) Alocação dos dados

No sistema de estudo principal de disposição da vinhaça não será adotado alocação de dados, entretanto durante a elaboração dos dados do ICV verifica-se a necessidade de alocar as cargas ambientais para os insumos empregados. O critério de alocação a ser empregado neste estudo deve representar as características dominantes dos co-produtos que dão origem a uma necessidade de alocação das cargas ambientais. Neste estudo, as alocações realizadas seguem os seguintes critérios: critério energético quando os produtos são insumos energéticos de ou derivam de recursos energéticos na respectiva unidade de processo inventariada e critério mássico para os demais casos.

### f) Metodologia de avaliação do impacto

Decidiu-se empregar um modelo matemático para caracterização dos impactos ambientais, um que engloba os pontos intermediários (*midpoints*), portanto será utilizado o CML 2 baseline 2000 version 2.03.

**CML 2 baseline 2000**

O CMLA (*Chain Management by Life Cycle Assessment*) foi desenvolvido pelo *Centre for Environmental Science of Leiden University* (CML), tendo por princípio, a utilização de indicadores referenciais. Os resultados do inventário são convertidos a partir de fatores de caracterização ou equivalência, sendo posteriormente normalizados em relação a uma base de referência, gerando um único indexador dos impactos ambientais por classe de impacto, seguida de um índice ambiental para o sistema. Este método foi desenvolvido em 1992 e posteriormente atualizado em 2000, segundo Silva (2005) este indicador apresenta bons resultados quando se trabalha com resíduos sólidos.

### g) Inventário do ciclo de vida

Tentou-se empregar os ICV´s que tenham sido desenvolvido para a realidade brasileira pelo Grupo GP2 da USP coordenado pelo professor Gil Anderi da Silva, todavia existem dados que não foram inventariados, por isso recorreu-se a base de dados do Simapro em alguns casos. Os inventários dos materiais e equipamentos utilizados neste estudo foram extraídos de:

- Aço carbono: Yokote (2003)
- Aço inoxidável: Base de dados do Simapro (ETH-SEU 96, 2004)
- Alumínio: Yokote (2003)
- Caminhão: Base de dados do Simapro (ETH-ESU 96, 2004)
- Uréia: Silva *et al.* (2006)
- $P_2O_5$: Silva *et al.* (2006)
- $K_2O$: Silva *et al.* (2006)
- Cobre: Ribeiro (2003)
- Concreto: Yokote (2003)
- Eletricidade: Coltro *et al.* (2003)
- Impermeabilizante: Base de dados do Simapro (ETH-ESU 96, 2004)

- Óleo diesel: Borges (2004)
- Óleo lubrificante: Borges (2004)
- Óleo combustível: Borges (2004)
- Polietileno: Base de dados do Simapro (ETH-ESU 96, 2004)
- Transporte rodoviário: Ribeiro (2003)
- Trator: Base de dados do Simapro (ETH-ESU 96, 2004)
- Hidróxido de sódio: Galdiano (2006)
- Polipropileno: Base de dados do Simapro (ETH-ESU 96, 2004)

**h) Métodos de cálculo**

Existem diversos softwares, para realizar ACV's, disponíveis no mercado, como por exemplo: Eco-it, EcoLab, Ecoscan 1.0, EDIP LCV Tool, GaBi 2.1, SimaPro, TEAM, PEMS 4, etc. O SimaPro é o software mais utilizado em trabalhos de ACV, ele é disponibilizado pela empresa Pré-Consultants. O Simapro elabora a arquitetura em árvore do ciclo de vida. Este software funciona basicamente como uma planilha de cálculo que efetua adições e subtrações, e consiste em um poderoso instrumento na avaliação do impacto ambiental de um produto ao longo do seu ciclo de vida (Silva, 2002).

Neste trabalho será utilizado o software Simapro 7.0 desenvolvido pela Pré-Consultants. O SimaPro foi desenvolvido como uma ferramenta para analisar, identificar e comparar os impactos ambientais de produtos diferentes. O programa tem dois componentes principais: uma base de dados de inventário, e uma base de dados de avaliação. Ambas as bases de dados já contêm informação prévia, mas também podem ser expandidas e modificadas pelo usuário. Além disso, podem ainda ser adicionadas mais bases de dados de modo a ter acesso a mais informação ou a informação mais específica. A informação no SimaPro encontra-se organizada em projetos, os quais podem incluir diversos ciclos de vida de um ou vários produtos e cujos processos podem ser extraídos de qualquer das bases de dados disponíveis no programa, que se encontram organizadas em seis categorias: materiais, energia, transportes, processos, utilizações e estratégias de condicionamento e de processamento de resíduos.

# Capítulo 6

# RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 6.1 FERTIRRIGAÇÃO (FSCDCC)

Durante os 20 anos de operação da usina Modelo serão dispostos 19.394.160 m³ de vinhaça. Na Tabela 6.1 mostra-se a o ICV consolidado para a opção de FSCDCC. Na terceira coluna da Tabela 6.1 está contido o somatório de todos os insumos e/ou emissões calculados para a implantação e operação, na quarta coluna da tabela é mostrado o inventário consolidado para o fluxo de referência de 1 m³ de vinhaça tratada.

Deve-se observar que o transporte foi incluído na tabela como um peso de carga transportada (toneladas) multiplicada por uma distância (km) dividida por 1.000 para ser incluído na unidade de quilos. Os equipamentos de construção e transporte (trator e caminhão) são incluídos como peças que são multiplicadas pelas respectivas cargas ambientais inventariadas. Inclui-se a eletricidade gerada na cogeração como um produto evitado da esfera tecnológica, ou seja, significa que o inventário da eletricidade gerada será computado como cargas ambientais negativas, além disso, foi incluída a eletricidade necessária para bombeamento da vinhaça para o tanque de armazenamento. Os outros insumos foram incluídos na Tabela 6.1 em unidades de massa (toneladas).

Na Tabela 6.1 estão incluídas as emissões relativas à dos reservatórios, aspersão da vinhaça, distribuição de fertilizante, originadas pela decomposição do fertilizante mineral e o $CO_2$ decomposto na aplicação de vinhaça, bem como as emissões da queima do bagaço para a

produção de vapor para o processo e geração de eletricidade (cogeração). Todas as emissões estão expressas em quilogramas.

Tabela 6.1 – Inventário do ciclo para disposição da vinhaça através da FSCDC.

| Insumos | Unidade | Somatório | Para o fluxo de referência (1 m³ vinhaça) |
|---|---|---|---|
| **Saídas conhecidas para a esfera tecnológica** | | | |
| *Produtos evitados da esfera tecnológica* | | | |
| Eletricidade | MWh | 5.749.632,00 | 2,965E-1 |
| **Entradas conhecidas da esfera tecnológica** | | | |
| *Entradas de materiais e energia* | | | |
| Aço carbono | t | 111,118 | 5,729E-6 |
| Aço inoxidável | t | 58,583 | 3,021E-6 |
| Alumínio | t | 36,261 | 1,870E-6 |
| Caminhão | p | 10 | 5,156E-7 |
| Cloreto de potássio | t | 62.340,334 | 3,214E-3 |
| Cobre | t | 0,344 | 1,774E-8 |
| Concreto | t | 16.297,965 | 8,404E-4 |
| Eletricidade | MWh | 13.305,60 | 6,861E-4 |
| Impermeabilizante | t | 208,998 | 1,078E-5 |
| Óleo diesel | t | 12.929,403 | 6,667E-4 |
| Óleo lubrificante | t | 40,162 | 2,071E-6 |
| Polietileno | t | 2,400 | 1,237E-7 |
| Superfosfato triplo | t | 30.267,498 | 1,561E-3 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 51.188,848 | 2,639E-3 |
| Trator | p | 13 | 6,703E-7 |
| Uréia | t | 70.997,723 | 3,661E-3 |
| **Saídas conhecidas para o ambiente** | | | |
| *Emissões para o ar* | | | |
| $C_6H_6$ | kg | 4,21E-2 | 2,17E-9 |
| $C_{20}H_{12}$ | kg | 2,12E-4 | 1,09E-11 |
| Cd | kg | 1,97E-3 | 1,02E-10 |
| $CO_2$ | kg | 3,57E+8 | 1,84E+1 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| CO | kg | 1,76E+6 | 9,07E-2 |
| $N_2O$ | kg | 3,95E+5 | 2,04E-2 |
| Pb | kg | 1,38E-2 | 7,12E-10 |
| $CH_4$ | kg | 3,02E+2 | 1,56E-5 |
| $NO_x$ | kg | 6,09E+6 | 3,14E-1 |
| COVNM | kg | 2,65E+2 | 1,37E-5 |
| HPA | kg | 2,79E+3 | 1,44E-4 |
| MP | kg | 3,91E+7 | 2,02E+0 |
| $SO_x$ | kg | 2,19E+4 | 1,13E-3 |
| $SO_2$ | kg | 1,85E+3 | 9,54E-5 |
| Zn | kg | 5,17E+0 | 2,67E-7 |
| $C_xH_y$ | kg | 2,62E+4 | 1,35E-3 |
| $NH_3$ | kg | 4,69E+6 | 2,42E-1 |
| COV | kg | 8,15E+3 | 4,20E-4 |
| $C_5H_{12}$ | kg | 7,42E+2 | 3,83E-5 |
| $C_2H_4O$ | kg | 4,91E+3 | 2,53E-4 |
| Fuligem | kg | 2,61E+4 | 1,35E-3 |
| Resíduo de calor | TJ | 1,74E+3 | 8,97E-5 |
| *Emissões para a água* | | | |
| $NO_3^-$ | kg | 4,38E+6 | 2,26E-1 |
| *Emissões para o solo* | | | |
| $PO_4^{-3}$ | kg | 1,39E+6 | 7,17E-2 |
| K | kg | 3,62E+5 | 1,87E-2 |

Utilizou-se o Eco-Indicador CML 2 2000 versão 2.03 com a perspectiva de análise das emissões mundiais no ano de 1995 para avaliação dos impactos ambientais da opção de FSCDCC, os quais são mostrados na Tabela 6.2. Considerando na fronteira do sistema a disposição da vinhaça associada a cogeração resultará em impactos ambientais positivos em relação a ADP (1,79E-2 Sb equivalentes), GWP (1,82 kg equivalentes de $CO_2$) e POP (5,77E-3 kg $C_2H_4$). O restante das categorias de impactos serão negativos ao ambiente. A Figura 6.1 mostra uma comparação percentual da caracterização do impacto através de um gráfico de barras.

Tabela 6.2 – Caracterização dos impactos ambientais da opção de FSCDCC.

| Categoria de impacto | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| ADP | kg Sb eq | 1,11E-03 | 2,09E-01 | -2,28E-01 | -1,79E-02 |
| GWP | kg $CO_2$ eq | 2,76E-01 | 3,63E+01 | -3,84E+01 | -1,82E+00 |
| ODP | kg CFC-11 eq | 1,40E-09 | -2,31E-23 | 0,00E+00 | 1,40E-09 |
| HTP | kg 1,4-DB eq | 3,24E-02 | 2,40E-01 | 8,19E+01 | 8,22E+01 |
| FEP | kg 1,4-DB eq | 8,54E-05 | 8,02E-04 | 2,47E-02 | 2,56E-02 |
| MEP | kg 1,4-DB eq | 8,00E-01 | 8,09E+01 | 5,67E-01 | 8,23E+01 |
| TEP | kg 1,4-DB eq | 2,84E-05 | 3,26E-04 | 1,46E-04 | 5,00E-04 |
| POP | kg $C_2H_4$ | 5,98E-04 | 5,03E-03 | -1,14E-02 | -5,77E-03 |
| ACP | kg $SO_2$ eq | 1,85E-03 | 5,45E-01 | -3,13E-01 | 2,34E-01 |
| ETP | kg $PO_4^{-3}$ eq | 1,19E-04 | 2,45E-01 | -4,23E-02 | 2,03E-01 |

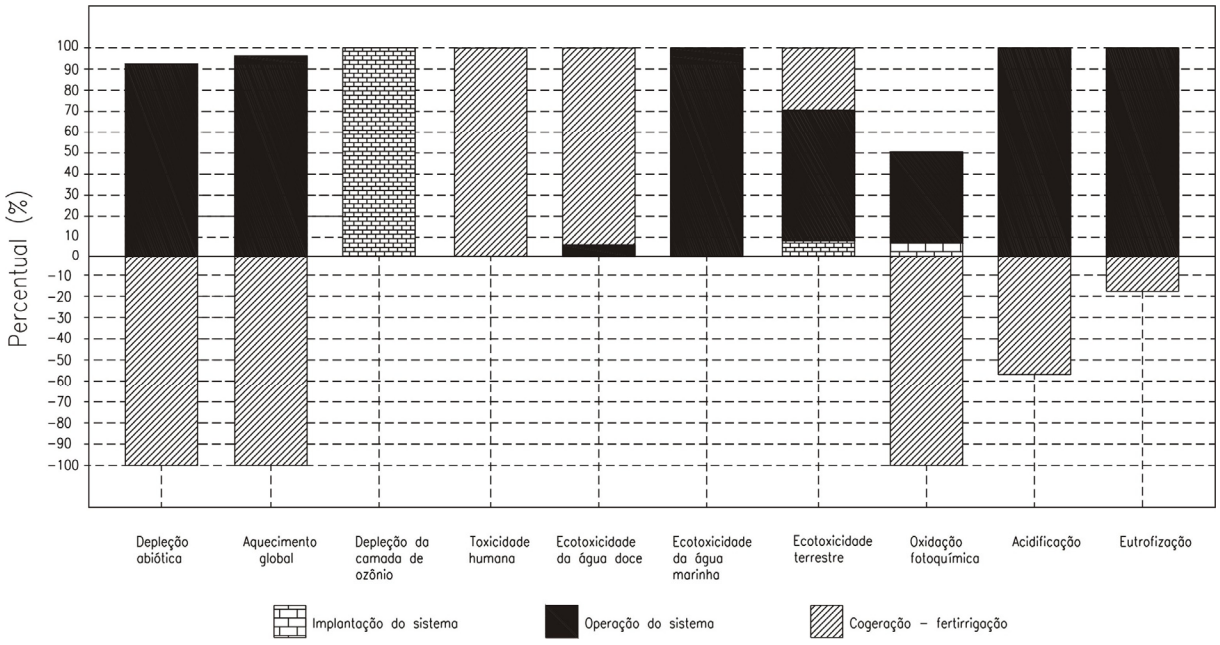



Figura 6.1 – Comparação percentual da caracterização dos impactos para a opção de FSCDCC.

Pode-se observar que a implantação não possui efeitos significativos em nenhuma categoria de impacto, a não ser na ODP, devido a utilização de hidróxido de sódio que é usado na fabricação de alumínio. Para produção de 1,0 kg de NaOH são liberados 5,70E-6 kg de CFC-111, 3,85E-6 kg de HCC-30, os quais possuem relação com a depleção da camada de

ozônio. Por isso, quando equipamentos que utilizam alumínio contribuem indiretamente com o impacto de ODP.

A cogeração possui efeitos negativos em relação a HTP, FEP e TEP, isto se deve fundamentalmente a emissão de HPA na queima do bagaço, entretanto a cogeração possui efeitos ambientais positivos em relação a ADP, GWP, POP, ACP e ETP porque se evita emitir as substâncias que compõem o inventário da eletricidade que é modelada como sendo uma média representativa da matriz energética brasileira, extraído de Coltro *et al.* (2003).

Considerando os fatores de normalização empregados pelo Eco-Indicador CML 2 baseline 2000 versão 2.03 para o mundo no ano de 1995, a Figura 6.2 mostra a normalização dos impactos ambientais. O eixo vertical é adimensional porque os valores foram divididos por fatores de mesma unidade. Nota-se que na normalização a cogeração somente contribui com impactos ambientais negativos na HTP, no restante ela provoca benefícios. Não foram detectados efeitos significantes na ODP, FEP e TEP.

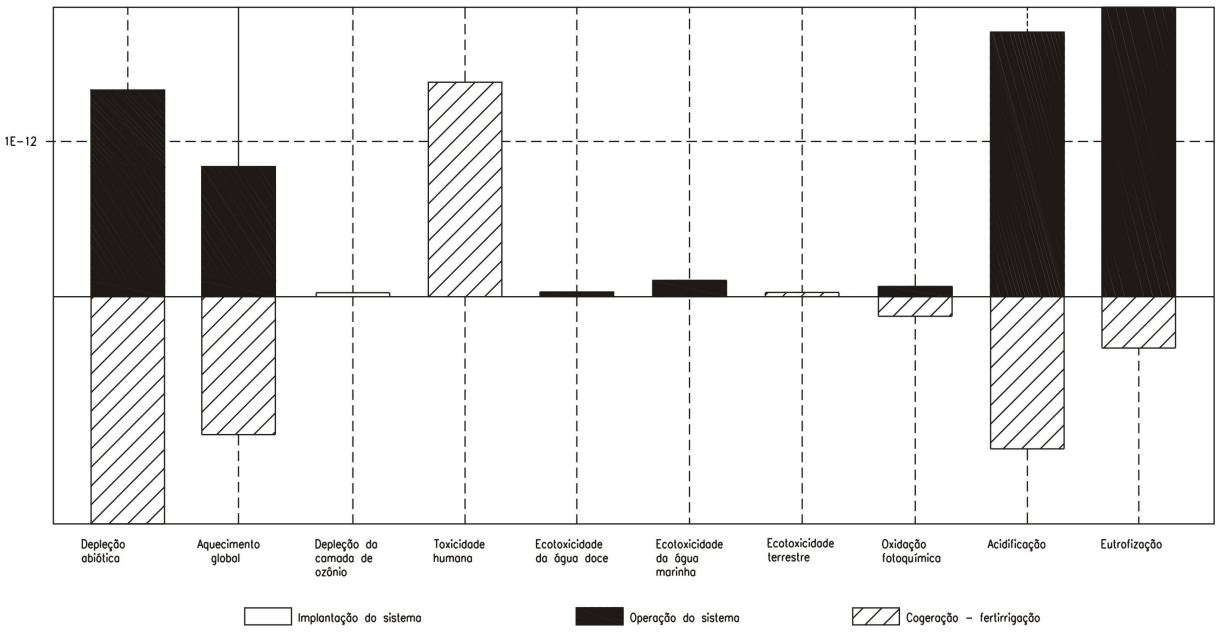



Figura 6.2 – Normalização dos impactos ambientais da opção de FSCDCC.

A melhor forma de representar as componentes de um sistema é desenvolver um fluxograma ou árvore do processo, representando as interligações entre os subsistemas. Um fluxograma representativo da maioria dos sistemas industriais consiste de três grupos principais de operações: indústrias de produção de combustíveis, produção de materiais auxiliares e seqüência principal da produção. Na Figura 6.3 mostra-se a árvore do processo

para a caracterização do impacto de GWP da opção de FSCDCC empregando o CML 2 para o conjunto de caracterização/normalização baseado nas emissões mundiais no ano de 1995.

A rede apresentada foi calculada para um fluxo de referência igual a 1 m³ de vinhaça disposta, com truncagem nos nós de 1% nas intervenções ambientais. De acordo com os dados de entrada foram criados 165 nós para o ciclo de vida para disposição da vinhaça através da FSCDCC, todavia com o corte em 1% das intervenções ambientais na Figura 6.3 mostra-se apenas 16 nós. Os 149 nós restantes, que não são mostrados na Figura 6.3, contribuem com menos de 1% para esta categoria de impacto.

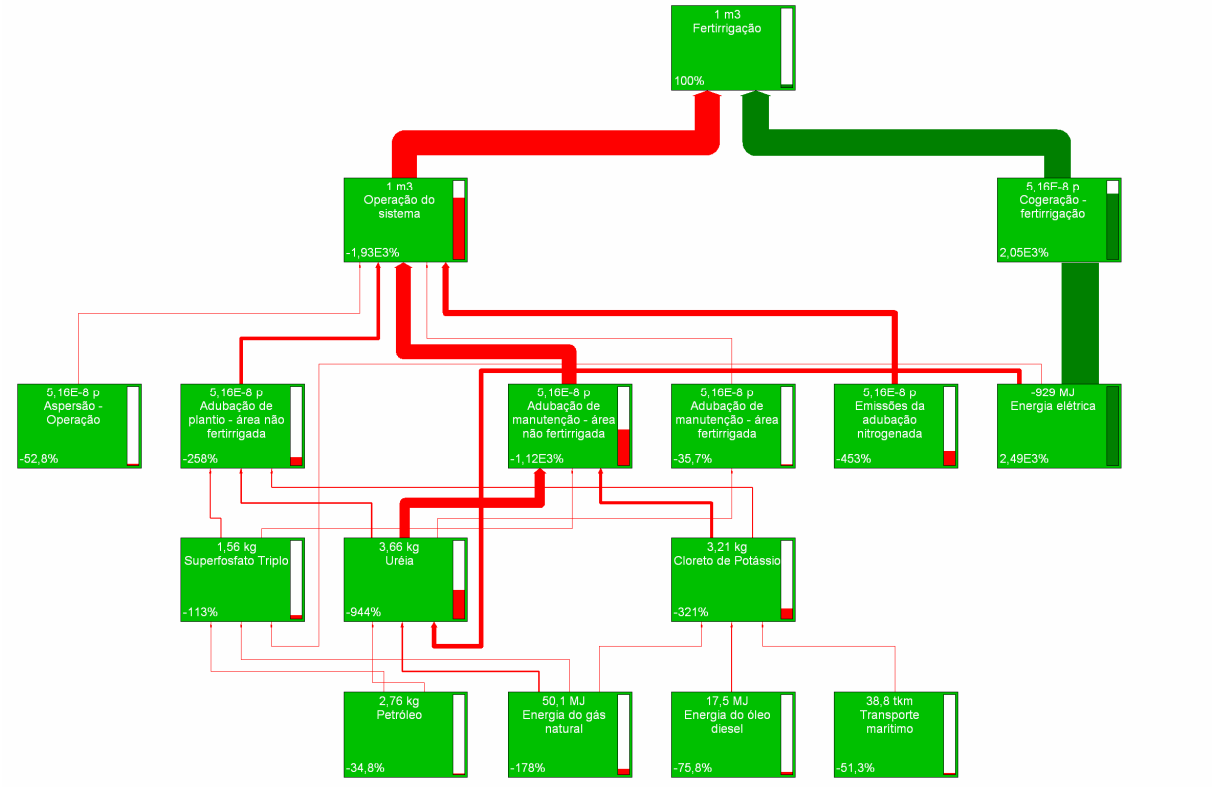



Figura 6.3 – Árvore do processo para o impacto de GWP da opção de FSCDCC.

