UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

DIOGO APARECIDO LOPES SILVA

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DO PAINEL DE MADEIRA MDP NO BRASIL

São Carlos
2012

DIOGO APARECIDO LOPES SILVA

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DO PAINEL DE MADEIRA MDP NO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ciência e Engenharia de Materiais, da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia de Materiais.

Área de Concentração: Desenvolvimento, Caracterização e Aplicação de Materiais.

Orientador: Francisco Antonio Rocco Lahr

São Carlos

2012

FICHA CATALOGRÁFICA

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Atendimentos ao Usuário do Serviço de Biblioteca – EESC/USP.

S586a

Silva, Diogo Aparecido Lopes
Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil. / Diogo Aparecido Lopes Silva; orientador Francisco Antonio Rocco Lahr. São Carlos, 2012.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ciências e Engenharia de Materiais e Área de Concentração em Desenvolvimento Caracterização e Aplicação de Materiais -- Escola de Engenharia de São Carlos; Instituto de Física de São Carlos; Instituto de Química de São Carlos, da Universidade de São Paulo, 2012.

1. Gestão ambiental. 2. Avaliação do ciclo de vida (ACV). 3. Avaliação de impacto ambiental. 4. Painéis de madeira. 5. Medium density particleboard (MDP). I. Título.

Este exemplar foi revisado e alterado em relação ao original seguindo as orientações da comissão julgadora, sob a exclusiva responsabilidade do autor.

Diogo Aparecido Lopes Silva

Aos meus pais, José Inácio e Maria Helena, pelo amor e educação
dedicado à minha formação como ser humano.
Meus primeiros professores.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que sempre me ajudou e guiou nas minhas decisões e pela família que me concedeu.

Aos meus pais José Inácio Rodrigues da Silva e Maria Helena de Souza Lopes Silva, que me geraram e criaram da melhor forma que estiveram ao alcance, sempre frisando o Amor, a Honestidade, a Humildade, a Fé em Deus, a Educação e o Trabalho, através de ensinamentos os quais foram e sempre serão importantes na minha vida.

Ao amigo e orientador, Prof. Dr. Francisco Antonio Rocco Lahr, por ser um exemplo de profissional e ser humano. Sempre me lembrarei dos seus ensinamentos e da amizade sincera.

Ao Prof. Dr. Aldo Roberto Ometto, pelos ensinamentos e diversas colaborações prestadas ao longo da execução desta pesquisa, e por ter sido responsável por despertar meu interesse em Gestão do Ciclo de Vida.

Às empresas que colaboraram com o fornecimento aberto dos dados que sustentam esta pesquisa, tendo sido respeitado o trato de confidencialidade no tocante às suas identidades.

À Prof. Dr. Maria Angélica Martins Costa, orientadora na graduação, na UNESP – Itapeva, por ter me incentivado ao ingresso na vida acadêmica, e ter me motivado ao interesse pelas relações entre os temas ligados à Produção & Meio Ambiente.

Ao Prof. Dr. Fausto Miguel Cereja Seixas Freire e à pesquisadora Rita Pinheiro Garcia, da Universidade de Coimbra, Portugal – Faculdade de Ciência e Tecnologia, Centro para a Ecologia Industrial, pela receptividade, acolhimento e contribuições para a conclusão deste trabalho durante o intercâmbio realizado.

A todos os professores que tive durante a graduação e no mestrado, pelas atividades acadêmicas desenvolvidas e experiências trocadas ao longo do período.

Aos colegas do LaMEM – Laboratório de Madeiras e de Estruturas de Madeira, incluindo os alunos, pesquisadores, professores e funcionários.

Aos colegas do Programa de Pós-graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, incluindo os alunos, professores e funcionários.

Ao CNPq pela bolsa concedida no período de Agosto/2010 à Julho/2011.

À FAPESP pela bolsa concedida no período de Agosto/2011 à Julho/2012.

E ao Programa Santander de Bolsas de Mobilidade Internacional, pelo apoio financeiro durante o intercâmbio realizado em Portugal.

Forget your lust for the rich man's gold
All that you need is in your soul
And you can do this if you try
…

And be a simple kind of man
Be something you love and understand

(Lynyrd Skynyrd - Simple Man)

RESUMO

SILVA, D. A. L. (2012). **Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil**. 207p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

Neste trabalho foi realizada a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da produção do painel MDP (*medium density particleboard*), feito de partículas de madeira e adesivo sintético, largamente empregado na indústria moveleira, sendo o painel de madeira mais produzido e consumido no mundo. O objetivo deste trabalho foi avaliar o ciclo de vida produtivo (*cradle to gate*) do painel MDP no Brasil. A ACV é normalizada pelas séries ISO 14040 e 14044. Empresas produtoras do MDP no país foram visitadas para a coleta de dados, e na avaliação dos impactos ambientais os resultados foram comparados pelos métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008). Os resultados apontaram que os principais *hotspots* foram o óleo BPF (baixo ponto de fluidez) utilizado na planta de energia e a resina UF (ureia formaldeído), aplicada como aglomerante na produção dos painéis. A cadeia produtiva da madeira mostrou maior destaque para as categorias de eutrofização e ecotoxicidade, respectivamente, pelo uso de fertilizantes e do herbicida glifosato no solo. Também verificou-se que na produção de 1 m³ de painel MDP há um crédito de carbono médio de 969 kg de CO_2-eq. Perante os resultados, foram analisados diversos cenários com sugestões de melhorias ambientais, sendo propostas alterações quanto ao consumo das matérias primas: óleo BPF, resina UF e madeira. Para o óleo BPF, o cenário ambientalmente mais adequado foi a sua substituição total pelo uso de somente resíduos de madeira. Sobre a resina UF, verificou-se que os principais impactos estão relacionados às cadeias produtivas do metanol e da ureia, sendo assim sugerida a otimização no consumo destes recursos. Também, a resina UF foi comparada com a resina MUF (melamina ureia formaldeído), e percebeu-se que os impactos ambientais da segunda foram superiores. Porém, mais cenários analisando o emprego de resinas alternativas são requisitados, tendo em vista a busca por resinas análogas à UF, mas com menores impactos potenciais. E sobre a madeira, foi analisada sua substituição pela adição de resíduos de madeira na produção do MDP, tendo sido constatado que quanto maior a quantidade de resíduos adicionados, menores seriam os impactos ambientais. Todavia, os benefícios ambientais verificados com o uso dos resíduos dependem de variáveis, como: dos aspectos ambientais do ciclo de vida dos resíduos, da quantidade de resíduos aplicada na produção dos painéis, do critério de alocação adotado na ACV, e da distância no percurso de transporte dos resíduos até a fábrica de painéis. Portanto, deve-se analisar caso a caso para afirmar sobre a viabilidade ambiental no emprego de resíduos na produção de painéis de madeira.

Palavras-chave: Gestão ambiental. Avaliação do ciclo de vida (ACV). Avaliação de impacto ambiental. Painéis de madeira. Painel de partículas de média densidade (MDP).

ABSTRACT

SILVA, D. A. L. (2012). **Life cycle assessment of MDP wood-based panel production in Brazil**. 207p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

In this project was carried out a study of Life Cycle Assessment (LCA) of the MDP (medium density particleboard) production, made of wood particles and synthetic adhesive, widely used in furniture industry, being the most produced and consumed wood-based panel in the world. This study aimed to assess the productive life cycle (cradle to gate) of the MDP in Brazil. LCA technique is standardized by ISO 14040 and 14044 documents. The data collection phase in this study occurred realizing technical visits on the Brazilian MDP producers and for the environmental impact assessment, the results were compared considering the following methods: CML (2001), EDIP (1997) and USEtox (2008). The results showed that the main hotspots were the heavy fuel oil used on power plants and UF (urea formaldehyde) resin applied as binder to produce the panels. The wood consumption showed to be more relevant to eutrophication and ecotoxicity impact categories, respectively, by the use of fertilizers and the glyphosate herbicide in the soil. It was also observed that the production of 1m³ of MDP generates an average carbon credit of 969 kg of CO_2-eq. Given the results, several scenarios were analyzed including environmental suggestions of improvements, being proposed changes to the consumption of the raw materials: heavy fuel oil, UF resin and wood. The replacement of heavy fuel oil for wooden residue was the most suitable alternative, because the environmental impacts results were considerably reduced. For the UF resin, it was found that the main impacts are related to the production (cradle to gate) of methanol and urea, thus, we suggested optimizing the consumption of these resources. Also, UF resin was compared with the MUF (melamine urea formaldehyde) resin, and the second one showed more impacts than the first. However, more scenarios analyzing the use of alternatives resins are required, in order to find others options of similar resins to UF, but with lower potential impacts. Considering the wood consumption, it was examined its replacement by wooden residue like raw material to produce the MDP. The results pointed out the addition of residues can promote lower environmental impacts. On the other hand, the environmental benefits related depend of variables such as: the environmental aspects of the life cycle of waste generation, the quantity of waste applied to produce the panels, the allocation criteria adopted to the LCA study, and the distance to transport the waste to the panel industry. Therefore, one must examine each case to assert about the environmental sustainability in the use of waste to produce wood panels.

Keywords: Environmental management. Life Cycle Assessment (LCA). Environmental impact assessment. Wood-based panel. Medium density particleboard (MDP).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estágios do ciclo de vida de um produto..... 30
Figura 2 – Exemplo de distorções dos dados nas emissões de CO_2 para diferentes regiões ... 38
Figura 3 – Evolutivo da área de florestas plantadas com pinus e eucalipto no Brasil (2005-2011) 43
Figura 4 – Aplicações básicas da madeira 44
Figura 5 – Painel MDP sem revestimento e suas três camadas..... 47
Figura 6 – Localização das produtoras de MDP no Brasil..... 49
Figura 7 – Produção de mudas: principais operações em viveiros com sistema de estaqueamento. 51
Figura 8 – Preparo do solo: principais operações de campo. 52
Figura 9 – Plantio de mudas: principais operações de campo..... 54
Figura 10 – Manutenção da floresta: principais operações no ciclo de crescimento da floresta 56
Figura 11 – Colheita e transporte da madeira: sistema mecanizado e principais operações... 58
Figura 12 – Produção industrial: processo de fabricação do painel MDP 63
Figura 13 – O ciclo de vida da produção do painel MDP no Brasil 64
Figura 14 – Fases de uma ACV 73
Figura 15 – Exemplo de conjunto de processos elementares que compõem um sistema de produto 75
Figura 16 – Exemplo esquemático de definição de fronteira de um sistema de produto 78
Figura 17 – Procedimentos simplificados para análise de inventário..... 82
Figura 18 – Elementos mandatórios e opcionais que constituem a fase de AICV 85
Figura 19 – Sistema de produto definido para a produção do painel MDP. 101
Figura 20 – Potencial de depleção dos recursos abióticos – subsistema de produção florestal. 155
Figura 21 – Potencial de depleção dos recursos abióticos – subsistema de produção industrial 155
Figura 22 – Potencial de aquecimento global – subsistema de produção florestal 157
Figura 23 – Potencial de aquecimento global – subsistema de produção industrial 157
Figura 24 – Potencial de acidificação – subsistema de produção florestal 159
Figura 25 – Potencial de acidificação – subsistema de produção industrial 160
Figura 26 – Potencial de eutrofização – subsistema de produção florestal..... 161

Figura 27 – Potencial de eutrofização – subsistema de produção industrial..... 162
Figura 28 – Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico – subsistema de produção florestal..... 163
Figura 29 – Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico – subsistema de produção industrial..... 164
Figura 30 – Potencial de ecotoxicidade – subsistema de produção florestal 166
Figura 31 – Potencial de ecotoxicidade – subsistema de produção industrial 166
Figura 32 – Potencial de toxicidade humana – subsistema de produção florestal..... 169
Figura 33 – Potencial de toxicidade humana – subsistema de produção industrial..... 169
Figura 34 – Potencial dos impactos ambientais (menos toxicológicos) – normalizados pelo método CML (2001) 172
Figura 35 – Potencial dos impactos ambientais (menos toxicológicos) – normalizados pelo método EDIP (1997) 172
Figura 36 – Influência do consumo do óleo BPF nos resultados normalizados dos impactos – CML (2001)..... 174
Figura 37 – Análise dos cenários de 1 a 5 – resultados normalizados pelo CML (2001)..... 175
Figura 38 – Influência do consumo da resina UF nos resultados normalizados dos impactos – CML (2001)..... 177
Figura 39 – Análise dos cenários utilizando a resina UF e MUF – resultados normalizados pelo CML (2001) 179
Figura 40 – Influência das matérias primas nos impactos potenciais do ciclo de vida da produção do painel MDP..... 181
Figura 41 – Influência da adição de resíduos de madeira nos impactos potenciais do ciclo de vida da produção do painel MDP 184

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais *softwares* de apoio a ACV no mundo 40
Tabela 2 – Principais métodos ACV 41
Tabela 3 – Principais painéis reconstituídos no Brasil: produção, importação, exportação e consumo interno 46
Tabela 4 – Teses e dissertações de ACV publicadas no Brasil envolvendo a madeira e/ou seus derivados 65
Tabela 5 – exemplos de função, unidade funcional e fluxo de referência para estudos de ACV 76
Tabela 6 – Estudos de ACV para painéis de madeira – métodos de AICV adotados 89
Tabela 7 – Categorias de impacto ambiental dos métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008) 90
Tabela 8 – Sistemas considerados e excluídos na ACV da produção do painel MDP 103
Tabela 9 – Estabelecimento da fronteira temporal: hipóteses e possibilidades de ocorrência105
Tabela 10 – Classificação da origem dos dados que compõe o sistema de produto 109
Tabela 11 – Fonte dos dados para os sistemas considerados 110
Tabela 12 – Fertilizantes tipicamente adotados em florestas de eucalipto 115
Tabela 13 – Máquinas, operações e especificações – produção de mudas 119
Tabela 14 – Fertilizantes e defensivos tipicamente adotados em viveiros florestais para o eucalipto 119
Tabela 15 – Máquinas, operações e especificações – preparo do solo 121
Tabela 16 – Máquinas, operações e especificações – plantio de mudas 122
Tabela 17 – Máquinas, operações e especificações – manutenção da floresta 123
Tabela 18 – Máquinas, operações e especificações – colheita e transporte da madeira 123
Tabela 19 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 1 – Produção de mudas 129
Tabela 20 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 2 – Preparo do solo 132
Tabela 21 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 3 – Plantio de mudas 135
Tabela 22 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 4 – Manutenção da floresta 137

Tabela 23 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 5 – Colheita e transporte da madeira 140
Tabela 24 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 6 – Produção industrial 142
Tabela 25 – Inventário para a produção da resina UF – produção para 1 m³ de painel MDP 145
Tabela 26 – Consumo de recursos energéticos por m³ de painel MDP 149
Tabela 27 – Participação relativa dos destaques no consumo de recursos energéticos. 149
Tabela 28 – Consumo de recursos materiais por m³ de painel MDP 150
Tabela 29 – Participação relativa dos destaques no consumo de recursos materiais..... 151
Tabela 30 – Principais emissões por m³ produzido de painel MDP 152
Tabela 31 – Participação relativa dos destaques nas emissões do ciclo de vida 152
Tabela 32 – Potencial de depleção dos recursos abióticos por m³ produzido de painel MDP154
Tabela 33 – Potencial de aquecimento global por m³ produzido de painel MDP 156
Tabela 34 – Potencial de acidificação por m³ produzido de painel MDP 159
Tabela 35 – Potencial de eutrofização por m³ produzido de painel MDP 161
Tabela 36 – Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico por m³ produzido de painel MDP 163
Tabela 37 – Potencial de ecotoxicidade por m³ produzido de painel MDP – método CML (2001) 165
Tabela 38 – Potencial de ecotoxicidade por m³ produzido de painel MDP – método EDIP (1997) 165
Tabela 39 – Potencial de ecotoxicidade por m³ produzido de painel MDP – método USEtox (2008) 165
Tabela 40 – Potencial de toxicidade humana por m³ produzido de painel MDP – método EDIP (1997) 168
Tabela 41 – Potencial de toxicidade por m³ produzido de painel MDP – métodos CML (2001) e USEtox (2008) 168
Tabela 42 – *Hotspots* identificados no ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP brasileiro 171
Tabela 43 – Inventário para a produção de 1 kg e resina MUF 207

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCV	Associação Brasileira de Ciclo de Vida
ABIMCI	Associação Brasileira da Indústria de Madeira Processada Mecanicamente
ABIPA	Associação Brasileira da Indústria de Painéis de Madeira
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRAF	Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
BP	Baixa Pressão
BPF	Baixo Ponto de Fluidez
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CCV	Custeio do Ciclo de Vida
CE	Camada Externa
CE Delft	*Radboud Universiteit Nijmegen* e *Committed to the Environment*
CI	Camada Interna
CFCs	Clorofluorcarbonos
CML	*Center for Environmental Science*
CORRIM	*Consortium for Research on Renewable Industrial Materials*
COVNM	Compostos Orgâncios – Não Metano
CRMD	*Canadian Raw Materials Database*
DALY	*Disability Adjusted Life Years*
DAP	Diamônio Fosfato
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DCB	Diclorobenzeno
DfE	*Design for Environmental*
ECV	Engenharia do Ciclo de Vida
EDIP	*Environmental Design for Industrial Products*
ELCD	*The European Union's European Reference Life Cycle Data System*
FAO	*Food and Agriculture Organization*
FF	*Finish Foil*
GEEs	Gases de Efeito Estufa
HDF	*Hard Density Fiberboard*
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ILCD	*International Reference Life Cycle Data System*
ICV	Inventário do Ciclo de Vida

ISO	*International Organization for Standardization*
LCA	*Life Cycle Assessment*
LVL	*Laminated Venner Lumber*
MAP	Fosfato de Monoamônio
MDF	*Medium Density Fiberboard*
MDP	*Medium Density Particleboard*
MLC	Madeira Laminada Colada
MRI	*Midwest Research Institute*
MUF	Melamina Ureia Formaldeído
NREL	*National Renewable Energy*
NBR	*Norma Brasileira Registrada*
NPK	Nitrogênio Fósforo Potássio
ONG	Organização Não-governamental
OSB	*Oriented Strand Board*
PA	Potencial de Acidificação
PAF	*Potentially Affected Fraction of Species*
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PBACV	Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida
PDRA	Potencial de Depleção dos Recursos Abióticos
PE	Potencial de Eutrofização
PECO	Potencial de Ecotoxicidade
PFFOT	Potencial de Formação Fotoquímica de Ozônio Troposférico
PIP	Política Integrada ao Produto
PTH	Potencial de Toxicidade Humana
REMADE	Revista da Madeira
REPA	*Resourse and Environmental Profile Analysis*
RIVM	*National Instituite for Public Health and Environment*
SDF	*Super Density Fiberboard*
SETAC	*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
SICV Brasil	Sistema de Inventários do Ciclo de Vida Brasil
OSB/WSTB	*Ocean Studies Board and Water Science and Tecnology Board*
UF	Ureia Formaldeído
UNEP	*United Nations Environment Programme*
USEPA	U.S. *Environmental Protection Agency*
USLCI	*U.S. Life Cycle Inventory*
VOCs	*Volatile Organic Compounds*

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 27
1.1. Objetivos gerais e específicos 28
1.1.1. Objetivo geral 28
1.1.2. Objetivos específicos 28
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 29
2.1. Avaliação do ciclo de vida (ACV) 29
2.1.1. Origem e definição da ACV 29
2.1.2. Importância e aplicações 32
2.1.3. Principais limitações e medidas de contorno 34
2.1.4. Base de dados para ACV 36
2.1.5. Softwares de ACV 39
2.1.6. Métodos para avaliação de impactos 40
2.2. O setor nacional de base florestal 42
2.2.1. Painéis de madeira no Brasil 45
2.2.2. O painel MDP no Brasil 47
2.3. O ciclo de vida do painel MDP 49
2.3.1. Subsistema produção florestal 50
2.3.2. Subsistema produção industrial 58
2.3.3. Estudos de ACV sobre painéis de madeira 64
2.3.4. Considerações sobre a revisão de bibliografia 70
3. METODOLOGIA 73
3.1. As quatro fases da ACV 73
3.1.1. Definição de objetivo e escopo 73
3.1.2. Análise de inventário do ciclo de vida (ICV) 81
3.1.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) 84
3.1.4. Interpretação 87
3.2. Software e base de dados em ACV 88
3.3. Os métodos de ACIV 89
3.3.1. A escolha dos métodos 89
3.3.2. Principais questões ambientais no ciclo de vida do painel MDP 93
3.3.3. Métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008) – considerações gerais 95
4. RESULTADOS 99

4.1. Definição de objetivo e escopo 99
4.1.1. Objetivo 99
4.1.2. Função do produto 99
4.1.3. Unidade funcional 100
4.1.4. Fluxo de referência 100
4.1.5. Sistema de produto 100
4.1.6. Fronteira do sistema de produto 102
4.1.7. Procedimentos de alocação 107
4.1.8. Tipos de impacto, método de avaliação de impacto e interpretação 107
4.1.9. Requisitos de qualidade dos dados 108
4.1.10. Suposições/considerações 113
4.1.11. Limitações 126
4.1.12. Tipo de revisão crítica 127
4.1.13. Tipo e formato do relatório requerido para o estudo 127
4.2. Análise de inventário do ciclo de vida 128
4.2.1. Recursos consumidos no ciclo de vida 149
4.2.2. Emissões no ciclo de vida 152
4.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida 153
4.3.1. Potencial de depleção dos recursos abióticos (PDRA) 154
4.3.2. Potencial de aquecimento global (PAG) 156
4.3.3. Potencial de acidificação (PA) 159
4.3.4. Potencial de eutrofização (PE) 161
4.3.5. Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico (PFFOT) 162
4.3.6. Potencial de ecotoxicidade (PECO) 164
4.3.7. Potencial de toxicidade humana (PTH) 167
4.4. Interpretação 170
4.4.1. Principais destaques das fases de ICV e AICV 170
4.4.2. Análise de cenários: alterações quanto ao uso do óleo BPF 173
4.4.3. Análise de cenários: alterações quanto ao uso da resina UF 177
4.4.4. Influência das matérias primas nos impactos potencias do ciclo de vida da produção do painel MDP 180
4.4.5. Influência da adição de resíduos de madeira nos impactos potenciais do ciclo de vida da produção do painel MDP 183
5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 187

5.1. Conclusões 187
5.2. Sugestões para trabalho futuros 191
REFERÊNCIAS 193
APÊNDICE A – Método de cálculo da quantidade de CO_2 absorvido na produção de 1 m³ de painel MDP e da quantidade de O_2 liberado 206
APÊNDICE B – Inventário para a produção de 1 kg de resina MUF 207

1. INTRODUÇÃO

Ainda são comuns os casos que predominam processos produtivos poluentes e a utilização de recursos naturais de forma irracional, sem conhecimento prévio dos impactos associados à sua exploração. Isto promove uma crescente geração de resíduos que impactam sobre o meio ambiente, comprometem a saúde humana e causam sérias consequências para as gerações futuras. Estas práticas vão contra ao que se conhece por desenvolvimento sustentável.

Entretanto, a sociedade em geral se mostra cada vez mais preocupada com as questões ambientais (BEDANTE, 2004; VENTURA, 2009). Isto se reflete na crescente pressão sobre as empresas em reduzir os impactos ambientais, não apenas na fase de fabricação dos produtos, mas onde eles são verdadeiramente significativos. Esta possibilidade é verificada através de melhorias de desempenho ambiental dos processos e produtos.

Na busca pelos melhores resultados de desempenho ambiental deve-se procurar estratégias pró-ativas para o solucionamento de problemas ambientais. Assim, Sonnemann (2007) cita que é importante considerar o conceito de ciclo de vida dos produtos (bens e serviços), ou seja, levar em conta todas as etapas do ciclo de vida, da extração dos recursos materiais e energéticos à disposição final no meio ambiente, na visão do berço ao túmulo.

Sem o conhecimento prévio sobre o ciclo de vida dos produtos, para Guinée et al. (2001) além de apenas ser possível resolver problemas parciais, pode-se incorrer em erro na tomada de decisão, pois os resultados podem ser não conclusivos, por não bem representar a realidade quanto aos impactos ambientais relevantes de um determinado produto.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é a técnica que melhor encarna este conceito de ciclo de vida em sua metodologia (SILVA, 2007 e WENZEL et al., 1994). Ela mostra-se de grande utilidade na identificação dos pontos onde os impactos ambientais ocorrem e quais são os mais relevantes, considerando a perspectiva de ciclo de vida dos produtos.

A ACV para a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (2009a) permite listar todos os fluxos de entrada e saída dos materiais e energia de um sistema de produto e, também, mensurar os impactos ambientais potenciais destes fluxos sobre o meio ambiente. Isto permite que se possam tomar decisões sobre oportunidades de melhoria de desempenho ambiental, comparações ambientais de produtos, entre outras aplicações.

Em virtude do crescimento em nível mundial do mercado de painéis à base de madeira, a busca por produtos sustentáveis e o maior conhecimento sobre os impactos ambientais associados aos painéis dentro de uma perspectiva de ciclo de vida, o presente trabalho se propõe em aplicar a ACV para o produto painel MDP (*medium density particleboard*).

O MDP é o painel de madeira reconstituída mais produzido e mais consumido no mundo (BIAZUS et al., 2010). No Brasil representa uma produção anual de 3 milhões de

metros cúbicos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE PAINÉIS DE MADEIRA – ABIPA, 2012a), estando entre os 10 maiores produtores em escala mundial. A importância mercadológica do MDP se concentra no abastecimento de produtoras de móveis para uso residencial e comercial, onde este produto se mostra como a principal matéria prima.

Pelo fato de utilizar madeira proveniente de florestas plantadas, o MDP é tido como um produto ecologicamente correto, e de origem renovável. Entretanto, considerando seu ciclo de vida, não se pode negligenciar o fato de serem consumidos vários recursos, inclusive não renováveis, desde a obtenção da matéria prima na fase de silvicultura, até a etapa industrial, de produção do painel. Neste ciclo, recursos não renováveis são consumidos como o diesel, lubrificantes, defensivos, e fertilizantes nas atividades florestais; a parafina e a resina ureia formaldeído na fase de produção industrial, entre outros.

Diante do exposto, com a realização deste estudo de ACV para a produção do painel MDP no Brasil, foi possível conhecer os pontos críticos de impacto ambiental (*hotspots*) do produto, identificando-os e mensurando-os. Além disso, foram propostas sugestões de melhorias ambientais para o ciclo de vida avaliado. Os resultados deste trabalho possibilitam realizar comparações ambientais com outros diferentes tipos de painéis à base de madeira, e ainda, pode subsidiar a realização de comparações com outros materiais alternativos, de mesma função, como certos plásticos e metais também utilizados na indústria de móveis.

1.1. Objetivos gerais e específicos

1.1.1. Objetivo geral

- O objetivo geral do presente trabalho é avaliar o ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP produzido no Brasil pela técnica de ACV, utilizando diferentes métodos de avaliação de impactos ambientais e propondo sugestões de melhorias ambientais para o ciclo de vida do produto por meio de avaliações de diferentes cenários alternativos de produção.

1.1.2. Objetivos específicos

- Quantificar os aspectos ambientais do ciclo de vida produtivo do painel MDP;
- Avaliar o impacto ambiental do painel MDP ao longo de seu ciclo de vida utilizando diferentes métodos para a avaliação dos impactos ambientais;
- Identificar os principais *hotspots* no ciclo de vida produtivo do produto;
- Sugerir melhorias ambientais para o ciclo de vida do produto, avaliando cenários alternativos de produção que possam subsidiar a incorporação das melhorias propostas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta seção mostra a revisão de literatura para a adequada fundamentação sobre a técnica de avaliação do ciclo de vida, o setor de painéis de madeira, as atividades do ciclo de vida do painel MDP, e sobre as principais publicações de ACV relacionadas ao produto estudado.

2.1. Avaliação do ciclo de vida (ACV)

2.1.1. Origem e definição da ACV

A ACV surgiu da crescente conscientização quanto à proteção ambiental e os possíveis impactos associados aos produtos (bens e serviços), não somente para a fase de fabricação, mas sim, com foco onde os impactos são realmente significativos, tendo em vista o ciclo de vida dos produtos (ABNT, 2009a). Adicionalmente, Udo de Haes et al. (2004) citam que a ACV tem sua origem histórica centrada na busca por uma técnica adequada para a comparação de desempenho ambiental de produtos.

Segundo Hunt e Franklin (1996), em 1969, foi realizado um estudo ambiental designado por *Resourse and Environmental Profile Analysis* (REPA), visando analisar e comparar os efeitos sobre o meio ambiente de diferentes tipos de embalagens de bebidas. Este trabalho foi conduzido pelo *Midwest Research Institute* (MRI), nos Estados Unidos, para a Companhia Coca Cola, quantificando o consumo de recursos e emissões na produção das embalagens, e os resultados do estudo serviram de base para a posterior criação e desenvolvimento da ACV.

Mais tarde, em 1974, conforme Ferreira (2004) o MRI aprimorou o trabalho com a elaboração de num outro estudo, encomendado pela *U.S. Environmental Protection Agency* (USEPA) visando comparar diferentes embalagens de cervejas. Esta foi considerada a mais ambiciosa REPA já feita até então, pois foram levados em conta não somente o processo de fabricação das embalagens, mas também suas interconexões com as fases de distribuição e uso, e a cadeia produtiva de vários materiais como o vidro, o alumínio e o plástico. Por conter um nível de abrangência atípico para a época em estudos de caráter ambiental, Jensen et al. (1997) destacam esta REPA como o marco inicial para o que hoje se conhece por ACV.

Hunt e Franklin (1996) afirmam que a sigla ACV foi primeiramente utilizada nos Estados Unidos pelo termo em inglês *Life Cycle Assessment* (LCA) no início da década de 1990, embora as ideias que estão na base da ACV tenham surgido na década de 1970. Em 1992, no objetivo de normalizar a metodologia da ACV como técnica de gestão ambiental, a *International Organization for Standardization* (ISO) criou o Comitê Técnico TC207/SC 5 (TIBOR e FELDMAN, 1996). Sonnemann et al. (2004) relatam que este comitê técnico se

dividiu em cinco grupos, estando cada um responsável pela criação das seguintes normas: grupo 1 – ISO 14040:1997 (*Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*); grupo 2 e grupo 3 – ISO 14041:1998 (*Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis*); grupo 4 – ISO 14042:2000 (*Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment*); e grupo 5: ISO 14043:2000 (*Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation*).

Finkbeiner et al. (2006) citam que as normas ISO tiveram validade até 2005, sendo substituídas num processo de revisão pelas ISO 14040:2006 (*Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*) e ISO 14044:2006 (*Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*). A transcrição das normas internacionais para o Brasil foi feita pela ABNT, com a criação das normas NBR ISO 14040:2009 (Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura) e NBR ISO 14044:2009 (Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações).

A ACV é regida pelo conceito de ciclo de vida, entendido por Silva (2006) como o "conjunto de todas as etapas necessárias para que um produto cumpra sua função, contando da aquisição dos recursos naturais aplicados na sua fabricação até sua disposição final após o cumprimento da sua função", conforme ilustrado na Figura 1.

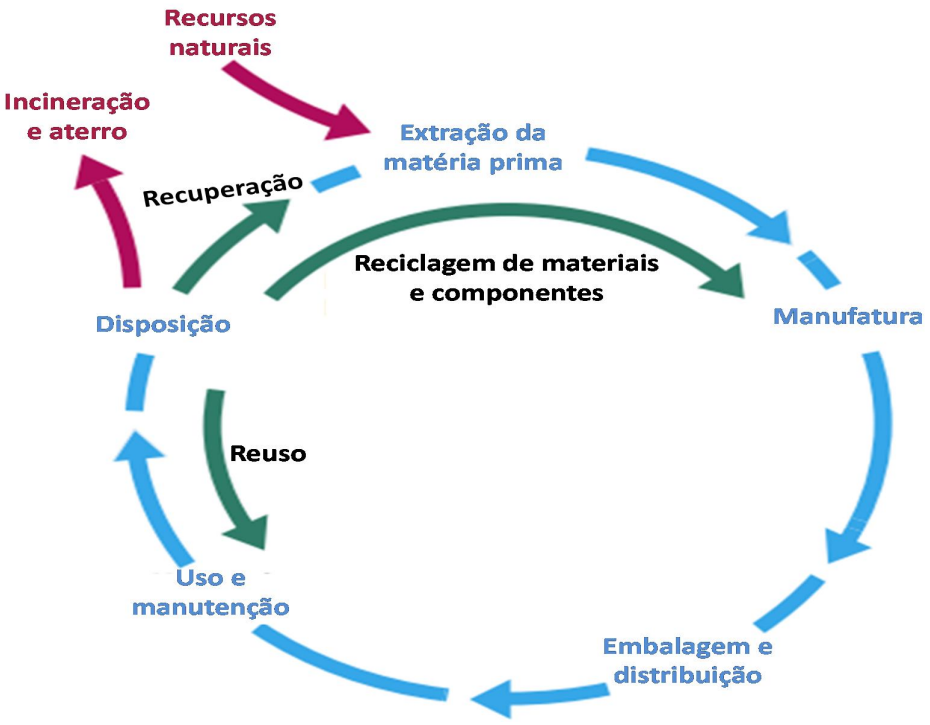

Figura 1 – Estágios do ciclo de vida de um produto
Fonte: Adaptado de Sonnemann (2007)

O conceito de ciclo de vida apresentado é dividido em cinco estágios: o primeiro é a extração dos recursos naturais (matérias primas); o segundo, a manufatura dos produtos; o terceiro, a embalagem e a distribuição; o quarto estágio, o uso e manutenção do produto; e o quinto estágio, a disposição, onde como estratégias de fim de vida aplicáveis tem-se o reuso, a reciclagem, a recuperação ou disposição em aterros, incineração, etc.

A visão de ciclo de vida surgiu como alternativa a visão convencional de encarar os problemas ambientais com foco apenas sobre o processo produtivo, normalmente centrado no estágio de manufatura dos produtos. Em avaliações de desempenho ambiental, isto pode ser entendido como uma desvantagem, pois a visão sobre o processo acarreta em não englobar todos os estágios do ciclo de vida. Isso pode contribuir para que os impactos ambientais analisados não sejam os de fato mais efetivos. Já adotando o conceito de ciclo de vida, esta desvantagem é superada, pois todos os estágios do ciclo são considerados. Aplicando-se este conceito o foco passa a ser sobre o produto e não sobre o processo, se preocupando com a função com que o produto se propõe a cumprir (HEIJUNGS et al., 1992).

Autores como Chehebe (1998), Consoli et al. (1993), Hauschild et al. (2005), Hunt e Franklin (1996) e Wenzel et al. (1994) citam a ACV como um meio de avaliação dos impactos ambientais potenciais de um produto, que leva em conta o conceito de ciclo de vida. Neste sentido, a norma para ACV usa a definição de técnica para a “compilação e avaliação das entradas, das saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida” (ABNT, 2009a). As entradas incluem a mensuração do consumo de materiais e energia, e as saídas, os fluxos de produtos e co-produtos, emissões gasosas, efluentes líquidos, resíduos sólidos, perdas de energia, entre outros.

A ACV para Jeswiet (2003) advém de um conceito mais amplo, definido como Engenharia do Ciclo de Vida (ECV), o qual cobre cinco linhas básicas, sendo: o projeto do produto, a fabricação do produto, a lucratividade do empreendimento, o impacto ambiental, e o impacto social das atividades. Estas cinco linhas segundo o autor devem ser consideradas pensando no desenvolvimento sustentável. Entretanto, a ACV sendo uma técnica de gestão ambiental, se preocupa com a linha dos impactos ambientais. Portanto, dentro de um processo de tomada de decisão em pró da sustentabilidade empresarial, outras técnicas e ferramentas complementares são requisitadas, além da utilização da ACV.

Como visto a ACV é resultado de esforços na busca por uma técnica adequada para a avaliação de desempenho ambiental de produtos. A ACV recorre ao conceito de ciclo de vida, o que contribui para um estudo ambiental em nível de abrangência mais completo, e que possibilita diversas vantagens. A importância e aplicações da ACV são abordadas a seguir.

2.1.2. Importância e aplicações

Apesar da existência de várias ferramentas com propósitos similares ao da ACV, nenhuma encarna o conceito de ciclo de vida como a ACV o faz. Silva (2007) e Wenzel et al. (1994) ressaltam que isto a torna como única ferramenta holística capaz de comparar ambientalmente produtos que desempenham a mesma função. Guinée et al. (2001) explicam que este princípio de ciclo de vida evita que na solução de um problema, um novo seja criado pela transferência ou surgimento de novos impactos ambientais entre diferentes fases do ciclo de vida, podendo ainda, evitar perdas econômicas.

A importância da ACV para Gatti (2002) é por possibilitar o tratamento claro e objetivo de questões ambientais complexas como: gerenciamento de recursos naturais, otimização de sistemas de produção, definição de parâmetros para atribuição de rotulagem ambiental, otimização de sistemas de recuperação de materiais, etc. Já Barbieri (2004) e Carvalho (1997) ressaltam a ACV no campo empresarial, na identificação e melhoria do gerenciamento dos custos ambientais. Estes custos podem ser reduzidos pela substituição e/ou redução no consumo de matérias primas, redução na emissão de cargas poluidoras e na destinação de resíduos.

A ACV também pode auxiliar no *ecodesign*, que segundo Brezet e Hemel (1997) é a integração de aspectos ambientais no desenvolvimento de produtos, considerando os pontos no ciclo de vida que apresentam maior potencial de impacto ao meio ambiente, ou *hotspots*.

O *ecodesign* fornece uma oportunidade sistemática na antecipação dos problemas e suas soluções para todo o ciclo de vida do produto, buscando prevenir os impactos ambientais adversos antes que eles aconteçam (ABNT, 2004). Para o *ecodesign*, ou *Design for Environmental* (DfE), a ACV tem papel fundamental como instrumento quantitativo para subsidiar a produção de informações importantes relacionadas à saúde e segurança humana e ambiental, que sendo corretamente lapidadas no projeto do produto, tornam-se um diferencial que se soma aos benefícios e características do produto.

A gama de aplicação da ACV depende do objetivo e escopo do estudo. Como algumas aplicações citam-se as abordadas pela ABNT (2009a), pela *International Reference Life Cycle Data System* – ILCD (2010), e pela *United Nations Environment Programme* – UNEP (2003):

- Identificar oportunidades de melhoria no desempenho ambiental de produtos em diversos pontos de seus ciclos de vida;
- Reduzir custos pela substituição e/ou otimização no uso de materiais, ou também, pela redução na geração de resíduos;
- Auxiliar no desenvolvimento do *ecodesign*;

- Fornecer detalhado nível de informações aos tomadores de decisão na indústria, nas organizações governamentais e não-governamentais (ONGs), tendo em vista, o planejamento estratégico, a definição de metas e prioridades, e a adequação a legislação ambiental;
- Selecionar indicadores relevantes de desempenho ambiental; e
- Obter uma rotulagem ambiental, ou elaborar uma declaração ambiental de produto como estratégias de *marketing*.

UNEP (1996) afirma que nesta gama de aplicações, diversos são os usuários da ACV, estando entre eles: organizações não-governamentais (como sindicatos, grupos ambientais e outras ONGs), governos, órgãos reguladores, consumidores e, principalmente, empresas.

Clark e De Leeuw (1999) e UNEP (1996) dizem que para as ONGs os resultados da ACV geram informações aos consumidores no ato da compra de produtos de menor impacto ambiental, e também, auxiliam na disseminação de dados de apoio a discussões públicas. Todavia, Tachard (2010) enfatiza que a ACV em ONGs ainda mostra-se pouco usual.

A ACV na esfera governamental deve ser encarada com o objetivo da definição de políticas públicas de caráter ambiental, focadas na prevenção à poluição. Em alguns países europeus, Hauschild et al. (2005) relatam sobre o desenvolvimento da Política Integrada ao Produto (PIP), por intermédio da qual se espera incentivar um consumo “mais verde”, via taxação diferenciada entre produtos menos poluentes em relação aos mais poluentes, e pelo incentivo a rotulagem ambiental nas empresas. Rodrigues et al. (2008) citam ainda a questão do desenvolvimento de banco de dados para ACV como um necessário campo de atuação do governo para melhor subsidiar a inserção da ACV na esfera empresarial.

As aplicações empresariais da ACV para UNEP (1996) são: a identificação de *hotspots*, a melhoria de desempenho ambiental, questões de *marketing*, o cumprimento de requisitos legais e regulamentações, o projeto de novos produtos, e a comparação de produtos.

A aplicação da ACV como estratégia de *marketing* para as empresas pode ocorrer por meio da rotulagem ambiental, conhecida por *ecolabelling*, ou pela obtenção de declarações ambientais de produto. ABNT (2011) define a rotulagem ambiental como uma metodologia voluntária de certificação e rotulagem de desempenho ambiental de produtos, com qualidade ambiental que atesta através de uma marca que determinado produto apresenta menor impacto em relação a outros comparáveis no mercado. A rotulagem ambiental é classificada em Tipo I, e é normalizada pela ISO 14024:1999 (*Environmental labels and declarations – Type I environmental labelling – Principles and procedures*) que inclui considerações sobre o ciclo de vida. Relativamente às declarações ambientais de produto, Juliani (2010) explana que este rótulo é classificado em Tipo III, conforme a norma ISO 14025:2006 *(Environmental labels*

and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures), e sua obtenção está estritamente vinculado com informações advindas de estudos de ACV.

Dentre outras aplicações para a ACV, Seiffert (2009) cita o caso da Pegada de Carbono. Segundo o autor este conceito traduzido da expressão *Carbon Footprint* mede o quanto de dióxido de carbono (CO_2) e outros Gases de Efeito Estufa (GEEs) são gerados no ciclo de vida de um produto através da mensuração dos fluxos de massa e energia que envolvam equivalentes de CO_2. Seu principal objetivo é medir o impacto gerado pelas atividades humanas sobre o aquecimento global. A ideia da aplicação da ACV na pegada de carbono também tem sido estendida em estudos sobre a Pegada de Água, e Pegada Ecológica.

Diante do exposto sobre a importância e aplicações da ACV, fica claro que na busca pelo desenvolvimento sustentável a ACV torna-se parte importante deste processo. Entretanto, como afirmado pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV, 2012), o conhecimento gerado pela ACV só terá valor para a sustentabilidade quando for aplicado. Neste sentido, é essencial que os usuários da ACV além de desenvolver o conhecimento relativo ao tema, se preocupem com a aplicação do mesmo no seu campo de abrangência.

2.1.3. Principais limitações e medidas de contorno

Apesar da clara importância e aplicações que a ACV pode propiciar, esta técnica possui suas limitações, mostrados a seguir, bem como as medidas de contorno que podem ser adotadas para prevenir e/ou reduzir tais limitações.

Segundo ABNT (2009a) as principais limitações decorrentes da utilização da ACV são:

- Possível subjetividade na natureza das escolhas e definições estabelecidas;
- Limitações decorrentes das suposições dos métodos empregados para a análise de inventário e dos modelos preditivos de avaliação dos impactos ambientais;
- Resultados enfocando questões globais podem não ser indicados para aplicações locais;
- A ACV pode ser limitada pelo acesso e disponibilidade dos dados; e
- A introdução de incertezas nos resultados da ACV pela falta de dimensões espaciais e temporais dos dados inventariados usados na avaliação dos impactos sobre o meio ambiente.

A UNEP (1999) resume as principais limitações da ACV em custo, complexidade, e incertezas sobre os resultados. O fator custo para Ferreira (2004) é explicado por normalmente a ACV requerer muitos recursos, e arrastar-se por muito tempo na sua execução. A complexidade para Kulay (2004) e Silva (2007) decorre da ACV comportar uma grande e abrangente quantidade de informações, as quais se não forem limitadas dentro de uma fronteira podem tornar o estudo inacabável. E as incertezas decorrem principalmente da

indisponibilidade de dados, e da utilização de dados de estudos de ACV tomados para outras condições técnicas (BJÖRKLUND, 2002; BENEDET JÚNIOR, 2007).

As questões dos custos e complexidade na ACV podem ser tratadas com o desenvolvimento de banco de dados sobre a cadeia produtiva dos mais diversos bens de consumo. Tratam-se de dados inventariados do ciclo de vida dos mais diversos materiais (cerâmicos, metálicos, compósitos, etc); energia (elétrica, térmica, etc.); transporte (rodoviário, aéreo, marítimo, etc.); e resíduos (emissões gasosas, efluentes líquidos, resíduos sólidos, etc.). O uso desses bancos de dados pode contribuir na redução de custos e na abreviação no tempo de realização da ACV.

Para reduzir os problemas de incertezas está previsto em norma se fazer sempre quando necessário reformulações no estudo na medida em que a ACV é conduzida. Tais alterações podem ser tomadas através da modificação dos dados de inventário, o refinamento das fronteiras do estudo, e alterações em outros itens previstos no escopo de uma ACV. Além disso, para aumentar o grau de confiabilidade, uma avaliação dos resultados de ACV pode ser feita através da Verificação de Completeza, Verificação de Sensibilidade e Verificação de Consistência (ABNT, 2009a). E por fim, o uso de banco de dados em ACV também pode auxiliar neste ponto, pois:

- Permite melhorar a abrangência do estudo, reduzindo restrições como a falta de dados; e
- Disponibiliza informações que, em certas situações, possibilitam modificar/adaptar os dados das bases de dados para as condições específicas de um estudo de ACV.

Em contrapartida, o uso de bancos de dados em ACV gera na literatura pontos de conflito. Se por um lado sua adoção pode trazer os benefícios citados, por outro, Rodrigues et al. (2008) relatam que há uma tendência de usar dados gerados para países estrangeiros, o que pode promover erros e incertezas nos resultados e conclusões de estudos nacionais. Pela relevância da questão, o uso das bases de dados é mais bem exposto na seção 2.1.4.

Outra limitação da ACV está nos métodos existentes para a avaliação dos impactos do ciclo de vida, pois assim como ocorre quanto ao uso dos bancos de dados em ACV, tais métodos, em geral, quando utilizados podem gerar erros e incertezas nos estudos de ACV. Afinal, estes métodos desenvolvidos consideram os impactos ambientais ocorrentes para certas regiões específicas, como Europa e Estados Unidos. Os principais agravantes e as medidas de contorno sobre o uso de tais métodos é tratado em detalhes na seção 2.1.6.

A técnica de ACV também não contempla em seu documento normativo os aspectos econômicos e sociais. Todavia, a inserção de aspectos de custo na ACV tem ocorrido passo a passo pela ligação com a metodologia de Custeio do Ciclo de Vida (CCV), que engloba as implicações de custo de todo o ciclo de vida. Já para os aspectos sociais, o desenvolvimento e

aplicação da chamada ACV Social ainda está em fase embrionária (HAUSCHILD et al., 2008a, UNEP, 2009). A ACV Social para JORGENSEN et al. (2008) está numa fase onde grande parte das questões chave ainda não foram resolvidas de modo consensual, o que tem gerado muitas hipóteses e abordagens divergentes, e em fase de testes.

O melhor caminho para uso da ACV está na sua aplicação como suporte para a tomada de decisão. A ACV deve ser vista como uma componente de um processo de decisão mais amplo, que leva em conta outros componentes como os aspectos econômicos e sociais conforme os pontos-chave da ECV, por meio de outras técnicas/ferramentas apropriadas.

Por fim, no Brasil atualmente existe uma baixa demanda na adoção da ACV no campo empresarial, o que tem agido como uma das principais limitações no uso da técnica. Uma pesquisa do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), em 2005, verificou que mais de 50,0% das empresas entrevistadas não conheciam a ACV. Em outra fonte, Lima (2007) informa que apenas 21,0% das empresas contatadas usam a ACV, sendo apenas duas empresas nacionais. Desse modo, como medidas a serem tomadas para que tal situação possa ser revertida citam-se as recomendações sugeridas por Silva (2010):

- Maior divulgação da ACV com o intuito de atrair e incentivar empresas, associações e governo a coletarem e disponibilizarem abertamente informações ambientais sobre produtos;
- Gerar demanda por rotulagem ambiental, por meio da maior conscientização sobre a importância e benefícios do rótulo e sua relação com a ACV;
- Produzir um banco de dados nacional em ACV, visando facilitar a realização de estudos de ciclo de vida pela indústria para seus produtos; e
- Capacitar recursos humanos em ACV não apenas na Academia, mas nas empresas brasileiras.

A ACV assim como qualquer outra técnica apresenta suas limitações. Como discutido, tais desvantagens podem ser contornadas se medidas de controle forem adotadas, como a utilização de banco de dados, a busca por outros instrumentos gerenciais que auxiliem na tomada de decisão, e a adoção de certas recomendações previstas nas normas de ACV. Além disso, a divulgação e incentivo ao uso da ACV deve ser tarefa constante, principalmente no meio empresarial onde esta ainda tem se mostrado pouco efetiva, em especial no Brasil.

2.1.4. Base de dados para ACV

Para John et al. (2006) a base que sustenta uma ACV é o seu Inventário do Ciclo de Vida (ICV), obtido mediante a aferição quantitativa de todos os aspectos ambientais no ciclo de vida de um produto. Assim, uma das limitações básicas na condução de uma ACV acaba

sendo a disponibilidade de dados. Afinal, um ICV compreende um complexo conjunto de inventários de diversos sistemas e subsistemas técnicos (RODRIGUES, et al. 2008).

Para a adoção empresarial da ACV devem-se criar mecanismos que facilitem o acesso às informações dos aspectos ambientais das etapas do ciclo de vida dos mais diversos produtos, pois uma empresa que pretenda fazer ACV necessitará quase sempre de dados que não estão sob sua alçada. Rodrigues et al. (2008) explicam que para se fazer ACV uma empresa precisa, por exemplo, de dados dos subsistemas de extração de matérias-primas ou fontes de energia, os quais são normalmente de responsabilidade de fornecedores externos.

Diante disto, hoje existe uma demanda mundial no tocante ao desenvolvimento de bancos de dados para subsidiar os estudos de ACV. Neste sentido, como exemplo, na última década o *Consortium for Research on Renewable Industrial Materials* (CORRIM, 2005) focou no desenvolvimento de ICVs para os produtos à base de madeira dos Estados Unidos, como os painéis de madeira. O objetivo geral era desenvolver uma base de dados consistente de acordo com as realidades do país tendo em mente viabilizar a adoção da ACV. Tais resultados encontram-se disponíveis na base de dados *U. S. Life Cycle Inventory* (USLCI) pertencente ao *National Renewable Energy Laboratory* (NREL).

Para o estabelecimento dos bancos de dados se necessita de mutua colaboração entre os usuários potenciais da ACV, em especial entre academia, empresas e governo. O governo deve definir políticas públicas sobre a forma de condução dos trabalhos, a importância e sua necessidade. As empresas devem disponibilizar dados sobre a cadeia produtiva dos produtos. E a academia tem a função principal de capacitar recursos humanos e auxiliar na criação das bases de dados. Lima (2007) ressalta que sem este comprometimento mútuo das partes interessadas, a adoção da ACV fica sujeita ao desuso pela inviabilidade técnica e econômica.

Atualmente, as bases de dados existentes estão disponíveis em *softwares* de ACV, e/ou podem ser acessadas em sites específicos. Entre as principais bases de dados no mundo tem-se: Ecoinvent, USLCI, *Canadian Raw Materials Database* (CRMD), *German Network on LCI*, *The European Union's European Reference Life Cycle Data System* (ELCD) e *The LCA National Project in Japan*. O acesso e a disponibilidade de informações das bases de dados podem variar conforme a fonte consultada. Por exemplo, os dados das bases ELCD e USLCI estão disponíveis gratuitamente, e podem ser acessados diretamente nos respectivos sites http://lct.jrc.ec.europa.eu/ e http://www.nrel.gov/lci/. Já a base de dados do Ecoinvent (http://www.ecoinvent.com/) é particular, sendo necessário adquirir uma licença para utilização. Todavia, é considerada a base de dados mais completa disponível na literatura, com mais de 4000 processos inventariados para os mais diversos setores industriais.

No Brasil, em 2011, o governo aprovou a criação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV). Cavalcanti (2010) relata que entre os principais objetivos do PBACV, ressaltam-se:

- Desenvolver, armazenar e disponibilizar o inventário do ciclo de vida dos principais produtos industriais brasileiros;
- Disponibilizar metodologias para elaboração de inventários com consistência, qualidade e reconhecimento internacional;
- Promover a capacitação em ACV, formando especialistas;
- Desenvolver programas de avaliação de conformidade; e
- Disseminar e organizar o conhecimento em ACV.

Em contrapartida, relativamente poucos países têm um banco de dados em ACV abrangente a ponto de conter todos os setores produtivos existentes. Essa limitação gera ao menos dois efeitos: 1 – faz com que certos produtos não tenham ainda suas cadeias produtivas inventariadas para disponibilização nos bancos de dados; 2 – para Rodrigues et al. (2008), a geração de erros e incertezas, pela tendência de usar dados gerados para países estrangeiros em estudos nacionais de ACV, com outras realidades geopolíticas, tecnológicas, e sociais.

O uso de dados estrangeiros em estudos nacionais é uma ação de praxe adotada em estudos de ACV. Todavia, esta solução para John et al. (2006) deve ser cautelosa porque irá provavelmente gerar erros, distorcendo resultados como exemplificado na Figura 2.

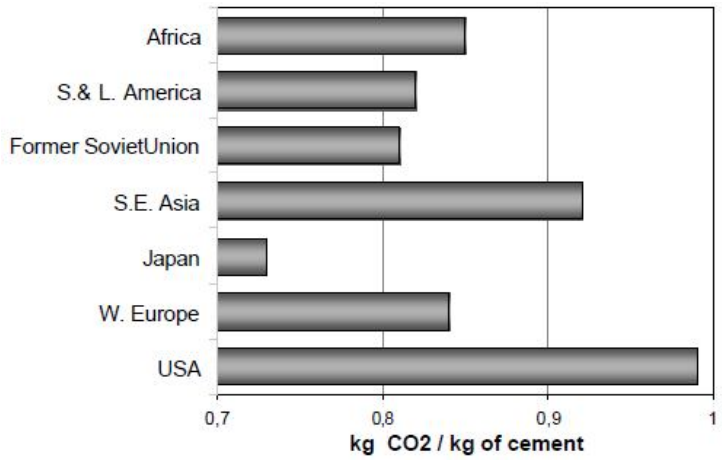

Figura 2 – Exemplo de distorções dos dados nas emissões de CO_2 para diferentes regiões
Fonte: John et al. (2006)

A Figura 2 mostra diferenças significativas nas emissões de CO_2 na produção de cimento *Portland*. Essas distorções dos dados ocorreram principalmente pelas diferentes fontes de energia para cada região/país (RODRIGUES et al., 2008). Porém, enquanto houver

a indisponibilidade de banco de dados nacionais abrangentes, é aconselhável adaptar o quanto possível os dados existentes para as situações requeridas ao estudo. Isto permite simulações que serão tão apropriadas quanto maior o nível de qualidade das adaptações feitas, e ainda, não torna o estudo de ACV restritivo em demasiado, pela não consideração de cadeias produtivas de insumos importantes na visão de ciclo de vida.

Na adaptação de dados externos para as condições internas de estudo, como exemplos, Camargo (2007) e Galdiano (2006), em seus trabalhos de ICV para produtos nacionais, adaptaram dados da literatura internacional para as condições brasileiras. Para tal, buscaram por registros de *background* sobre a origem e condições de obtenção de tais dados, nas bases de dados da companhia suíça Ecoinvent e fazendo uso do *software* de ACV SimaPro.

Apesar de ser fundamental, no Brasil a iniciativa de se criar a base de dados nacional em ACV nasceu bem depois do que em países como Alemanha, Suíça, Estados Unidos e Japão. Rodrigues et al. (2008) exemplificam que na Suíça as empresas utilizam a ACV desde os anos de 1980, e em meados de 1990, foi iniciada a montagem do banco de dados Ecoinvent, finalizado e posto à disposição em 2003.

Mesmo com a defasagem em escala temporal para o início da construção do banco de dados brasileiro, com o andamento do PBACV, já aprovado, e com a contínua realização de estudos de ACV pelo Brasil (incluindo a presente dissertação), espera-se que em curto-médio prazo a problemática abordada sobre o uso de bases de dados em ACV seja solucionada.

2.1.5. *Softwares* de ACV

Os *softwares* de ACV servem para facilitar a gestão operacional em estudos do gênero. Afinal, os trabalhos de ciclo de vida, em geral, são complexos, pois requerem uma grande quantidade de dados a serem gerenciados, e demandam por bases de dados dos mais variados produtos. Além disso, Mariotoni (2007) cita que o uso de tais ferramentas computacionais possibilita o aumento da confiabilidade dos cálculos, conclusões e recomendações dos estudos. Todavia, é importante frisar que nessa linha sobre a confiabilidade dos estudos, o mais importante é o domínio da técnica de ACV e suas restrições.

Muitos são os *softwares* de ACV disponíveis no mercado, como os citados por Curran (2006), Ribeiro (2009) e USEPA (2006). Um resumo atual com os principais *softwares* consta na Tabela 1, conforme informações da página de internet *Life Cycle Assessment Links* (2012).

Tabela 1 – Principais *softwares* de apoio a ACV no mundo

Nome	Endereço na internet
BEES	http://www.nist.gov/el/economics/BEESSoftware.cfm/
The Boustead Model	http://www.boustead-consulting.co.uk/products.htm
CMLCA	http://www.cmlca.eu/
ECO-it	http://www.pre-sustainability.com/content/eco-it-ecodesign-software
EIOLCA	http://www.eiolca.net/
GaBi	http://www.gabi-software.com/
GEMIS	http://www.oeko.de/service/gemis/en/index.htm
GREET Model	http://greet.es.anl.gov/
IDEMAT	http://www.idemat.nl/
LCAiT	http://www.lcait.com/
LCAPIX	http://www.kmlmtd.com/index.html
OpenLCA	http://www.openlca.org/index.html
SimaPro	http://www.pre-sustainability.com/content/simapro-lca-software
SolidWorks	http://www.solidworks.com/sustainability/sustainability-software.htm
Software Sustainable Minds	http://www.sustainableminds.com/
TEAM™	https://www.ecobilan.com/uk_team.php
Umberto	http://www.umberto.de/en/
WISARD™	https://www.ecobilan.com/uk_wisard.php

Fonte: *Life Cycle Assessment Links* (2012)

Apesar da Tabela 1 exprimir as principais ferramentas de apoio em ACV, há outras disponíveis no mercado. Ribeiro (2009) apresenta uma lista com mais de 30 *softwares*.

Tão importante quanto à integração de bancos de dados dentro dos *softwares* de ACV, é a integração dos métodos técnico-científicos para a avaliação dos impactos ambientais do ciclo de vida dos produtos (AICV), ou como também conhecidos, métodos de AICV.

2.1.6. Métodos para avaliação de impactos

Os métodos de AICV ajudam nos cálculos dos impactos ambientais com base no perfil ambiental do produto (RIBEIRO, 2009). Cada método possui informações importantes como categorias de impacto ambiental, os modelos de caracterização e indicadores de categorias. Com a utilização de *softwares* de ACV o manuseio de tais métodos acaba sendo facilitado.

Entre os métodos técnico-científicos existentes para avaliação de impactos, na Tabela 2 são listados os mais utilizados e seus países de origem conforme *Life Cycle Initiative* (2012):

Tabela 2 – Principais métodos AICV

País	Nome	Detalhamento
Canadá	LUCAS	Bulle et al. (2005)
Dinamarca	EDIP	Wenzel et al. (1997)
Estados Unidos	TRACI	Bare et al. (2003)
Holanda	CML	Guinée (2001)
Holanda / Suíça	Eco-indicator99	Goedkoop et al. (2000)
Japão	LIME	Itsubo e Inaba (2003)
Japão	JEPIX	Miyazaki et al. (2003)
Suécia	EPS	Steen (1999)
Suíça	IMPACT 2002(+)	Jolliet et al. (2003)
Suíça	Ecopoints	Brand et al. (1998)

Fonte: Adaptado de *Life Cycle Initiative* (2012)

Entretanto, mais recentemente outros métodos de AICV foram desenvolvidos, sendo:

- ReCiPe – Trata-se de um método de AICV criado pela *National Instituite for Public Health and Environment* (RIVM), CML, *PRé Consultants*, *Radboud Universiteit Nijmegen* e *Committed to the Environment* (CE Delft). Foi desenvolvido com base numa mescla dos métodos CML e Eco-indicator99, sendo que os detalhes sobre o desenvolvimento do método estão disponíveis em Goedkoop et al. (2009).
- USEtox – É um método criado por uma equipe de pesquisadores composta por diversos centros de pesquisa do mundo, no intuito de desenvolver um novo método para modelar os impactos ambientais referentes as categorias de ecotoxicidade e toxicidade humana em trabalhos de ACV (USEtox, 2012). O detalhamento relativo ao método pode ser acessado em Hauschild et al. (2008b) e Rosenbaum et al. (2008).

