



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO
CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MATERIAIS

**“Emissões de CO₂ como parâmetro da Avaliação do Ciclo de Vida do amido de milho
plastificado com glicerol destinado à compostagem”**

Autora: Katlen Allganer

Orientadora: Profa. Dra. Lucia Helena Innocentini Mei

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Campinas – São Paulo
Outubro de 2010

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

AL54e Allganer, Katlen
Emissões de CO₂ como parâmetro da avaliação do ciclo de vida do amido de milho plastificado com glicerol destinado à compostagem / Katlen Allganer. -- Campinas, SP: [s.n.], 2010.

Orientador: Lucia Helena Innocentini Mei.
Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química.

1. Avaliação de ciclo de vida. 2. Amido de Milho. 3. Ciclo de carbono (Biogeoquímica). I. Mei, Lucia Helena Innocentini. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Química. III. Título.

Título em Inglês: CO₂ emissions as a life cycle assessment parameter of plasticized starch for composting conditions

Palavras-chave em Inglês: Life cycle assessment, Corn starch, Carbon cycle biogeochemistry

Área de concentração: Ciência e Tecnologia de Materiais

Titulação: Mestre em Engenharia Química

Banca examinadora: Gil Anderi da Silva, Leila Peres

Data da defesa: 05/10/2010

Programa de Pós Graduação: Engenharia Química

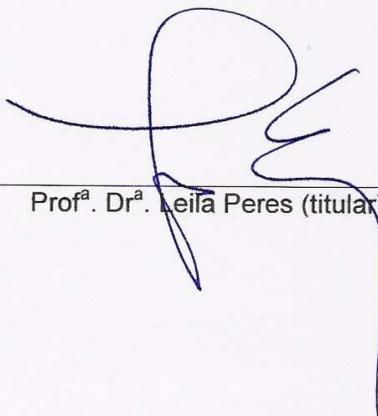
Dissertação de Mestrado defendida por Katlen Allganer e aprovada em 05 de outubro de 2010 pela banca examinadora constituída pelos doutores:



Prof^a. Dr^a. Lucia Helena Innocentini Mei - Orientador



Prof. Dr. Gil Anderson da Silva (titular)



Prof^a. Dr^a. Leila Peres (titular)

Este exemplar corresponde à versão final da Dissertação de Mestrado em
Engenharia Química



Prof. Dra. Lucia Helena Innocentini Mei

Orientador

AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Lucia Helena Innocentini Mei,

Aos Professores e Funcionários da Faculdade de Engenharia Química da Unicamp,

ao CNPq,

Aos Professores Gil Anderi e Leila Peres pela presença na banca,

À Farayde Fakhoury,

Aos meus pais, esposo e amigos,

**PELA AMIZADE, INCENTIVO, COLABORAÇÃO E CONTRIBUIÇÕES
À ELABORAÇÃO DESTE TRABALHO**

*“Por bilhões de anos num globo,
o acaso pintou um frágil equilíbrio
da vida: complexo, improvável,
maravilhoso e frágil. De repente, nós,
os humanos, crescemos em
população, tecnologia e inteligência
até uma posição de poder terrível:
agora, nós detemos o pincel.”*

Paul MacCready

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
NOMENCLATURA E ABREVIACÕES	xiv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. Objetivos Gerais	4
2.2. Objetivos Específicos	4
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3.1. A METODOLOGIA DA ACV.....	5
3.1.1. Introdução	5
3.1.2. Histórico da ACV	7
3.1.3. Estrutura Proposta pela ISO e ABNT	8
3.1.3.1. Definição de Objetivo e Escopo.....	9
3.1.3.2. Análise de Inventário	10
3.1.3.3. Avaliação de Impacto.....	11
3.1.3.4. Interpretação.....	14
3.1.3.5. Análise Crítica.....	15
3.1.4. Aplicações da ACV	15
3.2. OS PLÁSTICOS E O CICLO DO CARBONO	18
3.2.1. Os Resíduos Plásticos	18
3.2.2. Os Plásticos Biodegradáveis	21
3.2.3. A Biodegradação dos Plásticos.....	31
3.2.4. Os Gases de Efeito Estufa e o Aquecimento Global	35
3.2.5. Gases de Efeito Estufa na produção de fertilizantes.....	38
3.2.6. O Ciclo do Carbono em Agrossistemas.....	39
3.2.7. O Sistema Fotossintético do Milho.....	40
3.3. A PRODUÇÃO DO AMIDO DE MILHO PLASTIFICADO	43

3.3.1.	O milho	43
3.3.1.1.	O preparo do solo e adubação	49
3.3.1.2.	Uso da água	53
3.3.2.	O Amido de Milho	55
3.3.3.	O amido de milho plastificado	59
3.3.4.	O Glicerol	62
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
4.1.	Considerações gerais	65
4.2.	Obtenção da amostra	66
4.3.	Caracterização da amostra.....	67
4.4.	Biodegradação da amostra.....	68
4.5.	Uso da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida.....	70
4.5.1.	Cálculo do CO ₂ equivalente envolvido no ciclo de vida do material	71
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
5.1.	Aspectos gerais.....	73
5.2.	Elaboração do estudo de ciclo de vida.....	73
5.2.1.	Definição de Objetivo e Escopo	73
5.2.2.	Análise de Inventário das Emissões de CO ₂	75
5.2.2.1.	Plantio do milho	76
5.2.2.2.	Biodegradação do amido de milho plastificado	78
5.2.2.3.	Características da matéria orgânica do solo após a biodegradação.....	81
5.2.2.4.	Tabela de dados utilizados para o cálculo de CO ₂ equivalente.....	82
5.2.3.	Avaliação de Impacto	83
5.2.3.1.	Dados comparativos de emissões de GEE	86
5.2.4.	Interpretação	88
5.2.4.1.	Principais limitações do estudo	90
5.3.	Recomendações para elaboração de ACVs de plásticos biodegradáveis	91
6.	CONCLUSÕES	94
7.	SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS	95
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fases de uma ACV (NBR 14040, 2001).....	9
Figura 2: Procedimento simplificado para Análise de Inventário (NBR 14044, 2009).	11
Figura 3: Relacionamento da fase de interpretação com outras fases da ACV (NBR 14044, 2009).	14
Figura 4: Ciclo de Vida do Amido de Trigo (Adaptado de CURTIN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, 2002).	16
Figura 5: Emissões de GEE em Kg CO ₂ eq. nos estágios da produção do milho (Adaptado de BEER et al., 2005).....	17
Figura 6: Consumo aparente de resinas termoplásticas no Brasil (ABIQUIM, 2009).....	19
Figura 7: Crescimento do consumo per capita de resinas termoplásticas no Brasil (ABIQUIM, 2009).....	19
Figura 8: Polímeros biodegradáveis e suas matérias-primas (Adaptado de VILPOUX e AVEROUS, 2003).....	22
Figura 9: Desenvolvimento do uso dos plásticos biodegradáveis na Europa (WEBER, M. 2003).	23
Figura 10: Aplicações de embalagens biodegradáveis (ARMSTRONG, 2006).	24
Figura 11: Crescimento e tendência do uso de materiais de fontes renováveis na Europa (BIOPLASTICS MAGAZINE, 2007).....	26
Figura 12: Site do Instituto de Produtos Biodegradáveis nos Estados Unidos (THE BIODEGRADABLE PRODUCTS INSTITUTE, 2007).....	28
Figura 13: Selos que certificam os plásticos biodegradáveis (ARMSTRONG, 2006): (a) Alemanha; (b) Japão; (c) Estados Unidos	29
Figura 14: Comparação de embalagens de amido plastificado, Polietileno e papel (Adaptado de PATEL et al., 2001).....	30
Figura 15: Comparação da capacidade de deformação de alguns plásticos (ARMSTRONG, 2006).....	31
Figura 16: Representação da reação de hidrólise do amido (ALMEIDA, 2001).	34
Figura 17: Ciclo do Carbono (SCHLUMBERGER, 2008).....	35

Figura 18: Aumento da Concentração de CO ₂ atmosférico em relação aos anos (CO ₂ NOW, 2009).....	38
Figura 19: Ciclo do Carbono em Agrossistemas (AMADO, 1999).	39
Figura 21: Modelo teórico de exposição da matéria orgânica ao ataque microbiano pela ruptura dos agregados (AMADO, 1999).....	40
Figura 21: Esquema da produção de energia pela planta do milho (Adaptado de NATUREWORKS, 2006).	41
Figura 22: O uso do território brasileiro (HERRMANN, 2006).	45
Figura 23: Coeficientes de cultura em função das fases do ciclo de crescimento do milho em duas condições de clima (EMBRAPA, 2007).	54
Figura 24: Composição média dos grãos de milho (ABGALIMTEC, 2007).....	56
Figura 25: Produção de Amido de Milho (ABGALINTEC, 2007).....	58
Figura 26: Estrutura química da amilose (a) e amilopectina (b) (CORRADINI et al., 2005).....	60
Figura 27: (A) Micrografias dos grãos de amido com os respectivos diâmetros (amplitude 1500x); (B) Filme de amido com plastificantes (amplitude 50x) (CORDI, L. 2008).....	61
Figura 28: Fórmula Estrutural do Glicerol ou Glicerina (ARRUDA et al., 2007).	63
Figura 29: Câmara do misturador de alto cisalhamento, MH 50, da MH Equipamentos.	66
Figura 30: Prensa com aquecimento, Accustamp, da Carver.	67
Figura 31: Recipiente para incubação do solo. (1) Solução de hidróxido de Bário, (2) solo, (3) água, (4) prato perfurado (ASTM D 5988-03).	69
Figura 32: Amostras do amido plastificado durante o teste de biodegradação.	70
Figura 33: Diagrama simplificado do sistema de produto deste estudo.	74
Figura 35: Seleção de fronteiras do sistema de obtenção do amido plastificado. A linha pontilhada destaca as etapas consideradas no estudo atual.	76
Figura 35: Resultado do teste de biodegradação do amido de milho plastificado (% da massa total, liberada na forma de CO ₂ , em relação ao período de incubação em dias).	79
Figura 36: Teste de biodegradação da celulose como material de referência.	80
Figura 37: Emissões de CO ₂ eq. por processo elementar.	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Categorias de impactos geralmente utilizadas na ACV (FERREIRA, J. V. R. 2004). .	13
Tabela 2: Embalagens biodegradáveis e algumas empresas produtoras.	27
Tabela 3: Análise de Inventário da produção de PLA e PP (BOHLMANN, 2004).....	29
Tabela 4: Emissões de CO ₂ e N ₂ O na incineração de resíduos nos EUA (Tg* CO ₂ Eq.).....	37
Tabela 5: Uso do Milho (Planta, Espiga e Grão) no Brasil.	47
Tabela 6: Estimativa da necessidade de adubação nitrogenada para a cultura de milho. Fonte: EMBRAPA, 2007.	50
Tabela 7: Valores aproximados do consumo de água pela cultura do milho, por fase do ciclo fenológico e total (valores previstos segundo a demanda evaporativa).	55
Tabela 8: Quantidades de fertilizantes utilizadas como referência para os cálculos de emissões de GEE (Embrapa, 2007).	77
Tabela 9: Fatores de emissão e conversão das entradas de fertilizantes (AVILLEZ, 2009).....	77
Tabela 10: Resultados da Análise Elementar. Valor médio de três análises.....	78
Tabela 11: Composição Elementar da Celulose	80
Tabela 12: Frações de carbono de amido plastificado degradado (GATTIN et al., 2001).....	81
Tabela 13: Dados utilizados para o cálculo do CO ₂ equivalente.....	82
Tabela 14: Emissões de GEE durante a produção do grão de milho em Kg.ha ⁻¹	83
Tabela 15: Emissões de GEE durante a biodegradação do material em Kg.ha ⁻¹	84
Tabela 16: Emissões de CO ₂ eq. na produção de Cereloy (CERESTECH, 2008).....	85
Tabela 17: Emissão de GEE (kg CO ₂ eq/unidade funcional) para diferentes tipos de polímeros (PATEL, 2005).	87

RESUMO

As sociedades hoje têm de enfrentar os problemas resultantes dos padrões de consumo, como a geração de resíduos e sua destinação em áreas inadequadas, com conseqüentes impactos ambientais que dependem da composição dos resíduos e do tipo de disposição. Gerenciar a geração de resíduos significa administrar o processo produtivo e o consumo de bens, viabilizando o retorno dos materiais ao meio ambiente sem causar danos. Assim, é importante avaliar todo o ciclo de um processo, para promover a melhoria do desempenho ambiental de um produto e o uso de tecnologias sustentáveis. Diante desta realidade, o objetivo deste estudo foi avaliar as emissões de gases de efeito estufa durante etapas específicas do ciclo de vida do amido de milho plastificado com glicerol (plantio de milho e compostagem), fundamentando conhecimentos sobre os conceitos da Avaliação de Ciclo de Vida; e contribuindo com possíveis novos direcionamentos no uso de embalagens plásticas destinadas à compostagem, com conseqüente redução no uso de recursos não renováveis. Deste modo, este trabalho visa marcar o início de uma linha investigatória ainda incipiente na Unicamp, por tratar-se de um assunto pouco estudado e com muitas restrições na coleta de dados; e alertar a comunidade nacional sobre a importância deste tipo de estudo para o desenvolvimento sustentável tão apregoado no mundo todo. Os valores de emissões de CO₂ obtidos neste estudo assemelham-se aos resultados divulgados na literatura internacional, considerando as restrições e a abrangência estabelecidas no escopo dos estudos comparados. Utiliza-se a metodologia de gestão ambiental, a Avaliação do Ciclo de Vida, descrito pelas Normas NBR 14040 e 14044, para orientações de divulgação dos resultados obtidos. A base de dados utilizada é literatura e parte experimental, em que a amostra de amido de milho plastificado com glicerol é produzida em misturador de alto cisalhamento e submetida ao teste de biodegradação sob a Norma ASTM D5988-03.

Palavras-Chave: Avaliação do Ciclo de Vida, Amido de Milho Plastificado, Glicerol, Emissões de CO₂

ABSTRACT

Today society has to face problems that result from consumerism, like waste production and its inadequate disposal, with consequent environmental impacts that are linked to waste composition and kind of disposal. Managing waste production means to control the productive processes and the consuming of goods, in a way that waste materials return to the environment without causing much impact. It is then important to evaluate all the full cycle of a process in order to enhance the environmental performance of a product and the use of sustainable technologies. Under these concepts, the objective of this study was to assess greenhouse gases emissions during specific stages of the plasticized corn starch life cycle (corn growing and composting), underlying the knowledge of Life Cycle Assessment concepts; and contributing with possible new directions to the use of plastic packages for composting, with consequent reduction of non-renewable sources. Furthermore, this work aims to start an investigative line still incipient at Unicamp, for not being a very well known subject and with a lot of restrictions in data collection; and warn the national community about this kind of study for the sustainable development so publicized in the world. The results of CO₂ emissions obtained in this study are similar to the results found in international works, considering the restrictions and the established range in the scope of the compared studies. It is used the environmental management tool, Life Cycle Assessment, described by Brazilian standards NBR 14040 and 14044 as orientation for results publication. As database, it is made a literature review and an experimental part, in which a corn starch sample is plasticized with glycerol in a high shear mixer and gone under biodegradation test using ASTM D5988-03 standard.

Key-words: Life Cycle Assessment, Plasticized Corn Starch, Glycerol, CO₂ emissions

NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV): compilação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida.

BIODEGRADAÇÃO: degradação causada pela atividade biológica de ocorrência natural por ação enzimática.

BIOPLÁSTICO ou BIOPOLÍMERO: polímero ou copolímero produzido a partir de matéria-prima de fontes renováveis.

CATEGORIA DE IMPACTO: classe que representa as questões ambientais relevantes as quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados.

CICLO DE VIDA: estágios consecutivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou de sua geração a partir de recursos naturais até a disposição final.

COMPOSTAGEM: revalorização dos resíduos orgânicos via biodegradação aeróbia controlada, que visa a produção de composto orgânico.

COMPOSTO ORGÂNICO: produto proveniente de um processo de compostagem, também conhecido como adubo orgânico ou húmus.

COPOLÍMERO: polímero que resulta da polimerização de dois ou mais monômeros.

DEGRADAÇÃO: alteração na estrutura química do polímero, que leva a uma perda irreversível das propriedades de uso do material.

GEE: Gás ou gases de efeito estufa.

LOGÍSTICA REVERSA: conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos, para reaproveitamento ou destinação final ambientalmente adequada.

POLÍMERO: substância com alta massa molar (maior do que 10.000 g/mol), que consiste em moléculas caracterizadas pela repetição de um ou mais tipos de monômeros.

PROCESSO ELEMENTAR: menor elemento considerado na análise de inventário do ciclo de vida para o qual os dados de entrada e saída são quantificados.

SISTEMA DE PRODUTO: conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto.

UNIDADE FUNCIONAL: desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como unidade de referência.

1. INTRODUÇÃO

As sociedades modernas têm de conviver diariamente com os mais diversos problemas resultantes dos padrões de consumo. Quando bens são produzidos, consumidos e descartados, a geração de resíduos é inevitável e necessita de destinações adequadas. No Brasil, assim como em outros países em desenvolvimento, os resíduos acabam sendo indiscriminadamente dispostos em áreas inadequadas por não existirem aterros sanitários suficientes para atender a demanda. Como resultado, a decomposição destes resíduos causa impactos ambientais que contaminam a água, ar e solo e causam sérios danos à saúde humana (PIMENTEIRA, et al., 2005).

O impacto causado pelos resíduos depende da composição dos mesmos e do tipo de disposição. A disposição em um aterro sanitário, por exemplo, pode produzir gases como metano, monóxido e dióxido de carbono, nitrogênio e amônia. Alguns destes gases podem ser tóxicos e, se nenhum sistema de captação de gases é instalado, também ocorre contaminação do ar. Além disso, a decomposição dos resíduos gera um líquido tóxico de escura coloração, conhecido como chorume, que através da lixiviação contamina com metais pesados o solo e conseqüentemente a água subterrânea (POKHREL & YIRARAGHAVAN, 2005).

A disposição inadequada de resíduos é bastante intensificada pela questão econômica dos países em desenvolvimento. Oportunidades para adequar essa disposição de maneira sustentável são limitadas porque o orçamento do governo é limitado; portanto, o gerenciamento de resíduos representa apenas um custo adicional. Esse problema é ainda intensificado pela aglomeração populacional nos centros urbanos e a falta de conscientização da população.

Gerenciar a geração de resíduos para minimizar os problemas resultantes da disposição inadequada, significa administrar o processo produtivo e o consumo de bens, através da redução, reutilização e reciclagem, viabilizando o retorno desses materiais ao meio ambiente com mínimos impactos. Esse processo está sendo gradativamente adotado pelas empresas com o objetivo de obter o licenciamento ambiental que certifica a adoção de um conjunto articulado de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento, controlando a qualidade do meio ambiente e evitando desperdícios. A redução de desperdícios também causa um melhor aproveitamento de matéria-prima e redução dos custos de produção.