Conforme notado na Figura 6.3 a implantação não possui relevância sobre o GWP porque contribui com menos de 5% dos impactos. A operação contribui com a emissão de 36,5 kg de $CO_2$ equivalentes e na cogeração evita-se a emissão de 38,5 kg de $CO_2$ equivalentes devido a eletricidade. O processo da FSCDCC que possui maior relevância para o aquecimento global na operação é adubação de manutenção da área não fertirrigada, pois foram contabilizadas as emissões para produção dos fertilizantes e das máquinas para a sua disposição na lavoura. Em segundo lugar tem-se as emissões da adubação nitrogenada. A contribuição de cada processo para o GWP é mostrada na Tabela 6.3. Ao consultar a Tabela

6.3 nota-se que na operação a adubação de manutenção da área não fertirrigada, processo com maior contribuição na emissão de $CO_2$ equivalente, emite apenas 0,253 kg $CO_2$ equivalentes. Entretanto, deve-se acrescentar a este processo o percentual correspondente das emissões da uréia (8,32 kg $CO_2$ eq), superfosfato triplo (1,86 kg de $CO_2$ eq), cloreto de potássio (3,05 kg $CO_2$ eq) e transporte rodoviário (0,405 kg $CO_2$ eq), assim este processo será o maior contribuinte das emissões de $CO_2$ equivalente da operação. Observa-se que o processo de cogeração contribui com a emissão de 15,10 kg de $CO_2$ equivalentes da queima do bagaço, mas tendo a eletricidade como produto evitado deixa-se de emitir 46,70 kg de $CO_2$ equivalentes.

Tabela 6.3 – Contribuição dos processos para o GWP da opção de FSCDCC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Cogeração | kg $CO_2$ eq | -8,12E-18 | -9,34E-17 | 1,52E+01 | 1,52E+01 |
| Emissões da adubação nitrogenada | kg $CO_2$ eq | -5,10E-15 | 8,50E+00 | 0,0 | 8,50E+00 |
| Uréia | kg $CO_2$ eq | -3,69E-15 | 8,32E+00 | 0,0 | 8,32E+00 |
| Energia do gás natural | kg $CO_2$ eq | 2,62E-02 | 3,32E+00 | 0,0 | 3,35E+00 |
| Cloreto de Potássio | kg $CO_2$ eq | -1,35E-15 | 3,05E+00 | 0,0 | 3,05E+00 |
| Superfosfato Triplo | kg $CO_2$ eq | -8,24E-16 | 1,86E+00 | 0,0 | 1,86E+00 |
| Energia do óleo diesel | kg $CO_2$ eq | 1,13E-05 | 1,32E+00 | 0,0 | 1,32E+00 |
| Transporte marítimo | kg $CO_2$ eq | 3,44E-03 | 9,59E-01 | 0,0 | 9,63E-01 |
| Aspersão - Operação | kg $CO_2$ eq | -2,67E-16 | 8,55E-01 | 0,0 | 8,55E-01 |
| Transporte rodoviário | kg $CO_2$ eq | 6,04E-03 | 3,99E-01 | 0,0 | 4,05E-01 |
| Petróleo extraído em alto mar | kg $CO_2$ eq | 1,20E-03 | 2,66E-01 | 0,0 | 2,68E-01 |
| Adubação de manutenção - área não fertirrigada | kg $CO_2$ eq | -1,11E-16 | 2,53E-01 | 0,0 | 2,53E-01 |
| Petróleo extraído em terra | kg $CO_2$ eq | 7,65E-04 | 1,70E-01 | 0,0 | 1,70E-01 |
| Energia elétrica | kg $CO_2$ eq | 3,20E-02 | 6,91E+00 | -5,36E+01 | -4,67E+01 |
| Total de todos os processos | kg $CO_2$ eq | 2,76E-01 | 3,63E+01 | -3,84E+01 | -1,88E+00 |

A árvore do processo referente a HTP com 1% de corte nos nós só tem contribuições da cogeração, devido a emissão de HPA. Em relação a categoria de impacto da TEP observa-se

que a operação contribui com 65,1%, a cogeração com 29,3% e a implantação com 5,6%. A maior contribuição da adubação de manutenção é decorrente do $K_2O$ e do transporte rodoviário, conforme pode ser observado na Tabela 6.4, que foi obtida com 1% de contribuição dos processos mostrados.

Tabela 6.4 – Contribuição dos processos para a TEP da FSCDCC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Transporte rodoviário | kg 1,4-DB eq | 2,80E-06 | 1,84E-04 | 0,0 | 1,87E-04 |
| Cogeração | kg 1,4-DB eq | -7,86E-23 | -9,04E-22 | 1,47E-04 | 1,47E-04 |
| Transporte marítimo | kg 1,4-DB eq | 5,06E-07 | 1,41E-04 | 0,0 | 1,41E-04 |
| Óleo residual em fornalha de refinaria | kg 1,4-DB eq | 1,37E-05 | 4,73E-18 | 0,0 | 1,37E-05 |
| Hidróxido de sódio (mercúrio) | kg 1,4-DB eq | 5,45E-06 | -8,67E-20 | 0,0 | 5,45E-06 |
| Processos restantes não mostrados | kg 1,4-DB eq | 5,86E-06 | 5,38E-07 | -5,22E-07 | 5,87E-06 |
| Total de todos os processos | kg 1,4-DB eq | 2,84E-05 | 3,26E-04 | 1,47E-04 | 5,01E-04 |

A ACP e a ETP são duas categorias de impacto importantes para a análise da disposição da vinhaça no solo agrícola. Todavia, devido a falta de unificação de critérios sobre os efeitos da vinhaça ao ambiente decidiu-se não utilizar fatores de emissão. Portanto, as maiores cargas de poluentes emitidos são devidas a adubação mineral, principalmente devido a adubação nitrogenada.

A Figura 6.4 apresenta a árvore do processo para a categoria de impacto de ACP, é possível notar que a operação do sistema de FSCDCC possui grande contribuição para esta categoria de impacto e a cogeração de energia possui efeitos positivos. A maior contribuição da operação é decorrente das emissões da adubação nitrogenada, seguida pela adubação de manutenção da área não fertirrigada.

A Tabela 6.5 apresenta a contribuição dos processos com 1% de contribuição para a acidificação. Nota-se que as emissões da adubação nitrogenada contribuem com 0,389 kg $SO_2$ equivalentes, a cogeração com a queima do bagaço contribui com 0,144 kg $SO_2$ equivalentes, todavia a energia elétrica evitada na cogeração contribui com 0,457 kg $SO_2$ equivalentes.

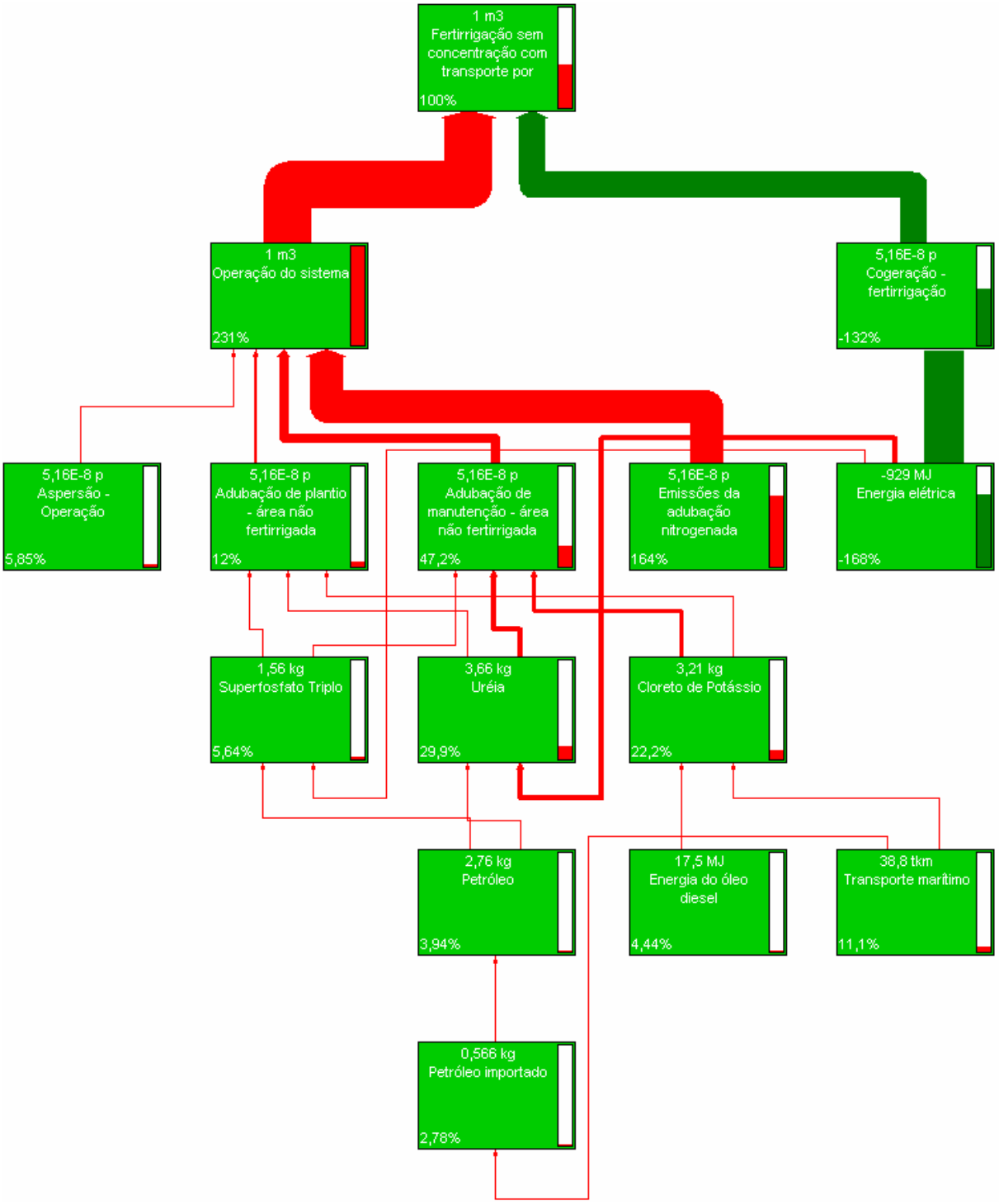



Figura 6.4 – Árvore do processo para o impacto de ACP da opção de FSCDCC.

A análise da ETP também é importante quando se analisa a disposição da vinhaça, pois esta possui uma elevada carga orgânica que pode causar a eutrofização das águas subterrâneas. Estudos devem ser conduzidos a fim de se determinar os fatores de degradação e mineralização da matéria-orgânica contida na vinhaça aplicada ao solo.

Tabela 6.5 – Contribuição dos processos de FSCDCC para a ACP.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada | kg $SO_2$ eq | -2,34E-16 | 3,89E-01 | 0,0 | 3,89E-01 |
| Cogeração | kg $SO_2$ eq | -7,71E-20 | -8,86E-19 | 1,44E-01 | 1,44E-01 |
| Transporte marítimo | kg $SO_2$ eq | 9,38E-05 | 2,61E-02 | 0,0 | 2,62E-02 |
| Cloreto de Potássio | kg $SO_2$ eq | -9,21E-18 | 2,08E-02 | 0,0 | 2,08E-02 |
| Superfosfato Triplo | kg $SO_2$ eq | -5,44E-18 | 1,23E-02 | 0,0 | 1,23E-02 |
| Aspersão - Operação | kg $SO_2$ eq | -3,80E-18 | 1,22E-02 | 0,0 | 1,22E-02 |
| Energia do óleo diesel | kg $SO_2$ eq | 7,77E-08 | 9,03E-03 | 0,0 | 9,03E-03 |
| Uréia | kg $SO_2$ eq | -2,44E-18 | 5,50E-03 | 0,0 | 5,50E-03 |
| Energia do gás natural | kg $SO_2$ eq | 3,66E-05 | 4,66E-03 | 0,0 | 4,69E-03 |
| Transporte rodoviário | kg $SO_2$ eq | 4,55E-05 | 3,00E-03 | 0,0 | 3,04E-03 |
| Adubação de manutenção - área não fertirrigada | kg $SO_2$ eq | -1,07E-18 | 2,45E-03 | 0,0 | 2,45E-03 |
| Energia elétrica | kg $SO_2$ eq | 2,73E-04 | 5,88E-02 | -4,57E-01 | -3,98E-01 |
| Processos restantes não mostrados | kg $SO_2$ eq | 1,40E-03 | 3,96E-03 | 0,00E+00 | 5,36E-03 |
| Total de todos os processos | kg $SO_2$ eq | 1,85E-03 | 5,48E-01 | -3,13E-01 | 2,37E-01 |

A Figura 6.5 mostra a árvore do processo com corte de 1% para a ETP. Observa-se que a adubação de plantio é o processo que possui maior relevância para esta categoria de impacto, seguida da adubação fosfatada. As emissões da adubação nitrogenada somam 0,108 kg $PO_4^{-3}$ equivalentes, as emissões da adubação fosfatada somam 0,0719 kg $PO_4^{-3}$ equivalentes e as emissões para a produção de superfosfato contribuem com 0,0443 kg $PO_4^{-3}$, esses são os três processos com maior contribuição, os processos restantes juntos somam 0,04918 kg $PO_4^{-3}$. Em seguida aparecem as emissões da cogeração com 0,0375 kg $PO_4^{-3}$, transporte marítimo com 0,00231 kg $PO_4^{-3}$ e as emissões provenientes da aspersão da vinhaça na lavoura (0,0023 kg $PO_4^{-3}$). A energia elétrica evitada na cogeração será contabilizada como -0,0695 kg $PO_4^{-3}$, portanto o somatório dos processos é igual a 0,204 kg $PO_4^{-3}$, conforme mostrado na Tabela 6.6.

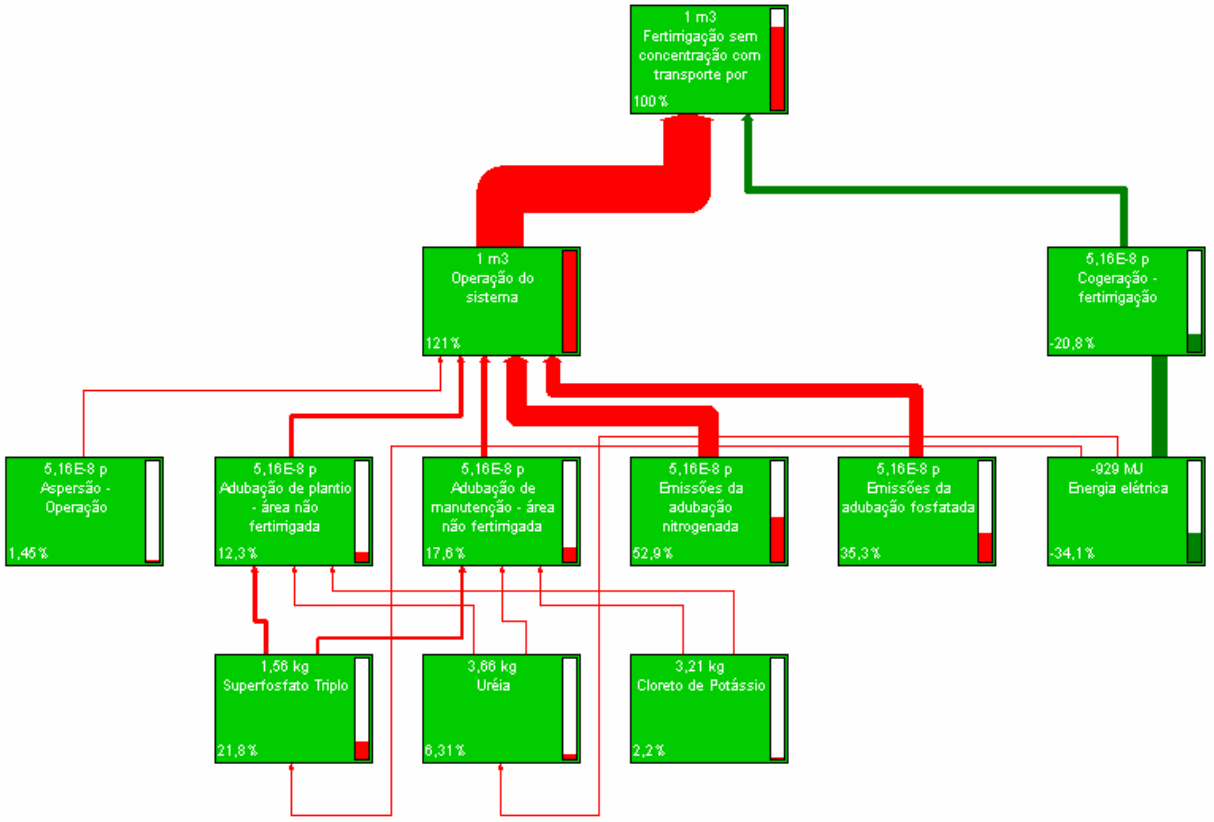



Figura 6.5 – Árvore do processo para o impacto na ETP da opção de FSCDCC.

Tabela 6.6 – Contribuição dos processos de FSCDCC para a ETP.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada | kg $PO_4^{-3}$ eq | -6,47E-17 | 1,08E-1 | 0,0 | 1,08E-1 |
| Emissões da adubação fosfatada | kg $PO_4^{-3}$ eq | -4,30E-17 | 7,17E-2 | 0,0 | 7,17E-2 |
| Superfosfato triplo | kg $PO_4^{-3}$ eq | -1,96E-17 | 4,43E-2 | 0,0 | 4,43E-2 |
| Cogeração | kg $PO_4^{-3}$ eq | -2,00E-20 | -2,30E-19 | 3,75E-2 | 3,75E-2 |
| Transporte marítimo | kg $PO_4^{-3}$ eq | 8,26E-6 | 2,30E-3 | 0,0 | 2,31E-3 |
| Aspersão | kg $PO_4^{-3}$ eq | -7,17E-19 | 2,30E-3 | 0,0 | 2,30E-3 |
| Eletricidade | kg $PO_4^{-3}$ eq | 4,76E-5 | 1,03E-2 | -7,98E-2 | -6,95E-2 |
| Processos restantes | kg $PO_4^{-3}$ eq | 6,29E-5 | 6,57E-3 | 0,0 | 6,63E-3 |
| Total dos processos | kg $PO_4^{-3}$ eq | 1,19E-4 | 2,45E-1 | -4,23E-2 | 2,03E-1 |

## 6.2 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA (BAVDCC)

O ICV consolidado para a opção de biodigestão anaeróbia da vinhaça (BAVDCC) é apresentada na Tabela 6.7

Tabela 6.7 – Inventário do ciclo para disposição da vinhaça através da BAVDCC.

| Insumos | Unidade | Somatório | Para o fluxo de referência (1 m³ vinhaça) |
|---|---|---|---|
| **Saídas conhecidas para a esfera tecnológica** | | | |
| *Produtos evitados da esfera tecnológica* | | | |
| Eletricidade | MWh | 6,14E+6 | 3,17E-1 |
| **Entradas conhecidas da esfera tecnológica** | | | |
| *Entradas de materiais e energia* | | | |
| Aço carbono | kg | 1,79E+6 | 9,23E-2 |
| Aço inoxidável | kg | 1,26E+6 | 6,52E-2 |
| Alumínio | kg | 4,32E+4 | 2,23E-3 |
| Caminhão | p | 10 | 5,16E-7 |
| Cloreto de potássio | kg | 6,23E+7 | 3,21E+0 |
| Cobre | kg | 1,25E+4 | 6,44E-4 |
| Concreto | kg | 1,50E+7 | 7,73E-1 |
| Eletricidade | MWh | 5,89E+4 | 3,04E-3 |
| Hidróxido de sódio | kg | 7,29E+4 | 7,76E-3 |
| Impermeabilizante | kg | 1,82E+5 | 9,39E-3 |
| Óleo diesel | kg | 2,04E+7 | 1,05E+0 |
| Óleo lubrificante | kg | 5,49E+4 | 2,83E-3 |
| Polietileno | kg | 1,26E+4 | 6,48E-4 |
| Polipropileno | kg | 1,38E+5 | 7,12E-3 |
| Superfosfato triplo | kg | 3,01E+7 | 1,55E+0 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 5,16E+7 | 2,66E+0 |
| Trator | p | 13 | 6,70E-7 |
| Uréia | kg | 6,94E+7 | 3,58E+0 |
| **Saídas conhecidas para o ambiente** | | | |
| *Emissões para o ar* | | | |

| | | | |
|---|---|---|---|
| $C_6H_6$ | kg | 2,34E-2 | 1,20E-9 |
| $C_{20}H_{12}$ | kg | 1,17E-4 | 6,04E-12 |
| Cd | kg | 1,10E-3 | 5,65E-11 |
| $CO_2$ | kg | 7,05E+8 | 3,64E+1 |
| CO | kg | 8,55E+4 | 4,41E-3 |
| $N_2O$ | kg | 3,83E+5 | 1,98E-2 |
| Pb | kg | 7,65E-3 | 3,59E-10 |
| $CH_4$ | kg | 2,99E+2 | 1,54E-5 |
| $NO_x$ | kg | 6,09E+6 | 3,14E-1 |
| COVNM | kg | 1,79E+2 | 9,25E-6 |
| HPA | kg | 2,79E+3 | 1,44E-4 |
| MP | kg | 3,91E+7 | 2,02E+0 |
| $SO_x$ | kg | 2,19E+4 | 1,13E-3 |
| $SO_2$ | kg | 4,72E+6 | 2,43E-1 |
| Zn | kg | 2,87E+0 | 1,48E-7 |
| $C_xH_y$ | kg | 2,62E+4 | 1,35E-3 |
| $NH_3$ | kg | 4,58E+6 | 2,36E-1 |
| COV | kg | 8,15E+3 | 4,20E-4 |
| $C_5H_{12}$ | kg | 7,42E+2 | 3,82E-5 |
| $C_2H_4O$ | kg | 4,91E+3 | 2,53E-4 |
| Fuligem | kg | 2,61E+4 | 1,35E-3 |
| Resíduo de calor | TJ | 1,03E+0 | 5,30E-2 |
| *Emissões para a água* | | | |
| $NO_3^-$ | kg | 1,39E+6 | 7,17E-2 |
| *Emissões para o solo* | | | |
| $PO_4^{-3}$ | kg | 4,28E+6 | 2,21E-1 |
| K | kg | 3,62E+5 | 1,87E-2 |

Na Tabela 6.8 é mostrada a caracterização dos impactos ambientais utilizando o CML 2 baseline 2000. Na BAVDCC com geração de energia o único impacto ambiental positivo no somatório final será a ADP (3,36E-2 kg Sb equivalentes), os outros serão impactos negativos ao ambiente. Isso significa que deixou-se de consumir insumos energéticos e minerais que são fornecidos pelo excedente elétrico disponibilizado pela queima do biogás da biodigestão.