Os métodos de AICV são classificados em *midpoint* (ponto médio) e *endpoint* (ponto final). Para Pennington (2004), os métodos *midpoint* se limitam à modelagem quantitativa antes do fim do caminho do impacto, e ligam os resultados de ICV às categorias de impacto *midpoint*. Como exemplos de métodos *midpoint* tem-se o CML, EDIP, TRACI e USEtox, e como categorias de ponto médio tem-se: acidificação, diminuição da camada de ozônio, aquecimento global, ecotoxicidade, etc. Já como métodos *endpoint* têm-se como exemplos o Eco-indicator99 e o EPS, onde os aspectos ambientais provenientes do ICV são diretamente correlacionados aos danos finais. Pegoraro (2008) cita que os métodos *endpoint* apontam para categorias como: prejuízos à saúde humana, danos à qualidade do ecossistema, ou ameaça de extinção de espécies. Entretanto, o mesmo autor exalta que o uso dos métodos *endpoint* pode, porém, conduzir a maiores incertezas em comparação com os métodos *midpoint*.

Os métodos consolidados na literatura consideram os impactos ambientais globais e/ou relativos a regiões específicas, a exemplo do Canadá, Europa, Japão e Estados Unidos. Por

exemplo, como exposto na Tabela 2, o método LIME foi desenvolvido direcionado para as características ambientais do Japão, o Eco-Indicator99 considera as peculiaridades da Holanda e Suíça, e o TRACI para os Estados Unidos. Todos estes métodos assumem categorias de impacto de abrangência regional/local, com exceção daquelas categorias tidas como globais como o aquecimento global, e a depleção da camada de ozônio. Por isso, estes métodos não refletem necessariamente a situação de países como o Brasil, o qual ainda não possui métodos de AICV direcionados em específico para as características ambientais do país. Isto pode gerar inconvenientes análogos aos abordados quanto ao uso de dados de ICV estrangeiros em estudos nacionais, como incertezas, subtração de impactos ambientais relevantes, etc. Para tratar estes inconvenientes, além da necessidade de disponibilizar banco de dados de ICVs tendo em vista o contexto em que o estudo de ciclo de vida está inserido, Goedkoop (2005) e Silva e Kulay (2006) salientam sobre a necessidade da regionalização dos métodos de AICV.

No Brasil, com o andamento do PBACV o foco maior ainda está na elaboração dos ICVs, em especial para os setores de energia, combustíveis e transporte (FERREIRA et al., 2007). Contudo, alguns estudos sobre a AICV para o contexto brasileiro já iniciaram, como exemplos, os trabalhos de Pegoraro (2008), Tachard (2010) e Braga (2011).

Para reduzir os inconvenientes referentes ao uso de métodos de AICV estrangeiros em estudos nacionais, Dreyer et al. (2003) e Bovea e Gallardo (2004) sugerem que pode ser vantajoso adotar mais de um método. Bovea e Gallardo (2004) trabalhando com cinco diferentes métodos de AICV visando à seleção de materiais de menor impacto ambiental no desenvolvimento de embalagens, demonstraram que a escolha do método de impactos pode influenciar significativamente nos resultados e conclusões de uma ACV. Assim, a utilização de mais de um único método na avaliação de impactos é importante, pois permite verificar se as conclusões observadas permanecem constantes independentemente do método escolhido, ou se sofrem desvios, e em que magnitude, e quais as diferentes conclusões percebidas.

Tendo relatado os principais pontos pertinentes à técnica de ACV, a partir da próxima seção, são discutidos os pontos relativos ao produto painel MDP, iniciando-se pelas características do setor de base florestal no Brasil.

2.2. O setor nacional de base florestal

Mesmo tendo uma proporção de florestas nativas no Brasil muito maior do que a de florestas plantadas, para a Associação da Indústria de Madeira Processada Mecanicamente (ABIMCI, 2008), visando preservar as florestas nativas devidas às pressões ambientais, atualmente, busca-se pelo consumo de madeira proveniente de florestas plantadas.

As florestas plantadas no Brasil cobrem cerca de 6,5 milhões de hectares (ha), e para Garlipp (2008) a adoção das plantações florestais permite a produção concentrada da madeira, melhor acesso a matéria prima, elevada produtividade florestal, etc. Além disso, o Brasil está entre os dez países com maiores plantações florestais no mundo (VIDAL; HORA, 2011).

No Brasil os principais gêneros utilizados na produção de madeira reflorestada são o *Pinus* (espécies coníferas) e o *Eucalyptus* (espécies folhosas), ambos já consolidados no país. Conforme dados da Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF, 2012), em 2011, as áreas reflorestadas com eucalipto e pinus totalizaram 6.515.844 ha, com a participação relativa do eucalipto em 74,8% e do pinus em 25,2% da área reflorestada. A mesma fonte cita que a área de florestas com eucalipto está em franca expansão, com um crescimento de 2,5% em relação a 2010, e a de pinus apresentou decréscimo de 6,5% ao registrado em 2010, corroborando a tendência de redução das áreas como mostra o Figura 3.

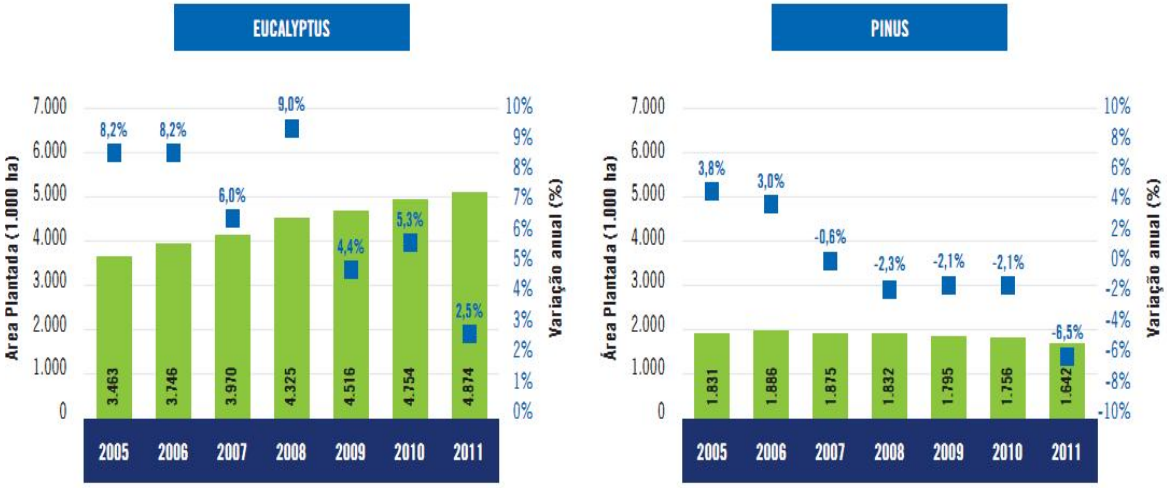

Figura 3 – Evolutivo da área de florestas plantadas com pinus e eucalipto no Brasil (2005-2011)
Fonte: ABRAF (2012)

Para ABRAF (2012) o aumento na disponibilidade de madeira para o eucalipto é resultado de um conjunto de fatores que favorece seu plantio em larga escala, como a alta produtividade florestal, o rápido crescimento em ciclo de curta rotação, investimentos em melhoramento genético e novas tecnologias de silvicultura. Por outro lado, a pequena queda para a área de florestas com pinus se deve a decisão de certas empresas em substituir gradativamente florestas com pinus por eucalipto ou por outras culturas.

Em termos geográficos, em 2011, da área total coberta por florestas de eucalipto (4.873.952 ha), 80,0% ficaram distribuídos da seguinte forma no país: 28,8% no estado de Minas Gerais, 21,2% em São Paulo, 12,5% na Bahia, 9,8% no Mato Grosso do Sul, 5,8% no Rio Grande do Sul, e 4,1% no Espírito Santos (ABRAF, 2012).

Tonello et al. (2008) afirmam que o setor florestal responde por 3,0% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional, perfazendo um total superior a US$ 30 bilhões na comercialização dos diversos produtos do setor. Sobre os produtos do setor de base florestal, estes podem ser subdivididos em dois grandes grupos como sugerido por ABIMCI (2012):

- **Não madeireiros:** englobam os produtos comercializados sem considerar a extração da madeira, como óleos, látex, resinas, corantes, etc; e
- **Madeireiros:** abrangem os produtos relacionados ao processamento primário, secundário ou terciário da madeira, como a madeira serrada, celulose e papel, painéis de madeira sólida, painéis reconstituídos, carvão vegetal, dentre outros.

Apesar desta classificação, o grupo dos não madeireiros soma apenas um pequeno percentual no volume de produtos do setor (ABRAF, 2012). Para os produtos madeireiros, Buainain e Batalha (2007) resumem as aplicações básicas da madeira na Figura 4.

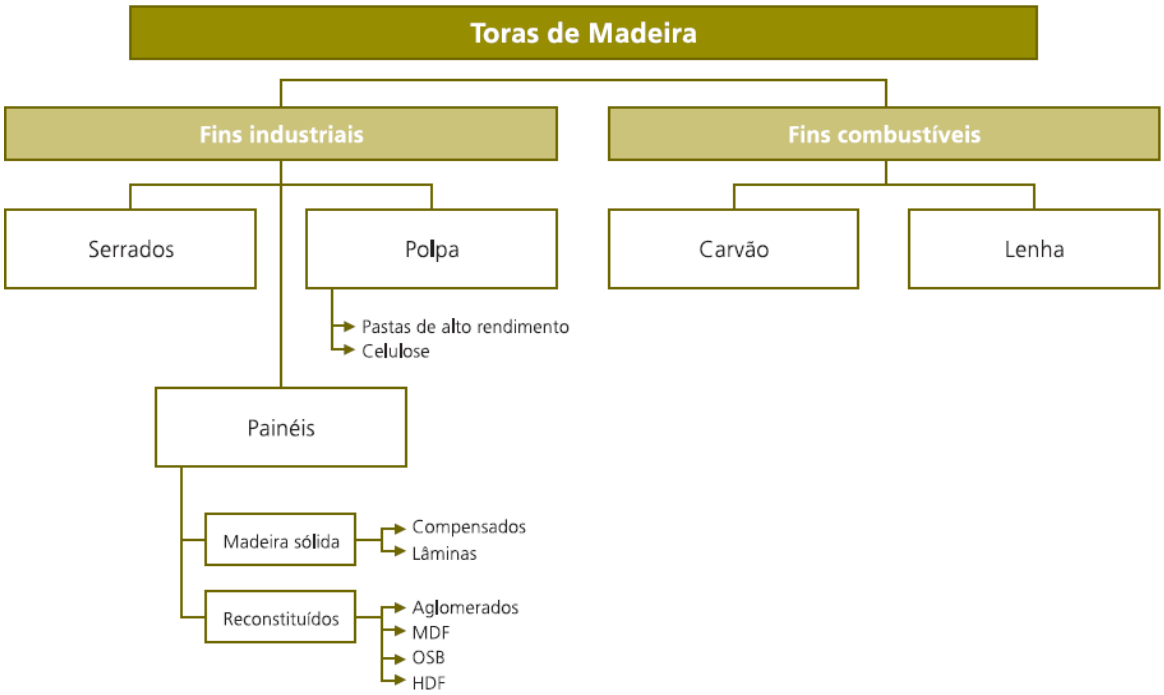

Figura 4 – Aplicações básicas da madeira
Fonte: Buainain e Batalha (2008)

ABRAF (2012) mostra que na distribuição da área de florestas plantadas de eucalipto e pinus entre os diversos segmentos industriais, se destacam, os setores de celulose e papel, siderurgia (fins energéticos) e painéis de madeira, totalizando mais de 90,0% do uso da área.

Dentre as aplicações da madeira Biazus et al. (2010) e Mattos et al. (2008) citam o setor de painéis de madeira, pois no Brasil apresenta grande dinamismo, reflexo da inequívoca

competitividade do setor florestal, da qualidade e da ampla aceitação do produto no mercado. Além disso, conforme ABIPA (2012a), entre 2010-2014 estão previstos investimentos da ordem de US$ 1,2 bilhões na indústria de painéis no país. E também, dados da Revista da Madeira (REMADE, 2009) mostram que a partir de 2010, a capacidade de produção de painéis de madeira aumentou em 66,0%, provando o destaque e crescimento do setor no país.

2.2.1. Painéis de madeira no Brasil

O setor de painéis de madeira no Brasil atualmente é o 3º maior segmento industrial de base florestal, ficando atrás da indústria de papel e celulose e siderurgia (ABRAF, 2012). Em termos mundiais, o Brasil está entre os dez maiores produtores de painéis de madeira no mundo, ficando em 6º lugar, em 2008 (BIAZUS et al., 2010).

Os painéis são produtos derivados da madeira que se resumem em duas categorias:

- **Madeira sólida:** também chamados de painéis de madeira processada mecanicamente, são formados por camadas de lâminas (compensados e laminados) ou sarrafos de madeira; e
- **Reconstituídos:** feitos com partículas ou fibras de madeira reconstituída, tendo como principais produtos: os aglomerados/*Medium Density Particleboard* (MDP), o *Oriented Strand Board* (OSB), o *Medium Density Fiberboard* (MDF), o *Hard Density Fiberboard* (HDF), o *Super Density Fiberboard* (SDF), e chapas isolantes (BIAZUS et al., 2010; IWAKIRI, 2005). Esta categoria engloba ainda outros materiais compósitos de menor expressão, como os painéis cimento-madeira, plástico-madeira e outros lignocelulósicos.

Mattos et al. (2008) utilizando uma base de dados da *Food and Agriculture Organization* (FAO), afirmam que os painéis compensados, aglomerado/MDP, MDF e chapas de fibras somam 97,0% do volume total de painéis de madeira consumidos mundialmente.

Quanto ao emprego dos painéis de madeira, estes servem tanto para a indústria de móveis quanto na construção civil. Mattos et al. (2008), entretanto, observam que a classe dos painéis de madeira sólida se mostra mais efetiva no mercado da construção civil. Já os painéis reconstituídos se concentram para aplicação no mercado moveleiro.

Dentre as duas classes, os painéis reconstituídos apresentam maior destaque econômico no mercado, pois são produtos de maior valor agregado e procura. Para Biazus et al. (2010), a maior importância dos painéis reconstituídos se observa em termos de produção, onde mundialmente, em 2008, 69,0% da produção mundial de painéis se referiram aos painéis reconstituídos, e 31,0% pelos painéis de madeira processada mecanicamente. Também, o autor conta que 73,0% da produção mundial se concentraram em dez países, estando em 1º lugar – China, 2º lugar – Estados Unidos, 3º lugar – Alemanha e em 6º lugar – Brasil.

Sobre os painéis reconstituídos, na sua comercialização estes são fornecidos em diferentes dimensões e acabamento. Para o acabamento, Iwakiri (2005) e Mattos et al. (2008) ressaltam que os painéis podem ser vendidos crus (in natura) ou revestidos. Quando revestidos, o processo de revestimento pode ocorrer dentro das próprias produtoras de painéis, com destaque para os padrões tipo BP e FF. Os painéis de madeira podem ser revestidos em uma face ou nas suas duas faces, em padrões como unicolores e madeirados. A seguir, são relacionados os principais tipos de revestimento existentes para os painéis de madeira.

- **Laminado de baixa pressão (BP):** lâmina de papel com gramatura de 70-180 g/m², impregnada com resina melamínica fundida ao painel pela ação de calor e pressão;
- **Laminado *Finish Foil* (FF):** lâmina de papel com gramatura de 30-60 g/m², colada ao painel utilizando-se resina, catalisador e calor;
- **Outros:** laminado de alta pressão (fórmica), lâmina natural de madeira, laminado plástico, laca, pintura, impressão, etc. No caso, são revestimentos mais frequentemente adotados quando o próprio cliente (empresa moveleira) realiza o acabamento dos painéis crus.

Quanto à produção nacional de painéis reconstituídos, dados da ABRAF (2012) mostram que a demanda e oferta nacional destes painéis tem aumentado, ilustrando o crescimento do setor. Porém, a ABIPA (2012a) informa que a produção nacional dos painéis se converge ainda para o mercado interno, ou seja, o Brasil não é um grande exportador de painéis de madeira reconstituída como pode ser visto no panorama da Tabela 3.

Tabela 3 – Principais painéis reconstituídos no Brasil: produção, importação, exportação e consumo interno

Produtos	**Volumes (m³) em 2010**			
	Produção	**Importação**	**Exportação**	**Consumo interno**
MDP	3.017.902	15.388	16.235	3.017.055
MDF	3.036.337	152.660	24.445	3.164.552
HDF	380.070	4.972	85.994	299.048
CONSOLIDADO	**6.434.309**	**173.020**	**126.674**	**6.480.655**

Fonte: ABIPA (2012a)

Com base na Tabela 3, se percebe o equilíbrio entre o volume de painéis produzidos com o consumo interno nacional. Desse modo, um dos desafios do setor de painéis reconstituídos é a sua expansão efetiva para o mercado externo. Vidal e Hora (2011) citam que o MDP, MDF e HDF, em 2010, representaram 78,0% da produção de painéis no Brasil.

Em termos econômicos o MDP e o MDF são os produtos de maior representatividade. Porém, o MDP se destaca na escala mundial, pois é o painel mais produzido e consumido no

mundo (BIAZUS et al., 2010). E por esta importância, a próxima seção se destina a abordar as características mercadológicas e técnicas deste produto.

2.2.2. O painel MDP no Brasil

A sigla MDP de *medium density particleboard* se refere ao painel de partículas de média densidade, produto derivado da madeira. O painel MDP é classificado como material composto ou compósito. Para Callister (2002) pode-se considerar um compósito como: "qualquer material multifásico que exiba uma proporção significativa das propriedades de ambas as fases que o constituem, de tal modo que é obtida uma melhor combinação de propriedades". Sobre as fases que constituem os compósitos, em geral, são apenas duas: uma é chamada de matriz, que é contínua e envolve a outra fase, chamada de fase dispersa ou de reforço (CALLISTER, 2002). O painel MDP é composto por matriz de adesivo sintético e a fase de reforço com partículas de madeira, as quais são combinadas com a aplicação de calor e pressão, se consolidando e dando origem ao painel. Por feito à base de fibras vegetais naturais, o MDP também é classificado como um compósito lignocelulósico.

ABIPA (2012b) o painel MDP é fabricado em três camadas, sendo as duas camadas de superfície constituídas de partículas com menores dimensões, e a camada interna do painel, formada por partículas maiores, como ilustra a Figura 5.

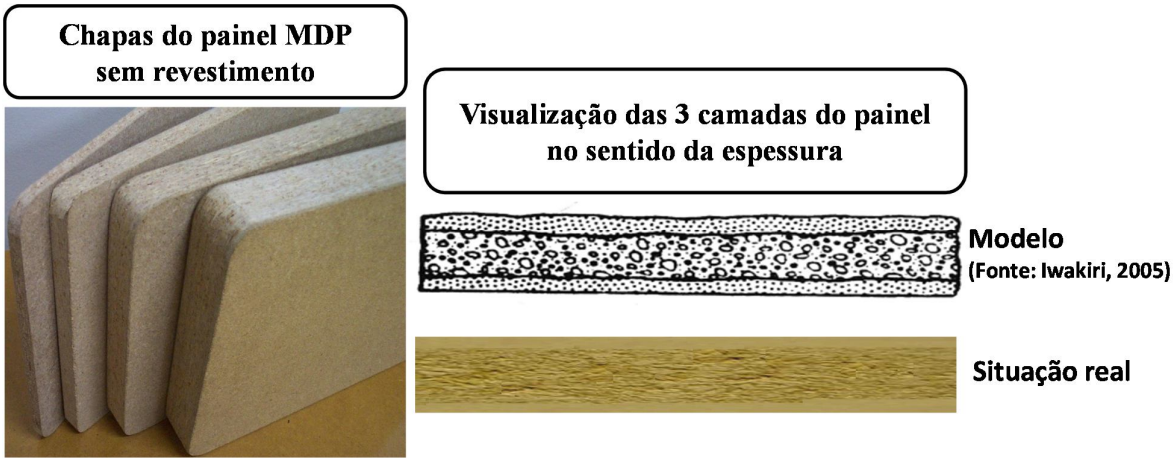

Figura 5 – Painel MDP sem revestimento e suas três camadas
Fonte: O autor

Na produção do painel MDP utiliza-se madeira de florestas plantadas, com destaque para o gênero *Eucalyptus*. O adesivo sintético aplicado na fabricação do painel tem como componentes básicos: a resina termofixa, em geral, ureia formaldeído (UF), a emulsão de parafina e o catalisador (cloreto/sulfato de amônio). Todavia, outros materiais podem ser

incorporados na forma de aditivos, como produtos preservantes contra biodegradadores, retardantes de fogo, etc, adicionados visando melhorar certas propriedades e/ou condições de fabricação dos painéis (IWAKIRI, 2005; MARRA, 1992).

O MDP é tido como a versão melhorada do painel aglomerado, que surgiu na Alemanha no início da década de 1940, se expandindo pelos demais países do mundo. Porém, em meados da década de 1990 o aglomerado passou a ser substituído pelo MDP, pelas melhorias técnicas ocorridas na qualidade no produto (BIAZUS et al., 2010; IWAKIRI, 2005; MATTOS et al., 2008). Entretanto, conforme Trianoski (2010), a sigla MDP ainda é referenciada pelo termo aglomerado em algumas fontes bibliográficas e também na indústria.

Além de ser o painel de madeira mais produzido e mais consumido no mundo, no Brasil, representa cerca de 50,0% da produção de painéis reconstituídos (ver Tabela 3). Porém, praticamente toda a produção é consumida no mercado interno, e para os casos de exportação do MDP, grande parte se concentra nos países sul-americanos, como Argentina, Colômbia, Bolívia, Paraguai e Peru, que em 2009, corresponderam por 94,0% do total das exportações do MDP brasileiro (ABRAF, 2010).

Quanto ao uso, o MDP é utilizado fundamentalmente na produção de móveis residenciais e comerciais de linhas retas (tampos de mesas, laterais de armários, estantes e divisórias) e, de forma secundária, na construção civil (BIAZUS, 2010). ABIPA (2012c) cita que cerca de 90,0% do painel MDP abastece o mercado mobiliário nacional.

Entre os principais motivos que tornam o MDP atrativo comercialmente, principalmente para o mercado de móveis, quando comparado com a madeira maciça, podem ser relacionados os benefícios citados por Dias (2008) e Tomaselli (2000) como a: inexistência de defeitos de anisotropia, resistência proporcional do painel no sentido da largura e do comprimento, eliminação de defeitos naturais da madeira, menor exigência quanto à qualidade da madeira (diâmetro de toras, forma do fuste, etc), e menor custo de produção e mão de obra.

Todavia, para que os benefícios abordados sejam atingíveis, na produção do painel MDP é importante que certos preceitos normativos sejam obedecidos. Tais preceitos encontram-se transcritos nas normas que regem os requisitos técnicos de qualidade dos painéis feitos de partículas de madeira, envolvendo a determinação de propriedades físicas e mecânicas. No Brasil, os ensaios para determinação dessas propriedades são realizados de acordo com a NBR 14810 (ABNT, 2006).

A produção do MDP no país se resume as produtoras: Arauco, Berneck, Duratex, Eucatex, Fibraplac e Masisa exibidas na Figura 6.

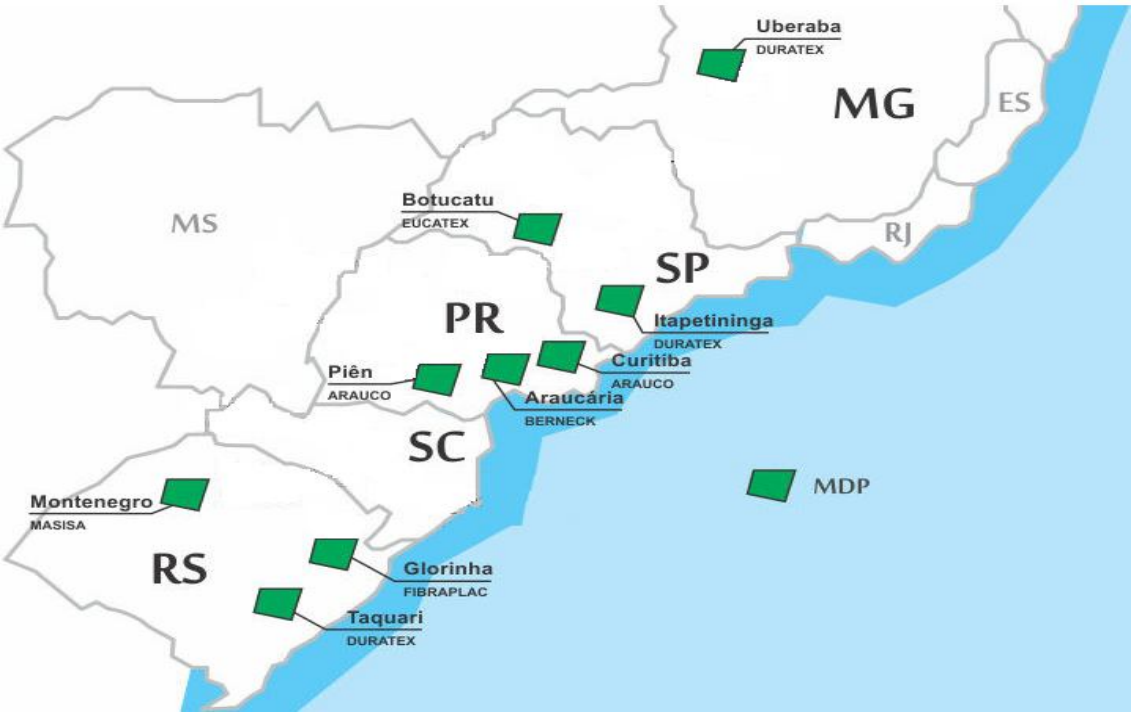

Figura 6 – Localização das produtoras de MDP no Brasil
Fonte: Adaptado de ABIPA (2012d)

A próxima seção discute sobre a cadeia produtiva do painel MDP no Brasil para as fases de produção florestal e industrial. Esta abordagem foi necessária para o melhor entendimento sobre as atividades produtivas no ciclo de vida do produto. Também, a seção aborda sobre os trabalhos já desenvolvidos focados na ACV para os painéis de madeira reconstituída.

2.3. O ciclo de vida do painel MDP

Em certas circunstâncias, pode ser conveniente realizar simplificações no ciclo de vida de um produto. Todd e Curran (1999) relatam sobre os tipos de estudos de ACV com base nas etapas consideradas do ciclo de vida, onde sugerem três classificações:

- ***Cradle to grave* (do berço ao túmulo):** considera todas as etapas do ciclo de vida;
- ***Cradle to gate* (do berço ao portão da fábrica):** considera a extração e beneficiamento de recursos naturais, e a fabricação dos produtos intermediários e do produto principal. Porém, elimina as etapas posteriores a fabricação;
- ***Gate to grave* (do portão da fábrica ao túmulo):** só considera as etapas de distribuição, uso e disposição final do produto principal;
- ***Gate to gate* (do portão ao portão da fábrica):** considera somente a etapa de fabricação do produto principal.

A escolha de qualquer uma das abordagens listadas depende do objetivo do estudo de ACV. Como no presente trabalho, o objetivo é avaliar o ciclo de vida da produção do painel MDP, definiu-se conveniente limitar seu ciclo à abrangência *cradle to gate.* Assim, as etapas do ciclo de vida do painel MDP podem ser resumidas aos subsistemas: produção florestal e produção industrial. O subsistema da produção florestal corresponde às atividades de produção de mudas, implantação da floresta, manejo da floresta, colheita e transporte da madeira; e a produção industrial, leva em conta o beneficiamento da madeira desde sua entrada no processo industrial até a saída do produto pronto para expedição. Cada um dos subsistemas é a seguir caracterizado conforme as práticas convencionais no Brasil.

2.3.1. Subsistema produção florestal

Aqui são descritas brevemente as principais atividades do subsistema produção florestal, focando no reflorestamento do eucalipto, pois como visto, se trata do gênero mais cultivado para a produção de painéis reconstituídos. O nível tecnológico das atividades é uma mescla de operações manuais, semi-mecanizadas e mecanizadas, onde se levou em conta as práticas convencionais de acordo com a tecnologia empregada em larga escala.

Produção de mudas

A produção de mudas é a primeira etapa da cadeia de produção florestal. As mudas são cultivadas em viveiros florestais num sistema produtivo adequado, visando o fornecimento da matéria prima principal para a atividade seguinte de implantação da floresta (DANIEL, 2007).

As práticas comuns nos viveiros de mudas incluem a melhoria genética, o controle de pragas e doenças, adição de nutrientes e irrigação (GALDIANO, 2006). As atividades específicas dentro do viveiro dependem do sistema de produção de mudas adotado.

Dentre os sistemas produtivos existentes, Daniel (2007) enfatiza o estaqueamento ou estaquia, pela grande difusão no cultivo de eucalipto. Conforme o autor, esta técnica é adotada na produção de mudas clonais, via assexuada, e permite formar povoamentos com características genéticas superiores num curto espaço de tempo, e em larga escala.

Para Daniel (2007) no sistema de estaquia dura de 3-4 meses, e as atividades passam pela coleta de brotos nos jardins clonais, preparo de recipientes, plantio dos brotos, casa de vegetação, casa de sombra, praças de rustificação e expedição para o campo (ver Figura 7).

Figura 7 – Produção de mudas: principais operações em viveiros com sistema de estaqueamento
Fonte: Imagens obtidas das empresas visitadas nesta pesquisa

Os principais recursos consumidos no cultivo das mudas para Daniel (2007) são: os recipientes para recebimento das mudas (sacos ou tubetes de polietileno), a água para irrigação das plantas e diluição de químicos, os nutrientes para adubação, os defensivos para controlar doenças e a propagação insetos, e o substrato que faz a ancoragem das mudas. As quantidades consumidas dos recursos variam com as necessidades do povoamento no viveiro.

Após a produção de mudas, a próxima atividade é a implantação da floresta, a qual envolve as fases de serviços preliminares, preparo do solo e plantio de mudas.

Serviços preliminares

Desconsiderando a necessidade de desmatamento do terreno, partindo de uma área já destinada para fins de silvicultura, os serviços preliminares se resumem as atividades de estudos da qualidade do solo, topografia e nivelamento do solo, e manutenção de estradas e aceiros, sendo essencial o uso de maquinário nestas operações como retroescavadeiras, motoniveladoras e tratores (DANIEL, 2007; SAAD, 1977).

A área destinada à implantação da floresta deve ser separada em talhões com até 300 m de largura, podendo chegar a 1000 m de comprimento, separados por aceiros de 4-5 m de largura, e 10 m de largura a cada 45-120 ha (DANIEL, 2007).

Preparo do solo

Após os serviços preliminares, inicia-se o preparo do solo que segundo Gonçalves e Stape (2002) e Sixel (2009) é o conjunto de operações usadas para elevar ou manter o nível de produtividade das florestas pela melhoria da condição física, química e biológica do solo.

O preparo do solo envolve as operações de: combate às formigas, capina química, arranjamento de resíduos, calagem, subsolagem e adubação de base. Todas estas operações requerem o uso de caminhões para o transporte dos implementos agrícolas, insumos e agrotóxicos, além de tratores para auxiliar nos trabalhos de campo como ilustra a Figura 8.

A periodicidade com que as operações de preparo do solo ocorrem numa mesma área para o caso do eucalipto, em média, é de 12-14 anos, visto que pode-se trabalhar com ciclo de 2 rotações com corte da madeira aos 6-7 anos (CAVICHIOLLO, 2001). Assim, o plantio de novas mudas somente é feito ao término do segundo ciclo, pois no fim o primeiro, adota-se a condução da rebrota partindo das cepas remanescentes.

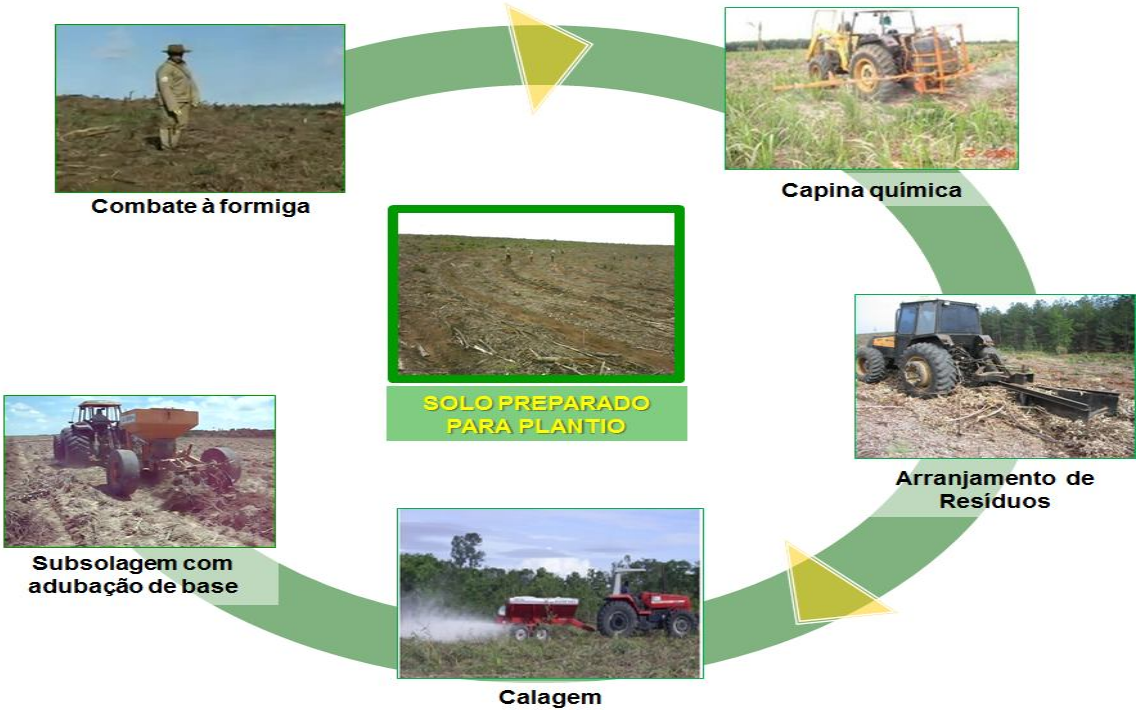

Figura 8 – Preparo do solo: principais operações de campo
Fonte: Imagens obtidas das empresas visitadas nesta pesquisa

No tocante às formigas, os gêneros mais importantes são a *Acromyrmex spp*, chamada "quenquém" e *Atta spp*, chamadas "saúvas" (ARRIGONE[1], 1991 *apud* DANIEL, 2007). No controle de formigas, pode-se utilizar o princípio ativo sulfluramida, na forma de iscas

[1] ARRIGONE, E. B. Palestras sobre formigas. In: **Memória de reunião de especialistas em controle alternativo de cupins e formigas**. Brasília: SEMA/IBAMA, 1991.

granuladas, aplicadas em geral, antes e após o plantio de mudas, manualmente, na ordem de 4 kg/ha (LARANJEIRO; ZANÚNCIO, 1995; WILCKEN et al., 2008).

A capina química visa combater o desenvolvimento de ervas daninhas na área de plantio. O controle das ervas ocorre com a aplicação de herbicidas, antes e após o plantio das mudas. Para isso, podem-se utilizar tratores com a carga herbicida diluída mais pulverizadores. No preparo do solo para a implantação de florestas de eucalipto, Gatin (2010) destaca a aplicação do herbicida glifosato, em dose média de 9,50 l/ha.

Na operação de arranjamento de resíduos (folhas, cascas, raízes, etc), Malinovski (2011) afirma que estes podem ser mantidos no talhão onde a floresta será implantada. Para o autor também é comum a utilização de trator com o implemento “limpa trilho”, que distribui os resíduos no campo, em conjunto com caminhão para a retirada de resíduos maiores.

A operação seguinte é a fertilização mineral do solo pela calagem com a aplicação de calcário. Para Bellote (2003a) a calagem objetiva a elevação dos teores de cálcio e magnésio nos solos, e a correção de pH. É aconselhável aplicar doses no máximo de 2 t/ha de calcário, e caso seja necessário uma dosagem maior, como 4 t/ha, sugere-se fazer em 2 aplicações, antes do plantio e 30-36 meses após o mesmo (BELLOTE, 2003a). A operação de calagem normalmente é motomecanizada, com trator agrícola mais um implemento adequado.

A subsolagem é uma técnica de revolvimento do solo muito empregada para solos compactos e pouco acidentados. Trata-se de uma operação de aração profunda do solo (superior a 30 cm) onde se utiliza como implemento o subsolador, acoplado num trator (SIXEL, 2009). Esta operação resulta em aumento na taxa de sobrevivência e crescimento das mudas, pois propicia o alcance das raízes a maiores profundidades no solo, redução de perdas por erosão, aumenta a conservação do solo, etc (SASAKI; GONÇALVES, 2005). Entretanto, outros implementos também podem ser adotados, como os convencionais arados e grades.

A etapa final que encerra a fase de preparo do solo é a adubação de base ou fundamental, que visa o fornecimento de nutrientes as espécies florestais que serão plantadas, como o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K) em formulações de NPK, podendo também estar presente em algumas circunstâncias microconstituintes de boro, zinco e cobre (SANTOS et al., 2007). A adubação de base pode ocorrer simultaneamente com a subsolagem, ou na fase de plantio com o auxílio de tratores.

Daniel (2007) afirma que na adubação as fórmulas NPK 10:34:6, 10:28:6, 5:30:10, 10:30:10 e 5:30:6 são usuais para o eucalipto. Santos et al. (2007) lembram que a escolha da formulação depende das características da cultura a ser implantada e das propriedades do solo.

Entre as fontes de NPK usuais na cultura do eucalipto, Santos et al. (2007) citam o uso do sulfato de amônio e a ureia como fontes de N; o superfosfato simples, superfosfato triplo e fosfato natural como fontes de P; e o cloreto de potássio como fonte de K. Bellote (2003b) e

Gonçalves (2005) citam como dados gerais a aplicação de 20-75 kg/ha de N, 30-120 de kg/ha de P e 20-80 kg/ha de K (dados também válidos para a adubação no manejo da floresta).

Concluído o preparo do solo, a próxima atividade é o plantio de mudas.

Plantio de mudas

Engloba as operações de plantio, irrigação e replantio (ver Figura 9). Porém, para Silva (2005) pode ainda ser inclusa a operação de adubação de plantio, com o fertilizante NPK quando a adubação de base não é feita na atividade de preparo do solo.

Figura 9 – Plantio de mudas: principais operações de campo
Fonte: Imagens obtidas das empresas visitadas nesta pesquisa

Ambiente Brasil (2012a) cita que operação de plantio de mudas pode ser através de:

- **Plantio manual:** consiste em realizar o balisamento e alinhamento, abertura de covas, distribuição de mudas e plantio propriamente dito; e
- **Plantio mecanizado:** um trator transporta as mudas e abre a cova com um disco sulcador enquanto um trabalhador distribui as mudas.

Para Silva (2005) o mais usual é que em áreas que foram subsoladas e quando as mudas estão em tubetes, seja feito plantio manual, com o auxilio de plantadeiras. Crestana e Moreira (2009) citam que em média no plantio do eucalipto plantam-se de 1.660-2.200 mudas/ha.

A irrigação visa fornecer a quantidade de água inicial necessária para que as plantas se desenvolvam no campo. É uma operação feita em épocas não chuvosas e Crestana e Moreira (2009) destacam que, em geral, apenas uma irrigação é suficiente, recomendando-se irrigar de

3-4 litros por planta no dia do plantio. Daniel (2007) cita que a água é transportada até o campo em caminhões pipa, e a irrigação é conduzida com carreta pipa tracionada por trator, munida de mangueiras com controlador de vazão de aplicação manual. Em certas circunstâncias, também pode ser feita a irrigação utilizando-se a tecnologia de hidrogel.

Assumindo-se que a adubação de base com o NPK foi feita no preparo do solo, a última operação é o replantio de mudas, o qual deve ser feita entre 15-45 dias após o plantio, quando a taxa de sobrevivência das mudas se mostrar na ordem de 90,0% (SILVA, 2005).

Manutenção da floresta

Uma vez que as mudas foram plantadas, então a fase de implantação da floresta cede espaço para as operações da atividade de manejo florestal, que incluem: os serviços de manutenção de estradas, os tratos culturais com combate às formigas e capina química, os tratos silviculturais de desrama e desbaste, calagem, adubação de cobertura, e adubação de manutenção ao longo do ciclo até a atividade de colheita e transporte da madeira.

Os serviços de manutenção de estradas são análogos aos serviços preliminares, que antecedem o preparo do solo, contudo, com foco no reparo dos acessos aos talhões.

Os tratos culturais de combate às formigas e a capina química são análogos as operações tomadas no preparo do solo. A aplicação de herbicidas e formicidas é importante para garantir a limpeza da área com as mudas plantadas, permitindo que elas atinjam porte suficiente para dominar a vegetação invasora e resistir ao ataque de formigas. Para Wilcken et al. (2008) as quantidades de pesticidas consumidos na manutenção da floresta variam de 1,5-3 kg/ha para o formicida sulfluramida e de 4-5 l/ha para o herbicida glifosato.

Nos tratos silviculurais são feitas as operações de desrama e desbaste. Para Yuba (2001) na desrama ou poda faz-se a retirada de galhos dos troncos das árvores, sendo a primeira desrama ao terceiro ou quarto ano da floresta, e a segunda desrama no quinto ou sexto ano, no caso do eucalipto. Esta operação para Ambiente Brasil (2012a) visa melhorar a qualidade da madeira pela obtenção de toras desprovidas de nós. Daniel (2007) cita que a desrama é feita em geral manualmente, com ferramentas como cerrotes, serras e tesourões.

O desbaste é um trato silvicultural que para Sixel (2008) pode ser de dois tipos: sistemático ou seletivo. Yuba (2001) define o desbaste como uma operação na qual é feita a retirada de algumas árvores da floresta visando a seleção das melhores para aumentar a produção de madeira utilizável, ou pela necessidade de abertura de trilhas no plantio. O desbaste pode ser feito utilizando-se motosserras.

Por último, a fertilização do solo com o calcário e NPK ocorrem também de acordo com as práticas citadas para o preparo do solo. Para a calagem, Santos et al. (2007) aconselham a aplicação de 2 t/ha de calcário próximo ao ano de corte da madeira. A adubação NPK, pode

ser classificada em: adubação de cobertura, que visa o suprimento de nutrientes para o crescimento das plantas nos 12 primeiros meses de vida (feita até 3 meses após o plantio); e a adubação de manutenção, que visa o suprimento de nutrientes durante o ciclo de vida das plantas até a idade de corte da madeira (até 6-7 anos para o eucalipto).

A Figura 10 ilustra as principais operações para a atividade de manutenção da floresta.

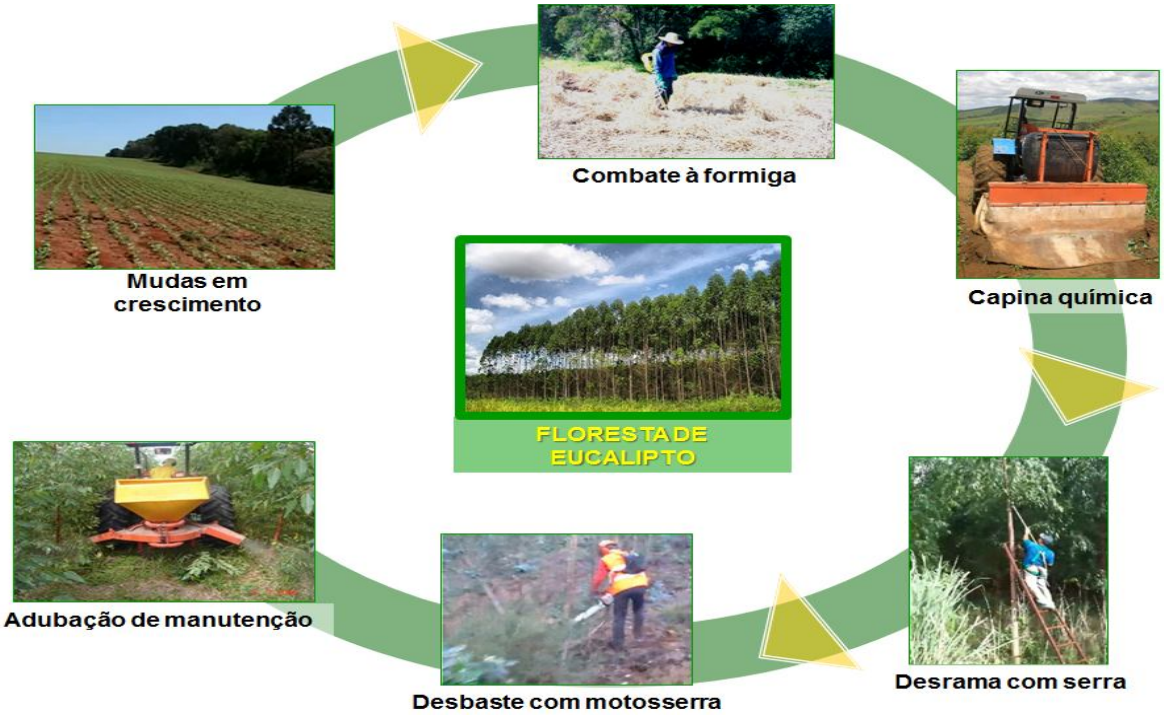

Figura 10 – Manutenção da floresta: principais operações no ciclo de crescimento da floresta
Fonte: Imagens obtidas das empresas visitadas nesta pesquisa

Colheita e transporte da madeira

As atividades de colheita e transporte da madeira envolvem operações complementares de processamento (desgalhamento, traçamento e descascamento), extração e carregamento da madeira para o transporte. Para Ambiente Brasil (2012b) a atividade de colheita e transporte é responsável por até 70,0% dos custos da madeira posta nas empresas. Isto se deve ao alto consumo de recursos não renováveis como o diesel e lubrificantes.

Malinovski e Malinovski (1998) explicam sobre os diversos sistemas para a colheita da madeira. No Brasil, os sistemas mais empregados no Brasil são o sistema de toras curtas e o de toras longas. Os sistemas de colheita atualmente são mecanizados, ficando os sistemas manuais mais restritos à obtenção de madeira para uso doméstico (MACHADO, 2008). Os trabalhos manuais se fazem mais efetivos nas empresas florestais apenas em casos mais específicos, onde a mecanização não é possível.

O corte da madeira é a operação de tombeamento das árvores. Para Machado (2008), no Brasil os principais meios utilizados para o corte são: motosseras (mais aplicado em locais de difícil acesso), *feller buncher* (tratores derrubadores e empilhadores), e *harvesters* (tratores derrubadores com cabeçotes processadores).

Após a colheita inicia-se o processamento, que inclui um conjunto de operações como o desgalhameto, o traçamento e descascamento da madeira colhida. Para Ambiente Brasil (2012c) o desgalhamento retira os galhos das árvores, e o traçamento reduz o fuste em toras menores. Os modos comuns de desgalhamento são: manual com machado, motosserra, ou uso de grade desgalhadora. Para o traçamento, usa-se motossera, cabeçote de *harvester*, ou o traçador mecânico. Por fim, o descascamento é a operação que visa retirar as cascas da madeira. Pode ser realizado no campo em sequência com as etapas de desgalhamento e traçamento, ou dentro da área fabril, após a madeira ter sido transportada até a indústria. Machado (2008) ressalta que muitas empresas têm aproveitado os resíduos do descascamento para fins energéticos no processo industrial, o que vem intensificando o descascamento dentro das fábricas, utilizando-se, em geral, o equipamento tambor rotativo.

A operação seguinte é a extração da madeira. Também chamado de transporte primário da madeira, conforme Machado (2008) esta operação pode ser feita por arraste, baldeio ou suspensão, e a escolha do tipo de extração está diretamente ligada às condições topográficas do terreno. O mesmo autor explica que na extração mecanizada em terrenos pouco acidentados pode-se optar pelos *forwarders* (tratores auto-carregáveis que fazem o baldeio da carga), ou tratores agrícolas com carretas. A extração por arraste da carga pode ser feita utilizando tratores florestais tipo *skidder*, e a extração por suspensão, menos adotada pelas empresas, utilizando teleférico.

A madeira extraída e deixada na beira da estrada passa pela operação de carregamento da madeira. Esta operação consiste em pegar a madeira e efetuar o carregamento do veículo de transporte (caminhões, composições veiculares, etc). Ambiente Brasil (2012c) como sistemas de carregamento: carregamento manual, com gruas hidráulicas adaptadas a tratores agrícolas, carregadores frontais com máquinas a base de rodas, e escavadeiras com garras.

A última operação que encerra as atividades relacionadas ao subsistema de produção florestal é o transporte da madeira. Para Daniel (2007) o transporte da madeira ocorre desde a floresta até o pátio da indústria predominantemente no Brasil, utilizando-se a malha rodoviária do país. Usam-se desde caminhões simples até as chamadas composições veiculares para grandes distâncias. A tendência é o uso de veículos de grande potência e de capacidade de carga, pelo elevado custo com consumo de combustível e pela distância de transporte (DANIEL, 2007; MACHADO et al., 2000).

O transporte de madeiras está atrelado às leis de transporte de cargas, onde no Brasil tem-se a “Lei da Balança”, que faz parte do Código Nacional de Trânsito. Machado et al. (2000) destacam como veículos para o transporte da madeira as composições Biminhão, Treminhão, Bitrem, Tritrem e Rodotrem. Machado (2008) cita como comprimento máximo usual para as composições veiculares até 22 m, e como peso da carga transportada até 42 t.

A Figura 11 ilustra as principais operações relacionadas à atividade de colheita e transporte da madeira, tendo em vista um sistema mecanizado com o *feller buncher* para a operação de corte, processador mecânico para o traçamento da madeira, *forwarder* para a extração das toras, escavadeira com garra para o carregamento da carga, e como veículo de transporte o bitrem; deixando o descasque das toras como uma operação a ser realizada dentro da indústria, e que portanto, está vinculada ao subsistema de produção industrial.

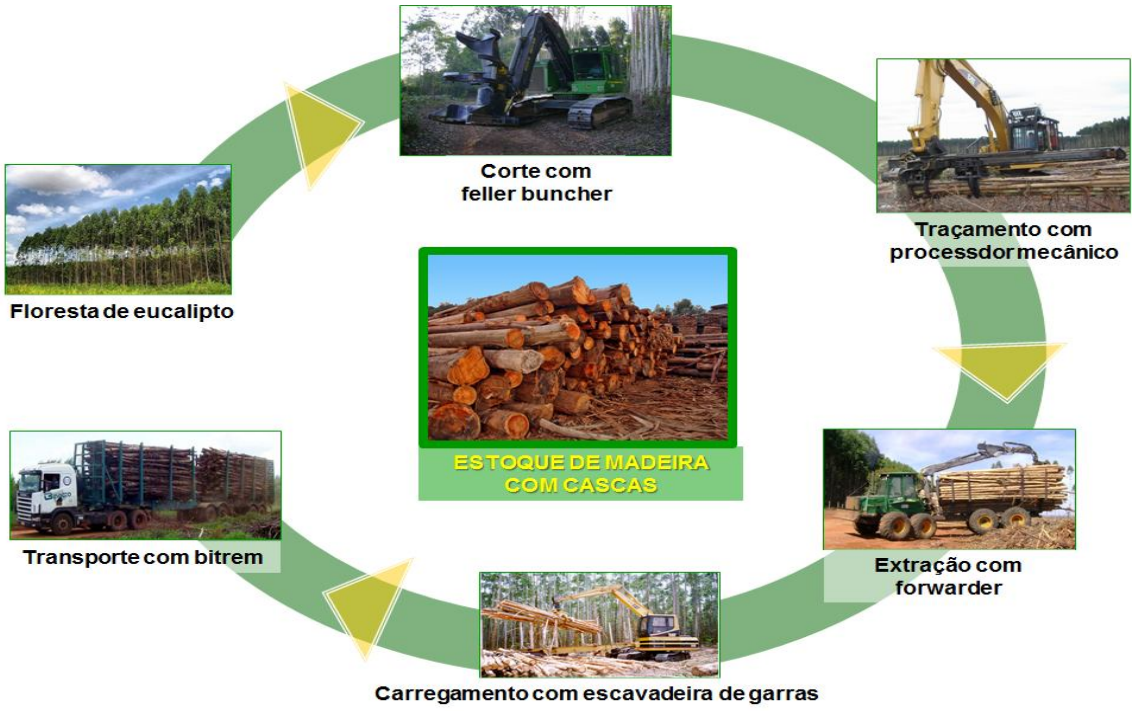

Figura 11 – Colheita e transporte da madeira: sistema mecanizado e principais operações
Fonte: Imagens obtidas das empresas visitadas nesta pesquisa

2.3.2. Subsistema produção industrial

A produção do painel MDP envolve as seguintes atividades: pátio de toras, descascamento da madeira, geração de cavacos, geração de *flakes*, planta de energia, secagem, classificação, encolagem, formação do colchão, pré-prensagem e prensagem, acondicionamento, acabamento, estocagem e expedição. Todas estas atividades consumem principalmente energia elétrica para o maquinário de processamento e transporte da madeira e

insumos. Cada atividade citada é descrita a seguir com base na bibliografia consultada e na experiência profissional do autor para o setor de painéis de madeira.

Pátio de toras

Ao chegar na fábrica, as toras de madeira com comprimento típico de seis metros são armazenadas no pátio de toras. No pátio, a madeira é armazenada por um tempo até que ocorra uma homogeneidade na umidade do material antes do processamento. O descarregamento das toras dos caminhões ou composições veiculares e o carregamento das mesmas para o processo industrial é feito através de carregadores mecânicos.

Descascamento da madeira

Aqui são retiradas as cascas da madeira que podem ocupar de 10-15% do volume das toras (IWAKIRI, 2005). Os equipamentos utilizados no descasque são variados, entretanto, maior destaque merece o tambor rotativo de fricção. As toras são carregadas e postas numa mesa alimentadora que abastece o tambor descascador. O descascador de tambor promove a fricção entre as toras pelo movimento de suas partes internas, fazendo com que a casca seja removida. A casca retirada é aproveitada como biomassa na geração de energia térmica para o processo de fabricação do MDP, e as toras descascadas seguem para a próxima atividade.

Geração de cavacos

Nesta parte emprega-se o picador florestal, que fragmenta as toras em pequenos pedaços conhecidos por cavacos ou *chips*, com dimensões médias de 50 x 50 x 4 mm. Após a picagem, os cavacos são dirigidos para grandes silos de armazenamento. Os silos de armazenamento também protegem os cavacos contra intempéries, principalmente, a umidade.

Geração de flakes

Do silo de armazenamento os cavacos seguem para processamento num conjunto de equipamentos denominados moinhos martelo, cepilhadores ou *ring flakers*. Nesta operação os cavacos são reduzidos a partículas de madeira chamadas *flakes*. Para Iwakiri (2005) as dimensões do *flakes* gerados depende da umidade das partículas, das distâncias entre as facas do equipamento e das características desejadas ao painel de madeira.

Planta de Energia

As cascas após serem retiradas da madeira são processadas em picadores e armazenadas em locais adequados, como silos. Esse resíduo na maioria dos casos é aproveitado para suprir parte da necessidade energética da unidade industrial, em especial, para a geração do calor

necessário nos processos de secagem dos *flakes* e de aquecimento do óleo térmico utilizado na fase de prensagem à quente do colchão com madeira e adesivo. Na planta de energia, também é comum a aplicação de outros combustíveis, compondo um mix energético junto com as cascas de madeira, como o pó de madeira (gerado em diversas etapas do processo industrial), o óleo diesel e o óleo BPF (baixo ponto de fluidez).

Secagem de partículas

A secagem das partículas é feita com o gás quente oriundo da planta de energia, principalmente, pela queima dos combustíveis utilizados. A etapa de secagem ocorre em secadores de tubos rotativos, de um ou três passos. Iwakiri (2005) explica que a umidade dos *flakes* é reduzida a valores abaixo dos 3,0% na saída do secador e o processo de secagem ocorre a uma temperatura média de 180ºC.

Classificação de partículas

Para Iwakiri (2005) as partículas secas são classificadas através de peneiras vibratórias (classificador de peneiras) e classificadores pneumáticos (multiciclones). As partículas são separadas conforme suas dimensões em quatro grupos: *oversize*, material de camada interna (CI), material de camada externa (CE) e pó. As partículas *oversize* são maiores que as de CI, que têm maiores dimensões do que as de CE, que por sua vez, são maiores que o pó.

Nas peneiras, as partículas são separadas em material de CE, pó e uma mistura de "CI + *oversize*". O material de CE e o pó seguem, respectivamente, cada um para seu silo de armazenamento. A mistura "CI + *oversize*" segue para a classificação a ar, onde há a separação do material de CI do *oversize* por gravimetria. O material de CI segue para um silo de armazenagem temporário. As partículas *oversize* são dirigidas para moinhos que fazem sua redução de granulometria, e depois retornam ao processo como material de CE.

As partículas de CI e CE são enviadas para a etapa de encolagem em circuitos independentes, e o pó de madeira é enviado para a planta de energia.

Encolagem das partículas

No processo de encolagem as partículas de CI e CE são misturadas ao adesivo sintético. Este adesivo é composto pela resina ureia formaldeído (UF) responsável pela adesão/colagem das partículas, catalisador (cloreto/sulfato de amônia), e a emulsão de parafina que melhora as propriedades do produto acabado quanto à higroscopicidade (IWAKIRI, 2005; MALONEY, 1993). A porcentagem de resina aplicada é de 9-12% do peso das partículas de madeira, e a emulsão de parafina até 1,0% do peso do sólido resinoso (IWAKIRI, 2005).

O processo de encolagem visa misturar as partículas de madeira com o adesivo, que é normalmente pulverizado dentro das encoladeiras. Em geral, utilizam-se duas máquinas, uma para a encolagem do material de CI e outra para o material de CE.

Depois da madeira, o principal constituinte do painel MDP é a resina UF, a qual é o principal tipo de resina utilizada na produção de compósitos à base de madeira, sendo que a cadeia produtiva da resina UF pode ser consultada em Wilson (2009).

Formação do Colchão

As partículas encoladas são direcionadas para estações espalhadoras chamadas formadoras, que distribuem o material de CE e CI formando um colchão de material encolado, onde as partículas de CI ficam dispostas na região central ou miolo do painel, e as partículas de CE dispostas nas camadas externas do painel, formando três camadas. As formadoras montam as camadas de partículas sobre esteiras contínuas com larguras definidas, levando em conta a densidade e a espessura requerida para o painel. O colchão de partículas encoladas é submetido posteriormente ao processo de pré-prensagem.

Pré-prensagem e prensagem à quente

O colchão formado passa pela pré-prensagem, que compacta o mesmo, retirando o excesso de ar localizado no interior do colchão, e efetua uma ligeira redução de espessura do mesmo através de uma força aplicada perpendicularmente ao painel (IWAKIRI, 2005).

Após a pré-prensagem, a prensagem à quente ocorre normalmente em prensa contínua, ocorrendo a consolidação do colchão por meio da aplicação de pressão e temperatura, que promove a reação química do adesivo (cura da resina) e consequente adesão das partículas, densificando o colchão até a espessura desejada ao painel de madeira. As principais variáveis de processo na prensagem para Iwakiri et al. (1999) são: temperatura, pressão e tempo de prensagem. Na saída da prensa o painel MDP passa pela atividade de acondicionamento.

Acondicionamento

O painel consolidado na prensagem, passa pela etapa de corte em serras que operam diagonalmente, em velocidade combinada ao avanço da esteira que transporta o painel. Ao mesmo tempo, têm-se serras longitudinais que usinam o painel no sentido de seu comprimento para a retirada de rebarbas e lascas soltas, definindo suas dimensões comercias.