Para complementar o gerenciamento de resíduos é importante avaliar todo o ciclo de um processo ou produto, analisando os fluxos de matéria-prima e energia para avaliar o impacto ambiental. Este é o conceito da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), uma ferramenta da série de normas ISO 14.000 que fundamenta os impactos ambientais de um processo ou produto. A ACV (ISO 14.040) é hoje largamente utilizada na Europa e América do Norte, e está começando a ser utilizada no Brasil. Essa ferramenta auxilia principalmente na tomada de decisões, sendo fundamental, por exemplo, quando se deseja substituir uma matéria-prima por outra, como no caso da substituição de um plástico de fonte fóssil (de origem petroquímica) por um de fonte renovável (biomassa).

O surgimento dos plásticos de fontes renováveis é crescente em vários países e tem como principal objetivo diminuir os impactos ambientais causados pelos polímeros de fonte fóssil. Além das questões ambientais, como as emissões de gases de efeito estufa, o crescente preço do petróleo e sua possível escassez no futuro vêm impulsionando pesquisas relacionadas aos materiais de fontes alternativas.

Os plásticos de fontes renováveis apresentam características que favorecem a diminuição dos impactos ambientais em relação à *qualidade do solo*, diminuindo a quantidade de resíduos em aterros sanitários e gerando composto orgânico através da compostagem, que é reutilizado na adubação do solo; em relação à *qualidade da água*, pois os aterros sanitários podem contaminar o lençol freático; e em relação à *qualidade do ar*, seqüestrando o dióxido de carbono atmosférico na fase inicial de sua produção e reduzindo emissões tóxicas quando são destinados à incineração. No entanto, as incertezas são constantes com relação à porcentagem de eficiência destes materiais em comparação aos materiais de fonte fóssil. Estudos que demonstrem com clareza os aspectos positivos e negativos são ainda escassos e necessários para se decidir os novos rumos da Indústria do Plástico no mundo.

O aspecto a ser discutido neste trabalho é o fluxo de gás carbônico (CO_2) de um polímero à base de amido de milho e glicerol, estimando a quantidade de gás que entra no sistema desde o desenvolvimento da planta, até fechar um ciclo. O CO_2 é uma das causas das alterações climáticas tão comentadas nos meios de comunicação e motivo de preocupação com as futuras gerações que poderão herdar um aquecimento global catastrófico. O investimento em produtos de

fontes renováveis é certamente uma alternativa para amenizar este problema, aumentar a segurança energética e promover o desenvolvimento sustentável.

2. OBJETIVOS

Visando contribuir para um desenvolvimento sustentável na área de polímeros, propõe-se:

2.1. Objetivos Gerais

- Contribuir com dados de ciclo de vida de polímeros biodegradáveis para possíveis novos direcionamentos no uso de embalagens plásticas destinadas à compostagem;
- Suprir a deficiência de trabalhos em nível nacional que relacionam polímeros biodegradáveis com as normas NBR 14040 e 14044, referentes à metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida;
- Apontar aspectos ambientais significativos envolvidos no ciclo de vida dos plásticos biodegradáveis;

2.2. Objetivos Específicos

- Fundamentar conhecimentos sobre um estudo de ACV do amido de milho plastificado com glicerol;
- Levantar dados de entrada e saída de gases de efeito estufa de etapas específicas do plantio de milho e da compostagem do amido de milho plastificado;
- Apresentar dados de emissões de gases de efeito estufa do ciclo de vida de plásticos biodegradáveis;

3. REVISÃO DA LITERATURA

A presente pesquisa bibliográfica possui quatro vertentes: a metodologia da ACV, os plásticos e o ciclo do carbono, a cultura do milho e o amido de milho plastificado.

3.1. A METODOLOGIA DA ACV

3.1.1. Introdução

Segundo a norma NBR 14044, a crescente conscientização quanto à importância da proteção ambiental e dos possíveis impactos ambientais associados a produtos e serviços, tanto na sua fabricação quanto no consumo, tem aumentado o interesse no desenvolvimento de métodos para melhor compreender e diminuir estes impactos. Uma das técnicas em desenvolvimento com este propósito é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que avalia aspectos e impactos ambientais potenciais ao longo da vida de um produto, “do berço ao túmulo”, ou seja, desde a obtenção da matéria-prima, passando por produção, uso e disposição final. Através da ACV espera-se poder chegar a conclusões e recomendações, sobre oportunidades para melhorar os aspectos ambientais em vários pontos do ciclo, reprojetoando o produto e / ou seu processo produtivo.

O tema ACV passou a ser discutido internacionalmente de maneira mais intensa nos últimos dez anos, o que tem gerado publicações acerca da metodologia, aplicações, potenciais de uso, vantagens e limitações. O Brasil acompanha a discussão, mas está em fase de adoção de medidas práticas em relação aos países desenvolvidos. O Brasil conta apenas com uma proposta preliminar de um Projeto Brasileiro de Inventário do Ciclo de Vida, que começou os trabalhos em abril de 2004. **Sem um inventário de ciclo de vida, o Brasil pode perder mercado mediante as exigências de certificações ambientais do comércio europeu.**

A América Latina tem sido sede de alguns importantes eventos internacionais relacionados ao tema, o como CILCA 2005 (Costa Rica), CILCA 2007 (Brasil) e CILCA 2009

(Chile). No entanto a ACV entrou na agenda do Brasil em 1993, com a criação do Grupo de Apoio à Normalização Ambiental (GANNA), que tinha um subcomitê de ACV e hoje se transformou no Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental. Em 2005 o Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) reuniu um grupo para discutir uma agenda para o Brasil nessa área. Esse grupo reuniu representantes do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), Instituto Nacional de Tecnologia (INT), Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC), Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Inmetro), Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo (IPT), Petrobrás, Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Confederação Nacional das Indústrias (CNI), Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (Senai), Instituto Euvaldo Lodi (IEL), Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE), Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV), UnB (Universidade de Brasília), Universidade de São Paulo (USP), Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná (CEFET-PR), Instituto de Tecnologia do Paraná, entre outros (INFORMATIVO UNICAMP, 2005).

Algumas ações têm sido colocadas em prática no país: o IBICT fez uma parceria com o Ecoinvent, centro suíço que elaborou o inventário desse país, para a organização do banco de dados do inventário brasileiro e a capacitação de pessoal para organizar e gerenciar o inventário, baseado nas indústrias que serão associadas ao programa. Por enquanto não há projeção de valor a ser investido no programa brasileiro de inventário do ciclo de vida, pois ainda é preciso dialogar com o governo para se ter essa definição (INFORMATIVO UNICAMP, 2005).

Na Suíça, as empresas começaram a utilizar a Avaliação do Ciclo de Vida nos anos 80. Em meados dos anos 90, resolveram organizar a atividade, começando pela montagem de um banco de dados único para o inventário, pois havia várias instituições com diferentes bancos. Surge aí o Ecoinvent. Segundo Roland Hischier, chefe do Departamento de Avaliação do Ciclo de Vida do Laboratório de Tecnologia e Sociedade dos Laboratórios Federais Suíços para Testes de Materiais e Pesquisa (Empa), o inventário pronto foi divulgado em setembro de 2003. O investimento total foi de aproximadamente 1,5 milhão de Euros, a maior parte vinda do setor público (governo e suas instituições e agências). Ressalta-se que o acesso ao banco de dados do inventário é pago e que este inventário foi atualizado em 2006, com inclusão de novos setores e ênfase em eletricidade e produtos plásticos (INFORMATIVO UNICAMP, 2005).

3.1.2. Histórico da ACV

Os estudos de ACV tiveram início na década de 60, com a crise do petróleo, que levou a sociedade a se questionar sobre o limite da extração dos recursos naturais, especialmente de combustíveis fósseis e de recursos minerais. Os primeiros estudos tinham por objetivo calcular o consumo de energia e, por isso, eram conhecidos como “análise de energia”. Estes estudos envolviam a elaboração de um fluxograma de processo, com balanço de massa e de energia. Logo, dados sobre consumo de matérias-primas e de combustíveis, e sobre resíduos sólidos gerados, eram contabilizados automaticamente. Por esta razão, alguns analistas se referiam a estes estudos como “análise de recursos” ou “análise do perfil ambiental” (CETEA, 2007).

O interesse por estudos de ACV enfraqueceu após a crise do petróleo e ressurgiu na década de 80, em decorrência do crescente interesse pelo meio ambiente. A partir de 1990, os estudos de ACV se expandiram muito e foram impulsionados pela normalização proporcionada pela série de normas ISO 14040, com conseqüente aumento do número de estudos, publicações, conferências e congressos (CETEA, 2007).

No entanto, muitos estudos de ACV aparentemente iguais chegavam a conclusões diferentes devido às considerações feitas, fronteiras adotadas, idade dos dados, tecnologias, logística de abastecimento de matérias-primas e matriz energética, que são fatores críticos para os parâmetros inventariados. Estes estudos diferiam inclusive na interpretação do que seria um sistema mais adequado para o meio ambiente, deixando clara a necessidade de uma padronização da metodologia de ACV. Nesse sentido a SETAC – *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* reuniu pesquisadores para discutir o tema em cerca de nove conferências internacionais entre 1990 e 93, resultando na publicação *SETAC Guidelines for Life Cycle Assessment – a Code of Practice*, que foi o primeiro documento voltado à padronização da metodologia de ACV e serviu como orientação para os trabalhos de normalização internacional da ISO – *International Organization for Standardization* (CETEA, 2007).

3.1.3. Estrutura Proposta pela ISO e ABNT

A normalização internacional de ACV gerou a seguinte série de normas:

* ISO 14040 – *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework (1997)*;

* ISO 14041 – *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Goal and scope definition and inventory analysis (1998)*;

* ISO 14042 – *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment (2000)*;

* ISO 14043 – *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Interpretation (2000)*.

Desta série de normas houve uma junção das mesmas resultando em apenas duas:

- ISO 14040 – *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework (2006)*;
- ISO 14044 – *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines (2006)*;

No Brasil, a ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – publicou versões da NBR 14.040 – Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura, em vigor a partir de 2001 e com versão de 2009; e da NBR 14.044 – Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações, em vigor a partir de 2009. Segundo a NBR 14.044, um estudo de ACV é dividido em quatro fases, de acordo com a **Figura 1**.

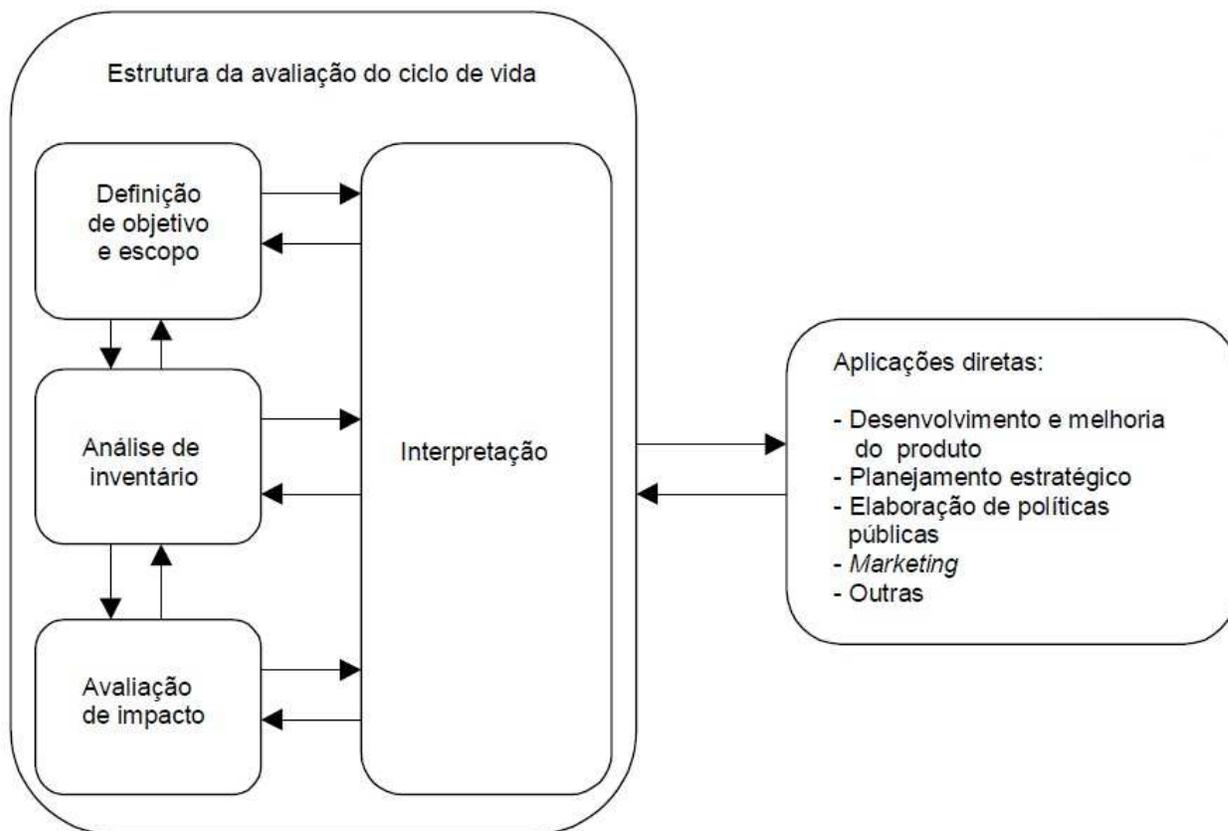


Figura 1: Fases de uma ACV (NBR 14040, 2001).

3.1.3.1. Definição de Objetivo e Escopo

De acordo com a NBR 14044, na primeira fase de uma ACV, o objetivo e escopo devem ser claramente definidos e devem ser consistentes com a aplicação pretendida. Devido à natureza iterativa da ACV, o escopo pode ter que ser ajustado durante o estudo. O objetivo do estudo declara a aplicação pretendida, as razões para sua realização e seu público-alvo. No escopo do estudo deve-se considerar e descrever o sistema de produto, as funções do sistema de produto, a unidade funcional, a fronteira do sistema, procedimentos de alocação, metodologia de AICV e tipos de impactos, interpretação a ser utilizada, requisitos de dados, pressupostos, escolha de valores e elementos opcionais, limitações, requisitos de qualidade dos dados, tipo de revisão crítica quando aplicável e tipo e formato do relatório requerido para o estudo. Estes aspectos

podem ser revisados devido a limitações não previstas, restrições como resultados de informações adicionais. Tais modificações em conjunto com as justificativas devem ser documentadas.

O escopo de uma ACV deve especificar claramente as características do sistema em estudo e a unidade funcional deve fornecer uma referência à qual os dados de entrada e saída serão mensurados. (NBR 14044, 2009).

3.1.3.2. Análise de Inventário

Segundo a ABNT 14040:2001, a análise de inventário de ciclo de vida (AICV) envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto. Estas entradas e saídas podem incluir o uso de recursos e liberações no ar, na água, e no solo associados ao sistema. Podem ser feitas interpretações destes dados, dependendo dos objetivos e do escopo da ACV. Estes dados também constituem a entrada para a avaliação do impacto do ciclo de vida. Na **Figura 2** está a representação do procedimento simplificado para uma Análise de Inventário, segundo a NBR 14044 (2009).

O processo de condução de uma análise do inventário é iterativo. Na medida em que os dados são coletados e é conhecido mais sobre o sistema, podem ser identificados novos requisitos ou limitações para os dados que requeiram uma mudança nos procedimentos de coleta de dados, de forma que os objetivos do estudo ainda sejam alcançados. Às vezes, podem ser identificadas questões que requeiram revisões de objetivo e do escopo do estudo (NBR 14040, 2001). Quando necessário, realiza-se a exclusão de estágios do ciclo de vida ou processos que não sejam significantes e de aspectos ambientais sem representatividade no resultado final, ou a inclusão de novos processos ou aspectos que sejam julgados relevantes (RIBEIRO, 2003).

Os dados qualitativos e quantitativos para inclusão no inventário devem ser coletados pra cada unidade de processo que esteja incluída dentro das fronteiras do sistema. No entanto, as restrições práticas dessa coleta devem ser consideradas no escopo e documentadas no relatório do estudo (NBR 14040, 2001).

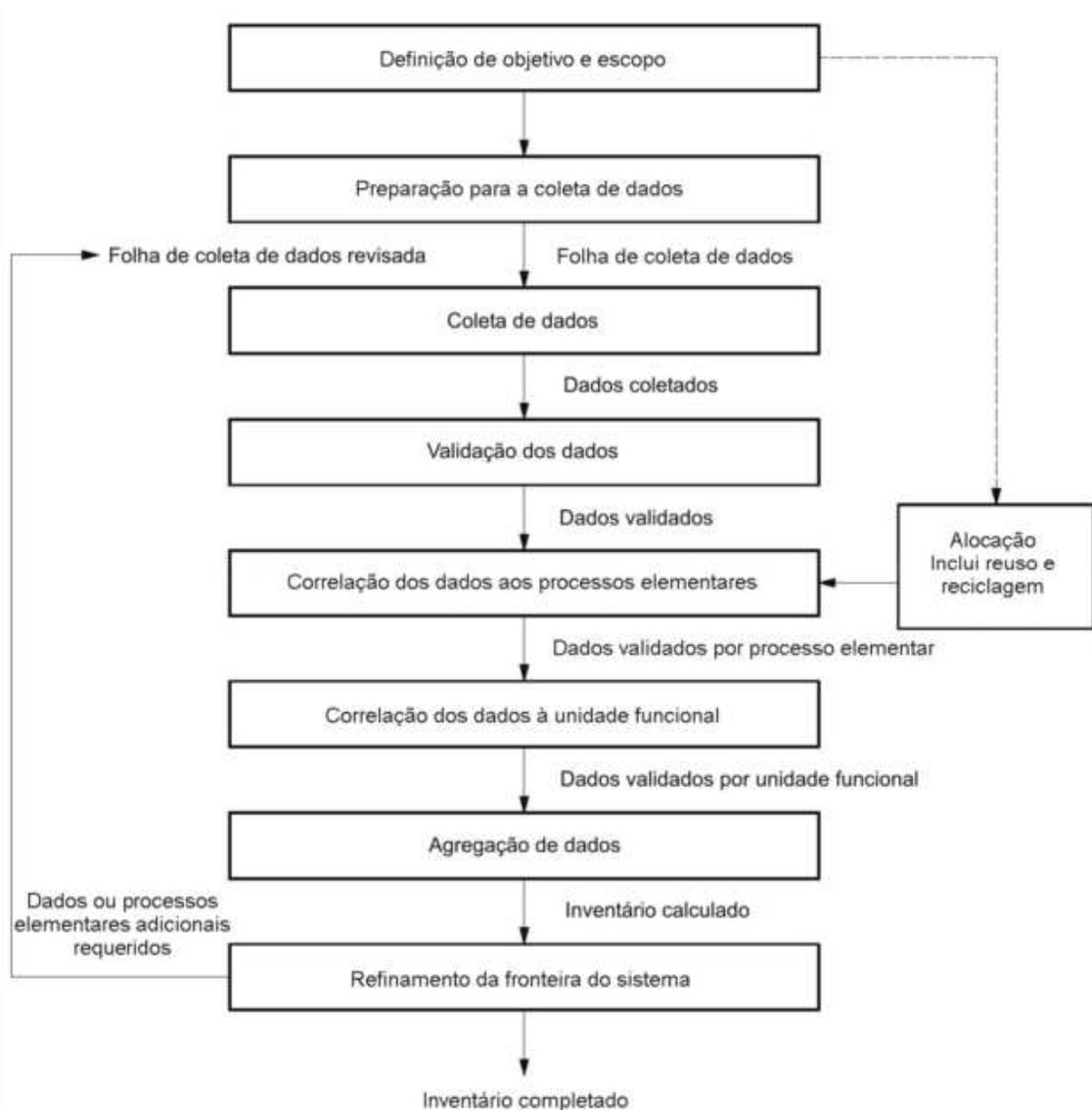


Figura 2: Procedimento simplificado para Análise de Inventário (NBR 14044, 2009).