Tabela 6.8 – Caracterização dos impactos ambientais da opção de BAVDCC.

| Categoria de impacto | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| ADP | kg Sb eq | 3,03E-3 | 1,91E-1 | -2,28E-1 | -3,36E-2 |
| GWP | kg $CO_2$ eq | 6,87E-1 | 5,03E+1 | -3,85E+1 | 1,25E+1 |
| ODP | kg CFC-11 eq | 1,40E-9 | 7,89E-9 | 0,00 | 9,29E-9 |
| HTP | kg 1,4-DB eq | 2,12E-1 | 2,19E-1 | 8,21E+1 | 8,25E+1 |
| FEP | kg 1,4-DB eq | 2,89E-4 | 7,93E-4 | 2,48E-2 | 2,58E-2 |
| MEP | kg 1,4-DB eq | 1,24E+0 | 8,05E+1 | 5,68E-1 | 8,23E+1 |
| TEP | kg 1,4-DB eq | 1,10E-4 | 3,55E-4 | 1,47E-4 | 6,12E-4 |
| POP | kg $C_2H_4$ | 4,17E-3 | 1,59E-2 | -1,14E-2 | 8,67E-3 |
| ACP | kg $SO_2$ eq | 1,49E-2 | 8,02E-1 | -3,13E-1 | 5,04E-1 |
| ETP | kg $PO_4^{-3}$ eq | 4,34E-4 | 2,38E-1 | -4,23E-2 | 1,96E-1 |

Na Figura 6.6 apresenta-se a comparação percentual da caracterização dos impactos. Serão emitidos 12,5 kg $CO_2$ equivalentes para 1 m³ de vinhaça disposta através da BAVDCC. Isto ocorre porque na geração de eletricidade com o biogás produzido na biodigestão são emitidos 872,68 kg de $CO_2$ e 11,97 kg de $SO_2$ por MWh de eletricidade gerada. Este fato é decorrente do próprio biogás que possui 60% de metano, 39% de $CO_2$ e 1% de ácido sulfídrico, por isso a geração com biogás apresenta grande taxa de emissões por MWh.

O inventário de eletricidade utilizado neste trabalho (Coltro *et al.*, 2003) considera a matriz elétrica brasileira como um todo (térmica, hidráulica, nuclear, etc.), por isso as emissões de $CO_2$ e $SO_2$ são iguais a 124,0 kg $CO_2$ e 421 g de $SO_2$ respectivamente, isso faz com que a geração de energia com o biogás não seja um benefício, mas uma causadora de impactos. Um fato que poderia minimizar esta situação seria a instalação de filtros e dessulfurizadores, mas estes equipamentos possuem um custo elevado.

Em 20 anos serão gerados 394.199 MWh de eletricidade através do biogás, considerando a diferença apresentada serão emitidos 2,95E8 kg de $CO_2$ e 4,55E6 kg de $SO_2$, dividindo esses valores pela quantidade de vinhaça produzida em 20 anos (19.394.160 m³) resulta em 15,22 kg de $CO_2$ e 0,23 kg de $SO_2$ emitidos por m³ de vinhaça disposta.

Deve-se observar que os valores calculados são próximos e se esta quantidade de $CO_2$ fosse considerada inexistente o balanço seria positivo, ou seja, seria evitada a emissão de 2,72 kg de $CO_2$ equivalentes. Os valores de emissão poderiam ser multiplicados por um fator de

para compensar o $CO_2$ que é absorvido pela cana, mas considerou-se que esta irá absorver 96% do $CO_2$ emitido na queima do bagaço de cana na cogeração de energia.

O comportamento de distribuição dos impactos é semelhante ao caso anterior, a implantação contribui somente na ODP, na TEP e POP. A cogeração contribui com impactos negativos ao ambiente na HTP, FEP e TEP. A operação possui maior relevância no restante das categorias de impactos (Figura 6.6).

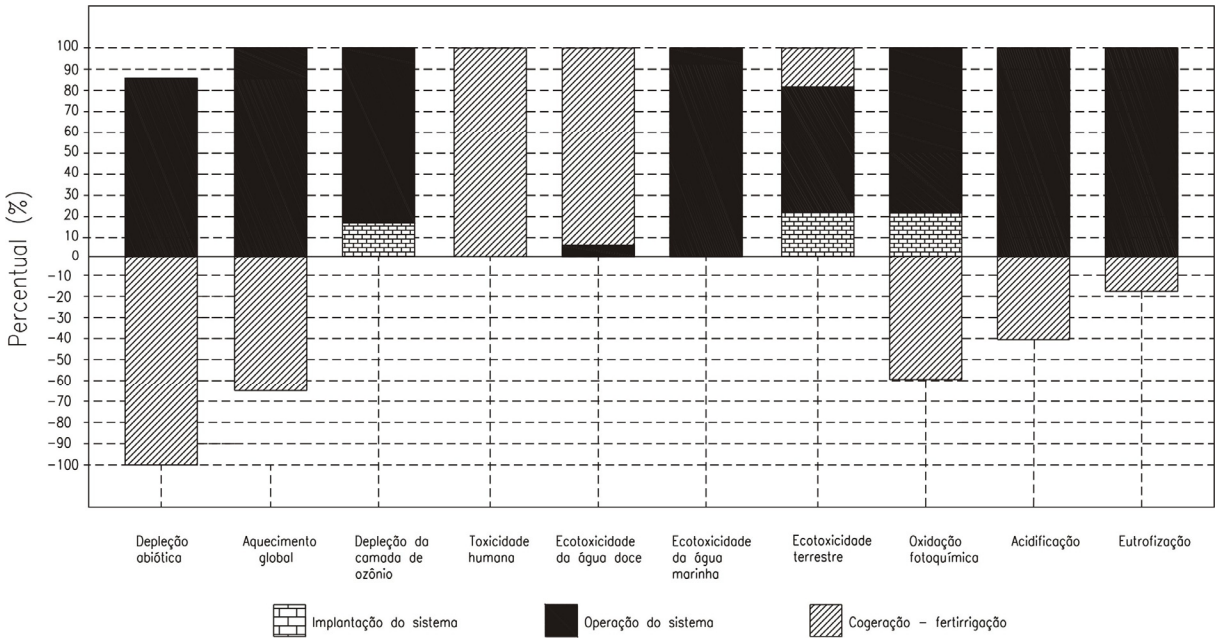



Figura 6.6 – Comparação percentual da caracterização dos impactos da opção de BAVDCC.

Pode-se observar que a implantação possui pouca significância nas categorias de impacto consideradas. Em relação a TEP os impactos da implantação são ligados fundamente ao transporte rodoviário e marítimo, porque os materiais e equipamentos usados na implantação possuem um maior peso quando são transportados de longas distâncias, acarretando em maior impacto. Em relação a POP a grande utilização de ferro na implantação provoca a emissão de $SO_2$, CO, $SO_x$, $NO_x$ e acetaldeído que estão relacionados a maioria das substâncias que contribuem para a formação de compostos oxidantes.

Considerando os fatores de normalização empregados pelo CML 2, a Figura 6.7 mostra a normalização dos impactos ambientais. Nota-se que na normalização a cogeração somente contribui com impactos ambientais negativos na HTP, o qual é maior que para o caso anterior de FSCDCC. No restante das categorias a BAVDCC provoca benefícios menores que para o caso anterior. Para as categorias de ACP e ETP a opção de BAVDCC possui impactos maiores do que a opção anterior.

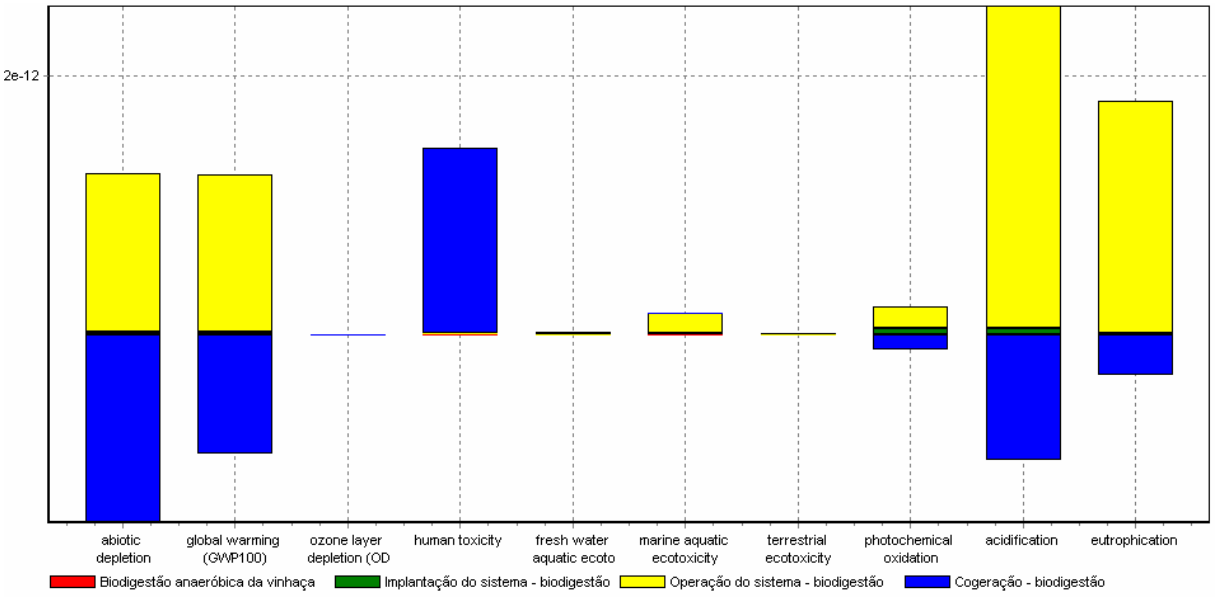



Figura 6.7 – Normalização dos impactos ambientais da opção de BAVDCC.

Na Figura 6.8 mostra-se a árvore do processo para a caracterização do impacto de GWP da opção de BAVDCC empregando o CML 2 para o conjunto de caracterização/normalização baseado nas emissões mundiais no ano de 1995.

A rede apresentada foi calculada para um fluxo de referência igual a 1 m³ de vinhaça disposta, com um corte de 5% nas intervenções ambientais. De acordo com os dados de entrada foram criados 209 nós para o ciclo de vida para disposição da vinhaça através da BAVDCC, todavia com o corte em 5% são apenas 17 nós.

A maior contribuição dos processos para a emissão de $CO_2$ equivalentes é a corrente da geração de energia (17,70 kg), seguida pela cogeração (15,10 kg), emissões da adubação nitrogenada (8,3 kg), produção da uréia (8,13 kg), energia do gás natural (3,3 kg), produção de cloreto de potássio (3,05 kg) e superfosfato triplo (1,85 kg). A energia do óleo diesel soma 1,32 kg de $CO_2$, a operação dos equipamentos na aspersão soma 1,03 kg e os processos restantes contribuem com 2,61 kg de $CO_2$ equivalentes. A energia elétrica gerada na cogeração evita a emissão de 53,60 kg de $CO_2$ equivalentes. Novamente é possível observar que a implantação do sistema de BAVDCC não possui aspectos ambientais relevantes em relação ao período total de operação. A Tabela 6.9 apresenta a contribuição de cada processo para o impacto de GWP da opção de BAVDCC.

Em relação a ODP a árvore do processo possui a contribuição de 85% da operação do sistema e 15% da implantação, sem nenhuma contribuição da cogeração. Na operação a maior contribuição é em relação ao condicionamento no qual se utiliza hidróxido de sódio para correção do pH da vinhaça antes da mesma ser enviada para o reator anaeróbico. Conforme

mencionado anteriormente, no processo de produção do NaOH libera-se CFC´s que contribuem para a degradação da camada de ozônio.

Em relação a árvore do processo para a HTP com 1% de truncagem nos nós é simples, ou seja, possui apenas um contribuinte unitário que é a cogeração, devido a emissão de HPA´s. A cogeração possui 99,5% de relevância em relação ao impacto de HTP devido a emissão dos HPA´s, os outros 0,5% são divididos entre os processos restantes. Em relação a árvore do processo da FEP, a cogeração possui 95,8% dos impactos, sendo que a operação possui 3,07% e a implantação 1,13%.

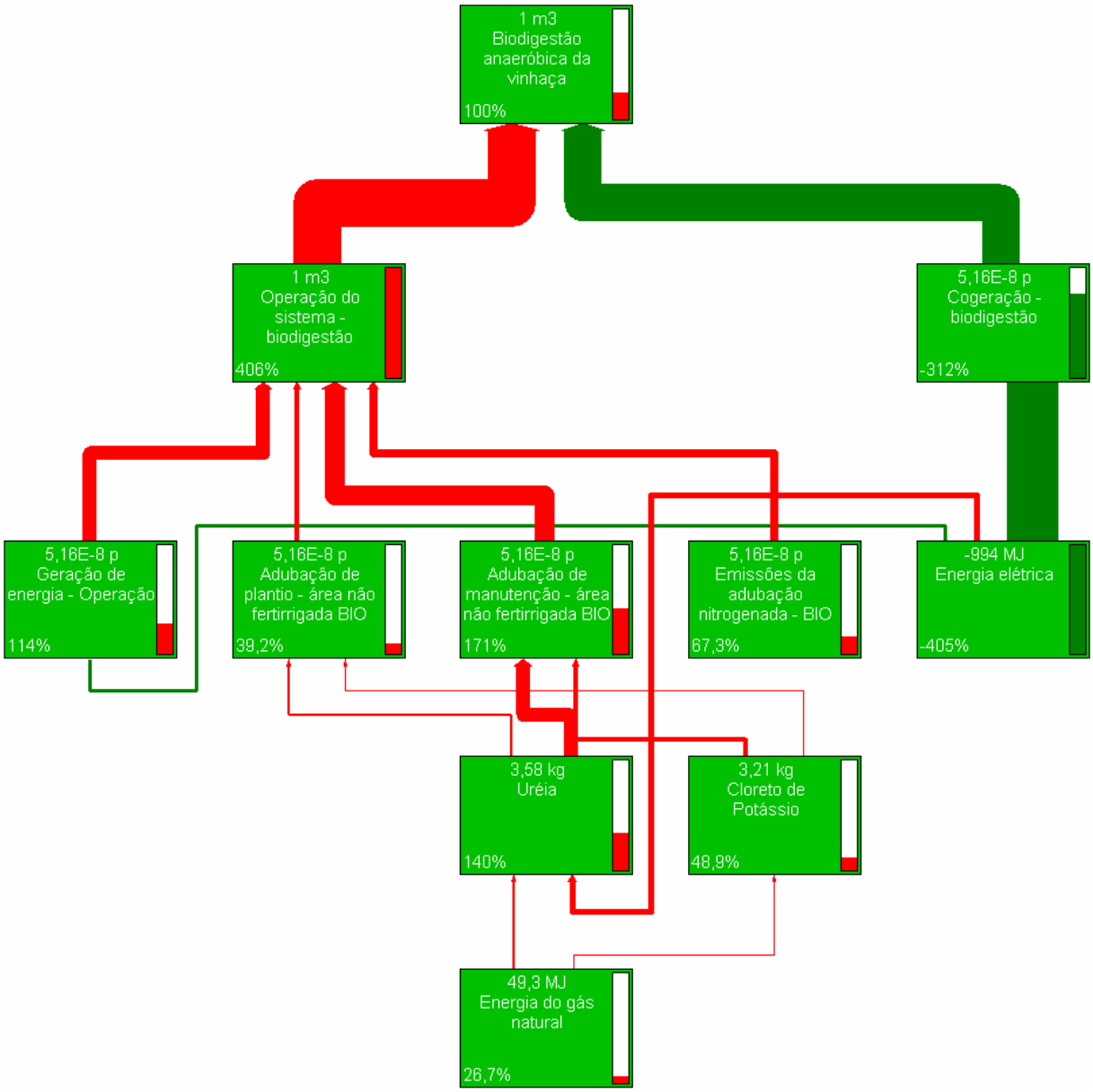



Figura 6.8 – Árvore do processo para o impacto de GWP da opção de BAVDCC.

Tabela 6.9 – Contribuição dos processos para a categoria de impacto de GWP.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Cogeração | kg CO2 eq | 3,64E-16 | 8,67E-16 | 1,51E+01 | 1,51E+01 |
| Emissões da adubação nitrogenada | kg CO2 eq | -1,55E-16 | 8,31E+00 | 0,0 | 8,31E+00 |
| Uréia | kg CO2 eq | 4,75E-14 | 8,13E+00 | 0,0 | 8,13E+00 |
| Energia do gás natural | kg CO2 eq | 2,63E-02 | 3,27E+00 | 0,0 | 3,30E+00 |
| Cloreto de Potássio | kg CO2 eq | 2,02E-14 | 3,05E+00 | 0,0 | 3,05E+00 |
| Superfosfato Triplo | kg CO2 eq | -4,80E-15 | 1,85E+00 | 0,0 | 1,85E+00 |
| Energia do óleo diesel | kg CO2 eq | 1,13E-05 | 1,32E+00 | 0,0 | 1,32E+00 |
| Transporte marítimo | kg CO2 eq | 1,97E-02 | 9,57E-01 | 0,0 | 9,77E-01 |
| Aspersão - Operação | kg CO2 eq | -2,01E-14 | 8,55E-01 | 0,0 | 8,55E-01 |
| Geração de energia | kg CO2 eq | -1,37E-16 | 7,10E-01 | 0,0 | 7,10E-01 |
| Eletricidade | kg CO2 eq | 1,85E-01 | 3,50E+00 | -5,36E+01 | -4,99E+01 |
| Processos restantes | kg CO2 eq | 4,56E-01 | 1,17E+00 | 0,0 | 1,63E+00 |
| Total dos processos | kg CO2 eq | 6,87E-01 | 3,31E+01 | -3,84E+01 | -4,64E+00 |

A Tabela 6.10 apresenta a contribuição dos processos para TEP com 1% de corte na contribuição dos impactos ambientais para a ecotoxicidade. Pode-se observar que o transporte rodoviário possui a maior contribuição, seguido pela cogeração, transporte marítimo e o polipropileno. A árvore de processo referente a POP mostra a operação com o maior contribuição devido a geração de energia com biogás devido a grande emissão de $SO_2$.

Tabela 6.10 – Contribuição dos processos para a categoria de impacto TEP da BAVDCC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Transporte rodoviário | kg 1,4-DB eq | 5,64E-06 | 1,83E-04 | 0,0 | 1,89E-04 |
| Cogeração | kg 1,4-DB eq | 3,54E-21 | -1,79E-20 | 1,47E-04 | 1,47E-04 |
| Transporte marítimo | kg 1,4-DB eq | 2,90E-06 | 1,41E-04 | 0,0 | 1,43E-04 |
| Polipropileno | kg 1,4-DB eq | 7,89E-05 | -4,04E-19 | 0,0 | 7,89E-05 |
| Hidróxido de sódio (mercúrio) | kg 1,4-DB eq | 5,45E-06 | 3,12E-05 | 0,0 | 3,67E-05 |
| Óleo residual em fornalha | kg 1,4-DB eq | 1,37E-05 | -1,62E-17 | 0,0 | 1,37E-05 |
| Processos restantes não mostrados | kg 1,4-DB eq | 2,89E-06 | 5,05E-07 | -5,22E-07 | 2,87E-06 |
| Total de todos os processos | kg 1,4-DB eq | 1,10E-04 | 3,55E-04 | 1,47E-04 | 6,12E-04 |

A Figura 6.9 apresenta a árvore do processo para a ACP com uma truncagem nos nós de 5% da contribuição do impacto. Nota-se que a operação possui a maior contribuição e a cogeração possui impactos positivos. A maior contribuição da operação é decorrente das emissões da adubação nitrogenada, seguida pela geração de energia através do biogás e adubação da área não fertirrigada.