Após a uniformização de suas dimensões o painel MDP é resfriado. O painel passa por acumuladores ou resfriadores giratórios que reduzem a temperatura dos painéis, acondicionando-os com o ambiente. Cada painel resfriado passa por um período de maturação

durante armazenagem em estoque intermediário por 24-72 horas. Este processo de maturação é importante para que as reações residuais da resina UF se completem.

Acabamento

Tendo completada a maturação, os painéis são lixados em uma linha de acabamento com lixadeiras que uniformizam a espessura dos painéis e removem irregularidades das superfícies dos mesmos, proporcionando as condições necessárias de superfície para que o processo de revestimento dos painéis seja viabilizado. Entretanto, os painéis lixados nem sempre são comercializados revestidos, sendo de 40-60% da produção vendida in natura (informação retirada na presente pesquisa). Entre os tipos de revestimento decorativos existentes, os padrões de laminação BP e FF estão entre os mais comuns, sendo feitos normalmente dentro da própria indústria produtora de painéis (BIAZUS et al., 2010).

Estoque e expedição

A estocagem dos painéis é feita em galpões, de grandes áreas e cobertos. Os painéis são agrupados em pacotes ou pilhas com altura típica de 600 mm. Na formação dos pacotes, consomem-se materiais como fita poliéster para cintamento e proteção dos pacotes, capas e pontaletes/calços de madeira, e cantoneiras de papelão. No transporte dos pacotes para os galpões e/ou dos galpões para os caminhões onde ocorre a expedição dos produtos, utilizam-se empilhadeiras. Assim, tendo realizado o estoque dos produtos para expedição, se encerram as atividades do ciclo de vida do painel MDP para a abrangência *cradle to gate*.

A Figura 12 ilustra as principais atividades no subsistema de produção industrial do painel MDP.

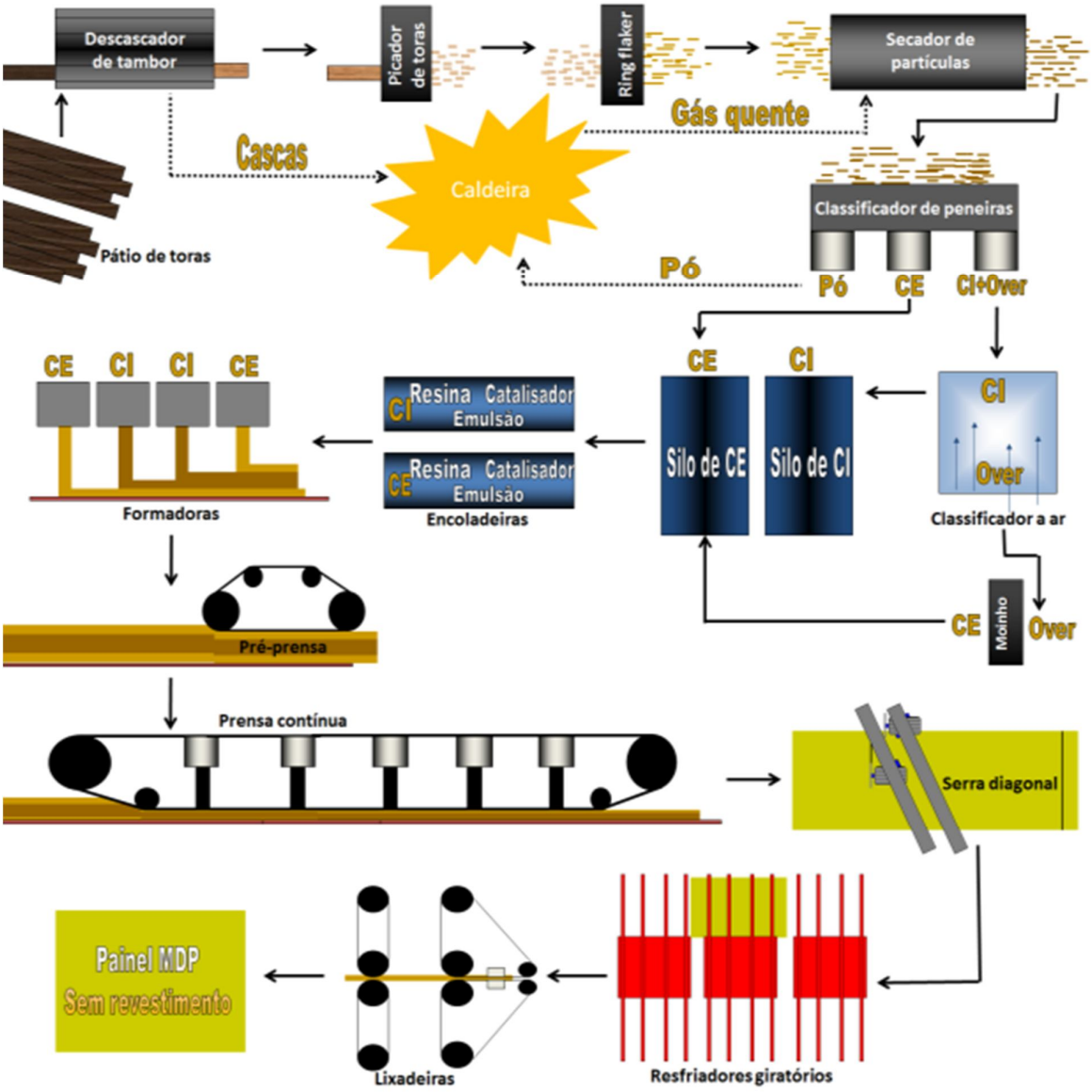

Figura 12 – Produção industrial: processo de fabricação do painel MDP
Fonte: O autor

Na Figura 12 tem-se um fluxo geral referente às principais atividades requeridas para produzir o painel MDP. Alguns processos auxiliares estão omitidos na figura, como a central de abastecimento de energia elétrica, a "cozinha de cola", que é o local onde o adesivo é preparado antes de sua mistura com as partículas de madeira, etc. Todavia, o esquema mostrado ilustra satisfatoriamente as principais atividades para a manufatura do painel MDP.

A Figura 13 resume todas as atividades do ciclo de vida do painel MDP produzido no Brasil, na visão *cradle to gate*, para os subsistemas de produção florestal e de produção industrial do produto.

Figura 13 – O ciclo de vida da produção do painel MDP no Brasil
Fonte: Imagens obtidas das empresas visitadas nesta pesquisa

2.3.3. Estudos de ACV sobre painéis de madeira

Atualmente, no Brasil são poucos os trabalhos de ACV voltados para os produtos oriundos do setor de base florestal. Considerando um levantamento feito por Ribeiro (2009), o autor listou todas as teses e dissertações publicadas sobre o assunto até o ano de 2008, totalizando 111 trabalhos. Somando a este subtotal, as demais dissertações e teses publicadas entre 2009 e Maio de 2012, mediante levantamento realizado nesta dissertação junto ao banco de teses da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, 2012), e

na lista de teses e dissertações da “Comunidade ACV” (IBICT, 2012) tem-se 159 publicações. Desse total, 17 trabalhos ou 10,7% estão relacionados ao segmento produtivo florestal, com destaque para os casos de embalagens e os setores moveleiro e da construção civil. A Tabela 4 mostra um resumo destes trabalhos publicados no Brasil que envolveram a madeira e/ou seus produtos derivados como objeto de pesquisa.

Tabela 4 – Teses e dissertações de ACV publicadas no Brasil envolvendo a madeira e/ou seus derivados

	Autor	Título	Ano	Tipo
1.	Gisela de Andrade Brugnara	Florestas, madeira e habitações: análise energética e ambiental da produção e uso de madeira como contribuição para o desafio da valorização da floresta	2001	Mestrado
2.	Marcelo Geraldo Teixeira	Aplicação de conceitos da ecologia industrial para a produção de materiais ecológicos: o exemplo do resíduo de madeira	2005	Mestrado
3.	Guilherme de Paula Galdiano	Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil	2006	Mestrado
4.	Ana Carolina Balalotti Passuello	Aplicação da avaliação de ciclo de vida em embalagens descartáveis para frutas: estudo de caso	2007	Mestrado
5.	João Carlos de Almeida Mieli	Sistemas de avaliação ambiental na indústria de celulose e papel	2007	Doutorado
6.	Luciane Sartori	Avaliação comparativa de desempenho ambiental de duas caixas de carga de semi-reboque bitrem graneleiro: compósito natural versus compósito sintético	2007	Mestrado
7.	Marilí de Lima Ferreira Brandão	*Design* sustentável: o uso da matéria prima renovável um estudo de caso da produção do couro vegetal no norte do Brasil	2007	Mestrado
8.	Marcos Aurélio Zoldan	Análise dos requisitos organizacionais para a avaliação do ciclo de vida (ACV) de produtos madeireiros	2008	Mestrado
9.	Debora Baraun	Sistema de gestão ambiental (SGA): uma aplicação na produção de papel reciclado artesanal com adição de diferentes frações mássicas de fibra de bananeira	2009	Mestrado
10.	Denise Porn	Análise das práticas do desenvolvimento de móveis estofados de alto padrão em empresas de pequeno porte, à luz dos conceitos da ecoeficiência	2009	Mestrado
11.	Glória Lucía Rodríguez Correia	O *design* na indústria moveleira brasileira e seus aspectos sustentáveis: estudo de caso no	2009	Mestrado

	de Arruda	pólo moveleiro de Arapongas-PR		
12.	Anna Freita Portela de Souza	A sustentabilidade no uso da madeira de floresta plantada na construção civil	2010	Mestrado
13.	Jacidio da Silva	Tratamento de resíduos, impactos e dinâmica ambiental na indústria moveleira de Arapongas – Paraná	2010	Mestrado
14.	Kátia Andréa Carvalhaes Pêgo	A Inserção de parâmetros ambientais no desenvolvimento de produtos: caso categoria móveis de madeira	2010	Mestrado
15.	Maria Fernanda Nóbrega dos Santos	Análise dos impactos na construção civil: avaliação do ciclo de vida em chapas de partículas para forros	2010	Mestrado
16.	Mariana Fonseca Braga	O *ecodesign* na marcenaria da ASMARE BH: um estudo de caso	2010	Mestrado
17.	Diogo Aparecido Lopes Silva	Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil	2012	Mestrado

Com base na tabela acima, e desconsiderando a presente dissertação, constata-se que apenas dois estudos de ACV foram encontrados sobre painéis de madeira, sendo um conduzido por Sartori (2007) na comparação de desempenho ambiental de dois tipos de painéis usados na fabricação de caixas de carga de semi-reboques para o transporte de grãos; e outro feito por Santos (2010), num comparativo de ACV, em escala laboratorial, onde analisou os impactos ambientais de painéis reconstituídos fabricados com diferentes tipos de resíduos, para fins habitacionais na construção civil. Entretanto, nenhuma tese ou dissertação de ACV sobre os painéis reconstituídos já consolidados no mercado, produzidos pela indústria brasileira, como o painel MDP, foi encontrada durante a pesquisa.

Pela ausência de trabalhos nacionais de ACV para os painéis reconstituídos largamente produzidos pela indústria brasileira, a seguir, são referenciadas publicações sobre estudos do ciclo de vida para alguns dos produtos estrangeiros equivalentes ao MDP brasileiro, e comumente denominados na literatura como *particleboard*.

Inicialmente, vale exaltar os trabalhos de Rivela et al. (2006) e Wilson (2008), que objetivaram estabelecer o inventário do ciclo de vida do painel MDP.

Rivela et al. (2006) abordaram o caso do MDP produzido na Espanha, onde os autores assumiram o estudo como *cradle to gate*, por abordarem a distribuição das matérias primas até a fase de produção industrial. A madeira utilizada na produção dos painéis foi assumida como resíduos da produção florestal (cavacos e serragem de outras indústrias), e os impactos associados ao cultivo da madeira não foram inventariados. Assim, na prática, o estudo é do tipo *gate to gate*, com foco na fase de produção industrial. Também é importante frisar que no

Brasil, o usual é a utilização de madeira virgem, cultivada especificamente para a produção dos painéis de madeira, sem o emprego de resíduos como matéria prima complementar.

Outro ponto técnico relevante no trabalho de Rivela et al. (2006) foi terem assumido a existência de cogeração de energia no processo industrial, através da geração simultânea de calor e eletricidade pela combustão de parte dos resíduos de madeira utilizados no processo. Esta consideração no Brasil também não é uma ação de praxe executada.

O ICV disponível em Rivela et al. (2006) está subdivido em três partes que envolvem as seguintes atividades: Preparação da Madeira – compreendendo o descascamento da madeira, geração, secagem e armazenamento das partículas; Montagem do Painel – envolvendo a classificação de partículas, preparação do adesivo, formação e prensagem do colchão; e Acabamento – considerando o acondicionameto, lixamento e expedição dos painéis. A etapa com os maiores níveis de consumo de recursos foi a Preparação da Madeira, visto que é a etapa onde se consome mais energia, para a geração e secagem de partículas. Além disso, as principais saídas foram as emissões ao ar, sendo oriundas principalmente também da etapa de Preparação da Madeira, devida as emissões decorrentes do processo de secagem de partículas.

O relatório de Wilson (2008) mostra um estudo com resultados de análise de inventário para o MDP produzido nos Estados Unidos numa visão *cradle to gate*, onde no sistema avaliado, assim como em Rivela et al. (2006), assumiu-se o uso de resíduos de madeira como fonte de matéria prima, porém, sem a existência de cogeração no processo industrial. A fronteira do sistema de Wilson (2008) levou em conta os aspectos ambientais oriundos da cadeia produtiva da produção da resina UF, dos combustíveis consumidos, do fornecimento de eletricidade, da geração dos resíduos de madeira, e os sistemas de transporte envolvidos.

Comparando-se os resultados de ICV de Rivela et al. (2006) e Wilson (2008), numa abordagem *gate to gate*, para a fase de produção industrial, percebe-se que os dados de entrada como o consumo de materiais e energia são muito parecidos, assim como as emissões gasosas de particulados e formaldeído. Já as principais diferenças constatadas foram para o consumo de água e para as demais emissões gasosas. O estudo de Wilson (2008) mostra-se mais completo em termos de emissões inventariados, e além disso, contemplou a cadeia produtiva da madeira em seu estudo.

O referido relatório de Wilson (2008) posteriormente foi publicado, em 2010, na revista *Wood and Fiber Science* como *Life-cycle Inventory of Particleboard in terms of Resources, Emissions, Energy, and Carbon*, o qual é comentado a seguir.

Wilson (2010a) analisou seu inventário mostrando que as principais emissões advindas do processo industrial foram: o formaldeído, o metanol, os particulados, o fenol e os *volatile organic compounds* (VOCs) As emissões se concentraram nos processos de geração e

secagem de partículas como sugerido em Rivela et al. (2006), mas também nos processos de prensagem do colchão, e no lixamento do painel.

Analisando o consumo de energia, Wilson (2010a) concluiu que a queima de resíduos de madeira para a geração de calor correspondeu por 25,0% da energia consumida na matriz energética do processo industrial. Wilson (2010a) ressalta que este aproveitamento de resíduos para gerar energia é importante, visto que a madeira é renovável, e assim, assume-se como uma matéria prima de impacto ambiental neutro na questão do aquecimento global. Além disso, Wilson (2010a) considerou a questão do sequestro e armazenamento de carbono na madeira durante seu ciclo de vida, detalhe não contemplado em Rivela et al. (2006). O estudo mostrou resultados favoráveis quanto à Pegada de Carbono, visto que na produção de 1 m³ de MDP, removeu-se da atmosfera 1.290 kg CO_2-eq., compensando as saídas de 392 kg CO_2-eq. na forma de GEEs oriundos da queima de combustíveis fósseis, como o diesel, utilizado na geração de energia no processo industrial e para os processos de transporte dos insumos (WILSON, 2010a).

Ao contrário de Rivela et al. (2006), Wilson (2010a) considerou dentro da abordagem *cradle to gate* do estudo a fase de produção florestal para as condições dos Estados Unidos, incluindo as atividades de preparo do terreno, plantio, manutenção da floresta, e colheita e transporte da madeira. Os dados de inventário para esta fase foram extraídos de Johnson et al. (2005). Todavia, por serem atividades realizadas em outro país e para outras condições, as atividades florestais abordadas são em alguns pontos muito distintas em comparação com as realizadas no Brasil e resumidas esquematicamente nas figuras de 7 a 11.

A ACV do painel MDP para Portugal, foi feita por Garcia (2010) tendo como base de dados informações da literatura, incluindo os trabalhos de Rivela et al. (2006) e Wilson (2010a). O estudo apresenta duas abordagens, uma *cradle to gate*, e a outra *cradle to grave*. Para a abordagem *cradle to grave* as discussões seguirão as conclusões de uma publicação mais recente, disponível em Garcia e Freire (2012).

Analogamente à Rivela et al. (2006) e Wilson (2010a), no estudo de Garcia (2010) também assumiu-se o uso de resíduos de madeira como fonte de matéria prima, e a existência de cogeração no processo industrial à semelhança de Rivela et al. (2006). Para a avaliação *cradle to gate* Garcia (2010) levou em conta a fase de produção florestal como Wilson (2010a). Todavia, as práticas florestais tomadas também foram diferentes em comparação com as práticas no Brasil. Por exemplo, no estudo assumiu-se o cultivo de pinheiro bravo, espécie do gênero pinus típica na Europa. Para este tipo de cultivo o consumo de fertilizantes, e pesticidas não foram contabilizados. Os dados de inventário referente à produção florestal para o contexto português foram extraídos de Dias et al. (2007) e Nunes (2008).

Além de disponibilizar um inventário do ciclo de vida para a produção do painel MDP para o contexto português, Garcia (2010) avaliou também os impactos ambientais potenciais relacionados ao ciclo de vida do produto pelo método CML. O autor levou em conta durante a modelagem do ciclo de vida a cadeia produtiva de diversos insumos como a produção da resina UF, a geração dos resíduos de madeira, o mix energético português, os diferentes tipos de sistemas de transporte para as matérias primas e insumos utilizados, etc. Como conclusões, Garcia (2010) observou que a produção da resina UF foi o processo com mais impactos ambientais para a maioria das categorias de impacto analisadas, sendo responsável entre 38,0 e 59,0% de todos os impactos no ciclo *cradle to gate*, e ainda, por 59,0% do consumo de energia não renovável no ciclo. As categorias com os maiores impactos potenciais foram: a depleção dos recursos abióticos, acidificação, eutrofização e o aquecimento global.

Para a análise *cradle to grave* Garcia e Freire (2012) consideraram três diferentes estratégias de fim de vida para os painéis de madeira: disposição em aterro sanitário, incineração e reciclagem. Porém, dentro desta abrangência, para a fase de uso do painel, uma limitação foi não considerar a aplicação dada ao produto e para a estratégia de reciclagem, a modelagem do ciclo de vida foi feita de forma simplificada. Sobre os resultados, utilizando o método ReCiPe, verificaram que a reciclagem apresentou-se como a melhor opção de fim de vida, pois o reuso dos painéis permite a economia no uso dos resíduos de madeira.

Outros trabalhos realizados sobre a ACV para os painéis de madeira produzidos no mundo são: Mitchell e Stevens (2009), Rivela et al. (2007) e Wilson (2010b), sendo que esses autores estudaram o ciclo de vida do produto painel MDF; e González-García et al. (2009) para o painel HDF. Além disso, também se ressaltam os trabalhos feitos pelo CORRIM, que desde 2000, inventariou o ciclo de vida de 25 produtos à base de madeira (PUETTMANN et al., 2010), merecendo destaque na categoria dos painéis de madeira: painel OSB – Kline (2005), painel LVL (*Laminated Venner Lumber*) – Wilson e Dancer (2004), painel compensado – Wilson e Sakimoto (2005), e o painel MLC (Madeira Laminada Colada) – Puettmann e Wilson (2004). Além disso, em Wilson (2009) também foram inventariados o ciclo de vida das principais resinas utilizadas na produção dos painéis de madeira, incluindo a resina UF, e suas correlatas, resina melamina ureia formaldeído (MUF), resina fenol formaldeído, e resina fenol resorcinol formaldeído. Todas estas publicações encontram-se disponíveis também na base de dados USLCI dos Estados Unidos.

Por fim, Schweinle (2007) exalta sobre a importância de cada vez mais e mais trabalhos de ACV para os produtos à base de madeira serem conduzidos. Para o autor, numa pesquisa junto à revista *International Journal of Life Cycle Assessment*, desde a criação da categoria "*Wood & Other Renewable Resources*", em 2005/2006, o número de submissões de manuscritos cresceu notavelmente, sendo os principais tópicos de pesquisa nesta categoria:

- Estudos de casos sobre produtos provenientes de recursos renováveis;
- Estudos de casos sobre a geração de bioenergia e biocombustíveis;
- Avaliações comparativas de produtos de fontes renováveis e não renováveis;
- Avaliações comparativas de bioenergia e energias não renováveis;
- Engenharia do ciclo de vida de novos e inovadores produtos baseados em recursos renováveis (por exemplo, compósitos plástico-madeira, cimento-madeira, etc);
- Avaliação de recursos renováveis com foco especial na questão do uso do solo; e
- Desenvolvimento de metodologias, particularmente para resolver questões sobre fronteiras de sistemas quando se comparam recursos renováveis com não renováveis, ou biocombustíveis com combustíveis fósseis.

Schweile (2007) também enfatiza sobre a necessidade de avanços na questão dos impactos ambientais em relação ao uso do solo, pois os produtos de fontes renováveis, como a madeira, podem promover alterações consideráveis deste recurso. Os métodos de avaliação de impactos convencionais existentes ainda não englobam satisfatoriamente os impactos envolvidos com as alterações do solo (MILÀ I CANALS, 2007).

Outro ponto relevante em estudos de ACV para os recursos de fontes renováveis são os impactos ambientais sobre a biodiversidade. Sobre este tema, Braga (2011) ressalta que os impactos sobre a biodiversidade são consequências que surgem especialmente devido aos impactos no uso do solo, e que pelas limitações e complexidade de mensurar a perda de biodiversidade faz-se necessário o estudo de indicadores ambientais apropriados. Todavia, sobre este tema ainda não há um consenso definido na literatura atual.

2.3.4. Considerações sobre a revisão de bibliografia

Apesar do tardio amadurecimento da ACV no Brasil em comparação a outros países, com o atual PBACV em andamento, e com o crescente número de estudos de ACV sendo feitos no país, a tendência é que as limitações abordadas durante este capítulo sejam sanadas.

Também, por meio da revisão de literatura exposta, a relevância econômica dos painéis de madeira reconstituída foi observada. Além disso, dentre os painéis reconstituídos, o painel MDP foi destacado pela sua relativa importância no mercado mundial.

O ciclo de vida do MDP se inicia pelas atividades de cultivo e manutenção da floresta, com destaque para as espécies de eucalipto, passando pela colheita e transporte da madeira, e por fim, pelo processo industrial de beneficiamento e transformação da madeira e insumos. Neste ciclo, diversos são os recursos consumidos, como os fertilizantes e defensivos para as operações florestais, a resina UF no processo industrial de fabricação do painel MDP, e outros

recursos como a água, lubrificantes, e o diesel combustível, aplicados em todas as fases do ciclo de vida do produto, tanto para a produção florestal, quanto para a produção industrial.

Na literatura entre os impactos ambientais mais relevantes nos estudos de ciclo de vida do painel MDP, estão às emissões oriundas da produção e uso da resina UF, como o formaldeído livre, e outras emissões provenientes do processo industrial, referentes às atividades de geração e secagem das partículas de madeira como os VOCs, e pelo uso do diesel nas operações de transporte de cargas e geração de energia térmica. Porém, em virtude das principais fontes bibliográficas disponíveis serem estrangeiras, tais constatações são verdadeiras para um contexto geopolítico e tecnológico diferente do brasileiro. Desse modo, estudar o ciclo de vida dos painéis de madeira produzidos no Brasil se faz necessário para que os *hotspots* sejam conhecidos para o contexto brasileiro. Afinal, tais pontos críticos podem ser diferentes dos observados na literatura internacional, na medida em que como visto, existem algumas diferenças cruciais entre as atividades realizadas no ciclo de vida dos painéis produzidos no Brasil em comparação com os produzidos no exterior.

Entre as principais diferenças relacionadas com as atividades de produção dos painéis, se destacou o fato de comumente ser empregado no exterior o uso de resíduos de madeira como fonte de matéria prima. Tal prática atualmente no Brasil não é adotada, sendo fundamentalmente utilizada madeira “virgem”, cultivada especificamente para a produção de painéis. O uso de resíduos para a produção dos painéis provoca uma redução na demanda do cultivo de árvores visando a extração de madeira, o que por consequência, gera alterações quanto aos impactos ambientais, comparativamente ao se utilizar madeira virgem.

Outras diferenças relevantes constatadas na produção do painel MDP no exterior, em relação às atividades de produção do MDP no Brasil foram: a realização de cogeração no processo de manufatura do produto através da queima de resíduos de madeira, como abordado em Rivela et al. (2006) e Garcia (2010); e a adoção de diferentes espécies florestais ao invés do gênero eucalipto, por exemplo, espécies do gênero pinus, como o pinheiro bravo em Garcia (2010), tipicamente cultivada na Europa. Tais diferenças tecnológicas em relação ao caso do Brasil implicam nas mesmas limitações abordadas quanto ao uso de resíduos de madeira na produção dos painéis. Portanto, contribuem também para que os impactos ambientais existentes no ciclo de vida produtivo dos painéis não sejam iguais aos verificados para o mesmo produto, porém, produzido perante as condições brasileiras.

3. METODOLOGIA

Por se tratar de um estudo de ACV, os resultados desta pesquisa foram organizados conforme as recomendações internacionais das normas ISO 14040 e ISO 14044, no Brasil, representadas pelas normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044. Conforme estes documentos normativos, a estrutura metodológica para se estudar o ciclo de vida de um produto é regida por quatro fases distintas, descritas a seguir, e relacionadas de acordo com as peculiaridades do estudo de ACV conduzido.

3.1. As quatro fases da ACV

Um estudo de ACV consiste das fases: Definição de Objetivo e Escopo, Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV), Avaliação de impacto do Ciclo de Vida (AICV) e a Interpretação, mostradas na Figura 14. O desenvolvimento de um estudo de ACV não segue, necessariamente, um fluxo único e direto, pois em cada fase as definições tomadas podem ser redefinidas. Afinal, o conhecimento sobre o produto em estudo aumenta conforme se obtém mais informações sobre o mesmo, podendo ser necessários reajustes de meta e escopo.

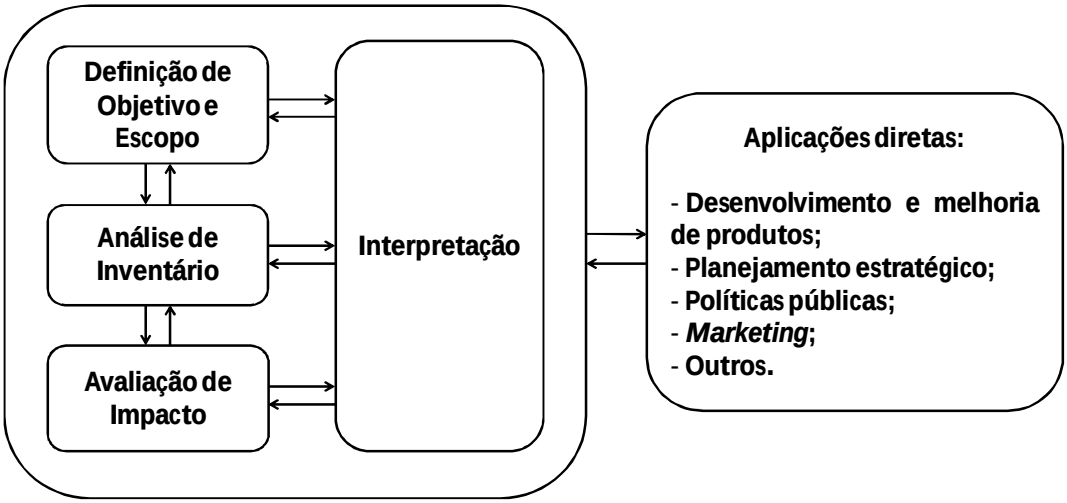

Figura 14 – Fases de uma ACV
Fonte: ISO (2006) e ABNT (2009a)

3.1.1. Definição de objetivo e escopo

A fase de Definição de Objetivo e Escopo é a primeira fase para aplicação de uma ACV. Visa em primeiro lugar, definir o objetivo do estudo. Neste momento deve-se declarar a aplicação pretendida, as razões para a realização do estudo e o público alvo (ABNT, 2009a).

Para ILCD (2010), a definição do objetivo é essencial, pois orienta a definição de todos os aspectos que irão compor a etapa de definição do escopo.

Tendo definido o objetivo, o segundo passo é definir o escopo do estudo. Para ABNT (2009a), no escopo do trabalho se deve claramente declarar:

- O sistema de produto a ser estudado;
- As funções do sistema de produto, ou, para estudos comparativos, dos sistemas;
- Unidade funcional;
- Fronteira do sistema;
- Procedimentos de alocação;
- Metodologia de AICV e tipos de impactos;
- Interpretação a ser utilizada;
- Requisitos dos dados;
- Pressupostos;
- Escolha de valores e elementos opcionais;
- Limitações;
- Requisitos de qualidade dos dados;
- Tipo de revisão crítica, se aplicável;
- Tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

Cada item de escopo é detalhado na seção 4.1. Definição de objetivo e escopo, conforme as peculiaridades do presente estudo. Porém, para uma melhor compreensão sobre as necessidades que regem esta fase, seus principais elementos são a seguir expostos.

Sistema de produto a ser estudado

Trata-se do conjunto de processos elementares (ou unidades de processo), com todos os seus fluxos de entrada e de saída, que desempenha uma ou mais funções definidas, e que modela o ciclo de vida de um produto (ABNT, 2009b). Um processo elementar que integra o sistema de produto é compreendido como a menor porção do sistema (ABNT, 2009b; ISO, 2006), o qual facilita a visualização e a gestão de todos os fluxos (ver Figura 15). Os fluxos de entrada, de saída e os fluxos intermediários na Figura 15 podem compreender fluxos elementares, matérias primas, energia, entradas auxiliares, produtos, produtos intermediários, perdas de energia, emissões ao ar, água e ao solo.

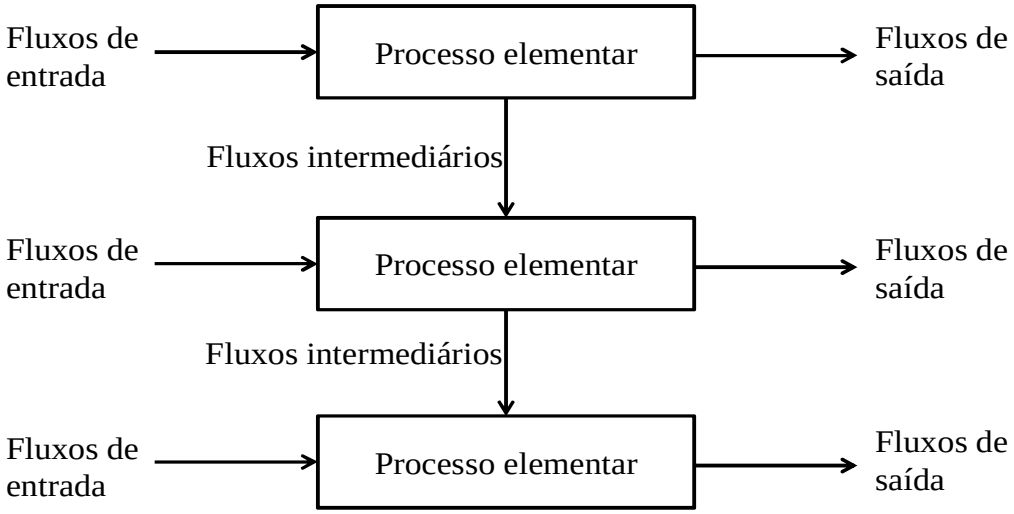

Figura 15 – Exemplo de conjunto de processos elementares que compõem um sistema de produto
Fonte: ABNT (2009b)

Para ABNT (2009b) e ISO (2006), um produto intermediário pode ser entendido como uma saída de uma unidade de processo que se constitui de entrada para outra unidade de processo, e que requer a transformação adicional dentro do sistema de produto, como exemplo, os coprodutos. Os fluxos elementares são materiais ou energia que entram ou que saem do sistema de produto sem sofrer a transformação prévia por interferência humana, como exemplos a extração do petróleo bruto, radiação solar, emissões para o ar, água e solo. E as entradas auxiliares são os materiais utilizados nas unidades de processo, mas que não constituem parte do produto, como por exemplo, embalagens de insumos e catalisadores.

É importante saber que pelo fato do sistema de produto ser um modelo utilizado para representar o ciclo de vida de um produto, tal modelagem será tão representativa, quanto melhor for o nível de detalhes acrescido no sistema. Todavia, à medida que detalhes em número maior são postos na modelagem do ciclo de vida, pelo fato do sistema de produto se tornar mais extenso, o nível de complexidade dos trabalhos também aumenta, assim, como o tempo para a conclusão dos trabalhos e a necessidade de recursos para a conclusão do estudo.

Na presente dissertação, o sistema de produto foi definido considerando o ciclo de vida produtivo do painel MDP no Brasil, na abrangência *cradle to gate*, conforme as atividades produtivas discutidas nas seções 2.34.1 e 2.3.2, sendo definidas seis unidades de processo para formar o sistema de produto: produção de mudas, preparo do solo, plantio de mudas, manutenção da floresta, colheita e transporte da madeira e produção industrial. Para os fluxos de entrada de cada uma das unidades de processo definidas, procurou-se também levar em conta os dados de ICV da cadeia produtiva (*cradle to gate*) de cada um dos recursos consumidos, no intuito de aumentar o grau de representatividade do estudo, em termos da fronteira do sistema de produto.

Função do sistema de produto

Para a definição da função do sistema de produto estabelecido Chehebe (1998) e ABNT (2009a) citam que se deve levar em conta a finalidade para a qual o produto estudado se destina através do levantamento de suas características de desempenho.

Conforme ILCD (2010) sem a definição da função do sistema, a determinação de outros elementos de escopo, como a unidade funcional e o fluxo de referência, e inclusive, uma comparação válida dos resultados da ACV com outros estudos, especialmente visando a comparação ambiental de produtos, torna-se impossível de se fazer.

Como visto, o painel MDP é produzido principalmente com a finalidade da produção de móveis residenciais e comerciais no país. Todavia, o painel MDP, objeto de estudo nesta dissertação, é um produto intermediário, e não um produto final, e sendo assim, a função do painel mostrou-se restrita apenas à sua produção visando o abastecimento das produtoras de móveis, visto que não foram consideradas as especificidades quanto ao tipo de móvel a ser produzido, durante a fase de uso do painel. Os painéis são produtos intermediários, pois primeiramente abastecem um segmento industrial intermediário (indústrias moveleiras), antes que ocorra seu consumo final no mercado junto aos usuários finais, não mais como painéis de madeira, mas sim, como os mais diversos tipos de móveis à base de madeira.

Unidade funcional e fluxo de referência

A unidade funcional deve ser definida com base na função com que o produto se propõe a cumprir. Ela é estabelecida para fornecer uma base de referência em relação à qual os dados de entrada e saída inventariados são normalizados num sentido matemático, sendo essencial que a mesma seja mensurável (ISO, 2006). Em outras palavras, ILCD (2010) cita que a unidade funcional quantifica e qualifica a função definida para o sistema em estudo, sendo necessário para tanto, o conhecimento sobre aspectos técnicos do produto.

Definida a unidade funcional também deve-se estabelecer um fluxo de referência, o qual mede a quantidade do produto necessário para cumprir com a função expressa pela unidade funcional. A Tabela 5 mostra exemplos de função, unidade funcional e fluxo de referência.

Tabela 5 – Exemplos de função, unidade funcional e fluxo de referência para estudos de ACV

Produto	**Função**	**Unidade funcional**	**Fluxo de referência**	**Fonte**
Álcool combustível	Servir de combustível em veículos para transporte	Percurso de 10.000 km	1t de álcool combustível	Ometto (2005)
Fertilizante nitrogenado - ureia	Fornecer a quantidade de N ao solo	1 t do nutriente N	2,17 t de ureia	Ribeiro (2009)

Para ABNT (2009a) comparações entre sistemas de produto só podem ser tomadas com base nas condições iniciais, como mesma(s) função(ões), quantificadas pelas mesmas unidades funcionais, na forma de seus fluxos de referência.

Como visto, a unidade funcional é estabelecida com base na função a qual o produto se propõe a cumprir, e o fluxo de referência expressa a quantidade de produtos requerida para a unidade funcional definida. Como a função do painel MDP depende do tipo de móvel a ser fabricado, e esta dissertação não contempla estudos de casos com os detalhes relacionados à produção de móveis utilizando este tipo de painel de madeira, a unidade funcional se mostrou equivalente ao fluxo de referência.

Procedimentos de alocação

Os procedimentos de alocação são empregados para sistemas multifuncionais, que apresentam mais do que um produto como saída principal. Por exemplo, para a ACV do álcool combustível (saída principal) pode ser feita a alocação, pois pode-se produzir outros produtos como o açúcar e a venda de energia elétrica pela cogeração do balaço da cana.

Assim, quando a multifuncionalidade de um sistema de produto é observada, com a alocação, faz-se uma distribuição proporcional dos fluxos de entrada e de saída, conforme a participação relativa de cada produto em cada unidade de processo do sistema. ABNT (2009a) cita que sempre quando possível a alocação deve ser evitada. Porém, quando for necessária, entre os critérios possíveis, podem-se empregar fatores de alocação baseados em propriedades físicas (por exemplo, massa ou energia), ou critérios econômicos (valores de mercado de produtos e insumos), ou integrando mais de um tipo de fatores de alocação.

No estudo de ACV realizado a multifuncionalidade não foi verificada, o que resultou na não adoção de quaisquer procedimentos de alocação.

Fronteira do sistema

A fronteira (ou limites) do sistema é utilizada para estabelecer as etapas a serem incluídas/excluídas no estudo, ou seja, define as unidades de processo que serão e as que não serão consideradas no sistema de produto. Além da escolha das unidades de processo, deve-se também definir o nível de detalhamento com que as mesmas serão estudadas.

Para ABNT (2009a) a fronteira estabelecida deve ser condizente com o objetivo do estudo, e os critérios adotados na sua determinação devem ser identificados e explicados. A exclusão de estágios do ciclo de vida, processos, fluxos de entradas e saídas devem ser registradas de forma clara, e as razões e implicações de tais limitações justificadas.

A Figura 16 exemplifica a fronteira definida para um sistema de produto, assumindo os subsistemas existentes, e os fluxos gerados na tecnosfera e na biosfera. No caso, a tecnosfera

se refere às fases de ciclo de vida para a obtenção do produto final, incluindo os subsistemas excluídos na fronteira do sistema. Já a biosfera é a fonte que fornece os recursos naturais para a produção dos produtos e também a receptora dos fluxos elementares (ILCD, 2010).

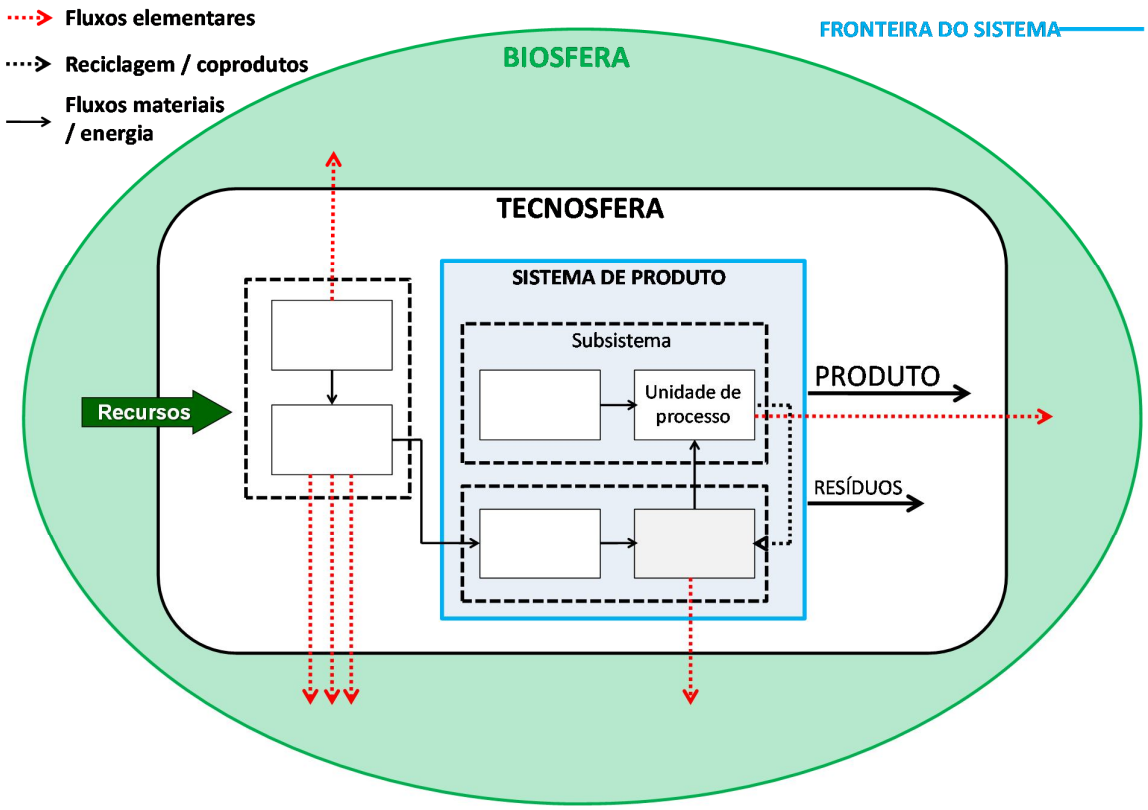

Figura 16 – Exemplo esquemático de definição de fronteira de um sistema de produto

Fonte: O autor

Para se definir adequadamente a fronteira de um sistema de produto conforme o exemplo da Figura 16, esta precisa ser definida em diversas dimensões, e levar em conta o critério de corte. Neste estudo, a fronteira do sistema de produto foi estabelecida em termos de suas dimensões levando em conta as instruções sugeridas por Tillman e Baumann (1995):

- **Fronteiras em relação ao sistema natural:** são os limites que indicam o início e o fim do ciclo de vida de um produto, ou seja, estabelece se o estudo é de abrangência *cradle to grave*, *cradle to gate*, *gate to gate*, etc.;
- **Fronteira em relação a outros sistemas:** um sistema de produto está associado com uma rede de outros sistemas (subsistemas), extração de matérias primas, matriz energética, subprodutos gerados, processos de reciclagem, etc. Por este motivo, deve-se delimitar dentro desta rede quais subsistemas devem ou não serem acrescentados ao sistema de produto;

- **Fronteira em relação a bens de capital e pessoal:** esta fronteira é aplicada para determinar a inclusão ou não da infraestrutura relacionada ao sistema em estudo, como os edifícios das unidades industriais, estradas, maquinário industrial, etc. Já os bens pessoais incluem a alimentação, transporte dos funcionários, bens de consumo administrativo, etc.;
- **Fronteira geográfica:** a importância da geografia nos estudos de ciclo de vida é relevante, pois realidades físicas como clima, relevo, etc., podem afetar os resultados de uma ACV. Assim, é importante que seja registrada a abrangência geográfica do estudo, enfatizando se o mesmo é de nível local, regional, nacional, continental ou mundial;
- **Fronteira temporal:** também é necessário enquadrar um estudo de ACV dentro de um escopo temporal, pois as práticas industriais, o perfil dos consumidores e aspectos de regulamentações e legislação, variam com o passar do tempo. Deve-se determinar um prazo de validade para as os resultados, conclusões e recomendações da ACV. Para isso, tomam-se os aspectos voltados ao desenvolvimento tecnológico, econômico, de novas legislações; e
- **Fronteira tecnológica:** trata-se de caracterizar o sistema de produto dentro do contexto tecnológico em que o mesmo está inserido.

Sobre o critério de corte, também aplicado na definição da fronteira do estudo, ABNT (2009a) e ISO (2006) citam que a função do critério está em auxiliar na decisão sobre quais entradas serão incluídas na avaliação em termos do inventário de suas cadeias produtivas. Existem diversos tipos de critérios, sendo os principais: o critério de massa, o de energia e o de relevância/significância ambiental. Pode ser adotado apenas um dos critérios ou até todos eles num mesmo estudo de ACV. Porém, o mais importante é que o(s) critério(s) de corte selecionado(s) seja(m) o(s) mais adequado(s) para o estudo em questão.

Nesta dissertação, os critérios de corte selecionados foram o critério de massa e a significância ambiental. O critério de massa auxiliou na definição sobre as cadeias produtivas dos recursos consumidos no sistema de produto a serem inclusos dentro da fronteira do estudo, conforme suas respectivas participações relativas em massa de recursos consumidos. A significância ambiental foi adotada para incluir os fluxos de recursos consumidos no sistema os quais sabem-se de antemão sobre os relevantes impactos ambientais dos mesmos, a exemplos, do consumo de pesticidas e dos combustíveis não renováveis.

Metodologia de AICV, tipos de impacto e elementos opcionais

Nesse ponto, deve ser abordado(s) o(s) método(s) de AICV escolhido(s) para o estudo, suas categorias de impacto, os indicadores das categorias e modelos de caracterização (ABNT, 2009a). Também é definida a inclusão ou não dos elementos opcionais de uma AICV. Maiores detalhes são descritos na seção 3.1.3 da metodologia.

Requisitos de qualidade dos dados

O estabelecimento dos requisitos de qualidade dos dados serve para especificar as características dos dados necessários ao estudo, devendo abranger segundo ABNT (2009a):

- **Cobertura temporal:** idade dos dados e período mínimo de tempo para que ocorra a coleta;
- **Cobertura geográfica:** área a partir da qual os dados devem ser coletados para cumprir com o objetivo do estudo. Deve ser condizente com a fronteira geográfica definida;
- **Cobertura tecnológica:** tecnologia específica ou conjunto de tecnologias. Por exemplo, se o estudo se baseia no mix tecnológico empregado para o ciclo de vida estudado, ou se considerada a melhor tecnologia disponível, ou se a tecnologia convencional, etc.;
- **Outros:** conforme o nível de detalhes requerido ao estudo, podem ainda serem contemplados itens como a precisão, a completeza, a representatividade dos dados, a consistência, a reprodutibilidade, as fontes dos dados, e as incertezas dos dados.

Nesta dissertação todos os itens acima expostos foram definidos para esta primeira fase da ACV, sendo adicionalmente inclusos também os itens: fontes dos dados, precisão, completeza e representatividade dos dados.

Pressupostos

Tratam-se das suposições/considerações tomadas para o estudo de ACV. Conforme ILCD (2010) estes pressupostos são tomados se baseando nas limitações do estudo, como ausência de bases de dados, estabelecimento de cenários, e definições técnicas feitas para todos os níveis, desde o sistema de produto como um todo até as especificidades por unidade de processo. Cada pressuposto deve estar embasado em alguma justificativa adequada.

Nesta fase da ACV realizada, este foi o item com maior nível de detalhamento, pois diversos foram os pressupostos tomados. Como exemplos, citam-se os pressupostos referentes aos critérios para a conversão dos dados de ICV coletados nos subsistemas de produção florestal e de produção industrial para a unidade funcional do estudo; também as características técnicas do maquinário florestal assumido nas operações de campo (modelo, potência, capacidade produtiva do maquinário); as fontes e as modificações feitas nos dados de ICV para os recursos consumidos que foram inclusos na fronteira do estudo com base nos critérios de corte assumidos; entre outros.

Limitações

É a etapa onde são esclarecidas todas as limitações/restrições do estudo de ACV, se baseando, por exemplo, na falta de dados, utilização de métodos de impacto estrangeiros, restrições devido ao estabelecimento da fronteira do sistema de produto, questões técnicas relacionadas ao produto estudo, etc.

Neste trabalho, assim como para os pressupostos da ACV, as limitações também foram devidamente embasadas e justificadas. Cada limitação foi detalhada em termos do grau de restrição da mesma sobre o estudo de ACV conduzido.

Tipo de revisão crítica (se aplicável)

A análise crítica é conduzida para verificar se os resultados, conclusões e recomendações do estudo estão coerentes com os requisitos previstos na norma de ACV. Deve-se determinar o modo de condução e o responsável pela revisão crítica do estudo, que segundo ABNT (2009b) pode ser algum especialista da área interno ou externo, ou um painel de partes interessadas. A obrigatoriedade da revisão crítica ocorre quando o propósito da ACV for em apoiar afirmações comparativas de produtos a serem divulgadas publicamente.

Para o presente estudo a revisão crítica mostrou-se não obrigatória, todavia, a mesma foi realizada durante um intercâmbio estudantil conduzido fora do Brasil, com o propósito de revisar e refinar a modelagem em ACV tomada.

Tipo e formato do relatório requerido para o estudo

Segundo ISO (2006) um estudo de ACV deve ser posto em relatório de forma fiel, imparcial, completa e exata para a comunicação ao público alvo estabelecido, sendo o tipo e formato do relatório fixados na etapa de definição do escopo. No caso, assumiu-se o formato desta dissertação de mestrado para compor o relatório requerido ao estudo de ACV.

Por fim, para Ometto (2005) finalizando a definição do objetivo e escopo obtém-se o plano inicial para que se possa avançar para a Análise de Inventário do Ciclo de Vida.

3.1.2. Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)

A etapa de ICV consiste na coleta de dados e o estabelecimento dos procedimentos de cálculo e a quantificação dos fluxos de entrada de materiais, energia e saídas (produtos, emissões, etc.) ao longo do ciclo de vida do produto (ABNT, 2009a).

Para o Sistema de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil, 2009), de modo geral, o estabelecimento de um ICV caracteriza-se pela execução em simultâneo de dois ciclos de atividades: a primeira, de gestão do projeto em si, com base no plano traçado na fase de

definição de objetivo e escopo; e a segunda, de execução das etapas para a construção e análise de inventários, com base na Figura 17.

Das quatro fases que constituem a metodologia de ACV, a construção do ICV é considerada a fase de maior complexidade, pois demanda maiores níveis de dispêndios de tempo e de recursos capitais, humanos e financeiros.

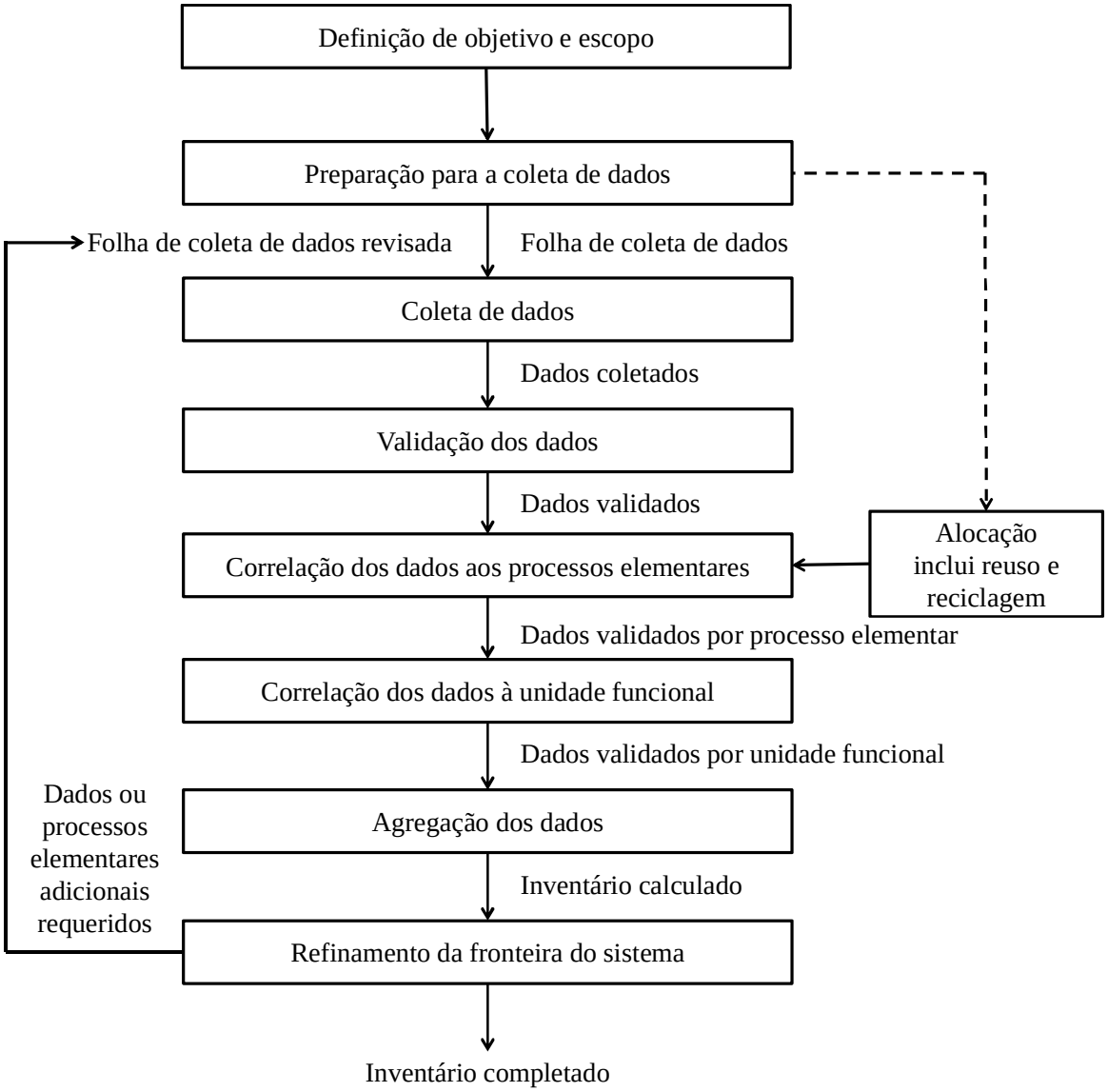

Figura 17 – Procedimentos simplificados para análise de inventário
Fonte: ABNT (2009a)

ABNT (2009b) resume as atividades mostradas na Figura 17 em três grupos, sendo:

- **Coleta de dados:** é a tarefa de maior nível de dificuldades para o estudo, por ser um processo que demanda muitos recursos. Wenzel et al. (1997) citam como procedimentos para a coleta de dados a revisão bibliográfica com base em normas, bancos de dados em ACV,

estatísticas ambientais, e outros; estimativas e/ou cálculos a partir de modelos matemáticos ou medições em campo; e aplicação de questionários específicos. ABNT (2009a) cita que para a coleta dos dados, uma preparação prévia é essencial para que as análises futuras dos dados não sejam comprometidas. Tal preparação envolve estratégias como a montagem de questionários com perguntas técnicas, estabelecimento de folhas de coleta de dados, etc.;

- **Cálculos com os dados:** em seguida à coleta de dados, aplicam-se procedimentos de cálculo para o tratamento dos dados, objetivando a validação dos dados coletados, a correlação dos dados às unidades de processo e à unidade funcional, e a agregação dos dados;
- **Alocação de fluxos e liberações:** visa aplicar os procedimentos de alocação conforme as definições tomadas no escopo do estudo.

Para o desenvolvimento dos ICVs que compõem o presente estudo, definiu-se como prioritário a coleta de dados junto as principais indústrias produtoras do painel MDP no Brasil. Tais produtoras englobam empresas florestais, desde a produção de mudas até a colheita e transporte da madeira, e as fabricantes de painéis de madeira, que fazem a produção industrial do produto. Assim, os resultados do estudo apontam conclusões e recomendações sobre o painel MDP produzido em conformidade com as características brasileiras.

A preparação prévia para a coleta de dados nas produtoras do painel MDP no país incluiu estratégias como:

- **Montagem de questionários com perguntas técnicas:** são questionários com perguntas sobre características da empresa visitada, conforme os modelos propostos por SICV Brasil (2009) em seu Anexo 3 e Wilson (2008) em seu Apêndice 1. Estes questionários auxiliaram na caracterização mais detalhada sobre as atividades das empresas consultadas;
- **Construção de modelos para a coleta de dados:** são folhas montadas para a coleta de dados. Estas folhas foram criadas conforme sugerido por ABNT (2009a) em seu Anexo A;
- **Revisão bibliográfica:** além do estudo prévio feito sobre as características do painel MDP na visão de seu ciclo de vida, para a fase de ICV, a revisão literária foi importante para a definição das fontes para a obtenção dos dados secundários, para os casos onde os respectivos dados primários não foram passíveis de coleta durante as visitas técnicas feitas nas empresas. Por ainda estar em fase de construção o bancos de dados nacional em ACV, tais fontes de dados foram retiradas, principalmente, das bases do *software* de ACV GaBi.

Após a geração dos inventários, a análise de cada inventário consolidado se concentrou na busca dos pontos onde ocorreram os maiores consumos de recursos e os maiores níveis de emissões no ciclo. Os inventários de ciclo de vida referentes ao presente trabalho e a discussão analítica dos resultados de ICV são apresentados na seção 4.2.

Com a análise de inventário concretizada, o perfil ambiental do produto foi obtido. Porém, apenas parcialmente, pois este perfil depende ainda do potencial de impacto ambiental relacionado aos fluxos de materiais e de energia inventariados, que são determinados na próxima fase da metodologia de ACV: Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

3.1.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

Conforme ABNT (2009b) a AICV é a fase que visa "o entendimento e a avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do ciclo de vida do produto". Para isto, os dados de inventário são correlacionados com categorias e indicadores de impacto ambiental mediante a utilização de métodos técnico-científicos, através de três etapas mandatórias: seleção, classificação e caracterização. Além destes três elementos obrigatórios, também há os elementos opcionais de uma AICV, que são: a normalização, o agrupamento e a ponderação. A Figura 18 mostra esquematicamente todos os elementos que compõe a fase de AICV.

ILCD (2010) lembra que durante a execução da AICV os impactos ambientais analisados provém das intervenções que cruzam a fronteira entre a tecnosfera e a biosfera (ver Figura 15), impactando assim sobre o meio natural e os seres vivos. Também é importante notar que os indicadores de impacto ambiental obtidos devem ser vistos como impactos potenciais importantes, em vez de previsões de reais efeitos ambientais.

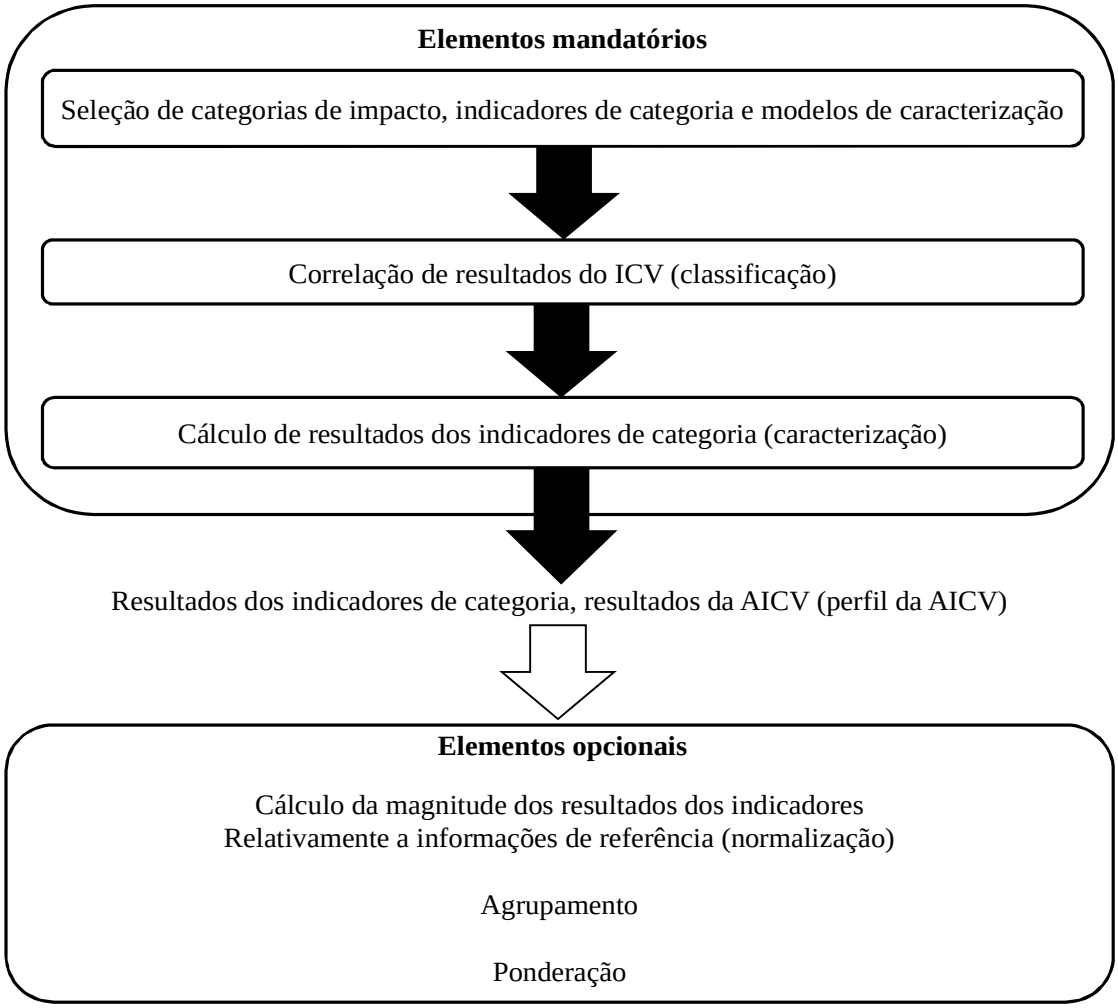

Figura 18 – Elementos mandatórios e opcionais que constituem a fase de AICV

Fonte: ABNT (2009b)

A seguir cada elemento mandatório da AICV é descrito.