3.1.3.3. Avaliação de Impacto

Na fase de Avaliação de Impacto, os dados e as informações gerados da Análise de Inventário são associados a impactos ambientais específicos, de modo que o significado destes impactos potenciais possa ser avaliado. Nesta fase existem os elementos obrigatórios: seleção das categorias de impacto, indicadores das categorias de impacto, e modelos de caracterização;

classificação dos dados do inventário em categorias de impactos específicas (representadas na Tabela 1); e a caracterização destes dados nestas categorias, multiplicando-os por fatores de equivalência (por exemplo, 1 kg de metano equivale a 23 kg de CO₂). Existem também os elementos opcionais: a normalização dos impactos, comparando-os com valores referenciais; o agrupamento das categorias em um ou mais conjuntos; a ponderação, que converte todos os impactos em um único valor ou impacto; e a análise da qualidade dos dados. O nível de detalhe, a escolha dos impactos avaliados e as metodologias usadas dependem do objetivo e do escopo do estudo (RIBEIRO, 2003).

A estrutura metodológica e científica para a avaliação de impacto ainda está sendo desenvolvida. Modelos de categorias de impacto estão em estágios diferentes de desenvolvimento. Não há nenhuma metodologia aceita de forma geral para a associação consistente e acurada de dados de inventário com impactos ambientais potenciais específicos. Assim, existe subjetividade, tal como a escolha, a modelagem e a avaliação de categorias de impacto, o que exige transparência para assegurar que as suposições sejam claramente descritas e relatadas (NBR 14040, 2001).

Tabela 1: Categorias de impactos geralmente utilizadas na ACV (FERREIRA, J. V. R. 2004).

Categoria de Impacto	Escala	Dados de Inventário	Fator de Caracterização	Descrição do Fator de Caracterização
Aquecimento Global	Global	Dióxido de Carbono (CO ₂) Dióxido de Nitrogênio (NO ₂) Metano (CH ₄) Clorofluorcarbonos (CFCs) Hidrofluorcarbonos (HCFCs) Brometo de Metil (CH ₃ Br)	Potencial de Aquecimento Global	Converte dados de ICV em CO ₂ Eq. Nota: potenciais de aquecimento global podem ser de 50, 100 ou 500 anos.
Depleção do Ozônio Estratosférico	Global	Clorofluorcarbonos (CFCs) Hidrofluorcarbonos (HCFCs) Brometo de Metil (CH ₃ Br)	Potencial de Depleção do Ozônio	Converte dados de ICV em equivalentes triclourofluormetano (CFC-11)
Acidificação	Regional	Óxidos de Enxofre (SO _x) Óxidos de Nitrogênio (NO _x) Ácido Hidroclorídrico (HCl) Ácido Hidrofluorídrico (HF) Amônia (NH ₄)	Potencial de Acidificação	Converte dados de ICV em equivalentes íons de hidrogênio (H ⁺)
Eutrofização	Local	Fosfato (PO ₄) Óxido de Nitrogênio (NO) Dióxido de Nitrogênio (NO ₂) Nitratos	Potencial de Eutrofização	Converte dados de ICV em equivalentes fosfato (PO ₄)
Toxicidade do solo	Local	Químicos Tóxicos com registro de concentração letal para roedores.	LC ₅₀ *	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes.
Toxicidade da água	Local	Químicos Tóxicos com registro de concentração letal para peixes.	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes.
Saúde Humana	Global Regional Local	Descargas totais para o ar, água e solo.	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes.
Depleção de Recursos	Global Regional Local	Quantidade de minerais usados, Quantidade de combustíveis fósseis utilizados.	Potencial de Depleção de Recursos	Converte dados de ICV em uma razão da quantidade do recurso utilizado pela quantidade do recurso preservado
Uso do Solo	Global Regional Local	Quantidade de resíduos depositada em um aterro	Resíduos Sólidos	Converte a massa do resíduo sólido em volume utilizando uma densidade média estimada.

* LC50 = Lethal Concentration (Concentração Letal).

3.1.3.4. Interpretação

Na fase de Interpretação, as constatações da análise de inventário e da avaliação de impacto ou, no caso de estudos de inventário de ciclo de vida, somente os resultados da análise de inventário, são combinados, de forma consistente, com o objetivo e escopo definidos, visando alcançar conclusões e recomendações (NBR 14040, 2001). Além disso, esta fase inclui os elementos demonstrados na **Figura 3** (NBR 14044, 2009).

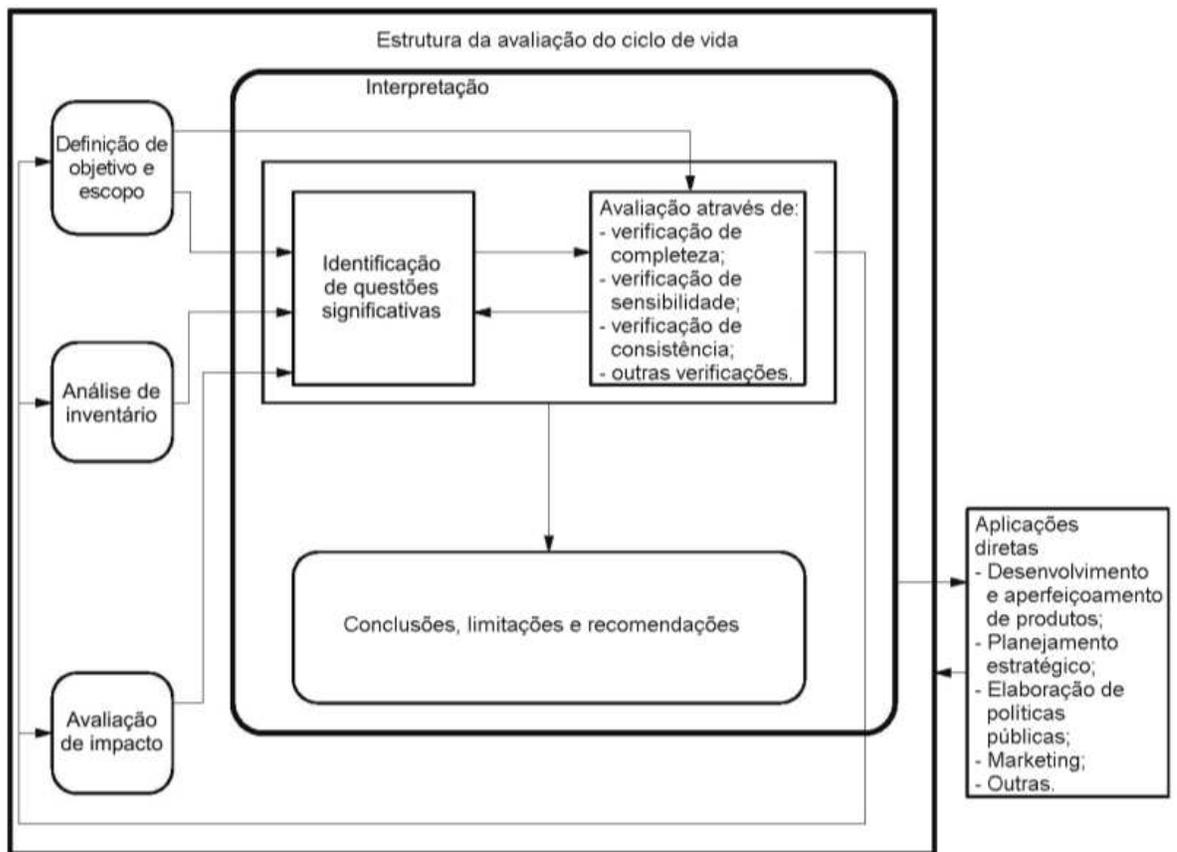


Figura 3: Relacionamento da fase de interpretação com outras fases da ACV (NBR 14044, 2009).

3.1.3.5. Análise Crítica

Segundo a Norma NBR 14040:2001, o processo de análise crítica deve assegurar que os métodos para conduzir a ACV sejam consistentes com a Norma, sejam científica e tecnicamente válidos, os dados sejam apropriados e razoáveis em relação ao objetivo do estudo, as interpretações reflitam as limitações identificadas e o objetivo do estudo e que o relatório final seja transparente e consistente. O tipo da análise crítica deve ser definido na fase de escopo de um estudo de ACV.

A Norma não especifica requisitos acerca dos objetivos ou usos da ACV, assim a análise crítica não pode verificar nem validar os objetivos que são escolhidos para uma ACV ou os usos para os quais os resultados são destinados (NBR 14040, 2001).

A Norma especifica que o escopo de uma análise crítica deve ser definido durante a fase de definição de objetivo e escopo do estudo. Nesse caso, deve ser indicado por que a análise crítica é realizada, o que é coberto e em que nível de detalhe, e quem deve ser envolvido no processo. Se necessário, convém que acordos de confidencialidade relativos ao conteúdo do estudo façam parte.

3.1.4. Aplicações da ACV

Como exemplo da aplicação da metodologia de ACV é apresentado um trabalho publicado da Universidade de Tecnologia de Curtin na Austrália, de 2002, sobre ACV de grãos. O objetivo foi avaliar e amenizar os impactos ambientais e traçar metas de prevenção à poluição na atividade agrícola, tornando-a cada vez mais sustentável. A Figura 4 ilustra o ciclo de vida do amido de trigo, que foi elaborado em três meses com o objetivo de identificar oportunidades de melhoras no desempenho ambiental da obtenção deste polissacarídeo (CURTIN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, 2002).

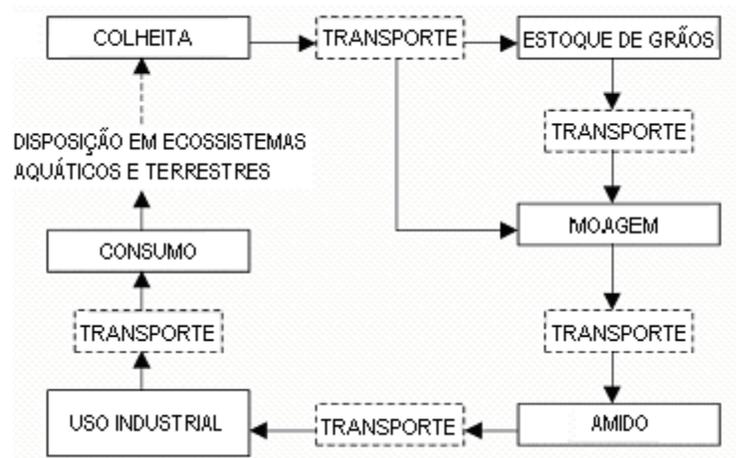


Figura 4: Ciclo de Vida do Amido de Trigo (Adaptado de CURTIN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, 2002).

Também na Austrália, na Universidade de Melbourne, foi publicado em 2005 um estudo ainda em andamento, sobre os impactos ambientais da produção de milho e amido. Neste estudo bastante abrangente, são consideradas as etapas desde a extração da matéria-prima até a disposição final. Na Figura 5 estão demonstradas as emissões de gases estufa nas diferentes fases da produção do milho. Neste estudo também se conclui que os gastos energéticos para a produção dos grãos são bem maiores que os gastos energéticos para a extração do amido de milho (BEER et al., 2005).

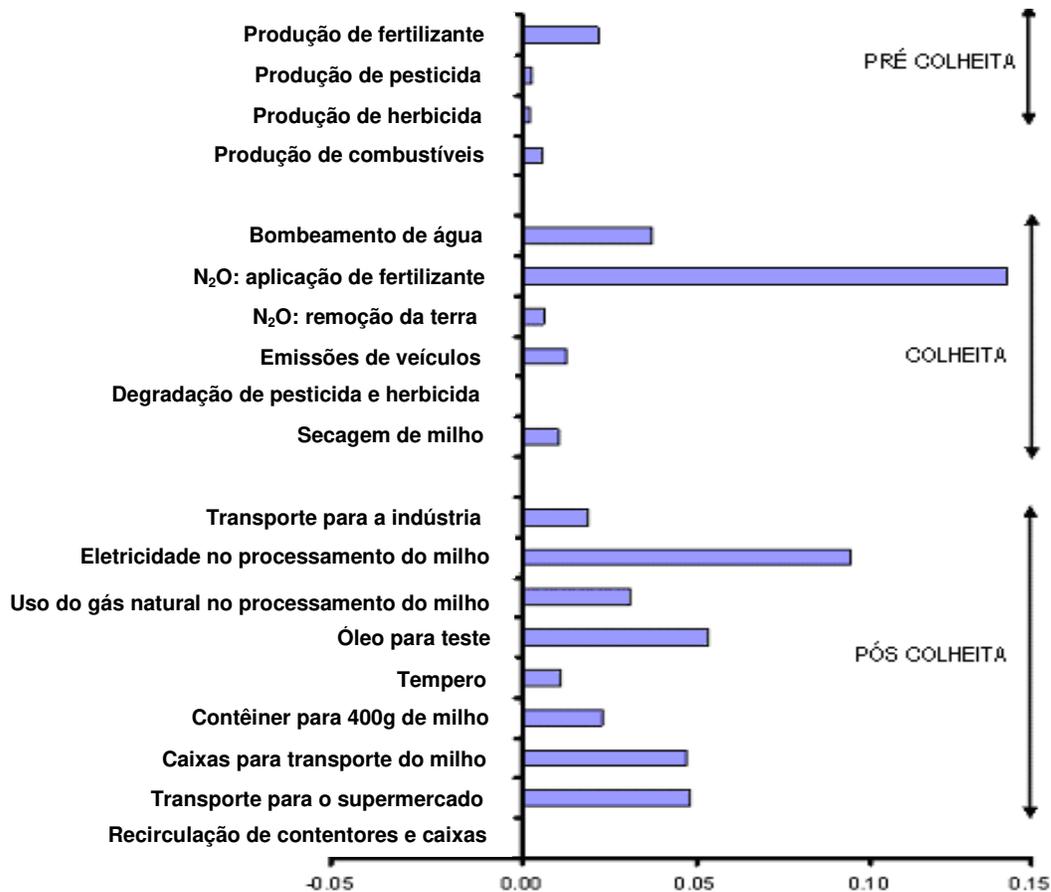


Figura 5: Emissões de GEE em Kg CO₂ eq. nos estágios da produção do milho (Adaptado de BEER et al., 2005).

O desenvolvimento de tecnologias sustentáveis, através do investimento em recursos renováveis, reduz o uso de combustíveis fósseis, equilibra a quantidade de CO₂ na atmosfera e posiciona o Brasil de forma cada vez mais significativa na economia mundial. As condições de clima e tamanho dos territórios brasileiros são favoráveis e fornecem um grande privilégio ao país para as produções sustentáveis.

A tendência global no uso de materiais de fontes naturais e renováveis, cada vez mais forte no mundo principalmente nos países desenvolvidos, engloba os polímeros biodegradáveis, cujo uso também é crescente. Esses materiais ainda são mais caros que os polímeros convencionais, mas contribuem com a redução e minimização dos impactos ambientais, o que os coloca como matérias primas importantes em um futuro sustentável.

Os impactos ambientais causados pela extração de matéria prima, produção de bens e disposição dos resíduos no meio ambiente, podem e devem ser calculados através do uso de ferramentas como a ACV. No entanto, é necessário suprir a deficiência nacional de trabalhos que relacionem tal ferramenta com os polímeros biodegradáveis de fonte agrícola, para cumprir com exigências de mercados internacionais. Essa deficiência de trabalhos se deve, provavelmente, ao fato dos dados ainda serem escassos, não estarem disponíveis, e à inexistência de um banco de dados nacional. Espera-se, dessa forma, contribuir com o fornecimento de dados importantes para a elaboração de inventários de ciclo de vida de materiais biodegradáveis à base de amido de milho no Brasil.

3.2. OS PLÁSTICOS E O CICLO DO CARBONO

3.2.1. Os Resíduos Plásticos

Os polímeros, ou plásticos, são macromoléculas caracterizadas por seu tamanho, sua estrutura química e interações intra e intermoleculares. Possuem unidades químicas que são unidas por ligações covalentes, que se repetem ao longo da cadeia. Eles podem ser naturais (fontes renováveis), como a seda, a celulose, as fibras de algodão, amido; ou sintéticos (fontes não-renováveis), como o polipropileno (PP), o poli(tereftalato de etileno) (PET), o polietileno (PE), o poli(cloreto de vinila) (PVC). Devido a tais propriedades, o consumo dos polímeros vem crescendo no Brasil e no mundo (SPINACÉ, M. A. S., DE PAOLI, 2005).

Segundo a ABIQUIM, Associação Brasileira da Indústria Química, o consumo aparente de resinas termoplásticas é o resultado da soma do volume da produção com o das importações, menos o volume exportado. Na **Figura 6**, observa-se o consumo brasileiro aparente das resinas termoplásticas de polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), cloretos de polivinila (PVC), tereftalato de polietileno (PET) e copolímero de etileno e acetato de vinila (EVA).

O consumo per capita de resinas termoplásticas no Brasil (**Figura 7**), é considerado um indicador de qualidade de vida e situa-se em um patamar ainda baixo no Brasil, o que sinaliza forte potencial de expansão. As estimativas são de que nos Estados Unidos o consumo per capita

gire em torno de 100 quilos, na França por volta de 60 quilos e na Argentina em cerca de 30 quilos por habitante. O consumo per capita é calculado dividindo-se o consumo aparente de resinas pelo número estimado de habitantes (ABIQUIM, 2009).

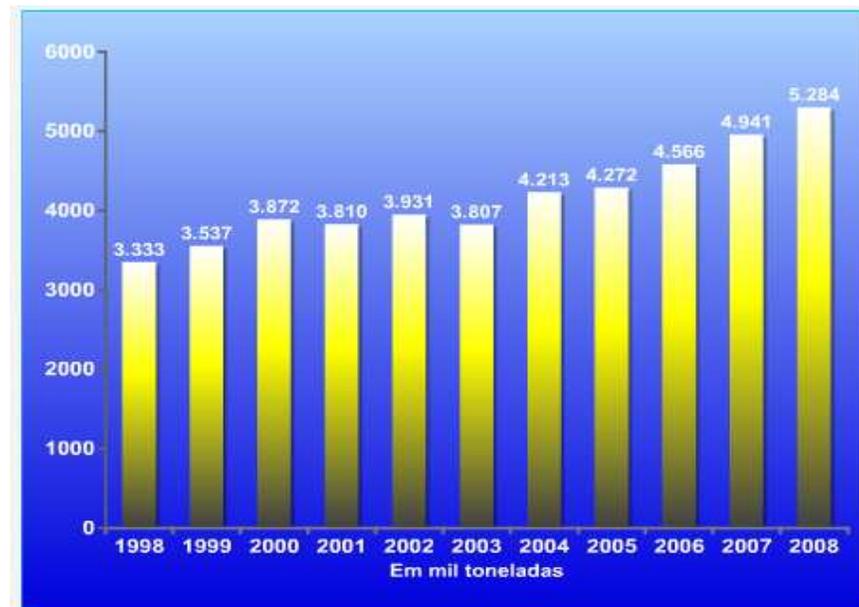


Figura 6: Consumo aparente de resinas termoplásticas no Brasil (ABIQUIM, 2009).