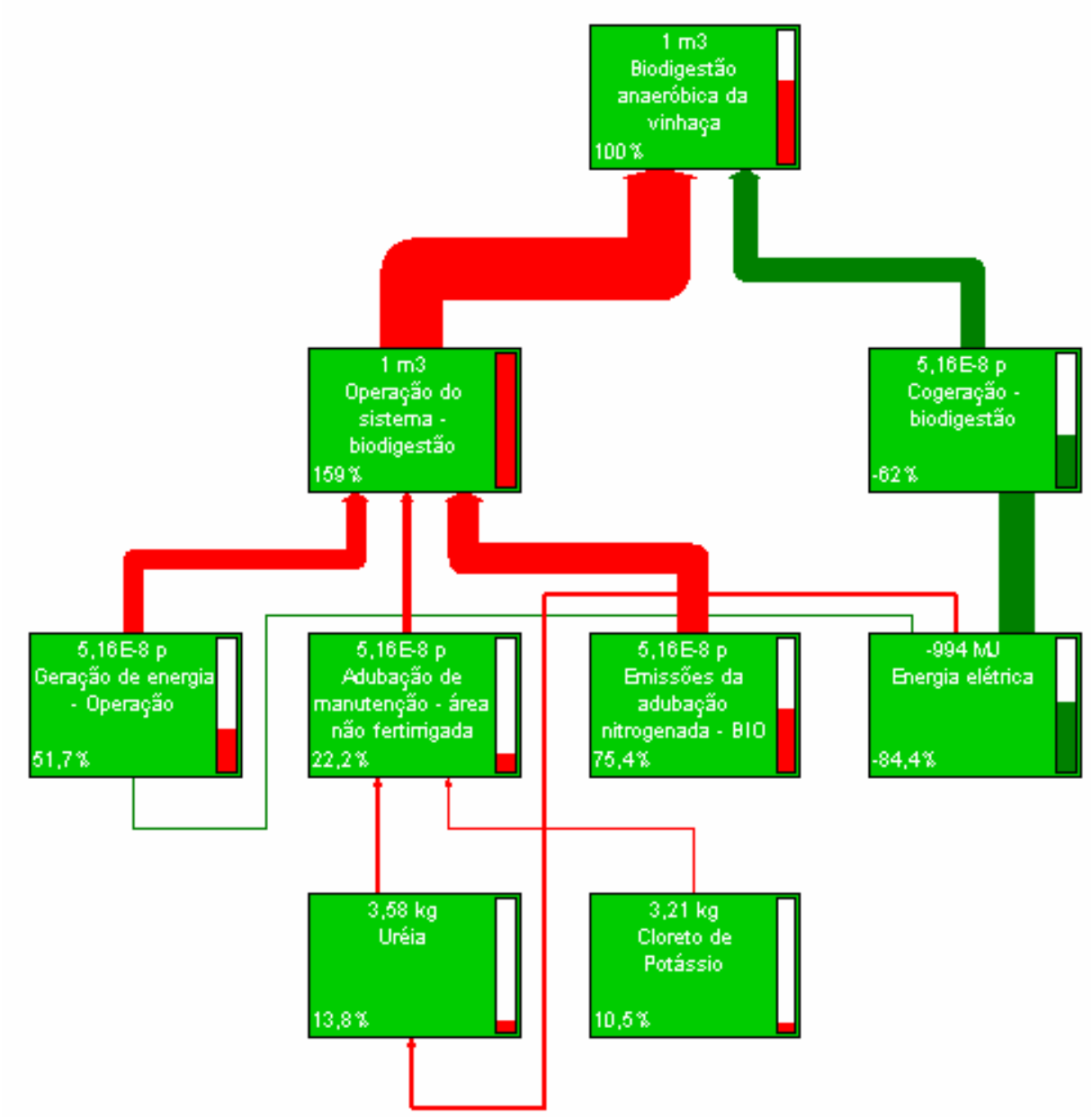



Figura 6.9 – Árvore do processo para o impacto de ACP da opção de BAVDCC.

A Tabela 6.11 apresenta a contribuição dos processos com 1% de corte das contribuições individuais para a ACP. Nota-se que as emissões da adubação nitrogenada contribuem com 0,389 kg $SO_2$ equivalentes, a geração de energia com a queima do biogás contribui com 0,292 kg $SO_2$ equivalentes e a cogeração com 0,144 kg $SO_2$ equivalentes, todavia a energia elétrica evitada na cogeração contribui com 0,425 kg $SO_2$ equivalentes.

Tabela 6.11 – Contribuição dos processos da BAVDCC para a ACP.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada | kg $SO_2$ eq | 1,79E-17 | 3,80E-01 | 0,0 | 3,80E-01 |
| Geração de energia | kg $SO_2$ eq | -9,37E-17 | 2,92E-01 | 0,0 | 2,92E-01 |
| Cogeração | kg $SO_2$ eq | 3,47E-18 | -1,75E-17 | 1,44E-01 | 1,44E-01 |
| Transporte marítimo | kg $SO_2$ eq | 5,37E-04 | 2,61E-02 | 0,0 | 2,66E-02 |
| Cloreto de Potássio | kg $SO_2$ eq | 7,72E-17 | 2,08E-02 | 0,0 | 2,08E-02 |
| Superfosfato Triplo | kg $SO_2$ eq | 1,37E-16 | 1,22E-02 | 0,0 | 1,22E-02 |
| Aspersão - Operação | kg $SO_2$ eq | -1,95E-16 | 1,22E-02 | 0,0 | 1,22E-02 |
| Níquel | kg $SO_2$ eq | 1,02E-02 | 7,02E-21 | 0,0 | 1,02E-02 |
| Energia do óleo diesel | kg $SO_2$ eq | 7,77E-08 | 9,03E-03 | 0,0 | 9,03E-03 |
| Uréia | kg $SO_2$ eq | -1,48E-18 | 5,37E-03 | 0,0 | 5,37E-03 |
| Energia elétrica | kg $SO_2$ eq | 1,58E-03 | 2,99E-02 | -4,57E-01 | -4,25E-01 |
| Processos restantes não mostrados | kg $SO_2$ eq | 2,60E-03 | 1,39E-02 | 0,00E+00 | 1,65E-02 |
| Total de todos os processos | kg $SO_2$ eq | 1,49E-02 | 8,02E-01 | -3,13E-01 | 5,04E-01 |

A Tabela 6.12 apresenta a contribuição dos processos para a ETP com 1% na truncagem dos nós. A operação concentra a maior parte do impacto, as emissões da adubação nitrogenada predominam, seguidas pelas emissões da adubação fosfatada e da adubação de manutenção da área não fertirrigada.

Tabela 6.12 – Contribuições dos processos para a ETP da BAVDCC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada | kg $PO_4^{-3}$ eq | 4,95E-18 | 0,105 | 0,0 | 0,105 |
| Emissões da adubação fosfatada | kg $PO_4^{-3}$ eq | 3,36E-18 | 0,0715 | 0,0 | 0,0715 |
| Superfosfato Triplo | kg $PO_4^{-3}$ eq | 4,93E-16 | 0,0441 | 0,0 | 0,0441 |
| Cogeração | kg $PO_4^{-3}$ eq | 9,02E-19 | -4,56E-18 | 0,0375 | 0,0375 |
| Aspersão - Operação | kg $PO_4^{-3}$ eq | -4,38E-17 | 0,00274 | 0,0 | 0,00274 |
| Transporte marítimo | kg $PO_4^{-3}$ eq | 0,0000473 | 0,0023 | 0,0 | 0,00234 |
| Energia elétrica | kg $PO_4^{-3}$ eq | 0,000275 | 0,00522 | -0,0798 | -0,0743 |
| Processos restantes | kg $PO_4^{-3}$ eq | 0,000111 | 0,00651 | 0,0 | 0,00662 |
| Todos processos | kg $PO_4^{-3}$ eq | 0,000434 | 0,238 | -0,0423 | 0,196 |

## 6.3 CONCENTRAÇÃO ATÉ 40% (COVEDC)

O ICV consolidado para a opção de COVEDC está mostrado na Tabela 6.13.

Tabela 6.13 – Inventário do ciclo para disposição da vinhaça através da COVEDC.

| Insumos | Unidade | Somatório | Para o fluxo de referência (1 m³ vinhaça) |
|---|---|---|---|
| **Saídas conhecidas para a esfera tecnológica** | | | |
| *Produtos evitados da esfera tecnológica* | | | |
| Eletricidade | MWh | 5,40E+6 | 2,78E-1 |
| **Entradas conhecidas da esfera tecnológica** | | | |
| *Entradas de materiais e energia* | | | |
| Aço carbono | kg | 5,99E+5 | 3,09E-2 |
| Aço inoxidável | kg | 4,32E+5 | 2,23E-2 |
| Alumínio | kg | 9,06E+3 | 4,67E-4 |
| Caminhão | p | 18 | 9,28E-7 |
| Cloreto de potássio | kg | 5,95E+7 | 3,07E+0 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Cobre | kg | 8,44E+3 | 4,35E-4 |
| Concreto | kg | 2,00E+5 | 1,03E-2 |
| Eletricidade | MWh | 2,44E+5 | 1,26E-2 |
| Hidróxido de sódio | kg | 0,00 | 0,00 |
| Impermeabilizante | kg | 0,00 | 0,00 |
| Óleo diesel | kg | 1,26E+7 | 6,84E-1 |
| Óleo lubrificante | kg | 4,44E+4 | 2,29E-3 |
| Polietileno | kg | 1,33E+4 | 6,84E-4 |
| Polipropileno | kg | 0,00 | 0,00 |
| Superfosfato triplo | kg | 2,89E+7 | 1,49E+0 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 4,60E+7 | 2,37E+0 |
| Trator | p | 100 | 5,16E-7 |
| Uréia | kg | 6,85E+7 | 3,53E+0 |
| **Saídas conhecidas para o ambiente** | | | |
| *Emissões para o ar* | | | |
| $C_6H_6$ | kg | 4,41E-3 | 2,27E-10 |
| $C_{20}H_{12}$ | kg | 2,08E-5 | 1,07E-12 |
| Cd | kg | 2,02E-4 | 1,04E-11 |
| $CO_2$ | kg | 3,39E+8 | 1,75E+01 |
| CO | kg | 1,68E+6 | 8,66E-02 |
| $N_2O$ | kg | 3,78E+5 | 1,95E-02 |
| Pb | kg | 1,43E-3 | 7,37E-11 |
| $CH_4$ | kg | 2,37E+2 | 1,22E-05 |
| $NO_x$ | kg | 5,71E+6 | 2,94E-01 |
| COVNM | kg | 7,72E+1 | 3,98E-06 |
| HPA | kg | 2,73E+3 | 1,41E-04 |
| MP | kg | 3,89E+7 | 2,01E+00 |
| $SO_x$ | kg | 3,69E+2 | 1,90E-05 |
| $SO_2$ | kg | 1,42E+3 | 7,32E-05 |
| Zn | kg | 5,49E-E-1 | 2,83E-8 |
| $NH_3$ | kg | 4,52E+6 | 2,33E-01 |
| COV | kg | 6,53E+3 | 3,37E-04 |
| $C_5H_{12}$ | kg | 5,93E+2 | 3,06E-05 |
| Fuligem | kg | 2,14E+3 | 1,10E-04 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Resíduo de calor | TJ | 1,51E+5 | 7,79E-03 |
| *Emissões para a água* | | | |
| $NO_3^-$ | kg | 4,22E+6 | 2,18E-1 |
| *Emissões para o solo* | | | |
| $PO_4^{-3}$ | kg | 1,33E+6 | 6,86E-2 |
| K | kg | 3,65E+5 | 1,88E-2 |

O vapor foi alocado para as duas correntes conforme descrito na metodologia. A vinhaça concentrada necessita de uma área maior para sua disposição (3.217 ha), e a área não fertirrigada será menor (16.506 ha), dessa maneira o consumo de fertilizantes para área não fertirrigada será menor, tanto para o plantio (8992,594 t de uréia, 14327,41 t de superfosfato triplo e 12524,93 t de cloreto de potássio) quanto para manutenção (56203,71 t de uréia, 13431,95 t de superfosfato triplo e 46968,48 t de cloreto de potássio). Assim, as emissões da adubação também serão menores, todavia o desempenho ambiental pode ser reduzido devido a alocação das cargas ambientais das emissões provenientes da queima do bagaço para gerar o vapor que é usado para concentrar a vinhaça.

Conforme pode ser verificado na Tabela 6.14, tal como nos outros casos analisados a implantação do sistema COVEDC não possui impactos significativos, a não ser para a ODP (3,69E-10 kg CFC-11 equivalentes), POP (1,53E-3 kg $C_2H_4$ equivalentes) e TEP (2,13E-5 kg 1,4-DB equivalentes). A cogeração possui malefícios para a HTP (80,10 kg 1,4-DB equivalentes), FEP (2,42E-2 kg 1,4-DB equivalentes) e TEP (1,43E-4 kg 1,4-DB equivalentes). Os efeitos ambientais positivos da cogeração ficam por conta da ADP (0,214 kg Sb equivalentes), GWP (35,6 kg de $CO_2$ equivalentes), POP (1,06E-2 kg $C_2H_4$ equivalentes), ACP (2,88E-1 kg $SO_2$ equivalentes) e ETP (3,84E-2 kg $PO_4^{-3}$ equivalentes).

No somatório final dos três processos que compõem da COVEDC observa-se que duas categorias terão seus valores negativos, ou seja, possuem contribuição positiva sobre o ambiente. Essas duas categorias são a ADP (7,12E-3 kg Sb) e a POP (4,03E-3 kg $C_2H_4$ equivalentes).

A Figura 6.10 mostra a comparação percentual entre as categorias de impacto consideradas pelo CML 2 para a opção de COVEDC. Na Figura 6.12 é possível observar os dados normalizados, neste caso a cogeração irá originar valores para a HTP, acima de 1,0E-12. Nota-se que são verificados impactos significativos para ODP, FEP e TEP.

Tabela 6.14 – Caracterização dos impactos ambientais utilizando o CML 2.

| Categoria de impacto | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| ADP | kg Sb eq | 8,80E-4 | 2,06E-1 | -2,14E-1 | -7,12E-3 |
| GWP | kg $CO_2$ eq | 1,89E-1 | 3,71E+1 | -3,56E+1 | 1,66E0 |
| ODP | kg CFC-11 eq | 3,69E-10 | -2,36E-23 | 0,00 | 3,69E-10 |
| HTP | kg 1,4-DB eq | 7,85E-2 | 1,77E+0 | 8,01E+1 | 8,19E+1 |
| FEP | kg 1,4-DB eq | 1,32E-4 | 1,17E-3 | 2,42E-2 | 2,55E-2 |
| MEP | kg 1,4-DB eq | 5,16E-1 | 7,71E+1 | 5,56E-1 | 7,82E+1 |
| TEP | kg 1,4-DB eq | 2,13E-5 | 3,04E-4 | 1,43E-4 | 4,68E-4 |
| POP | kg $C_2H_4$ | 1,52E-3 | 5,08E-3 | -1,06E-2 | -4,03E-3 |
| ACP | kg $SO_2$ eq | 5,08E-3 | 5,36E-1 | -2,88E-1 | 2,52E-1 |
| ETP | kg $PO_4^{-3}$ eq | 1,31E-4 | 2,08E-1 | -3,84E-2 | 1,70E-1 |

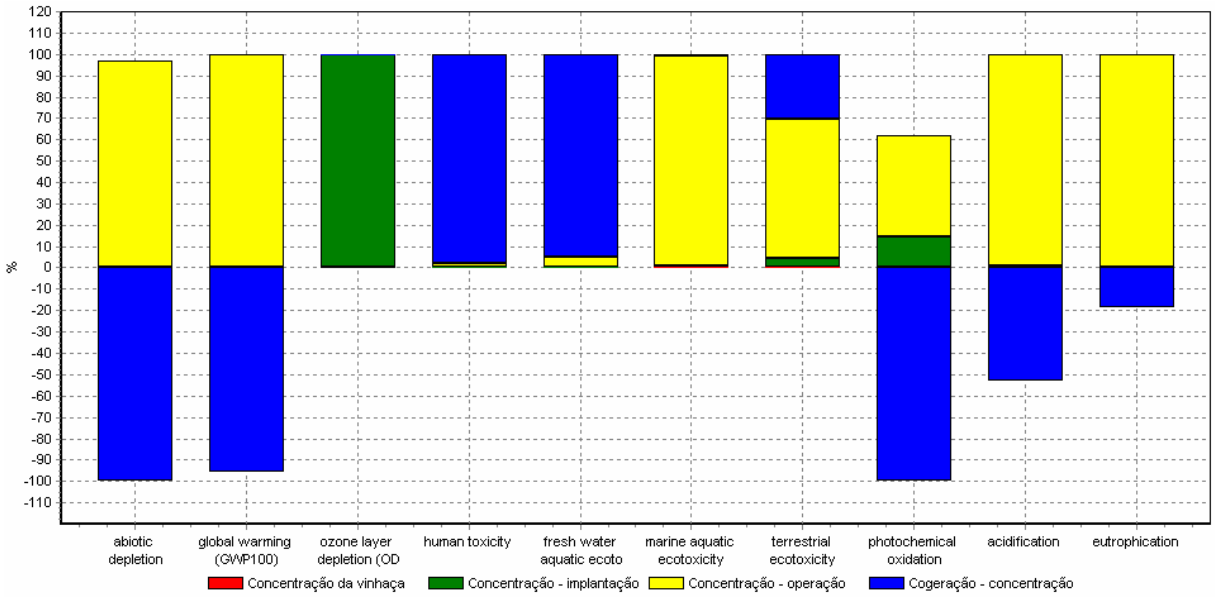



Figura 6.10 – Comparação percentual das categorias de impacto da COVEDC.

Na Tabela 6.15 mostra-se a contribuição para o GWP, observa-se que as substâncias emitidas na queima do bagaço na cogeração correspondem a 14,8 kg de $CO_2$ equivalente, todavia a evita-se a emissão de 41,50 kg $CO_2$ equivalentes com a eletricidade gerada na cogeração, portanto o saldo líquido é 26,7 kg $CO_2$ equivalentes.

Da operação o processo que possui maior relevância são as emissões da adubação nitrogenada com 8,18 kg $CO_2$ equivalente. A produção da uréia contribui com 8,01 kg $CO_2$

equivalente, 3,19 kg da energia do gás natural, 2,92 kg da produção do cloreto de potássio, 1,77 kg do superfosfato triplo, 1,26 kg da energia do óleo diesel, 0,904 kg do transporte marítimo. O somatório final de todas as emissões equivalentes de $CO_2$ para a COVEDC resultou na emissão de 1,66 kg de $CO_2$ equivalentes.

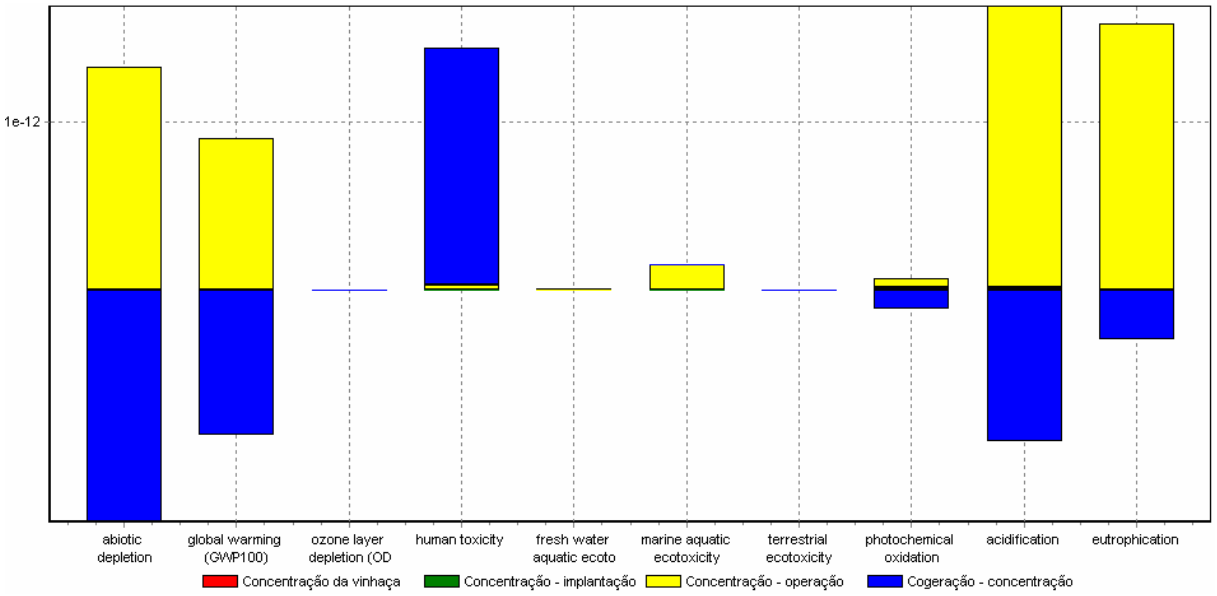



Figura 6.11 – Normalização dos impactos ambientais da opção de COVEDC.