- **Seleção:** consiste na seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização. Em geral, selecionam-se primeiramente as categorias de impacto, e os dois itens restantes são automaticamente selecionados quando se escolhe o método de AICV para a avaliação dos impactos. As categorias de impacto representam as classes de problemas ambientais relevantes que podem ser provocados ou agravados pelos aspectos ambientais do produto em estudo. Para Coltro (2007) tais categorias estão associadas a impactos não-globais (toxicidade, ecotoxicidade, acidificação, etc.), e globais (aquecimento global, redução da camada de ozônio, e outros). A seleção das categorias de impacto deve refletir as principais questões ambientais vinculadas ao sistema de produto estudado, sendo que a escolha deve se basear no objetivo e escopo do estudo (ABNT, 2009a);

- **Classificação:** refere-se a correlacionar as cargas ambientais de inventário com as diferentes categorias de impacto selecionadas na etapa antecedente. Os resultados de ICV podem ser correlacionados a uma ou mais categorias de impacto. Tal etapa ao se utilizar *softwares* de ACV é executada automaticamente, com a escolha do método de AICV;
- **Caracterização:** envolve a conversão dos resultados de ICV para unidades comuns (indicadores de categoria) e a agregação dos resultados convertidos dentro de cada categoria de impacto (ABNT, 2009a). A etapa de caracterização é feita mediante o uso de fatores de caracterização (ou equivalência), os quais foram desenvolvidos de acordo com as propriedades das substâncias e as escalas de abrangência espacial (local, regional ou global) dos efeitos dos impactos. Coltro (2007) afirma que os dados de inventário são correlacionados com os fatores de caracterização para cada categoria de impacto selecionada conforme seu modelo de caracterização. Dependendo do método de AICV escolhido, variações nos resultados dos indicadores de categoria podem ocorrer, por causa das diferenças entre os fatores de caracterização e devida a origem de cada método. Esta etapa normalmente encerra a fase de AICV em muitos estudos (ABNT, 2009a).

Entretanto, como mostrados na Figura 18 ainda existem os elementos opcionais de uma avaliação de impactos. A seguir cada um deles é definido.

- **Normalização:** pela normalização os resultados dos indicadores de categoria são relacionados a uma situação de referência, todos numa mesma unidade, fornecendo informações sobre suas significâncias relativas (ABNT, 2009a; ISO, 2006). O intuito de normalizar os resultados está em permitir a conversão de todos os indicadores de impacto numa única base de referência, afim de que os resultados por categoria de impacto possam ser comparados. Entretanto, é importante salientar que os resultados normalizados em nada dizem respeito sobre a importância relativa dos efeitos ambientais avaliados;
- **Agrupamento:** trata-se da agregação e possível hierarquização das categorias de impacto (ABNT, 2009a). Os resultados caracterizados e normalizados podem ser ordenados em um ou mais conjuntos. Estes conjuntos podem, por exemplo, fazer referência à escala espacial das categorias (global, regional, nacional) ou a uma classificação, por exemplo, prioridade alta, média, baixa (COLTRO, 2007);
- **Ponderação:** é a conversão dos resultados dos indicadores de categorias de impacto por meio do uso de fatores numéricos baseados em escolhas de valores (COLTRO, 2007; OMETTO, 2005). A cada categoria de impacto pode ser atribuído um peso (fator de ponderação) destacando sua importância em relação às demais.

No presente trabalho para a fase de AICV selecionaram-se as categorias de impacto dos métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008). As características que justificaram tais escolhas são abordadas a partir da seção 3.3.

3.1.4. Interpretação

A última fase da ACV é a Interpretação. Nesta etapa é feita a identificação e análise dos resultados obtidos nas fases de inventário e avaliação de impactos de acordo com o objetivo e o escopo previamente definidos para o estudo (CHEHEBE, 1998). Neste ponto são tomadas as conclusões, recomendações e limitações do estudo.

Na interpretação são desenvolvidas prioridades e são feitas avaliações identificando oportunidades para a redução do ônus ambiental (PRADO, 2007). Knight (1996) cita que nesta fase deve ser destacada a minimização do uso de materiais ou processos conhecidos por causar os principais *hotspots* levantados, e o empenho em empregar estratégias de redução, reutilização, reciclagem e recuperação de resíduos.

Para ABNT (2009a) existem três elementos básicos na interpretação:

- Identificação de questões relevantes (*hotspots*) para os resultados de ICV e AICV;
- Avaliação do estudo considerando as verificações de completeza, sensibilidade e consistência. A análise de completeza visa verificar se todas as informações relevantes e dados necessários para o estudo de ciclo de vida estão disponíveis e completos. A verificação de sensibilidade avalia a confiabilidade final dos resultados e as conclusões determinando o quanto que eles são afetados pelas incertezas dos dados, métodos de alocação, alteração de pressupostos, etc. E a análise de consistência analisa o quanto que as hipóteses traçadas, métodos e dados obtidos são consistentes ao longo do ciclo de vida do produto;
- Conclusões, limitações e recomendações. As conclusões levam em conta as definições da fase de objetivo e escopo e os resultados da identificação das questões relevantes do estudo. Sobre as recomendações, estas devem estar embasadas nas conclusões finais, devendo refletir de maneira lógica e razoável como consequências das conclusões. Também convém que as recomendações estejam engajadas com a aplicação do estudo de ACV.

No presente estudo a interpretação adotada foi focada na identificação dos *hotspots* ambientais, e na sugestão de cenários técnicos alternativos de produção, propondo melhorias ambientais referentes ao ciclo de vida produtivo do painel MDP no Brasil.

3.2. *Software* e base de dados em ACV

Em relação à ferramenta computacional, neste trabalho adotou-se o *software* de ACV GaBi *Software and Databases*. O *software* GaBi foi desenvolvido pela *PE International* da Alemanha. É uma ferramenta que contém abrangente banco de dados com cobertura mundial. Disponibiliza uma versão profissional com mais de 900 processos inventariados com base em dados industriais, e inclui a base ELCD completa, além de outras bases como a USLCI. Possui também extensões, totalizando 15 bases de dados complementares, somando mais de 1200 processos. As opções demo e educacional (para estudos acadêmicos em ACV) também estão disponíveis, sendo isentas de quaisquer custos (PE INTERNATIONAL, 2012).

Na modelagem do ciclo de vida do painel MDP utilizou-se a opção educacional do *software* chamada GaBi Education versão 4.4. O GaBi Education possui em sua base de dados 666 unidades de processo e 989 inventários consolidados tipo *cradle to gate*, relacionados aos mais diversos setores industriais para diversos países. Sua base de dados contempla recursos essenciais para qualquer modelagem em ACV, como a produção e a distribuição de energia elétrica, combustíveis (petróleo, carvão, gás natural, etc.), produtos intermediários (substâncias orgânicas e inorgânicas, etc.), produção de minerais, produção de materiais (plásticos, metálicos, etc.), sistemas de transporte (caminhões, carros, navios, etc.), a disposição de resíduos (aterro sanitário, incineração, etc.) e outros. Está inclusa a base de dados completa USLCI e diversos processos modelados pela própria *PE* International e disponibilizados nesta versão gratuita do *software*. Além disso, o GaBi Education permite realizar a modelagem do ciclo de vida de qualquer produto analogamente como proporcionado na sua versão profissional. Entretanto, a versão profissional do *software* contempla uma base de dados mais ampla e detalhada em relação à versão educacional.

Além de utilizar a versão educacional do GaBi, outras fontes de dados foram consultadas quando necessário. Por exemplo, a versão profissional do GaBi e sua extensão chamada *Renewable raw materials*, disponíveis na Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos - Departamento de Engenharia de Produção, também foram aproveitadas nesta pesquisa, sob o intuito de consultar as bases de dados e os aspectos de modelagem envolvidos para certos recursos consumidos no sistema de produto estudado. O *software* PestLCI versão 1.1.15 também foi utilizado, para o cálculo das emissões ao ar, água e solo de partículas de pesticidas aplicados no solo durante a fase de produção florestal. O detalhamento referente ao PestLCI está disponível em Birkved e Hauschild (2006), sendo este *software* desenvolvido pela Universidade Técnica da Dinamarca, e aplicado ao caso do uso do herbicida glifosato, principal pesticida adotado na silvicultura. Também foi selecionada parte dos relatórios do banco de dados Ecoinvent, do projeto *Ecoinvent data v2.0* de 2007, e

disponíveis gratuitamente. No caso, os dados retirados dos relatórios foram adaptados ao máximo para contexto brasileiro. Outra fonte de dados foram as publicações de estudos de ACV para os produtos brasileiros vinculados ao sistema de produto definido. Todo o detalhamento referente ao uso destas fontes de dados na modelagem do ciclo de vida do painel MDP é feito a partir da seção 4.1.

3.3. Os métodos de ACIV

3.3.1. A escolha dos métodos

Primeiro definiu-se como prioridade adotar mais de um método de AICV, tendo em vista a inexistência de um método de avaliação de impactos desenvolvido levando em conta as especificidades brasileiras. Assim, adotando mais de um método, é possível a comparação dos resultados do estudo, e verificar se as conclusões e recomendações tomadas são influenciadas conforme os métodos selecionados.

A Tabela 6 resume os principais métodos de AICV adotados na literatura para o estudo do ciclo de vida dos painéis de madeira. Nesta tabela foram excluídas as publicações referentes aos estudos de inventário de ciclo de vida.

Tabela 6 – Estudos de ACV para painéis de madeira – métodos de AICV adotados

Referências	**Métodos de AICV adotados**	**Tipo de método**
Garcia (2010)	CML	*Midpoint*
Garcia e Freire (2012)	ReCiPe	*Midpoint / endpoint*
González-García et al. (2009)	CML	*Midpoint*
Mitchell e Stevens (2009)	CML	*Midpoint*
Santos (2010)	EDIP	*Midpoint*
Sartori (2007)	Eco-indicator	*Endpoint*

OBS: Estudos de ICV não foram inclusos na tabela

Pela Tabela 6 há a predominância no uso de métodos *midpoint*, com maior destaque para o CML. Assim, definiu-se como premissa a adoção de métodos com categorias de impacto tipo *midpoint*, sendo que um dos métodos adotados seria o CML.

Outro método adotado na pesquisa foi o EDIP, pois este além de já ter sido adotado em estudos de ACV como mostra a Tabela 6, suas categorias de impacto são condizentes com as

categorias do método CML (ver Tabela 7), o que permite a realização de comparações entre os dois métodos para os resultados da avaliação de impacto.

O último método de AICV escolhido foi o USEtox. Trata-se de um método *midpoint* que avalia apenas os impactos toxicológicos. Suas categorias de impacto são a ecotoxicidade e a toxicidade humana. Tais categorias estão também presentes nos métodos CML e EDIP. Atualmente o USEtox é considerado o método mais completo para avaliação dos impactos toxicológicos de produtos (BERTHOUD et al., 2011), e por isto, também foi adotado.

Portanto, os métodos de avaliação de impactos selecionados para o presente trabalho foram o CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008), sendo que o detalhamento referente aos métodos podem ser consultados, respectivamente, em Guinée (2001); Wenzel et al. (1997); e Hauschlid et al. (2008) e Rosenbaum et al. (2008). As principais categorias de impacto abordadas pelos métodos são mostradas a seguir na Tabela 7.

Tabela 7 – Categorias de impacto ambiental dos métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008)

Principais categorias de impacto	**CML (2001)**	**EDIP (1997)**	**USEtox (2008)**
Acidificação	X	X	-
Aquecimento global	X	X	-
Depleção de recursos abióticos	X	-	-
Depleção da camada de ozônio	X	X	-
Ecotoxicidade	X	X	X
Eutrofização	X	X	-
Formação fotoquímica de ozônio troposférico	X	X	-
Radiação ionizante	X	-	-
Toxicidade humana	X	X	X

OBS: Quando marcado com “X”, indica-se que o método considera a categoria de impacto. Quando marcado com “-”, indica-se que o método não considera tal categoria de impacto.

Como definições básicas para as categorias de impacto da Tabela 7, a seguir cada uma delas é brevemente descrita, baseando-se em Chehebe (1998), Goedkoop et al. (2009) e Wenzel et al. (1997).

- **Acidificação:** refere-se principalmente às substâncias ácidas como a emissão de óxidos de nitrogênio (NO_x) e de enxofre (SO_x) para a atmosfera, e depositados na água e no solo. Ocorre a adição de cátion de hidrogênio (H^+) que resulta na redução do pH, e assim, conduzindo ao aumento da acidez da água e/ou do solo. Como efeitos, ocorre a chuva ácida, impactando sobre a fauna e flora. Os resultados de impacto nesta categoria, em geral, são expressos em dióxido de enxofre (SO_2) equivalente, em kg SO_2-eq. / kg de emissão;

- **Aquecimento global:** está relacionado à emissão de gases de efeito estufa como o CO_2 e o metano (CH_4) causando o aumento da temperatura terrestre na baixa atmosfera. As consequências do aquecimento global estão entre o aumento da temperatura média global da Terra e mudanças climáticas regionais repentinas, afetando o ecossistema, o bem-estar humano, etc. O aquecimento global é expresso em kg CO_2-eq. / kg de emissão;
- **Depleção de recursos abióticos:** diz respeito aos recursos abióticos, ou seja, aos fatores não vivos de um ecossistema, como os recursos naturais (materiais e energéticos) como os minerais, óleo cru (base para o petróleo), carvão mineral, gás natural, e etc., extraídos da natureza. A depleção dos recursos abióticos é a extração de tais recursos da natureza e os impactos sobre o meio natural. O fator de caracterização pelo método CML (2001) pode ser expresso em kg de antimônio (Sb) equivalente / kg de extração (kg Sb-eq. / kg de extração);
- **Depleção da camada de ozônio:** diz respeito à redução da camada de ozônio (O_3) na estratosfera provocada por emissões de substâncias como os clorofluorcarbonos (CFCs), que interferem nas reações normais do ciclo do oxigênio. Este fenômeno proporciona uma maior incidência da radiação ultravioleta sobre a superfície da Terra, podendo causar doenças humanas, desequilíbrios nos ecossistemas, entre outros malefícios. Em geral, a depleção de ozônio normalmente é expressa em escala de kg de CFC-11-eq. ou R-11-eq. / kg de emissão;
- **Ecotoxicidade:** É a relativa ação prejudicial, algumas vezes irreversível, de substâncias tóxicas à fauna e flora pelas atividades antrópicas. Tais efeitos podem afetar os organismos vivos, a função e a estrutura do ecossistema. A unidade de referência para a ecotoxicidade depende do método de AICV adotado. O método EDIP (1997) adota unidade de volume (m^3) do compartimento (ar, água, solo) afetado / kg de emissão. O CML (2001) assume apenas a ecotoxicidade terrestre e aquática, sendo a unidade de referência o diclorobenzeno (DCB) equivalente, em kg DCB-eq. / kg de emissão. Já o USEtox (2008) considera apenas a ecotoxicidade aquática, e assume como unidade de referência a fração potencialmente afetada de espécies (PAF – *potentially affected fraction of species*) integrada ao longo do tempo e do volume do compartimento afetado, expresso em PAF.m^3.day / kg de emissão;
- **Eutrofização:** trata-se do enriquecimento abrupto e excessivo de nutrientes na água ou no solo, especialmente a partir de substâncias à base de nitrogênio ou fósforo. A eutrofização impacta sobre os ecossistemas, pois na água, pode conduzir a uma diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, afetando diversos organismos ali presentes. No solo e também na água pode alterar a biodiversidade nos ecossistemas. O fator de caracterização para a eutrofização é medido em fosfato (PO_4) equivalente para o método CML (2001), em kg PO_4-eq / kg de emissão. Já o método EDIP (1997) assume como referências para a eutrofização o N, P, e nitrato (NO_3) equivalente, em, respectivamente, kg N-eq., P-eq. ou

NO_3-eq. / kg e emissão. No *software* GaBi, para o EDIP (1997) os impactos para a eutrofização são calculados apenas em kg de NO_3-eq.;

- **Formação fotoquímica de ozônio troposférico:** faz referência à reação fotoquímica que ocorre sob a influência dos raios ultravioletas, onde os NO_x e VOCs reagem, produzindo oxidantes que causam o nevoeiro fotoquímico (ou *smog*). A inalação deste nevoeiro é considerada danosa à saúde humana, e pode alterar o nicho ecológico de outros organismos vivos. Seu fator de caracterização, em geral, é expresso em kg de etileno (C_2H_4) equivalente, C_2H_4-eq. / kg de emissão;
- **Radiação ionizante:** relacionado à emissão de radionuclídeos (átomos com núcleos instáveis) que emitem radiação. Estes átomos podem provocar danos à saúde humana como câncer e efeitos hereditários. O impacto nesta categoria para o método CML (2001) é expresso em anos de vida ajustados por incapacidade (DALY - *disability adjusted life years*);
- **Toxicidade humana:** é ocasionada pelas atividades antrópicas que emitem substâncias tóxicas sobre a saúde humana seja por ingestão ou inalação. Nesta categoria não são considerados os efeitos tóxicos gerados em decorrência de exposições no ambiente de trabalho, mas sim, os medidos na antroposfera. Inclui efeitos toxicológicos crônicos, efeitos carcinogênicos e não-carcinogênicos, impactos associados a uma determinada massa de um elemento químico emitida ao ambiente, e etc. Os resultados para o método EDIP (1997) são expressos em m^3 do compartimento (ar, água, solo) afetado / kg de emissão. O método CML (2001) considera apenas a toxicidade humana terrestre e aquática, sendo a unidade de referência em kg de DCB-eq. / kg de emissão. No método USEtox (2008) não tem-se a distinção entre o compartimento afetado, e a unidade de referência é expressa em aumento no número de casos de morbidade da população humana / kg de emissão (*cases* / kg de emissão).

Para a escolha dos métodos de avaliação de impactos também tomou-se como base a análise das questões ambientais relevantes para o ciclo de vida produto estudado. Depois, tais questões foram correlacionadas com as categorias de impacto ambiental existentes nos métodos de AICV disponíveis no *software* GaBi, e então, escolhidos os métodos que melhor se adequaram ao perfil ambiental do produto. Os métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008) se mostraram satisfatórios em relação à adequação ao perfil ambiental do produto avaliado nesta pesquisa como é mostrado a seguir.

3.3.2. Principais questões ambientais no ciclo de vida do painel MDP

As principais questões ambientais foram levantadas com base na revisão de literatura sobre as atividades do ciclo de vida para a produção do painel MDP no Brasil, considerando os subsistemas de produção florestal e de produção industrial.

Para o subsistema de produção florestal, como questões relevantes destacam-se:

- **Calcário:** aplicado nas atividades de preparo do solo e manutenção da floresta. Silva (2009) ressalta como principais aspectos ambientais para o calcário brasileiro: o alto consumo de energia (elétrica e pela queima do diesel) durante a extração do calcário nas minas, o contaminação da água pelo assoreamento ou à suspensão de sólidos na fase de lavra do calcário, as emissões de equivalentes de CO_2 na mineração e a geração de resíduos minerais. Tais questões ambientais indicam relevância para a questão do aquecimento global, a ecotoxicidade e toxicidade humana pela contaminação de águas;
- **Diesel:** recurso consumido em todas as etapas da cadeia de produção florestal, por tratores, caminhões e outras máquinas florestais. Para Chipanski (2006) como consequências do consumo de combustíveis fósseis tem-se o aumento da contaminação do ar pelas emissões de CO_2, CO, material particulado, SO_x, NO_x, e outros tipos de GEEs. Chipanski (2006) cita que tais emissões podem contribuir principalmente para o efeito estufa (aquecimento global) e a formação fotoquímica de ozônio;
- **Fertilizantes:** adubos utilizados nas atividades de produção de mudas, preparo do solo e manutenção da floresta, com destaque para os fertilizantes fontes de N, P e K. O uso de fertilizantes NPK para Ometto (2005), em atividades de campo como na agricultura, pode contribuir significativamente para a eutrofização. Para Ribeiro (2009) o uso de fertilizantes fontes de N pode contribuir significativamente para a questão do aquecimento global;
- **Pesticidas:** destaque para o herbicida glifosato, aplicado nas atividades de produção de mudas, preparo do solo e manutenção da floresta. A principal importância ambiental em estudos do ciclo de vida quanto ao uso de pesticidas tem sido efetivamente para as categorias de impacto como a ecotoxicidade e a toxicidade humana, como mostrado em Nemecek et al. (2007), Ometto (2005) e Ometto et al. (2009), que consideraram o uso do herbicida glifosato;
- **Uso do solo:** o solo é o recurso básico para o cultivo da madeira. Assim, grandes áreas são requeridas para as atividades de reflorestamento de espécies como o eucalipto. Entretanto, no presente trabalho considerou-se o solo como parte da tecnosfera, não sendo levados em conta os impactos relacionados à ocupação e transformação do solo.

Outros recursos consumidos na fase de produção florestal não abordados são: o consumo de água, de lubrificantes (óleos e graxas), e de energia elétrica. Em geral, em estudos do ciclo de vida a água é assumida apenas em termos de sua contabilização nos balanços de massa dos ICVs, e a questão dos impactos ambientais não é estudada.

Em relação ao subsistema de produção industrial, Chipanski (2006) em um levantamento junto as principais produtoras do painel MDP no Brasil, resume que os aspectos ambientais que merecem maior atenção no processo industrial são: o uso intensivo de combustíveis derivados do petróleo, a geração de resíduos sólidos de madeira, a falta de tratamento adequado das emissões de VOCs e o alto nível de emissão de formol dos painéis em relação aos produzidos pelo mercado europeu e americano. Chipanski (2006) ressalta que tais aspectos podem contribuir significativamente para o aquecimento global, a acidificação, a formação fotoquímica de ozônio troposférico e a toxicidade humana.

Certas especificidades quanto às questões ambientais relacionadas a alguns dos principais recursos consumidos pelo subsistema de produção industrial são:

- **Diesel:** consumido para fins de transporte interno (em empilhadeiras, caminhões) e/ou na geração de energia térmica. Os aspectos ambientais envolvidos são os mesmos citados para o uso do diesel na produção florestal;
- **Óleo BPF:** recurso utilizado como energético, analogamente como descrito para o diesel, portanto, aplicado na planta de energia. Chipanski (2006) cita que o uso do óleo BPF pode ser muito poluente, pois este pode ter em sua constituição química maiores quantidades de enxofre em relação ao diesel. A presença do enxofre nos combustíveis contribui de modo significativo para a acidificação;
- **Resina UF:** principal componente do adesivo sintético, preparado na etapa de encolagem das partículas de madeira. Como visto no trabalho de Garcia (2010), observou-se que o principal recurso responsável pelos maiores impactos ambientais no ciclo de vida do painel MDP foi a resina UF. Chipanski (2006) enfatiza ainda sobre a emissão de formaldeído livre, pois o formol livre no ar é tóxico. O formol livre pode causar efeitos sobre a saúde humana como alergias e problemas respiratórios como asma, e pode causar efeitos ambientais por ser tóxico para organismos aquáticos. Chipanski (2006) cita que, em 1995, a emissão de formol livre foi classificada como carcinogênica (pode provocar câncer) aos humanos. Sendo assim, a emissão de formaldeído livre contribui sensivelmente para as categorias de impacto como toxicidade humana e ecotoxicidade;
- **Emissão de VOCs:** para Chipanski (2006) e Wilson (2008) a emissão de VOCs ocorre principalmente para as etapas de secagem de partículas e prensagem à quente do colchão. Este é um problema grave no Brasil para Chipanski (2006), pois a maioria das empresas nacionais não empregam equipamentos para o tratamento de gases, logo os VOCS não são controlados;

- **Resíduos de madeira:** são as cascas e o pó de madeira gerados no processo industrial e aproveitados como energético na planta de energia. Para Chipanski (2006) os maiores problemas relacionados aos resíduos de madeira está na possibilidade de assoreamento e poluição dos rios, pelas grandes quantidades geradas do resíduo e seu armazenamento inadequado; e pela poluição do ar com a queima destes resíduos, emitindo particulados e GEEs. No entanto, as emissões ao ar pela queima dos resíduos de madeira parece ser a questão ambiental mais relevante, podendo contribuir para o aquecimento global.

Outros recursos consumidos na fase de produção industrial não abordados acima são: a água, os lubrificantes, os aditivos como a parafina e o catalisador, e a energia elétrica.

Considerando a análise dos subsistemas de produção florestal e de produção industrial, os principais impactos ambientais levantados, podem ser resumidos a:

- Acidificação;
- Aquecimento global;
- Formação fotoquímica de ozônio;
- Eutrofização;
- Ecotoxicidade;
- Toxicidade humana.

Tais impactos listados estão condizentes com as categorias de impacto presentes nos métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008) previamente introduzidos nesta seção.

A seguir é discutido sobre algumas características gerais dos métodos de AICV adotados nesta dissertação.

3.3.3. Métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008) – considerações gerais

O método CML tem seu nome vinculado à entidade que o estabeleceu, no caso, o Centro de Ciências Ambientais (CML) da Universidade de Leiden, na Holanda, em cooperação com vários institutos de pesquisa em avaliação do ciclo de vida. O CML é considerado um dos métodos de avaliação de impactos pioneiros no mundo. Sua primeira versão foi disponibilizada em 1992, conhecida por CML (1992). Heijungs et al. (1992) cita que este método inicialmente surgiu como resultado do desenvolvimento de um guia e documento base para a metodologia de AICV chamado *Environmental life cycle assessment of products: Guide and backgrounds*.

Em 2000, o método foi reformulado, sendo disponibilizada a versão CML (2001) ou CML 2, caracterizada como um método *midpoint* (GUINÉE, 2001). Para cada problema

ambiental ou categoria de impacto do método, existem fatores de caracterização específicos já previamente quantificados. Desse modo, a emissão inventariada na fase de ICV é convertida em potencial de impacto ambiental multiplicando sua quantidade pelo seu respectivo fator de caracterização na categoria de impacto pertinente (GUINÉE, 2001).

A sigla EDIP significa *Environmental Design of Industrial Products*, sendo um método de AICV desenvolvido na Dinamarca, em 1996, pela Universidade Tecnológica da Dinamarca que disponibilizou o EDIP (1997). Este método contempla as categorias de impacto mostradas na Tabela 7, e ainda, categorias de impacto relacionadas à geração de resíduos sólidos, classificando os resíduos em: sólidos (*bulk*), perigosos, radioativos, e escória/cinzas. Contudo, o método apenas propõe esta classificação para os resíduos sólidos inventariados, e não apresenta um modelo de caracterização para os mesmos.

Wenzel et al. (1997) propõem também que para a utilização do método EDIP (1997) os recursos consumidos inventariados sejam previamente classificados em: Consumo de Recursos Renováveis, Consumo de Recursos Não Renováveis, e Consumo de Energia. Os mesmos autores justificam que tal classificação permite uma melhor visualização do perfil ambiental do produto estudado. Contudo, o método EDIP (1997) não propõe um modelo de caracterização para os impactos provenientes da extração dos recursos como abordado, por exemplo, pelo CML (2001) com a categoria de depleção dos recursos abióticos.

Mais tarde, o EDIP (1997) foi atualizado, sendo disponibilizada uma versão mais recente do método, o EDIP (2003). Segundo Hauschild e Potting (2005) esta versão trouxe melhorias para as categorias de impacto utilizadas na medida em que tornou os modelos de caracterização menos globais, e mais regionalizados, com foco para as condições da Europa. Esta versão do método não contempla a classificação dos resíduos sólidos gerados, e alterou principalmente os fatores de caracterização para as categorias de impacto não-globais, como a acidificação, eutrofização, formação de ozônio fotoquímico, ecotoxicidade e toxicidade humana. As referências para a normalização também foram alteradas neste método. Assim, o EDIP (2003) por ser um método que leva em conta a diferenciação espacial para a avaliação dos impactos do ciclo de vida, com foco para as condições da Europa, tomou-se mais conveniente a adoção do EDIP (1997) para o presente estudo.

Para Ometto (2005) da mesma forma como o CML (2001), o EDIP (1997) é outro método de AICV internacionalmente aceito e utilizado na literatura, sendo que os resultados da avaliação de impactos podem ser diretamente comparados com os obtidos pelo CML (2001). Assim como o CML (2001), o EDIP (1997) é classificado como *midpoint*.

As diferenças mais relevantes entre os métodos EDIP (1997) e CML (2001) encontram-se nas categorias de impacto ambiental consideradas, principalmente para a depleção de recursos abióticos, radiação ionizante, eutrofização, ecotoxicidade e toxicidade humana.

Sobre a depleção de recursos abióticos e a radiação ionizante, não é possível realizar comparações de resultados de AICV entre os métodos CML (2001) e EDIP (1997), pois tais categorias de impacto não são contempladas para o EDIP (1997).

Na eutrofização as diferenças ocorrem devidas as distintas unidades de referência assumidas por cada método na categoria, o que incapacita a direta comparação dos resultados de impactos potenciais. Como visto, no CML (2001) a eutrofização é medida em PO_4-eq. e no EDIP (1997) a referência é pode ser em N-eq., P-eq. ou NO_3-eq.

Sobre a ecotoxicidade e toxicidade humana, como diferenças iniciais relevantes tem-se as distintas unidades de referência adotadas pelos métodos EDIP (1997) e CML (2001), conforme anteriormente mostrado. Além disso, o CML (2001) considera apenas a ecotoxicidade aquática e terrestre, sendo que a ecotoxicidade aquática é subdividida em aquática água doce e aquática marina. Já o EDIP (1997) considera a ecotoxicidade aquática (sem subdivisão), terrestre e via ar.

Para a ecotoxicidade e a toxicidade humana, com base nos fatores de caracterização dos métodos, Ometto (2005) explica existem emissões de maior potencial de impacto no CML (2001) do que no EDIP (1997), e vice-versa. Num levantamento feito nesta pesquisa, junto a base de dados do *software* GaBi Education 4.4, constatou-se para a ecotoxicidade aquática que as emissões metálicas estão entre as maiores contribuintes em ambos os métodos, fato este também observado por Ometto (2005). Contudo, sobre a toxicidade humana, no CML (2001) entre os maiores contribuintes estão as emissões de pesticidas ao solo e água e outras emissões orgânicas como hidrocarbonetos; enquanto no EDIP (1997) os destaques são as emissões orgânicas de VOCs, dioxinas, alguns tipos de hidrocarbonetos para o ar e água, os pesticidas e ácidos para o solo.

Sobre o método USEtox (2008) a motivação para seu desenvolvimento surgiu do fato dos até então métodos existentes geralmente falharem na caracterização toxicológica das substâncias, podendo apresentar altos índices de incertezas nos resultados e conclusões totalmente distintas dependendo do método de AICV considerado (ROSENBAUM et al., 2008). Pensando em solucionar este problema, o método USEtox foi proposto, a partir da colaboração de especialistas de diversos países, como Holanda, Estados Unidos, Dinamarca e Canadá. O USEtox foi desenvolvido com base em métodos de AICV já existentes como o EDIP (1997), Ecoindicator99, IMPACT 2002(+), e TRACI, sendo finalizado e posto à disposição em 2008, como USEtox (2008).

Como definição para o USEtox (2008), Berthoud et al. (2011) afirma que trata-se de um “modelo consensual” que permite caracterizar os efeitos toxicológicos de um princípio ativo, que engloba as categorias de impacto de toxicidade humana e ecotoxicidade.

O USEtox (2008) é considerado o melhor modelo para a avaliação dos impactos toxicológicos na atualidade (BERTHOUD al., 2011; HAUSCHILD et al., 2008b; ROSENBAUM et al., 2008) pois:

- É um modelo consensual, desenvolvido por especialistas do mundo todo;
- As duas categorias de impacto propostas foram aceitas pela comunidade científica internacional e aprovadas pelas autoridades competentes como UNEP e a *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC);
- Por oferecer a maior cobertura atualmente disponível de substâncias caracterizadas toxicologicamente; e
- Por apresentar um alto nível de precisão, em comparação com outros métodos de AICV.

A base de dados do USEtox (2008) inclui fatores de caracterização permanentes (ou recomendados) e fatores de caracterização provisórios. Tais fatores de caracterização se distinguem basicamente em termos de nível de confiabilidade. Os fatores provisórios devem ser utilizados com cautela, justamente por ainda terem níveis de incertezas maiores (HAUSCHILD et al., 2008b; ROSENBAUM et al., 2008). Para os fatores de caracterização permanentes os metais não estão incluídos, ficando estes junto com os provisórios, que ainda estão em desenvolvimento.

Conforme consta na base de dados do *software* GaBi Education 4.4, adotado neste estudo, o método EDIP (1997) foi alterado pela última vez, em termos de seus fatores de caracterização entre março de 2008 e julho de 2010. Já para o método CML (2001) a última revisão da base de dados ocorreu em 2009, e para o método USEtox (2008) em 2010.

Tendo em vista a maior confiabilidade do método USEtox (2008) na literatura consultada para avaliação das categorias toxicológicas em estudos de ACV, a presente dissertação escolheu este método para analisar as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade. Porém, os resultados obtidos pelos métodos CML (2001) e EDIP (1997) nas categorias também foram levados em conta para efeito de comparação de resultados e conclusões. Mas, para efeito de identificação dos *hotspots* toxicológicos, a referência foi a utilização do método USEtox (2008).

A próxima seção aborda os resultados e discussões referentes à execução do presente estudo de ciclo de vida para o painel MDP brasileiro.

4. RESULTADOS

4.1. Definição de objetivo e escopo

4.1.1. Objetivo

Este trabalho tem como objetivo avaliar o ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP produzido no Brasil, inventariando os aspectos ambientais, quantificando os impactos ambientais potenciais por diferentes métodos de AICV, identificando e propondo oportunidades de melhorias ambientais para o sistema de produto estudado por meio de avaliações de diferentes cenários alternativos de produção.

A aplicação esperada com este estudo de ACV é que os resultados da pesquisa possam:

- Ser utilizados em estudos comparativos de ACV entre o painel MDP brasileiro estudado com outros materiais lignocelulósicos equivalentes utilizados no Brasil e no exterior;
- Subsidiar a realização de comparações ambientais com outros materiais alternativos, como certos plásticos e metais também utilizados principalmente na indústria de móveis;
- Disponibilizar informações importantes para amparar a Academia em termos de pesquisa científica, e também às produtoras de painéis de madeira, para melhor adequarem seus produtos pensando na sustentabilidade ambiental;
- Subsidiar a integração de aspectos ambientais no desenvolvimento de produtos (*ecodesign*) visando o desenvolvimento de eco-compósitos à base de madeira;

Sobre as razões para a condução do estudo, entre as principais, tem-se a necessidade de se melhor conhecer os aspectos e os impactos ambientais relacionados ao ciclo de vida da produção dos painéis de madeira. E também, a possibilidade de disponibilizar dados adequados à realidade brasileira associados ao ciclo de vida do painel MDP.

O público alvo pretendido são primeiramente os usuários da ACV que utilizem em seus estudos os recursos abordados no escopo deste trabalho, além das próprias empresas produtoras de painéis no Brasil. As conclusões e recomendações deste estudo podem subsidiar outras pesquisas tanto na Academia quanto nas produtoras do produto.

A seguir, cada item de escopo do estudo é definido conforme a metodologia de ACV.

4.1.2. Função do produto

O painel MDP é um produto intermediário e não um produto final. Assim, como este estudo apresenta uma perspectiva de ACV *cradle to gate*, com foco na produção do painel

MDP, não incluindo fases como o uso do produto, e portanto, não definindo o tipo de produto a ser produzido com o painel, não foi necessário definir uma função específica ao mesmo. Como visto na Tabela 5 para os exemplos de função, a unidade funcional e fluxo de referência, estes dependem diretamente do propósito/finalidade que o produto se destina, expresso na fase de uso do produto pela unidade funcional.

4.1.3. Unidade funcional

Devido à abrangência *cradle to gate* do estudo, não incluindo a fase de uso do produto, e não tendo sido necessário definir a função do painel MDP, a unidade funcional foi igual ao fluxo de referência, no caso, a produção de 1m³ de painel MDP, in natura, com espessura nominal de 15 mm, densidade média de 630 kg/m³ (conforme os dados desta pesquisa), e produzido em consonância com os requisitos de qualidade previstos em padrões técnicos, como a norma brasileira 14810/2006.

Conforme a norma 14810/2006, na produção de painéis aglomerados (incluindo o MDP) a densidade dos painéis produzidos deve estar entre 551 kg/m^3 a 750 kg/m^3. Além disso, na produção do MDP com espessura de 14 a 20 mm (portanto incluindo os painéis de 15 mm), como requisitos de propriedades físicas esperam-se: inchamento máximo do painel em 2 horas de 8%, e teor de umidade do painel entre 5-8%; e como propriedades mecânicas do painel: resistência mínima na tração perpendicular de 0,35 MPa, resistência mínima na flexão estática de 16 MPa, resistência superficial mínima de 1 MPa, e força mínima suportada no arranchamento de parafusos de 800 N no topo e de 1020 N na superfície (ou face) do painel. Estes critérios de qualidade apresentados são importantes, pois ao se trabalhar com painéis com espessuras diferentes da faixa exposta, tais critérios irão ser modificados, e isto implica também na modificação no consumo de recursos para a produção dos painéis, como no consumo de madeira e de resina UF, resultando por consequência, em modificações nos fluxos de entrada e de saída dos ICVs.

4.1.4. Fluxo de referência

O fluxo de referência estabelecido foi igual a própria unidade funcional, ou seja, a produção de 1m³ de painel MDP, conforme as caraterísticas técnicas citadas.

Para efeito de transformação dos dados deste trabalho na base de massa, 1m³ de MDP pesa 630 kg em média, na base seca (com 5 a 11% de umidade). Portanto, basta dividir os dados inventariados neste estudo pelo referido correspondente à unidade funcional em massa, para que todos os fluxos estejam expostos para a base de 1 kg.

4.1.5. Sistema de produto

A Figura 19 ilustra esquematicamente o sistema de produto para o ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP, considerando os subsistemas de produção florestal e de produção industrial, resumidos anteriormente na Figura 13 da seção 2.3. As unidades de processo do sistema de produto são: produção de mudas (Figura 7), preparo do solo (Figura 8 – não mostra o preparo de estradas), plantio de mudas (Figura 9), manutenção da floresta (Figura 10), colheita e transporte da madeira (Figura 11), e produção industrial do MDP (Figura 12).

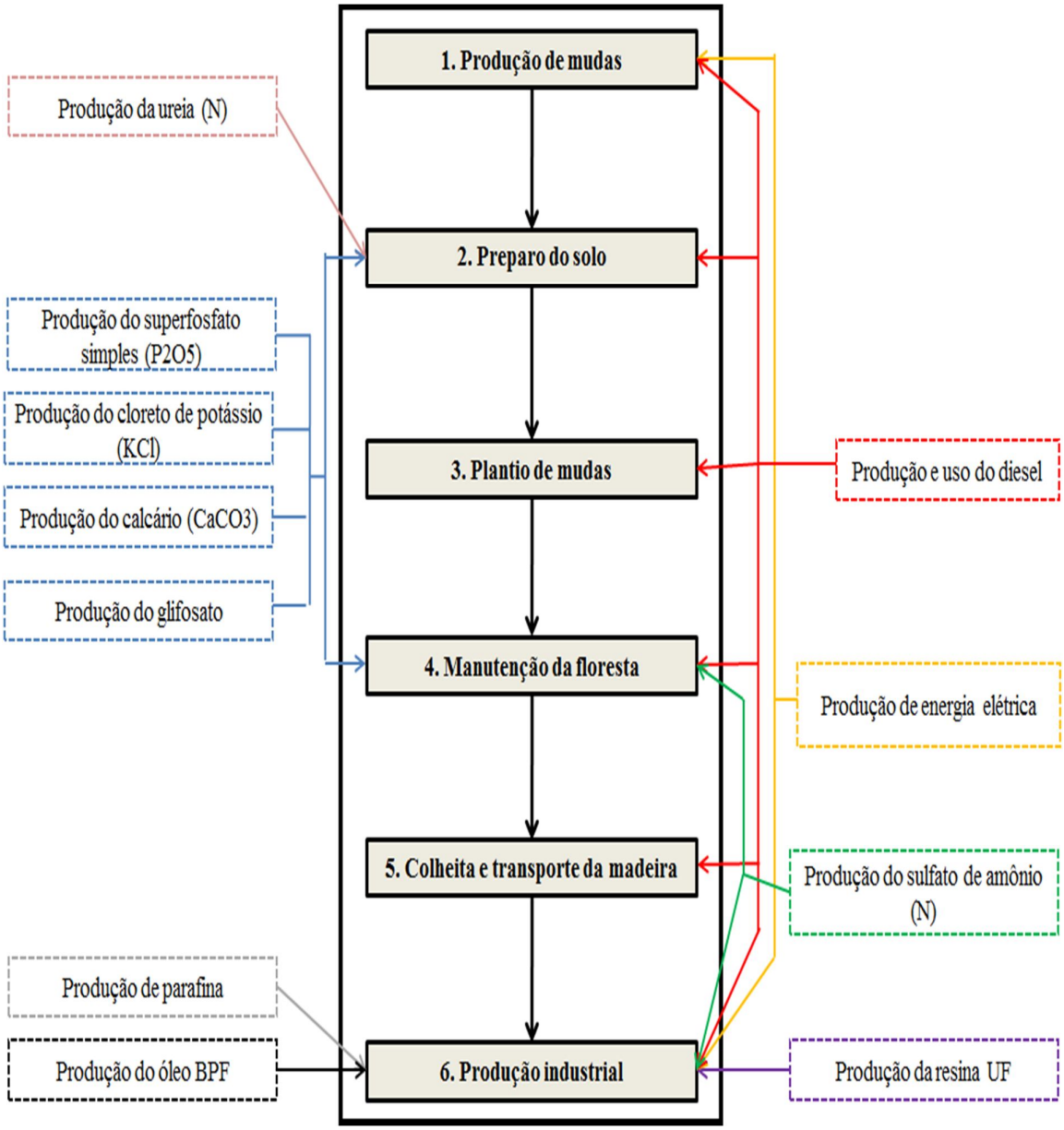

Figura 19 – Sistema de produto definido para a produção do painel MDP.

Na figura constam seis unidades de processo, sendo que as unidades de 1 a 5 referem-se ao subsistema de produção florestal, e a unidade 6 representa todo o subsistema de produção industrial, o qual não foi estratificado considerando as diversas atividades industriais de produção, pela impossibilidade de desagregar os dados coletados em nível de operação. Também, a Figura 19 ilustra as cadeias produtivas dos insumos incluídos na fronteira do sistema de produto, sendo que os sistemas de transporte, de beneficiamento do campo com maquinário florestal, e da queima de resíduos de madeira estão ausentes.

4.1.6. Fronteira do sistema de produto

O sistema de produto apresentado na Figura 19 mostra uma abrangência *cradle to gate*. Desse modo, as relações entre o sistema de produto com o meio ambiente se fazem presentes apenas para as etapas do ciclo de vida de extração e beneficiamento dos recursos naturais e as etapas de transformação industrial necessárias para a produção do painel MDP.

Para a definição da fronteira do sistema foi estipulado um critério de corte com base na massa dos insumos consumidos em quantidades menores que 1,0% do total diretamente utilizado, e também, levando em conta a significância ambiental dos mesmos. Em relação ao critério de corte com base na massa, 99,5% dos fluxos de entrada são representados pelos seguintes insumos, nesta ordem de importância: água, resina UF, calcário, óleo BPF, diesel, parafina, fertilizante fonte de K (cloreto de potássio), sulfato de amônio (catalisador), fertilizante fonte de P (superfosfato simples), e fertilizantes fontes de N (ureia e sulfato de amônio). Pelo critério de relevância ambiental, também foram incluídos na fronteira o herbicida glifosato, a produção e distribuição de energia elétrica, e os combustíveis diesel e óleo BPF, utilizados nos sistemas de transporte de cargas (rodoviário, marítimo, etc.) e de beneficiamento do campo (tratores, processadores mecânicos, etc.). Também foi incluído o sistema de combustão dos resíduos de madeira para as unidades de processo 1 e 6.

Mediante os critérios de corte estipulados, e outras considerações que serão expostas a seguir, os subsistemas incluídos na fronteira do estudo, assim como os excluídos estão apresentados na Tabela 8. Para o subsistema de produção florestal, a cadeia produtiva dos micronutrientes aplicados em conjunto com os fertilizantes NPK não foi incluída no sistema de produto, pois as quantidades aplicadas são inferiores ao critério de corte de 1,0% em relação à massa. O mesmo critério de exclusão foi adotado para a isca formicida, e os lubrificantes (óleos e graxas) utilizados. Para o subsistema de produção industrial, utilizando o critério de corte de 1,0%, exclui-se do estudo apenas o uso dos lubrificantes.

Tabela 8 – Sistemas considerados e excluídos na ACV da produção do painel MDP

Sistemas incluídos	Sistemas excluídos
Produção florestal	
- Produção de energia elétrica	- Entradas/saídas menores que 1,0% em massa
- Produção do diesel	- Produção e manutenção de bens de capital (exceto estradas)
- Produção do calcário	- Produção e manutenção de bens pessoais
- Produção do herbicida glifosato	- Produção de insumos como entradas auxiliares
- Produção de fertilizantes fontes de NPK	
- Sistemas de transporte de insumos	
- Sistema de combustão de resíduos de madeira	
- Operações de beneficiamento do campo com maquinário florestal	
Produção industrial	
- Produção de energia elétrica	- Entradas/saídas menores que 1,0% em massa
- Produção da parafina	- Produção e manutenção de bens de capital
- Produção da resina UF	- Produção e manutenção de bens pessoais
- Produção do diesel	- Produção de insumos como entradas auxiliares
- Produção do óleo BPF	
- Produção do catalisador sulfato de amônio	
- Sistema de combustão de resíduos de madeira	
	Outras considerações
	- Fases de uso e disposição final do produto

OBS: No caso o termo "sistemas" diz respeito à cadeia produtiva normalmente *cradle to gate* dos insumos incluídos ou excluídos da fronteira do sistema de produto.

Insumos classificados como entradas auxiliares também foram excluídos dos subsistemas. Como exemplos, tem-se as embalagens de agrotóxicos e fertilizantes, filtros e mangueiras consumidas pelo subsistema de produção florestal. O mesmo critério foi utilizado para o caso do subsistema de produção industrial, onde a cadeia produtiva de embalagens industriais, solventes para limpeza de equipamentos, e recursos para o acabamento do produto como lixas e sapatas/refis não foram incluídos na fronteira do sistema. Além disso, para os insumos classificados como entradas auxiliares, os resíduos gerados, em sua maior parcela

são resíduos sólidos, que são tratados e destinados pelas empresas. Em geral, tais resíduos são reciclados ou depositados em aterros sanitários. Portanto, tendo em vista a abordagem *cradle to gate* do estudo, estes fluxos de saída não são vistos como fluxos elementares, e assim, os impactos referentes não foram contabilizados.

Os bens de capital como os edifícios das unidades industriais, maquinário e equipamentos florestais e industriais foram excluídos do estudo. Apenas a atividade de preparo e reparo de estradas foi considerada, em termos do consumo de combustível existente, no o subsistema de produção florestal. Afinal, as estradas de acesso não foram projetadas para durar de 30-50 anos como ocorre normalmente para a vida útil dos demais bens de capital citados. Dentro do ciclo de cultivo da madeira, que dura em média 6,5 anos conforme os dados desta pesquisa, as estradas de acesso nas áreas florestais são periodicamente reparadas ou até mesmo reconstruídas, utilizando maquinário como retroescavadeira, motoniveladora e tratores. Assim, os impactos ambientais associados podem se tornar relevantes quando comparados aos impactos dos demais bens de capital de vida útil superior aos 30 anos.

Os bens pessoais como a alimentação e transporte dos funcionários, materiais de escritório, e etc. também foram excluídos da avaliação, por serem julgados pouco relevantes na maioria dos estudos de ACV consultados na literatura nacional e internacional.

Fronteira geográfica

A fronteira geográfica foi estipulada com base no portfólio de algumas das principais indústrias produtoras do painel MDP no Brasil. Foram realizadas visitas técnicas a três grandes empresas do setor, localizadas no estado de São Paulo e Minas Gerais.

Também foram incluídas no estudo unidades produtivas externas às empresas visitadas, as quais realizam o fornecimento de insumos que participam do ciclo produtivo do painel MDP. Tais empresas também são nacionais, estando localizadas em Minas Gerais – unidade produtiva da resina UF, e São Paulo – viveiro de produção de mudas de espécies de eucalipto. Estas empresas disponibilizaram dados referentes à cadeia produtiva de seus produtos, os quais foram então correlacionados com a unidade funcional adotada nesta pesquisa.

Para outros insumos considerados dentro da fronteira, foram adotadas informações da literatura, mediante a coleta de dados secundários. Assim, a fronteira geográfica esteve vinculada à fonte destes dados consultados. Todavia, a maior parte dos dados coletados apresentou escopo tal que as informações contidas já levavam em conta o contexto brasileiro. Nos casos em que os dados selecionados não eram adequados ao espaço geográfico nacional, tais informações foram ao máximo adaptadas para o contexto do Brasil.

Fronteira temporal

Para a definição da fronteira temporal foram consultados especialistas internos às empresas visitadas, os quais apontaram sobre suas expectativas em relação às possíveis futuras mudanças no que diz respeito aos processos para a produção do painel MDP no Brasil. Estes especialistas normalmente eram supervisores ou chefes de áreas de dentro das empresas, com considerável experiência no setor.

As expectativas listadas deveriam retratar possíveis alterações relevantes, a ponto de ser possível estimar um prazo de validade para os dados e conclusões do presente estudo, sendo que ao se expirar tal validade, seriam requeridas uma análise crítica, revisão geral e atualização das informações. As principais hipóteses traçadas e suas respectivas possibilidades de ocorrência no curto prazo (definido como 8 anos) são expostas na Tabela 9:

Tabela 9 – Estabelecimento da fronteira temporal: hipóteses e possibilidades de ocorrência

Hipóteses traçadas	**Ocorrência no curto prazo**
Substituição da resina UF por outras de menor impacto ambiental, de preferência, de fontes renováveis.	Pouco provável. A resina UF ainda é a de menor custo no mercado, e a de melhor performance operacional dentro das empresas.
Adição de resíduos lignocelulósicos para a produção dos painéis, reduzindo a demanda por madeira "virgem" cultivada exclusivamente para este fim.	Provável. Algumas das empresas visitadas inclusive já estudam a adição de resíduos de madeira no processo industrial. Todavia, limitações técnicas ainda são verificadas.
Melhoramento genético das espécies visando o incremento da produtividade no campo, rápido ciclo de crescimento, maior resistência às ameaças naturais (xilófagos, intempéries) e a menor demanda por nutrientes durante o cultivo no campo.	Tal já é uma prática factível com a atual realidade das empresas consultadas. O investimento em melhoramento genético é constante. Todavia, não foram verificadas alterações para esta hipótese que pudessem limitar os resultados desta pesquisa em demasiado no curto prazo.
Inserção de novas tecnologias de silvicultura.	Provável. A busca por novas tecnologias de campo tem ocorrido não somente no setor florestal, mas também no meio agrícola. Como tecnologia com potencial adesão no curto ou médio prazo, cita-se o emprego da aviação agrícola. Tal operação pode contribuir nas atividades de controle de pragas e na aplicação geral de insumos na floresta. Todavia, sua maior limitação ainda é o alto custo de investimento inicial.

OBS: Por não se tratar do objetivo do estudo, tais hipóteses foram apresentadas na tabela apenas em termos gerais, com o propósito de melhor engajar a sustentação de um prazo de validade para os dados desta pesquisa.

Portanto, com base no exposto, estipulou-se um prazo de validade de 8 anos para os resultados desta pesquisa. A hipótese de maior impacto que limitou o prazo de validade foi a possibilidade da inclusão de resíduos lignocelulósicos (principalmente resíduos de madeira) dentro do processo de manufatura do MDP. Afinal, tal prática como analisada na seção 2.3.3 já é de praxe adotada por empresas nos Estados Unidos e Europa. Na seção 4.4.5 é apresentado um cenário onde avaliou-se a inclusão de resíduos de madeira para a produção do painel MDP brasileiro, e os impactos potenciais no ciclo de vida do produto foram discutidos.

Fronteiras tecnológicas

As indústrias nacionais visitadas empregam matérias primas, tecnologias, atividades florestais e industriais semelhantes nos processos produtivos, conforme exposto na seção 2.3.

A realização deste trabalho esteve calçada num mix tecnológico, definido conforme as práticas mais atuais checadas na literatura e com base nas visitas técnicas realizadas. Porém, diferenças tecnológicas foram constatadas comparando cada uma das empresas visitadas. Nenhuma delas foi julgada capaz de comprometer o presente estudo, no sentido de limitá-lo em demasiado se tais particularidades fossem ou não levadas em conta. Como dois exemplos de particularidades tecnológicas verificadas tem-se:

- Para a produção florestal, o consumo de fertilizantes NPK ocorria em diferentes formulações químicas de empresa para empresa. Todavia, tais formulações e as garantias de N, P e K aplicadas no solo eram similares; e
- No processo industrial, o *layout* interno de cada fábrica visitada era bem diferente. Contudo, as atividades realizadas para a produção do painel eram as mesmas, e os índices de consumo de recursos de cada unidade se mostravam equivalentes, na medida em que eram proporcionais as suas respectivas capacidades produtivas.

Com referência aos dados provenientes da literatura, a fronteira tecnológica esteve intrinsecamente relacionada às fontes de tais dados. E com relação aos dados retirados dos bancos de dados em ACV, em geral, são estabelecidos considerando as tecnologias mais difundidas e utilizadas para a uma dada região, país ou escala global, como é possível confirmar consultando a descrição tecnológica dos ICVs disponíveis nos bancos de dados. Os dados secundários utilizados nesta pesquisa quando não provinham de estudos nacionais, foram ao máximo adaptados ao contexto brasileiro numa tentativa de melhor adequar a fronteira tecnológica.

4.1.7. Procedimentos de alocação

O presente trabalho não contempla a definição de procedimentos de alocação. Afinal, o sistema de produto definido não apresentou multifuncionalidade.

4.1.8. Tipos de impacto, método de avaliação de impacto e interpretação

Os métodos de AICV utilizados no estudo foram o EDIP (1997), CML (2001) e USEtox (2008) conforme o detalhamento realizado a partir da seção 3.3.

Para a seleção das categorias de impacto a serem analisadas, levaram-se em conta as principais questões ambientais descritas na seção 3.3.2. Tais questões foram correlacionadas com os métodos de AICV citados, escolhendo-se as categorias de impacto pertinentes, que foram: método USEtox (2008) – toxicidade humana e ecotoxicidade; métodos EDIP (1997) e CML (2001) – acidificação, aquecimento global, eutrofização, ecotoxicidade, formação fotoquímica de ozônio troposférico e toxicidade humana. Além disto, considerou-se a categoria de depleção de recursos abióticos proposta no método CML (2001).

Algumas particularidades referentes às categorias de impacto são: para o aquecimento global considerou-se o efeito do potencial de impacto para 100 anos; e sobre a formação fotoquímica de ozônio, como grande parte das atividades do ciclo de vida produtivo do painel MDP ocorre em área florestal, assumiu-se para o método EDIP (1997) a existência de baixa concentração de NOx nas áreas impactadas, com índices abaixo de 0,02 mg/m³ seguindo o sugerido por Wenzel et al. (1997).

Os resultados da avaliação de impactos também foram normalizados. No caso do método EDIP (1997) como referência para a normalização, optou-se pelo fator “EDIP 1997, Envi. imp. norm. (PE W EU 1994)” disponível no software GaBi como a alternativa mais cabível atualmente ao se adotar o método de AICV. Este fator de normalização para Wenzel et al. (1997) foi desenvolvido com base nos impactos potenciais que a sociedade exerce sobre o meio ambiente e ao ambiente de trabalho por ano (ano de referência de 1994), relacionados à população que contribuiu para a intervenção ambiental na escala geográfica analisada, no caso para a União Europeia. Este fator de normalização padroniza os resultados de impactos ambientais potenciais para a referência de impacto potencial por ano por pessoa, ou como também conhecido, impacto potencial equivalente por pessoa.

Para o método CML (2001) os fatores de normalização disponíveis no GaBi Education 4.4 eram variados. O método oferece referências em diversas escalas geográficas, utilizando valores com dados regionais para diversos países europeus, Estados Unidos, Canadá, Japão, Coreia do Sul; e fatores mais globais, com valores em escala para a América do Norte, Europa

Ocidental, e também em nível mundial. Por não haver nenhum fator de normalização referente de forma específica aos efeitos ambientais para o contexto brasileiro, julgou-se mais conveniente fazer uso do fator “CML2001, World” que abrange as consequências ambientais em termos globais. Este fator de normalização é definido pelo valor inverso do valor anual base, o qual é determinado pelo método como o efeito total anual conhecido dos impactos potenciais para cada categoria de impacto. O indicador de impacto ambiental normalizado é então estabelecido multiplicando-se os resultados dos impactos ambientais potenciais obtidos na fase de AICV pelos respectivos fatores de normalização do método, não apresentando, uma unidade de referência específica para os dados normalizados.

E para o método USEtox (2008) os resultados não foram normalizados, pois tal procedimento atualmente está disponível para este método de AICV.

A interpretação adotada para os resultados provenientes da avaliação de impactos se focou na identificação dos *hotspots* ambientais para cada categoria de impacto de cada método de AICV. Também levaram-se em conta os resultados globais para os dados normalizados e as conclusões provenientes da análise dos resultados comparativos entre os diferentes métodos, atentando para a redução de tais impactos por meio de sugestões de melhorias ambientais.

4.1.9. Requisitos de qualidade dos dados

Fontes dos dados

Para que os resultados de uma ACV sejam confiáveis, é imprescindível a obtenção de dados de alta qualidade. Para tanto, os dados inventariados relacionados com as entradas e saídas para o sistema de produto definido foram coletados em fontes primárias, em empresas produtoras de MDP no país, tanto para a área florestal, quanto industrial. Dados de empresas externas produtoras de insumos importantes aplicados para a produção do painel MDP, também foram considerados. E informações de fontes secundárias também foram utilizadas quando as respectivas fontes primárias não se mostraram disponíveis.

Os dados primários expostos nesta dissertação foram obtidos durante visitas técnicas realizadas em empresas nacionais do ramo, da seguinte forma:

- Amostra direta do processo analisado;
- Consulta de registros de consumo de recursos e emissões;
- Consulta de especificações técnicas de insumos; e
- Cálculo direto mediante conversões de dados.

Para os dados secundários, estes foram levantados conforme os critérios:

- Revisão da literatura pertinente; e
- Utilização de banco de dados disponíveis no *software* GaBi.

Os dados de fontes secundárias foram adaptados para as condições de contorno pertinentes ao presente estudo. Todas as considerações particulares tomadas relacionadas à obtenção dos dados primários e secundários são apresentadas posteriormente na seção 4.1.10 Suposições/considerações. A seguir, a Tabela 10 mostra um resumo sobre a origem dos dados que compõem o sistema de produto.