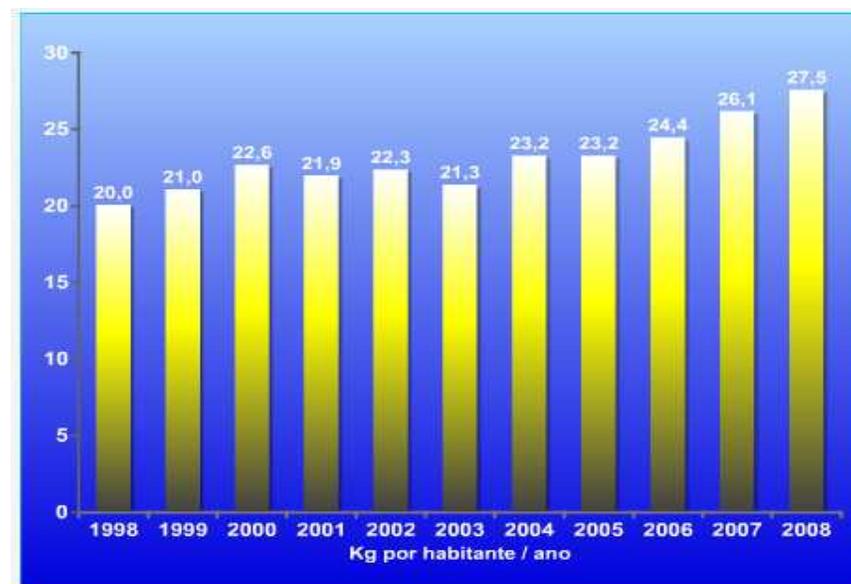


Figura 7: Crescimento do consumo per capita de resinas termoplásticas no Brasil (ABIQUIM, 2009).

Em março de 2010 foi decretada a Lei Nacional nº 203 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos. A Lei reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotadas pelo Governo Federal, isoladamente ou em cooperação com os Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, para a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado aos resíduos sólidos. Dentre seus objetivos estão a não-geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, e o estímulo à implementação da logística reversa e da avaliação do ciclo de vida do produto.

Em 2001, foi realizado um estudo por GARCIA et al. sobre a reciclagem de embalagens de PET no Brasil, segundo a metodologia da ACV. Foi concluído que quanto maior o índice de reciclagem, maior é a redução dos resíduos sólidos, menor os níveis de emissão para o ar e a água; menor o consumo de energia, de água, de petróleo e de gás natural. Também em 2001, foi realizado um estudo de ACV de embalagem reciclada de PET e PE na Itália. Os resultados mostraram que para a produção de 1 kg de PET reciclado, são consumidos 42-55 MJ de energia, enquanto que para o polímero virgem são necessários mais que 77 MJ. No caso do PE, para o polímero reciclado são necessários 40-49 MJ e para o polímero virgem, cerca de 80 MJ de energia. Para estes cálculos, foi assumido que para o uso final, não importava se o polímero era virgem ou reciclado (ARENA et al., 2003).

Além da reciclagem, a biodegradação é mais uma das alternativas atraentes para se diminuir os resíduos plásticos, que não podem ser reciclados. Os polímeros são considerados substratos inertes em sua maioria, com índices de decomposição variáveis (quase desprezíveis) por elementos ambientais como luz, umidade, calor e microrganismos. Quando degradados, podem originar substâncias tóxicas, de prolongada persistência e de restrito controle ambiental. Porém, a não degradabilidade de materiais plásticos pós-consumo no ambiente, tem sido um dos fatores em que ambientalistas têm centrado suas campanhas, em detrimento das vantagens e dos avanços obtidos na utilização de resinas plásticas para o desenvolvimento de embalagens para alimentos. Por outro lado, a pesquisa e o desenvolvimento de embalagens com componentes que acelerem a sua degradação ambiental são um desafio e um dilema para estes setores, pois envolvem itens que se contrapõem à função primordial da embalagem, de proteção e manutenção da estabilidade de alimentos. Para acelerar os índices de degradação no meio ambiente, várias

propostas têm sido estudadas, com limitada aplicabilidade econômica e/ou técnica até o momento, entre as quais:

(a) a incorporação de elementos na estrutura da embalagem que promovam processos de fotodegradação (fotossensibilizantes, sais metálicos, nitrocompostos, quinonas, benzofenóis, entre outros). Tal alternativa está sendo adotada em muitos países, mas causando muita controvérsia em outros, como o Brasil, por se tratar de uma alternativa nova e que precisa ser mais fundamentada;

(b) o estudo de utilização de estruturas poliméricas naturais ou sintéticas (poliamidas, polissacarídeos, poliésteres, poliuretanos) que contenham grupos hidrofílicos na sua composição, predispondo-as à degradação pela ação da umidade do ambiente e dos microrganismos;

(c) o desenvolvimento de materiais mistos de embalagem a base de polímeros sintéticos com amidos modificados, ou com outros polímeros que apresentem suscetibilidade natural para o ataque de microrganismos no ambiente (FORLIN, F. S. et al., 2002). Esta alternativa não atinge 100% de biodegradação do material, quando se trata de poliolefinas, mas ajuda a diminuir o volume do resíduo;

3.2.2. Os Plásticos Biodegradáveis

A produção de materiais biodegradáveis oferece uma solução interessante para a indústria de materiais plásticos. Como para os resíduos orgânicos, tais como alimentos, a eliminação dos materiais biodegradáveis não é automática e pode ser considerada como uma reciclagem. Os materiais biodegradáveis podem passar por um processo de compostagem, com a obtenção de um composto estável, dióxido de carbono e água, considerado como o produto final da reciclagem (VILPOUX e AVEROUS, 2003).

A biodegradabilidade dos plásticos é dependente da complexidade da estrutura química do material e da constituição do produto final, não apenas da matéria-prima utilizada em sua produção. Os plásticos biodegradáveis podem ser baseados em resinas naturais e/ou sintéticas. As resinas naturais são obtidas a partir de fontes renováveis, como o amido, e podem ser naturalmente produzidas ou sintetizadas a partir de fontes renováveis, podendo ser

posteriormente modificadas para aumentar a miscibilidade e a compatibilidade do sistema. No caso dos plásticos biodegradáveis sintéticos, normalmente derivam de fontes fósseis; ou seja, são obtidos a partir do petróleo (NOLAN-ITU, 2002). Na **Figura 8** são demonstradas as diferentes famílias de polímeros biodegradáveis e suas matérias-primas:

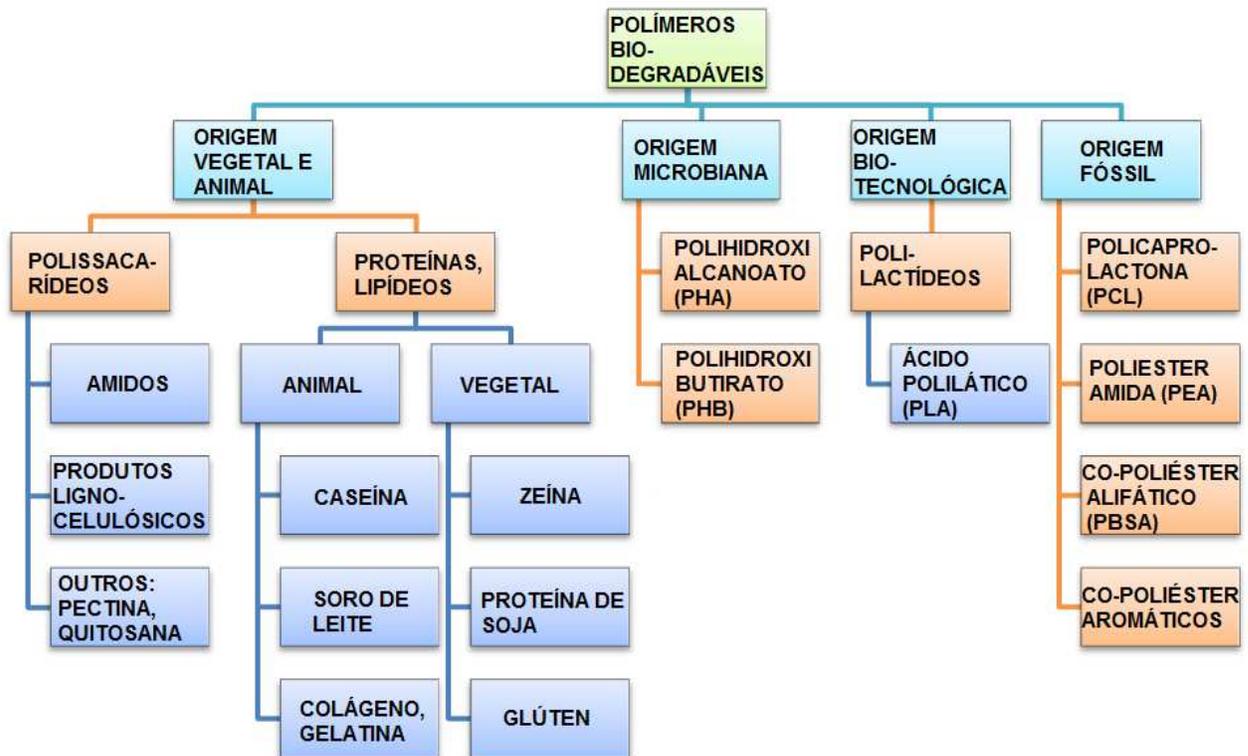


Figura 8: Polímeros biodegradáveis e suas matérias-primas (Adaptado de VILPOUX e AVEROUS, 2003).

De acordo com Jennifer Farin do Instituto de Tecnologia de Rochester, Estados Unidos (ROBINSON, G., 2007), o primeiro registro de tentativa da produção de plásticos oriundos de recursos renováveis é de Henry Ford, em 1910, o qual estava interessado em produzir plásticos de resíduos de agricultura. Em 1941 ele conseguiu produzir um material à base de resíduos da soja misturados com outros componentes, para aumentar a resistência do material resultante (ROBINSON, G., 2007).

Na Europa os polímeros biodegradáveis foram originalmente desenvolvidos e introduzidos no mercado, por causa da limitada capacidade de espaço para aterros sanitários e também devido à má imagem dos plásticos. No entanto, em países emergentes como o Brasil, com larga extensão de terras favorecendo os aterros sanitários, dentre outros fatores, o conceito de plásticos biodegradáveis ainda é pouco difundido. A **Figura 9** mostra o desenvolvimento dos plásticos biodegradáveis na Europa e uma previsão para esse crescimento.

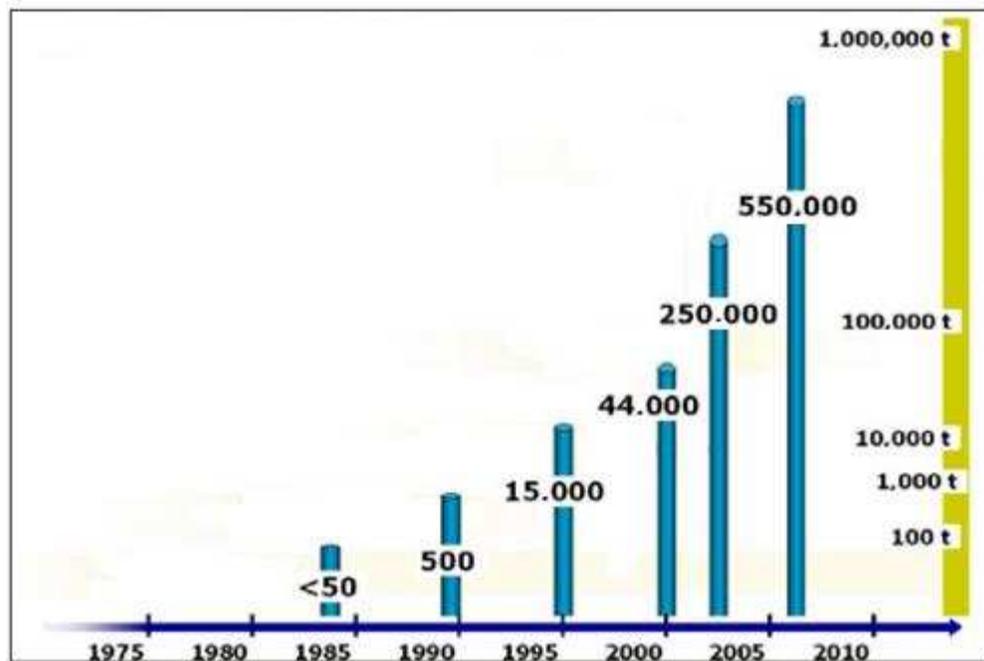


Figura 9: Desenvolvimento do uso dos plásticos biodegradáveis na Europa (WEBER, M. 2003).

Desde os anos 80, muitos tipos de polímeros a base de amido foram introduzidos no mercado de países desenvolvidos, representando o maior grupo de materiais biodegradáveis comercialmente disponíveis. No início, produtos simples como o amido termoplástico e blendas de amido/poliolefina foram produzidos, mas devido a sua degradabilidade incompleta, essas blendas tiveram um impacto negativo na atitude pública com relação aos polímeros biodegradáveis ou bioplásticos em geral (PATEL, et al., 2003).

O preço no mercado dos bioplásticos de origem renovável tem diminuído no decorrer dos anos e atualmente atinge faixas entre 1,5 e 4 Euros/kg, com possibilidades de competir até

mesmo com materiais tradicionais em alguns casos específicos. O amido não é uma matéria-prima cara, é abundante e disponível no decorrer de todo o ano através do milho, ou de outros plantios. Ele é totalmente biodegradável, em uma variedade de ambientes, e permite o desenvolvimento de produtos específicos totalmente degradáveis no mercado (ARMSTRONG, 2006).

Segundo ARMSTRONG (2006), o mercado dos bioplásticos a base de amido está mais direcionado às aplicações com embalagens, incluindo espumas solúveis e filmes para sacos e sacolas, representando mais de 75% deste mercado. As sacolas constituídas de amido foram introduzidas no mercado no início de 1999. Desde então estas sacolas tem sido usadas por muitas redes distribuidoras em países escandinavos e mediterrâneos, com um alto nível de aceitação. Nestes locais, a coleta seletiva de resíduos orgânicos é bem estabelecida e este tipo de sacola é bem aceito por serem compostáveis e biodegradáveis. Elas apresentam um desempenho semelhante às sacolas de polietileno de baixa densidade (PEBD) em termos de resistência, inclusive em invernos ou verões rigorosos.

Ainda segundo ARMSTRONG (2006), outra aplicação para estas sacolas é sua utilização para a coleta e separação dos resíduos orgânicos, representando um produto eficaz no setor dos materiais biodegradáveis e sendo utilizado por milhões de cidadãos europeus que contribuem com a compostagem. Na **Figura 10** são demonstrados alguns exemplos das aplicações das embalagens biodegradáveis.



Saco coletor

Saco

Sacola

Bandeja

Figura 10: Aplicações de embalagens biodegradáveis (ARMSTRONG, 2006).

Segundo BASTIOLI (2001), estudos recentes realizados pela “Federambiente” (Associação Italiana de Empresas Públicas Envolvidas no Gerenciamento de Resíduos) foram feitos com um número significativo de cidadãos italianos que separam e coletam o resíduo orgânico; e com aproximadamente quinze usinas de compostagem, que comportam mais de 50% do resíduo orgânico compostável na Itália. Foi demonstrado claramente que o uso das sacolas compostáveis melhora significativamente a qualidade do composto final e oferece benefícios econômicos, pois as taxas em aterros sanitários ultrapassam 0.05 Euro/kg de resíduos.

A partir desta experiência com a coleta seletiva, a Novamont, empresa italiana de embalagens, utilizou a ferramenta da Avaliação do Ciclo de Vida para avaliar os impactos ambientais da embalagem Mater-Bi, a base de amido, utilizada para coleta seletiva de resíduos orgânicos na Suíça. Os resultados desta primeira avaliação foram comparados com as embalagens de PEBD e de papel, e mostraram que as embalagens de papel, devido sua elevada massa, consomem mais energia em sua produção do que embalagens de Mater-Bi e de PEBD. Por outro lado, a embalagem Mater-Bi contribui de forma eficaz na redução da emissão de gases estufa, correspondendo a $\frac{1}{4}$ das emissões pelas embalagens de PEBD e $\frac{1}{5}$ das emissões pelas embalagens de papel, devido à presença do amido. Em termos gerais, as embalagens Mater-Bi apresentam impactos ambientais menores que as embalagens de papel e semelhante às embalagens de PEBD quando incineradas depois de sua separação dos outros resíduos. No entanto, quando se compara na prática a incineração de embalagens de PEBD e Mater-Bi, observa-se que a primeira é prejudicada pela contaminação orgânica, enquanto que a segunda não (BASTIOLI, 2001).

Existem várias aplicações de embalagens biodegradáveis no mercado alemão, o qual está sempre na vanguarda. As embalagens a base de amido são usadas na Alemanha desde 1980, quando a coleta de resíduos e a compostagem foi iniciada nas residências. Diferentes produtos foram testados desde então e um padrão de qualidade foi estabelecido, para evitar problemas com a disposição destes resíduos. Desde 1999, diferentes sistemas sanitários, com e sem coleta seletiva de urina, são oferecidos com embalagens de amido, para que a compostagem possa ser realizada (Alemanha), assim como a coleta municipal e a compostagem com resíduos orgânicos (Holanda) (BERGER, 2005).

Atualmente, o mercado dos bioplásticos representa quase 1% do total de consumo de plásticos na Europa; tendo saltado consideravelmente a partir de 2007 (**Figura 11**). Em setembro de 2006, a Federação Britânica de Plásticos (BPF) levantou sérias questões sobre o pronunciamento de um dos maiores supermercados do Reino Unido, Sainsbury's, sobre utilizar embalagens plásticas compostáveis para seus produtos orgânicos, ao invés de materiais plásticos convencionais. Peter Davis, diretor geral da BPF, afirma que o desenvolvimento dos plásticos biodegradáveis representa uma inovação importante; porém, é necessário que os custos totais ambientais referentes a todo o processo de obtenção do produto sejam levados em consideração. Dependendo do tipo de plástico biodegradável, sua compostagem pode produzir elevados níveis de emissões de dióxido de carbono e metano, contribuindo assim com o efeito estufa e tornando o processo inviável (ROBINSON, 2007).