Tabela 6.15 – Contribuições dos processos para a categoria de impacto de GWP da COVEDC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Cogeração | kg $CO_2$ eq | 3,72E-19 | 3,18E-16 | 1,48E+01 | 1,48E+01 |
| Emissões da adubação nitrogenada | kg $CO_2$ eq | 8,95E-20 | 8,18E+00 | 0,0 | 8,18E+00 |
| Uréia | kg $CO_2$ eq | -1,12E-15 | 8,01E+00 | 0,0 | 8,01E+00 |
| Energia do gás natural | kg $CO_2$ eq | 1,02E-03 | 3,19E+00 | 0,0 | 3,19E+00 |
| Cloreto de Potássio | kg $CO_2$ eq | -3,57E-16 | 2,92E+00 | 0,0 | 2,92E+00 |
| Superfosfato Triplo | kg $CO_2$ eq | -1,35E-16 | 1,77E+00 | 0,0 | 1,77E+00 |
| Energia do óleo diesel | kg $CO_2$ eq | 2,96E-06 | 1,26E+00 | 0,0 | 1,26E+00 |
| Transporte marítimo | kg $CO_2$ eq | 7,07E-03 | 8,97E-01 | 0,0 | 9,04E-01 |
| Ácido nítrico | kg $CO_2$ eq | 3,41E-05 | 8,07E-01 | 0,0 | 8,07E-01 |
| Transporte rodoviário | kg $CO_2$ eq | 2,51E-03 | 3,66E-01 | 0,0 | 3,69E-01 |
| Petróleo extraído em alto mar | kg $CO_2$ eq | 1,01E-03 | 2,31E-01 | 0,0 | 2,32E-01 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Petróleo extraído em terra | kg $CO_2$ eq | 6,44E-04 | 1,47E-01 | 0,0 | 1,48E-01 |
| Amônia | kg $CO_2$ eq | 4,97E-06 | 1,18E-01 | 0,0 | 1,18E-01 |
| 5º Efeito - operação | kg $CO_2$ eq | 6,13E-22 | 5,60E-02 | 0,0 | 5,60E-02 |
| 4º Efeito - operação | kg $CO_2$ eq | 6,13E-22 | 5,60E-02 | 0,0 | 5,60E-02 |
| 3º Efeito - operação | kg $CO_2$ eq | 6,13E-22 | 5,60E-02 | 0,0 | 5,60E-02 |
| 2º Efeito - operação | kg $CO_2$ eq | 6,13E-22 | 5,60E-02 | 0,0 | 5,60E-02 |
| 1º Efeito - operação | kg $CO_2$ eq | 4,09E-22 | 5,60E-02 | 0,0 | 5,60E-02 |
| Adubação de plantio – área não fertirrigada | kg $CO_2$ eq | 9,28E-18 | 3,65E-02 | 0,0 | 3,65E-02 |
| Carvão vegetal | kg $CO_2$ eq | 2,80E-02 | 1,64E-14 | 0,0 | 2,80E-02 |
| Emissões da fertirrigação | kg $CO_2$ eq | 2,71E-22 | 2,48E-02 | 0,0 | 2,48E-02 |
| Adubação de manutenção – área não fertirrigada | kg $CO_2$ eq | -5,34E-18 | 2,41E-02 | 0,0 | 2,41E-02 |
| Energia elétrica | kg $CO_2$ eq | 6,08E-02 | 8,82E+00 | -5,04E+01 | -4,15E+01 |
| Processos restantes não mostrados | kg $CO_2$ eq | 8,81E-02 | 1,29E-02 | 0,00E+00 | 1,01E-01 |
| Total de todos os processos | kg $CO_2$ eq | 1,89E-01 | 3,71E+01 | -3,56E+01 | 1,66E+00 |

Em relação a ODP para a COVEDC a maior relevância é devida a implantação do sistema, principalmente aos tratores e caminhões. A HTP é decorrente da emissão de HPA, por isso a cogeração possui 97,7% dos efeitos da concentração. A cogeração possui 94,9% de contribuição para a FEP e a operação 4,61% e a implantação 0,49%. A rede de processos com 5% de corte para a TEP é mostrada na Figura 6.12. Observa-se que a operação possui maior contribuição (64,9%), seguida cogeração (30,5%) e implantação (4,6%).

A Tabela 6.16 apresenta a contribuição de cada processo com 1% de corte para o impacto de TEP. Observa-se que a maior contribuição é do transporte rodoviário com 1,71E-4 kg 1,4-DB equivalentes, seguida da cogeração com 1,43 kg 1,4-DB equivalentes.

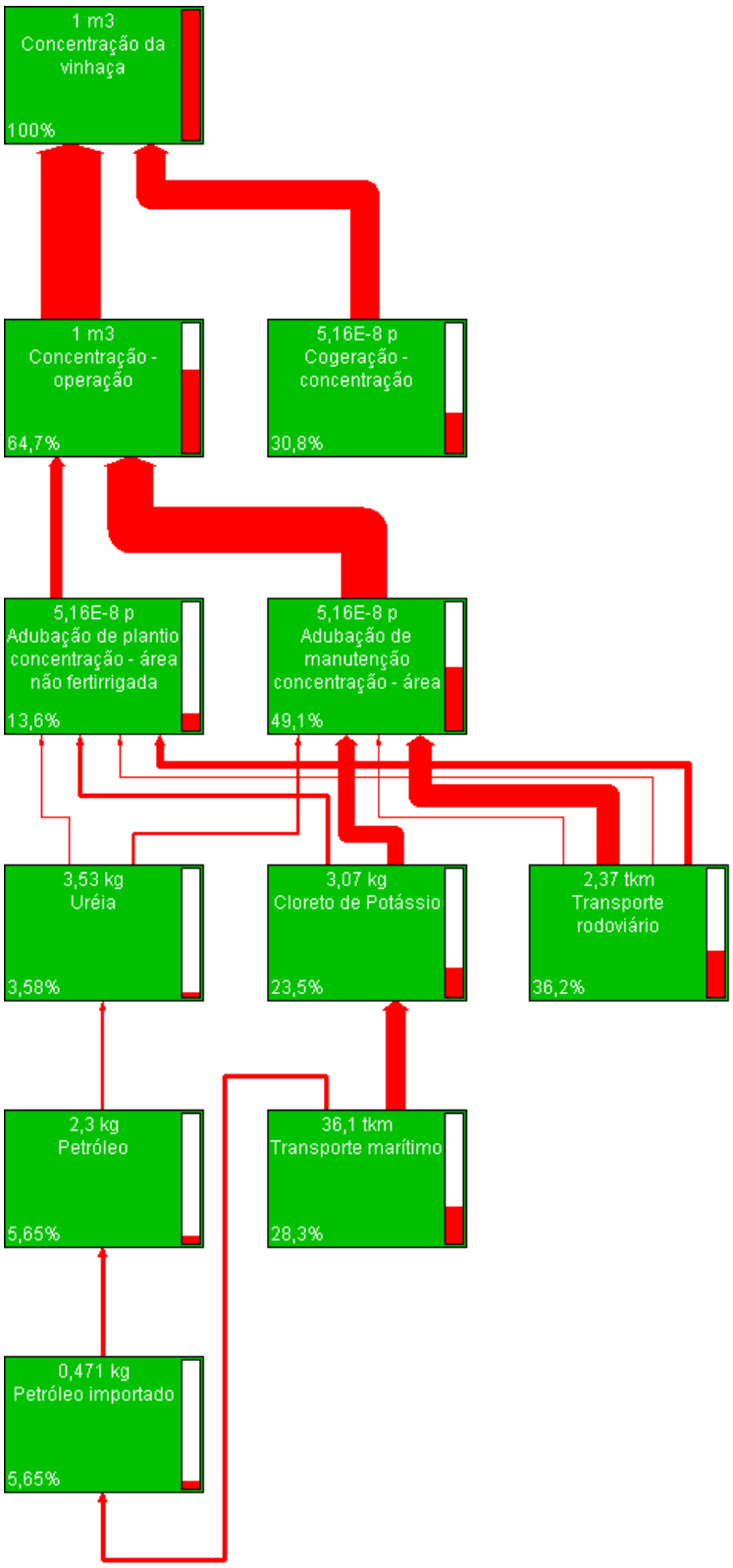



Figura 6.12 – Árvore do processo para a categoria de impacto de TEP da COVEDC.

Tabela 6.16 – Contribuição dos processos para o impacto de TEP para a COVEDC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Transporte rodoviário | kg 1,4-DB eq | 1,16E-06 | 1,69E-04 | 0,0 | 1,71E-04 |
| Cogeração - concentração | kg 1,4-DB eq | 3,62E-24 | 3,09E-21 | 1,43E-04 | 1,43E-04 |
| Transporte marítimo | kg 1,4-DB eq | 1,04E-06 | 1,32E-04 | 0,0 | 1,33E-04 |
| Óleo residual em fornalha de refinaria | kg 1,4-DB eq | 1,47E-05 | 4,87E-18 | 0,0 | 1,47E-05 |
| Processos restantes não mostrados | kg 1,4-DB eq | 4,39E-06 | 2,87E-06 | -4,90E-07 | 6,77E-06 |
| Total de todos os processos | kg 1,4-DB eq | 2,13E-05 | 3,04E-04 | 1,43E-04 | 4,68E-04 |

A Tabela 6.17 apresenta a contribuição dos processos para a categoria de impacto de ACP. Observa-se que a maior contribuição é decorrente das emissões da adubação nitrogenada com 3,75E-1 kg de $SO_2$ equivalentes, seguida pela cogeração com 1,41E-1 kg de $SO_2$ equivalentes, todavia a eletricidade gerada evita a emissão de 3,53E-1 kg de $SO_2$ equivalentes, tendo um saldo líquido de 0,212 kg de $SO_2$ equivalentes.

Tabela 6.17 – Contribuições do processo para o impacto de ACP da COVEDC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada - concentração | kg $SO_2$ eq | 4,10E-21 | 3,75E-01 | 0,0 | 3,75E-01 |
| Cogeração - concentração | kg $SO_2$ eq | 3,55E-21 | 3,03E-18 | 1,41E-01 | 1,41E-01 |
| Transporte marítimo | kg $SO_2$ eq | 1,93E-04 | 2,44E-02 | 0,0 | 2,46E-02 |
| Cloreto de Potássio | kg $SO_2$ eq | -2,43E-18 | 1,99E-02 | 0,0 | 1,99E-02 |
| Superfosfato Triplo | kg $SO_2$ eq | -8,94E-19 | 1,17E-02 | 0,0 | 1,17E-02 |
| Energia do óleo diesel | kg $SO_2$ eq | 2,04E-08 | 8,62E-03 | 0,0 | 8,62E-03 |
| Uréia | kg $SO_2$ eq | -7,39E-19 | 5,29E-03 | 0,0 | 5,29E-03 |
| Energia do gás natural | kg $SO_2$ eq | 1,43E-06 | 4,47E-03 | 0,0 | 4,47E-03 |
| Energia elétrica | kg $SO_2$ eq | 5,17E-04 | 7,51E-02 | -4,29E-01 | -3,53E-01 |
| Processos restantes não mostrados | kg $SO_2$ eq | 8,52E-04 | 8,66E-03 | 0,00E+00 | 9,51E-03 |
| Total de todos os processos | kg $SO_2$ eq | 5,08E-03 | 5,36E-01 | -2,88E-01 | 2,52E-01 |

A maior contribuição é proveniente das emissões da adubação nitrogenada com 0,104 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes, seguido pela produção do superfosfato triplo com 0,0422 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes, emissões da adubação fosfatada 0,0398 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes, cogeração 0,0366 kg $PO_4^{-3}$ equivalentes, transporte marítimo 0,00217 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes e cloreto de potássio com 0,00182 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes. A energia elétrica gerada na cogeração irá evitar a emissão de 0,0617 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes. Os processos restantes não relatados somam 0,00536 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes. O somatório total dos processos é 0,17 kg de $PO_4^{-3}$ equivalentes.

## 6.4 COMBUSTÃO DA VINHAÇA (COMVDC)

O ICV consolidado está mostrado na Tabela 6.18.

Tabela 6.18 – ICV consolidado para a opção de COMVDC.

| Insumos | Unidade | Somatório | Para o fluxo de referência (1 m³ vinhaça) |
|---|---|---|---|
| **Saídas conhecidas para a esfera tecnológica** | | | |
| *Produtos evitados da esfera tecnológica* | | | |
| Eletricidade | MWh | 6,22E+6 | 3,21E-1 |
| **Entradas conhecidas da esfera tecnológica** | | | |
| *Entradas de materiais e energia* | | | |
| Aço carbono | kg | 5,99E+5 | 3,09E-2 |
| Aço inoxidável | kg | 4,32E+5 | 2,23E-2 |
| Alumínio | kg | 9,06E+3 | 4,67E-4 |
| Caminhão | p | 18 | 9,28E-7 |
| Cloreto de potássio | kg | 5,95E+7 | 3,07E+0 |
| Cobre | kg | 8,44E+3 | 4,35E-4 |
| Concreto | kg | 2,00E+5 | 1,03E-2 |
| Eletricidade | MWh | 2,44E+5 | 1,26E-2 |
| Hidróxido de sódio | kg | 0,00 | 0,00 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Impermeabilizante | kg | 0,00 | 0,00 |
| Óleo diesel | kg | 1,26E+7 | 6,84E-1 |
| Óleo lubrificante | kg | 4,44E+4 | 2,29E-3 |
| Polietileno | kg | 1,33E+4 | 6,84E-4 |
| Polipropileno | kg | 0,00 | 0,00 |
| Superfosfato triplo | kg | 2,89E+7 | 1,49E+0 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 4,60E+7 | 2,37E+0 |
| Trator | p | 100 | 5,16E-7 |
| Uréia | kg | 6,85E+7 | 3,53E+0 |
| **Entradas conhecidas da esfera tecnológica** | | | |
| *Entradas de materiais e energia* | | | |
| Aço carbono | kg | 6,34E+5 | 3,27E-2 |
| Aço inoxidável | kg | 4,87E+5 | 2,51E-2 |
| Alumínio | kg | 6,28E+3 | 3,24E-4 |
| Caminhão | p | 10 | 5,16E-7 |
| Cloreto de potássio | kg | 3,08E+7 | 1,59E+0 |
| Cobre | kg | 9,39E+3 | 4,84E-4 |
| Concreto | kg | 2,00E+5 | 1,03E-2 |
| Eletricidade | MWh | 3,53E+5 | 1,82E-2 |
| Hidróxido de sódio | kg | 0,00 | 0,00 |
| Impermeabilizante | kg | 0,00 | 0,00 |
| Óleo diesel | kg | 9,46E+6 | 4,88E-1 |
| Óleo lubrificante | kg | 4,95E+4 | 2,55E-3 |
| Polietileno | kg | 9,04E+3 | 4,66E-4 |
| Polipropileno | kg | 3,30E+3 | 1,70E-4 |
| Superfosfato triplo | kg | 1,94E+7 | 9,98E-1 |
| Transporte rodoviário | ktkm | 3,45E+7 | 1,78E+0 |
| Trator | p | 10 | 5,16E-7 |
| Uréia | kg | 7,80E+7 | 4,02E+0 |
| **Saídas conhecidas para o ambiente** | | | |
| *Emissões para o ar* | | | |
| $C_6H_6$ | kg | 1,32E-02 | 6,81E-10 |
| $C_{20}H_{12}$ | kg | 6,24E-05 | 3,21E-12 |
| Cd | kg | 6,06E-04 | 3,12E-11 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| $CO_2$ | kg | 1,02E+09 | 5,25E+01 |
| CO | kg | 5,04E+06 | 2,60E-01 |
| $N_2O$ | kg | 1,13E+06 | 5,85E-02 |
| Pb | kg | 4,29E-03 | 2,21E-10 |
| $CH_4$ | kg | 7,11E+02 | 3,66E-05 |
| $NO_x$ | kg | 1,71E+07 | 8,82E-01 |
| COVNM | kg | 2,32E+02 | 1,19E-05 |
| HPA | kg | 8,19E+03 | 4,23E-04 |
| MP | kg | 1,17E+08 | 6,03E+00 |
| $SO_x$ | kg | 1,11E+03 | 5,70E-05 |
| $SO_2$ | kg | 4,26E+03 | 2,20E-04 |
| Zn | kg | 1,36E+07 | 8,49E-08 |
| $NH_3$ | kg | 1,36E+07 | 6,99E-01 |
| COV | kg | 1,96E+04 | 1,01E-03 |
| $C_5H_{12}$ | kg | 1,78E+03 | 9,18E-05 |
| Fuligem | kg | 6,42E+03 | 3,30E-04 |
| Resíduo de calor | TJ | 4,53E+05 | 2,34E-02 |
| *Emissões para a água* | | | |
| $NO_3^-$ | kg | 1,27E+07 | 6,54E-01 |
| *Emissões para o solo* | | | |
| $PO_4^{-3}$ | kg | 3,99E+06 | 2,06E-01 |
| K | kg | 1,10E+06 | 5,64E-02 |

A implantação do sistema foi representativa somente em relação a depleção da camada de ozônio, da qual correspondeu a quase 100% do impacto (2,50E-10 kg CFC-11 equivalente).

As emissões provenientes da queima da vinhaça e do óleo diesel na caldeira foram alocadas entre a geração de energia e a concentração de vinhaça. A eletricidade ficou com 52,3% das cargas ambientais da combustão e a concentração ficou com 47,7%. Na COMVDC os valores dos produtos da combustão foram divididos igualmente entre os seis efeitos da planta. Utilizando esses fatores de alocação na geração de eletricidade através da vinhaça serão emitidos 488,29 kg $CO_2$/MWh, 122,92 kg/MWh de particulados e 19,66 $SO_2$ kg/MWh, em relação ao fluxo de referência adotado serão 11,96 kg $CO_2$/m³ de vinhaça, 1,57 kg/m³ de

particulados e 0,25 kg $SO_2/m^3$ de vinhaça disposta. Esses valores são mais elevados do que o inventário estipulado para a eletricidade, que será o produto evitado da esfera tecnológica que será produzido.

O inventário da eletricidade assumido neste trabalho considera a emissão de 124,0 kg $CO_2$/MWh, 0,421 kg $SO_2$/MWh e 0,242 kg/MWh de particulados, portanto a operação do processo de geração de energia através da vinhaça concentrada irá causar impactos ambientais negativos ao ambiente. Existe uma grande discussão a respeito desse problema, pode-se pensar que a emissão de $CO_2$ é compensada pela absorção da cana-de-açúcar, mas neste trabalho, tal como foi assumido na COMVDC não foi usado nenhum fator de para alocação dessas cargas ambientais, porque considera-se que a cana seqüestra 96% do $CO_2$ emitido pela queima do bagaço na cogeração de energia.

Para a COMVDC até 65% deverão ser alocados igualmente em cada efeito de evaporação 2,11E8 kg $CO_2$, 2,78E7 kg de particulados e 4,45E6 kg de $SO_2$. Em relação ao fluxo de referência assumido serão emitidos 10,88 kg $CO_2/m^3$ de vinhaça, 1,43 kg/m³ de particulados e 0,23 kg $SO_2/m^3$ de vinhaça. A operação predomina em cinco categorias de impactos analisadas, ADP (0,212 kg Sb equivalentes), MEP (52,7 kg 1,4-DB equivalentes), ACP (1,12 kg $SO_2$ equivalentes), ETP (0,209 kg $PO_4^{-3}$ equivalentes) e GWP (56,8 kg $CO_2$ equivalentes). A cogeração possui efeitos ambientais negativos em relação a HTP (81,9 kg 1,4-DB equivalente), FEP (0,0247 kg 1,4-DB equivalente) e TEP (0,000146 kg 1,4-DB equivalente), entretanto ela possui efeitos benéficos para ADP, GWP, POP, ACP e ETP (Tabela 6.19).

Tabela 6.19 – Caracterização dos impactos ambientais da opção COMVDC.

| Categoria de impacto | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| ADP | kg Sb eq | 8,90E-4 | 2,12E-1 | -2,28E-1 | -1,50E-2 |
| GWP | kg $CO_2$ eq | 1,94E-1 | 5,68E+1 | -3,85E+1 | 1,85E+1 |
| ODP | kg CFC-11 eq | 2,50E-10 | -1,26E-20 | 0,00 | 2,50E-10 |
| HTP | kg 1,4-DB eq | 7,92E-2 | 2,35E-1 | 8,19E+1 | 8,22E+1 |
| FEP | kg 1,4-DB eq | 1,17E-4 | 6,94E-4 | 2,47E-2 | 2,55E-2 |
| MEP | kg 1,4-DB eq | 3,59E-1 | 5,18E+1 | 5,67E-1 | 5,27E+1 |
| TEP | kg 1,4-DB eq | 1,58E-5 | 2,12E-4 | 1,46E-4 | 3,74E-4 |
| POP | kg $C_2H_4$ | 1,56E-3 | 2,66E-2 | -1,14E-2 | 1,68E-2 |
| ACP | kg $SO_2$ eq | 5,59E-3 | 1,12E+0 | -3,13E-1 | 8,11E-1 |
| ETP | kg $PO_4^{-3}$ eq | 1,40E-4 | 2,09E-1 | -4,23E-2 | 1,67E-1 |

A Figura 6.13 apresenta uma comparação percentual entre os resultados da caracterização do impacto ambiental mostrado anteriormente. A Figura 6.14 mostra a normalização dos impactos ambientais através do CML 2. Observa-se que na comparação das categorias adimensionalizadas não foram obtidos impactos significativos na ODP, FEP, MEP e TEP, todavia a ACP foi a única categoria a extrapolar a faixa de 3,0E-12. O valor do impacto da acidificação também apresenta distorções devido a majoração das emissões de $SO_2$ do processo de combustão, o qual está sobrecarregando a etapa de operação do sistema.