Tabela 10 – Classificação da origem dos dados que compõe o sistema de produto

		Produção de mudas	**Preparo do solo**	**Plantio de mudas**	**Manutenção da floresta**	**Colheita e transporte da madeira**	**Produção industrial**
Entradas	Materiais	3	3	1,3	3	3	2,3
	Energia	3	1,2,3	3	1,2,3	3	2,3
Saídas	Emissões ar	4,5	3,4,5	5	3,4,5	5	4,5
	Emissões água	3,4	3,4	-	3,4	-	3,4
	Emissões Solo	3	3	3	3	3	2,3

Legenda:
1 Medido
2 Entrevistas (registros históricos, especificações técnicas)
3 Calculado
4 Literatura
5 Banco de dados em ACV

Conforme análise da Tabela 10, os dados de entrada relacionados ao consumo de recursos foram adquiridos em fontes primárias, mediante as visitas técnicas realizadas. As saídas, classificadas em emissões ao ar, água e solo são uma mescla de dados primários (calculados) e de dados secundários. Os dados de saída que foram calculados, ocorreram para as emissões da geração de resíduos de lubrificantes usados, e pelo uso do herbicida glifosato, onde as emissões foram calculadas pelo *software* PestLCI. Para a montagem da Tabela 10 foram considerados apenas os dados principais de entrada e saída para cada uma das unidades de processo do sistema de produto, não sendo incluídos os sistemas da Tabela 8.

A seguir, a Tabela 11 especifica as fontes dos dados para os sistemas incluídos na fronteira do estudo, e mostrados anteriormente na Tabela 8.

Tabela 11 – Fonte dos dados para os sistemas considerados

Sistemas incluídos	Fontes dos dados
Produção florestal	
- Produção de energia elétrica	- PE International (2009a)
- Produção do diesel	- SICV Brasil (2009)
- Produção do calcário	- EDIP DATABASE (2003) *apud* Ometto (2005)
- Produção do herbicida glifosato	- Nemecek et al. (2007)
- Produção do fertilizante ureia (fonte de N)	- Ribeiro (2009)
- Produção do fertilizante sulfato de amônio (fonte de N)	- Ribeiro (2009)
- Produção do fertilizante superfosfato simples (fonte de P)	- Monteiro (2008)
- Produção do fertilizante cloreto de potássio (fonte de K)	- PE International (2009b)
- Sistemas de transporte de insumos	- PE International (2009c)
- Sistema de combustão de resíduos de madeira	- NREL (2009a)
- Operações de beneficiamento do campo com maquinário florestal	- PE International (2009d)
Produção industrial	
- Produção de energia elétrica	- PE International (2009a)
- Produção da parafina	- NREL (2009b)
- Produção da resina UF	- Dados primários (Tabela 25)
- Produção do diesel	- SICV Brasil (2009)
- Produção do óleo BPF	- PE International (2009e)
- Produção do catalisador sulfato de amônio	- Ribeiro (2009)
- Sistemas de transporte de insumos	- PE International (2009c)
- Sistema de combustão de resíduos de madeira	- NREL (2009a)

Os estudos de Ometto (2005), Monteiro (2008) e Ribeiro (2009) são estudos de ciclo de vida onde os autores avaliaram produtos nacionais. Já SICV Brasil (2009) é uma publicação em ACV que trata sobre a elaboração de inventários de ciclo de vida da indústria brasileira, onde tomou-se como exemplo a consolidação dos dados de inventário para o diesel brasileiro.

A cadeia produtiva da resina UF foi construída nesta dissertação, conforme dados primários coletados. Os dados da produção do herbicida glifosato foram extraídos da publicação *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems* do banco de dados Ecoinvent para o contexto da Suécia, disponível em Nemecek et al. (2007). Os dados de produção de parafina e do sistema de combustão de resíduos de madeira foram retirados da

base de dados dos Estados Unidos USLCI, com ano base em 2008, e disponíveis, respectivamente, em NREL (2009b) e NREL (2009a). E por fim, as demais cadeias produtivas da Tabela 11 foram extraídas diretamente do banco de dados do *software* GaBi.

Para o sistema de produção de energia elétrica foi selecionado o processo modelado para o mix energético brasileiro, disponível no banco de dados do GaBi Education em PE International (2009a), com ano base em 2002. Para os sistemas de transporte (rodoviário, marítimo, etc.) foram considerados processos globais diversos do GaBi Education sem particularidades sobre qualquer nação, com ano base em 2005, disponíveis em PE International (2009c). Os dados da produção do fertilizante cloreto de potássio foram extraídos da extensão *Renewable raw materials* do GaBi Professional para o contexto alemão em PE International (2009b), com ano base em 2002. A cadeia produtiva do óleo BPF foi considerada para o contexto dos Estados Unidos, proveniente do GaBi Education, com ano base em 2003, e disponível em PE International (2009e). E quanto às operações de beneficiamento do campo com maquinário florestal, os dados foram retirados também da extensão do GaBi *Renewable raw materials* para contexto global, conforme PE International (2009d), com ano base em 2003.

Cobertura temporal

Os dados principais referentes ao consumo de materiais, energia e emissões para as unidades de processo do sistema de produto definido, foram coletados durante o período de Janeiro de 2011 a Abril de 2012 junto às empresas brasileiras produtoras de MDP. As informações referentes aos dados secundários, como a cadeia produtiva de certos insumos e emissões ao ar, água e solo, foram retiradas da literatura pertinente a partir de 2002.

O tempo de vida do painel MDP para a abordagem *cradle to gate* é de 7 anos: 3 meses para produção de mudas; 6,5 anos para cultivo e colheita da madeira; e 3 meses contando da colheita no campo, o armazenamento/secagem das toras no campo, o transporte até a fábrica, o armazenamento de toras na fábrica e a manufatura do produto até a expedição.

Cobertura geográfica

No tocante à cobertura geográfica, esta envolve o território brasileiro conforme a fronteira geográfica abordada, uma vez que o trabalho se propõe a caracterizar o painel MDP produzido para no Brasil, incluindo os aspectos geográficos do país. As três empresas visitadas nesta pesquisa somam 57,0% da produção nacional, totalizando uma produção de 1.733.784,70 m³ de MDP em 2011. As informações concedidas durante as visitas técnicas são divulgadas neste trabalho referindo-se às médias dos conjuntos de dados coletados, sem especificidades quanto às empresas participantes do estudo.

Contudo, deve-se ressaltar a existência de um conjunto de dados secundários referentes a certos insumos consumidos, para os quais não foram encontradas informações sobre seu ciclo de vida para o contexto nacional, sendo: cadeia produtiva do óleo BPF (adotado o produzido pelos Estados Unidos), a produção do fertilizante cloreto de potássio (Alemanha), a produção do glifosato (Suécia), e a produção da parafina (Estados Unidos). Porém, apesar de tais recursos considerados serem referentes a outros países e, portanto, fora da geografia nacional, adaptações foram feitas nos dados para que suas cadeias produtivas fossem melhor enquadradas à situação nacional.

Por exemplo, a etapa de distribuição dos insumos foi modelada de acordo com as práticas convencionais brasileiras em relação aos sistemas de transporte utilizados. O mix sobre o fornecimento de eletricidade foi alterado para o mix brasileiro. A cadeia produtiva do diesel consumido foi alterada para o diesel brasileiro. E as emissões ao ar, água, e solo foram alteradas no sentido de permanecer apenas as emissões internacionalmente reconhecidas como relevantes, conforme as especificidades da cadeia produtiva de cada insumo analisado.

Cobertura tecnológica e precisão dos dados

Em relação à cobertura tecnológica, os dados representam os valores médios ponderados pelas capacidades produtivas dos processos de produção do painel MDP, considerando o nível tecnológico já descrito para a fronteira tecnológica do sistema de produto. Tal procedimento contribuíram para a precisão dos dados, afinal, os fluxos inventariados junto às empresas dependiam integralmente de suas respectivas capacidades produtivas. Ou seja, quanto maior a produção, maior tende a ser o consumo de recursos (entradas) e as emissões (saídas), e assim, os dados inventariados devem ser ponderados conforme as quantidades de produtos produzidos por cada empresa.

Outros cuidados quanto à precisão dos dados foram tomados, com base nos critérios de qualidade previstos na norma ISO 14040, como: realização da coleta de dados em condições normais de processo, a utilização de dados atuais, e o uso de dados secundários provenientes de fontes reconhecidas e seguras.

Todos os dados inventariados foram correlacionados com a unidade funcional definida, baseando-se em procedimentos matemáticos claros e objetivos, explicados na seção 4.1.10.

Completeza e representatividade

O sistema de produto apresentou a completeza esperada, pois 99,5% das entradas em termos mássicos foram incluídas na fronteira do estudo, além da inclusão de sistemas julgados importantes pela relevância ambiental. Adicionalmente, as unidades de processo adotadas estão coerentes com o apresentado nas seções 2.3.1 e 2.3.2 para os subsistemas de produção

florestal e de produção industrial, respectivamente, estando em harmonia com o previsto na literatura quanto às práticas de produção no Brasil.

A completeza discutida sobre o estudo colabora para que a representatividade do mesmo reflita verdadeiramente a população de interesse, por conter dados referentes à produção nacional do painel MDP.

4.1.10. Suposições/considerações

Nesta seção discutem-se as principais suposições impostas ao estudo. Porém, as considerações já abordadas sobre a definição da fronteira do sistema de produto, os métodos de AICV adotados e os requisitos de qualidade dos dados, não serão novamente discutidos.

O presente estudo baseia-se nas práticas brasileiras convencionais adotadas no ciclo de vida *cradle to gate* do produto painel MDP. A principal matéria prima para o produto é a madeira de reflorestamento, sendo destaque o gênero eucalipto. Considerou-se a produtividade média da madeira de eucalipto de 45m³/ha.ano, ou 290 m³ de madeira/ha aos 6,5 anos de idade. As principais espécies atualmente cultivadas pelas empresas produtoras do painel são: *Grandis*, *Platyphylla*, *Saligna*, *Urograndis* e *Urophylla*.

Para a unidade funcional da produção de 1 m³ de painel MDP (ou 630 kg), é necessário um consumo médio de 1,45 m³ de madeira (com casca), com densidade média de 474 kg/m³ (base seca) e dimensões médias de 110 mm de diâmetro e comprimento típico de 6 m.

Os índices de consumo de recursos na fase florestal são de praxe expressos em unidades de consumo por hectare de área de reflorestamento. Portanto, foi necessário calcular a área em hectares requerida para a unidade funcional desta pesquisa. Considerando-se a produção de madeira de 290 m³/ha e o consumo de 1,45 m³ de madeira/m³ de painel MDP produzido, obteve-se que 1 m³ de MDP equivale à 0,005 ha. Assim, os dados referentes ao consumo de recursos florestais foram adequados à área de 0,005 ha ou 50m².

Para a categoria de aquecimento global na avaliação dos impactos, considerou-se que a quantidade de CO_2 biogênico absorvido pelas árvores no processo de fotossíntese no ciclo de crescimento tinha contribuição nula para esta categoria. Portanto, os impactos não foram analisados. Em contrapartida, tal aspecto ambiental foi contabilizado para efeito de fechamento do balanço de massa de inventário, visando quantificar o crédito de carbono existente. Os procedimentos de cálculo utilizados para a contabilização do sequestro de CO_2 da atmosfera constam no Anexo A, assim como as emissões de oxigênio ao ambiente. Também os impactos para o efeito estufa dos processos que envolveram subprodutos da madeira não foram analisados, por exemplo, para as emissões de equivalentes de CO_2 com a queima de resíduos de madeira no processo industrial para a secagem das partículas.

Como referência para avaliar os impactos ambientais relacionados aos sistemas de transporte dos insumos que contemplam o sistema de produto, estabeleceu-se como destino a cidade de São Paulo/SP. Apesar das produtoras de MDP também estarem localizadas em Minas Gerais, Paraná e Rio Grande do Sul, o estado de São Paulo pelos dados desta pesquisa contribuiu com 31,3% da produção nacional do MDP em 2011.

Para os sistemas de transporte rodoviário adotados nas etapas de distribuição de insumos, como considerações comuns à todos os sistemas tem-se: de 10-30% da malha de transporte ocorre em vias urbanas ou estradas, e de 70-90% ocorre em rodovias, sendo respectivamente definidas as porcentagens de 20,0 e 80,0% para este estudo. Além disso, todos os meios de transporte assumidos consomem óleo diesel como combustível. E por fim, na base de dados do GaBi escolheu-se o processo "GLO: Truck PE", Euro 3, com peso padrão de carga de 27 t, para representar a maioria dos sistemas de transporte rodoviário existentes na modelagem. Isto ocorreu pois as atividades de distribuição eram realizadas normalmente por caminhões, carretas ou outras composições veiculares com peso médio de carga transportada de 12 a 25 t, que poderiam ser representados pelo referido processo.

As operações de campo com tratores foram definidas com base no processo disponível na extensão *Renewable raw materials* do GaBi, "GLO: Universal tractor PE", que possui diversos parâmetros editáveis, como: tempo de operação (h/ha), consumo de combustível (l/h), potência do motor (kW), e velocidade de rotação do motor (rpm). Tais parâmetros foram todos adaptados conforme as operações de campo assumidas. Este processo foi utilizado no estudo no intuito de inventariar as principais emissões gasosas oriundas do uso do diesel no maquinário florestal adotado.

Considerou-se que todo o diesel consumido pelo sistema de produto em território nacional era proveniente de uma única refinaria, localizada em Paulínia/SP distante 122 km de São Paulo capital. Para a distribuição foi escolhido o processo "GLO: Truck PE". Quanto as especificações do diesel, considerou-se sua cadeia produtiva *cradle to gate* disponível em SICV Brasil (2009), para uma concentração de enxofre de 2000 ppm no combustível. A densidade considerada para o diesel foi de 837,52 kg/m³.

Quanto ao consumo de lubrificantes para as unidades de processo do subsistema de produção florestal, pelos dados primários, definiu-se que 35,0% do consumo total estaria relacionado às operações de silvicultura das unidades de processo 2, 3 e 4, sendo o consumo dividido proporcionalmente entre cada unidade. Para a unidade 5 (colheita e transporte da madeira), relacionaram-se 65,0% do consumo de lubrificantes. O consumo de lubrificantes para a produção de mudas (unidade de processo 1) foi inventariado separadamente, assim como, para o caso do subsistema de produção industrial.

Para o sistema de produção de energia elétrica considerou-se o processo “BR: Power grid mix” do GaBi. Tal engloba a produção e a distribuição da energia até o consumidor (empresas) na tensão de 230 voltz, considerando um critério de corte de 95,0% na base de massa e 98,0% em termos energéticos. Também considera um conjunto de dados referente ao mix brasileiro onde mais de 80,0% provém de usinas hidrelétricas.

Para o herbicida glifosato assumiu-se a concentração de 480 g/l, e seu sistema produtivo foi definido com base em Nemecek et al. (2007). Com base nas etapas de produção, aspectos ambientais e recomendações previstas no relatório, os processos foram modelados no *software* GaBi numa abordagem *cradle to gate*. Modificações foram tomadas, como a mudança do mix energético para o contexto brasileiro, o transporte dos principais insumos utilizando a malha rodoviária (porém mantendo as distâncias pré-estabelecidas no relatório), e a alteração do consumo do diesel e do gás natural para os respectivos equivalentes para o contexto brasileiro. Na distribuição do insumo, tomou-se o transporte por bitrem equivalente ao processo do GaBi “GLO: Truck PE”. A distância média de transporte foi de 1.915 km com origem em Camaçari/BA, onde existe uma empresa produtora do herbicida. As emissões para o ar, água e solo oriundas da aplicação de pesticidas no solo, para o caso do glifosato foram calculadas pelo *software* PestLCI. Todavia, existem outros pesticidas aplicados no subsistema de produção florestal, mas que foram excluídos pelos critérios de corte.

Com referência à produção do calcário, foram extraídos de dados secundários presentes em Ometto (2005), que realizou a ACV para o álcool combustível brasileiro. Para o calcário assumiu-se os dados para a extração do carbonato de cálcio ($CaCO_3$), por este ser o principal constituinte do calcário dolomítico, para Silva (2009) o mais utilizado para fins agrícolas. Como referência para o transporte assumiu-se uma distância média de distribuição de 470 km, partindo da cidade de Rio Branco do Sul/PR, utilizando o processo “GLO: Truck PE”. Para Silva (2009) esta cidade é uma das maiores produtoras no estado do Paraná.

No que diz respeito aos fertilizantes NPK, aplicados nas atividades do subsistema de produção florestal, um resumo dos principais aplicados consta na Tabela 12, baseado no levantamento feito nesta pesquisa. Os recursos em destaque são os que foram considerados no estudo em termos de suas cadeias produtivas, baseando-se nos critérios de corte estipulados.

Tabela 12 – Fertilizantes tipicamente adotados em florestas de eucalipto

Nutrientes	**Produtos**	
Fósforo	- Superfosfato simples - Superfosfato simpes amoniado - Monoamônio fosfato (MAP)	- Superfosfato triplo - Diamônio fosfato (DAP)

Nitrogênio	- Sulfato de amônio - Nitrato de amônio - Nitrocálcio - Nitrato de potássio	- MAP - DAP - Ureia (p/ abubação de base)
Potássio	- Cloreto de potássio - Sulfato duplo de potássio e magnésio	- Sulfato de potássio - Nitrato de potássio

OBS: Nutrientes microconstituintes e macroconstituintes secundários não estão incluídos na tabela

Quanto à produção dos fertilizantes fontes de N, ureia e sulfato de amônio, os dados foram retirados de Ribeiro (2009), que inventariou o ciclo de vida da produção dos fertilizantes nitrogenados no Brasil. Nos inventários do autor, a ureia apresenta 46,0% de N e o sulfato de amônio 21,2% de N, sendo a maioria dos dados provenientes de fontes primárias e dentro de uma abordagem *cradle to gate*. Para a distribuição dos fertilizantes, tomou-e como base o processo "GLO: Truck PE" e fez-se a média ponderada das distâncias pela participação relativa de cada empresa analisada por Ribeiro (2009) no mercado de fertilizantes. Para a produção da ureia obteve-se a distância média ponderada de 2.024,5 km, para as produtoras de Laranjeiras e Camaçari, BA. No caso da produção do sulfato de amônio, obteve-se a distância de 1.900 km, para os municípios de Camaçari e Candeias, BA.

A cadeia produtiva do fertilizante fonte de P, superfostato simples, foi retirada de Monteiro (2008) que realizou a ACV para o produto com 18,5% de P_2O_5, em estudo para a produtora Galvani, uma das maiores produtoras no país. O sistema de produto apresentado é do tipo *cradle to gate* e a referência estabelecida quanto à distribuição deste insumo se baseou no transporte com origem em Luis Eduardo Guimarães/BA à 1.930 km de São Paulo. Para o transporte assumiu-se a recomendação de Monteiro (2008), utilizando o processo GaBi "GLO: Truck-trailer (truck fleet, local) PE", Euro 3, com padrão de carga de 27 t.

Sobre a produção do fertilizante fonte de K, cloreto de potássio, os dados foram obtidos do *software* GaBi Professional, extensão *Renewable raw materials* do processo "DE: Potassium chloride (agrarian) PE", com 60,0% de óxido de potássio (K_2O). O processo apresenta um inventário *cradle to gate* montado com o critério de corte de 95,0% dos fluxos em termos mássicos. Para o transporte do insumo considerou-se a origem na cidade de Rosário do Catete/SE, a uma distância média de transporte de 2.153 km, sendo a distribuição feita pelo processo "GLO: Truck PE".

Para as unidades de processo de produção de mudas, preparo do solo e manutenção da floresta, as emissões ao ar e água pela aplicação no solo dos fertilizantes ureia e sulfato de amônio foram retiradas de *Ocean Studies Board and Water Science and Tecnology Board* – OSB/WSTB (2000), que cita a ocorrência de volatilização de amônia na taxa de 15,0% do N dos fertilizantes, e a volatilização de 2,0% do N como N_2O, além do escoamento superficial e percolação do N na água na taxa de 20,0%. As emissões referentes à aplicação do

superfosfato simples foram extraídas de Shigaki (2006), onde o autor aborda que 10,0% do P_2O_5 torna-se escoamento superficial para a água. Para as emissões da aplicação dos microconstituintes dos fertilizantes NPK (boro, cobre, etc.) e do consumo do fertilizante cloreto de potássio, assumiu-se não haver emissões ao ar, água, ou solo, pois para toda a quantidade aplicada no solo, uma parte é absorvida pela planta e outra permanece no solo.

O sistema de combustão dos resíduos de madeira (cascas, cavacos, pó,etc.) foi extraído de USLCI como "Wood waste, unspecified, combusted in industrial boiler". Este considera a queima de resíduos de madeira com umidade em 50,0%. A densidade básica considerada para os resíduos foi de 350 kg/m³. Menções sobre a eficiência energética do queimador de biomassa não constam na documentação do processo, porém, com os fatores de emissão de IPCC (2006), percebeu-se que tal eficiência seja de 85,0%. Este sistema foi considerado para as unidades de processo de produção de mudas e produção industrial do painel MDP. Apesar do processo constar na base de dados em ACV dos Estados Unidos, o mesmo não apresenta nenhuma peculiaridade para o contexto do país.

A cadeia produtiva do óleo BPF foi adicionada com base no processo "US: Fuel oil heavy at refinary PE". Este apresenta abordagem *cradle to gate*, com critério de corte de 90,0% na base de massa e 95,0% na base energética. A origem e o meio de transporte adotados para o caso da distribuição do óleo BPF foram os mesmos definidos para o óleo diesel, portanto, cidade de Paulínia/SP (122 km de distância média), e processo "GLO: Truck PE". As emissões referentes ao uso do óleo BPF foram calculadas com base nos índices de emissão disponíveis em IPCC (2006).

A cadeia produtiva da parafina utilizada na produção industrial do MDP foi extraída da base de dados USLCI como "Slack wax, at plant, US SE". Os dados de inventário representam um sistema *cradle to gate* retirado de dados primários de um estudo feito para o inventário do ciclo de vida do painel OSB. Os dados sobre o consumo de diesel, gás natural, e energia elétrica foram adaptados para o contexto brasileiro. O teor de sólidos considerado para a parafina foi de 60,0%. Para a etapa de transporte considerou-se a existência de uma produtora no país na cidade de Dias D' Avila/BA, distando 2.600 km. O transporte foi definido pelo processo "GLO: Truck PE" do GaBi.

A cadeia produtiva do sulfato de amônio como catalisador foi assumida com base em Ribeiro (2009), pois o produto comercializado como catalisador para a produção de painéis de madeira se mostra semelhante ao utilizado como fertilizante. Além disso, o relatório *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems* do Ecoinvent em Nemecek et al. (2007) também aborda apenas sobre a produção do sulfato de amônio como fertilizante, sem ressaltar nada em termos de modificações dos dados de inventário visando seu uso como catalisador industrial.

As considerações específicas tomadas para cada unidade de processo do sistema de produto são descritas a seguir.

Produção de mudas

Na modelagem do ciclo de vida para esta unidade de processo, foram inventariados os consumos de água, fertilizantes, defensivos, lubrificantes (óleos e graxas) e energia elétrica. Neste consumo de recursos foram incluídos os seguintes sistemas: a cadeia produtiva da produção e fornecimento de energia elétrica, do diesel, do sulfato de amônio, do superfosfato simples, do cloreto de potássio, e do glifosato. As emissões referentes à queima de resíduos de madeira para o aquecimento de estufas também foram inventariadas, assim como as emissões do uso do diesel para o transporte das mudas expedidas por caminhão, e da operação com trator para o transporte de insumos dentro do viveiro. Os dados referentes à produção de mudas foram coletados junto à um viveiro florestal no estado de São Paulo com capacidade mensal de produção em 1,3 milhões de mudas.

Pelos dados primários, considerou-se a necessidade de 1.850 mudas/ha a serem plantadas no campo, incluindo a parcela referente ao replantio (100 mudas/ha). Expressando esta demanda em massa tem-se 103 kg/ha, incluindo o peso das mudas com os tubetes e substrato, e o peso da caixa para o transporte das mudas. Assumiu-se que 1 caixa tem a capacidade para transportar 180 mudas, e estando preenchida pesa 10 kg. Os consumos individuais de tubetes e substrato não foram analisados de modo separado no inventário, pois estes elementos junto com as mudas formam um sistema único, o qual posteriormente é transportado ao campo para o plantio. A geração de resíduos de tubetes e caixas usadas não foram inventariados, pois tratam-se de materiais auxiliares, e com durabilidade de 6-8 anos, podendo assim, superar o tempo de vida estipulado ao produto painel MDP.

No sistema de produção de mudas definido ocorre o consumo de energia elétrica para a o funcionamento de estufas e outras máquinas. No processo produtivo utilizam-se resíduos de madeira comprados externamente para a queima em caldeiras, visando a geração de calor para uso em aquecedores da casa de vegetação e no jardim clonal.

Os dados de consumo de água, fertilizantes, defensivos, lubrificantes e energia elétrica foram coletados em unidades de massa (kg) e energia (MJ) por mês. Assim, tiveram que ser convertidos para kg ou MJ por hectare, visando relacionar tais dados com a área de 0,005 ha, equivalente a unidade funcional desta pesquisa. O procedimento de conversão adotado se deu conforme o exemplo: para consumo médio de glifosato de 20 kg/mês, dividindo este valor pela produção mensal do viveiro de 1,3 milhões de mudas e multiplicando por 1.850 mudas/ha encontra-se o consumo de glifosato de 0,0284 kg/ha. Este mesmo procedimento foi adotado para os demais recursos consumidos.

A água é o recurso mais consumido no viveiro, que pelos dados primários, representou 10 m³/ha, utilizado na diluição de defensivos e fertilizantes, mas principalmente, na irrigação.

As principais características/especificações das operações com trator e caminhão no viveiro de mudas são listadas na Tabela 13. Os dados da tabela, posteriormente foram correlacionados com a área de 0,005 ha e com as especificações técnicas de cada máquina.

Tabela 13 – Máquinas, operações e especificações – produção de mudas

Operação	**Máquina**	**Rendimento**	**Diesel**
Transporte de mudas	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Transp. interno de insumos	Trator de pneu 5603 John Deere	0,2 h/ha	1,0 l/h

Diversa é a variedade de fertilizantes e defensivos passíveis de aplicação no viveiro de mudas. Um resumo dos principais consta na Tabela 14 baseado no levantamento feito nesta pesquisa. Os recursos em destaque são os que foram considerados no estudo em termos de suas cadeias produtivas, com base nos critérios de corte estipulados.

Tabela 14 – Fertilizantes e defensivos tipicamente adotados em viveiros florestais para o eucalipto

Fertilizantes	**Defensivos***
Ácido bórico	Acaricida Evidence
Ácido etilenodiaminotetracético	Acaricida Vertimec
Cloreto de cálcio	Bactericida Fegatex
Cloreto de potássio	Bactericida Kasumin
MAP	Biocida Tecsa-Clor
Molibidato de sódio	Herbicida Scout (glifosato)
Nitrato de cálcio	Fungicida Captan
Nitrato de potássio	Fungicida Cercobin
Polímero absorvente	Fungicida Folicur
Sulfato de amônio	Fungicida Monceren
Sulfato de cobre	Fungicida Nativo
Sulfato de magnésio	Fungicida Rovral
Sulfato de manganês	Fungicida Rubigan
Sulfato de Zinco	
Superfosfato simples	

*Defensivos expressos em termos dos nomes comerciais.

O sulfato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio representaram em média 40,0% do total em massa dos fertilizantes aplicados. E o uso do herbicida glifosato correspondeu a 57,1% do total em massa do uso de defensivos.

A distância média de transporte das mudas foi definida segundo os dados primários em 80 km até o local sede que recebe as mudas para o plantio no campo. O transporte ocorre por caminhão, sendo escolhido no GaBi o processo “GLO: Truck PE”, Euro 4, com peso médio de carga de 12,4 t. Durante a expedição, para o plantio de 1 hectare são necessários 1.850 mudas ou 103 kg de mudas, o que correlacionando com a unidade funcional representada por 0,005 ha, fornece uma necessidade de 0,515 kg de mudas a serem expedidas para plantio.

Preparo do solo

Assumiu-se não ser necessário desmatar o terreno para implantar a floresta, partindo de uma área já destinada para fins de silvicultura. Também, os impactos ambientais devido ao uso do solo foram desconsiderados, pois este foi incluso como parte da tecnosfera.

As atividades de preparo de estradas, que antecedem o preparo do solo foram incluídas nesta unidade de processo.

A questão da rotatividade da cultura de eucalipto não foi contemplada. Em geral, as atividades de preparo do solo só ocorrem para a primeira rotação da floresta a ser implantada, pois na segunda rotação, adota-se o sistema de rebrota. Os fluxos de consumo de recursos são consideravelmente diferentes comparando-se florestas de primeira e segunda rotação. Por exemplo, a aplicação de calcário no solo pode não ser necessária para florestas de segunda rotação, e o consumo de herbicidas e fertilizantes é reduzido em relação às florestas de primeira rotação, o que sugere, que florestas de segunda rotação impactam menos sobre o meio ambiente. Além disso, pelos dados primários, 35,0% da madeira provém de florestas de segunda rotação e 65,0% de primeira rotação. Assim, se estabeleceu como mais conveniente adotar apenas o caso mais impactante, portanto, a primeira rotação das florestas de eucalipto, onde a atividade de preparo do solo é levada em conta.

Na modelagem do ciclo de vida foram inventariados os consumos de fertilizantes, calcário, defensivos, lubrificantes e diesel. Foram incluídos os seguintes sistemas: a cadeia produtiva do diesel, da ureia, do superfosfato simples, do cloreto de potássio, do calcário e do glifosato. Também foram incluídas as emissões oriundas do uso do diesel com o transporte de insumos e dos tratores que realizam as operações de campo.

Pelos dados primários, os consumos por hectare de fertilizantes e defensivos foram: 2.400 kg de calcário, 20 kg de ureia, 549,45 kg de superfosfato simples (100 kg P), 50 kg de cloreto de potássio (30 kg de K), 2,33kg de isca formicida sulfluramida e 4,33 kg do herbicida glifosato. Para o caso do fertilizante NPK tomaram-se como referências as formulações típicas de NPK (06:30:10) e (06:30:06), aplicadas no solo na faixa de 300-350 kg/ha na adubação de base. Também inventariou-se o consumo dos microconstituintes aplicados em

conjunto com o NPK, como o zinco, o cobre e o enxofre (macroconstituinte secundário), todavia, a cadeia produtiva dos mesmos não foram levadas em conta.

As características das operações com tratores e caminhões são mostradas na Tabela 15. Os insumos transportados por caminhões foram definidos no GaBi pelo processo "GLO: Truck PE", Euro 3, carga de transporte de 22 t. A massa de insumos transportados para a atividade de preparo de solo totaliza 7,374 t/ha e a distância total de transporte é de 110,25 km. Na massa de insumos inclui-se o peso dos implementos, como o distribuidor de calcário com 1,3 t, adubador para NPK de 350 kg, subsolador de 1,2 t, limpa trilho (arranjamento de resíduos) com 750 kg e pulverizador (capina química) de 400 kg. O restante da massa é composta pelo transporte do calcário, adubo NPK, e pesticidas.

Tabela 15 – Máquinas, operações e especificações – preparo do solo

Operação	**Máquina**	**Rendimento**	**Diesel**
Manut. Estradas	Trator de esteira AD7 FIAT	1,0 h/ha	12,0 l/h
Manut. Estradas	Motoniveladora Caterpillar 120H	1,0 h/ha	12,0 l/h
Manut. Estradas	Retorescavadeira Caterpillar 416E	1,0 h/ha	7,0 l/h
Transporte de formicida	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Transporte de herbicida	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Capina química	Trator de pneu BM110 Valtra	0,8 h/ha	5,0 l/h
Arranjamento de resíduos	Trator de pneu BM110 Valtra	1,5 h/ha	5,0 l/h
Transp. de fertilizantes NPK	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Calagem	Trator de pneu BH145 Valtra	0,9 h/ha	6,0 l/h
Subsolagem	Trator de pneu BH145 Valtra	3,5 h/ha	7,0 l/h
Adubação de base	Trator de pneu BM110 Valtra	2,0 h/ha	5,0 l/h

Posteriormente, para o efeito de inventariar os fluxos referentes ao consumo de diesel, os dados da Tabela 15 foram relacionados com a área de 0,005 ha e considerando as especificações técnicas de cada máquina.

Plantio de mudas

As mudas transportadas do viveiro são plantadas no solo previamente preparado. Na modelagem para esta unidade de processo, foram inventariados os consumos de água, lubrificantes e do diesel. Sobre a inclusão de sistemas, foi incluída a cadeia produtiva do diesel. Também foram adicionadas as emissões do uso do diesel com o transporte de insumos e dos tratores que realizam as operações de campo. As especificações do maquinário utilizado nesta unidade de processo constam na Tabela 16.

Tabela 16 – Máquinas, operações e especificações – plantio de mudas

Operação	Máquina	Rendimento	Diesel
Transporte de mudas	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Plantio	Trator de pneu BM110 Valtra	1,0 h/ha	5,0 l/h
Transporte de água	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Irrigação	Trator de pneu BM110 Valtra	1,0 h/há	5,0 l/h

Posteriormente, com base nas especificações técnicas de cada máquina, os dados da Tabela 16 foram relacionados com a área de 0,005 ha para inventariar o consumo de diesel.

Os insumos transportados por caminhões foram definidos no GaBi pelo processo "GLO: Truck PE", Euro 3, carga de transporte de 22 t. A massa total de insumos transportados foi de 18 t e a distância média percorrida no transporte pelos dados primários é de 60 km, a partir do local sede, onde as mudas expedidas ficam armazenadas. Dentre os implementos levados ao campo, tem-se o tanque para armazenamento de água de 1,7 t (tanque de 6000 l) e a carroça de 200 kg puxada por trator para auxiliar nas atividades de plantio. Entretanto, no transporte de insumos a água é o recurso mais relevante, representando 16 m³ de água/ ha.

Manutenção da floresta

Para esta unidade de processo, foram inventariados os consumos de fertilizantes, calcário, defensivos, lubrificantes e do diesel. Foram incluídos os seguintes sistemas: a cadeia produtiva do diesel, do sulfato de amônio, do superfosfato simples, do cloreto de potássio, do calcário e do glifosato. Também foram incluídos o sequestro de CO_2 da atmosfera durante o ciclo de crescimento das árvores, e as emissões com o uso do diesel nos caminhões e tratores, e a liberação de oxigênio do processo de fotossíntese.

Pelos dados primários, no ciclo de atividades durante a manutenção da floresta, o consumo total por hectare de fertilizantes e defensivos foram, respectivamente: 1.600 kg de calcário, 80 kg de sulfato de amônio, 604,40 kg de superfosfato simples (110 kg P), 500 kg de cloreto de potássio (300 kg de K), 20 kg de isca formicida sulfluramida e 26,5 kg do herbicida glifosato. Para o caso do fertilizante NPK tomou-se como referências as formulações típicas (10:15:20), (08:00:32), (00:00:57), (09:28:14), (10:00:18) e (10:00:30), aplicadas no solo na faixa de 200-430 kg/ha conforme cada formulação. Ainda sobre os fertilizantes, inventariou-se o consumo de outros recursos de menor expressão como o zinco, o boro e o enxofre, porém, a cadeia produtiva dos mesmos não foram levadas em conta.

As características das operações de campo com tratores e caminhões constam na Tabela 17, sendo que para o transporte de insumos foi adotado o processo "GLO: Truck PE", Euro 3, carga de transporte de 22 t. A massa total de insumos transportados para a realização do ciclo de atividades na manutenção da floresta é de 10,72 t/ha, e a distância total percorrida no

transporte é de 531,65 km (distância total percorrida para todo o ciclo de manutenção da floresta). Os implementos de campo utilizados são os mesmos previamente citados para o caso do preparo do solo, totalizando 4 t.

Tabela 17 – Máquinas, operações e especificações – manutenção da floresta

Operação	Máquina	Rendimento	Diesel
Transporte de formicida	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Transporte de herbicida	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Capina química	Trator de pneu BM110 Valtra	6,7 h/ha	5,0 l/h
Manut. Estradas	Trator de pneu BM110 Valtra	0,3 h/ha	5,0 l/h
Manut. Estradas	Motoniveladora Caterpillar 120H	0,2 h/ha	12,0 l/h
Manut. Estradas	Retorescavadeira Caterpillar 416E	0,2 h/ha	7,0 l/h
Transporte de fertilizantes	Caminhão VW26-260	-	3,5 km/l
Adubação de cobertura	Trator de pneu BH145 Valtra	3,0 h/ha	5,0 l/h
Calagem	Trator de pneu BH145 Valtra	0,9 h/ha	6,0 l/h

Posteriormente, os dados da Tabela 17 considerando as especificações de cada máquina, foram relacionados com a área de 0,005 ha para inventariar o consumo de diesel na atividade de manutenção da floresta. Os rendimentos e os consumos de diesel da tabela representam os valores totais para todo o ciclo de manutenção.

Colheita e transporte da madeira

Para esta unidade de processo, foram inventariados os consumos de lubrificantes e do diesel. Sobre a inclusão de sistemas, foi incluída a cadeia produtiva do diesel. Também foram adicionadas as emissões do uso do diesel com as operações de colheita da madeira e com o transporte da madeira conforme os dados da Tabela 18.

Tabela 18 – Máquinas, operações e especificações – colheita e transporte da madeira

Operação	Máquina	Rendimento	Diesel
Corte	Feller Buncher - Jonhdeere 903J	0,50 l/m³	40,0 l/h
Processamento	Traçador - Tigercat 860 CII	0,50 l/m³	40,0 l/h
Extração	Forwarder - Jonhdeere 1710D	0,66 l/m³	21,1 l/h
Carregamento	Escavadeira - Caterpillar 320 cl	0,23 l/m³	18,4 l/h
Transporte de toras	Bitrem - Scania R480 V8	-	0,3 km/l

Na Tabela 18, a coluna rendimento diz respeito ao consumo de diesel por m³ de madeira processada (com casca), sendo que o total de madeira processada foi de 290 m³/ha.

As toras de madeira são transportadas até a fábrica por bitrem, representada no GaBi pelo processo “GLO: Truck ELCD/PE-GaBi”, Euro 3, carga de transporte de 27 t. A distância média percorrida no transporte pelos dados primários é de 80 km. Para as operações de corte, processamento, extração e carregamento da madeira, o maquinário florestal empregado foi modelado utilizando-se o processo “GLO: Universal tractor PE”. No caso, para a operação de corte, considerou-se como colhedora o Feller Buncher de capacidade de 110 m³ de madeira processada/h; para o processamento, definiu-se o traçador mecânico de 110 m³/h de capacidade; na extração, estabeleceu-se o uso de 2 máquinas Forwarder cada uma com 32m³/h de capacidade, e para o carregamento, utilizou-se uma escaveira de 80m³/h.

Produção industrial

Para a produção industrial foram inventariados os consumos de madeira, resina UF, água, emulsão de parafina, catalisador (sulfato de amônio), lubrificantes, óleo BPF, diesel, resíduos de madeira e a produção de energia elétrica. Foram incluídos os seguintes sistemas: a cadeia produtiva da resina UF, da parafina, do catalisador, do óleo BPF, do diesel, do abastecimento de eletricidade e o sistema de combustão dos resíduos de madeira.

Pelos dados primários, na produção industrial do MDP o consumo de recursos por m³ do painel foram, respectivamente: 13,74 kg de óleo BPF, 0,285 kg de diesel (consumido no transporte interno), 38,5 kg de resíduos de madeira, 495 MJ de energia elétrica, 71,65 kg de resina UF (para 100,0% de sólidos), 1,38 kg de catalisador, 5,47 kg de parafina (100,0% de sólidos), 0,018 kg de lubrificantes, 86,67 kg de água, e 687,3 kg de madeira (ou 1,45 m³).

As emissões locais do processo industrial de manufatura do painel MDP incluem a geração de resíduos de lubrificantes usados, os resíduos sólidos de madeira não utilizada para geração de energia na fábrica, a emissão de formaldeído livre adaptado de Chipanski (2006), a emissão de VOCs dos processos de secagem e prensagem à quente extraídos de Wilson (2008), e também as emissões com o uso do diesel, do óleo BPF, e com a queima dos resíduos de madeira. A geração de efluentes líquidos no processo industrial também ocorre, sendo os dados coletados de fontes primárias e de Wilson (2010a).

Para o caso do consumo do diesel, apenas os aspectos ambientais referentes ao consumo com o transporte interno (dentro da área industrial) em caminhões e empilhadeiras foram assumidos. A maioria das empresas visitadas utilizam os resíduos de madeira e o óleo BPF para a geração de calor nas plantas de energia, ao invés do diesel. Como o consumo do diesel no transporte interno era muito diversificado entre empilhadeiras e caminhões de diferentes capacidades e tipos, os fatores de emissões oriundos de sua queima foram retirados de Carvalho (2003) e IPCC (2006), que de um modo geral, consideram mais relevantes as emissões de CO_2, NO_x, material particulado e SO_x.

Para o consumo do óleo BPF, considerou-se sua combustão em queimador industrial com 85,0% de eficiência, e óleo tipo 1A (5,0% de enxofre em massa) com densidade de 985 kg/m³ e poder calorífico médio de 9.600 kcal/ kg de combustível.

Para a cadeia produtiva da resina UF, pelos dados primários, a resina apresenta 67,0% de teor de sólidos, e razão molar formaldeído/ureia de 1,35. Tal razão molar é superior ao encontrado nos Estados Unidos, onde Wilson (2009) considerou a razão molar de 1,09. Quanto maior a razão molar, maior é o índice de emissão de formaldeído livre no ambiente.

Os dados para a produção da resina UF foram coletados junto à uma empresa produtora da resina no Brasil. Em sua cadeia produtiva foram considerados os consumos dos seguintes recursos: energia elétrica, água, ureia, metanol, ácido fórmico, e hidróxido de sódio. Foram incluídos os seguintes sistemas: a produção da ureia, metanol, energia elétrica, ácido fórmico e hidróxido de sódio. Para a definição dos sistemas de transporte, tomou-se como base a localização da referida produtora de resina em Minas Gerais.

Para o sistema de geração e fornecimento de eletricidade foi considerado o processo GaBi “BR: Power grid mix”, e a cadeia produtiva da ureia foi extraída de Ribeiro (2009).

Os dados de inventário para a produção do metanol foram extraídos de Camargo (2007), numa abordagem *cradle to gate* do produto para as condições brasileiras. Para o transporte do metanol adotou-se o processo “GLO: Truck PE”, Euro 4, com carga padrão de 27 t, para uma distância de transporte de 800 km partindo de Rio de Janeiro/RJ.

O ácido fórmico é exportado para o Brasil da cidade de Frankfurt na Alemanha até o porto de Paranaguá/PR, por navio cargueiro em containeres para uma distância média de 10.126 km. Depois, o insumo é transportado por caminhão-container por 1.000 km até a produtora de resina UF. Para o transporte marítimo do produto exportado, escolheu-se o processo GaBi “GLO: container ship ELCD/PE-GaBi”, com capacidade de 27.500 t e movido a óleo pesado, o qual foi considerado no GaBi pelo processo “DE: Fuel oil heavy at refinary PE”. Para o transporte rodoviário definiu-se o processo “GLO: Solo truck ELCD/PE-GaBi”, Euro 4, e peso padrão de 7,5 t. A cadeia produtiva do ácido fórmico foi modelada conforme dados do Ecoinvent, no relatório nº 22, *Life Cycle Inventories of Petrochemical Solvents* disponível em Sutter (2007). Este relatório disponibiliza dados de inventário para as condições da União Europeia, e por se tratar de um recurso importado a partir da Alemanha, tais dados não foram reformulados.

A produção do hidróxido de sódio foi assumida pelo processo do GaBi “DE: Sodium hydroxide mix (50%) PE”, disponível em PE International (2009f). Este processo apresenta um inventário *cradle to gate* para a produção do recurso, mediante um critério de corte de 95,0% dos fluxos na base mássica. Pela indisponibilidade de dados, não foi possível adaptar os fluxos do inventário para as condições brasileiras. Apenas a etapa de distribuição do

recurso foi modelada conforme as orientações da empresa consultada produtora da resina UF. No caso, o insumo é distribuído por carretas, a partir de São Paulo/SP por uma distância média de 500 km, sendo definido para tanto o processo GaBi “GLO: Truck PE”, Euro 3, com peso de carga de 12,4 t.

As emissões locais para o ar do processo produtivo da resina UF foram provenientes de dados primários da empresa consultada, e as emissões à água e solo retiradas de Wilson (2009). Para o transporte da resina UF até a fábrica de MDP conforme dados fornecidos pela empresa consultada é em média de 500 km. Tal operação foi definida pelo processo “GLO: Truck PE”, Euro 3 e 27 t de peso médio de carga.

4.1.11. Limitações

Apesar do nível de detalhes e considerações feitas no presente estudo, limitações foram verificadas, as quais devem ser comentadas. Tais limitações, pensando na reprodução desta pesquisa e/ou na comparação de resultados com outros estudos, deverão ser levadas em conta.

A primeira limitação do estudo decorre do fato das etapas de uso e disposição final do produto não terem sido consideradas. Todavia, como previamente descrito, tais etapas não estão relacionadas ao painel MDP, mas sim, aos produtos que utilizam este produto intermediário como matéria prima, sendo o setor moveleiro o exemplo de maior relevância.

O produto avaliado é considerado in natura, portanto, sem revestimento, o que implica na desconsideração de uma parte do subsistema de produção industrial do produto. Não foram consideradas as atividades de acabamento final do painel, pela imensa variedade de tipologias de revestimentos BP, FF, pinturas, etc. existentes e possíveis de serem aplicados. A única atividade de acabamento incluída foi o lixamento do painel antes da expedição do produto.

Outra limitação advém do critério de corte com base mássica, que excluiu os sistemas que contribuíram com menos de 1,0% no consumo de recursos.

Como visto, os dados sobre as cadeias produtivas do óleo BPF, cloreto de potássio e hidróxido de sódio foram retiradas de bases de dados estrangeiras do *software* GaBi. As únicas adaptações realizadas foram para os sistemas de distribuição dos insumos, os quais foram adaptados para as condições brasileiras. Em contrapartida, situação distinta foi verificada para as cadeias produtivas do glifosato e da parafina, onde além das adequações dos sistemas de transporte, modificações foram feitas nos inventários de produção dos recursos, para a melhor adequação dos mesmos ao contexto nacional. Porém, vale ressaltar que os principais dados que compõem esta pesquisa foram coletados de fontes primárias.

Limitações também foram verificadas quanto aos sistemas de transporte definidos, tendo em vista os meios de transporte e as distâncias de distribuição assumidas nesta

pesquisa. Afinal, modificando tais informações, os impactos potenciais referentes ao consumo do diesel também se modificam. O mesmo raciocínio vale para as operações de campo com tratores, onde a referência básica tomada foi o processo GaBi “GLO: Universal tractor PE”. Todavia, os sistemas estabelecidos estão coerentes com as informações consultadas na literatura pertinente, e com os dados primários coletados nesta pesquisa.

Outras limitações que podem ser citadas são as referentes ao uso dos métodos de AICV selecionados neste estudo, como quanto aos modelos de caracterização e a cobertura das bases de dados de cada método, em termos da abrangência de sustâncias caracterizadas com fatores de equivalência definidos. Contudo, estas limitações foram contornadas, ao se utilizar mais de um método de AICV na condução da avaliação dos impactos potenciais.

4.1.12. Tipo de revisão crítica

Como introduzido, a norma de ACV torna obrigatória a análise crítica nos casos que se objetiva elaborar afirmações comparativas entre produtos que sejam divulgadas ao público. Como este trabalho não adota esta característica em seu escopo, a obrigatoriedade da análise crítica não se mostrou necessária.

Mesmo assim, uma revisão crítica deste estudo foi conduzida a partir de consultas a especialistas nacionais e internacionais. Neste sentido, uma menção especial se faz ao intercâmbio realizado na Universidade de Coimbra (UC) – Portugal, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Departamento de Engenharia Mecânica, junto ao Centro para a Ecologia Industrial, onde foi realizado um intercâmbio estudantil durante o primeiro semestre de 2012. Tal intercâmbio visou revisar e refinar a modelagem em ACV tomada.

4.1.13. Tipo e formato do relatório requerido para o estudo

Considerando que um estudo de ACV deve ser posto em relatório de forma fiel, imparcial, completa e exata para a comunicação ao público alvo estabelecido, pretende-se que o presente documento gerado em decorrência da dissertação de mestrado substitua o relatório final. Afinal, todos os resultados são apresentados segundo a estrutura metodológica de um estudo de ACV como previsto nas normas vigentes.

4.2. Análise de inventário do ciclo de vida

Os inventários foram montados estabelecendo-se balanços de massa e energia conforme os procedimentos comumente adotados em estudos de ciclo de vida na literatura e nas recomendações das normas de ACV. Para os fluxos de entrada, seguiu-se a classificação do consumo de recursos sugerida por Wenzel et al. (1997): consumo de recursos não-renováveis e consumo de recursos renováveis. Tais categorias foram ainda estratificadas em: consumo de recursos materiais – renováveis e não renováveis e consumo de recursos energéticos – renováveis e não renováveis. Já os fluxos de saída foram classificados em: saída principal (produtos intermediários), emissões ao ar, água (efluentes líquidos) e solo (resíduos sólidos).

Os inventários são apresentados conforme o sistema de produto definido para ciclo de vida do painel MDP. O inventário da Tabela 19 mostra os principais aspectos ambientais para a atividade de Produção de mudas, a Tabela 20 para o Preparo do solo, a Tabela 21 considera a unidade de processo de Plantio de mudas, a Tabela 22 a manutenção da floresta, a Tabela 23 a Colheita e transporte da madeira, e a Tabela 24 a Produção industrial do MDP. Adicionalmente, a Tabela 25 exibe o inventário referente ao ciclo produtivo da resina UF.

Os dados de inventário das cadeias produtivas dos recursos considerados não constam nas tabelas que seguem, portanto, cada inventário apresentado é do tipo *gate to gate*. Todavia, os dados podem ser consultados nas respectivas referências bibliográficas citadas nas tabelas, e ainda, podem ser adaptados para as condições deste estudo com base nas suposições/considerações detalhadas na seção 4.1.10.

Cada inventário é apresentado mostrando os dados brutos coletados, e o valor convertido dos mesmos para a unidade funcional estabelecida. Para os fluxos de entrada, quando consideradas suas respectivas cadeias produtivas as fontes são citadas na coluna “Comentários” das tabelas, assim como outros comentários pertinentes. As informações sobre a origem dos fluxos de entrada e saída constam na coluna “Origem” de cada tabela, sendo que os dados medidos, calculados ou provenientes de entrevistas tratam-se de dados primários, e os dados secundários são classificados em oriundos da literatura ou de banco de dados.

Tabela 19 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 1 – Produção de mudas

FLUXOS DE ENTRADAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
CONSUMO DE ENERGIA					
Recursos energéticos não renováveis					
Diesel - consumido pelos caminhões	13,39	6,69E-02	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido pelos tratores	0,17	8,35E-04	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Recursos energéticos renováveis					
Resíduos de madeira (cascas e pó de madeira)	29,00	1,80E-01	Kg	Calculado	-
Energia elétrica	-	1,80E-01	MJ	Calculado	Cadeia produtiva da eletricidade retirada de PE International (2009a)
CONSUMO DE MATERIAIS					
Recursos materiais não renováveis					
Defensivos					
- Herbicida glifosato	0,03	1,42E-04	kg	Calculado	Cadeia produtiva do glifosato retirada de Nemecek et al. (2007)
Fertilizantes					
- Cloreto de potássio (60,0% de K_2O)	0,84	4,18E-03	kg	Calculado	Cadeia produtiva do cloreto de potássio retirada de PE International (2009b)
- Sulfato de amônio (21,2% de N)	0,07	3,40E-04	kg	Calculado	Cadeia produtiva do sulfato de amônio retirada de Ribeiro (2009)
- Superfosfato simples (18,5% de P_2O_5)	0,43	2,15E-03	kg	Calculado	Cadeia produtiva do superfosfato simples retirada de Monteiro (2008)
Lubrificantes (óleos o graxas)	0,01	5,00E-05	kg	Calculado	Não incluída a cadeia produtiva
Recursos materiais renováveis					
Água	1000	5,00E+00	kg	Calculado	Não incluída a cadeia produtiva

FLUXOS DE SAÍDAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
SAÍDA PRINCIPAL					
Mudas para expedição	1,03E+02	5,15E-01	kg	Calculado	Valor considerando o peso das mudas + tubetes + substrato + caixa
EMISSÕES					
Emissões para o ar					
Proveniente da aplicação do sulfato de amônio					
- Amônia	0,01	5,09E-05	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
- Óxido nitroso	1,36E-03	6,79E-06	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
Proveniente da aplicação do glifostao					
- Glifosato (partículas)	2,62E-02	1,31E-04	kg	Calculado	Emissão obtida com o *software* PestLCI
Proveniente do uso do diesel pelos caminhões					
- Amônia	-	2,50E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Benzeno	-	2,17E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de carbono	-	2,78E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Monóxido de carbono	-	3,61E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Particulados (PM 2,5)	-	1,20E-07	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Metano	-	3,12E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxidos de nitrogênio	-	1,62E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxido nitroso (gás do riso)	-	3,90E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- COVNM (não especificados)*	-	1,23E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de enxofre	-	3,68E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Tolueno	-	4,16E-09	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Xileno	-	1,04E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
Proveniente do uso do diesel pelos tratores					
- Dióxido de carbono	-	2,52E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)

- Monóxido de carbono	-	2,73E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Particulados (não especificados)	-	2,51E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Óxidos de nitrogênio	-	5,61E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- COVNM (não especificados)*	-	1,15E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Dióxido de enxofre	-	4,18E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
Proveniente da combustão dos resíduos de madeira					
- Cinzas	-	1,45E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Dióxido de carbono (biogênico)	-	1,27E-01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Monóxido de carbono	-	3,92E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Particulados (PM 2,5 - PM 10)	-	3,26E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Óxidos de nitrogênio	-	1,52E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Dióxido de enxofre	-	1,63E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
Emissões para a água					
Proveniente da aplicação do sulfato de amônio					
- Escoamento superficial e percolação	1,36E-02	6,79E-05	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
Proveniente da aplicação do superfosfato simples					
- Escoamento superficial	6,79E-03	3,40E-05	kg	Literatura	Emissão baseada em Shigaki (2006)
Proveniente da aplicação do glifosato					
- Glifosato (partículas)	3,19E-03	1,60E-05	kg	Calculado	Emissão obtida com o *software* PestLCI
Emissões para o solo					
Proveniente do uso de lubrificantes					
- Resíduos de lubrificantes	1,76E-02	8,82E-05	kg	Calculado	-

OBS: O recurso energia elétrica não foi classificado em energia renovável ou não renovável por se tratar de uma informação que faz referência ao mix energético brasileiro, que contempla em seu mix, fontes energéticas renováveis e não renováveis.
*COVNM – Compostos orgânicos - não metano.