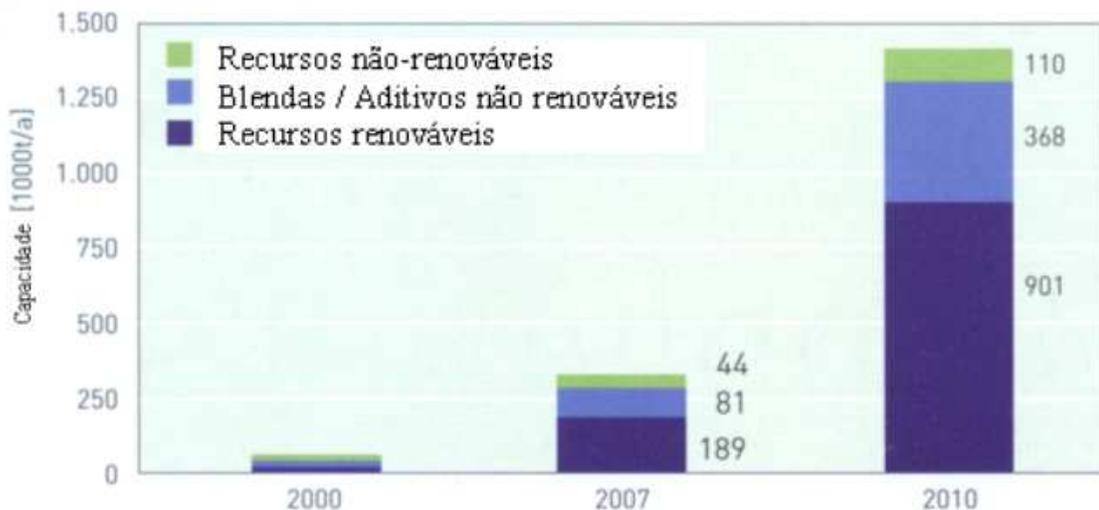


Figura 11: Crescimento e tendência do uso de materiais de fontes renováveis na Europa (BIOPLASTICS MAGAZINE, 2007).

De acordo com Ian Bartle, consultor e representante do Grupo de Embalagens Compostáveis do Reino Unido (ROBINSON, 2007), os bioplásticos precisam superar dois desafios para se obter os benefícios desta tecnologia. Um deles é que a maioria dos bioplásticos é semelhante aos plásticos convencionais, por isso é de suma importância educar o consumidor a

reconhecer e dar preferência à esse tipo de material. O outro desafio é que a compostagem destes materiais deve ser feita em um sistema fechado para se atingir resultados significantes. Portanto, é preciso avaliar a viabilidade de uma reciclagem ou compostagem. Se não existe infra-estrutura para uma compostagem, é então economicamente inviável a substituição da reciclagem, sendo necessários investimentos em tecnologia para se atingir resultados significantes (ROBINSON, 2007).

Na

Tabela 2 são mostrados alguns exemplos de embalagens biodegradáveis, com suas respectivas marcas comerciais, empresas e país de origem, materiais e aplicações dos produtos.

Tabela 2: Embalagens biodegradáveis e algumas empresas produtoras.

MARCAS	EMPRESAS	PAÍS	MATERIAIS	APLICAÇÕES
ECOFLEX	BASF	ALEMANHA	Co-poliéster	Filmes flexíveis
BIO-FLEX	BIOTECH	ALEMANHA	PCL + AMIDO	Filmes flexíveis
BIOPHAN	TREOFAN	ALEMANHA	PLA	Filmes flexíveis
	CHISSO	JAPÃO	TPS	Sacolas compostáveis
NATUREFLEX	INNOVIA FILMS	REINO UNIDO	CELULOSE	Filmes metalizados
NATUREWORKS	CARGILLDOW	EUA	PLA	Filmes flexíveis e embalagem rígida
HYCAIL	HYCAIL	PAÍSES BAIXOS	PLA	Embalagem rígida
NATURALBOX	COOPBOX	ITÁLIA	PLA EXPANDIDO	Espuma
MATER-BI	NOVAMONT	ITÁLIA	PCL + AMIDO	Filmes flexíveis e embalagem rígida

Com relação ao mercado brasileiro de bioplásticos, a Iraplast (Indústria de Plásticos de Itacemópolis – SP), comercializa embalagens biodegradáveis de PLA; porém, a resina é produzida pela Cereplast. A Cereplast é uma indústria americana e é reconhecida pelo Instituto de Produtos Biodegradáveis (The Biodegradable Products Institute – BPI) que certifica resinas e produtos biodegradáveis através de um selo, com base nas normas internacionais de biodegradação (EN 13432/ASTM D-6400). Na Figura 12 é apresentada a página do BPI na Internet e na **Figura 13** estão indicados os modelos do selo de certificação.



Figura 12: Site do Instituto de Produtos Biodegradáveis nos Estados Unidos (THE BIODEGRADABLE PRODUCTS INSTITUTE, 2007).

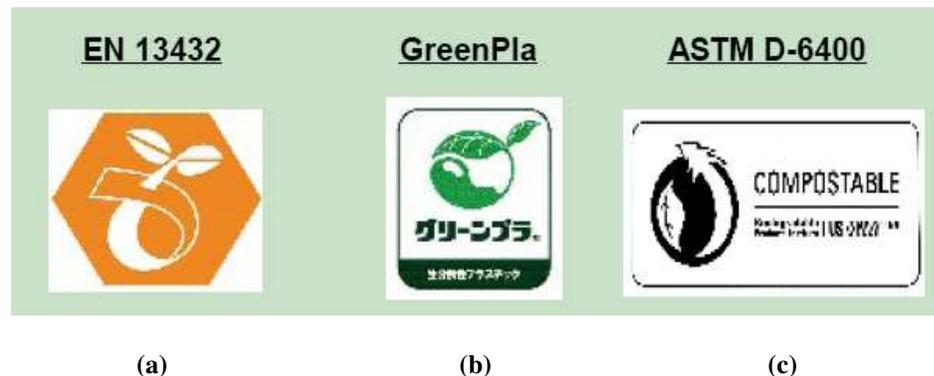


Figura 13: Selos que certificam os plásticos biodegradáveis (ARMSTRONG, 2006): (a) Alemanha; (b) Japão; (c) Estados Unidos

Além da Iraplast existe também a PHB Industrial, empresa brasileira localizada no município de Serrana – SP que produz o polihidroxibutirato (PHB), obtido a partir da fermentação biológica da cana-de-açúcar e a empresa Biomater, que em parceria com a Universidade de São Paulo, Universidade Federal de São Carlos e outras instituições e empresas, dedica-se à pesquisa, desenvolvimento, produção, certificação e comercialização de bioplásticos e/ou compostos termoplásticos biodegradáveis e compostáveis e seus derivados.

Recentemente a Braskem desenvolveu o primeiro polietileno internacionalmente certificado como sendo 100% produzido a partir do etanol da cana-de-açúcar. A certificação é de acordo com a ASTM-D6866, que descreve como determinar o conteúdo de biomaterial indicado pela quantidade do isótopo ^{14}C . A empresa já produz quantidades suficientes para uso comercial e pode ser produzido utilizando as mesmas plantas industriais e equipamentos de polimerização convencionais. Todos estes aspectos contribuem para bons resultados da Avaliação do Ciclo de Vida do processo, quando comparado ao processo mais comumente utilizado para obtenção do mesmo produto (BIOPLASTIC NEWS, 2009).

Como exemplo de comparação dos principais aspectos de polímeros de fonte renovável em relação à polímeros de fonte não renovável, o resultado de um estudo de ACV desenvolvido com o objetivo de comparar a embalagem de ácido polilático (PLA) com PP é demonstrado na Tabela 3.

Tabela 3: Análise de Inventário da produção de PLA e PP (BOHLMANN, 2004).

Categoria Energética	PLA	PP
	(MJ/kg)	(MJ/kg)
Produção de combustível	3,9	6,6
Uso de combustível	47,5	30,8
Transporte	4,7	4,8
Matéria-prima	0,6	51,5
Total	56,7	93,7

No caso dos polímeros a base de amido, em trabalho de revisão de vinte estudos de ACV, PATEL et al. (2001) concluíram que tanto a energia para a produção dos pellets quanto as emissões de gases estufa chegam a ser de 25% a 75% menor que o necessário para a produção do polietileno.

Na Figura 14 são demonstrados os resultados comparativos para obtenção de sacolas de plástico, feitas com três materiais diferentes.

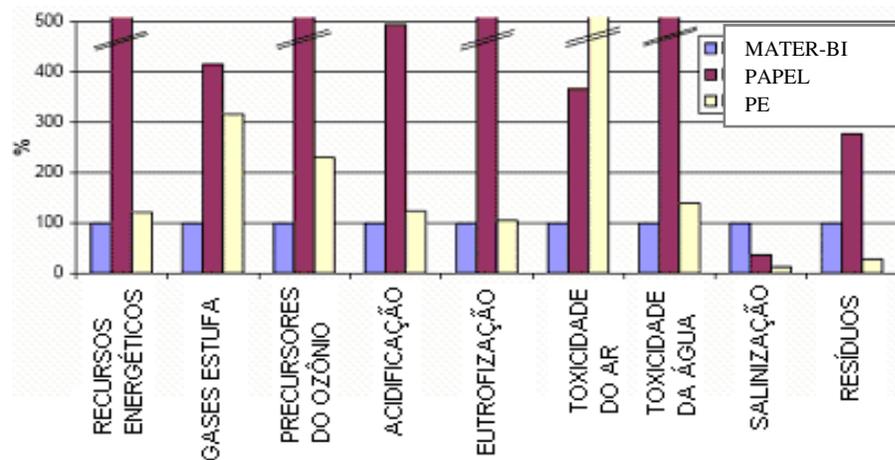


Figura 14: Comparação de embalagens de amido plastificado, Polietileno e papel (Adaptado de PATEL et al., 2001).

Em termos de resistência destes materiais, a **Figura 15** mostra um estudo comparativo entre alguns plásticos convencionais e alguns biodegradáveis. Nota-se que os resultados para o amido não estão distantes do PEAD, porém, são necessários investimentos em tecnologias de processamento para melhorar as propriedades dos materiais a base de amido (ARMSTRONG, 2006).

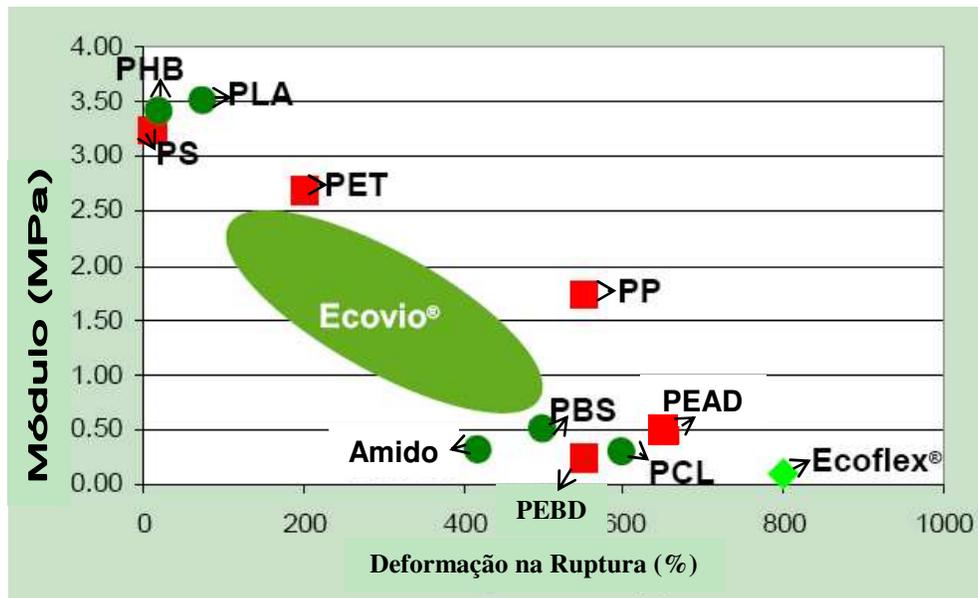


Figura 15: Comparação da capacidade de deformação de alguns plásticos (ARMSTRONG, 2006).

Além das tecnologias de processamento, das propriedades destes materiais e, segundo os resultados dos estudos apresentados, os bioplásticos contribuem com a proteção climática, evitam o uso de recursos fósseis e também reduzem os resíduos nos aterros sanitários. No entanto, estudos que demonstrem sua verdadeira contribuição contra o aquecimento global, por serem provenientes de um recurso renovável, são muito escassos no Brasil.

3.2.3. A Biodegradação dos Plásticos

A biodegradação aeróbia, que ocorre na presença de O_2 (Equação 1); e anaeróbia, que ocorre na ausência de O_2 (Equação 2), é o processo de decomposição de matéria orgânica capaz de resultar em dióxido de carbono, metano, água, compostos inorgânicos ou biomassa, onde o mecanismo predominante é a ação enzimática de microrganismos. Este processo pode ser medido por testes padronizados, em um período de tempo específico. Quando ocorre no solo, a proporção de carbono / nitrogênio do mesmo é um fator limitante para o crescimento de microrganismos; sem nitrogênio os microrganismos não conseguem realizar a síntese protéica. Segundo estudos e observações, a proporção deve estar entre 10:1 e 40:1 (GRIMA et al., 2002; SEED, 2007).

A biodegradação aeróbia completa resulta em um composto que é convertido em água e dióxido de carbono. Algumas substâncias podem se degradar em moléculas intermediárias menores, na chamada degradação primária. Essas moléculas normalmente são intermediárias no processo final de biodegradação; porém, em alguns casos, elas podem ser mais persistentes ou mais tóxicas que o poluente original (SEED, 2007).

Biodegradação aeróbia:

(1)



Biodegradação anaeróbia:

(2)



O grau e a taxa da biodegradabilidade aeróbica de um material plástico no meio ambiente determina o período de tempo em que um plástico pode ser mineralizado (conversão do polímero em produtos). O solo é uma fonte extremamente rica para avaliação dessa biodegradabilidade e, quando mantido apropriadamente com conteúdo de umidade adequado e disponibilidade de oxigênio, a atividade biológica é bem considerável, embora menor do que em outros ambientes biologicamente ativos, como lodo ativado ou compostagem. O solo é também o alvo para materiais compostados, cuja biodegradabilidade deve ser avaliada no próprio solo após a compostagem. A quantidade de dióxido de carbono produzida durante um teste de biodegradação, e o material plástico residual deste teste, mostram o grau de biodegradabilidade do material plástico (ASTM D5988-03).

Em 1992, foi organizado um workshop internacional, que reuniu especialistas da área de biodegradação de plásticos do mundo todo, para formar um acordo de definições, normas e metodologias de testes. Desde então, existe um acordo no que diz respeito aos seguintes pontos:

Para que um produto seja considerado biodegradável:

- Este precisa ter um método de disposição específico, como a compostagem;
- Sua taxa de biodegradação deve ser consistente, de forma que não ocorra a acumulação do resíduo;
- Após a biodegradação, os produtos finais devem ser dióxido de carbono, água, biomassa e húmus;
- A biodegradação deve acontecer de forma segura, não causando impacto no processo de disposição final ou na utilização do produto final (PATEL, 2005).

Todos os métodos comuns utilizados para estimar a biodegradabilidade de um polímero são baseados na estimativa da porcentagem de mineralização do conteúdo de carbono do material (GATTIN et al., 2001). Atualmente, existe um número considerável de normas para biodegradação, inclusive referente a uma variedade de condições específicas ambientais como a ASTM-D5509 e D5512 para compostagem simulada; a ASTM-D5525 para biodegradação em solo; a ASTM-D5247 para atividade microbiana aeróbica, e a ASTM-D5437 para condições marinhas. Existem também as normas referentes à emissão de CO₂ em ambientes aeróbios, como a ASTM-D5209 para lodo de esgoto; a ASTM-D5271 para lodo de esgoto ativado, e a ASTM-D5338 para compostagem controlada. Existem ainda as normas referentes à evolução de metano e CO₂ em ambientes anaeróbios, como a ASTM-D5210 para lodo de esgoto anaeróbio; a ASTM-D5511 para biodegradação anaeróbia, e a ASTM-D5526 para processo acelerado em solo (NOLAN-ITU, 2002).

A biodegradação do amido é um resultado da ação enzimática nos açúcares, reduzindo o comprimento da cadeia polimérica e formando pequenos fragmentos. As ligações glucosídicas sofrem hidrólises aleatórias nos componentes do amido, causando uma pequena degradação nos grânulos. Como consequência o amido é transformado rapidamente em oligossacarídeos, com diminuição da viscosidade, turbidez e do poder de retenção do iodo. A segunda etapa do processo consiste em uma lenta degradação dos oligossacarídeos em maltose, α -dextrinas com grau de polimerização em torno de 5-10, e pequenas quantidades de glucose e maltotriose. As α -dextrinas são polímeros ramificados, contendo a ligação α -1,6 de interligação das cadeias. A extensão da

degradação depende da natureza da α -amilase, e, sobretudo, de sua concentração (NOLAN-ITU, 2002; ALMEIDA, 2001).

A representação esquemática da hidrólise do amido pode ser vista na **Figura 16**.

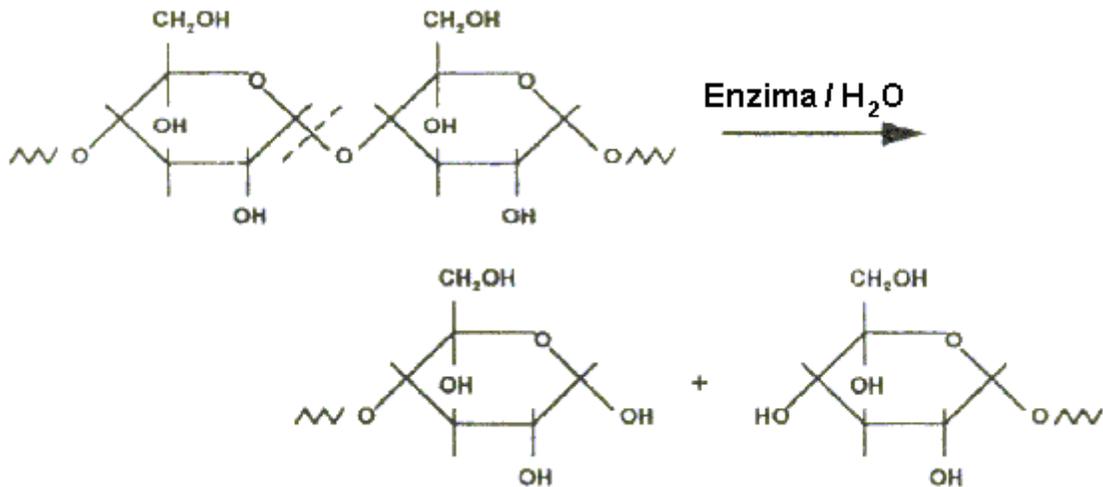


Figura 16: Representação da reação de hidrólise do amido (ALMEIDA, 2001).

Segundo ALMEIDA (2001), a biodegradação do amido plastificado ocorre em duas etapas: a fragmentação e a mineralização. A fragmentação consiste na formação de colônias de microrganismos na superfície dos polímeros, causando, nas moléculas biodegradáveis, a decomposição das macromoléculas em moléculas menores (oligômeros). Na mineralização os oligômeros são transportados para o interior das células microbianas onde são bioassimilados. O ambiente onde ocorre esse processo deve ser propício para o desenvolvimento de microrganismos, onde o controle da temperatura, umidade, pH e O_2 são essenciais. Desta forma, um ambiente laboratorial que se aproxima das condições naturais e com controle destas condições determinará a velocidade da biodegradação.