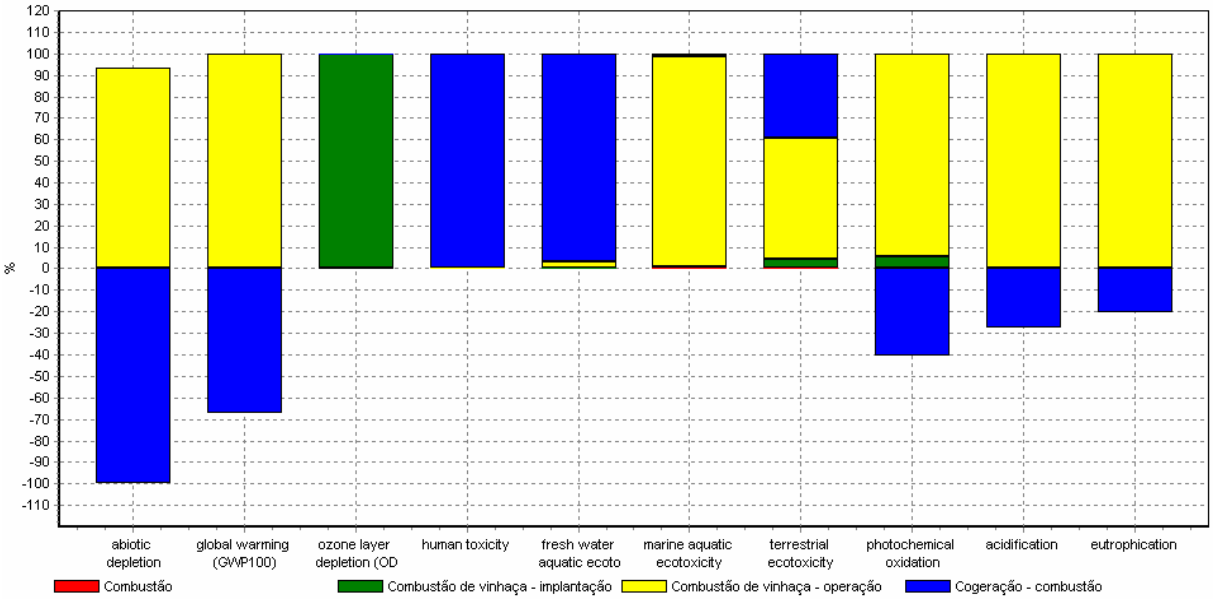



Figura 6.13 – Comparação percentual dos impactos da opção de COMVDC.

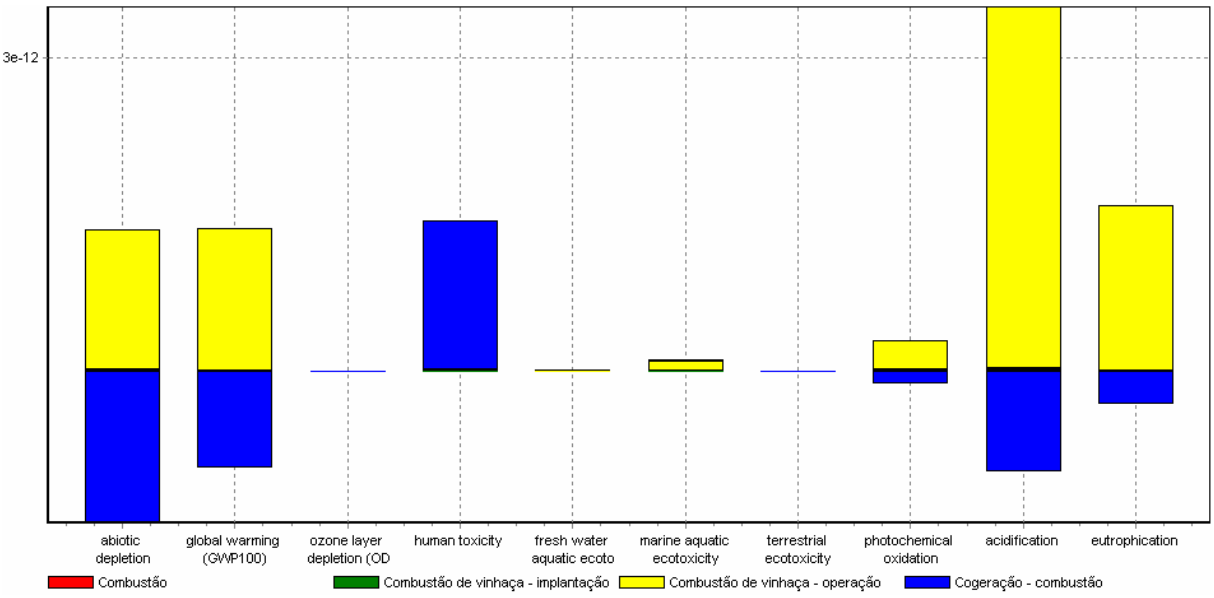



Figura 6.14 – Normalização dos impactos ambientais da COMVDC.

Em relação ao GWP a implantação do sistema tem 1,05% de contribuição sobre o impacto, a operação contribui com 3 vezes mais do que o somatório final desta categoria de impacto, e a cogeração contribui com 2 vezes menos do que o somatório final. A adubação de manutenção é o processo da operação que possui maior contribuição sobre as emissões de $CO_2$, seguida pelas emissões da adubação nitrogenada, geração de eletricidade através da COMVDC e pela adubação de plantio.

A uréia apresenta grande relevância neste sistema porque foi considerado que as cinzas utilizadas na disposição não possuem fonte nitrogenada, somente $P_2O_5$ (11,80%) e $K_2O$ (38,10%), assim esta opção possui o maior consumo de uréia de todas as alternativas analisadas, por isso as emissões da adubação nitrogenada são mais elevadas para esta opção. Entretanto, esta opção apresentou menor consumo de $P_2O_5$ e $K_2O$, no plantio as quantidades mantiveram-se inalteradas (217,0 kg/ha de superfosfato triplo e 189,7 kg/ha de KCl), mas na adubação de manutenção essa quantia foi de 5,65 kg/ha de superfosfato triplo e 40,22 kg/ha de KCl, isto se deve ao fato da complementação da adubação de manutenção com as cinzas. A Tabela 6.20 apresenta a contribuição de cada um dos processos para a categoria de impacto de GWP com 1% de corte nas contribuições individuais.

Tabela 6.20 – Contribuição do processo para a categoria de impacto de GWP da COMVDC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Cogeração | kg $CO_2$ eq | 1,77E-15 | 1,12E-16 | 1,51E+01 | 1,51E+01 |
| Eletricidade combustão | kg $CO_2$ eq | 1,29E-15 | 1,20E+01 | 0,0 | 1,20E+01 |
| Emissões da adubação | kg $CO_2$ eq | | | 0,0 | |
| nitrogenada - combustão | | 9,54E-16 | 9,33E+00 | | 9,33E+00 |
| Uréia | kg $CO_2$ eq | 1,03E-15 | 9,12E+00 | 0,0 | 9,12E+00 |
| Energia do gás natural | kg $CO_2$ eq | 1,03E-03 | 3,09E+00 | 0,0 | 3,09E+00 |
| 6º Efeito combustão - operação | kg $CO_2$ eq | 1,95E-16 | 1,81E+00 | 0,0 | 1,81E+00 |
| 5º Efeito combustão - operação | kg $CO_2$ eq | 1,92E-16 | 1,81E+00 | 0,0 | 1,81E+00 |
| 4º Efeito combustão - operação | kg $CO_2$ eq | 1,92E-16 | 1,81E+00 | 0,0 | 1,81E+00 |
| 3º Efeito combustão - operação | kg $CO_2$ eq | 1,92E-16 | 1,81E+00 | 0,0 | 1,81E+00 |
| 2º Efeito combustão - operação | kg $CO_2$ eq | 1,92E-16 | 1,81E+00 | 0,0 | 1,81E+00 |
| 1º Efeito combustão - operação | kg $CO_2$ eq | 1,92E-16 | 1,81E+00 | 0,0 | 1,81E+00 |
| Cloreto de Potássio | kg $CO_2$ eq | 1,53E-16 | 1,51E+00 | 0,0 | 1,51E+00 |
| Superfosfato Triplo | kg $CO_2$ eq | 1,07E-16 | 1,19E+00 | 0,0 | 1,19E+00 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Ácido nítrico | kg $CO_2$ eq | 2,76E-05 | 9,68E-01 | 0,0 | 9,68E-01 |
| Energia do óleo diesel | kg $CO_2$ eq | 2,01E-06 | 6,50E-01 | 0,0 | 6,50E-01 |
| Transporte marítimo | kg $CO_2$ eq | 7,12E-03 | 5,88E-01 | 0,0 | 5,96E-01 |
| Adubação de manutenção | kg $CO_2$ eq | 3,35E-17 | 2,88E-01 | 0,0 | 2,88E-01 |
| Petróleo extraído em alto mar | kg $CO_2$ eq | 9,69E-04 | 2,74E-01 | 0,0 | 2,75E-01 |
| Energia elétrica | kg $CO_2$ eq | 6,65E-02 | 6,27E+00 | -5,36E+01 | -4,73E+01 |
| Processos restantes | kg $CO_2$ eq | 1,16E-01 | 4,03E-01 | 0,00E+00 | 5,19E-01 |
| Total de todos os processos | kg $CO_2$ eq | 1,94E-01 | 5,68E+01 | -3,85E+01 | 1,85E+01 |

Com 1% de corte nas contribuições do impacto para a categoria de ODP observa-se que a implantação contribui com 99% devido a implantação da adubação (caminhões e tratores). Em relação a HTP com de contribuição dos impactos 99% é decorrente da cogeração de energia com bagaço, devido a emissão de HPA´s que têm forte peso nesta categoria, os valores são mostrados na Tabela 6.21.

Tabela 6.21 – Contribuições dos processos para a HTP da COMVDC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Cogeração | kg 1,4-DB eq | 9,65E-15 | 6,12E-16 | 8,26E+1 | 8,26E+1 |
| Energia elétrica | kg 1,4-DB eq | 9,28E-4 | 8,75E-2 | -7,48E-1 | -6,60E-1 |
| Processos restantes | kg 1,4-DB eq | 1,48E-1 | 1,48E-1 | 0,00 | 2,26E-1 |
| Total de todos os processos | kg 1,4-DB eq | 7,92E-2 | 2,35E-1 | 8,19E+1 | 8,20E+1 |

Em relação a FEP a cogeração contribui com 96,8%, a operação com 2,72% e a implantação com a 0,48%. A cogeração emite 0,0247 kg 1,4-DB equivalentes, o petróleo extraído em alto mar contribui com 4,61E-4 kg 1,4-DB equivalentes e o transporte rodoviário 1,84E-4 kg 1,4-DB equivalentes, os processos restantes somam 1,26E-4 kg 1,4-DB equivalentes e o somatório total dos processos é igual a 2,55E-2 kg 1,4-DB equivalentes.

Observa-se que a adubação de manutenção possui grande relevância sobre o impacto (34,7%) contra 20,2% da adubação de plantio, de ambos os processos citados o transporte é o que possui contribuição, porque a carga de fertilizantes transportada é grande. A Tabela 6.22 mostra a contribuição do processo para TEP da COMVDC com 1% de corte nas contribuições individuais.

Tabela 6.22 – Contribuição dos processos para a TEP da COMVDC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Cogeração – combustão | kg 1,4-DB eq | 1,71E-20 | 1,90E-21 | 1,47E-4 | 1,47E-4 |
| Transporte rodoviário | kg 1,4-DB eq | 1,25E-6 | 1,25E-4 | 0,00 | 1,26E-4 |
| Transporte marítimo | kg 1,4-DB eq | 1,05E-6 | 8,64E-5 | 0,00 | 8,75E-5 |
| Óleo residual em fornalha de refinaria | kg 1,4-DB eq | 9,95E-6 | -4,67E-16 | 0,00 | 9,95E-6 |
| Processos restantes não mostrados | kg 1,4-DB eq | 3,57E-6 | 4,53E-7 | -5,22E-7 | 3,50E-6 |
| Total de todos os processos restantes | kg 1,4-DB eq | 1,58E-5 | 2,12E-4 | 1,46E-4 | 3,74E-4 |

A Tabela 6.23 mostra os resultados para a ACP da COMVDC com 1% de contribuição individual de cada processo, pode-se observar que o processo que possui maior relevância são as emissões da adubação nitrogenada (4,72E-1 kg $SO_2$ equivalentes), seguida da geração de eletricidade através da COMVDC (3,02E-1 kg $SO_2$) e cogeração (1,44E-1 kg $SO_2$). A energia elétrica gerada possui um impacto ambiental positivo de 4,03E-1 kg $SO_2$, e no somatório de todos os processos tem-se a emissão de 8,11E-1 kg $SO_2$.

Tabela 6.23 – Contribuições dos processos para a ACP da COMVDC.

| Processo | Unidade | Implantação | Operação | Cogeração | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Emissões da adubação nitrogenada - combustão | kg $SO_2$ eq | 4,37E-17 | 4,27E-01 | 0,0 | 4,27E-01 |
| Eletricidade | kg $SO_2$ eq | 3,25E-17 | 3,02E-01 | 0,0 | 3,02E-01 |
| Cogeração | kg $SO_2$ eq | 1,68E-17 | 1,07E-18 | 1,44E-01 | 1,44E-01 |
| 6º Efeito combustão - operação | kg $SO_2$ eq | 4,95E-18 | 4,59E-02 | 0,0 | 4,59E-02 |
| 5º Efeito combustão - operação | kg $SO_2$ eq | 4,85E-18 | 4,59E-02 | 0,0 | 4,59E-02 |
| 4º Efeito combustão - operação | kg $SO_2$ eq | 4,85E-18 | 4,59E-02 | 0,0 | 4,59E-02 |
| 3º Efeito combustão - operação | kg $SO_2$ eq | 4,85E-18 | 4,59E-02 | 0,0 | 4,59E-02 |
| 2º Efeito combustão - operação | kg $SO_2$ eq | 4,85E-18 | 4,59E-02 | 0,0 | 4,59E-02 |
| 1º Efeito combustão - operação | kg $SO_2$ eq | 4,85E-18 | 4,59E-02 | 0,0 | 4,59E-02 |
| Transporte marítimo | kg $SO_2$ eq | 1,94E-04 | 1,60E-02 | 0,0 | 1,62E-02 |
| Processos restantes | kg $SO_2$ eq | 4,83E-03 | 3,37E-02 | 0,00E+00 | 3,85E-02 |
| Total de todos os processos | kg $SO_2$ eq | 5,59E-03 | 1,12E+00 | -3,13E-01 | 8,11E-01 |

## 6.5 COMPARAÇÃO ENTRE OS MÉTODOS ANALISADOS

Na Tabela 6.24 é apresentada uma comparação da caracterização do impacto ambiental das quatro opções de disposição da vinhaça analisadas neste trabalho para o CML 2 baseline 2000 versão 2.03. A Figura 6.15 apresenta uma comparação percentual de todas as classes de impacto analisadas para as alternativas consideradas. A Figura 6.16 apresenta a normalização das categorias de impactos consideradas.

A BAVDCC apresentou melhor desempenho somente em relação a ADP com um impacto positivo de 3,36E-2 kg Sb equivalentes. A FSCDCC apresentou melhor desempenho ambiental em 3 categorias, sendo que em 2 houve impacto ambiental positivo, GWP (1,88 kg $CO_2$ equivalente) e POP (5,78E-3 kg kg $C_2H_4$) e ACP com um impacto ambiental negativo de 2,34E-1 kg kg $SO_2$ equivalentes. A COVEDC somente foi melhor na categoria de HTP toxicidade humana 8,20E+01 kg 1,4-DB equivalentes e empatou com a COMVDC na categoria de FEP juntamente com a COMVDC com 2,55E-2 kg kg 1,4-DB equivalentes. A COMVDC apresentou melhor desempenho em 4 categorias de impacto analisadas, ODP, (2,50E-10 kg CFC-11 equivalentes), MEP (5,27E+1 kg 1,4-DB equivalentes), TEP (3,74E-4 kg 1,4-DB equivalentes) e ETP (1,67E-1 kg $PO_4^{-3}$ equivalentes), ainda houve um empate entre a COMVDC e a COVEDC na categoria de impacto de MEP (2,55E-2 kg kg 1,4-DB equivalentes).

Tabela 6.24 – Comparação da caracterização das categorias de impacto ambiental para as opções analisadas.

| Categoria de impacto | Unidade | FSCDC | BIODC | CONCA | COMBU |
|---|---|---|---|---|---|
| ADP | kg Sb eq | -1,80E-02 | -3,36E-02 | -9,24E-03 | -1,50E-02 |
| GWP | kg $CO_2$ eq | -1,88E+00 | 1,23E+01 | 2,13E+00 | 1,85E+01 |
| ODP | kg CFC-11 eq | 1,40E-09 | 9,29E-09 | 3,69E-10 | 2,50E-10 |
| HTP | kg 1,4-DB eq | 8,22E+01 | 8,23E+01 | 8,20E+01 | 8,22E+01 |
| FEP | kg 1,4-DB eq | 2,56E-02 | 2,58E-02 | 2,55E-02 | 2,55E-02 |
| MEP | kg 1,4-DB eq | 8,23E+01 | 8,23E+01 | 7,81E+01 | 5,27E+01 |
| TEP | kg 1,4-DB eq | 5,00E-04 | 6,11E-04 | 4,65E-04 | 3,74E-04 |
| POP | kg $C_2H_4$ | -5,78E-03 | 8,58E-03 | -4,01E-03 | 1,68E-02 |
| ACP | kg $SO_2$ eq | 2,34E-01 | 5,01E-01 | 2,54E-01 | 8,11E-01 |
| ETP | kg $PO_4^{-3}$ eq | 2,03E-01 | 1,95E-01 | 1,99E-01 | 1,67E-01 |

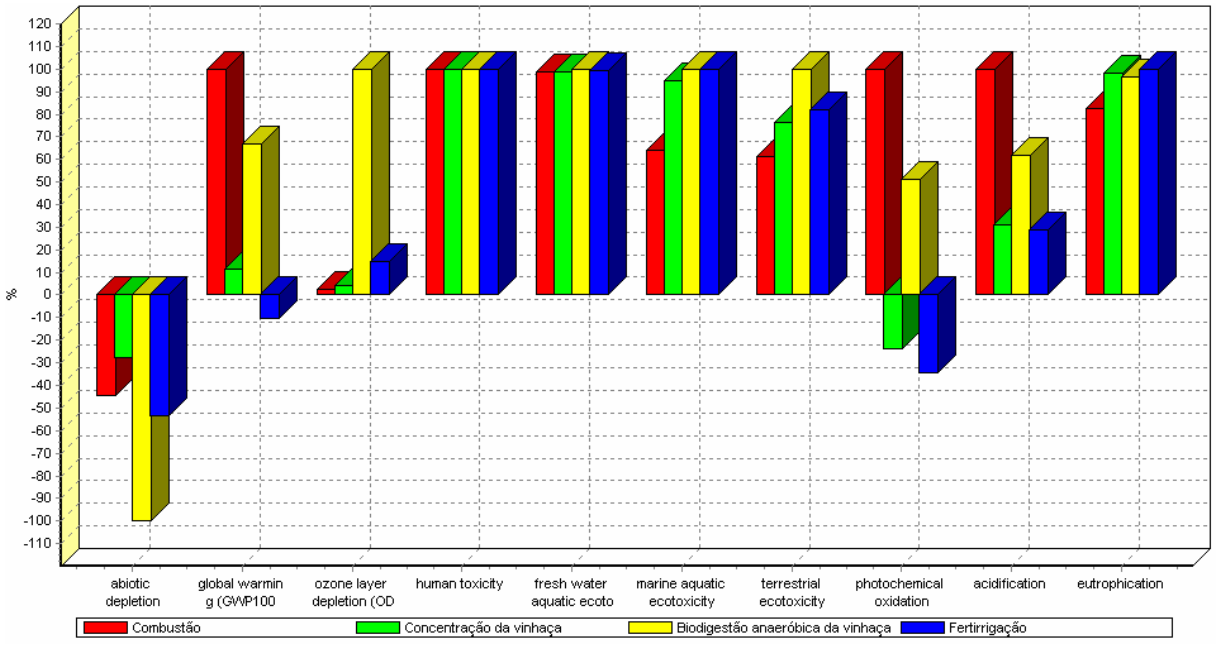



Figura 6.15 – Comparação percentual da caracterização do impacto ambiental das opções analisadas.

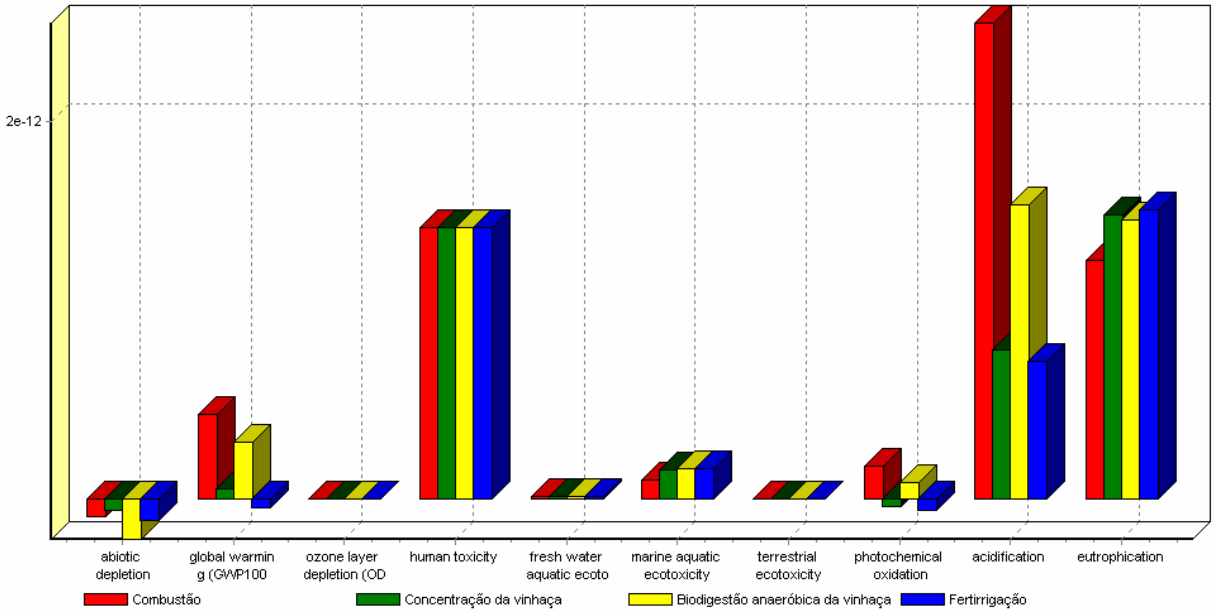



Figura 6.16 – Comparação entre a normalização do impacto ambiental das opções avaliadas.