Tabela 20 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 2 – Preparo do solo

FLUXOS DE ENTRADAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
CONSUMO DE ENERGIA					
Recursos energéticos não renováveis					
Diesel - consumido pelos caminhões	51,58	2,58E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido pelos tratores	68,80	3,44E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
CONSUMO DE MATERIAIS					
Recursos materiais não renováveis					
Defensivos					
- Formicida sulfluramida	2,33	1,17E-02	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
- Herbicida glifosato	4,33	2,17E-02	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do glifosato retirada de Nemecek et al. (2007)
Calcário (como $CaCO_3$)	2400,00	1,20E+01	kg	Medido	Cadeia produtiva do calcário retirada de EDIP DATABASE (2003) *apud* Ometto (2005)
Fertilizantes					
- Cloreto de potássio (60,0% de K_2O)	50,00	2,50E-01	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do cloreto de potássio retirada de PE International (2009b)
- Ureia (46,0% de N)	20,00	1,00E-01	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva da ureia retirada de Ribeiro (2009)
- Superfosfato simples (18,5% de P_2O_5)	549,45	2,75E+00	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do superfosfato simples retirada de Monteiro (2008)
- Cobre (microconsituinte)	2,00	1,00E-02	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
- Zinco (microconstituinte)	2,00	1,00E-02	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
- Enxofre (macroconstituinte secundário)	10,00	5,00E-02	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
Lubrificantes (óleos o graxas)	0,033	1,65E-04	kg	Calculado	Não incluída a cadeia produtiva

FLUXOS DE SAÍDAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
SAÍDA PRINCIPAL					
1 ha de solo preparado	-	-		-	-
EMISSÕES					
Emissões para o ar					
Proveniente da aplicação da ureia					
- Amônia	3,00	1,50E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
- Óxido nitroso	0,40	2,00E-03	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
Proveniente da aplicação do glifostao					
- Glifosato (partículas)	0,40	2,00E-03	kg	Calculado	Emissão obtida com o *software* PestLCI
Proveniente do uso do diesel pelos caminhões					
- Amônia	-	5,22E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Benzeno	-	5,41E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de carbono	-	8,04E-01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Monóxido de carbono	-	1,62E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Particulados (PM 2,5)	-	1,70E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Metano	-	7,78E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxidos de nitrogênio	-	7,44E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxido nitroso (gás do riso)	-	7,67E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- COVNM (não especificados)	-	3,07E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de enxofre	-	1,07E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Tolueno	-	1,04E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Xileno	-	2,59E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
Proveniente do uso do diesel pelos tratores					
- Dióxido de carbono	-	1,08E+00	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Monóxido de carbono	-	2,00E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)

- Particulados (não especificados)	-	1,07E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Óxidos de nitrogênio	-	1,30E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- COVNM (não especificados)	-	7,73E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Dióxido de enxofre	-	1,79E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
Emissões para a água					
Proveniente da aplicação da ureia					
- Escoamento superficial e percolação	4,00	2,00E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
Proveniente da aplicação do superfosfato simples					
- Escoamento superficial	10,00	5,00E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em Shigaki (2006)
Proveniente da aplicação do glifosato					
- Glifosato (partículas)	0,05	2,43E-04	kg	Calculado	Emissão obtida com o *software* PestLCI
Emissões para o solo					
Proveniente do uso de lubrificantes					
- Resíduos de lubrificantes	0,02	9,00E-05	kg	Calculado	-

Tabela 21 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 3 – Plantio de mudas

FLUXOS DE ENTRADAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
CONSUMO DE ENERGIA					
Recursos energéticos não renováveis					
Diesel - consumido pelos caminhões	18,03	9,02E-02	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido pelos tratores	8,35	4,18E-02	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
CONSUMO DE MATERIAIS					
Recursos materiais não renováveis					
Lubrificantes (óleos o graxas)	0,02	1,00E-04	kg	Calculado	Não incluída a cadeia produtiva
Recursos materiais renováveis					
Água	16000	8,00E+01	kg	Medido	Não incluída a cadeia produtiva
Mudas	103	5,15E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva das mudas retirada da Tabela 19

FLUXOS DE SAÍDAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
SAÍDA PRINCIPAL					
1 ha de área plantada	-	-	-	-	-
EMISSÕES					
Emissões para o ar					
Proveniente do uso do diesel pelos caminhões					
- Amônia	-	1,59E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Benzeno	-	1,55E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de carbono	-	2,72E-01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)

- Monóxido de carbono	-	4,95E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Particulados (PM 2,5)	-	5,09E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Metano	-	2,22E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxidos de nitrogênio	-	2,42E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxido nitroso (gás do riso)	-	2,50E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- COVNM (não especificados)	-	8,78E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de enxofre	-	3,61E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Tolueno	-	2,96E-07	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Xileno	-	7,41E-07	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
Proveniente do uso do diesel pelos tratores					
- Dióxido de carbono	-	3,52E-01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Monóxido de carbono	-	3,87E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Particulados (não especificados)	-	3,50E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Óxidos de nitrogênio	-	4,00E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- COVNM (não especificados)	-	2,70E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Dióxido de enxofre	-	5,83E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
Emissões para o solo					
Proveniente do uso de lubrificantes					
- Resíduos de lubrificantes	0,02	9,00E-05	kg	Calculado	-

Tabela 22 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 4 – Manutenção da floresta

FLUXOS DE ENTRADAS - p/ ciclo de 6,5 anos	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
CONSUMO DE ENERGIA					
Recursos energéticos não renováveis					
Diesel - consumido pelos caminhões	158,50	7,93E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido pelos tratores	49,02	2,45E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
CONSUMO DE MATERIAIS					
Recursos materiais não renováveis					
Defensivos					
- Formicida sulfluramida	20,00	1,00E-01	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
- Herbicida glifosato	26,50	1,33E-01	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do glifosato retirada de Nemecek et al. (2007)
Calcário (como $CaCO_3$)	1600,00	8,00E+00	kg	Medido	Cadeia produtiva do calcário retirada de EDIP DATABASE (2003) *apud* Ometto (2005)
Fertilizantes					
- Cloreto de potássio (60,0% de K_2O)	500,00	2,50E+00	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do cloreto de potássio retirada de PE International (2009b)
- Sulfato de amônio (21,2% de N)	80,00	4,00E-01	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do sulfato de amônio retirada de Ribeiro (2009)
- Superfosfato simples (18,5% de P_2O_5)	604,40	3,02E+00	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do superfosfato simples retirada de Monteiro (2008)
- Boro (microconsituinte)	10,00	5,00E-02	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
- Zinco (microconstituinte)	3,00	1,50E-02	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
- Enxofre (macroconstituinte secundário)	50,00	2,50E-01	kg	Entrevistas	Não incluída a cadeia produtiva
Lubrificantes (óleos o graxas)	0,02	1,00E-04	kg	Calculado	Não incluída a cadeia produtiva

Recursos materiais renováveis					
Dióxido de carbono (biogênico)	254.460	1,27E+03		Calculado	Memorial de cálculo no Apêndice A

FLUXOS DE SAÍDAS - p/ ciclo de 6,5 anos	**Dado bruto (kg/ha)**	**Unidade funcional (Uni / 1 m³)**	**Uni**	**Origem**	**Comentários**
SAÍDA PRINCIPAL					
Madeira de eucalipto em pé (ciclo de 6,5 anos)	137460	6,87E+02	kg	Calculado	Dado considerando apenas o fuste das árvores
EMISSÕES					
Emissões para o ar					
Proveniente da aplicação do sulfato de amônio					
- Amônia	12,00	6,00E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
- Óxido nitroso	1,60	8,00E-03	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
Proveniente da aplicação do glifostao					
- Glifosato (partículas)	53,80	2,69E-01	kg	Calculado	Emissão obtida com o *software* PestLCI
Proveniente do processo de fotossíntese da floresta					
- Oxigênio	184730,00	9,24E+02	kg	Calculado	Memorial de cálculo no Apêndice A
Proveniente do uso do diesel pelos caminhões					
- Amônia	-	1,59E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Benzeno	-	1,61E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de carbono	-	2,46E+00	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Monóxido de carbono	-	5,11E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Particulados (PM 2,5)	-	5,22E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Metano	-	2,31E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxidos de nitrogênio	-	2,32E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxido nitroso (gás do riso)	-	2,50E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- COVNM (não especificados)	-	9,13E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)

- Dióxido de enxofre	-	3,26E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Tolueno	-	3,08E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Xileno	-	7,70E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
Proveniente do uso do diesel pelos tratores					
- Dióxido de carbono	-	7,71E-01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Monóxido de carbono	-	3,52E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Particulados (não especificados)	-	7,66E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Óxidos de nitrogênio	-	1,32E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- COVNM (não especificados)	-	9,40E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Dióxido de enxofre	-	1,28E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
Emissões para a água					
Proveniente da aplicação do sulfato de amônio					
- Escoamento superficial e percolação	16,00	8,00E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em OSB/WSTB (2000)
Proveniente da aplicação do superfosfato simples					
- Escoamento superficial	11,00	5,50E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em Shigaki (2006)
Proveniente da aplicação do glifosato					
- Glifosato (partículas)	0,24	1,19E-03	kg	Calculado	Emissão obtida com o *software* PestLCI
Emissões para o solo					
Proveniente do uso de lubrificantes					
- Resíduos de lubrificantes	0,35	1,76E-03	kg	Calculado	-

Tabela 23 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 5 – Colheita e transporte da madeira

FLUXOS DE ENTRADAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
CONSUMO DE ENERGIA					
Recursos energéticos não renováveis					
Diesel - consumido pelos caminhões (uso de bitrem)	51,87	2,59E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido na colheita (uso de Feller Buncher)	112,72	5,64E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido na extração (uso de Forwarders)	156,95	7,85E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido no processamento mecânico	120,24	6,01E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Diesel - consumido no carregamento mecânico	161,3	2,59E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
CONSUMO DE MATERIAIS					
Recursos materiais não renováveis					
Lubrificantes (óleos o graxas)	0,075	3,75E-04	kg	Calculado	Não incluída a cadeia produtiva

FLUXOS DE SAÍDAS	Dado bruto (kg/ha)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
SAÍDA PRINCIPAL					
Toras de madeira de eucalipto	137460	6,87E+02	kg	Calculado	-
EMISSÕES					
Emissões para o ar					
Proveniente do uso do diesel pelos caminhões					
- Amônia	-	1,20E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)

- Benzeno	-	1,36E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de carbono	-	2,43E+00	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Monóxido de carbono	-	4,45E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Particulados (PM 2,5)	-	4,52E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Metano	-	1,96E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxidos de nitrogênio	-	2,19E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxido nitroso (gás do riso)	-	1,88E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- COVNM (não especificados)	-	7,73E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de enxofre	-	3,23E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Tolueno	-	2,61E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Xileno	-	6,52E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
Proveniente do uso do diesel pelas máquinas florestais					
- Dióxido de carbono	-	6,92E+00	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Monóxido de carbono	-	3,62E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Particulados (não especificados)	-	6,87E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Óxidos de nitrogênio	-	3,11E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- COVNM (não especificados)	-	7,39E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
- Dióxido de enxofre	-	1,15E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009d)
Emissões para o solo					
Proveniente do uso de lubrificantes					
- Resíduos de lubrificantes	0,07	3,35E-04	kg	Calculado	-

Tabela 24 – Resultados da análise de inventário da unidade de processo 6 – Produção industrial

FLUXOS DE ENTRADAS	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
CONSUMO DE ENERGIA				
Recursos energéticos não renováveis				
Diesel - consumido no transporte interno (empilhadeiras, etc)	2,85E-01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Óleo BPF - consumido na planta de energia	1,374E+01	kg	Calculado	Cadeia produtiva do óleo BPF retirada de PE International (2009e)
Recursos energéticos renováveis				
Resíduos de madeira (cascas e pó de madeira)	3,85E+01	kg	Calculado	-
Energia elétrica	4,95E+02	MJ	Entrevistas	Cadeia produtiva da eletricidade retirada de PE International (2009a)
CONSUMO DE MATERIAIS				
Recursos materiais não renováveis				
Resina ureia formaldeído*	71,65	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva – dados primários
Sulfato de amônio (catalisador)	1,38E+00	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva - Ecoinvent (2007)
Parafina*	5,47E+00	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva - USLCI
Lubrificantes (óleos e graxas)	1,80E-02	kg	Calculado	Não incluída a cadeia produtiva
Recursos materiais renováveis				
Água	8,67E+01	kg	Calculado	Considerado só o consumo interno de água (encoladeiras, caldeira, etc.)
Madeira (matéria prima)	6,87E+02	kg	Calculado	Cadeia produtiva da madeira retirada das Tabelas de 1 a 5

FLUXOS DE SAÍDAS	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
SAÍDA PRINCIPAL				
Painel de madeira MDP	6,30E+02	kg	Calculado	-
EMISSÕES				
Emissões para o ar				
Proveniente do uso do diesel no transporte interno				
- Dióxido de carbono	7,91E-01	kg	Literatura	Emissão baseada em Carvalho (2003) e IPCC (2006)
- Monóxido de carbono	1,74E-04	kg	Literatura	Emissão baseada em Carvalho (2003) e IPCC (2006)
- Particulados (PM 2,5)	3,47E-05	kg	Literatura	Emissão baseada em Carvalho (2003) e IPCC (2006)
- Óxidos de nitrogênio	8,37E-04	kg	Literatura	Emissão baseada em Carvalho (2003) e IPCC (2006)
- VOCs (não especificados)	6,98E-06	kg	Literatura	Emissão baseada em Carvalho (2003) e IPCC (2006)
- Dióxido de enxofre	1,74E-04	kg	Literatura	Emissão baseada em Carvalho (2003) e IPCC (2006)
Proveniente do uso do óleo BPF na planta de energia				
- Dióxido de carbono	4,27E+01	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)
- Monóxido de carbono	8,64E-03	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)
- Particulados (não especificados)	9,08E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)
- Metano	1,66E-03	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)
- Óxidos de nitrogênio	1,03E-01	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)
- Dióxido de enxofre	1,30E+00	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)
- Hidrocarbonetos (não especificados)	1,64E-03	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)

- Trióxido de enxofre	1,71E-02	kg	Literatura	Emissão baseada em IPCC (2006)
Proveniente dos processos de secagem e prensagem à quente				
- Formaldeído	1,45E-01	kg	Literatura	Emissão baseada em Chipanski (2006)
- VOCs (não especificados)	3,60E-01	kg	Literatura	Emissão retirada de Wilson (2008)
Proveniente da combustão dos resíduos de madeira				
- Cinzas	3,85E-01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Dióxido de carbono (biogênico)	3,38E+01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Monóxido de carbono	1,04E-01	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Particulados (PM 2,5 - PM 10)	8,66E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Óxidos de nitrogênio	4,04E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
- Dióxido de enxofre	4,33E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de NREL (2009a)
Emissões para a água				
Proveniente do processo industrial				
- Efluente líquido (não especificado)	6,00E+00	kg	Calculado	-
- Sólidos suspensos	8,45E-03	kg	Literatura	Emissão retirada de Wilson (2010a)
Emissões para solo				
Proveniente do uso de lubrificantes				
- Resíduos de lubrificantes	1,59E-02	kg	Entrevistas	-
Proveniente do processamento industrial da madeira				
- Resíduos de madeira (não utilizados na planta de energia)	9,72E+01	kg	Calculado	-

* Consumo da parafina e resina UF estão para 100,0% de teor de sólidos.

Tabela 25 – Inventário para a produção da resina UF – produção para 1 m³ de painel MDP

FLUXOS DE ENTRADAS	Dado bruto (kg/kg de resina)	Unidade funcional (Uni / 1 m³)	Uni	Origem	Comentários
CONSUMO DE ENERGIA					
Recursos energéticos não renováveis					
Diesel - consumido pelos caminhões	2,00E-02	1,43E+00	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do diesel retirada de SICV Brasil (2009)
Óleo BPF - consumido no transporte marítimo (ácido fórmico)	5,47E-06	3,92E-04	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do óleo BPF retirada de PE International (2009e)
Energia elétrica	1,62E-01	1,16E+01	MJ	Entrevistas	Cadeia produtiva da eletricidade retirada de PE International (2009a)
CONSUMO DE MATERIAIS					
Recursos materiais não renováveis					
Ácido fórmico	1,46E-04	1,05E-02	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do ácido fórmico retirada de Sutter (2007)
Metanol	3,21E-01	2,30E+01	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do metanol retirada de Camargo (2007)
Hidróxido de sódio	3,67E-04	2,63E-02	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva do hidróxido de sódio retirada de PE International (2009f)
Ureia	3,43E-01	2,46E+01	kg	Entrevistas	Cadeia produtiva da ureia de retirada de Ribeiro (2009)
Recursos materiais renováveis					
Água	5,27E-02	3,78E+00	kg	Entrevistas	-

FLUXOS DE SAÍDAS	DADO BRUTO (kg/kg de resina)	UNIDADE FUNCIONAL (UNI / 1 M³)	UNI	ORIGEM	COMENTÁRIOS
SAÍDA PRINCIPAL					
Resina Ureia Formaldeído	1,00E+00	7,17E+01	kg	Calculado	-
EMISSÕES					
Emissões para o ar					
Proveniente do uso do diesel pelos caminhões					
- Amônia	-	6,96E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Benzeno	-	2,54E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de carbono	-	4,50E+00	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Monóxido de carbono	-	6,28E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Particulados (PM 2,5)	-	7,24E-04	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Metano	-	3,65E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxidos de nitrogênio	-	3,72E-02	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxido nitroso (gás do riso)	-	9,12E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- COVNM (não especificados)	-	1,44E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de enxofre	-	5,97E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Tolueno	-	4,87E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)

- Xileno	-	1,22E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
Proveniente do uso do óleo BPF no transporte marítimo					
- Dióxido de carbono	-	1,24E-03	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Monóxido de carbono	-	3,53E-06	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Particulados (PM 10)	-	7,84E-07	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Metano	-	3,18E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxidos de nitrogênio	-	3,29E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Óxido nitroso (gás do riso)	-	3,14E-08	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- COVNM (não especificados)	-	9,48E-07	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
- Dióxido de enxofre	-	2,38E-05	kg	Banco de dados	Emissão retirada de PE International (2009c)
Proveniente do processo industrial					
- Particulados (não especificados)	2,31E-06	1,66E-04	kg	Entrevistas	-
- Formaldeído	7,79E-06	5,58E-04	kg	Entrevistas	-
- Metanol	6,08E-06	4,36E-04	kg	Entrevistas	-
- Éter dimetil	2,18E-05	1,56E-03	kg	Entrevistas	-
- Dióxido de carbono	1,56E-02	1,12E+00	kg	Entrevistas	-
- COVNM (não especificados)	5,14E-05	3,68E-03	kg	Entrevistas	-
Emissões para a água					
Proveniente do processo industrial					
Formaldeído	7,29E-05	5,22E-03	kg	Literatura	Emissão retirada de Wilson (2009)

Amônia	1,21E-04	8,67E-03	kg	Literatura	Emissão retirada de Wilson (2009)
DBO*	6,16E-04	4,41E-02	kg	Literatura	Emissão retirada de Wilson (2009)
Sólidos suspensos	2,23E-04	1,60E-02	kg	Literatura	Emissão retirada de Wilson (2009)
Emissões para o solo					
Proveniente do processo industrial					
Resíduos sólidos (não especificados)	2,23E-04	1,60E-02	kg	Literatura	Emissão retirada de Wilson (2009)

*DBO – Demanda Biológica de Oxigênio

4.2.1. Recursos consumidos no ciclo de vida

Analisando os dados de ICV das Tabelas 19 a 24, os consumos de recursos energéticos no ciclo *cradle to gate* do painel MDP são mostrados nas Tabelas 26 e 27. Já nas Tabelas 28 e 29 tem-se os resultados referentes ao consumo de recursos materiais. Os resultados apresentados foram obtidos incluindo também os dados sobre as cadeias produtivas dos recursos citados na Tabela 11, e não contemplados nas tabelas de inventário. Também os resultados são comparados em termos dos subsistemas de produção florestal e industrial, sendo que para o caso do subsistema de produção florestal, as unidades de processo de 1 a 5 foram agrupadas.

Tabela 26 – Consumo de recursos energéticos por m³ de painel MDP

Consumo de recursos energéticos	**Subsistema de produção florestal**	**Subsistema de produção industrial**
Renováveis	0,61 kg	38,55 kg
Não renováveis	12,68 kg	55,10 kg
Energia elétrica	100,10 MJ	555,60 MJ

Tabela 27 – Participação relativa dos destaques no consumo de recursos energéticos.

Recursos	**Subsistema de produção florestal**	**Subsistema de produção industrial**
Renováveis		
- Resíduos de madeira	41,0%	99,0%
- Biomassa (não especificada)	25,0%	-
Não renováveis		
- Óleo cru	78,0%	59,8%
- Gás natural	16,3%	31,8%
Energia elétrica	90,1% (produção de fertilizantes)	92,6% (manufatura do MDP)

OBS: Itens marcados com "-" significa que não foram encontradas as emissões, ou então, que estas representam muito pouco (menos de 1,0%) para o subsistema em questão.

Com base na Tabela 26 percebe-se que para todas as categorias de recursos energéticos, o subsistema de produção industrial apresentou os maiores níveis de consumo, sendo, respectivamente, de 63, 4,3 e 5,5 vezes superiores aos mostrados para o subsistema de produção florestal para os recursos renováveis, não renováveis e energia elétrica.

Para a categoria de recursos energéticos renováveis, conforme os dados da Tabela 27, os resíduos de madeira representaram 98,1% do consumo total dos recursos. Os resíduos de madeira no subsistema de produção industrial corresponderam a 99,0% dos recursos consumidos, sendo aproveitados no processo industrial como biomassa na geração de calor

durante a secagem das partículas de madeira. Já no subsistema de produção florestal, o consumo observado na Tabela 26 se deve principalmente ao processo de combustão de biomassa na geração de energia térmica utilizada nos viveiros florestais, onde os resíduos de madeira corresponderam a 41,0% (Tabela 27) do consumo total. Além disso, para o subsistema de produção florestal, 25,0% dos recursos energéticos renováveis foram representados por biomassa não especificada, consumida na produção do fertilizante superfosfato simples.

Sobre o consumo de recursos energéticos não renováveis, tanto para o subsistema de produção industrial quanto para o florestal, o maior destaque ocorreu para o consumo de óleo cru (Tabela 27), responsável por 63,7% do consumo total de energéticos não renováveis. Trata-se de um dos principais constituintes dos combustíveis de origem fóssil como o óleo BPF e o diesel. Para o caso do subsistema de produção florestal, o óleo cru correspondeu a 78,0% do consumo de não renováveis, valor relacionado ao diesel aplicado principalmente na etapa de colheita e transporte da madeira. Para o subsistema de produção industrial, o óleo cru representou 59,8% dos não renováveis, principalmente devido ao óleo BPF utilizado no processo de fabricação do MDP. Outro destaque foi o gás natural, que para o subsistema de produção florestal representou 16,4% do consumo total de não renováveis, em especial, pela produção do glifosato e do fertilizante cloreto de potássio. Para o subsistema de produção industrial, o gás natural é utilizado principalmente na produção da resina UF, nas cadeias produtivas do metanol e ureia, representando 31,8% dos energéticos não renováveis.

Quanto à energia elétrica, os índices de consumo na Tabela 26 se devem aos processos industriais de manufatura de insumos como os fertilizantes, defensivos, dos combustíveis (diesel e óleo BPF), e principalmente, para o caso do subsistema de produção industrial, devido ao consumo interno no processo de fabricação do MDP. O processo de manufatura do MDP foi responsável por 78,5% do consumo total de energia elétrica no ciclo de vida produtivo do painel, e por 92,6% do consumo total no subsistema de produção industrial. No subsistema de produção florestal, pela Tabela 27, os maiores consumos de energia elétrica ocorreram na produção dos fertilizantes com a participação de 90,1% do consumo total, merecendo destaque a produção do sulfato de amônio e da ureia.

Tabela 28 – Consumo de recursos materiais por m³ de painel MDP

Consumo de recursos materiais	**Subsistema de produção florestal**	**Subsistema de produção industrial**
Renováveis	3275,85 kg	12227,97 kg
Não renováveis	60,06 kg	102,68 kg

Tabela 29 – Participação relativa dos destaques no consumo de recursos materiais.

Recursos	Subsistema de produção florestal	Subsistema de produção industrial
Renováveis		
- Ar	18,8%	24,7%
- Água	61,0%	62,8%
- Madeira	-	8,0%
Não renováveis		
- Calcário	33,8%	-
- Fertilizantes NPK	58,6%	-
- Resina UF	-	69,8%

OBS: O sequestro de CO_2 da atmosfera não foi considerado nesta tabela.
Itens marcados com "-" significa que não foram encontradas as emissões, ou então, que estas representam muito pouco (menos de 1,0%) para o subsistema em questão.

Pela Tabela 28 o subsistema de produção industrial apresentou os maiores níveis de consumo de recursos materiais, renováveis e não renováveis. O principal recurso renovável consumido, pela Tabela 29, foi a água, e para os não renováveis, a resina UF no subsistema de produção industrial e o calcário e os fertilizantes NPK no subsistema de produção florestal.

Para os recursos materiais renováveis, esteve em evidência o consumo de água, representando 62,4% do consumo total no ciclo produtivo do MDP. N o subsistema de produção florestal, Tabela 29, a água correspondeu a 61,0% dos recursos consumidos. Isto se deve em especial à produção do calcário e às atividades de irrigação na produção de mudas e no plantio no campo, que juntos somaram 90,0% de toda a água consumida pelo subsistema. O consumo de ar também foi relevante, sendo 18,8% de todos os recursos consumidos, representado pela cadeia produtiva do sulfato de amônio. Já para o subsistema de produção industrial, a água correspondeu por 62,8% de todos os recursos materiais renováveis, sendo 92,0% de toda a água proveniente da produção da resina UF, relacionado em especial à produção da ureia. Outro destaque foi o consumo de ar, que correspondeu a 24,7% dos recursos do subsistema industrial, devida a cadeia produtiva do catalisador sulfato de amônio e do metanol (matéria prima para a produção da resina UF). O consumo de madeira correspondeu por 8,0% de todos os recursos materiais consumidos pelo subsistema de produção industrial.

Sobre o consumo de recursos materiais não renováveis, pela Tabela 29, 33,8% dos recursos consumidos no subsistema de produção florestal foram relacionados à produção do calcário e 58,6% à produção dos fertilizantes NPK. No caso da produção dos fertilizantes, 27,0% se deveu a cadeia produtiva do superfosfato simples e a cadeia produtiva do cloreto de potássio que correspondeu por 32,0% dos recursos. Para o subsistema de produção industrial, verificou-se que 69,8% (Tabela 29) dos recursos não renováveis foram oriundos da produção da resina UF, sendo que 32,1% proveio da cadeia produtiva da ureia e 34,3% do metanol.

Para o ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP, os fertilizantes NPK e o calcário, representaram, respectivamente, 21,6% e 12,5% do consumo total de recursos materiais não renováveis, e a resina UF foi responsável por 44,0% do consumo total no ciclo.

4.2.2. Emissões no ciclo de vida

Referente às emissões do ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP, as Tabelas 30 e 31 exibem os resultados sobre as emissões ao ar, água e solo para os subsistemas de produção florestal e industrial. De um modo geral existe uma grande gama de aspectos ambientais para as emissões, contudo, na Tabela 31 são destacados os principais para cada compartimento, com base nas suas participações relativas em massa no total das emissões inventariadas.

Tabela 30 – Principais emissões por m³ produzido de painel MDP

Emissões	**Subsistema de produção florestal**	**Subsistema de produção industrial**
Emissões ao ar	39,31 kg	445,22 kg
Emissões a água	0,42 kg	1,92 kg
Emissões ao solo	5,38 kg	124,24 kg

Tabela 31 – Participação relativa dos destaques nas emissões do ciclo de vida

Emissões	**Subsistema de produção florestal**	**Subsistema de produção industrial**
Emissões ao ar		
- Dióxido de carbono	63,4%	51,5%
- Vapor d'água	22,5%	12,7%
Emissões a água		
- Escoamento superficial	25,1%	-
- Esc. sup. e percolação	23,8%	-
- Cloreto	30,5%	-
- Água residual (não especificada)	-	59,7%
- Sólidos suspensos	-	8,5%
Emissões ao solo		
- Lodo fosfatado	86,1%	-
- Resíduos de madeira	-	78,2%

OBS: Itens marcados com "-" significa que não foram encontradas as emissões, ou então, que estas representam muito pouco (menos de 1,0%) para o subsistema em questão.

Analisando a Tabela 30, as emissões por m³ produzido de painel MDP foram mais significativas para o subsistema de produção industrial, haja vista que as emissões ao ar, água e solo, se mostraram cerca de, respectivamente, 11,3, 4,6 e 23,1 vezes superiores do que as emissões apresentadas para o subsistema de produção florestal. As emissões atmosféricas se mostraram as mais efetivas para o sistema de produto estudado.

Pela Tabela 31, quanto as emissões ao ar, para o subsistema de produção florestal, as emissões de CO_2 contribuíram com 63,4% de todas as emissões atmosféricas, sendo tais fluxos provenientes em especial das atividades de manutenção da floresta e da colheita e transporte da madeira, pelo consumo de diesel no maquinário de campo. As emissões de vapor d'água também foram significativas, correspondendo a 22,5%, sendo proveniente em 95,0% da produção do superfosfato simples. Já para o subsistema de produção industrial, o CO_2 correspondeu por 51,5% das emissões ao ar, sendo destaque os sistemas de produção de energia elétrica, o processo industrial de manufatura do painel MDP, e a cadeia de produção da resina UF, que juntos somaram 45,0% das emissões de CO_2 do subsistema. As emissões de vapor d'água se mostraram relevantes para o subsistema de produção industrial, totalizando 12,7% das emissões atmosféricas, sendo mais significativas para o sistema de produção de energia elétrica considerando o mix energético brasileiro.

Sobre as emissões ao compartimento da água, para o subsistema de produção florestal, os escoamentos superficiais e a percolação, oriundas da aplicação de fertilizantes fonte de N e P no solo, somaram mais de 60,0% de todas as emissões do subsistema. Também, a emissão de cloreto se mostrou importante, atingindo 30,5% das emissões, e sendo principalmente proveniente da cadeia produtiva do diesel. Para o subsistema de produção industrial, os destaques foram a geração de água residual e sólidos suspensos. No caso, a água residuária é um efluente líquido (não especificado) que provém da cadeia produtiva da parafina, e que correspondeu a 59,7% das emissões do subsistema. Já os sólidos suspensos representaram 8,5% das emissões à água, sendo que 90,0% provém da cadeia produtiva do óleo BPF.

Por fim, para o compartimento do solo, considerando o subsistema de produção florestal, a geração de lodo fosfatado correspondeu a 86,1% dos resíduos sólidos, sendo que este resíduo provém da cadeia produtiva do fertilizante superfosfato simples. Já para o subsistema de produção industrial, os resíduos sólidos mais relevantes foram os resíduos de madeira gerados no processo de fabricação do painel MDP, que totalizaram 73,2%, e os quais não são aproveitados como biomassa energética dentro do processo produtivo.

É importante salientar que com base nas análises de inventário expostas, não se pode tomar conclusões sobre os *hotspots* do sistema de produto em estudo. Para tanto, é necessário avaliar ainda os impactos potenciais dos aspectos ambientais inventariados. Desse modo, a próxima seção realiza a avaliação dos impactos potenciais do ciclo de vida.

4.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida

A seguir, são discutidos os resultados referentes aos impactos potenciais para o produto avaliado, considerando as categorias de impacto ambiental selecionadas para os métodos

CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008). Os resultados foram obtidos com base na correlação dos dados de inventário com as categorias de impacto ambiental, conforme os respectivos fatores de equivalência de cada método.

As Tabelas 32 a 41 mostram os resultados globais dos impactos potenciais para os subsistemas de produção florestal e industrial. As Figuras de 20 a 33 estratificam os resultados globais das tabelas apresentadas pelas unidades de processo do subsistema de produção florestal (unidades de 1 a 5), e para o caso da produção industrial, conforme o critério descrito a seguir. Tal estratificação foi realizada no intuito de melhor visualizar os *hotspots* relacionados a cada subsistema para cada categoria de impacto ambiental analisada.

Cabe explicar que para o subsistema de produção industrial, como foi definida apenas a unidade de processo 6, não seria possível estratificar os resultados dos impactos ambientais pelas etapas de produção industrial do painel MDP. Todavia, decidiu-se estratificar os resultados pelos respectivos insumos consumidos no subsistema e pelo processo industrial que utiliza e beneficia tais insumos. Portanto, os resultados dos impactos foram estratificados conforme as respectivas participações relativas da produção dos insumos: catalisador sulfato de amônio, parafina, resina UF, diesel, óleo BPF, energia elétrica e para o processo industrial de manufatura do painel MDP. Isto possibilitou uma melhor visualização dos *hotspots* pertencentes ao subsistema e o melhor engajamento das proposições de melhorias ambientais. apresentadas na seção 4.4.

4.3.1. Potencial de depleção dos recursos abióticos (PDRA)

A Tabela 32 mostra os resultados gerais referentes aos impactos do ciclo de vida produtivo do painel MDP para a categoria de PDRA. Neste caso, a categoria de impacto foi analisada apenas pelo método CML (2001), pois os demais métodos não a contemplam.

Tabela 32 – Potencial de depleção dos recursos abióticos por m³ produzido de painel MDP

Potencial de depleção dos recursos abióticos [kg Sb-eq.]	**CML (2001)**
Subsistema de produção florestal	0,17
Subsistema de produção industrial	0,81
TOTAL	**0,98**

Analisando a Tabela 32 percebe-se que o subsistema de produção industrial foi o maior contribuidor para a depleção dos recursos abióticos, apresentando impacto potencial 4,7 vezes superior, comparado com o subsistema de produção florestal. Para ambos os subsistemas,

estes resultados de impacto estiveram vinculados principalmente à cadeia produtiva de combustíveis de origem fóssil, como o diesel e o óleo BPF.

Na Figura 20 tem-se os resultados da Tabela 32 estratificados pelas respectivas unidades de processo do subsistema de produção florestal. Na Figura 21 os resultados dos impactos estão estratificados para o subsistema de produção industrial.

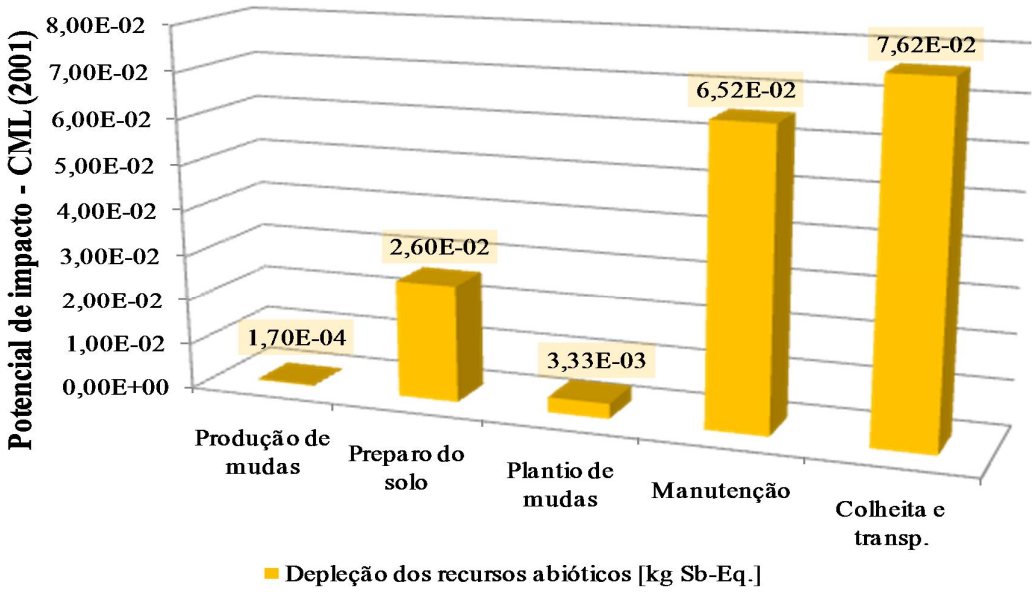

Figura 20 – Potencial de depleção dos recursos abióticos – subsistema de produção florestal.

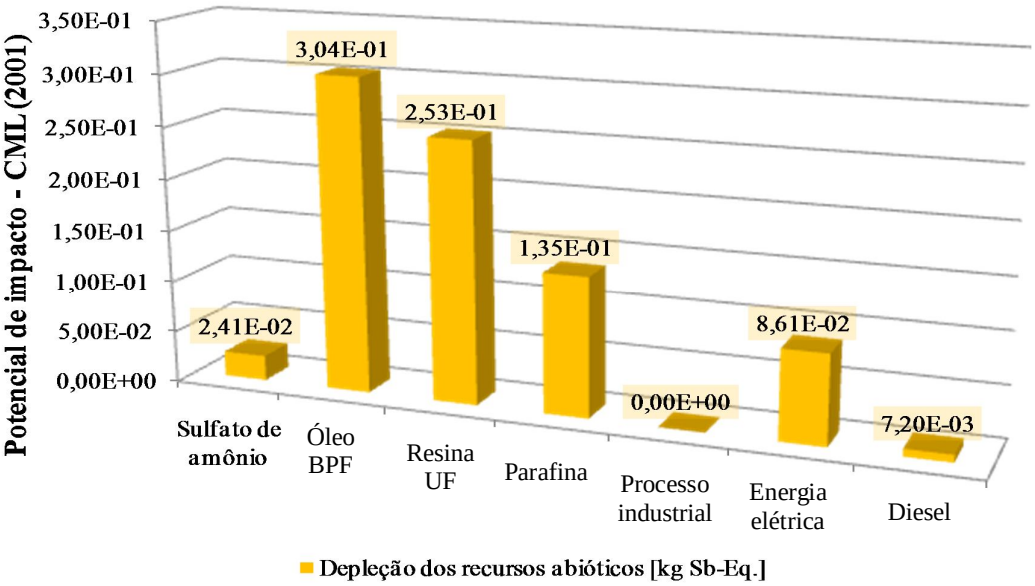

Figura 21 – Potencial de depleção dos recursos abióticos – subsistema de produção industrial

Analisando a Figura 20, percebe-se que a atividade de colheita e transporte da madeira foi a que mais contribuiu para o PDRA, seguida pelas atividades de manutenção da floresta e preparo do solo, sendo estas três atividades responsáveis por 98,5% dos impactos no subsistema. Isto se explica pelo uso intensivo de óleo diesel nas operações de aplicação de fertilizantes, manutenção de estradas, calagem, transporte de insumos, colheita, extração, processamento, carregamento e transporte da madeira. Porém, pela Tabela 32, 79,0% dos impactos ocorreram para o subsistema de produção industrial.

Na Figura 21, para o subsistema de produção industrial, a cadeia produtiva do óleo BPF seguida da produção da resina UF foram os destaques para o PDRA, representando juntas por 68,7% dos impactos ambientais no subsistema, ou ainda, 56,8% dos impactos na categoria de PDRA. O óleo BPF, assim como o diesel, também é um combustível de origem fóssil e os impactos para o PDRA provém principalmente da extração de óleo cru, carvão mineral e outros não renováveis empregados na sua produção. Quanto à resina UF, os impactos provém especialmente de insumos como o metanol e a ureia, que utilizam o gás natural e o carvão mineral nos processos produtivos.

4.3.2. Potencial de aquecimento global (PAG)

A Tabela 33 mostra os resultados globais para a categoria de PAG. No caso, foi feita uma comparação entre os resultados obtidos pelos métodos CML (2001) e EDIP (1997).

Tabela 33 – Potencial de aquecimento global por m³ produzido de painel MDP

Potencial de aquecimento global [kg de CO_2-eq.]	**CML (2001)**	**EDIP (1997)**
Subsistema de produção florestal	26,98	27,13
Subsistema de produção industrial	306,3	299,75
TOTAL	**333,28**	**326,88**

OBS: As emissões de CO_2 biogênico não foram contabilizadas nesta tabela.

Analisando a Tabela 33 percebe-se que o subsistema de produção industrial foi o maior contribuidor para o aquecimento global, apresentando potencial de impacto aproximadamente 11 vezes superior comparando-se com o subsistema de produção florestal. É importante notar que a diferença percentual entre os resultados totais dos impactos para os métodos CML (2001) e EDIP (1997) foi da ordem de 2,0%. As constatações verificadas por ambos os métodos eram convergentes para as mesmas conclusões. Portanto, para a categoria de aquecimento global, tanto o CML (2001) quanto o EDIP (1997) se mostraram equivalentes no estudo realizado em termos dos resultados de AICV obtidos.

Na Figura 22 constam os resultados dos impactos para o aquecimento global, estratificados pelas respectivas unidades de processo do subsistema de produção florestal. Na Figura 23 os resultados são referentes ao subsistema de produção industrial. Para ambos os casos, adotou-se apenas o método CML (2001) para a apresentação dos resultados.

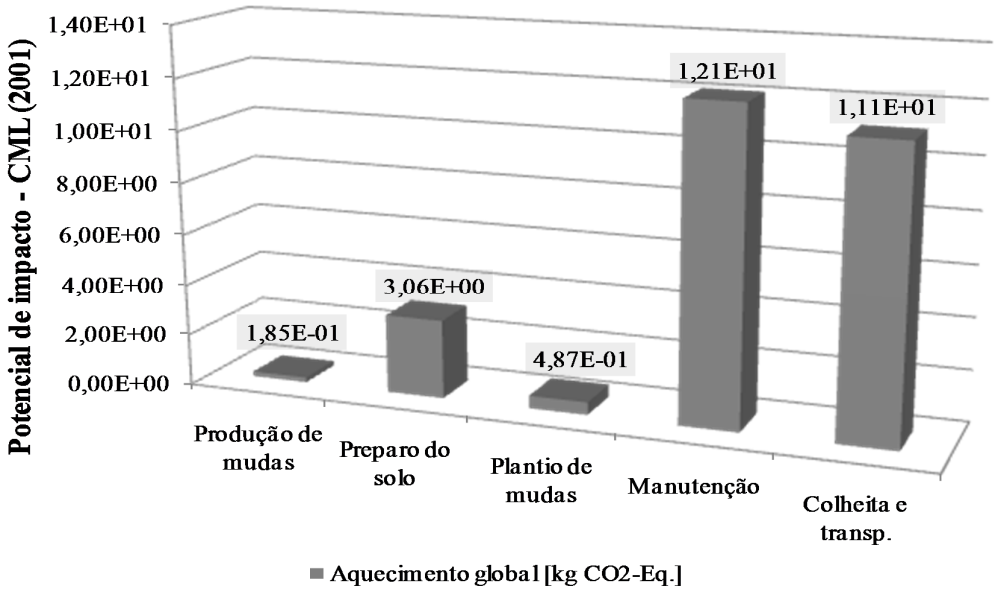

Figura 22 – Potencial de aquecimento global – subsistema de produção florestal

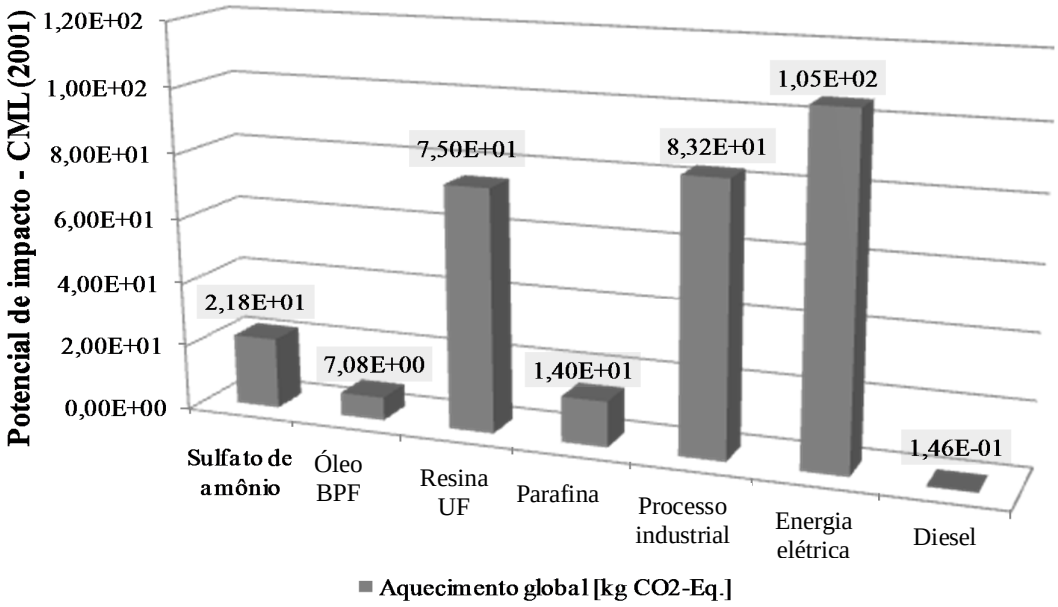

Figura 23 – Potencial de aquecimento global – subsistema de produção industrial

Pela Figura 22 percebe-se que as atividades de colheita e transporte da madeira, manutenção da floresta e de preparo do solo foram as que mais contribuíram para o PAG,

correspondendo por 97,3% dos impactos no subsistema florestal. Isto é explicado pelas emissões de hidrocarbonetos, CO, CO_2 (de origem fóssil), metano e outros gases que contribuem para o efeito estufa, provenientes do uso de diesel durante a aplicação de insumos no campo utilizando tratores e durante as operações de colheita e transporte mecanizado da madeira. A cadeia produtiva dos fertilizantes fonte de NPK também foram destaque, sendo a produção do sulfato de amônio aplicado na manutenção da floresta o mais impactante, com 23,4% dos impactos no subsistema florestal. No entanto, pela Tabela 33 verificou-se que cerca de 90,0% dos impactos ocorreram para o subsistema de produção industrial.

Na Figura 23 o sistema de produção de energia elétrica para o mix brasileiro, foi responsável por 34,3% dos impactos para o PAG. Já o processo industrial de manufatura do MDP contribuiu com 27,2% dos impactos no subsistema, e a cadeia produtiva da resina UF com 24,5%. Para o mix energético, na produção de eletricidade são consumidos diversos recursos não renováveis que contribuem com a emissão de equivalentes de CO_2, como o carvão mineral, óleo cru, etc. Quanto ao processo de manufatura do MDP, as emissões derivam principalmente do consumo do óleo BPF e do diesel no transporte interno. Para a resina UF, 90,0% dos impactos provêm das cadeias produtivas do metanol e da ureia.

Outro ponto importante em salientar sobre o PAG é a questão do sequestro de carbono da atmosfera durante o ciclo de manutenção da floresta, que está atrelado ao ciclo de vida do painel MDP. Pelos cálculos mostrados no Anexo A, obteve-se um valor de 1.272 kg de CO_2 absorvido da atmosfera por m³ do painel produzido. Tal valor está coerente com a literatura, onde Wilson (2010a) analisando o painel MDP produzido nos Estados Unidos encontrou 1.290 kg de CO_2 absorvido/m³ de painel.

Com este dado, pode-se realizar o balanço entre a quantidade de CO_2 retirado da atmosfera com a quantidade de equivalentes de CO_2 emitidos ao meio ambiente para a produção de 1 m³ de painel. Assim, subtraindo dos 1.272 kg de CO_2-eq. as emissões totais da Tabela 33 verificou-se o crédito de carbono de 965,7 a 972,3 kg de CO_2-eq./m³ de MDP, respectivamente, pelos métodos EDIP (1997) e CML (2001), ou o valor médio de 969 kg de CO_2-eq./m³ de MDP. Em Wilson (2010a), o crédito de carbono encontrado foi de 898 kg de CO_2-eq. Assim, apesar dos impactos potenciais para o aquecimento global já discutidos, na produção do MDP há um considerável estoque de carbono, que supre as emissões de equivalentes de CO_2 fóssil no ciclo em cerca de 3 vezes. Todavia, os benefícios sobre o estoque de carbono em produtos derivados da madeira são controversos na literatura, como discutido em Garcia (2010), e este trabalho não contempla uma análise profunda à respeito. Detalhes sobre a importância do estoque de carbono nos produtos de madeira podem ser observados em Lippke et al. (2010).

4.3.3. Potencial de acidificação (PA)

A Tabela 34 mostra os resultados globais para a categoria de acidificação, considerando os métodos CML (2001) e EDIP (1997).

Tabela 34 – Potencial de acidificação por m³ produzido de painel MDP

Potencial de acidificação [kg de SO_2-eq.]	**CML (2001)**	**EDIP (1997)**
Subsistema de produção florestal	0,33	0,33
Subsistema de produção industrial	2,07	2,08
TOTAL	**2,40**	**2,41**

Na Tabela 34 as contribuições para o PA foram mais efetivas para o subsistema de produção industrial, sendo que os impactos potenciais se mostraram 6,3 vezes superiores ao subsistema de produção florestal. A diferença percentual entre os resultados totais pelos métodos CML (2001) e EDIP (1997) foi inferior a 0,5%, se apresentando equivalentes.

Na Figura 24 é apresentado os resultados dos impactos para a acidificação estratificados pelas unidades de processo do subsistema de produção florestal. E na Figura 25 constam os resultados referentes ao subsistema de produção industrial. Em ambos os casos, adotou-se o método de AICV CML (2001) para a apresentação dos resultados.

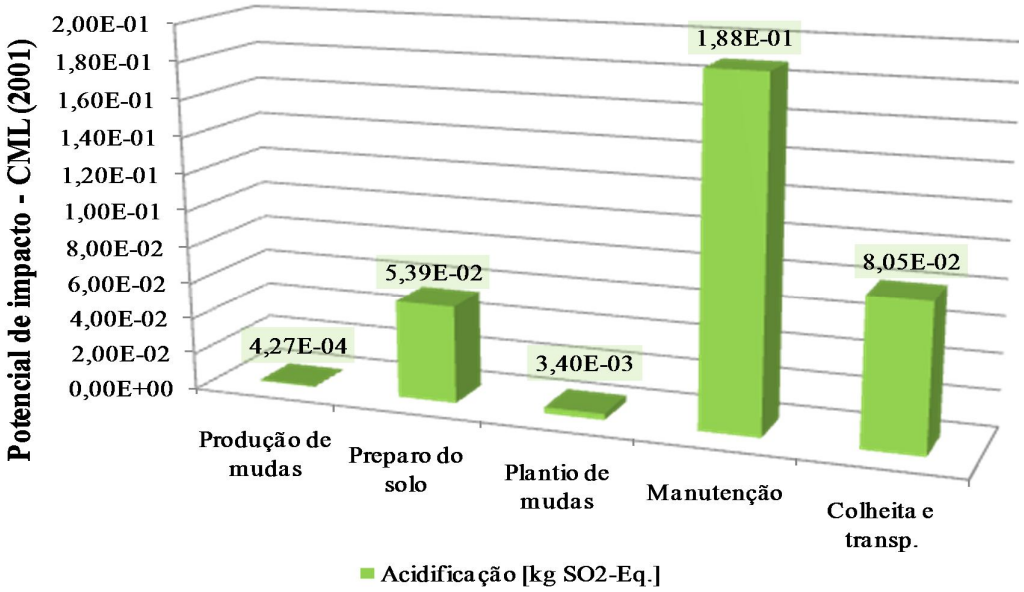

Figura 24 – Potencial de acidificação – subsistema de produção florestal

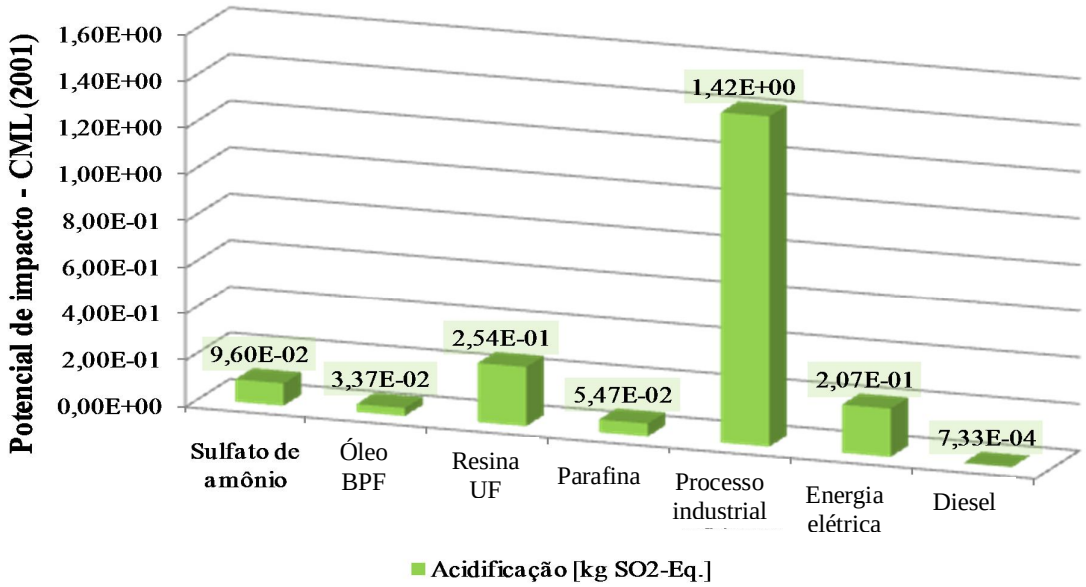

Figura 25 – Potencial de acidificação – subsistema de produção industrial

Conforme mostra os resultados da Figura 24, as atividades de manutenção da floresta, de colheita e transporte da madeira e de preparo do solo foram as que mais contribuíram para o PA, representando 97,7% dos impactos no subsistema florestal. Para as atividades de manutenção da floresta e de preparo do solo, os principais impactos se deveram às emissões ao ar de amônia e óxido nitroso, provenientes das perdas com a aplicação dos fertilizantes, fonte de N no solo. Para a atividade de colheita e transporte da madeira, os impactos decorrem principalmente do uso do diesel nos tratores e caminhões, que emitem poluentes como NO_x e SO_x à atmosfera. Contudo, pela Tabela 34, os impactos para o PA ocorreram em aproximadamente 86,0% dos casos para o subsistema de produção industrial.

Para o subsistema industrial, na Figura 25, o processo industrial de manufatura do painel MDP foi o maior responsável para o PA, com 68,6% dos impactos potenciais ou 59,2% dos impactos para todo o ciclo de vida produtivo do MDP. Na segunda colocação apareceu a cadeia produtiva da resina UF com a participação de 12,3% dos impactos verificados no subsistema ou 10,6% dos impactos em todo o ciclo. Para o caso do processo industrial, os impactos verificados se devem essencialmente ao consumo do óleo BPF na planta de energia, o qual possui em sua constituição química cerca de 5,0% de enxofre, contribuindo assim para altos níveis de emissão de SO_2 para o ambiente. Quanto à produção da resina UF, os impactos estão vinculados principalmente aos insumos metanol e ureia, pelas emissões de NO_x e SO_x nas suas cadeias produtivas. As emissões de SO_2 à atmosfera foram responsáveis por 62,9% dos impactos para a acidificação no subsistema industrial, ou 54,3% dos impactos para todo o ciclo produtivo do painel MDP.

4.3.4. Potencial de eutrofização (PE)

A Tabela 35 exibe os resultados agregados para a categoria de eutrofização para os métodos CML (2001) e EDIP (1997).

Tabela 35 – Potencial de eutrofização por m³ produzido de painel MDP

Potencial de eutrofização	**CML (2001) [kg de PO_4-eq.]**	**EDIP (1997) [kg de NO_3-eq.]**
Subsistema de produção florestal	0,052	0,54
Subsistema de produção industrial	0,080	0,75
TOTAL	**0,132**	**1,29**

Nota-se que o subsistema de produção florestal, Tabela 35, contribuiu em cerca de 40,0% dos impactos para o PE, e o subsistema de produção industrial com 60,0%. Não foi possível calcular a diferença percentual entre os resultados obtidos pelos métodos CML (2001) e EDIP (1997), pois são distintas as unidades de referência adotadas para contabilizar os impactos potenciais. Todavia, a diferença percentual entre os impactos comparando-se os subsistemas de produção florestal e industrial se manteve proporcional entre os métodos. Além disso, as constatações e conclusões verificadas por ambos os métodos também foram equivalentes para o sistema de produto estudado.

Para o método CML (2001), as Figuras 26 e 27 exibem os resultados em detalhes dos impactos de PE, respectivamente, para os subsistemas de produção florestal e industrial.

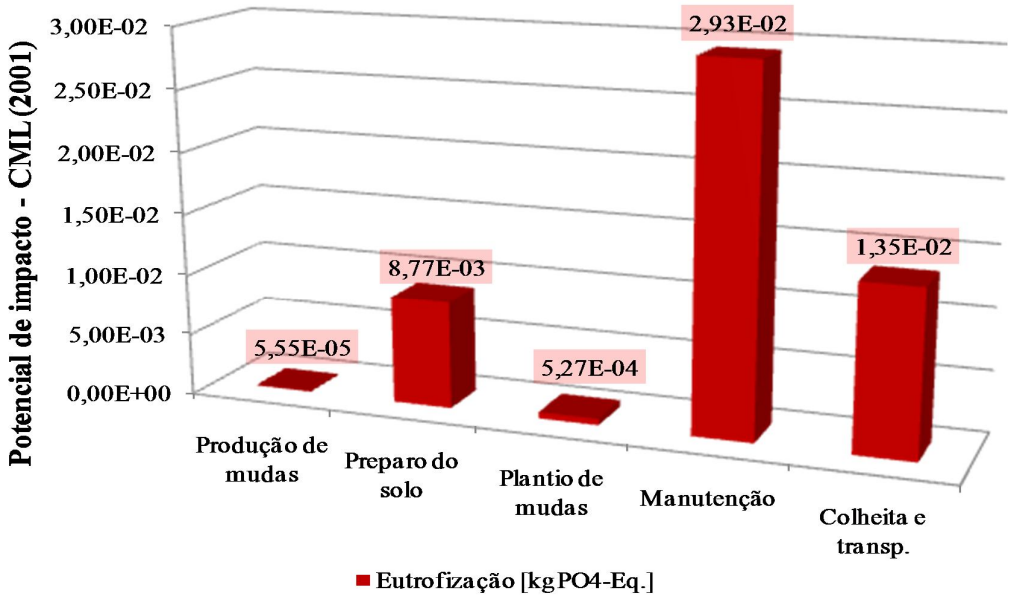

Figura 26 – Potencial de eutrofização – subsistema de produção florestal

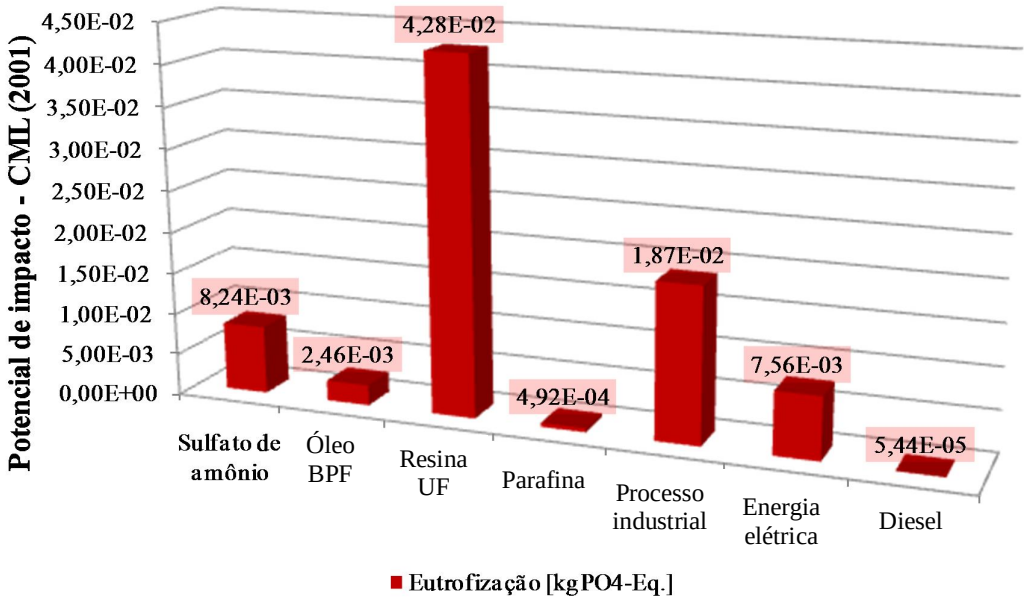

Figura 27 – Potencial de eutrofização – subsistema de produção industrial

Na Figura 26 as atividades de manutenção da floresta, colheita e transporte da madeira e preparo do solo contribuíram com 99,2% dos impactos do subsistema florestal para o PE. Nas atividades de manutenção da floresta e preparo do solo, os principais impactos se deveram às emissões ao ar de amônia e óxido nitroso provenientes da aplicação dos fertilizantes fonte de N. Para a atividade de colheita e transporte da madeira, os impactos decorreram do uso do diesel nas operações de campo, com a emissão NO_x. Mas, pela Tabela 35, o subsistema de produção industrial foi responsável por cerca de 60,0% dos impactos para o PE.

Na Figura 27, a cadeia produtiva da resina UF, o processo industrial de fabricação do MDP e a cadeia produtiva do sulfato de amônio foram responsáveis por 87,2% dos impactos potenciais. O destaque ocorreu para a resina UF com 53,5% dos impactos no subsistema, ou 32,4% em todo o ciclo de vida. Sobre a resina UF, os impactos para o PE provêm principalmente da cadeia produtiva do metanol e da ureia que emitem NO_x à atmosfera e hidrocarbonetos à água durante a manufatura dos recursos. Para o processo industrial, os impactos se deram devido à emissão de NO_x proveniente da queima do óleo BPF, do diesel e dos resíduos de madeira. Para a cadeia produtiva do sulfato de amônio, as contribuições para a eutrofização se deram pelas emissões de óxidos de nitrogênio no processo de manufatura.

4.3.5. Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico (PFFOT)

A Tabela 36 mostra os resultados gerais para a categoria de PFFOT conforme os métodos CML (2001) e EDIP (1997).

Tabela 36 – Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico por m³ produzido de painel MDP

Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico [kg de C_4H_2-eq.]	**CML (2001)**	**EDIP (1997)**
Subsistema de produção florestal	0,020	0,019
Subsistema de produção industrial	0,26	0,39
TOTAL	**0,28**	**0,41**

Na Tabela 36, percebe-se que o subsistema de produção industrial foi o destaque, apresentando um potencial de impacto total em relação ao subsistema florestal 13 vezes e 20,5 vezes superior, respectivamente, para os métodos CML (2001) e EDIP (1997). No caso, a diferença percentual entre os resultados totais obtidos pelos diferentes métodos foi de 31,7%, sendo uma relevante diferença em termos quantitativos. Esta diferença percentual se deve a fatores como: diferentes abordagens de cada método na quantificação dos impactos e as diferenças nas bases de dados de cada método no tocante a disponibilidade de dados. O método EDIP (1997) classifica os impactos potenciais conforme a existência de baixa ou alta concentração de NO_x nas áreas impactadas, sendo que o CML (2001) não o faz. E sobre as bases de dados, no *software* GaBi Education adotado nesta pesquisa, comparativamente ao CML (2001), o método EDIP (1997) apresenta uma base de dados 39,0% mais extensa em termos da disponibilidade substâncias caracterizadas para esta categoria de impacto.

Porém, analisando as constatações obtidas por cada método, foi possível extrair as mesmas conclusões, para ambos os subsistemas de produção florestal e industrial, identificando os mesmos *hotspots*, como mostrado nas Figuras 28 e 29.