Para determinar a porcentagem de elementos contidos no material a ser biodegradado, utiliza-se a técnica da análise elementar. As análises de C, H, N, e O são importantes para se inferir a respeito do tipo de estrutura e funções orgânicas das moléculas que compõem os materiais (OLENDZKI, 2006). Por exemplo, uma relação ótima de C/N (30:1) sugere maior facilidade de biodegradação (TROMBIN, 2005).

3.2.4. Os Gases de Efeito Estufa e o Aquecimento Global

Átomos do carbono estão continuamente sendo trocados entre organismos vivos e mortos, atmosfera, oceanos, rochas e solo. A distribuição de carbono entre atmosfera, organismos, terra e oceanos se alterou com o tempo. Cerca de 550 milhões de anos atrás a concentração de CO₂ na atmosfera era de 7.000 ppm, quase 20 vezes o que é hoje (SCHLUMBERGER, 2008).

O ciclo do carbono é uma combinação de muitos processos biológicos, químicos e físicos que movem o carbono. Na **Figura 17** está representado o ciclo geral do carbono no planeta.

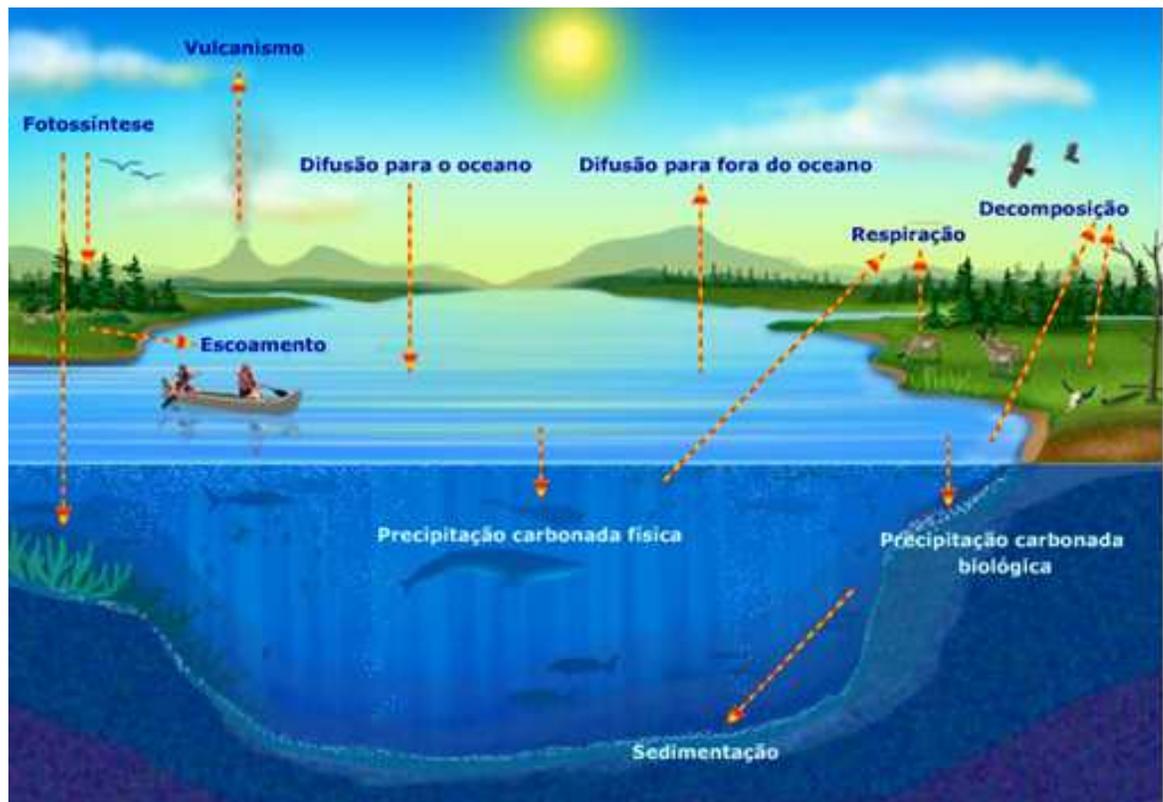


Figura 17: Ciclo do Carbono (SCHLUMBERGER, 2008).

A sobrevivência dos seres humanos e dos animais nos ecossistemas depende da eficiência das plantas em converter energia solar em energia química através da fotossíntese. A armazenagem de energia química pelas plantas é a fonte de energia assimilável por elas mesmas, pelos seres humanos e animais (PIMENTEL et al., 1996).

A energia química convertida pelas plantas produz os hidratos de carbono $(\text{CH}_2\text{O})_n$, como o amido. As plantas também foram responsáveis pela produção da energia fóssil, ou os hidrocarbonetos, através da decomposição de sua biomassa ao longo dos anos. Esse processo deu origem aos combustíveis fósseis, que são recursos energéticos não renováveis, e que “desviaram” o elemento carbono de seu ciclo biogeoquímico, estocando-o no solo (PIMENTEL et al., 1996).

Desde a Revolução Industrial iniciou-se a queima destes combustíveis, através das atividades humanas para a obtenção de energia, o que está devolvendo o CO_2 estocado para a atmosfera. O desequilíbrio gerado no ciclo do carbono é preocupante, considerando que o reservatório de combustíveis fósseis aconteceu como resultado de processos de maturação durante milhões de anos. Sabe-se que não havendo tais atividades, estes processos estariam em estado estacionário. Contudo, estas atividades perturbam o equilíbrio e resultam no aquecimento global.

Além do uso para fins energéticos, os combustíveis fósseis também são utilizados para fins não energéticos, onde a produção dos plásticos está englobada. Nessa categoria de produtos, o carbono não é emitido logo após sua produção, como no caso do uso energético, mas permanece aprisionado durante seu uso até o seu descarte. Após o descarte, em países desenvolvidos, o resíduo é incinerado e é então liberado o carbono na forma de CO_2 . Na **Tabela 4** são demonstradas como as emissões de dois gases de efeito estufa pela incineração de resíduos têm aumentado nos Estados Unidos desde os anos 90 (EPA, 2007).

Tabela 4: Emissões de CO₂ e N₂O na incineração de resíduos nos EUA (Tg* CO₂ Eq.)

Gás / Resíduo	1990	1995	2000	2005	2006	2007
CO₂	10.9	15.7	17.5	19.5	19.8	20.8
	8.0	10.3	11.8	12.8	12.9	13.6
Plásticos	0.2	0.8	0.9	1.2	1.2	1.2
Borracha Sintética em pneus	0.2	1.1	1.2	1.6	1.6	1.6
	1.3	1.6	1.6	1.8	1.8	2.0
Negro de Fumo em pneus	1.2	1.8	2.0	2.2	2.3	2.4
Borracha Sintética no RSM**	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4
Total	11.4	16.2	17.9	19.9	20.2	21.2

*Tg = teragrama ** Resíduo Sólido Municipal

[Fonte: EPA, 2007]

Segundo estimativas do IPCC, como conseqüências das emissões de gases estufa, a temperatura média global tende a elevar-se em 1°C até 2030, e a concentração de CO₂ já se encontra acima do limite seguro de 350 ppm (**Figura 18**). Até 2090, a projeção indica aumento de até 4°C, caso medidas de prevenção não sejam tomadas. Uma conseqüência grave do efeito estufa é o derretimento das camadas de gelo polares, o que já vem sendo detectado. Caso esse problema se agrave, o nível do oceano pode subir cerca de um metro, inundando regiões densamente povoadas, próximas aos rios, fazendo desaparecer ilhas e terrenos costeiros de baixa altitude. Outra conseqüência seria o superaquecimento da região equatorial e a alteração das zonas climáticas em seus limites de latitude, o que provocaria desertificação e afetaria áreas produtoras de alimentos (OLENDZKI, 2006).

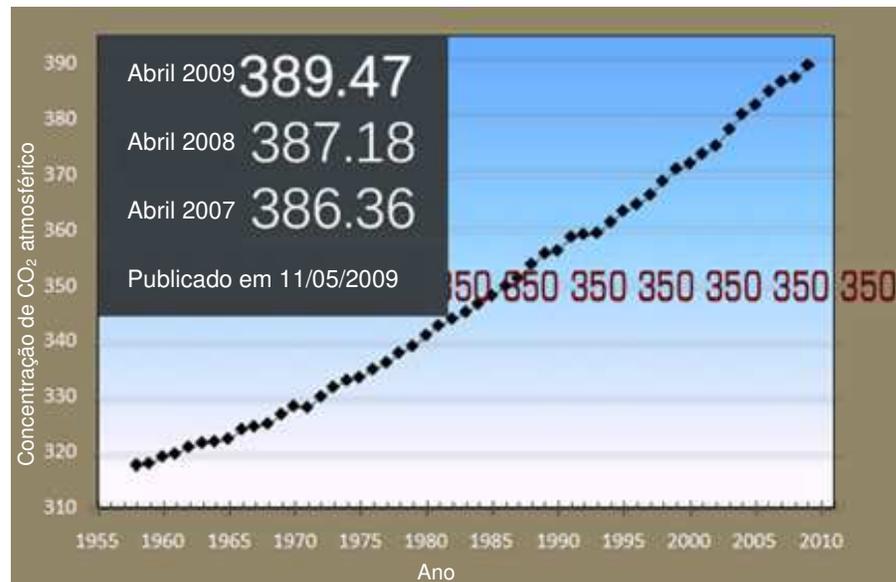


Figura 18: Aumento da Concentração de CO₂ atmosférico em relação aos anos (CO₂NOW, 2009).

3.2.5. Gases de Efeito Estufa na produção de fertilizantes

A agricultura contribui para as emissões de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), óxido nitroso (N₂O) e óxidos de nitrogênio (NO_x), importantes gases de efeito estufa (LIMA, 2002). Em estudo de revisão de WOOD et al. (2004), é esclarecido que as emissões podem ocorrer diretamente durante as atividades agrícolas (cultivo e colheita), ou indiretamente durante a produção e transporte dos insumos (herbicidas, pesticidas e fertilizantes), e que principalmente demanda grande quantidade de energia. Assim, a produção de fertilizantes compreende uma etapa importante de um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida, porém, bastante complexa, dada a considerável variedade de fertilizantes utilizados e os processos envolvidos em sua produção. Além disso, os dados necessários para os cálculos em um estudo de ACV são de difícil acesso e limitados em abrangência e qualidade.

Os fatores de emissão são um atalho importante em um estudo de ACV, pois evitam a necessidade de cálculos detalhados de emissões. Um fator de emissão é uma quantidade comum de gás que é liberada para a atmosfera por unidade de atividade, neste caso, por unidade de massa de fertilizante produzido (g CO₂ eq./kg fertilizante). Uma vez que os fatores de emissões para os

fertilizantes estão diretamente ligados ao processo de produção, é preferível utilizar fatores de emissão padronizados, relativos à planta onde o fertilizante foi produzido. Infelizmente, tal informação é raramente disponibilizada (WOOD et al., 2004).

Dentre os gases de efeito estufa, o potencial de aquecimento global do CH_4 é mais de 20 vezes maior que o CO_2 e o N_2O é cerca de 300, no entanto, quantitativamente o CO_2 é o gás mais importante. Segundo a EPA (sigla em inglês para Agência de Proteção Ambiental), a atual atividade rural responsável pela maior liberação de CH_4 nos Estados Unidos é a pecuária, através da fermentação entérica resultante do processo de digestão dos ruminantes; e a atividade responsável pela maior liberação de N_2O é a agricultura, através do manejo dos solos (EPA, 2007).

3.2.6. O Ciclo do Carbono em Agrossistemas

As plantas possuem aproximadamente 50% da sua matéria seca composta por C. Na **Figura 19** está esquematizado o ciclo do carbono em agrossistemas (AMADO, 1999).

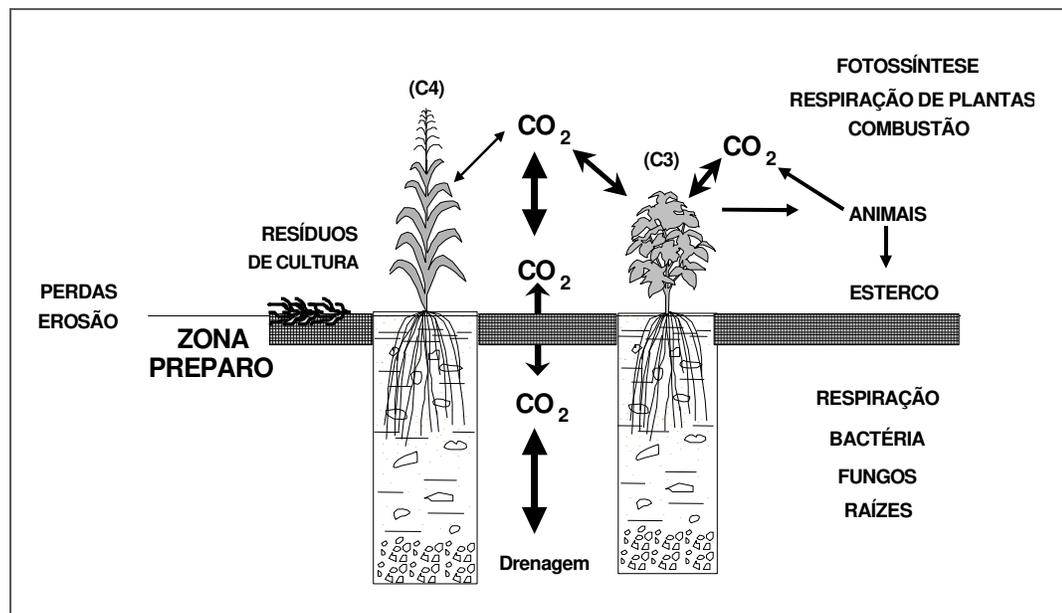


Figura 19: Ciclo do Carbono em Agrossistemas (AMADO, 1999).

Historicamente, a maioria dos solos agrícolas teve seu conteúdo original de Matéria Orgânica (MO) reduzido entre 30 e 50% pelo cultivo com preparo convencional, associado à ocorrência generalizada da erosão (Vide **Figura 20**). Com isto, grande quantidade de CO₂ foi emitida para atmosfera. Resultados de pesquisa no Sul do Brasil têm confirmado que, com a adoção de práticas conservacionistas, é possível recuperar o teor de MO destes solos degradados; para tanto, são necessárias práticas como a fertilização (especificamente o nitrogênio), a rotação de culturas, o uso do plantio direto e o emprego de culturas de cobertura, que aportem grande quantidade de palha e raízes ao solo (AMADO, 1999).

Portanto, o balanço de carbono nos sistemas agrícolas deve ser mais bem estudado a fim de ser possível definirmos as potencialidades de seqüestro de gás carbônico atmosférico em cada sistema de manejo do solo e o seu impacto na mitigação dos problemas causados pelo efeito estufa (NICOLOSO, 2005).



Figura 20: Modelo teórico de exposição da matéria orgânica ao ataque microbiano pela ruptura dos agregados (AMADO, 1999).

3.2.7. O Sistema Fotossintético do Milho

De acordo com BUCKERIDGE (Biologia/USP, 2007), o processo fotossintético de uma planta para crescer e se desenvolver depende da luz, temperatura, dióxido de carbono, água e

nutrientes (**Figura 21**). A equação química que representa este processo está descrita na Equação (3). Este processo consiste em dois processos acoplados. Um deles é de caráter fotoquímico e compreende a absorção de luz e o transporte de elétrons; o outro é bioquímico, com a captação do gás carbônico e a formação de compostos que encadeiam os átomos de carbono e retêm a energia absorvida a partir da luz, nas ligações químicas das moléculas formadas. A captação da luz é efetuada pelas clorofilas, ocorrendo absorção de energia. Essa energia será usada para o ciclo de Calvin, que consiste de um ciclo de reações químicas que executa uma série de adições de moléculas de carbono, utilizando o C do CO₂ para alongar moléculas de 3 carbonos até moléculas de 6 carbonos (mecanismo denominado via C3). A maior parte das moléculas de 6 carbonos formadas será utilizada no metabolismo para a produção de amido no cloroplasto e uma outra parte será descarboxilada, isto é, perderá o equivalente a uma molécula de CO₂ (CARRAPIÇO, 2002).

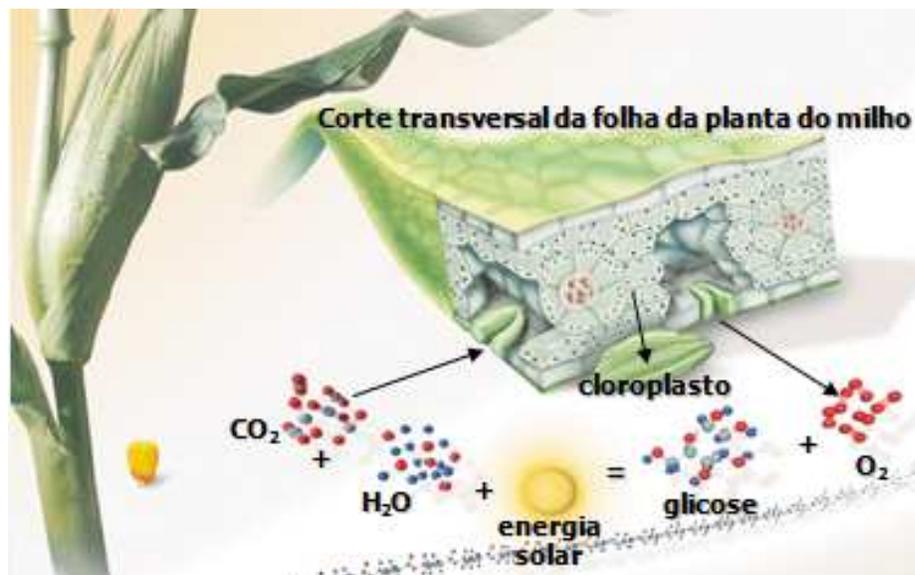
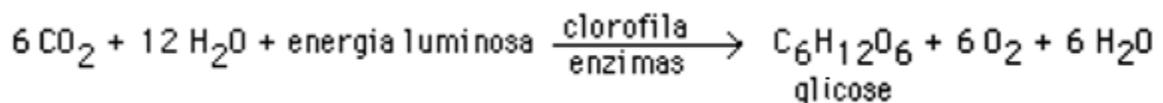


Figura 21: Esquema da produção de energia pela planta do milho (Adaptado de NATUREWORKS, 2006).

(3)



Algumas plantas como o milho, por exemplo, desenvolveram um sistema fotossintético chamado de via C4 (classificação utilizada após os anos 60). Este sistema permite à folha o armazenamento de ácidos com quatro carbonos: o CO₂ é captado através de células das folhas conhecidas como estômatos, e formam um composto de quatro carbonos, ou seja, sua taxa fotossintética é maior que em plantas C3, que é de 3 carbonos (BUCKERIDGE, 2007).