## Capítulo 7

# CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Trabalhos recentes comprovam que a vinhaça, mesmo aplicada em altas doses em solos arenosos não promove a contaminação do lençol freático. A bibliografia consultada para a realização deste trabalho relatou que a vinhaça eleva o pH do solo em subsuperfície, aumenta a produtividade, aumento o teor de bases e enxofre do solo, promove a agregação do solo, além de outros inúmeros benefícios. Quando se realiza a biodigestão com vinhaça além de continuar com um elevado poder fertilizante, ainda é possível obter um biogás combustível, que possui inúmeras utilidades.

Em face do exposto, é preciso que a legislação vigente, que classifica a vinhaça como resíduo sólido poderia ser revista e discutida, com o objetivo de enquadrá-la como um subproduto da produção de etanol, sendo classificada como um fertilizante orgânico. Este processo aconteceu recentemente com o Ajifer, que é um resíduo da indústria alimentícia, e foi classificado como subproduto com elevado poder fertilizante, porque experimentos comprovaram sua eficiência inquestionável como fonte de nitrogênio, comparável à do sulfato de amônio. Por apresentar boa relação custo/benefício para as usinas de açúcar e álcool, o uso desse resíduo como fonte de nutrientes na cultura da cana-de-açúcar tem sido intensificado. A vinhaça poderia seguir o mesmo caminho, por isso depende do setor acadêmico comprovar os benefícios da vinhaça.

Entretanto, enquanto esse questionamento não é resolvido definitivamente, as usinas devem respeitar a legislação existente atualmente, que classifica a vinhaça como um resíduo sólido proveniente da produção de etanol, e que deve ter a sua aplicação ao solo adequada aos critérios estabelecidos. Desde a década de 70 as usinas praticam a fertirrigação, entretanto

com a expansão do setor sucroalcooleiro no atual cenário de produção de etanol e geração de vinhaça pelas usinas devem-se propor novas alternativas que sejam viáveis, tanto sob o ponto de vista econômico quanto ambiental.

Nesse sentido as três alternativas analisadas neste trabalho tentam aumentar o potencial de recuperação energética da vinhaça antes de sua total disposição. A biodigestão anaeróbia, promovida pelos próprios microorganismos existentes na vinhaça gera o biogás, que era simplesmente encarado como um subproduto, sem utilidade potencial. No entanto, a crise ambiental e o rápido desenvolvimento econômico dos últimos anos, bem como a crescente elevação do preço dos combustíveis convencionais, vêm aumentando as pesquisas e investimentos na produção de energia a partir de novas fontes alternativas e economicamente atrativas.

Em relação a concentração, esta promove a redução do teor de água contido na vinhaça, fazendo com as distâncias de transporte através de caminhão sejam incrementadas, e também contribuindo para redução do potencial poluidor da mesma. A concentração da vinhaça somente será empregada pelas usinas quando a legislação realmente exigir ou então quando esta alternativa for a solução mais econômica. A combustão seria uma alternativa futura para eliminação completa do potencial poluidor da vinhaça e com recuperação energética.

Este estudo mostrou que é possível estabelecer uma base de comparação fundamentada em categorias de impacto ambiental para analisar o problema, todavia é preciso estabelecer quais categorias de impacto são prioritárias, pois os resultados mostraram que as opções analisadas apresentam alternância no desempenho. Categorias de impacto específicas para este tipo de análise devem ser desenvolvidas, as quais reflitam a realidade nacional, pois os modelos de caracterização empregados pelos modelos de caracterização do impacto utilizado neste trabalho foram baseados na realidade européia.

No modelo hipotético considerado a combustão de vinhaça apresentou melhor desempenho ambiental com o indicador intermediário CML 2 baseine 2000, a combustão apresentou melhor desempenho em 4 categorias de impacto analisadas, ODP (2,50E-10 kg CFC-11 equivalentes), MEP (5,27E+1 kg 1,4-DB equivalentes), TEP (3,74E-4 kg 1,4-DB equivalentes) e ETP (1,67e-1 kg $PO_4^{-3}$ equivalentes), ainda houve um empate entre com a concentração na categoria de impacto de MEP (2,55E-2 kg  kg 1,4-DB equivalentes).

Através dos resultados da aplicação da metodologia da ACV para o tratamento da vinhaça foi possível concluir que a ACV não permite uma análise completa para avaliação dos impactos ambientais causados pela vinhaça nas quatro opções analisadas. Este problema ocorre porque existem incertezas associadas a lixiviação e volatilização da vinhaça aplicada

ao solo. Além disso, os íons presentes na vinhaça, principalmente potássio, fósforo (fosfato) e os compostos de nitrogênio (nitrito e nitrato), devido a um longo período de aplicação no solo agrícola, podem ser lixiviação para o lençol freático e causar salinização da água subterrânea, todavia isto nunca foi comprovado.

O grande obstáculo em relação a quantificação destes impactos é a inexistência de informações confiáveis sobre o que realmente acontece com a vinhaça quando é aplicada ao solo. Os íons podem ser inertizados no solo, biotransformados por microorganismos, extraídos pelas raízes para nutrição da cana-de-açúcar, volatilizados, lixiviados, etc. Mesmo se tais informações fossem conhecidas seria necessário que houvesse indicadores de categorias especializados para avaliar corretamente estes tipos de impactos, os quais são locais e específicos.

A avaliação das informações resultantes do estudo de ACV é dificultada pela elevada quantidade de categorias de impactos dos modelos de avaliação e as dúvidas existentes em relação a quais delas deve se dar preferência. Portanto, no início do estudo, na etapa de definição do objetivo e escopo, deve-se definir claramente qual é o modelo de avaliação do impacto, qual(is) categorias serão consideradas para comparação e finalmente quais substâncias são levadas em conta para o cálculo dos impactos.

Claramente deve-se dar preferência a adubos orgânicos, os quais promovem a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas, e promovem menores impactos ambientais, se comparados aos fertilizantes minerais. Por outro lado, atualmente todos os esforços estão concentrados na busca de insumos energéticos renováveis, cuja emissão de GEE sejam menores que as tecnologias convencionais, o que contribui para minimização das mudanças climáticas globais. Portanto, a comparação desses dois benefícios ambientais está situada em uma grande lacuna, fornecida pela alocação dos subprodutos e impactos secundários na fertilização, o que não consegue ser determinado pela metodologia da ACV. A ACV não permite a distinção entre a vantagem da cogeração com venda de eletricidade excedente, pois os resíduos são quantificados em base de seu poder calorífico.

Diferentes alternativas podem ser caracterizadas por diferentes produtividades e a ACV é incapaz de refletir essa variação, a não ser que a unidade funcional seja adequada para este objetivo/escopo. Dessa forma, a unidade funcional deve ser cuidadosamente selecionada para abranger esse tipo de variação. Todavia, neste estudo se a unidade funcional fosse ajustada para avaliar a variação de produtividade, a comparação entre os impactos ambientais seria impossível, porque as quatro opções escolhidas para análise alteram a composição e a disposição final da vinhaça. Por isso, com a escolha da unidade de 1 $m^3$ de vinhaça tratada consegue-se obter uma base clara e mensurável de comparação entre as alternativas avaliadas.

# REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

**ABNT**. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Interpretação do ciclo de vida – NBR ISO 14043. ABNT: Rio de Janeiro, 2005.

**ABNT**. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Resíduos sólidos: classificação; NBR 10.004. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 52 p., 2004a.

**ABNT**. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Definição de Objetivo e Escopo e Análise do Inventário – NBR ISO 14041. ABNT: Rio de Janeiro, 2004b.

**ABNT**. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Avaliação do impacto do ciclo de vida – NBR ISO 14042. ABNT: Rio de Janeiro, 2004c.

**ABNT**. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura – NBR ISO 14040. ABNT: Rio de Janeiro, 2001.

**ACESITA**. O inox Acesita valoriza o seu açúcar. O aço inox Aceista na produção de açúcar. Vantagens dos tubos de aço inox Acesita 444 e 439. 16 p. Disponível em: http://www.acesita.com.br. Acessado em: 27/07/08.

**ALBERS, M.** Concentração de Vinhaça: Tecnologias, Equipamentos e sua Integração Energética numa Destilaria. In: WORKSHOP SOBRE VINHAÇA, 1, 2007, Jaboticabal. Anais do I Workshop sobre Vinhaça: Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Faculdade de Ciências Agronômicas e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

**ALCOA**. Catálogo de perfis Alcoa. Disponível em: http://www.alcoa.com.br. Acessado em: 16/01/2008.

**ALLEN, D. T.; SHONNARD, D. R**. Green Engineering – Environmentally Conscious Design of Chemical Processes. Uper Saddle River, NL: Prentice Hall. 2002.

**ALMEIDA, F. P**. Interferência dos fungos do solo pela vinhaça. Instituto Zimotécnico, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, (5): 1–9, 1962.

**ALVES, M**. E. Atributos mineralógicos e eletroquímicos, adsorção e dessorção de sulfato em solos paulistas. 2002. 169 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

**ANFAVEA.** ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS FABRICANTES DE VEÍCULOS AUTOMOTORES. Anuário Estatístico da Indústria Automobilística Brasileira. Disponível em: http://www.anfavea.com.br/anuario2007/Cap00_2007.pdf. Acesso em: 28/02/2007.

**ANP.** Agência Nacional do Petróleo. Disponível em: http://www.anp.gov.br. Acessado em: 01/04/2009.

**APTA.** Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. In: IX Workshop sobre Vinhaça, 2007, Jaboticabal. Memórias do IX Workshop sobre vinhaça. Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agronômicas e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, outubro de 2007.

**ASSIES, J.** State of Art. Life-Cycle Assessment. Leiden: SETAC Europe, p. 1–20, 1992.

**AVRAM, P.; MORGENROTH, B.; SEEMAN, F.** Vision paper for improving the utilization of bagasse and vinasse in the sugar & ethanol industry. In: Workshop of Co-

Products International Society of Sugar Cane Technologists, Maceió, Alagoas, 2006. Proceedings do ISSCT Co-Products Workshop. Proceedings in CD, Maceio, 12-16 of November, 2006.

**AZAPAGIC, A.** Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation. *Chemical Engineering Journal*, v. 73, n. 1, p. 1–21, abr. 1999.

**AZAPAGIC, A.; CLIFT, R.** Life cycle assessment and multiobjective optimization. *Journal of Cleaner Production*, v. 7, p. 135–143, 1999.

**BAUER, P. E.** Metodologia e Procedimentos para a Consideração Ambiental no Projeto de Processos Químicos. 2003. 309 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, 2003.

**BEN.** Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético. *Balanço Energético Nacional 2008: Ano Base 2007*. Empresa de Pesquisas Energéticas. Rio de Janeiro: EPE, 2008. 246 p.

**BEN.** Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético. *Balanço Energético Nacional 2007: Ano Base 2006*. Empresa de Pesquisas Energéticas. Rio de Janeiro: EPE, 2007. 194 p.

**BIASE, L. P.** Aspectos gerais da concentração de vinhaça. In: WORKSHOP DE GESTÃO DE ENERGIA E RESÍDUOS NA AGROINDÚSTRIA SUCROALCOOLEIRA, 2, 2007, Pirassununga. Anais do II Workshop de Gestão de Energia e Resíduos na Agroindústria Sucroalcooleira (GERA), Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos (FZEA), Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2007.

**BODEN, T. A.; KANCIRUK, P. FARREL, M. P.** Trens´90: a compendium of data on global change. Oak Ridge, Tenn: Oak Ridge National Laboratory, 1990. Report ORNL/CDIAC-36.

**BORGES**, **F. J.** Inventário do Ciclo de Vida do PVC produzido no Brasil. 2004. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

**BRICEÑO, C. O.** Disposición de las vinazas que se producirán en las destilerias del sector azucarero Colombiano. In: Jornadas Iberoamericanas de asimilación de tecnologías para la producción de bioetanol y el uso de residuales, 2005, Cartagena das Indias. Proceedings do CFCE de Cartagena de Indias, 3 a 7 de Octubre de 2005. Proceedings in CD.

**CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S.; GERARDI, R. N.** Características químicas e físicas de solo que recebeu vinhaça por longo tempo. Boletim Técnico IAC. Instituto Agronômico de Campinas, São Paulo, 30 p. 1983.

**CAMARGO, C. A.** *Conservação de Energia na Indústria do Açúcar e do Álcool*. 1. ed. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), 1990. 796 p.

**CAMHI, J. D.** Tratamento do vinhoto, subproduto da destilação de álcool, *Brasil Açucareiro*, v. 94, n. 1, p. 18–23, 1979.

**CARBINOX.** Pesos e medidas de aços tubulares, tubos de aço inoxidável retangulares, tubos de aço inoxidável circulares – tabela de peso teórico (kg/m). 5 p. 2008. Disponível em: http://www.carbinox.com.br. Acessado dia: 15/04/2008.

**CASARINI, D. C. P.** *Efeito da fertirrigação com vinhaça nas propriedades químicas e microbiológicas do solo em um sistema de disposição de efluente industrial*. 1989. 180 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1989.

**CASTAÑON, N. J. B.** Biogás, originado a partir dos rejeitos rurais. Trabalho apresentado na disciplina: Biomassa como Fonte de Energia - Conversão e utilização, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

**CEDDIA, M. B.; ANJOS, L. H. C.; LIMA, E.; NETO, A. R.; SILVA, L. A.** Sistemas de colheita da cana-de-açúcar e alterações nas propriedades físicas de um solo podzólico amarelo no Estado do Espírito Santo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.34, n.8, p.1.467-1.473, ago. 1999.

**CETESB.** COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Norma Técnica CETESB – P4.231. Vinhaça – Critérios e Procedimentos para Aplicação no Solo Agrícola, jan./2005. 17 p.

**CGEE.** CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. *Ciência, Tecnologia e Inovação. Avaliação da Expansão da Produção de Etanol no Brasil*. Brasília: CGEE, 2004, 73 p.

**CHEHEBE, J. R. B.** Análise do Ciclo de Vida de Produtos – Ferramenta da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998.

**CHEREMISINOFF, N. P.** *Handbook of Chemical Processing Equipment*. Butterworth-Heinemann, 558 p. 2000.

**CLIFT, R.** Sustainable development and its implications for chemical engineering. *Chemical Engineering Science*, v. 61, n. 13, p. 4.179–4.187, jul. 2006.
COLTRO, L.; GARCIA, E. E. C.; QUEIROZ, G. C. Life Cycle Inventory for Electric Energy System in Brazil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 5, pp. 290–296, 2003.

**CONSOLI, F.; ALLELLEN, D.; BOUSTED, I.; FAVA, J.; FRANKLIN, W., *et al.*** Guidelines for life cycle assessment: a code of practice. Pensacola, Society of Environmental Toxicology and Chemistry: SETAC Foundation for Environmental Education, 1993. 73p.

**CORTEZ, L. A. B.; FREIRE, W. J. ; ROSILLO-CALLE, F.** Biodigestion of vinasse in Brazil. *International Sugar Journal*, v. 100, n. 1196, p. 403–413, 1998.

**CORTEZ, L. A. B.; BROSSARD PEREZ, L. E.** Experiences on Vinasse Disposal: III. Combustion of vinasse - #6 fuel oil emulsions. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v.14, n.1, p.9-18, 1997.

**COSTA, R. E.** Inventário do Ciclo de Vida do Biodiesel Obtido a Partir do Óleo de Palma para as Condições do Brasil e da Colômbia. 2007. 267 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia), Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

**COULSON, J. M.; RICHARDSON, J. F.** *Chemical Engineering*, vol. 2 e 6. Oxford: Pergamon Press 1994.

**CRAVEIRO, A. M; GONÇALVES, A. C. R.; ROCHA, B. M.; TOLEDO, A. C.; SCHMIDELL, W.** Digestão anaeróbia de vinhaça – estágio de desenvolvimento do processo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA SOCIEDADE DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS E ALCOOLEIROS DO BRASIL (STAB), 3., São Paulo. Anais do III Congresso Brasileiro da STAB, São Paulo: STAB, 1984. CONVENÇÃO DA ASSOCIAÇÃO CIVIL DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS DA AMÉRICA LATINA E CARIBE (ACTALAC), 5., São Paulo. Anais da V Convenção da ACTLAC, São Paulo, 19–24 agosto, 1984.

**CRAVEIRO, A. M.** Produção de metano a partir de vinhaça. In: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO SOBRE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS ORGÂNICOS, 1, 1982, São Paulo: Sociedade Brasileira de Microbiologia. Anais do I Simpósio Latino Americano sobre Produção de Biogás a partir de Resíduos Orgânicos, São Paulo: IPT, 39 p., 1982.

**CURRAN, M. A (ed).** The History of LCA. Environmental Life Cycle Assessment. New York: McGraw-Hill, 1996. 548 p.

**DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A.** Introduction to environmental engineering. 3 ed. Boston-Mass: WCB McGraw-Hill, 1998.

**DECLOUX, M.; BORIES, A.** Stillage treatment in the French alcohol fermentation industry. *International Sugar Journal*, v. 104, n. 1.247, p. 509-517, 2002.

**DEDINI.** Proposta comercial de biodigestão anaeróbica de vinhaça, 2004.

**DIAS, N.** Tratamento da vinhaça: Biodigestão anaeróbia. In: WORKSHOP SOBRE VINHAÇA, 1, 2007, Jaboticabal. Anais do I Workshop sobre Vinhaça: Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Faculdade de Ciências Agronômicas e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

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

**ELIA NETO, A.; NAKAHODO, T.** Resíduos sólidos da agroindústria sucroalcooleira - revisão - Projeto n° 9100873 RT 561-92/93 CTC - Centro de Tecnologia Copersucar, Copersucar, Piracicaba, SP, p. 60, 1995.

**ELIA NETO, A, NAKAHODO, T.; ROSSEL, C. E. V.** Biodigestão da vinhaça com reator anaeróbio de mana de lodo. RT-88/89-352 CTC - Centro de Tecnologia Copersucar, Copersucar, Piracicaba, São Paulo, p. 60, 1988.

**EMBRAPA.** Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo, Convênio Embrapa – Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Coordenadoria da Pesquisa Agropecuária e Instituto Agronômico. Folha SF.23-V-C-I, Quadrícula de Ribeirão Preto, escala 1:100.000, 1983.

**ENGEMIX.** Catálogo técnico sobre propriedades do concreto armado. Disponível em: http://www.engemix.com.br. Acessado em: 13/07/07.

**ENSINAS, A. V.; NEBRA, S. A.; LOZANO, M. A.; SERRA, L. M.** Analysis of process steam demand reduction and electricity generation in sugar and ethanol production from sugarcane. *Energy Conversion & Management*. v. 48, pp. 2978-2987, 2007.

**EPA**. Environmental Protection Agency. Compilation of air pollutant emission factors. 391 p. United States of the America, 1995.

**EPA**. Environmental Protection Agency. Compilatiom of Air Pollutant Emission Factors (AP-42) – Vol. 2: Fixed point and area sources, 4º ed., EPA, Michigan, 1985.

**ESCOBAR, J. C. P.; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J.; YÁÑEZ, E. E. A.; CASTILLO, E. F.; ALMAZAN, O.** Biofuels: Environment technology and food security. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 13, n. 6–7, p. 1.275–1.287, ago./set. 2009.

**ETH-ESU.** Simapro. Data base Manual. The ETH-ESU 96 libraries. ESU-services, Dr. Rolf Frischknecht e Dr. Niels Jungbluth. Report version 2.1, june 2004.

**FAVA, J. A.; DENISON, R.; JONES, B.; CURRAN, M. A.; VIGON, B.; SELKES, S.; BARNUM. J. (eds.).** A technical framework for life-cycle assessment. Washington: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1991. 156 p.

**FERREIRA, J. V. R.** Análise do ciclo de vida dos produtos. Gestão Ambiental. Lisboa: Instituto Politécnico de Viseu, 2004. 80 p.

**FERREIRA, W. A.** Efeito da vinhaça em solos de diferentes texturas. Piracicaba, 1980. 67 p. Dissertação ESALQ, Universidade de São Paulo, 1980.

**FINNVEDEN, G.** On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 5, n. 4, p. 229–238, 2000.

**FREIRE, W. J.; CORTEZ, L. A. B.** *Vinhaça de cana-de-açúcar*. Campinas: Livraria e Editora Agropecuária, Série Engenharia Agrícola, 2000. 203 p.

**GALDIANO, G. P.** *Inventário do Ciclo de Vida do Papel Offset Produzido no Brasil*. 2006. 232 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006.

**GERDAU.** Catálogo técnico aço na construção civil. Gerdau ferragens prontas para o uso. 8 p, 2008. Disponível em: http//www.gerdau.com.br. Acessado em: 20/02/08.

**GLOEDEN, E.** *Monitoramento da Qualidade da Água das Zonas Não-Saturada e Saturada em Área de Fertirrigação com Vinhaça*. 1994. 120 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia), Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. 1994.

**GLÓRIA, N. A.; ORLANDO FILHO, J.** Aplicação da vinhaça como fertilizante. *Boletim Técnico Planalsucar*, Piracicaba, v. 5, n. 1, p. 1–38, jan. 1983.