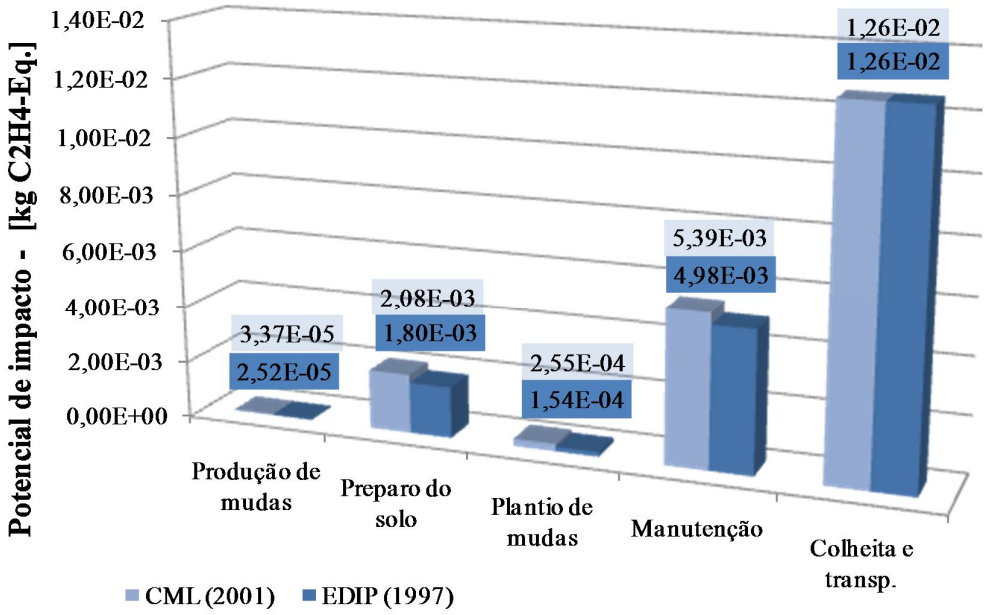

Figura 28 – Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico – subsistema de produção florestal

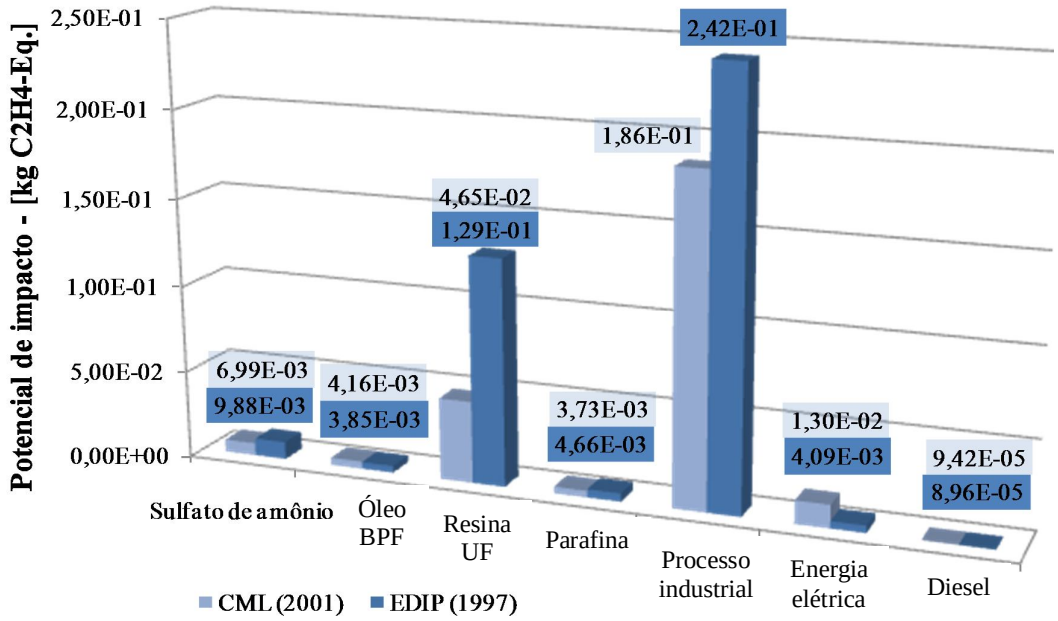

Figura 29 – Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico – subsistema de produção industrial

Conforme a Figura 28, as atividades de colheita e transporte, manutenção da floresta, e preparo do solo foram as que mais contribuíram para o PFFOT, superando 98,0% dos impactos no subsistema florestal, tanto para o método CML (2001) quanto para o EDIP (1997). A atividade de colheita e transporte da madeira é responsável por 63,0% dos impactos no subsistema, dada as emissões de CO, NO_x, SO_2, CH_4 e VOCs, em geral provenientes do consumo de diesel nas operações de campo. Estas constatações também se verificaram para as atividades de manutenção da floresta e preparo do solo. Porém, a Tabela 36 mostra que mais de 90,0% dos impactos para o PFFOT se deram no subsistema de produção industrial.

Na Figura 29, as principais constatações de impactos potenciais ocorreram para o processo industrial de manufatura do MDP, responsável por 62,1-71,5% dos impactos, respectivamente, para os métodos EDIP (1997) e CML (2001). Os impactos no processo industrial se devem especialmente as emissões de VOCs das atividades de secagem de partículas e prensagem à quente do colchão. A cadeia produtiva da resina UF também mostrou-se impactante no subsistema, correspondendo a 17,8-33,1% dos impactos, respectivamente para os métodos CML (2001) e EDIP (1997). Isto se deve essencialmente à produção da ureia e do metanol, que emitem no ciclo produtivo CH_4, CO, NO_x e VOCs.

4.3.6. Potencial de ecotoxicidade (PECO)

As Tabelas 37 a 39 mostram os resultados globais para o PECO perante os métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008). Cada método analisa a ecotoxicidade sob

diferentes unidades de referência e modelos de caracterização. Assim, não foi possível realizar comparações diretas entre os valores dos impactos observados.

Tabela 37 – Potencial de ecotoxicidade por m³ produzido de painel MDP – método CML (2001)

Potencial de ecotoxicidade [kg DCB-Eq.]	**Ecotoxicidade aquática (água doce)**	**Ecotoxicidade aquática (marinha)**	**Ecotoxicidade terrestre**
Subsistema de produção florestal	7,98	2.044,79	0,032
Subsistema de produção industrial	3,35	10.166,84	0,40
TOTAL	**11,33**	**12.211,63**	**0,43**

Tabela 38 – Potencial de ecotoxicidade por m³ produzido de painel MDP – método EDIP (1997)

Potencial de ecotoxicidade [m³ do compartimento]	**Ecotoxicidade aguda na água [m3 de água]**	**Ecotoxicidade crônica na água [m3 de água]**	**Ecotoxicidade crônica no solo [m3 de solo]**
Subsistema de produção florestal	75,90	739,45	0,86
Subsistema de produção industrial	434,63	5.361,93	29.540,28
TOTAL	**510,53**	**6.101,38**	**29541,14**

Tabela 39 – Potencial de ecotoxicidade por m³ produzido de painel MDP – método USEtox (2008)

Potencial de ecotoxicidade [PAF m3.day]	**USEtox (2008)**
Subsistema de produção florestal	81,85
Subsistema de produção industrial	0,95
TOTAL	**82,80**

A análise da Tabela 37, no tocante aos resultados pelo método CML (2001), mostrou que o subsistema de produção industrial foi o mais efetivo para as categorias de ecotoxicidade aquática (marinha) e ecotoxicidade terrestre. Já para a ecotoxicidade aquática (água doce) o maior destaque se deu para o subsistema de produção florestal. Os impactos sobre à ecotoxicidade quática (marinha) foram mais efetivos para ao sistema de geração de eletricidade devido às emissões de metais pesados ao ar. Os maiores contribuidores para a ecotoxicidade terrestre foram o processo industrial do MDP e o sistema de produção de energia elétrica, devido às emissões de formaldeído e VOCs ao ar, durante a manufatura do MDP, e dos metais pesados e VOCs, também emitidos ao ar pelo sistema de geração de eletricidade. Para a ecotoxicidade aquática (água doce), os impactos estiveram principalmente relacionados com a atividade de manutenção da floresta, pelo uso do herbicida glifosato.

Pela Tabela 38, para o EDIP (1997), o subsistema de produção industrial apresentou os maiores impactos. A ecotoxicidade aguda na água se destacou pela produção da resina UF,

que emite formaldeído no processo de manufatura. Para a ecotoxicidade crônica na água e terrestre, destacou-se a emissão de formaldeído durante o processo industrial do painel MDP.

Contudo, pela Tabela 39, para o método USEtox (2008), os impactos para o PECO ocorreram fundamentalmente para o subsistema de produção florestal, no qual o potencial de impacto total foi 86,2 vezes superior em relação ao subsistema de produção industrial, e de 99,9% dos impactos para o PECO. As Figuras 30 e 31, respectivamente, mostram os resultados dos impactos potenciais para os subsistemas de produção florestal e industrial.

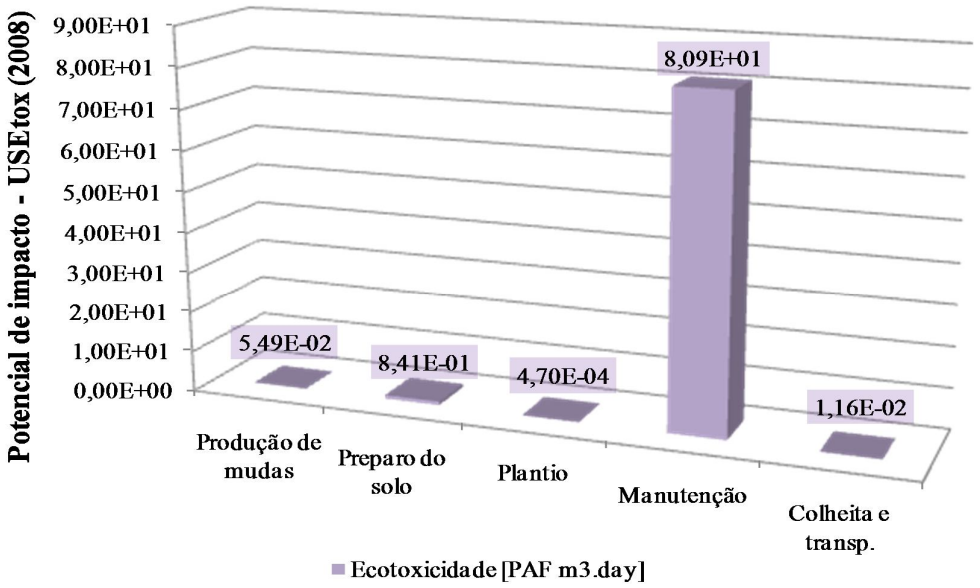

Figura 30 – Potencial de ecotoxicidade – subsistema de produção florestal

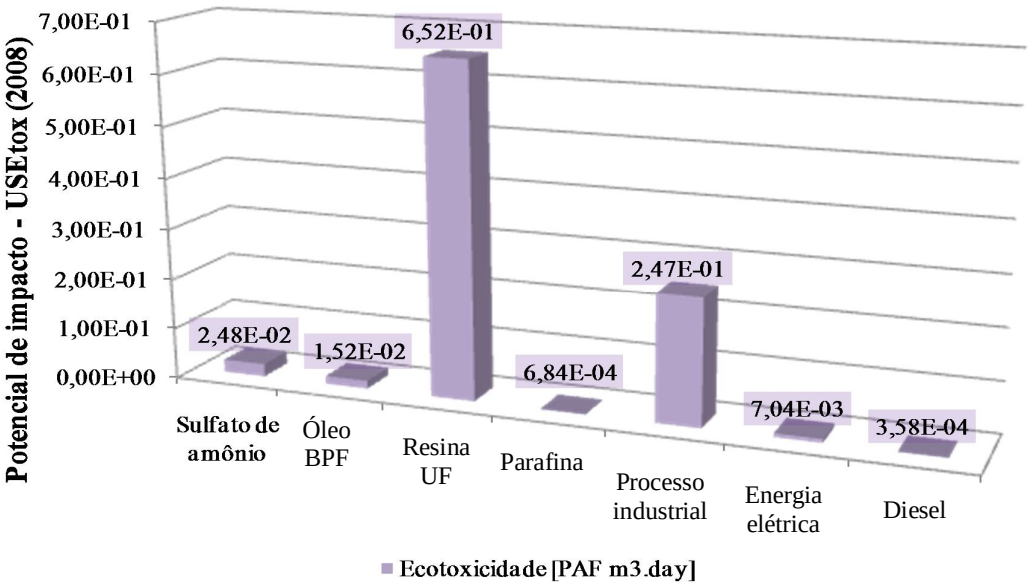

Figura 31 – Potencial de ecotoxicidade – subsistema de produção industrial

Pela Figura 30, 98,8% dos impactos para o subsistema de produção florestal provêm da fase de manutenção da floresta, devido essencialmente ao uso do herbicida glifosato, que foi o maior contribuidor para a ecotoxicidade. Já na Figura 31, estão expostos os impactos para o PECO segundo o subsistema de produção industrial, onde a cadeia produtiva da resina UF e o processo industrial do MDP somaram 94,6% dos impactos no subsistema, devido principalmente às emissões de formaldeído livre. Porém, considerando todo o ciclo produtivo do MDP, a emissão de formaldeído foi responsável por apenas 1,1% de todos os impactos.

Nota-se claramente a existência de grandes divergências para a categoria ecotoxicidade. O método CML (2001) apontou as emissões de VOCs e metais pesados no subsistema de produção industrial como os maiores problemas ambientais para a ecotoxicidade, assim como as emissões pelo uso do glifosato no subsistema de produção florestal. O método EDIP (1997) classificou a emissão de formaldeído livre no subsistema de produção industrial como o fator mais relevante para a ecotoxicidade. Por outro lado, pelo método USEtox (2008), as emissões de formaldeído responderam apenas por 1,1% dos impactos nesta categoria, e adicionalmente, as emissões de VOCs e metais pesados podem ser desprezadas, pois 97,7% dos impactos potenciais na categoria estiveram vinculados às partículas de glifosato emitidas ao ambiente pelo subsistema de produção florestal. Apesar do método CML (2001) também ter realçado as emissões de glifosato como relevantes, este apenas se mostrou efetivo para o compartimento do solo, diferentemente do método USEtox (2008).

Como fundamentado na seção 3.3. quanto às abordagens para as categorias toxicológicas, para o efeito da tomada das conclusões deste estudo, considerou-se apenas os resultados obtidos pelo USEtox (2008). Assim sendo, para a ecotoxicidade os maiores impactos podem ser resumidos à emissão das partículas do herbicida glifosato ao ambiente.

4.3.7. Potencial de toxicidade humana (PTH)

As Tabelas 40 e 41 mostram os resultados agregados para o PTH perante os métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008). Esta categoria de impacto, analogamente ao que ocorre para a ecotoxicidade, é abordada de modo divergente conforme a escolha do método de AICV. Assim, por não ser possível realizar comparações diretas entre os valores dos impactos potenciais observados, as comparações foram feitas buscando a identificação dos principais destaques para a toxicidade humana em cada método selecionado.

Tabela 40 – Potencial de toxicidade humana por m³ produzido de painel MDP – método EDIP (1997)

Potencial de toxicidade humana [m³ do compartimento]	**Toxicidade humana (via ar)**	**Toxicidade humana (via hídrica)**	**Toxicidade humana (via terrestre)**
Subsistema de produção florestal	3,50E06	45,26	1,34
Subsistema de produção industrial	1,83E09	41,49	3,94
TOTAL	**1,83E09**	**86,75**	**5,28**

Tabela 41 – Potencial de toxicidade por m³ produzido de painel MDP – métodos CML (2001) e USEtox (2008)

Potencial de toxicidade humana	**CML (2001) [kg DCB-Eq.]**	**USEtox (2008) [PAF m3.day]**
Subsistema de produção florestal	0,77	2,23E-08
Subsistema de produção industrial	7,89	6,49E-07
TOTAL	**8,66**	**6,71E-07**

Na Tabela 40 referente aos resultados pelo método EDIP (1997), o subsistema de produção industrial mostrou-se o mais relevante para a toxicidade humana via ar e terrestre. Já o subsistema de produção florestal se mostrou mais efetivo para a toxicidade humana via hídrica. Os impactos sobre a toxicidade humana via ar, foram mais evidentes para o processo industrial de manufatura do MDP, pela emissão de formaldeído livre. Sobre a toxicidade terrestre, ainda no subsistema industrial, os principais destaques foram a cadeia produtiva da resina UF, pelo uso da ureia, e o processo industrial do MDP, pelo consumo de combustíveis fósseis e a emissão de formaldeído livre. Para a toxicidade via hídrica, os impactos de maior ênfase se deram para as atividades de manutenção da floresta e preparo do solo, devido as emissões de metais pesados a água na cadeia produtiva do calcário.

Já na Tabela 41, tem-se os resultados para o PTH pelos métodos CML (2001) e USEtox (2008). O subsistema de produção industrial apresentou os maiores impactos pelo método CML (2001), decorrentes do sistema de produção de energia elétrica pela emissão de metais pesados ao ar. E pelo método USEtox (2008), os principais impactos foram verificados para o subsistema de produção industrial, o qual mostrou-se 29,1 vezes mais impactante do que o subsistema de produção florestal para esta categoria de impacto.

A seguir as Figuras 32 e 33 apresentam os resultados dos potenciais de impacto estratificados para os subsistema de produção florestal e industrial, considerando apenas o método USEtox (2008), tendo em vista suas atuais vantagens na avaliação dos impactos toxicológicos. Porém, ao término desta seção é realizada uma comparação entre as principais constatações para o PTH conforme os três métodos aplicados.

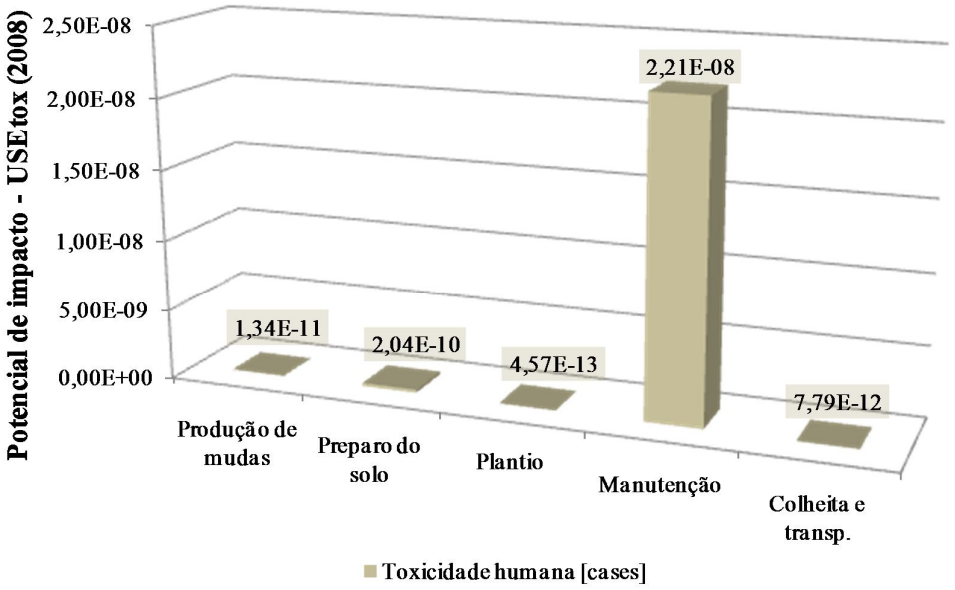

Figura 32 – Potencial de toxicidade humana – subsistema de produção florestal

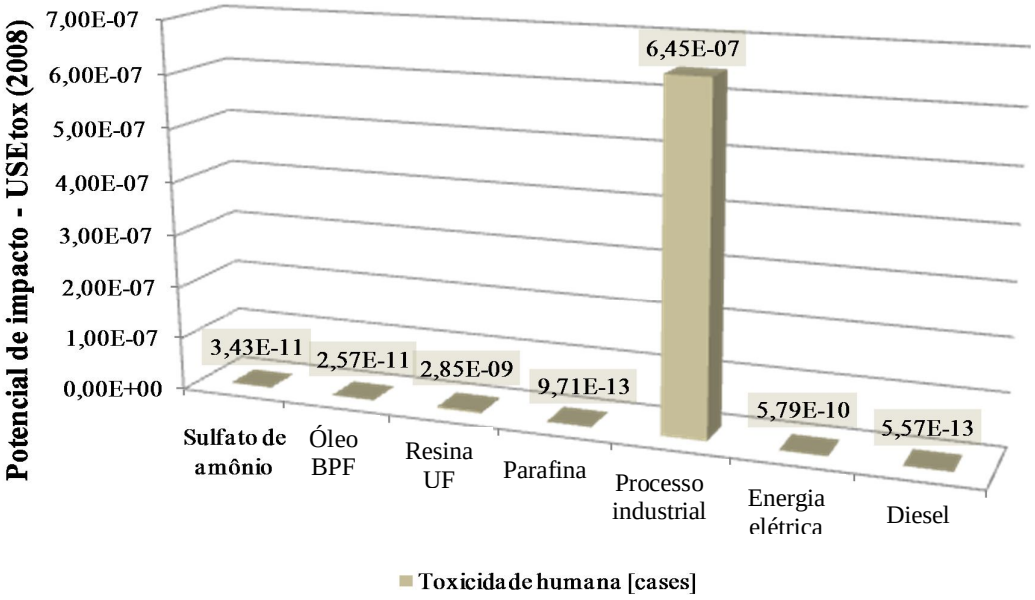

Figura 33 – Potencial de toxicidade humana – subsistema de produção industrial

Pela Figura 32, mais de 99,0% dos impactos no subsistema foram obtidos para a atividade de manutenção da floresta, devido às emissões de glifosato no campo. Porém, o destaque ocorreu para o subsistema de produção industrial, onde pela Tabela 41, este foi responsável por 96,7% dos impactos para o PTH. Na Figura 33 percebe-se que processo de manufatura do painel MDP foi o grande contribuidor para o PTH, devido às emissões de formaldeído livre no processo produtivo, correspondendo por 99,4% dos impactos no subsistema, ou ainda, 96,2% dos impactos no ciclo de vida produtivo do painel MDP.

Comparando-se os resultados encontrados pelos três métodos analisados, percebe-se coerência de todos quanto a maior relevância do subsistema de produção industrial para os impactos de toxicidade humana. Todavia, olhando em detalhes os resultados notam-se divergências significativas, analogamente ao discutido anteriormente para a ecotoxicidade. O método CML (2001) apontou como impactos potenciais mais relevantes as emissões de metais pesados provenientes do subsistema de produção industrial, o que não foi constatado aplicando os métodos EDIP (1997) e USEtox (2008). Utilizando o método USEtox (2008), os impactos mais evidentes se deram para as emissões de formaldeído livre no processo industrial do MDP, conclusão não verificada com o CML (2001) e apenas parcialmente pelo EDIP (1997). O método EDIP (1997) classifica os impactos desta categoria em compartimentos distintos, fato não existente nos demais métodos avaliados. Assim, sobre as emissões de formaldeído livre, o grau de sua importância nos resultados globais pelo EDIP (1997) dependeu essencialmente do compartimento analisado, sendo determinante para a toxicidade via ar, mas apresentando menor expressão para o compartimento terrestre, e quase nenhuma representatividade para a via hídrica. Além disso, sobre o PTH via hídrica, no método EDIP (1997) os maiores impactos ocorreram para o subsistema de produção florestal.

Apesar das controvérsias expostas nos resultados de PTH, como definiu-se o USEtox (2008) como referência para as conclusões deste estudo para a toxicidade humana, pode-se afirmar que os maiores impactos nesta categoria se resumem à emissão de formaldeído livre no processo industrial.

4.4. Interpretação

4.4.1. Principais destaques das fases de ICV e AICV

A Tabela 42 exprime os *hotspots* levantados nesta pesquisa considerando os resultados de ICV e AICV para o ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP produzido no Brasil. Os dados apresentados foram retirados selecionando os principais recursos que contribuíram para o consumo de recursos e para as categorias de impacto ambiental estabelecidas.

Tabela 42 – *Hotspots* identificados no ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP brasileiro

Consumo de recursos	***Hotspots***
Energéticos não renováveis	Óleo cru (base p/ combustíveis fósseis)
Energéticos renováveis	Resíduos de madeira
Materiais não renováveis	Fertilizantes / Calcário / Resina UF
Materiais renováveis	Água
Categorias de impacto potencial	***Hotspots***
Depleção dos recursos abióticos	Óleo BPF / Resina UF
Aquecimento global	Eletricidade / Óleo BPF / Resina UF
Acidificação	Óleo BPF / Resina UF
Eutrofização	Fertilizantes / Resina UF
Form. fotoquímica de ozônio trop.	Resina UF
Ecotoxicidade	Glifosato
Toxicidade humana	Resina UF

Entre os destaques da Tabela 42, pode-se afirmar que o óleo BPF e a resina UF foram os recursos que mais vezes apareceram entre as categorias de consumo de recursos e de impacto potencial. Também cabe exaltar o uso dos fertilizantes fonte de NPK, que estiveram entre os maiores destaques para o consumo de materiais não renováveis, e também, entre os maiores contribuidores para o potencial de eutrofização (ureia, superfosfato simples e sulfato de amônio). Outro *hotspot* importante foi o glifosato, pois trata-se do principal contribuidor para a ecotoxicidade, mesmo sendo aplicado no campo em proporções significativamente inferiores se comparado com outros insumos como os fertilizantes NPK e o calcário.

O consumo de água se mostrou o principal destaque na categoria de materiais renováveis. Todavia, os impactos sobre o meio ambiente quanto ao uso da água não foram analisados, visto que os métodos de AICV estudados não avaliam tais impactos.

Os resíduos de madeira apesar de serem o principal recurso energético renovável, os impactos ambientais não apresentaram repercussão significativa entre as categorias de impacto analisadas. Porém, situação diferente ocorre ao se analisar o óleo BPF, o qual além de ser um dos principais recursos não renováveis, se mostrou responsável por 59,2% dos impactos para a acidificação, 31,0% dos impactos para a depleção dos recursos abióticos, e 27,1% dos impactos para o aquecimento global no ciclo de vida produtivo do painel MDP.

A resina UF mostrou-se como um dos principais recursos materiais não renováveis consumidos. Também esteve presente como um dos principais contribuidores para a maioria das categorias de impacto ambiental. Os impactos mais significativos foram de 96,2% para a toxicidade humana, 32,4% para a eutrofização, 25,8% para a depleção dos recursos abióticos e 22,5% para o aquecimento global no ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP.

Objetivando converter os resultados dos impactos potenciais da fase de AICV numa única referência, tais resultados foram normalizados, afim de que os mesmos pudessem ser comparados por categoria de impacto. Os resultados observados seguem nas Figuras 34 e 35, respectivamente, para os métodos CML (2001) e EDIP (1997) como descrito na seção 4.1.8, considerando os subsistemas de produção florestal e industrial. Destaca-se que o método USEtox (2008) não apresenta modelos para a normalização.

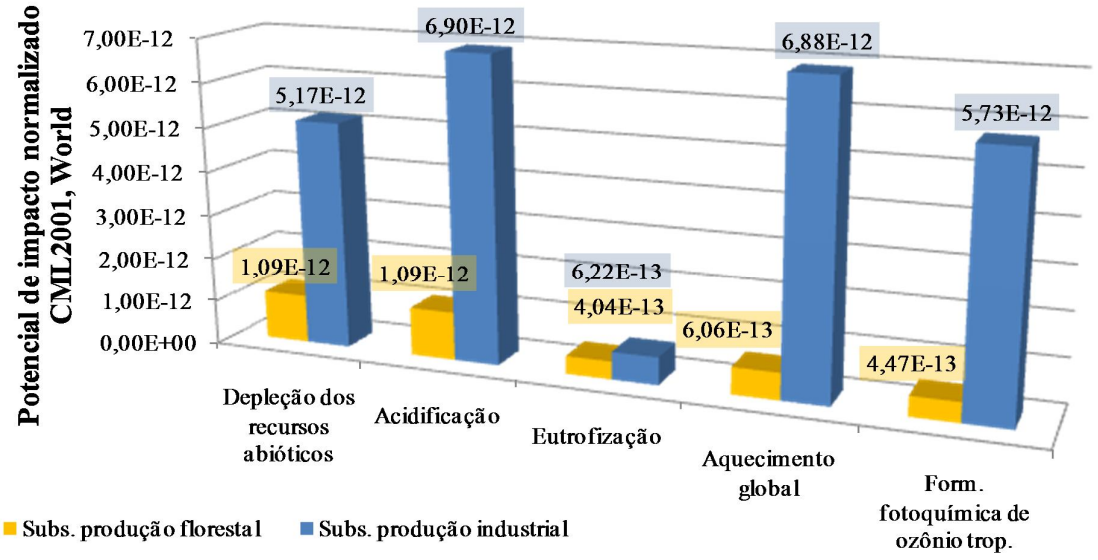

Figura 34 – Potencial dos impactos ambientais (menos toxicológicos) – normalizados pelo método CML (2001)

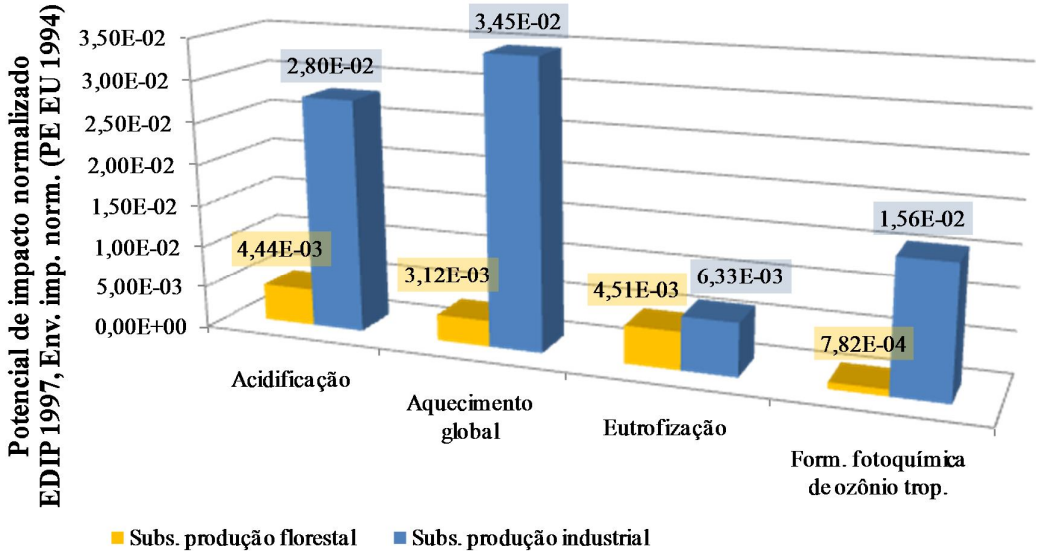

Figura 35 – Potencial dos impactos ambientais (menos toxicológicos) – normalizados pelo método EDIP (1997)

Conhecendo as categorias com maior participação relativa nos impactos potenciais identificados, definiram-se os principais *hotspots* para o ciclo de vida da produção do painel MDP. Assim, com base nos resultados normalizados das Figuras 34 e 35, percebe-se que os impactos potenciais apenas não se mostraram relativamente efetivos para a eutrofização, por ambos os métodos CML (2001) e EDIP (1997). Para as demais categorias, os impactos se mostraram relativamente mais significativos, e conforme a Tabela 42, os principais *hotspots* para tais categorias foram os recursos: óleo BPF e resina UF.

Anteriormente, na revisão de literatura sobre os trabalhos de ACV para o painel MDP produzido fora do Brasil, verificou-se que entre os impactos ambientais mais relevantes estão as emissões oriundas da produção e uso da resina UF, como o formaldeído, destacados em Rita (2010) e Rivela et al. (2006). Comparando estas conclusões com as constatações na Tabela 42, pode-se concluir que para o caso do Brasil, além da resina UF, o óleo BPF também mostrou-se importante, assim como a aplicação do herbicida glifosato para a ecotoxicidade.

Diante do exposto, alterações quanto ao consumo do óleo BPF e da resina UF foram feitas, por meio da criação de cenários hipotéticos, os quais são apresentados a seguir, visando a obtenção de possíveis cenários ambientalmente mais adequados. Entretanto, salienta-se que a redução no consumo de qualquer um dos *hotspots* apresentados na Tabela 42, implica em relevantes benefícios ambientais para o ciclo de vida produtivo do painel MDP.

4.4.2. Análise de cenários: alterações quanto ao uso do óleo BPF

Sobre a utilização do óleo BPF, é importante salientar que durante a fase de ICV na Tabela 24, houve uma quantidade de 97,2 kg de resíduos de madeira classificados como resíduos sólidos, por tratar-se de uma parte da biomassa madeirável gerada nas produtoras de MDP, que não é utilizada no processo industrial para a geração de energia. Em contrapartida, tal biomassa poderia ser aproveitada como insumo para substituir totalmente ou parcialmente o uso do óleo BPF, tendo em vista os impactos ambientais decorrentes do seu consumo.

A Figura 36 mostra a influência do consumo do óleo BPF nos resultados normalizados dos impactos potenciais para a produção do painel MDP, considerando o método CML (2001) e as categorias de depleção dos recursos abióticos, aquecimento global, acidificação e formação fotoquímica de ozônio. Na figura os resultados estão agregados, considerando os subsistemas de produção florestal e industrial. A expressão “100% BPF” se refere ao dado de inventário para o consumo de óleo BPF de 13,74 kg de óleo/m³ de MDP. Reduzindo o consumo do óleo BPF até 0% percebe-se no gráfico a minimização dos impactos ambientais.

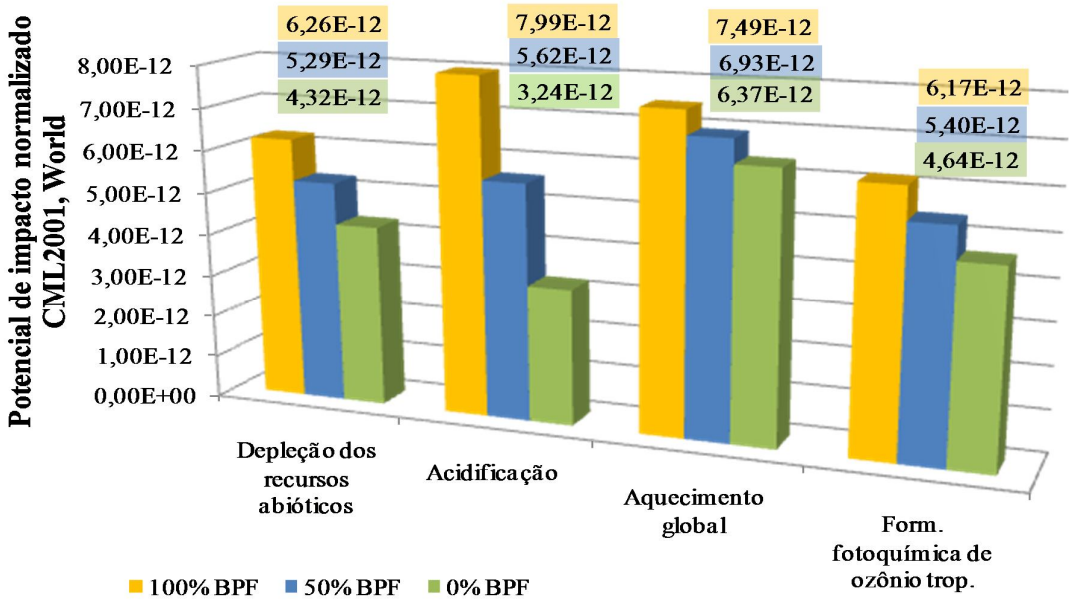

Figura 36 – Influência do consumo do óleo BPF nos resultados normalizados dos impactos – CML (2001)

Pela Figura 36 ao se reduzir o consumo do óleo BPF verificou-se a diminuição geral nos impactos potenciais para todas as categorias mostradas, destacando-se a acidificação. Reduzindo o consumo atual (em 100,0%) até 0%, obteve-se redução nos impactos potenciais em 14,9% para a categoria de aquecimento global, 24,8% para a formação fotoquímica de ozônio troposférico, 31,0% para a depleção dos recursos abióticos, e de 59,5% dos impactos para a acidificação. Pelo método EDIP (1997), reduzindo o consumo do óleo BPF também verificou-se que os maiores benefícios ambientais ocorreram para a acidificação. Todavia, a redução no consumo de óleo BPF dentro do processo industrial de manufatura do MDP, implica numa compensação utilizando algum outro tipo de combustível para suprir a demanda energética do processo. A seguir, são propostos alguns cenários onde a utilização do óleo BPF é confrontada com outros recursos energéticos como o diesel e os resíduos de madeira.

Pelos dados de inventário da Tabela 24, para a produção de 1 m³ de MDP consomem-se 38,5 kg de resíduos de madeira e 13,74 kg de óleo BPF na planta de energia, que equivalem, respectivamente, a 577,5 MJ e 555,65 MJ de poder calorífico (dados de poder calorífico retirados do GaBi). Portanto, na planta de energia, a demanda energética total para a produção de 1 m³ de MDP é de 1.133,15 MJ. Para a definição dos cenários, também foi considerado o uso do diesel, com poder calorífico de 42,96 MJ / kg de combustível. Diante destas informações foram criados os seguintes cenários:

- **Cenário 1:** modelo atual, mix energético utilizando resíduos de madeira (38,5 kg/m³ de MDP) e óleo BPF (13,74 kg/m³ de MDP);

- **Cenário 2:** modificação do mix utilizando somente óleo BPF na planta de energia (equivalente a 28,02 kg de óleo/m³ de MDP);
- **Cenário 3:** modificação do mix utilizando somente óleo diesel na planta de energia (equivalente a 26,37 kg de óleo/m³ de MDP);
- **Cenário 4:** modificação do mix utilizando somente resíduos de madeira na planta de energia (equivalente a 75,54 kg de resíduos/m³ de MDP);
- **Cenário 5:** modificação do mix energético utilizando resíduos de madeira (equivalente a 38,5 kg de resíduos/m³ de MDP) e óleo diesel (12,94 kg de diesel/m³ de MDP).

Com base nos cenários definidos, a Figura 37 exprime os resultados dos impactos potenciais normalizados pelo CML (2001) para as categorias de impacto onde a utilização do óleo BPF mostrou-se mais relevante. Os resultados estão agrupados, considerando os subsistemas de produção florestal e industrial.

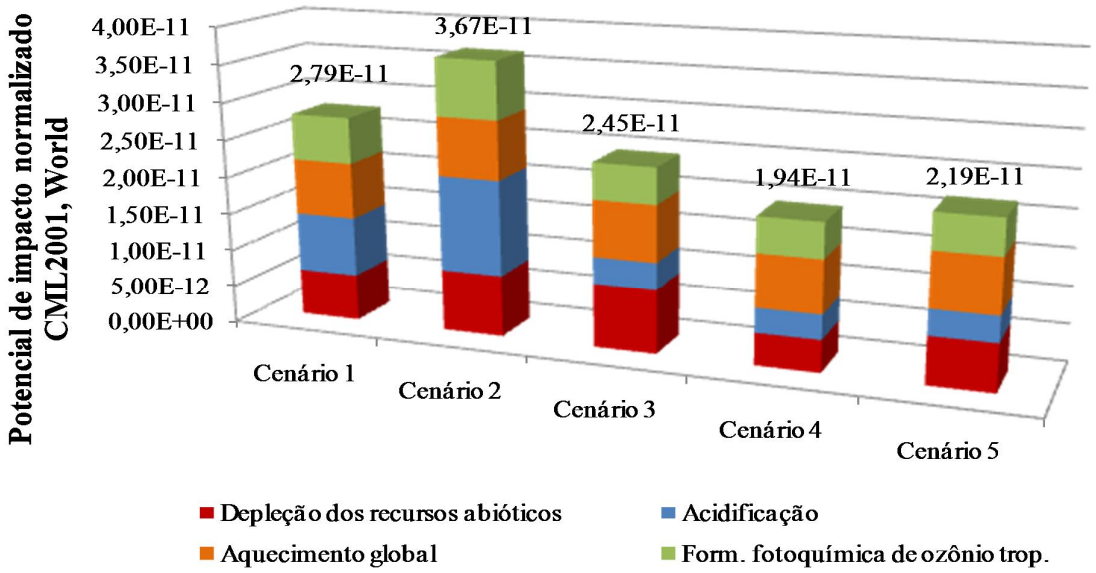

Figura 37 – Análise dos cenários de 1 a 5 – resultados normalizados pelo CML (2001)

Na Figura 37 o cenário 1 trata-se do modelo atual utilizando óleo BPF e resíduos de madeira. É possível perceber que este é um modelo ambientalmente mais favorável em comparação ao cenário 2 (que apresentou os maiores impactos potenciais), porém, de menor performance ambiental em comparação aos cenários 3, 4 e 5. Os maiores impactos no cenário 1 ocorreram para a acidificação e o aquecimento global.

O cenário 2 apresentou os maiores valores de impactos potenciais, especialmente para a acidificação, já que neste caso foi considerada a situação onde utiliza-se somente o óleo BPF na planta de energia. Este cenário foi a alternativa com maiores impactos ambientais no ciclo

de vida produtivo do painel MDP. O impacto potencial total do cenário 2 foi 47,1% superior em relação ao cenário 4 (que apresentou os menores índices de impacto), 23,9% maior do que o cenário 1, 33,2% maior em relação ao cenário 3 e 40,3% superior em relação ao cenário 5.

O cenário 3 apresenta a situação com a utilização somente do óleo diesel como energético. No caso, os resultados normalizados apontaram para um melhor desempenho do sistema de produto em comparação aos cenários 1 e 2, porém, com maiores impactos potenciais em relação aos cenários 4 e 5. A utilização de somente diesel, comparando com o cenário 1, poderia trazer melhores resultados em termos ambientais. Isto se deve ao uso do óleo BPF no cenário 1, o qual em termos ambientais apresenta maiores impactos potenciais ao se comparar com o diesel, como citado anteriormente na comparação entre os cenários 2 e 3. O cenário 3 em relação ao cenário 4 apresentou 20,8% mais impactos potenciais e 10,6% mais impactos comparando-se ao cenário 5. Todavia, comparando-se ao cenário 1 os impactos totais foram 12,2% inferiores, e em relação ao cenário 2, foram 33,2% menores, apontando uma situação global de melhor desempenho ambiental para o ciclo de vida produtivo do painel MDP. Os impactos potenciais mais significativos apresentados ocorreram para a depleção dos recursos abióticos e o aquecimento global.

Todavia, o diesel também é um recurso não renovável e o desempenho apresentado no cenário 3 foi inferior se comparado com o cenário 4, que considerou a queima de somente resíduos de madeira na planta de energia do processo industrial. Além disso, neste caso foi calculada uma demanda de resíduos de 75,54 kg para cada 1 m^3 de MDP produzido, valor este inferior a quantidade inventariada de 97,2 kg de resíduos gerados no processo industrial e que não são aproveitados no processo como biomassa energética. Assim, este cenário além de apresentar os melhores resultados em termos de desempenho ambiental, faz com tal medida possa ser facilmente implantada nas empresas produtoras do painel MDP, uma vez que estes resíduos já encontram-se disponíveis dentro do ambiente fabril. O impacto potencial total do cenário 4 foi 30,5% inferior em relação ao cenário 1, 47,1% inferior ao cenário 2, 20,8% menor em relação ao cenário 3, e 11,4% inferior se comparado ao cenário 5. É importante salientar que os impactos mostrados neste cenário para a categoria de aquecimento global, provém do uso do diesel e de outros recursos que contribuíram para o efeito estufa nos subsistemas de produção florestal e industrial, sem ter ocorrido a contabilização do impactos provenientes da emissão de CO_2 pela queima os resíduos de madeira.

Por fim, o cenário 5 apresenta uma situação de mix para os combustíveis consumidos na planta de energia, utilizando diesel e os resíduos de madeira na mesma quantidade inventariada de 38,5 kg/m^3 de MDP. Este cenário foi estabelecido tendo em vista as possíveis inviabilidades técnicas quanto ao emprego em maiores quantidades dos resíduos de madeira na planta energética das produtoras brasileiras. No caso, então ocorreria uma troca do óleo

BPF pelo diesel, e pelos resultados mostrados ocorreram benefícios ambientais em comparação ao cenário 1, que é o modelo atual utilizado pelas produtoras de painéis. Os resultados mostraram menores impactos potenciais em relação aos cenários 1, 2 e 3, porém, maiores impactos potenciais em relação ao cenário 4. Em comparação ao cenário 4 a diferença percentual entre o potencial de impactos total foi de 11,4%.

Conclui-se pela análise de cenários, que melhorias ambientais podem ser tomadas quanto ao emprego do óleo BPF no processo de manufatura do painel MDP. Os cenários 4 e 5 apresentaram os menores índices de impacto potencial para todas as categorias analisadas. Outro ponto é que as conclusões citadas referentes a Figura 37 foram análogas as observações visualizadas utilizando os resultados normalizados pelo método EDIP (1997).

4.4.3. Análise de cenários: alterações quanto ao uso da resina UF

Quanto ao emprego da resina UF, a Figura 38 mostra os resultados sobre a influência do consumo da resina UF nos impactos potenciais normalizados para a produção do painel MDP, considerando o método CML (2001) e as categorias de impacto onde tal recurso se mostrou mais impactante (com exceção as categorias toxicológicas). Na figura os resultados estão agregados, considerando os subsistemas de produção florestal e industrial. O termo “100% UF” se refere aos dados de inventário para o consumo da resina, no caso de 71,65 kg (ou 48 kg de sólidos)/m³ de MDP produzido. Os resultados mostram um evolutivo na redução do consumo da resina até 0%, para permitir a visualização dos principais benefícios ambientais.

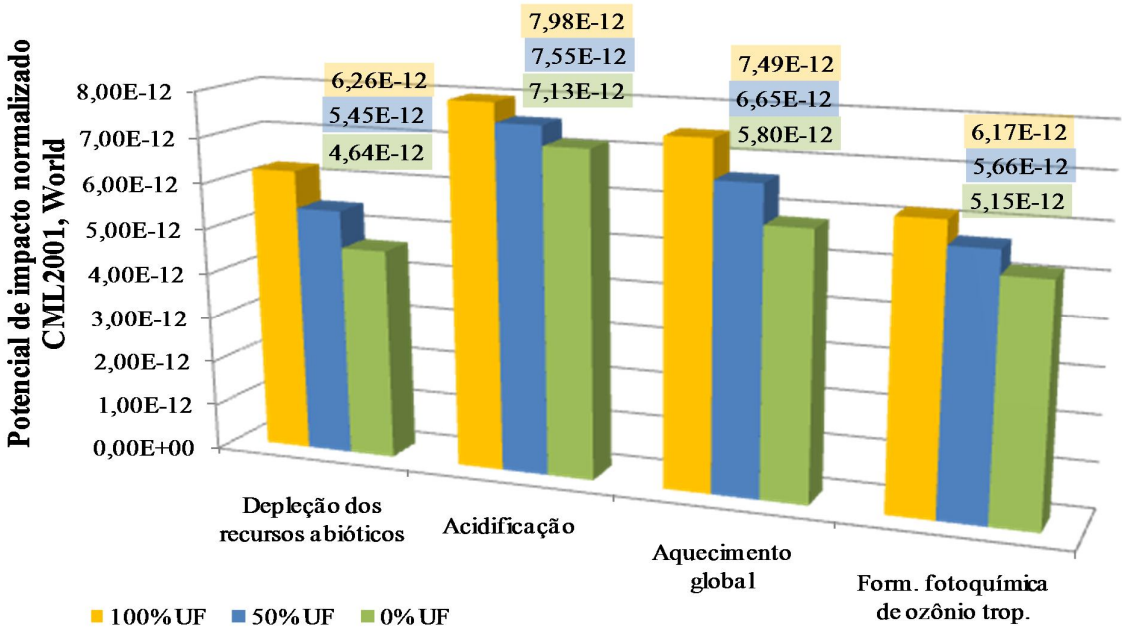

Figura 38 – Influência do consumo da resina UF nos resultados normalizados dos impactos – CML (2001)

Pela Figura 38 reduzindo o consumo da resina UF notou-se uma minimização geral nos impactos potenciais para todas as categorias de impacto mostradas. Reduzindo o consumo atual (100,0%) da resina até 0,0% obteve-se uma minimização nos impactos potenciais em 25,9% para a categoria de depleção dos recursos abióticos, 22,6% para o aquecimento global, 16,5% para a formação fotoquímica de ozônio troposférico, e de 10,6% para a acidificação. Utilizando o método EDIP (1997) foi possível constatar que os maiores benefícios ambientais ocorreram para a categoria de aquecimento global. Como previamente discutido, os impactos referentes ao ciclo de vida produtivo da resina UF se devem, em sua maior parte aos insumos ureia e metanol. Sendo assim, uma alternativa para reduzir tais impactos, seria melhorar a ecoeficiência na produção destes insumos e/ou reduzir o consumo na produção da resina UF.

Como já se discutiu no caso do óleo BPF, a redução ou substituição total no consumo de qualquer recurso no sistema produtivo implica na compensação pela adoção de outro recurso equivalente. Para o caso da alteração no consumo da resina UF, é abordado um cenário onde a utilização da resina é comparada com a resina melamina ureia formaldeído (MUF). Foram buscadas na literatura brasileira por dados de ICV de outros tipos de resinas que pudessem ser aplicadas na produção dos painéis de madeira, como o isocianato, o tanino formaldeído e a resinas poliuretanas, mas tais informações não foram encontradas. No entanto, tendo em vista que as produtoras do MDP no país utilizam apenas a resina UF como aglomerante, estudar o uso da resina MUF mostrou-se interessante, na medida em que esta é similar à resina UF, e assim, poderia ser adotada pelas produtoras. Além disso, conforme Wilson (2009), a resina MUF já é empregada em outros países como nos Estados Unidos para a produção dos painéis.

A resina MUF possui características similares à resina UF como o campo de aplicação, ser de origem sintética, à base de ureia e formaldeído, e feita a partir do consumo principalmente de recursos não renováveis. Os dados sobre a cadeia produtiva da resina MUF foram fornecidos pela mesma produtora da resina UF. Os recursos consumidos na produção da resina MUF constam no Anexo B. Para o consumo da melamina, considerou-se sua exportação da Alemanha (Frankfurt), e equivalente ao processo “DE: Melamine PE” no *software* GaBi. Definiu-se que a melamina seria aplicada na proporção de 10,0% em relação à quantidade de resina UF (base líquida). Contudo, o teor de sólidos e a quantidade total em massa de resina MUF para a produção de 1m³ de MDP foram mantidos os mesmos adotados para a resina UF, respectivamente, de 67,0% e 71,65 kg. As emissões oriundas do processo industrial de produção da resina foram retiradas de Wilson (2009).

A Figura 39 exprime os resultados dos impactos potenciais normalizados pelo CML (2001) para a comparação entre o uso da resina UF e MUF. Os resultados estão agrupados para os subsistemas de produção florestal e industrial. Limitações deste cenário podem ser as possíveis alterações quanto à emissão de formaldeído livre no processo de manufatura do

painel MDP utilizando a resina MUF. Todavia, como visto anteriormente, as contribuições da emissão de formaldeído livre na manufatura do painel foram mais significativas para a categoria de toxicidade humana e não para as categorias abordadas a seguir.

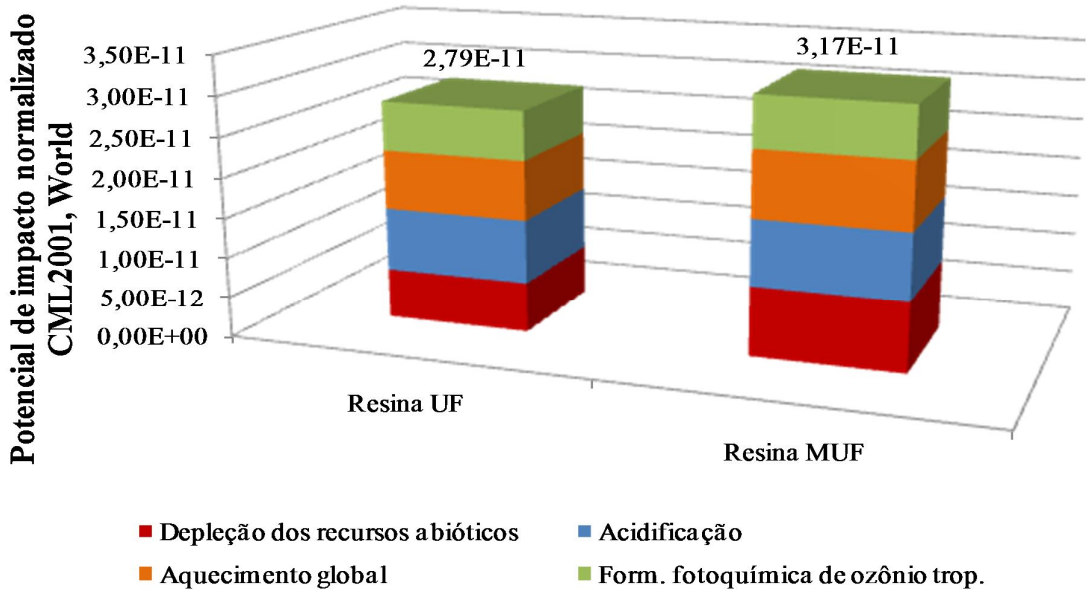

Figura 39 – Análise dos cenários utilizando a resina UF e MUF – resultados normalizados pelo CML (2001)

Na Figura 39 o cenário referente ao uso da resina UF apresentou-se mais favorável ambientalmente em comparação ao cenário utilizando resina MUF. A situação atual com a resina UF possibilitou gerar 12,0% menos impactos potenciais em comparação com a resina MUF, basicamente devido à adição da melamina no sistema, e ao maior consumo relativo de ureia na manufatura da resina. Os impactos provenientes da resina MUF foram superiores em todas as categorias de impacto avaliadas. Para a depleção dos recursos abióticos a resina MUF apresentou 28,2% mais impactos potenciais, para o aquecimento global 10,4% mais impactos, para a acidificação 3,2% mais impactos e para a formação fotoquímica de ozônio 3,1% mais impactos. Constatações similares as da Figura 39 foram obtidas aplicando o método EDIP (1997), porém, a categoria de impacto que mais se destacou para foi o aquecimento global.

Sendo assim, em termos ambientais, manter a utilização da resina UF na produção dos painéis de madeira mostrou-se mais favorável em comparação com o cenário com o uso da resina MUF. Entretanto, deve-se ressaltar que outros cenários quanto ao emprego da resina UF devem ser buscados, para que mais comparações em ACV possam ser feitas, especialmente tendo em vista descobrir novas alternativas de resinas que apresentem desempenho técnico equivalente à resina UF, porém, um desempenho ambiental mais

favorável. Afinal, como discutido, a resina UF no ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP foi um dos principais contribuidores para a maioria dos problemas ambientais avaliados.

Registra-se que os dados referentes ao consumo da resina UF e MUF foram retirados de apenas uma fabricante consultada. Para um trabalho futuro sugere-se efetuar a coleta de dados juntos a mais produtoras, para obter um panorama geral sobre a produção do insumo no Brasil. Neste mesmo, destaca-se o trabalho de Wilson (2009), que nos Estados Unidos inventariou o ciclo de vida das principais resinas a base de formaldeído do país, contribuindo para uma melhor subsidiando a realização de estudos de ACV para os painéis de madeira.

A seguir, a seção 4.4.4 discute sobre a influência dos insumos madeira, resina UF, catalisador e parafina nos resultados dos impactos ambientais da produção do painel MDP, por se tratarem das matérias primas fundamentais aplicadas na manufatura do produto.

4.4.4. Influência das matérias primas nos impactos potenciais do ciclo de vida da produção do painel MDP

A Figura 40 faz uma comparação entre os impactos potenciais normalizados pelo método CML (2001), sem considerar as categorias toxicológicas, para as principais matérias primas consumidas no ciclo de vida *cradle to gate* do painel MDP. Cabe ressaltar que os impactos com o consumo da madeira, foram assumidos os dados resultados para o subsistema de produção florestal, na produção de 687,3 kg de madeira ou 1,45 m³, conforme os dados de inventário das Tabelas 19 a 23. Para os demais insumos, assumiu-se a produção das quantidades relativas à Tabela 24, requeridas no processo industrial para a produção de 1 m³ de MDP. Também, a comparação mostrada não contemplou os impactos das emissões referentes ao processo industrial de manufatura do painel MDP, devido à complexidade em separar apenas os aspectos pertinentes ao beneficiamento de cada insumos analisado. Assim, os impactos apresentados dizem respeito às cadeias de produção dos insumos, sem considerar a fase de uso dos mesmos no processo industrial.

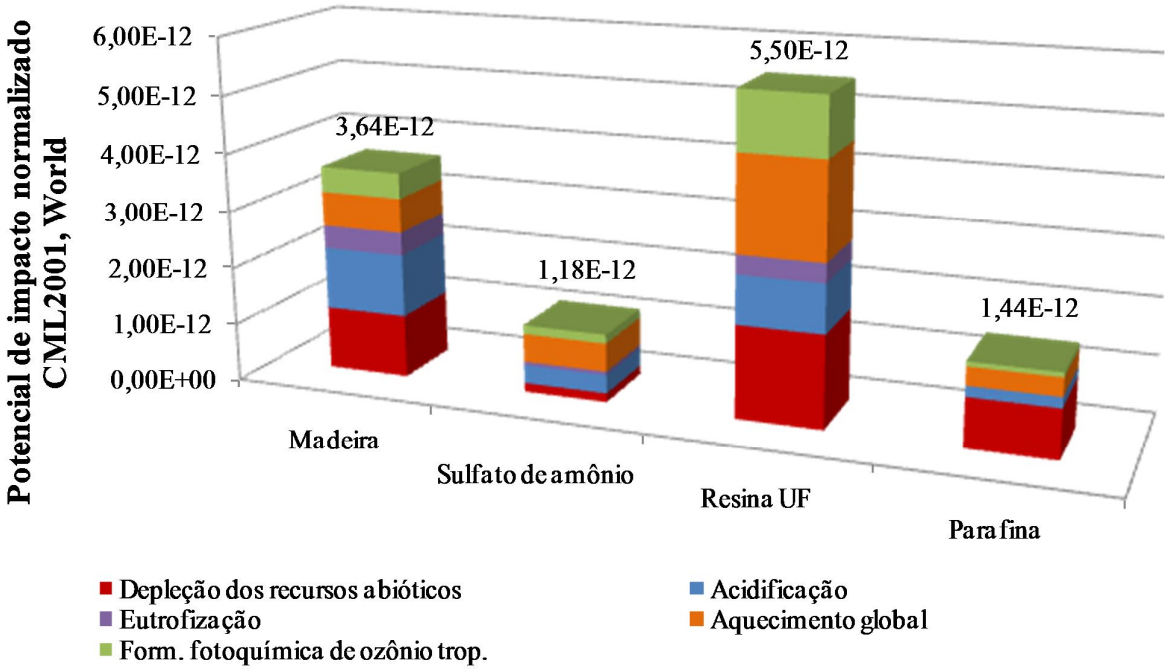

Figura 40 – Influência das matérias primas nos impactos potenciais do ciclo de vida da produção do painel MDP

Os impactos potenciais relacionados ao consumo de madeira, mostrados, Figura 40, foram extraídos dos impactos totais para o subsistema de produção florestal, pois a madeira é o produto intermediário proveniente deste subsistema. Anteriormente foi mostrado que a maior influência do subsistema de produção florestal nos impactos sobre o ciclo de vida de produção do painel MDP ocorreram para a categoria de eutrofização, devido ao uso dos fertilizantes NPK, além dos impactos para a ecotoxicidade, devido ao uso do herbicida glifosato. No mais, todos os impactos potenciais discutidos ocorreram em maior nível de intensidade apenas para o subsistema de produção industrial. Por outro lado, ao se analisar os impactos tomando apenas as cadeias produtivas dos insumos fundamentais para a produção do MDP, a influência da madeira nos impactos potenciais passaram por uma relativa modificação, se mostrando mais relevantes na comparação com os demais recursos considerados na análise.

Na Figura 40 os maiores impactos no consumo da madeira ocorreram para a depleção dos recursos abióticos e para acidificação, principalmente pelo consumo de combustíveis fósseis nas atividades de campo. A madeira foi o recurso que apresentou mais impactos potenciais para as categorias analisadas em relação ao sulfato de amônio e a parafina. Porém, os impactos foram inferiores ao se comparar com a resina UF, com exceções para as categorias de eutrofização e acidificação, nas quais a madeira se mostrou o maior destaque, com impactos potenciais, respectivamente, 18,1% e 22,3% superiores aos da resina UF.

Do total dos impactos mostrados, 77,7% corresponderam a soma dos impactos relacionados à obtenção da madeira e da resina UF. A resina UF apresentou os maiores

impactos potenciais para as categorias de depleção dos recursos abióticos, aquecimento global e formação fotoquímica de ozônio, que juntas, corresponderam por 83,6% de todos os impactos normalizados da resina. Somando dos impactos normalizados para cada categoria, a produção da resina UF apresentou 33,8% mais impactos ambientais do que quando comparado aos impactos totais da cadeia produtiva da madeira.

Os impactos potenciais relacionados ao sulfato de amônio foram mais relevantes para o aquecimento global. Todavia, em comparação com a madeira, o total dos impactos normalizados foram 67,6% menores, e em relação à resina UF, os impactos totais foram 78,5% inferiores. Já comparando com a parafina, os impactos totais foram 18,5% inferiores, principalmente devido à categoria de depleção dos recursos abióticos, onde a parafina apresentou impactos potenciais 5,6 vezes superiores.

As constatações expostas utilizando o método CML (2001) foram análogas as obtidas pelo EDIP (1997), porém a categoria de impacto de maior destaque foi o aquecimento global.

Fazendo uma análise com base nos dados da Figura 40, no intuito de descobrir a quantidade de consumo da resina UF em que o total dos impactos potenciais se equivale ao total dos impactos observados para o consumo da madeira, constatou-se que utilizando aproximadamente 45,14 kg de resina (ou 30,24 kg sólidos) os impactos se aproximaram com uma diferença de 0,6% nos resultados. Esta quantidade de resina equivale a uma redução em 37,0% no consumo atual inventariado nesta pesquisa. Todavia, o consumo da resina UF nas fabricantes de painéis considerando esta quantidade calculada, seria tecnicamente inviável, conforme consulta feita junto às produtoras que participaram desta pesquisa.