Como as taxas de absorção de CO₂ muito mais altas, o sistema pode armazenar mais carbono. Além disso, as plantas C4 têm desempenho constante em temperaturas que variam entre 10 e 40° C e; as C3 apresentam uma queda linear em desempenho quando se aumenta a temperatura. O fato das plantas C4 lidarem melhor com temperaturas mais altas também permite que seus sistemas de captação de luz possam suportar intensidades luminosas muito maiores. Se considerarmos as intensidades luminosas normalmente encontradas em condições naturais, fica claro que plantas C3 como as árvores tropicais, por exemplo, se adaptam bem a condições mais sombreadas, enquanto as C4 conseguem se desenvolver melhor em altas intensidades luminosas e em altas temperaturas (BUCKERIDGE, 2007).

Segundo PEREIRA (1989), a eficiência de conversão fotossintética das plantas tem com fonte principal de variação a composição da biomassa formada. Basicamente, cinco grupos de substâncias são encontrados nas plantas: carboidratos, proteínas, lipídios, lignina e ácidos orgânicos. No entanto, o produto primário da fotossíntese é o carboidrato. No caso do milho, sua composição em porcentagem de massa seca é: carboidratos 75%, proteínas 8%, lipídios 4%, lignina 11% e ácidos orgânicos 1%.

Existe, no entanto, um número considerável de pesquisas sobre o desenvolvimento de metodologias e modelos de simulação de produção, crescimento e desenvolvimento das plantas do milho, que incluem o ciclo do carbono durante o processo fotossintético, e que resultam na formação do amido de milho. A importância do conhecimento do desempenho fotossintético da planta do milho se dá pela sua relação com a produtividade de amido e conseqüente uso do CO₂ atmosférico pela planta.

O CO₂ atmosférico, utilizado pela planta para a formação de compostos orgânicos, tem dois destinos. No primeiro o gás está contido no grão e na palha; no segundo, ele é fixado nas partes da cultura que permanecem no terreno, como é o caso das raízes. Após a colheita, parte

dos resíduos das culturas são mineralizados e voltam à forma de CO₂, mas parte do carbono absorvido pela cultura é transferida para o solo em forma de rizodepósitos, como glicose, frutose, sucrose, etc. Os rizodepósitos incorporam os minerais argilosos, matéria orgânica e microrganismos, constituindo uma fixação efetiva de carbono, ou seqüestro de carbono (AVILLEZ et al., 2009).

Segundo NICOLOSO (2005), pode-se definir seqüestro de CO₂ em sistemas agrícolas como a incorporação do carbono fotossintetizado por vegetais ao solo na forma de Matéria Orgânica do Solo (MOS). Em seu estudo, a taxa de seqüestro de CO₂ atmosférico encontrada para a cultura do milho é em média 2,0 t.ha⁻¹.ano⁻¹. No entanto, CEOTTO, 2004, indica uma média de crescimento diária para a planta do milho, de 300 kg de matéria seca por hectare, contendo 44% de carbono. Isso é equivalente a assimilação de 484 kg CO₂ ha⁻¹.dia⁻¹ (valor médio teórico), ou 41,5 t CO₂ ha⁻¹.ano⁻¹ (valor específico simulado).

3.3. A PRODUÇÃO DO AMIDO DE MILHO PLASTIFICADO

3.3.1. O milho

O século XXI tem sido apontado como o século da biotecnologia, cujas atividades avançam num ritmo acelerado. Desta forma, métodos apropriados deverão ser desenvolvidos e aplicados na avaliação de custos e benefícios econômicos da biotecnologia voltada para a saúde, para a produção de alimentos, para produção de biocombustíveis, para processos que economizem energia e água, que minimizem a geração de resíduos tóxicos, entre outros (G-SAT, 2007).

Com o uso crescente de recursos renováveis, abrem-se as oportunidades de participação dos países em desenvolvimento. Os sistemas passam a ser pensados de forma conjunta, segundo a idéia de que todas as coisas estão inseridas em um contexto inter-relacionado e interdependente.

A Agenda 21, o programa estabelecido em 1992 pela Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, afirmava que a sustentabilidade “promete fazer uma

contribuição significativa em possibilitar o desenvolvimento de, por exemplo, melhor cuidado da saúde, melhor segurança alimentar através de práticas agrícolas ecológicas, melhor oferta de água potável, processos de desenvolvimento industrial mais eficientes para transformação de matérias-primas, apoio a métodos sustentáveis de florestamento e reflorestamento e também de destoxificação de resíduos” (G-SAT, 2007).

De acordo com uma pesquisa realizada pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, na sigla em inglês), o Brasil poderá aumentar sua área de cultivo nos próximos 50 anos em aproximadamente 170 milhões de hectares - praticamente o mesmo espaço ocupado atualmente por plantações nos Estados Unidos. Segundo Michael Shean, coordenador do estudo, essa expansão pode ser feita sem qualquer desmatamento adicional da Floresta Amazônica, ou de outras regiões que devem ser preservadas. Mais da metade do território brasileiro é ocupada por florestas (CAMARGOS, 2007).

Até o momento, apenas 5% do território brasileiro é explorado por lavouras (43,4 milhões de hectares), enquanto 21% (177 milhões de hectares) é ocupado por pastagens. Isso significa, conforme o estudo, que mais de 50% da atual área brasileira de pastagens pode ser convertida em lavouras em longo prazo, até pela melhor rentabilidade que elas proporcionam aos produtores. Somam-se a isso, segundo a pesquisa, 65 milhões de hectares de cerrado virgem e mais 10 milhões de hectares de pastagens degradadas e terras desflorestadas (CAMARGOS, 2007). A **Figura 22** mostra resultados gráficos dessa situação de acordo com HERRMANN (2006).



Figura 22: O uso do território brasileiro (HERRMANN, 2006).

Além da USDA, a Organização das Nações Unidas também prevê a liderança do Brasil na agricultura mundial. De acordo com a ONU, a produção agrícola brasileira pode ultrapassar a dos EUA nos próximos 10 anos. A estimativa é de que existam 90 milhões de hectares de terras potencialmente aráveis e virgens (CAMARGOS, 2007).

De acordo com GALVÃO et al. (2004), no caso da cultura do milho, que é plantada em todo território brasileiro, esta se destaca das demais por ocupar a maior área cultivada no país. Entre os grãos é o produto de maior volume produzido e segundo maior valor da produção, sendo

superado apenas pela soja. Quase 80% de todo o milho produzido no Brasil é consumido na forma de ração.

No Brasil, o rendimento médio do grão de milho gira em torno de 2.700 kg.ha⁻¹ por ano e o país é o terceiro maior produtor mundial do grão, com participação média de 6% na oferta mundial deste produto. Sua produção é superada pela dos Estados Unidos, com participação de quase 40%, e pela da China, cuja produção equivale a 20% da oferta mundial de milho (GALVÃO et al., 2004).

Não obstante, a importância econômica e social da produção de milho e os aumentos na produtividade atingidos, fruto dos trabalhos de pesquisas e do conseqüente desenvolvimento tecnológico alcançados, vários entraves impedem que todo o potencial dessa cultura seja explorado. A situação da cultura do milho não difere da condição das demais lavouras de abastecimento interno, devido principalmente à ineficiência na comercialização e à boa parte da sua produção, que ainda é baseada em pequenos produtores. Além disso, a utilização de tecnologia está geralmente abaixo dos padrões adequados, prejudicando a competitividade do setor. A própria origem histórica da produção de milho, que remonta a seu cultivo indígena e anterior à colonização, o que lhe dá caráter predominantemente de subsistência, é condição pouco propícia à adoção de tecnologia, à superação das deficiências naturais do solo e ao conseqüente aumento da produtividade. No entanto, a posição que o Brasil ocupa no mercado internacional de milho é de importador apesar de apresentar quesitos suficientes para se tornar um grande exportador de milho, fazendo-se necessário, para isso, a adoção de um claro programa em favor desse produto (GALVÃO et al., 2004).

Na Tabela 5 observam-se as principais formas de destinação do milho como planta, espiga e grão e os principais produtos comercializados no mercado brasileiro.

Tabela 5: Uso do Milho (Planta, Espiga e Grão) no Brasil.

Destinação	Forma/Produto Final
Uso Animal Direto	Silagem; Rolão; Grãos (inteiro/desintegrado) para aves, suínos e bovinos.
Uso Humano Direto de Preparo Caseiro	Espiga assada ou cozida; Pamonha; Curau; Pipoca; Pães; Bolos; Broas; Cuscuz; Polenta; Angus; Sopas; Farofa.
Indústria de Rações	Rações para aves (corte e postura); outras aves; Suínos; Bovinos (corte e leite); Outros mamíferos.
Indústria de Alimentos	Amidos; Fubás; Farinhas comuns; Farinha pré-cozidas; Flocadas; Canjicas; Óleo; Creme; Pipocas; Glicose; Dextrose.
Intermediários	Canjicas; Sêmola; Semolina; Moído; Granulado; Farelo de germe.
Xarope de Glicose	Balas duras; Balas mastigáveis; Goma de mascar; Doces em pasta; salsichas; salames; Mortadelas; Hambúrgueres; Outras carnes processadas; Frutas cristalizadas; Compotas; Biscoitos; Xaropes; Sorvetes; Para polimento de arroz.
Xarope de Glicose com alto teor de maltose	Cervejas
Corantes Caramelo	Refrigerantes; Cervejas; Bebidas alcoólicas; Molhos.
Maltodextrinas	Aromas e essências; Sopas desidratadas; Pós para sorvetes; Complexos vitamínicos; Produtos achocolatados.
Amidos Alimentícios	Biscoitos; Melhoradores de farinhas; Pães; Pós para pudins; Fermento em pó; Macarrão; Produtos farmacêuticos; Balas de goma.
Amidos Industriais	Para papel; Papelão ondulado; Adesivos; Fitas Gomadas; Briquetes de carvão; Engomagens de tecidos; Beneficiamento de minérios.
Dextrinas	Adesivos; Tubos e tubetes; Barricas de fibra; lixas; Abrasivos; Sacos de papel; multifolhados; Estampagem de tecidos; Cartonagem; Beneficiamento de minérios.
Pré-Gelatinizados	Fundição de peças de metal.
Adesivos	Rotulagem de garrafas e de latas; Sacos; Tubos e tubetes; Fechamento de caixas de papelão; Colagem de papel; madeira e tecidos.
Ingredientes Protéicos	Rações para bovinos; suínos; aves e cães.

Fonte: EMBRAPA, 2007.

A habilidade das plantas em explorar o solo, em busca de fatores de crescimento, depende grandemente da distribuição de raízes no perfil, que, por sua vez, são dependentes das condições físicas e químicas e são passíveis de alterações, em função do manejo aplicado. A erosão é outro fenômeno presente no solo, altamente dependente do manejo. Portanto, o manejo do solo pode afetar, num grau variado, tanto características intrínsecas quanto extrínsecas do solo, em que a compactação tem papel de destaque. Ela é reconhecida como uma das principais conseqüências do manejo inadequado do solo, aparecendo geralmente abaixo da camada revolvida pela ação dos implementos de preparo do solo; ou na superfície, devido ao tráfego. Na camada compactada, as características químicas e, principalmente, as características físicas do solo são modificadas. Assim, após uma pressão no solo, exercida pelas rodas dos tratores e por máquinas agrícolas, ocorre a quebra de agregados. Com essa quebra dos agregados, há o aumento da densidade do solo, ocorrendo simultaneamente redução da porosidade e diminuição de troca gasosa (oxigênio e dióxido de carbono); limitação do movimento de nutrientes; diminuição da taxa de infiltração de água no solo e aumento da erosão. Nessa condição, a resistência do solo à penetração também é aumentada, aumentando o requerimento de potência para o preparo do solo. Também vai haver condições menos favoráveis ao desenvolvimento das raízes, que sofre uma série de modificações, tanto de ordem morfológica quanto fisiológica, alterando o seu padrão de crescimento, com tendência de distribuição mais superficial, afetando o seu desempenho e, por conseguinte, o desempenho da planta, que apresenta menor crescimento (EMBRAPA, 2007).

O plantio direto é uma técnica de cultivo conservacionista na qual se procura manter o solo sempre coberto por plantas em desenvolvimento e por resíduos vegetais. Essa cobertura tem por finalidade protegê-lo do impacto das gotas de chuva, do escoamento superficial e das erosões hídrica e eólica. Existem diversos sinônimos, ou termos equivalentes, para plantio direto: plantio direto na palha, cultivo zero, sem preparo ("no-tillage") e cultivo reduzido. Efetivamente, poderia considerar-se o plantio direto como um cultivo mínimo, visto que o preparo do solo limita-se ao sulco de semeadura, procedendo-se à semeadura, à adubação e, eventualmente, à aplicação de herbicidas em uma única operação. (EMBRAPA, 2007).

Trinta anos após sua introdução em território nacional, o sistema de plantio direto (SPD) consolidou-se como uma tecnologia conservacionista largamente aceita entre os agricultores, havendo sistemas adaptados a diferentes regiões e aos diferentes níveis tecnológicos, do grande

ao pequeno agricultor que usa a tração animal. No ano agrícola de 2001/2002, estimou-se que mais de 14 milhões de hectares foram cultivados sob plantio direto, no Brasil, algo em torno de 30% da área total utilizada com culturas anuais. Esse sistema de produção requer cuidados na sua implantação, mas, depois de estabelecido, seus benefícios se estendem não apenas ao solo, mas, também, ao rendimento das culturas e a competitividade dos sistemas agropecuários. Devido à drástica redução da erosão, o SPD reduz o potencial de contaminação do meio ambiente e dá ao agricultor maior garantia de renda, pois a estabilidade da produção é ampliada, em comparação aos métodos tradicionais de manejo de solo. Por seus efeitos benéficos sobre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, pode-se afirmar que o Sistema Plantio Direto é uma ferramenta essencial para se alcançar a sustentabilidade dos sistemas agropecuários.

3.3.1.1. O preparo do solo e adubação

A análise do solo é uma medida físico-química e, no sentido agrônomo, tem o objetivo de determinar a habilidade do solo em fornecer nutrientes às plantas, determinar as necessidades de calcário e de fertilizantes, e diagnosticar o problema de toxidez de alguns elementos, como excesso de sais, por exemplo. Os solos brasileiros são ácidos na sua maioria, destacando-se aqueles sob vegetação de cerrado. Tais solos são caracterizados por baixas concentrações de cálcio e de magnésio, elementos diretamente envolvidos no desenvolvimento das raízes, e por valores elevados de alumínio trocável e baixa disponibilidade de fósforo. Nos últimos anos, a cultura do milho, no Brasil, vem passando por importantes mudanças tecnológicas, resultando em aumentos significativos da produtividade e produção. Entre essas tecnologias, destaca-se a necessidade da melhoria na qualidade dos solos, visando uma produção sustentada. Essa melhoria na qualidade dos solos está geralmente relacionada ao adequado manejo, o qual inclui, entre outras práticas, a rotação de culturas, o plantio direto e o manejo da fertilidade, através da aplicação de sulfato de cálcio hidratado ou gesso (gessagem) e calcário (calagem) no solo, nutrição e adubação do milho (adubação equilibrada com macro e micronutrientes, utilizando fertilizantes químicos) e adubação orgânica (esterco, compostos, adubação verde, etc.) (EMBRAPA, 2007).

Em média, para cada tonelada de grãos produzida, a planta de milho extrai do solo 24,9 kg de nitrogênio; 5,9 kg de fósforo; 26,7 kg de potássio; 6,6 kg de cálcio; 7,9 kg de magnésio; 2,5 kg de enxofre; 66,6 g de zinco; 21 g de boro e 21,2 g de cobre. São exportados para os grãos 15,6 kg de nitrogênio; 4,8 kg de fósforo; 5,1 kg de potássio; 0,4 kg de cálcio; 2,2 kg de magnésio; 1,2 kg de enxofre; 24,4 g de zinco; 3,8 g de boro e 2,1 g de cobre (RITCHIE et al., 2003).

Com relação à adubação nitrogenada, os dados para se estimar a quantidade necessária de nitrogênio utilizada no plantio, estão descritos na Tabela 6. Para os plantios em rotação com a cultura da soja, devido sua fixação de nitrogênio no solo, o agricultor economiza e reduz em cerca de 20 kg de N/ha da recomendação de adubação.

Tabela 6: Estimativa da necessidade de adubação nitrogenada para a cultura de milho.
Fonte: EMBRAPA, 2007.

Necessidade da cultura para produzir:	
Grãos, 7000 kg ha ⁻¹ x 1,4 % de N -----	98 kg
Palhada, 7000 kg ha ⁻¹ x 1,0 % de N -----	70 kg
Total -----	168 kg
Fornecimento pelo solo:	
20 kg de N por 1 % de M.O. (solo com 3 % de M.O.) -----	60 kg
Resíduo de cultura, 30 % de N da palhada -----	21 kg
Total -----	81 kg
Necessidade de adubação:	
$N_f = (168 - 81)/0,60^*$ -----	145 kg
*fator de eficiência do N = 60 %	

A calagem tem efeitos sobre as plantas que geralmente dependem do tempo e da umidade disponível no solo e estão associados com algumas características físicas (ex: relação entre o tamanho da partícula e a sua superfície) e químicas do corretivo (ex: valor do Poder Neutralizante - PN). A calagem altera algumas características do solo, como a redução da saturação por

alumínio, elevação nas concentrações do cálcio e do magnésio, elevação do pH e aumento na disponibilidade do fósforo. A atividade biológica também é favorecida pela ação do calcário (EMBRAPA, 2007). Portanto, de acordo com estudo realizado por TISSI et al. (2004), pode-se dizer que para solos da região sul e sudeste a quantidade ideal de calagem está entre 1 e 2 t.ha⁻¹ de plantação.

De acordo com a EMBRAPA (2007), as quantidades de fósforo recomendadas na adubação do milho, em função do teor do nutriente no solo, podem variar de 30 a 110 kg.ha⁻¹, dependendo de resultados da análise do solo. Essas doses devem ser aplicadas no sulco de plantio e ser ajustadas para cada situação, levando-se em conta, além dos resultados da análise de solo, o potencial de produção da cultura na região e o nível de tecnologia utilizada pelos agricultores.

Nos solos do Brasil central, a quantidade de potássio disponível é normalmente baixo e a adubação com esse elemento produz resultados significativos. Aumentos de produção de 100% com adição de 120 a 150 kg.ha⁻¹ de K₂O (óxido de potássio) são comuns nesses solos (EMBRAPA, 2007).

Com relação ao enxofre, 250 kg.ha⁻¹ são necessários para atender as necessidades das plantas; por esta razão, alguns fertilizantes já vêm com enxofre adicionado, por exemplo, o superfosfato simples contém 12%, o sulfato de amônio 24%, o FosMag 11% e fontes menos solúveis, como o fosfato natural parcialmente acidulado, 6%. Esses fatores devem ser considerados, pois as quantidades de enxofre aplicadas através desses produtos podem já ser suficiente para atender as necessidades da cultura (EMBRAPA, 2007).

Nas condições em que a cultura do milho é explorada no Brasil, o ciclo dos diversos cultivares varia entre 110 e 180 dias (período compreendido entre a semeadura e a colheita). A taxa de desenvolvimento da planta, diretamente relacionada com a temperatura, bem como deficiências de nutrientes ou de umidade, pode dilatar o tempo entre os estádios vegetativos (fases do desenvolvimento de uma planta); porém, encurta o tempo entre os estádios reprodutivos. A divisão do ciclo da cultura do milho em estádios distintos de desenvolvimento (vegetativos e reprodutivos) permite o estabelecimento de relações entre elementos ligados à fisiologia da planta, ao clima, aos aspectos fitotécnicos e fitossanitários e o desempenho da cultura (RITCHIE et al., 2003).