**GLÓRIA, N. A.** Emprego da vinhaça na fertilização. Piracicaba: Codistil, 1976, 32 p. 1976.

**GOLDEMBERG, J.; VILLANUEVA, L. D.** *Energia, Meio Ambiente & Desenvolvimento*. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo (EDUSP), 2003. 226 p.

**GRAEDEL, J. E.; ALLENBY, B. R.** Industrial Ecology. New Jersey: Prentice Hall, 1995.

**GRANATO, E. F.** Geração de Energia Através da Biodigestão Anaeróbia de Vinhaça. 2003. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual Paulista, Bauru. 2003.

**GUAZZELLI, M. A. N.; PAES, L. A. D.** Utilização da vinhaça: alternativa e viabilidade técnico-econômica. Relatório Interno Copersucar (RT834), Copersucar, Piracicaba, 19 p. 1998.

**GUINÉE, J.** Development of a Methodology for the Environmental Life-Cycle Assessment of Products (with a case study on margarines). Ph.D. thesis. Leiden University, Leiden, 1995.

**GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNS, R.; HUPES, G.; KLEIJN, R.; DE KONING, L.; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S. UDO DE HAES, H. A.; DE BRUIJN, H.; VAN DUIN, R.; HUIJBRETS, M. A. J.** Handbook on Life Cycle Assessment. Operacional Guide to the ISO Standards. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.

**HASSUDA, S**. *Impactos da infiltração da vinhaça de cana no aqüífero de Bauru*. 1989, 92 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.

**HEIJUNGS, R. GUINÉE, J. E HUPPES, G.** Impact Categories for Natural Resources and Land Use. Leiden, Netherlands: CML-Centre of Environmental Science, Leiden University, 1997.

**HEIJUNGS, R.** Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production vol. 4*, n. 3–4, pp. 159-166. 1996.

**HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R. M., DE HAES, H.; SLEESWIJK, A.** Environmental Life Cycle Assessment of Products – Backgrounds and Guide LCA. Leiden: CMLCentre of Environmental Science, 1992.

**HERTWICH, E. G.** Toxic Equivalence Addressing Human Health Effects in Life Cycle Impact assessment. Berkeley, 1999. Thesys (Doctor of Philosophy in Energy and Resources) – Draduate Division, University of California.

**HOUGHTON, J. T., JENKINS, G. J.; EPHARAMUS, J. J.** Climate Change: The IPCC scientific assessment. Cambridge, UK, University Press, 1990.

**HUBNER, N.** Regulação Brasil – Portugal. Grupo de Estudo do Setor de Energia Elétrica. ERSE. Disponível em: http://www.erse.pt/NR/rdonlyres/750E3510-3469-4E44-81F3-D6C15093FAB3/0/Apresenta%C3%A7%C3%A3o_NelsonHubner.pdf. Acessado em: 22/02/2009.

**HUIJBREGTS, M. A. J.** Priority Assessment of Toxic Susbstances in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA. IVAM Environmental Science, Universit of Amsterdam, 1999.

**HUNT, R.; FRANKLIN, E.** Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v.1, n. 1, p. 4–7, 1996.

**IPCC.** Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: $N_2O$ Emissions from Managed Soils, and $CO_2$ Emissions from Lime and Urea Application. 2006.

**ISO.** INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life Cycle Impact Assessment – Examples of application of ISO 14.042 – ISO/TR 14047. ISO: Genebra, 2003.

**ISO.** INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life Cycle Assessment – Data documentation format – ISO/TS 14.048. ISO: Genebra, 2002.

**ISO.** INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life Cycle Assessment – Life cycle impact assessment – ISO 14.042. ISO: Genebra, 2000a.

**ISO.** INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life Cycle Assessment – Life cycle interpretation – ISO 14.043. ISO: Genebra, 2000b.

**ISO.** INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life Cycle Assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis – ISO/TR 14.049. ISO: Genebra, 2000c.

**ISO.** INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life Cycle Assessment – Goal and scope definition and inventory analysis – ISO 14.041. ISO: Genebra, 1998.

**ISO.** INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life Cycle assessment – Principles and framework – ISO 14.040. ISO: Genebra, 1997.

**IUCN.** INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES. *World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development*. United Nations Environment Program and the World Wildlife Fund. Gland, Switzerland, 1980. 76p.

**JENSEN, A. A.; ELKINGTON, J.; CHRISTIANSEN, K.; HOFFMAN, L. M.; SCHMIDT, A.; VAN DIJK, F.** Life cycle assessment (LCA): a guide to approaches, experiences and information sources, 1997. Report to the European Environmental Agency, TEKNIK Energy and Environment, Søborg.

**JORDÃO, E.; PESSOA, C. A.** *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4 ed. Rio de Janeiro: ABES, 932 p. 1995.

**JONHSON I.; WHITEHOUSE, P.** Ecotoxicologia – princípios gerais, Environmental Protection Agency, 2005.

**JR. TECNOLOGIA. Jr.** Tecnologia em Superfícies. Catálogo técnico sobre a aplicação de impermeabilizantes em superfícies submetidas a agentes químicos abrasivos e corrosivos. 25 p. 2008. Disponível em: http://www.jrcor.com.br. Acessado em: 30/03/08.

**KAKAÇ, S.; LIU, H.** *Heat Exchangers: Selection, Rating, and Thermal Design*. CRC Press, 2002.

**KREBSFER.** Carretel Enrolador Krebs – 90, 110 e 125 mm. Disponível em: http://www.krebsfer.com.br. Acessado em: 13/08/2007.

**KIPERSTOK, A.; COELHO, A.; TORRES, E. A.; MEIRA, C. C.; BRADLEY, S. P.; ROSEN, M.** Prevenção da Poluição: Tecnologias e Gestão Ambiental. CNI/SENAI, Brasília, 2002.

**KSB.** Manual de curvas características. Nº A2370/70V.1 P / E / S. KSB Megaflow e KSB Megaflow V. 91 p. Disponível em: http://www.ksb.com.br. Acessado em: 13/03/2008.

**KULAY, L.A.** Uso da Análise de Ciclo de Vida para a Comparação do Desempenho Ambiental das Rotas Úmida e Térmica de Produção de Fertilizantes Fosfatados. 2004. 313 f. Tese (Doutorado em Engenharia), Universidade de São Paulo, Escola politécnica, São Paulo, 2004.

**LAMO, P.** Sistema produtor de gás metano através de efluentes industriais, Methax/BIOPAQ, CODISTIL, Piracicaba, 1991.

**LEITE, G. F.** Avaliação econômica da adubação com vinhaça e da adubação mineral de soqueiras de cana-de-açúcar na Usina Monte Alegre Ltda. – Monte Belo/MG. *Revista da Universidade de Alfenas*, n. 5, pp. 181–189, 1999.

**LEMA, J. M.; MENDEZ, R., SOTO, M.** Tratamento anaeróbio para o tratamento de efluentes líquidos. In: Curso de digestão anaeróbia aplicada a resíduos sólidos e líquidos. Recife, 1997.

**LEME, E. J. A.; ROSENFELD, U.; BAPTISTELA, J. R.** Uso da vinhaça por aspersão com caminhão hidrálico. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE TECNOLOGIA DOS ÁLCOOIS COMO COMBUSTÍVEL, 4, Guarujá. Anais do IV Simpósio Internacional sobre Tecnologia dos Álcoois como Combustíveis. São Paulo: IPT. VZ, p. 815–821, 1980.

**LETTINGA, G.; RINZEMA, A.** Anaerobic treatment of sulfate containing wastewater. *Bioenvironmental System*, 1985.

**LONGO, R. M.** *Efeito da vinhaça in natura e biodigerida em propriedades de um solo cultivado com cana-de-açúcar*. 1994. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.

**LORA, E. E. S.** *Prevenção e Controle da Poluição nos Setores Energético, Industrial e de Transporte*. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2002. 481 p.

**LUDOVICE, M. T. F.** *Estudo do efeito poluente da vinhaça infiltrada em canal condutor de terra sobre o lençol freático*. 1997. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1997.

**LUZ, P. H. C.** Novas Tecnologias no Uso da Vinhaça e Alguns Aspectos Legais. In: SIMPÓSIO DE TECNOLOGIA DE PRODUÇÃO DE AÇÚCAR, 2., 2005, Pirassununga. Anais do II Simpósio de Tecnologia de Produção de Açúcar. Pirassununga: FZEA (USP), 2005, p. 1–53.

**MACEDO, I. M.** Situação atual e perspectivas do etanol. *Estudo Avançados*. v. 21, n. 59, p. 157–165, jan./abr. 2007.

**MACEDO, I. C., LEAL, M. R. L. V.; DA SILVA, J. E. A. R.** Balanço das emissões de gases do efeito estufa na produção e no uso do etanol no Brasil. Secretaria do Meio Ambiente, Governo de São Paulo. Abril de 2004. 19 pg. + anexos.

**MACKAY, D.** Multimedia Environmental Models, The Fugacity Approach. 2. ed. Boca Raton: Lewis Publishers. 2001.

**MAGRO, J. A.** Comportamento agroindustrial da cana-de-açúcar em solo irrigado e não-irrigado com vinhaça. In: SEMINÁRIO COPERSUCAR DA AGROINDÚSTRIA AÇUCAREIRA, 4., 1978, Águas de Lindóia, São Paulo. Anais do IV Seminário Copersucar da Agroindústria Açucareira, São Paulo: COPERSUCAR, 1978. p. 107–122.

**MARZULLO, R. C. M. M.** Análise de Ecoeficiência dos Óleos Vegetais Oriundos da Soja e Palma Visando a Produção de Biodiesel. 2007. 303 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

**MASSEY-FERGUSON.** Especificações técnicas do trator MF 650 HD. 2 p. Dsponível em http://www.massey.com.br. Acessado em: 07/09/2007.

MOURA, A. G.; ALBERS, M. Otimização Energética: Integrando a Concentração de Vinhaça à Destilação. In: FEIRA REGIONAL SUCROALCOOLEIRA, 3, Maceió, Alagoas, 2006. Anais da III Feira Sucroalcooleira de Maceió: Maceió, 2006.

**MWM.** International Motores. Ficha de motores leves, médios e pesados. Disponível em: http://www.mwm.com.br. Acessado em: 28/06/2007

**NEM.** Spent Wash Treatment with Energy Recovery by NEM. Artigo técnico fornecido pela NEM, 2007, p.1-7.

**NEMECEK, T. *et al.*** Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems – ecoinvent report nº15. Dübendorf, April, 2004.

**NILSSON, M.** Energy Recovery from Distillery Wastes from Alfalaval A.B. *International Sugar Journal*, v. 83, n. 993, p.259–261, 1981.

**NOGUEIRA, L. A. H.** *Bioetanol de Cana-de-açúcar: Energia para o Desenvolvimento Sustentável*. Rio de Janeiro: BNDES e CGEE, 2008. 316 p.

**OMEL.** Bombas dosadoras modelo DMD, modelo, capacidade, vazão, cobertura hidráulica, materiais de construção, peso teórico. 2p. Disponível em: http//www.omel.com.br. Acessado em: 16/03/2008.

**OMETTO, A. R.** Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos, EDIP, exergia e emergia. 2005. 209 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

**OWENS, J. W.** Life-cycle assessment: constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology*, v. 1, n. 1, p. 37–49, 1997.

**NIAGARA.** Catálogo técnico sobre dimensões e pesos teóricos de válvulas fabricadas em aço e aço inoxidável do tipo gaveta, borboleta, diafragma e esfera. Disponível em: http://www.niagara.com.br. Acessado em: 20/05/2008.

**PAUL, J. P., KWONG, K. F. K.,; DEVILLE, J.** Potassium leaching in soils under rainfed sugar cane in Mauritius. Food and Agricultural research Council. AMAS 1998, Réduit, Mauritius, 71–74. 1998.

**PEERBOOM, E.; KLEIJN, R.; LEMKOWITZ, S.; LUNDIE, S.** Influence of inventory data sets on life-cycle assessment results: A case study on PVC. *Journal of Industrial Ecology*, v. 2, n. 3, p. 109–130, 1999.

**PENATTI, C. P.; ARAÚJO, J. V.; DONZELLI, J. L.; SOUZA, S. A. V.; FORTI, J. A.; RIBEIRO, R.** Vinasse: a liquid fertilizer. In: CONGRESS INTERNATIONAL SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 25., 2005, Guatemala. Proceedings do XXV International Congress of Society of Sugar Cane Technologists (ISSCT), Guatemala, pp. 403–411, 2005.

**PENATTI, C. P.** Doses de vinhaça versus doses de nitrogênio em cana-soca durante quatro safras. Relatório Interno Copersucar, Usina Santa São Luiz, solo argiloso (LR-2), 1999.

**PENATTI, C. P.; FORTI, J. A.** Doses de vinhaça versus doses de nitrogênio em cana-soca. In: SEMINÁRIO DE TECNOLOGIA AGRONÔMICA, 7., Piracicaba, 1997. Anais do VII Seminário de Tecnologia Agronômica, Piracicaba: Copersucar, p. 328–329, 1997.

**PENNINGTON, D.W.; POTTING, J.; FINNVEDEN, G.; LINDEIJER, E.; JOLLIET, O.; RYDBERG, T.; REBITZER, G.** Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*. v. 30, p. 721–739, 2004.

**PINTO, C. P.** *Tecnologia da Digestão Anaeróbia da Vinhaça e Desenvolvimento Sustentável*. 1999. 147 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento de Sistemas Energéticos) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1999.

**PLONA.** Canhão KL 2500 peças. 3 p. Disponível em: http://www.plona.com.br. Acessado em 14/08/2007.

**PORTO, R. M.** Hidráulica básica, 4º ed. São Carlos, Rettec Gráfica e Editora, 2003. 529 p.

**RAIJ, B. Van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.).** Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2º. ed. Campinas: Instituto Agronômico e Fundação IAC, 1996. p. 237-239. (Boletim Técnico, 100).

**REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, D.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P., PENNINGTON, D. W.** Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, v. 30, p. 701–720, 2004.

**RIBEIRO, F. M.** *Inventário de Ciclo de Vida da Geração Hidrelétrica no Brasil – Usina de Itaipu: Primeira Aproximação*. 2003. 456 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2003.

**RODRIGUES, R.** Agroenergia: Um novo paradigma mundial. In: CONFERÊNCIA DE MUDANÇAS GLOBAIS, 3., 2007, São Paulo. *Anais...* São Paulo: IEA/USP, 2007. Disponível em: http://www.iea.usp.br/iea/online/midiateca/crmg3_robetorodrigues.pdf. Acessado em: 28/02/2007.

**ROCHA, M. H; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J.** Life cycle analysis of different alternatives for the treatment and disposal of ethanol vinasse. *Sugar Industry/Zuckerindustrie*, v. 133, n. 2, p. 88–93, 2008.

**RODELLA, A. A.; ZAMBELLO JÚNIOR, E.; ORLANDO FILHO, J.** Effects of vinasse added to soil on pH and exchangeable aluminium content. In: CONGRESS OF INTERNATIONAL SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 28., Havana. Anais do XXVIII Congress of International Society of Sugar Cane Technologists, v. 1, p. 189–214, 1983.

**RODELLA, A. A.; FERRARI, S. E.** A composição da vinhaça e efeitos de sua aplicação como fertilizante na cana-de-açúcar. *Brasil Açucareiro*, v. 90, n. 1, p. 6–13, Rio de Janeiro, 1977.

**ROLIM, M. M.** *Avaliação físico-mecânica do material solo-vinhaça concentrada e sua utilização para fins de fabricação de tijolos*. 1996. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Economia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

**SALOMON, K. R.** *Avaliação Técnico-Econômica e Ambiental da Utilização do Biogás Proveniente da Vinhaça em Tecnologias para Geração de Eletricidade*. 2007. 182 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

**SANTANA, S. S.** Economicidade da aplicação de vinhaça em comparação com a adubação mineral. *Álcool e Açúcar*, São Paulo, v. 5, n. 23, p. 26–38, 1984.

**SETAC.** Society of Environmental Toxicology and Chemistry. A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. Em Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S. e Barnum, J. (Eds.). Workshop report from the Smugglers Notch. Vermont, USA, 1991.

**SCHOPF, N.; ERBINO, P.** Combustion Technology for LCV Fuels like Vinasse in the Sugar Industry SAACKE Swirl Burner SSBS-LCG. In: Workshop of Co-Products International Society of Sugar Cane Technologists, Maceió, Alagoas, 2006. Proceedings do ISSCT Co Products Workshop. Proceedings in CD, Maceio, 12-16 of November, 2006.

**SETORIAL IRRIGAÇÃO.** Estudo de Aproveitamento dos Efluentes Gerados da Produção de Etanol. Relatório Técnico de Implantação de Projeto. Araras, 15 p. 1993.

**SEYE, O.** Análise do Ciclo de Vida Aplicada ao Processo Produtivo de Cerâmica Estrutural Tendo Como Insumo Energético Capim Elefante (*Pennisetum Purpureum Schaum*). 2003. 167 f. Tese (Doutorado em Planejamento de Sistemas Energéticos), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica, 2003.

**SILVA, G. A.; RIBEIRO, P. H.; KULAY, L. A.** Avaliação do desempenho ambiental dos fertilizantes químicos no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 26, setembro, 2006, Santos, São Paulo. Proceedings do XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Santos, SP, 2006.

**SILVA, J. G.** Análise do Ciclo de Vida de Tijolos Prensados de Escória de Alto-forno. 2005. 257 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

**SILVA, P. G. S.** *Inovação Ambiental na Gestão de Embalagens de Bebidas em Portugal*. 2002. 159 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Gestão de Tecnologia) – Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 2002.
SOLOMON, S.; ALBRITTON, D. Time-dependent ozone depletion potentials for short and long-term forecasts. *Nature*, v. 357, pp. 33–37, 1992.

**SOUSA, S. A. V.** Distribuição e aplicação da vinhaça na lavoura de cana-de-açúcar. In: WORKSHOP SOBRE VINHAÇA, 2007, Jaboticabal. Anais do I Workshop sobre Vinhaça: Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Faculdade de Ciências Agronômicas e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

**SOUZA, M. E.; FUZARO, G.; POLEGATO, A. R.** Thermophilic anaerobic digestion of vinasse in pilot UASB reactor. *Water Science Technology*, v. 25, n. 7, p. 213–222, 1992.

**SPEECE, R. E.** *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Vanderbilt University. Published by Archae Press. United States of America, 1995.

**SPRUYTENBURG, G. P.** Vinasse pollution elimination and energy recovery from hollandese constructive GROEP B.V. *International Sugar Journal*, p.73-74, mar. 1982.

**TANIMOTO, A. H. *et al.*** A legislação brasileira das substâncias destridoras da camada de ozônio e sua aplicação no estado da Bahia. Tecbahia, Bahia, . 14, n., 2, p. 74-81 maio/agosto. 1999.

**TG FIBERGLASS.** Especificação técnica para o cálculo de tanques de fibra de vidro. TG Fiberglass. 20 p. Disponível em: http://www.tgfiberglass.com.br. Acessado em: 13/09/2007.

**THEODORO, J. M. P.** Considerações sobre os custos ambientais decorrentes do gerenciamento dos resíduos sólidos e dos efluentes industriais gerados no setor sucroalcooleiro: Um estudo de caso. 2005. 147 f. Dissertação (Mestrado) – Centro Universitário de Araraquara, Araraquara, 2005.

**TIBOR, T; FELDMAN, I.** ISO 14000: A Guide to the New Environmental Management Standards. Chicago: Irwin Professional Publishing, 1996. 230 p.

**TODD, J. A.; CURRAN, M. A. (eds.).** Streamlined Life-Cycle Assessment: A final Report from SETAC North America Streamlined LCA Workgroup. Pensacola, Florida: SETAC, 1999.

**UGAYA, C. M. L.** *Análise do Ciclo de Vida: Estudo de Caso para Materiais e Componentes Automotivos no Brasil*. 2001. 180 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2001.

**UDO DE HAES, H.** Discussion of General Principles and Guidelines for Practical Use. In: UDO de HAES, H. (ed.). Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. Bruxelas, Bélgica: SETAC-Europa, 1996.

**UDOP.** União dos Produtores de Bioenergia. Estatísticas de produção de cana-de-açúcar, açúcar e etanol. 2008. Disponível em: http://www.udop.com.br/geral.php?item=noticias_estatistica. Acesso em: 05/05/08.

**UNICA.** UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR. Estatísticas de produção de cana-de-açúcar, açúcar e etanol para região Centro/Sul e para o Estado de São Paulo. Disponível em: http://www.portalunica.com.br/portalunica/?Secao=referência. Acesso em: 05/05/2008.

**VITTI, G.C.; MAZZA, J.A.** Planejamento, estratégias de manejo e nutrição da cultura de cana-de-açúcar. Potafós: encarte Técnico, Piracicaba, n.97, p. 16, 2002.

**WEG.** Motores elétricos, linhas de produtos, características, especificações, instalações e manutenções. 145 p. Disponível em: http://www.weg.com.br. Acessado em: 10/02/2008.

**WENZEL. H.; HAUSCHILD, M.; ALTING L.** Environmental assessment of products. Bonton/Dordrecht/London: Kluwer Academic Publisehrs. v.1 e 2. 1997.

**WCED.** WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. *Our Common Future: The Brundtland Report*. New York: Oxford University Press, 1987.

**WITTMAIER, M.; LANGER, S.; SAWILLA, B.** Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste Management*, *article in press*, doi:10.1016/j.wasman.2008.11.004.

**YÁÑEZ, E. E. A.** *Avaliação do Impacto Energético e Ambiental da Cogeração no Balanço Energético e no Ciclo de Vida do Biodiesel de Óleo de Palma Africana*. 2008. 253 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá. 2008.

**YOKOTE, A.Y.** Inventário do Ciclo de Vida da Distribuição de Energia Elétrica no Brasil. 2003. 369 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 2003.