Analisando a mesma influência das matérias primas consumidas na produção do MDP, porém utilizando o método USEtox (2008), vericou-se para a categoria de ecotoxicidade que a cadeia produtiva da madeira se manteve com 99,9% dos impactos potenciais, devido ao uso do glifosato. Para a toxicidade humana, cerca de 90,0% dos impactos também estiveram relacionados ao consumo da madeira devido ao glifosato. Anteriormente, para a toxicidade humana o maior destaque havia ocorrido para o processo industrial, pelas emissões de formaldeído livre. Porém, como introduzido, os resultados da Figura 40, não consideram os impactos ambientais do processo industrial de manufatura do MDP.

A seguir, finaliza-se esta etapa do estudo de ACV conduzido analisando a influência da adição de resíduos de madeira na performance ambiental do painel MDP. Tal análise mostrou-se importante, pois a madeira é o principal insumo para a produção dos painéis em termos de representatividade quantitativa, econômica e também mostra-se relevante em termos ambientais. Como mostrado na Figura 40, depois da resina UF, a madeira apresentou os maiores impactos ambientais potenciais para o ciclo de vida produtivo do painel MDP no Brasil. Além disso, para a ecotoxicidade, a cadeia produtiva da madeira mostrou-se relevante

pelo uso do herbicida glifosato no campo, principal responsável pelos impactos nesta categoria de impacto ambiental.

4.4.5. Influência da adição de resíduos de madeira nos impactos potenciais do ciclo de vida da produção do painel MDP

Como última análise, a Figura 41 mostra a influência da adição de resíduos de madeira (serragem, cavacos) como matéria prima para a fabricação do painel MDP. Os resultados mostram os impactos potenciais normalizados pelo método CML (2001). Tal cenário mostrou-se interessante em se estudar, pois afinal, em países da Europa e Estados Unidos, grande parte dos painéis já são produzidos utilizando até mesmo 100% de resíduos de madeira provenientes de outras madeireiras. Para tanto, foi considerado, pelos dados de inventário, a produção de 687,3 kg (ou 1,45 m³) de madeira para a produção de 1 m³ de MDP, transportados por uma distância média de 80 km entre o campo e o ambiente fabril. Os impactos potenciais mostrados não incluem o subsistema de produção industrial, e foram tomados para as categorias de impacto não toxicológicas.

Sobre os resíduos de madeira, foi assumido que seriam provenientes de empresas produtoras de madeira serrada, adicionados conforme as proporções em massa definidas a seguir, visando a subsistuição de parte da madeira virgem utilizada na manufatura do MDP. Como os dados de ICV para a produção de madeira serrada no Brasil não foram encontrados na literatura, assumiram-se os impactos ambientais de ICV da geração dos resíduos de madeira de Milota et al. (2006), para a produção de madeira serrada nos Estados Unidos. Milota et al. (2006) aplicou o critério de alocação mássica para os resíduos de madeira em 44% de todos os impactos da produção de madeira serrada. No caso, como modificações nos dados de inventário, foram adiconados o sistema de produção de energia elétrica e a cadeia produtiva do diesel para o contexo do Brasil. Assim, a partir das premissas estabelecidas foram criados os seguintes cenários:

- **Cenário 1:** modelo atual, utilizando 100% de madeira virgem (687,3 kg/m³ de MDP), sem a adição de resíduos de madeira como matéria prima;
- **Cenário 2:** utilização de 75% de madeira virgem e 25% de resíduos de madeira;
- **Cenário 3:** utilização de 50% de madeira virgem e 50% de resíduos de madeira;
- **Cenário 4:** utilização de 0% de madeira virgem e 100% de resíduos de madeira

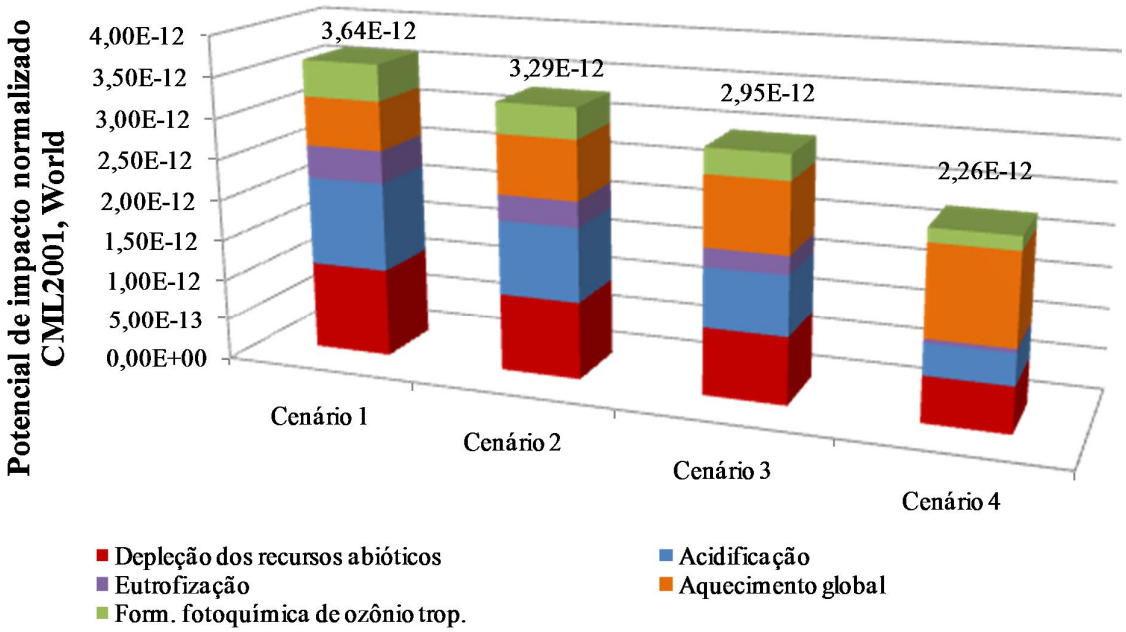

Figura 41 – Influência da adição de resíduos de madeira nos impactos potenciais do ciclo de vida da produção do painel MDP

Analisando a Figura 41, percebe-se que houve uma redução generalizada dos impactos potenciais proporcional à inserção dos resíduos de madeira na produção do MDP, com excessão à categoria de aquecimento global, devido principalmente aos impactos ambientais com o uso da energia elétrica no processo industrial de serragem da madeira, onde os resíduos considerados são gerados.

Ao se comparar os cenários 1 e 2, onde o segundo utiliza resíduos de madeira na faixa de 25% em massa, os impactos potenciais foram minimizados em 9,6%. A maior redução dos impactos ocorreu para a categoria de eutrofização, atingindo 21,8% menos impactos, devido essencialmente ao menor consumo de fertilizantes NPK no subsistema de produção florestal. Os impactos para a acidificação reduziram em 16,3%, principalmente pelo menor consumo de diesel nas operações de campo no cultivo da madeira virgem. Já os impactos ambientais para a categoria de aquecimento global aumentaram em 20,6%.

Comparando os cenários 1 e 3, houve uma minimização total dos impactos potenciais em 18,96%, pois neste cenário foi proposto o uso de 50% de madeira virgem e 50% dos resíduos de serraria. Novamente, a maior redução dos impactos potenciais ocorreu para a categoria de eutrofização, em 43,7%, devido ao menor uso dos fertilizantes fonte de NPK. Para a categoria de acidificação os impactos potenciais foram 32,6% menores. Todavia, o aumento para o potencial de aquecimento global foi de 41,3%.

Pela comparação dos cenários 1 e 4, os impactos potenciais foram reduzidos em 37,9%, mostrando a possibilidade de reduções significativas dos impactos relacionados ao uso da

madeira, ao se adotar a estratégia de produzir os painéis de madeira essencialmente com os resíduos de serraria. O cenário 4 apresentou o menor potencial de impacto total, contudo, sua contribuição para o aquecimento global foi a maior, superando em 82,6% os impactos do cenário 1. Os impactos para a eutrofização reduziram 87,5% e para a acidificação 65,3%.

É possível concluir que a utilização de materiais residuais como matéria prima para a produção dos painéis de madeira pode apresentar vantagens ambientais, na medida em que reduz a demanda por madeira virgem cultivada para este fim, e consequentemente, diminui os impactos ambientais relacionados à cadeia produtiva da madeira. Porém, para que haja benefícios ambientais no uso de resíduos na produção dos painéis como apresentado na Figura 41, algumas variáveis devem ser estudadas, tais como:

- A procedência do resíduo, inventariando todos os aspectos ambientais relevantes do ciclo de vida da sua geração;
- A quantidade de resíduo a ser empregada na manufatura dos painéis;
- O critério de alocação a ser considerado para o resíduo; e
- A distância a ser assumida para o percurso de transporte do resíduo do ponto de sua geração até a fábrica de painéis.

É importante frisar que as quatro variáveis citadas são as principais a serem trabalhadas ao se considerar estudos de ACV na produção de painéis de madeira (como o painel MDP), empregando materiais residuais em geral na busca pela otimização de performance ambiental. Nesta ótica, mais estudos sobre a questão do emprego de resíduos na produção de painéis são requeridos, principalmente, levando em conta estas quatro principais variáveis abordadas. Afinal, como introduzido, em países da Europa e Estados Unidos, o emprego de resíduos como os de madeira na produção de painéis já é uma medida convencionalmente realizada. Portanto, a análise de tal mudança para o contexto brasileiro também deve ser mais estudada, assim como o emprego de outros materiais residuais que apresentem potencial técnico e econômico de aplicação na produção de painéis de madeira.

A seguir, são abordadas as conclusões e sugestões para trabalhos futuros tomando como base o estudo concretizado.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

5.1. Conclusões

A avaliação do ciclo de vida do painel MDP no Brasil foi realizada inventariando o ciclo de vida produtivo, avaliando os impactos potenciais utilizando três diferentes métodos de AICV, identificando os *hotspots*, e realizando sugestões de melhorias ambientais por meio de avaliações de diferentes cenários alternativos de produção.

Apesar de ser um produto de origem renovável, que utiliza madeira proveniente de reflorestamento, e visto muitas vezes como um produto ecologicamente correto, o painel MDP não está isento de impactos ambientais. Nesta pesquisa, os principais impactos ambientais foram constatados na visão de ciclo de vida do produto.

Dentre as principais conclusões do estudo destacam-se:

- Sobre a análise do inventário do ciclo de vida, este foi analisado em termos do consumo dos recursos energéticos e materiais renováveis e não renováveis, emissões ao ar, água e solo para o ciclo de vida produtivo do painel MDP, sendo que o maior destaque ocorreu para o subsistema de produção industrial, o qual foi responsável pelos maiores níveis de consumo de recursos e emissões;
- Quanto ao consumo de recursos energéticos não renováveis, 63,2% do consumo total se deve ao óleo cru, fonte básica para a produção de combustíveis fósseis como o diesel e o óleo BPF. Em seguida, destacou-se o gás natural com 28,9% do consumo total, aplicado majoritariamente na produção da ureia e do metanol, matérias primas essenciais na manufatura da resina UF;
- Quanto ao consumo de recursos energéticos renováveis, 98,1% do consumo total se deve aos resíduos de madeira, com destaque para o processo industrial de manufatura do MDP que aproveita parte dos resíduos gerados na produção de energia, a qual é utilizada principalmente na secagem das partículas de madeira;
- Sobre o consumo de energia elétrica, o maior destaque foi para o processo industrial de manufatura do painel MDP, representando 78,5% do consumo total;
- No consumo de materiais não renováveis, os destaques ocorreram para o uso dos fertilizantes fonte de NPK e o calcário, representando, respectivamente, 21,6% e 12,5% do consumo total, em especial, nas fases de preparo do solo e manutenção da floresta. Outro destaque foi o consumo da resina UF no processo industrial, com 44,0% do consumo total;
- No consumo de recursos materiais renováveis, esteve em evidência o consumo de água, representando 62,4% do consumo total, sendo destaque o subsistema de produção florestal, devido essencialmente às atividades de produção de mudas e plantio de mudas;

- Na avaliação dos impactos do ciclo de vida foram considerados os métodos de AICV CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008). Foi percebido que utilizando os três métodos as constatações e conclusões do estudo foram equivalentes para o CML e EDIP em todas as categorias de impacto analisadas, exceto para as categorias de ecotoxicidade e toxicidade humana, onde houve consideráveis diferenças nos resultados verificados pelos três métodos. Outro destaque ocorreu para os resultados dos impactos na categoria de formação fotoquímica de ozônio troposférico, onde houve um desvio relativo de 31,7% para os impactos quantificados pelos métodos CML e EDIP. Apesar do desvio, os *hotspots* identificados na categoria foram os mesmos por ambos os métodos;
- As categorias de ecotoxicidade e toxicidade humana foram avaliadas e comparadas pelos métodos CML (2001), EDIP (1997) e USEtox (2008), e resultados controversos foram obtidos conforme explicado em detalhes nas seções 4.3.6 e 4.3.7. Porém, para efeito de identificação dos *hotspots*, assumiu-se as constatações obtidas apenas pelo USEtox (2008), por ser considerado na literatura atual o método mais aconselhável de adoção ao se avaliar estas categorias de impacto. Para a ecotoxicidade, os impactos estiveram estritamente vinculados ao uso do herbicida glifosato no campo, e os impactos para a toxicidade humana devido principalmente às emissões de formaldeído livre no processo industrial;
- Os impactos ambientais para o subsistema de produção florestal foram mais significativos para as atividades de preparo do solo, manutenção da floresta e colheita e transporte da madeira, sendo menos expressivos para as atividades de produção de mudas e de plantio;
- O subsistema de produção florestal mostrou-se mais efetivo para os impactos potenciais nas categorias de eutrofização e ecotoxicidade, devido, respectivamente, ao uso dos fertilizantes fonte de N (sulfato de amônio e ureia) e ao uso do herbicida glifosato. Para a eutrofização, o subsistema florestal foi responsável por 40,0% dos impactos totais no ciclo de vida avaliado (por ambos os métodos CML e EDIP). Já para a ecotoxicidade, este subsistema foi responsável por 99,9% dos impactos (pelo método USETox);
- Comparativamente ao subsistema de produção florestal, o subsistema de produção industrial apresentou os maiores impactos potenciais para a maioria das categorias de impacto avaliadas. Para a depleção dos recursos abióticos o subsistema de produção industrial representou 79,0% dos impactos totais no ciclo de vida avaliado; 90,0% para o aquecimento global, com desvio relativo nos resultados de 2% entre os métodos CML e EDIP; 86,0% para a acidificação, com desvio relativo de 0,5% entre CML e EDIP; 60,0% para a eutrofização, tanto para CML e EDIP; 96,7% para a toxicidade humana pelo método USETox; e em mais de 90,0% dos impactos para a formação fotoquímica de ozônio troposférico, tanto para o CML e EDIP. Os principais responsáveis pelos impactos ambientais nestas categorias avaliadas foram majoritariamente o óleo BPF e a resina UF;

- Ao se analisar o óleo BPF, além deste ser um dos principais insumos de fontes não renováveis consumidos, seus impactos potenciais mais relevantes ocorreram para as categorias de acidificação com 59,2% dos impactos, depleção dos recursos abióticos com 31,0% dos impactos, e aquecimento global com 27,1% dos impactos no ciclo de vida produtivo do painel MDP;
- A resina UF mostrou-se como um dos principais insumos materiais de fontes não renováveis. Os impactos ambientais mais significativos ocorreram para a toxicidade humana com 96,2% dos impactos, eutrofização com 32,4% dos impactos, depleção dos recursos abióticos com 25,8% dos impactos, e aquecimento global com 22,5% dos impactos no ciclo de vida produtivo do MDP;
- Também foi contabilizado o crédito de carbono no ciclo produtivo do painel MDP. Verificou-se que na produção do 1m³ do painel, absorve-se da atmosfera 1.272 kg de CO_2. Realizando o balanço entre a quantidade de CO_2 retirado da atmosfera com a quantidade de equivalentes de CO_2 emitidos ao meio ambiente na produção do painel, obteve-se o crédito de carbono médio de 969 kg de CO_2-eq./m³ de MDP;
- Sobre a influência das matérias primas consumidas no potencial de impacto ambiental do painel MDP, foram comparados os impactos relacionados à madeira, à parafina, ao catalisador (sulfato de amônio) e à resina UF. Foi averiguado que a madeira e a resina UF são as principais contribuidoras para os impactos ambientais, representando 77,7% dos impactos potenciais. A madeira apresentou maiores impactos em relação ao sulfato de amônio e a parafina para todas as categorias analisadas. Porém, os impactos foram inferiores ao se comparar com a resina UF, com exceções para as categorias de eutrofização, acidificação e ecotoxicidade. A resina UF apresentou os maiores impactos potenciais para as categorias de depleção dos recursos abióticos, aquecimento global, formação fotoquímica de ozônio e toxicidade humana.

Perante o exposto, como principais sugestões de melhorias ambientais exalta-se a redução no consumo, em especial, para o óleo BPF e a resina UF. Porém, também se evidencia a necessidade de minimizar o consumo de madeira, devido aos impactos potenciais do subsistema de produção florestal como um todo, em especial, para a eutrofização e a ecotoxicidade. Neste sentido, foram criados cenários técnicos com as seguintes sugestões:

- Na análise de cenários sobre as alterações no consumo do óleo BPF, verificou-se que a alternativa ambientalmente mais favorável foi o uso de somente resíduos de madeira na planta de energia. Todavia, os cenários empregando somente diesel, e o mix proposto utilizando diesel e resíduos de madeira, também se apresentaram favoráveis em comparação ao cenário atual, que utiliza o mix com óleo BPF e resíduos de madeira;

- Para o cenário utilizando somente os resíduos de madeira como combustível, verificou-se que a quantidade de resíduos demandada na produção de 1 m³ de MDP foi menor do que a quantidade atualmente gerada no processo de manufatura do painel, a qual não é utilizada na planta de energia. Assim, este resíduo sólido de madeira poderia substituir integralmente o consumo de óleo BPF analisado nesta pesquisa. Sobre os impactos potenciais, o cenário apresentou 30,5% menos impactos ambientais do que o cenário empregando o mix com óleo BPF e resíduos de madeira. A redução dos impactos potenciais decorreu exclusivamente pela substituição do consumo de óleo BPF pela biomassa florestal. Portanto, recomenda-se a substituição do óleo BPF pelo consumo de somente resíduos de madeira, ou de modo secundário, na impossibilidade técnica de realizar tal transição, que o óleo BPF seja substituído pelo óleo diesel;
- Sobre os cenários para alterações quanto ao consumo da resina UF, inicialmente constatou-se que os impactos referentes à cadeia produtiva da resina UF se devem, em sua maior parte aos insumos ureia e metanol. Sendo assim, deve-se buscar por melhorias ambientais na cadeia de produção de tais recursos e/ou reduzir o consumo dos mesmos;
- A resina UF também foi comparada com a resina MUF por ser análoga a primeira, e por também já ser empregada nas indústrias madeireiras. Outros tipos de resinas foram buscadas na literatura para a realização das comparações, porém, não foram encontrados dados nacionais de ICV à respeito. Como resultados da análise percebeu-se que os impactos provenientes utilizando a resina MUF foram superiores em todas as categorias de impacto avaliadas. Sendo assim, em termos de performance ambiental, manter a utilização da resina UF na produção dos painéis mostrou-se mais favorável em comparação ao cenário utilizando a resina MUF. Entretanto, deve-se ressaltar que outros cenários quanto ao emprego da resina UF devem ser buscados, para que mais comparações em ACV possam ser tomadas, tendo em vista a busca por alternativas de resinas que sejam equivalentes em termos técnicos/econômicos à resina UF, mas que mostrem desempenho ambiental mais favorável;
- Analisando a influência da adição de resíduos de madeira em substituição parcial ou total da madeira virgem cultivada para a produção do painel MDP, foram assumidos os resíduos de produtoras de madeira serrada. Verificou-se que quanto maior a quantidade empregada de resíduos, menor seriam os impactos ambientais do subsistema de produção florestal no ciclo de vida da produção do painel MDP, com exceção à categoria de aquecimento global, pois mostrou impactos superiores com o aumento da quantidade consumida dos resíduos, pelas emissões de equivalentes de CO_2 do processo onde os resíduos eram gerados;
- A produção dos painéis de madeira empregando resíduos como matéria prima pode apresentar vantagens ambientais na medida em que reduz a demanda por madeira virgem.

Mas, os impactos ambientais sobre o uso dos resíduos dependem fortemente de quatro variáveis: o critério de alocação considerado, os aspectos ambientais envolvidos na cadeia de geração dos resíduos, a quantidade de resíduo empregado na manufatura dos painéis, e também da distância de transporte considerada. Assim, para afirmar sobre a viabilidade em termos ambientais no emprego de resíduos na produção de painéis, deve-se realizar uma análise caso a caso, com foco em estudar a influência destas quatro variáveis citadas, na tentativa de otimizá-las em prol da redução dos impactos ambientais existentes.

5.2. Sugestões para trabalho futuros

- As etapas do ciclo de vida dos painéis de madeira reconstituída apresentam grande similaridade, já que de um modo geral, além de poderem desempenhar a mesma função, empregam as mesmas matérias primas. Portanto, a partir deste estudo de ACV para o painel MDP produzido pela indústria brasileira, pode-se utilizar grande parte dos dados de ICV e AICV apresentados para também estudar o ciclo de vida de outros painéis mundialmente comercializados, e que no Brasil ainda não foram estudados da forma como esta dissertação se propôs a realizar, a exemplos, dos painéis MDF, HDF e OSB. As cadeias produtivas da madeira de eucalipto e da resina UF poderiam ainda ser assumidas as definidas neste trabalho;
- Também mostra-se interessante realizar trabalhos de ICV e ACV voltados às resinas utilizadas no Brasil na produção dos painéis de madeira, em especial, com foco em resinas alternativas, que não sejam à base de formaldeído e de origem sintética. Apesar de não haver uma tendência clara de substituição em grande escala da resina UF por qualquer outra disponível no mercado no curto-prazo, somente através de pesquisas que busquem e mostrem os benefícios técnicos e, principalmente ambientais de tais resinas, é que a haverá possibilidades do surgimento no curto-prazo de novas alternativas com real potencial de substituir a resina UF em escala global;
- Sugere-se a realização de comparações ambientais entre o MDP produzido no Brasil (utilizando os dados desta pesquisa) com os painéis de madeira produzidos na Europa e Estados Unidos. Afinal, como discutido neste trabalho, estudos de ICV e ACV já foram conduzidos em países como Espanha, Estados Unidos e Portugal. Assim, tais comparações, sendo mantidas as devidas considerações e limitações, poderiam ser úteis para melhor se perceber sobre as vantagens e desvantagens existentes ao se produzir o MDP tendo em vista o contexto brasileiro com o contexto do exterior;
- Uma vez que o ciclo de vida produtivo do painel MDP brasileiro foi avaliado, os dados desta pesquisa podem ser tomados de base para o desenvolvimento e comparações com

outros tipos de painéis não convencionais, à base de madeira ou de outras fontes de materiais lignocelulósicos. Tais comparações poderiam contribuir para o campo do desenvolvimento de eco-compósitos, por exemplo, comparando os painéis de madeira convencionais existentes (MDP, MDF, etc.) com outros ainda em desenvolvimento e/ou não alavancados no mercado mundial;

- Pelos dados deste trabalho, é possível comparar o painel MDP também com outros materiais não lignocelulósicos, como certos plásticos e metais concorrentes do produto, e comumente adotados, em especial, pelas produtoras de móveis no país;
- Podem-se realizar estudos visando comparar diferentes espécies florestais na produção dos painéis de madeira. Isto viabilizaria concluir, por exemplo, sobre as vantagens/desvantagens em termos ambientais, ao se empregar o eucalipto ou o pinus nos povoamentos florestais para a produção de painéis de madeira;
- Outra necessidade para trabalhos futuros está em realizar mais estudos sobre a questão do emprego de resíduos como matéria prima na produção dos painéis de madeira, levando em conta as características brasileiras, e também, analisando variáveis como: quantidade de resíduo adicionada na manufatura dos painéis, critério de alocação a ser empregado, aspectos ambientais da cadeia de geração do resíduo, e distância de transporte na distribuição do resíduo;
- Mais estudos sobre a questão do armazenamento de carbono nos painéis de madeira também são requeridos, visando contabilizar os benefícios ambientais existentes e correlacionar tais informações com as normas referentes Pegada de Carbono;
- A inclusão da avaliação dos impactos referentes ao uso do solo em estudos de ACV com painéis de madeira também são requisitados, assim como a consequente alteração da biodiversidade, pois tratam-se de questões de pesquisa atuais onde ainda não há um consenso estabelecido;
- A inclusão das fases de uso e, principalmente, de fim de vida dos painéis de madeira também podem ser estudados em outros trabalhos, no intuito de avaliar o ciclo de vida *cradle to grave* do painel MDP brasileiro, analisando os *hotspots* para o ciclo de vida completo do produto;
- E por fim, sugere-se que as sugestões de melhorias ambientais no ciclo de vida produtivo do painel MDP recomendadas nesta dissertação sejam efetivamente adotadas pelas produtoras de painéis no país, visando a melhoria da ecoficiência dos produtos.

REFERÊNCIAS

AMBIENTE BRASIL. (2012a). **Silvicultura do eucalipto (*Eucalyptus spp*)**. Disponível em: <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/florestal/silvicultura/silvicultura_do_eucalipto_%28eucalyptus_spp.%29.html>. Acesso em: 18 Mar. 2012.

_____. (2012b). **Exploração e transporte florestal**. Disponível em: <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/florestal/exploracao_e_transporte/exploracao_e_transporte_florestal.html>. Acesso em: 18 Mar. 2012.

_____. (2012c). **Sistemas de colheita de madeira**. Disponível em <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/florestal/exploracao_e_transporte/sistemas_de_colheita_de_madeira.html>. Acesso em: 18 Mar. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CICLO DE VIDA. (2011). **Aplicações da ACV**. Disponível em: <http://www.abcvbrasil.org.br/aplicacoes.php>. Acesso em: 13 Mai. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE PAINÉIS DE MADEIRA. (2012a). **Números**. Disponível em: <http://www.abipa.org.br/numeros.php>. Acesso em: 17 Abr. 2012.

_____. (2012b). **Nossos produtos**. Disponível em: <http://www.abipa.org.br/produtosMDP.php>. Acesso em: 9 Mar. 2012.

_____. (2012c). **De olho no mercado de painéis**. Disponível em: <http://www.abipa.org.br/deOlhoNoMercado.php>. Acesso em: 9 Mar. 2012.

_____. (2012d). **Nossas unidades industriais**. Disponível em: <http://www.abipa.org.br/industrias.php>. Acesso em: 9 Mar. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2004). **ISOITR 14062**: Gestão ambiental – Integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento do produto. Rio de Janeiro.

_____. (2006). **NBR 14810**: Chapas de madeira aglomerada. Rio de Janeiro.

_____. (2009a). **NBR ISO 14044**: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro.

_____. (2009b). **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

_____. (2011). **Rótulo ecológico**: diretrizes para a elaboração dos critérios da marca ABNT – qualidade ambiental. Disponível em:<http://www.abntonline.com.br/rotulo/Dados/Images/File/PG-12.01_Diretrizes%20r%C3%B3tulo.pdf>. Acesso em: 13 Mai. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FLORESTAS PLANTADAS. (2010). **Anuário estatístico da ABRAF**: ano base 2009. Brasília: STCP Engenharia de Projetos.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FLORESTAS PLANTADAS. (2012). **Anuário estatístico da ABRAF**: ano base 2011. Brasília: STCP Engenharia de Projetos.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA MADEIRA PROCESSADA MECANICAMENTE. (2008). **Estudo setorial 2008**. Disponível em: <http://www.abimci.com.br/index.php?option=com_docman&task=doc_details&gid=6&Itemid=37>. Acesso em: 3 Ago. 2011.

_____. (2012). **Definição do setor**. Disponível em: <http://www.abimci.com.br/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=8&Itemid=7>. Acesso em: 9 Set. 2011.

BARBIERI, J. C. (2004). **Gestão ambiental empresarial**: conceitos, modelos e instrumentos. São Paulo: Saraiva.

BARE, J. et al. (2003). Traci, the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impact. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, n. 3/4, p. 49-78.

BEDANTE, G. N. (2004). **A influência da consciência ambiental e das atitudes em relação ao consumo sustentável na intenção de compra de produtos ecologicamente embalados**. 159 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

BELLOTE, A. F. J. (2003a). **Recomendação de Calagem**. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Eucalipto/CultivodoEucalipto/05_05_recomendacao_de_calagem.htm>. Acesso em: 01 Out. 2011.

BELLOTE, A. F. J. (2003b). **Recomendação de adubação mineral**. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Eucalipto/CultivodoEucalipto/05_06_recomendacao_adubacao.htm>. Acesso em: 1 Out. 2011.

BENEDET JÚNIOR, G. (2007). **Avaliação de incertezas em inventários do ciclo de vida**. 90f. Dissertação (Mestrado) – Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.

BERTHOUD, A. et al. (2011). Assessing freshwater ecotoxicity of agricultural products in life cycle assessment (LCA): a case study of wheat using French agricultural practices databases and USEtox model. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n.8.

BIAZUS, A.; HORA, A. B.; LEITE, B. G. P. (2010). **Panorama de mercado: painéis de madeira**. BNDES setorial, Rio de Janeiro, n.32, p.49-90.

BIRKVED, M.; HAUSCHILD, M. Z. (2006). PestLCI—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. **Ecological. Modelling**. v.198 n.3–4, p. 433–451.

BJÖRKLUND, A. E. (2002). Survey of approaches to improve reliability in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, n. 2, p. 64-72.

BOVEA, M. D.; GALLARDO, A. (2004). The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design. **Materials & Design**, v. 27, n. 3, p. 209-215.

BRAGA, R. C. S. B. **Análise de indicadores de biodiversidade na avaliação de impacto do ciclo de vida**. 106f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2011.

BREZET, J. C.; HEMEL, C. G. v. (1997). **Ecodesign**: a promising approach to sustainable production and consumption. Paris: UNEP.

BUAINAIN, M. B; BATALHA, M. O. (2007). **Cadeia produtiva da madeira**. Brasília: [s.n.]. (Série Agronegócios, 6).

CALLISTER, W. D. (2002). **Ciência e engenharia de materiais**: uma introdução. 5.ed. São Paulo: LTC.

CAMARGO, A. M. (2007). 132f. **Inventário do ciclo de vida do metanol para as condições brasileiras**. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

CARVALHO, T. C. (1997). **Análise geral do SGA**: sistema ISO 9000 (SGA e SGP) – SGQ – sistema de gestão da qualidade, sob os três aspectos enfatizados; do produto (SGP) e ou do ambiente (SGA) e ou do labon (SGL). Belo Horizonte: Literal.

CARVALHO, J. A.; LACAVA, P. T.(2003). **Emissões em processos de combustão**. São Paulo: Unesp.

CAVALCANTI, E. (2010). **Programa brasileiro de avaliação do ciclo de vida**. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Workshop Mercosul. Disponível em: <http://www.mdic.gov.br/arquivos/dwnl_1283451608.pdf>. Acesso em: 8 set. 2011.

CAVICHIOLLO, S. R. (2001). **Efeitos de sistemas de preparo do solo em rebrota de *Eucalyptus saligna***. 98f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

CHEHEBE, J. R. B. (1998). **Análise do ciclo de vida de produtos** – ferramenta gerencial da ISO 14.000. Rio de Janeiro: Qualitymark.

CLARK, G.; DE LEEUW, B. (1999). How to improve adoption of LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, p. 184-187.

CONSOLI, F. et al. (Ed.). (1993). **Guidelines for life-cycle assessment**: a “code of practice”. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) and SETAC Foundation for Environmental Education.

CONSORTIUM FOR RESEARCH ON RENEWABLE INDUSTRIAL MATERIALS. (2005). CORRIM reports on environmental performance of wood building materials. **Wood and Fiber Science** 37 (CORRIM Special Issue).

COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL. (2012). **Banco de teses**. Disponível em: <http://capesdw.capes.gov.br/capesdw/>. Acesso em: 17 mar. 2012.

CRESTANA, M. S. M.; MOREIRA, R. (2009). **Plantio de eucalipto**. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2009_3/eucalipto/index.htm>. Acesso em: 2 Out. 2011.

CURRAN, M. A. (2006). Report on activity of task force in the life cycle inventory programme: data registry – global life cycle inventory data resources. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 4, p. 284-289.

DANIEL, O. (2007). **Silvicultura**. Dourados: Universidade Federal da Grande Dourados.

DIAS, A. C.; ARROJA, L.; CAPELA, I. (2007). Carbon dioxide emissions from forest operations in Portuguese eucalyptus and maritime pine stands. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 22, n. 5, p. 422-432.

DIAS, F. M. (2008). **Aplicação de resina poliuretana à base de mamona na fabricação de painéis de madeira aglomerada**. Produtos derivados da madeira: síntese dos trabalhos desenvolvidos no Laboratório de Madeiras e de Estruturas de Madeira, SET-EESC-USP. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p. 73-92.

DREYER, L.; NIEMAN A. L.; HAUSCHILD, M. Z. (2003). Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Ecoindicator99. Does it matter which one you choose? **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 4, p. 191-200.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA MADEIRA PROCESSADA MECANICAMENTE. (2008). **Estudo setorial 2008**. Disponível em: <http://www.abimci.com.br/index.php?option=com_docman&task=doc_details&gid=6&Itemid=37>. Acesso em: 3 Ago. 2011

FOREST ABSORVING CARBON DIOXIDE EMISSION. Arnheim: Netherlands, 1994. (Annual Report, 1993).

FERREIRA, J. V. R. (2004). **Análise do ciclo de vida dos produtos**. Gestão Ambiental. Instituto Politécnico de Viseu.

FERREIRA, S. R. et al. (2007). Trajetória do projeto: "Inventário do ciclo de vida para competitividade ambiental da indústria brasileira". In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2007. CD-ROM.

FINKBEINER, M. et al. (2006). The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 2, p. 80-85.

GALDIANO, G.P. (2006). **Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil**. 303. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

GARCIA, R. P. **Avaliação comparativa de instrumentos de gestão ambiental do ciclo de vida aplicados a dois sistemas com biomassa**: painéis e eletricidade. 113. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra. Coimbra, Portugal, 2010.

GARCIA, R. P.; FREIRE, F. M. C. S. (2011). Modelação energética e ambiental do ciclo de vida de painéis aglomerados de partículas. In: CONFRESSO IBERO-LATINO AMERICANO DA MADEIRA NA CONSTRUÇÃO, 1., 2011, Coimbra. **Anais...** Coimbra: 2011. CD-ROM.

GARCIA, R. P.; FREIRE, F. M. C. S. **Avaliação de Ciclo de Vida de Painéis de Madeira: a influência do mix de matérias-primas e do final de vida**. In: ENCONTRO NACIONAL DO COLÉGIO DE ENGENHARIA MECÂNICA, 6., 2012, Coimbra: 2012, Portugal.

GARLIPP, R. **Panorama da indústria florestal no Brasil**. Disponível em: <http://www.sbs.org.br/secure/palestra-iqpc.pdf>. Acesso em: 9 set. 2011.

GATIN, E. A. B. (2010). **Análise dos dispêndios energéticos e econômicos da implantação do eucalipto**. 136f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

GATTI, J. B. (2002). **As 4 fases da ACV**. In: MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILHENA, A. Avaliação do ciclo de vida: princípios e aplicações. Campinas: CETEA/CEMPRE.

GOEDKOOP, M.; EFFTING, S.; COLLIGNON, M. (2000). **The ecoindicator99: a damage orientated method for Life Cycle Impact Assessment**. Manual for Designers. Amerfoort: PreConsultants B.V.

GOEDKOOP, M. (2005). **How to adapt European impact assessment methods to Latin American conditions**. In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE CICLO DE VIDA, 2005, San José: 2005, Costa Rica.

GOEDKOOP, M. et al. (2009). **ReCiPe 2008** – a life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. [S.l:s.n].

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. (2002). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF.

GONÇALVES, J. L. M (2005). **Recomendações de adubação para *Eucalyptus*, *Pinus* e espécies nativas**. Disponível em:<http://www.ipef.br/silvicultura/adubacao.asp>. Acesso em: 1 Out. 2011.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S. et al. (2006). Environmental performance assessment of hardboard manufacture. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, p. 456-466.

GUINÉE, J. B. (2001). **Life cycle assessment**: an operational guide to the ISO standards. LCA in perspective – operational annex to guide. Netherlands : Centre for Environmental Science, Leiden University.

GUINÉE, J. B.; HIPPES, G.; HEIJUNGS, R. (2001). Developing an LCA guide for decision support. **Environmental Management and Health**, v. 12, n. 3, p. 301-311.

HAUSCHILD, M. Z; JESWIET, J.; ALTING, L. (2005). From life cycle assessment to sustainable production: status and perspectives. **Annals of the CIRP**, v. 54, n.2, p. 535-554.

HAUSCHILD, M. Z; DREYER, L. C.; JORGENSEN, A. (2008a). Assessing social impacts in a life cycle perspective – lessons learned. **Annals of the CIRP**, v. 57, p. 21-24.

HAUSCHILD, M. Z. et al. (2008b). Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: the search for harmony and parsimony. **Environmental Science & Technology.**, v. 42, p. 7032-7037.

HAUSCHILD, M. Z.; POTTING, J. (2005). **Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology**. Guidelines from the danish environmental protection agency. Environmental News, n. 80, Copenhagen, Dinamarca.

HEIJUNGS, R. et al. (1992). Environmental life cycle assessment of products. I: guide October 1992. II: Backgrounds October 1992. CML. Leiden. (NOH report 9266 + 9267; ISBN 90-5191-064-9).

HUNT, R.; FRANKLIN, E. (1996). LCA - How it came about. Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n. 1, p. 4-7.

INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM. (2010). **ILCD Handbook**. Luxembourg : European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environmental and Sustainability.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA. (2005). **Inventário do ciclo de vida para competitividade ambiental da indústria brasileira**. Brasília.

_____. (2012). **Comunidade ACV** – teses e dissertações. Disponível em: <http://acv.ibict.br/publicacoes/teses>. Acesso em: 17 mar. 2012.

INTERNATIONAL ORGANIZATION OF STANDARDIZATION. (2006). **ISO 14040**: Environmental management - life cycle assessment- principles and framework. Geneva.

IPCC (2006). **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Energy, v. 2. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html>. Acesso em 11 Nov. 2011

ITSUBO, N.; INABA, A. (2003). A New LCIA method: LIME has been completed. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 5, p. 305.

IWAKIRI, S. (2005). **Painéis de madeira reconstituída**. Curitiba: FUPEF.

IWAKIRI, S.; PEREIRA, S. J.; NISGOSKI, S. (1999). Influência da umidade, pressão e tempo de prensagem na produção de chapas de partículas de madeira aglomerada. **Revista Ciências Agrárias**, v. 18, n. 1, p. 29-36.

JENSEN, A. A. et al. (1997). **Life cycle assessment (LCA) – a guide to approaches, experiences and information sources**. Copenhagen: European Environmental Agency.

JESWIET, J. (2003). A Definition for life cycle engineering. In: INTERNACIONAL SEMINAR ON MANUFACTURING SYSTEMS, 36., 2003, Saarbrucken. **Proceedings…** Saarbrucken: 2003. Plenary Speech; p.17–20.

JOHN, V. M.; OLIVEIRA, D. P.; AGOPYAN, V. (2006). **Critérios de sustentabilidade para a seleção de materiais e componentes – uma perspectiva de países em desenvolvimento**. Departamento de Engenharia Civil, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://pcc2540.pcc.usp.br/Material%202006/VMJOHN_AGOPYAN_OLIVEIRA_05_v4_TRADU__O.pdf.> Acesso em: 7 Set. 2011.

JOLLIET, O. et al. (2003). Impact 2002+: a new Life cycle impact assessment methodology. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 324-330.

JOHNSON, L. R. (2005). Life-cycle impacts of forest resource activities in the Pacific Northwest and southeast United States. **Wood and Fiber Science**, 37, p.30-46. (CORRIM Special Issue).

JORGENSEN, A. et al. (2008). Methodologies for social cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 96-103.

JULIANI, A. J. (2010). **Aspectos da rotulagem ambiental** – projeto de cooperação entre SECEX/União Europeia/PNUMA. Curso de capacitação setor privado MDIC. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.celso-foelkel.com.br/artigos/Palestras/RotulagemAmbiental/03_Ecolabelling%20project.pdf>. Acesso em: 13 Mai. 11.

KLINE, E. D. (2005). Gate-to-gate life inventory of oriented strand board. **Wood amd Fiber Science** 37, p.74-84. (CORRIM Special Issue).

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**. 314f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 2004.

LARANJEIRO, A. J.; ZANÚNCIO, J. C. (1995). **Avaliação da isca à base de sulfluramida no controle de *Atta sexdens rubropilosa* pelo processo de dosagem única de aplicação**. Nota Técnica, IPEF n.48/49, p. 144-152, jan./dez.1995.

LIFE CYCLE ASSESSMENT LINKS. (2012). **Links to LCA topics found on the web - software**. Disponível em: <http://www.life-cycle.org/?page_id=125>. Acesso em: 8 Mar. 2012.

LIFE CYCLE INITIATIVE. (2011). **Summary list of the LCIA methods**. Disponível em: <http://jp1.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=67F5A66D-9EB8-4E75-B663-297B7FD626B6>. Acesso em: 8 Sept. 2011.

LIMA, A. M. F. (2007). **Avaliação do ciclo de vida no Brasil** – inserção e perspectivas. 116f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007.

LIPPKE, B. et al. (2010). Characterizing the importance of carbon stored in wood products. **Wood and Fiber Science**, 42, p.5-14. (CORRIM Special Issue).

MACHADO, C. C.; LOPES, E. S.; BIRRO, M. H. B. (2000). **Elementos básicos do transporte florestal rodoviário**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa.

MACHADO, C. C. (2008). **Colheita florestal**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa.

MALINOVSKI, R. A.; MALINOVSKI, J. R. (1998). **Evolução dos sistemas de colheita de madeira para pinus na região sul do Brasil**. Curitiba: FUPEF do Paraná.

MALINOVSKI, R. A. M (2011). **Métodos silviculturais. Implantação florestal**: preparo do solo. Disponível em: <http://www.colheitademadeira.com.br/imagens/publicacoes/510/preparo_solo_alunos.pdf>. Acesso em: 1 Out. 2011.

MALONEY, T. M. (1993). **Modern particleboard and dry-process fiberboard manufacturing**. San Francisco: Miller Freeman.

MARIOTONI, C. A.; CUNHA, M. E. G.; BAPTISTELA, R. Z. (2007). Uma discussão de diferentes softwares visando a aplicação da técnica avaliação do cicio de vida (ACV) em indústrias. In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: 2007. CD-ROM.

MARRA, A. A. (1992). **Technology of wood bonding: principles in practice**. New York: V. N. Reinhold.

MATTOS, R. L. G.; GONÇALVES, R. M.; CHAGAS, F. B.C. (2008). **Painéis de madeira no Brasil**: panorama e perspectivas. Rio de Janeiro: BNDES setorial. n. 27, p. 121-156.

MILÀ I CANALS, L. (2007). Land use in LCA: a new subject area and call for papers. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 12, n. 1, p.1.

MITCHELL, A.; STEVENS, G. (2009). **Life cycle assessment of closed loop MDF recycling**: microrelease trial – final report. [S.l.:s.n.].

NEMECEK, T. et al. (2007). **Life cycle inventories of agricultural production systems**. Dübendorf : Agroscope FAL Reckenholz e FAT Taenikon. (Final report ecoinvent v2.0 n. 15.).

NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY. (2009a). U. S. life cycle inventory database. **US: Wooden residue, unspecified, combusted in industrial boiler**. Colorado, 2009.

NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY. (2009b). U. S. life cycle inventory database. **US: Slack wax**. Colorado, 2009.

NUNES, J. (2008). **Avaliação integrada da produção de electricidade com base em biomassa lenho-celulósica em Portugal**: emissões de GEE, análise tecnológica e energética de ciclo de vida. 151f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2008.

OCEAN STUDIES BOARD AND WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY BOARD. (2000). **Clean coastal waters**: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. Commission on Geosciences, Environment, and Resources, National Research Council, Washington.

OMETTO, A. R. (2005). **Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos EDIP, emergia e exergia**. 209f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

OMETTO, A. R. et al. (2009). Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil, **International Journal of Life Cycle Assessment** v. 14, n.3, p. 236-247.

PE INTERNATIONAL. (2009a). GaBi software-system and databases for life cycle engineering. GaBi education database. **BR: Power grid mix PE**. Stuttgart, 2009.

_____. (2009b). GaBi software-system and databases for life cycle engineering. 1 CD-ROM: GaBi extension database XII – Renewable raw materials. **DE: Potassium chloride (agrarian) PE**. Stuttgart, 2009.

_____. (2009c). GaBi software-system and databases for life cycle engineering. GaBi education database. **GLO: Truck PE; GLO: Truck-trailer (truck fleet, local) PE; GLO: Truck ELCD/PE-GaBi; GLO: container ship ELCD/PE-GaBi**. Stuttgart, 2009.

_____. (2009d). GaBi software-system and databases for life cycle engineering. 1 CD-ROM: GaBi extension database XII – Renewable raw materials. **GLO: Universal tractor PE**. Stuttgart, 2009.

_____. (2009e). GaBi software-system and databases for life cycle engineering. GaBi education database. **US: Fuel oil heavy at refinary**. Stuttgart, 2009.

_____. (2009f). GaBi software-system and databases for life cycle engineering. GaBi education database. **DE: Sodium hydroxide mix (50%) PE**. Stuttgart, 2009.

_____. (2012). **GaBi software**. Disponível em: <http://www.gabi-software.com/brazil/software/gabi-software/>. Acesso em: 27 Mar. 2012.

PEGORARO, L. A. (2008). **Desenvolvimento de fatores de caracterização para toxicidade humana em avaliação do impacto do ciclo de vida no brasil**. 103f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2008.

PENNINGTON, D. W. et al. (2004). Life cycle assessment (Part 2): Current impact assessment practice**. Environment International**. v. 30, n. 5, p. 721–739.

PUETTMANN, M. E. et al. (2010). Cradle-to-gate life-cycle inventory of US wood products production: CORRIM phase I and phase II products. **Wood and Fiber Science**, 42, p.15-28. (CORRIM Special Issue).

PUETTMANN M. E.; WILSON, J. B. (2004). **Glued laminated beams-Pacific Northwest and Southeast**. Phase I final report. Consortium for Research on Renewable Industrial Materials. CORRIM, Inc. Seattle: University of Washington.

REIS, M. G. F. et al. Sequestro e armazenamento de carbono em florestas nativas e plantadas dos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo. In: SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO2, 1., 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Companhia Vale do Rio Doce, 1994. p.157-195.

REVISTA DA MADEIRA – REMADE. (2009). **Produção de painéis de madeira deve aumentar até 66% em 2010**. Edição 118. Disponível em: <http://www.remade.com.br/br/revistadamadeira_materia.php?num=1353&subject=Pain%E9is&title=Produ%E7%E3o%20de%20pain%E9is%20de%20madeira%20deve%20aumentar%2066%%20at%E9%202010>. Acesso em: 10 Set. 2011.

RIBEIRO, P. H. (2009). **Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio à avaliação do ciclo de vida**: fertilizantes nitrogenados. 343f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

RIVELA, B. et al. (2006). Life cycle inventory of particleboard: a case study in the wood sector. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 2, p. 106-113.

RIVELA, B.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. (2007). Life cycle inventory of medium density fiberboard. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12 n. 3, p. 143–150.

RODIGHERI, H. R.; GRAÇA, L. R.; LIMA, M. A. **Indicadores de custos, produtividade, renda e créditos de carbono de plantios de eucaliptos e pinus em pequenas propriedades rurais**. Embrapa Florestas. Comunicado Técnico 136. Colombo 2005.

RODRIGUES, C. R. B. et al. (2008). Sistemas computacionais de apoio a ferramenta análise de ciclo de vida do produto (ACV). In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 18., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: [s.n.].

ROSENBAUM, R. K. et al. (2008). USEtox — the UNEP/SETAC-consensus model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.13, n.7, p.532–546.

SAAD, O. **Máquinas e técnicas de preparo inicial de solo**. São Paulo: Nobel, l977.

SANTOS, A. F. et al. (2007). Importância Sócio Econômica e Ambiental. **Revista da Madeira**. Eucalipto Especial – Silvicultura. v. 18, n. 107, p. 66-71.

SANTOS, M. F. N. (2010) **Análise dos Impactos na Construção Civil: Avaliação do Ciclo de Vida em Chapas de Partículas para forros**. 151f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2010.

SASAKI, C. M.; GONÇALVES, J. L. M. (2005). Desempenho operacional de um subsolador em função da estrutura, do teor de argila e de água em três latossolos. **Scientia Forestalis,** n. 69, p.115-124.

SARTORI, L. (2007). **Avaliação comparativa de desempenho ambiental de duas caixas de carga de semi-reboque bitrem graneleiro**: compósito natural versus compósito sintético. 193f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2007.

SCHWEINLE, J. (2007). Wood & other renewable resources: a challenge for LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.12, n.3, p.141-142.

SEIFFERT, M. E. B. (2009) **Mercado de carbono e protocolo de Quioto**: oportunidades de negócio na busca da sustentabilidade. São Paulo: Atlas.

SILVA, G. A. (2006). **Panorama da avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no Brasil**. In: SEMINÁRIO AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PRODUTO E ECODESIGN, 2006, São Paulo. Disponível em: <http://www.fiesp.com.br/download/publicacoes_meio_ambiente/apres_gil_anderi.pdf>. Acesso em: 07 Mai. 11.

SILVA, G. A. (2007). Avaliação do ciclo de vida: sua importância para a sustentabilidade da construção civil. In: CICLO DE DEBATES SOBRE CONSTRUÇÃO CIVIL

SUSTENTÁVEL - “INSUMOS E RESÍDUOS”, 2007, São Paulo. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/EA/cursos/ciclo_palestras/151007/Gil.pdf>. Acesso em: 13 Mai. 2011.

SILVA, G. A. (2010). **Avaliação do ciclo de vida e da sustentabilidade na gestão da indústria**. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.fiesp.com.br/arquivos/2010/eventos_cursos/acv/gil.pdf>. Acesso em: 7 Set. 11.

SILVA, G. A.; KULAY, L. A. (2006). Avaliação do ciclo de vida. In: VILELA JÚNIOR, A.; DEMAJOROVIC, J. **Modelos e ferramentas de gestão ambiental – desafios e perspectivas para as organizações**. São Paulo: Senac.

SILVA , J. (2009). **Produto RT 38 perfil do calcário**. Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral.

SILVA, P. H. M. (2005). **Técnicas de plantio de florestas**. Disponível em: <http://www.ipef.br/silvicultura/plantio.asp>. Acesso em: 1 Out. 2011.

SISTEMA DE INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA – SICV Brasil. (2009). Metodologia padrão para elaboração de inventários de ciclo de vida da indústria brasileira – documento consolidado. Projeto Brasileiro de Inventários do Ciclo de Vida. Brasília: IBICIT/MCT.

SIXEL, R. M. M. (2008). **Sistema de manejo florestal**. Disponível em: <http://www.ipef.br/silvicultura/manejo.asp>. Acesso em: 1 Out. 2011.

SIXEL, R. M. M. (2009). **Produção de florestas com qualidade**: preparo do solo. Disponível em: < http://www.ipef.br/silvicultura/preparodesolo.asp>. Acesso em: 1 Out. 2011.

SHIGAKI, F. (2006). **Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas:** Relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros. 113f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

SONNEMANN, G.; CASTELLS, F.; SCHUHMACHER, M. (2004). **Integrated life-cycle and risk assessment for industrial processes**. Tarragona: CRC Press Lic.

SONNEMANN, G. et al. (2007). **Life cycle assessment** – a business guide to sustainability. Disponível em:<http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx0889xPA-LifeCycleManagement.pdf>. Acesso em: 14 Mai. 2011.

STEEN, B. (1999). **A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS)**. Göteborg: Chalmers Univ. of Technology. CPM Report 1999:5.

SUTTER, J. (2007). **Life cycle inventories of petrochemical solvents**. Dübendorf: ETH Zürich e Swiss Centre for Life Cycle Inventories (Final report ecoinvent v2.0 n. 22.).

TACHARD, A. L. R. S. **Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para a avaliação do ciclo de vida de produtos no estado de São Paulo**. 165f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

TIBOR, T.; FELDMAN, I. (1996). **ISO 14000**: a guide to the new environmental management standards. USA: Times Mirror Higher Education Group.

TILLMAN, A. M.; BAUMANN, H. (1995). **General description of life cycle assessment methodology**. [S.l.]: Chalmers University of Technology. (Report 1995:5).

TODD, J. A.; CURAN, M. A. (1999). **Streamlined life-cycle assessment**: a final report from the SETAC north America streamlined LCA workgroup. Environmental Toxicology. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) and SETAC Foundation for Environmental Education.

TOMASELLI, I. (2000). Tendências de mudanças na indústria de painéis. **Revista da Madeira**, Caxias do Sul, p. 36-40.

TONELLO, K. C. et al. (2008). **O Desenvolvimento do setor florestal brasileiro**. São Paulo: Fundação Florestal.

TRIANOSKI, R. (2010). **Avaliação do potencial de espécies florestais alternativas, de rápido crescimento, para produção de painéis de madeira aglomerada**. 260f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

UDO DE HAES, H. A. et al. (2004). Three strategies to overcome the limitations of life-cycle assessment. **Journal of Industrial Ecology**, v. 8, n. 3, p. 19-32.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. (1996). **Life cycle assessment**: what it is and how to do it. Paris: United Nations Publication.

_____. (1999). **Towards the global use of life cycle assessment**. Paris: United Nations.

_____. (2003). **Evaluation of Environmental Impacts in LCA**, Paris: United Nations.

_____. (2009). **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products**. Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development. Paris: United Nations.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2006). **Life cycle assessment**: principles and practice. Scientific Applications International Corporation. Disponível em: <http://www.epa.gov/nrmrl/lcaccess/pdfs/chapter1_frontmatter_lca101.pdf>. Acesso em: 8 Set. 2011.

USEtox. (2012). **USEtox™ model**. Disponível em: <http://www.USEtox.org/>. Acesso em: 6 Mar. 2012.

VENTURA, R. (2009). **Mudanças no perfil de consumo no Brasil**: principais tendências nos próximos 20 anos. Rio de Janeiro: Macroplan – Prospectiva, Estratégia & Gestão.

VIDAL, A. C. F.; HORA, A.; (2011). **A atuação do BNDS nos setores de florestas plantadas, painéis de madeira, celulose e papéis**: o período de 2011-2010. Rio de Janeiro: BNDES setorial. n.34, p.133-172.

WENZEL, H. et al. (1994). Environmental tools in product development. In: SYMPOSIUM ON ELETROCNICS THE ENVIRONMENT. 1994, San Francisco. **Proceedings....** San Francisco: [s.n.]. p.100-108.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M. Z.; ALTING, A. (1997). **Environmental assessment of products**. Methodology, tools and case studies in product development. Dordrecht: Kluwer Academic. v.1.

WILCKEN, C. F. et al. (2008). **Guia prático do manejo de plantações de eucalipto**. Botucatu: FEPAF.

WILSON, J. B. (2008) **Particleboard**: a life-cycle inventory of manufacturing panels from resource through product. Phase II final report. Consortium for Research on Renewable Industrial Materials. CORRIM, Inc. Seattle: University of Washington.

WILSON J. B. (2009). **Resins**: a life-cycle inventory of manufacturing resins used in the wood composites industry. Phase II final report. Consortium for Research on Renewable Industrial Materials. CORRIM, In. Seattle: University of Washington.

WILSON, J. B. (2010a). Life-cycle inventory of particleboard in terms of resources, emissions, energy, and carbon. **Wood Fiber Science** 42 (CORRIM Special lssue), 90-106.

WILSON, J. B. (2010b). Life-cycle inventory of medium density fiberboard in terms of resources, emissions, energy and carbon. **Wood and Fiber Science**, 42, p.107-124. (CORRIM Special Issue).

WILSON J. B.; DANCER, E. R. (2004). **Laminated veneer lumber - Pacific Northwest and Southeast**. Phase II final report. Consortium for Research on Renewable Industrial Materials. CORRIM, Inc. Seattle: University of Washington.

WILSON, J. B.; SAKIMOTO, E. T. (2005). Gate-to-gate life-cycle inventory of softwood plywood production. **Wood and Fiber Science**, 37, p.58-73. (CORRIM Special Issue).

YUBA, A. N. (2001). **Cadeia produtiva de madeira serrada de eucalipto para produção sustentável de habitações**. 162p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

APÊNDICE A – Método de cálculo da quantidade de CO_2 absorvido na produção de 1 m³ de painel MDP e da quantidade de O_2 liberado

Cálculo da quantidade de CO_2 absorvido:

A quantidade de carbono fixado na biomassa foi obtida por meio da Equação (1) adotada por Reis et al. (1994) e *Forest Absorving Carbon Dioxide Emission*:

C = 0,5 x densidade básica x volume de madeira (1)

Considerando,
- densidade básica = 474 kg/m³ (madeira de eucalipto);
- volume de madeira = 290 m³ de madeira em pé (fuste) por hectare, aos 6,5 anos de idade.

Desse modo a quantidade total de carbono fixado na madeira foi 68,73t de carbono/ha. Dividindo o valor por 6,5 anos, encontrou-se 10,57 t de carbono/ha.ano. Tal dado mostrou-se coerente com o encontrado por Rodigheri et al. (2005) e Garlipp (2008), que definiram que o eucalipto nas regiões brasileiras fixa 10 t de carbono/ha.ano.

Para o cálculo da quantidade de CO_2 absorvido da atmosfera pelas árvores, dividiu-se o teor de carbono fixado, calculado pela Equação (1), por 0,27, obtido da relação sugerida por *Forest Absorving Carbon Dioxide Emission* (1993), onde 1 tonelada de carbono equivale a 3,67 toneladas de CO_2, o que significa que uma tonelada de CO_2 equivale a 0,27 toneladas de carbono. Portanto, a quantidade por hectare de CO_2 absorvido da atmosfera foi de 245,46 t/ha.

Para o fluxo de referência de 0,005 ha, correspondente a 1 m³ de MDP, obteve-se 1.272 kg de CO_2 absorvido. Tal valor mostrou-se aproximado do previsto na literatura, por exemplo, Wilson (2010a) verificou que a pegada de carbono na produção de 1 m³ de MDP removeu da atmosfera 1.290 kg CO_2eq.

Cálculo da quantidade de O_2 liberado:

Para Garlipp (2008) o eucalipto libera 1,3 t de O_2/t de madeira seca. Multiplicando este dado por 687,3 kg de madeira (equivalente a 1,45 m³) considerado para o fluxo de referência de 1 m³ de MDP, encontra-se a liberação de 893,49 kg de O_2. Dividindo tal quantidade por 0,005 ha (equivalente ao fluxo de referência), encontrou-se 178,70 t de O_2 liberado/ha.

APÊNDICE B – Inventário para a produção de 1 kg de resina MUF

Tabela 43 – Inventário para a produção de 1 kg e resina MUF.

RECURSOS MATERIAIS (kg)	
Melamina	1,00E-01
Ureia	3,92E-01
Metanol	1,63E-01
Ácido fórmico	7,00E-05
Hidróxido de sódio	5,00E-04
Água	2,26E-01
RECURSOS ENERGÉTICOS (kWh)	
Energia elétrica	4,49E-02
EMISSÕES ATMOSFÉRICAS (kg)	
COV	4,94E-05
Particulados	1,65E-06
Formaldeído	7,85E-06
Metanol	5,49E-06
Éter dimetil	2,26E-05
CO2 fóssil	2,55E-02
CO2	1,30E-05
EFLUENTES LÍQUIDOS (kg)	
CBO	6,62E-04
SST	3,94E-04
Amônia	1,30E-04
Formaldeído	2,39E-04
RESÍDUOS SÓLIDOS (kg)	
Sólidos	5,09E-05

OBS: As cadeias produtivas da ureia, metanol, ácido fómico e hidróxido de sódio foram retiradas das mesmas fontes assumidas para a resina UF. Dados de emissões ao ar água e solo foram retirados de Wilson (2009).