A maior parte da massa seca da planta consiste de carbono orgânico resultante da fotossíntese e dos processos subseqüentes. Pelo menos 13 elementos nutricionais devem ser absorvidos para que a planta de milho cresça e se desenvolva normalmente. O suprimento adequado de cada nutriente em cada estágio é essencial para o crescimento ótimo em todos os estádios. (RITCHIE et al., 2003.)

A absorção de potássio é completa logo após o florescimento, mas a absorção dos outros nutrientes essenciais, tais como nitrogênio e fósforo, continua até próximo da maturidade. Grande parte do nitrogênio, do fósforo e de alguns outros nutrientes é transportada das partes vegetativas da planta para o grão em desenvolvimento, posteriormente no ciclo. Este transporte pode resultar em deficiências de nutrientes nas folhas, a menos que a quantidade adequada de nutrientes esteja disponível para a planta durante aquele período. Uma grande parte do nitrogênio e do fósforo absorvidos pela planta é removida nos grãos que são colhidos, mas a maior parte do potássio absorvido é devolvida ao solo pela biomassa residual (folhas, colmos e outros resíduos da planta) (RITCHIE et al., 2003).

Dos sistemas de produção identificados, o que mais prontamente assimila as tecnologias disponíveis na busca de competitividade diz respeito à "produção comercial de grãos". Para esse sistema, tem-se observado grande homogeneização do padrão tecnológico empregado pelos produtores na condução das lavouras de milho, variando pouco entre as principais regiões produtoras. Evidentemente não existe um padrão tecnológico único que atenda a todos os sistemas de produção utilizados, e que se adapte a todas as situações inerentes a cada lavoura. Entretanto, especificamente com relação aos produtores enquadrados no sistema acima citado, é possível, com razoável precisão, identificar um padrão tecnológico que se apresenta como o mais adequado para essas lavouras (EMBRAPA, 2007).

Lavrar um acre de solo libera algo entre $\frac{1}{4}$ e 4 toneladas de dióxido de carbono para a atmosfera a cada ano, uma das principais causas do aquecimento global. Um grupo de 10 das maiores empresas de energia canadenses tomou a iniciativa de pagar a cerca de 400 fazendeiros do centro oeste para que não mais arassem seus solos, de modo que houvesse uma redução na emissão de 2,8 milhões de toneladas de CO₂ (ARAÚJO, 2000).

As taxas de seqüestro de carbono em estudo reportado por AMADO (1999), no Rio Grande do Sul, com sistema plantio direto, têm variado de 0,15 a 1,6 t C.ha⁻¹.ano⁻¹, com uma

média próxima a $1,0 \text{ t C.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. O fato positivo é que as práticas que conduzem ao incremento do potencial produtivo do solo são as mesmas que propiciam o incremento do teor de Matéria Orgânica (MO), com reflexos positivos na qualidade ambiental.

O plantio direto estoca carbono em uma taxa de $1,4 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Por armazenar a matéria orgânica no solo, evitar a erosão dos solos, e assim evitar a liberação de gases para a atmosfera, o plantio direto pode representar um importante fator de seqüestro de carbono no setor agrícola. Além disso, no sistema de plantio direto há uma considerável redução no consumo de energia direta – representada pelos combustíveis fósseis – e de energia contida nos insumos e equipamentos (AMADO, 1999).

3.3.1.2. Uso da água

O milho é considerado como uma cultura que demanda muita água, mas também é uma das mais eficientes no uso da água; isto é, produz uma grande quantidade de matéria seca por unidade de água absorvida. O milho de ciclo médio normalmente consome de 400 a 700 mm de água em seu ciclo completo, dependendo das condições climáticas. A água necessária a uma cultura é equivalente à sua evapotranspiração (ET_c), que é a combinação de dois processos (Evaporação da água do solo + Transpiração das plantas). Em situação prática, a ET_c é relacionada à evapotranspiração de uma cultura de referência (ET_o), que é uma cultura hipotética, em pleno crescimento e sem deficiência de água; e à K_c , constante que relaciona características da variedade ou cultivar empregada, época de semeadura, estágio de desenvolvimento da cultura e condições gerais de clima (EMBRAPA, 2007).

O milho, por ser uma cultura de ciclo curto ou anual, pode ter o seu estágio de desenvolvimento dividido em quatro fases, para efeito do estudo da evolução dos valores de K_c ao longo do tempo (Figura 23).

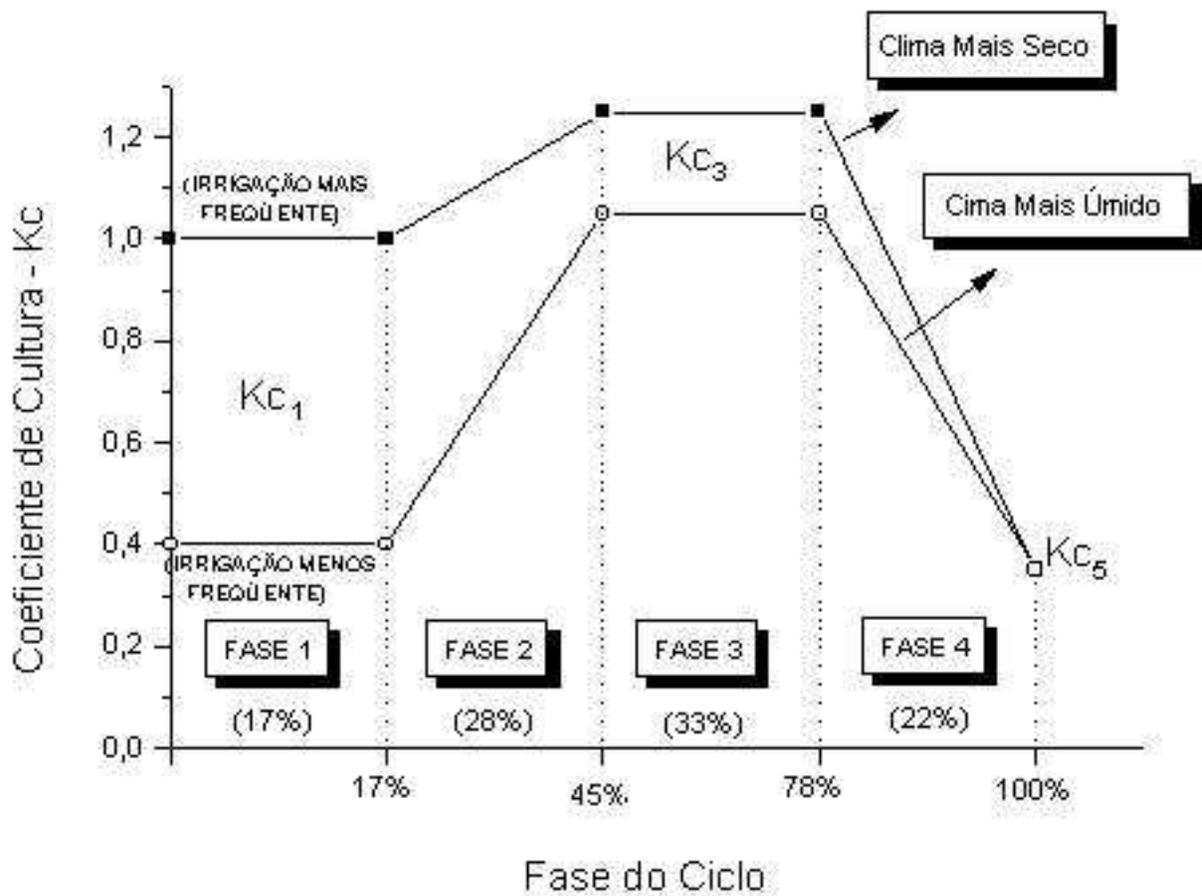


Figura 23: Coeficientes de cultura em função das fases do ciclo de crescimento do milho em duas condições de clima (EMBRAPA, 2007).

O consumo total de água da cultura do milho varia em função das condições climáticas e do cultivar utilizado. Para a ocorrência de uma condição ideal de evapotranspiração máxima, ou seja, ausência de estresse hídrico nas plantas, os valores aproximados do consumo de água pela cultura, por fase do ciclo fenológico (ciclo de desenvolvimento), estão apresentados na Tabela 7, em função de demandas evaporativas baixa, moderada, alta e muito alta (EMBRAPA, 2007).

Tabela 7: Valores aproximados do consumo de água pela cultura do milho, por fase do ciclo fenológico e total (valores previstos segundo a demanda evaporativa).

Consumo de água (mm)					
Demanda evaporativa	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Total
Baixa	75	140	185	80	480
Moderada	70	150	215	85	530
Alta	65	160	255	110	590
Muito Alta	65	175	280	120	640

[Fonte: EMBRAPA, 2007]

Em estudo realizado por CEOTTO (2005), foi reportada a emissão de $236 \text{ kg C.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ pelo sistema de irrigação da plantação do milho, utilizando diesel como fonte energética, o que equivale a $874 \text{ kg CO}_2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

3.3.2. O Amido de Milho

O milho pode ser industrializado através dos processos de moagem úmida e seca. Este último é o mais utilizado no Brasil. Deste processo resultam subprodutos como a farinha de milho, o fubá, a quirera, farelos, óleo e farinha integral desengordurada, envolvendo escalas menores de produção e menor investimento industrial. O processamento industrial do milho rende, em média, 5% do seu peso na forma de óleo. Através do processo de moagem úmida, o principal subproduto obtido é o amido (EMBRAPA, 2007).

A moagem úmida separa o grão do milho nos seus componentes básicos. O principal objetivo da moagem úmida é a máxima recuperação possível do amido, com alta qualidade para uso industrial geral (confeção têxtil, processamento de couro, produção de papel e adesivos entre outros) e na indústria de alimentos, normalmente usado como amido modificado para

melhorar propriedades dos vários produtos (LOPES FILHO, 1999). Na **Figura 24** é demonstrada a composição média dos grãos de milho em peso.

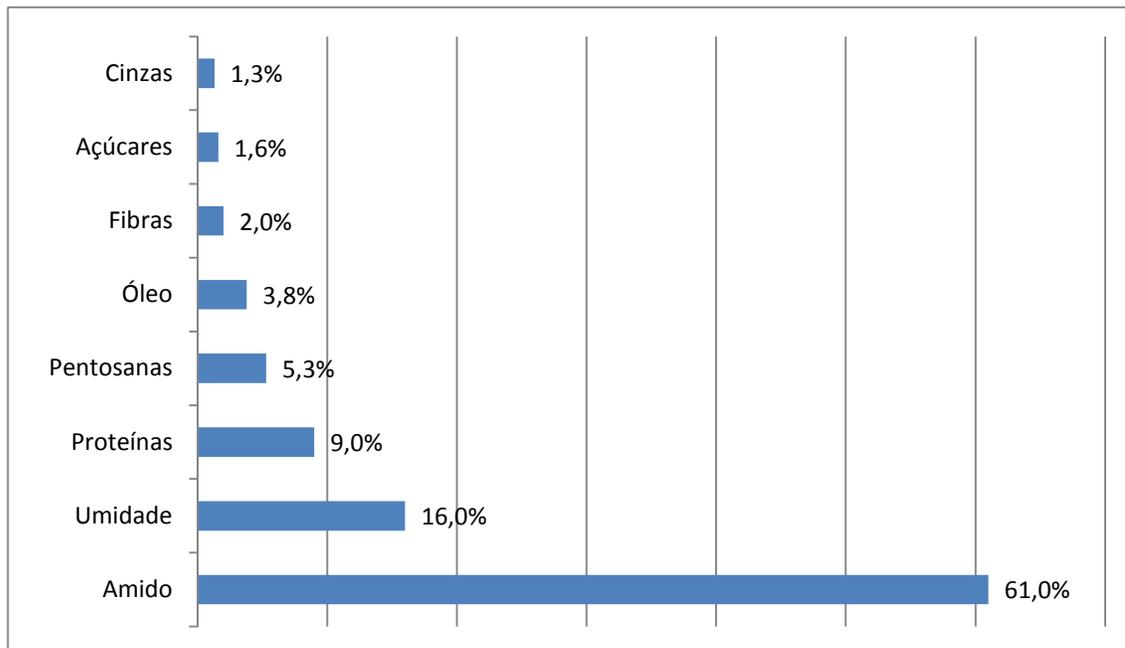


Figura 24: Composição média dos grãos de milho (ABGALIMTEC, 2007).

O milho chega à indústria em espigas ou debulhado, em grande quantidade, e com uma série de impurezas que devem ser eliminadas para maior eficiência da extração, e para evitar algum dano nos equipamentos. A limpeza do milho é feita por mesas de gravidade, separadores pneumáticos, peneiras vibratórias, exaustores e ciclones com filtros. As impurezas metálicas são eliminadas com separadores eletromagnéticos. Para o controle do fluxo existem balanças intercaladas no sistema (CIACCO et al., 1982).

O primeiro e mais importante estágio da moagem úmida é a maceração dos grãos, em solução de dióxido de enxofre, sob condições controladas. As mudanças físicas, químicas e bioquímicas induzidas durante este período são responsáveis pela qualidade e rendimento dos produtos obtidos pós-moagem. Na indústria, os grãos são macerados num fluxo contracorrente, com solução de 0,1 – 0,2% de SO_2 a 50 – 55°C, por 24 a 38 horas. O SO_2 na água de maceração

evita o desenvolvimento de microrganismos putrefativos e provoca o inchamento e ruptura da matriz protéica, que envolve o grânulo de amido no endosperma (CIACCO et al., 1982). As condições de processo permitem o desenvolvimento de *Lactobacillus* sp. que, através da utilização dos açúcares solúveis na água de maceração, produzem ácido láctico, reduzindo o pH do meio e promovendo condições favoráveis para a separação dos componentes do grão. Outros fenômenos que ocorrem são o amolecimento das sementes; a liberação dos grânulos de amido das matrizes de proteínas, através da quebra das pontes de enxofre, e inibição do crescimento de microorganismos de deterioração. Muitas das novas tecnologias propostas encontram resistências por parte das indústrias de moagem para modificar os métodos tradicionais, em função, principalmente, da necessidade de grandes investimentos. Uma das mais recentes propostas refere-se à maceração dinâmica e moagem intermitente dos grãos, de forma que, ao contrário do processo convencional, os grãos são macerados sob agitação e moídos a intervalos de tempo pré-estabelecidos, obtendo-se ao final uma mistura pronta para a etapa de separação dos germes. Desta forma, é possível reduzir-se drasticamente o tempo total de maceração em até cinco vezes, visto que a fase de difusão do SO_2 é a principal responsável pelo longo tempo de maceração necessário, devido às suas limitações difusionais (LOPES FILHO, 1999).

Após a maceração, é iniciado o processo de desgerminação, onde o germe é liberado por moagem em um desintegrador, que consiste em dois discos verticais; um estacionário e outro móvel que gira sobre um eixo horizontal. Nas faces opostas dos discos são ajustados pratos removíveis, com protuberância na forma de dentes, que ao girarem, quebram o grão de milho e liberam o germe (CIACCO et al., 1982).

Após a moagem, a massa é recolhida em um tanque, diluída e segue para a seção de separação do germe. Nesta seção, a massa diluída é colocada em um tanque onde o germe, pelo alto teor de óleo que contém, flutua e pode ser retirado pela parte superior. O resíduo, por ser mais pesado, é retirado pela parte inferior. Para maior eficiência no processamento, o resíduo é novamente moído e o processo repetido. Na fase de degerminação a moagem deve ser branda, para evitar a quebra do germe e conseqüente liberação de óleo, que iria contaminar o amido e dificultar as operações posteriores de purificação (CIACCO et al., 1982).

O material triturado e isento de germe é constituído de amido, proteína e casca. A seguir, o material é moído em moinho de pinos, com discos horizontais, rotatórios, com estrias radiais, lubrificados no centro e resfriados a água. Após esta moagem, a pasta segue para um lavador de casca, que funciona em quatro estágios, com água em contra corrente. Nesta fase praticamente todo o amido é retirado (CIACCO et al., 1982).

O leite de amido é constituído de amido, proteína e fibras. A suspensão é então concentrada e, em uma centrífuga, a proteína se separa e o amido é lavado, concentrado e purificado em um purificador. A proteína extraída, glúten, é concentrada e seca. O amido que sai do purificador é bombeado para um filtro a vácuo, para eliminação do excesso de água; durante esse processo, jatos de água podem ser aplicados purificando ainda mais o amido. Em seguida o amido vai para um secador do tipo “flash drier”, pneumático, com aquecimento do ar por vapor ou queima de óleo. Após esta operação, o amido é armazenado em silos ou sacos de 50 kg. Na Figura 25, é representado o fluxograma completo de extração de amido de milho.



Figura 25: Produção de Amido de Milho (ABGALINTEC, 2007).

3.3.3. O amido de milho plastificado

De acordo com VILPOUX e AVEROUS (2003), os bioplásticos presentes no mercado são oriundos principalmente de amido, com 85 a 90% do mercado. Entre os bioplásticos de amido, incluem-se os fabricados com amidos nativos ou pouco modificados, isolados ou em conjunto com moléculas naturais ou sintéticas. Inclui-se também o resultado da polimerização do ácido láctico obtido por fermentação do amido. Nessa categoria localiza-se o PLA (Poli-ácido láctico), considerado como o bioplástico com maior potencial nos próximos anos.

O uso de amido para produzir bioplásticos iniciou nos anos 70, pois se trata de um produto abundante e renovável. No estado granular pode ser usado como agente de enchimento para poliolefinas, como componente em misturas com polímeros sintéticos. É possível a produção de filmes de amido através do enxerto com polímeros tais como o Polietileno (PE); porém, apenas o amido é biodegradável. Nesta mistura pode ser adicionado um aditivo para melhorar a compatibilidade entre os dois materiais (VILPOUX e AVEROUS, 2003).

Os artefatos a base de amido, existentes no mercado, são compostos principalmente de amido complexado com poliésteres termoplásticos tais como o PCL (Poli-caprilactona), para formar produtos biodegradáveis e compostáveis. Como o Mater-Bi produzido pela NOVAMONT, tais materiais são usados em sacos para reciclagem de lixo orgânico (compostagem), higiene e agricultura, e possuem propriedade similares ao PEBD (Polietileno de baixa densidade) (VILPOUX e AVEROUS, 2003).

O grão de amido é uma mistura de dois polissacarídeos: amilose e amilopectina. A amilose é uma macromolécula linear constituída de 250 a 300 resíduos de D-glicopirranose, ligadas por pontes glicosídicas α -1,4, que conferem a molécula uma estrutura helicoidal. A amilopectina é uma macromolécula ramificada, menos hidrossolúvel que a amilose, constituída de aproximadamente 1400 resíduos de α -glicose ligadas por pontes glicosídicas α -1,4, ocorrendo também ligações α -1,6 (vide Figura 26). A amilopectina constitui, aproximadamente, 80% dos polissacarídeos existentes no grão de amido (CORRADINI et al., 2005.)

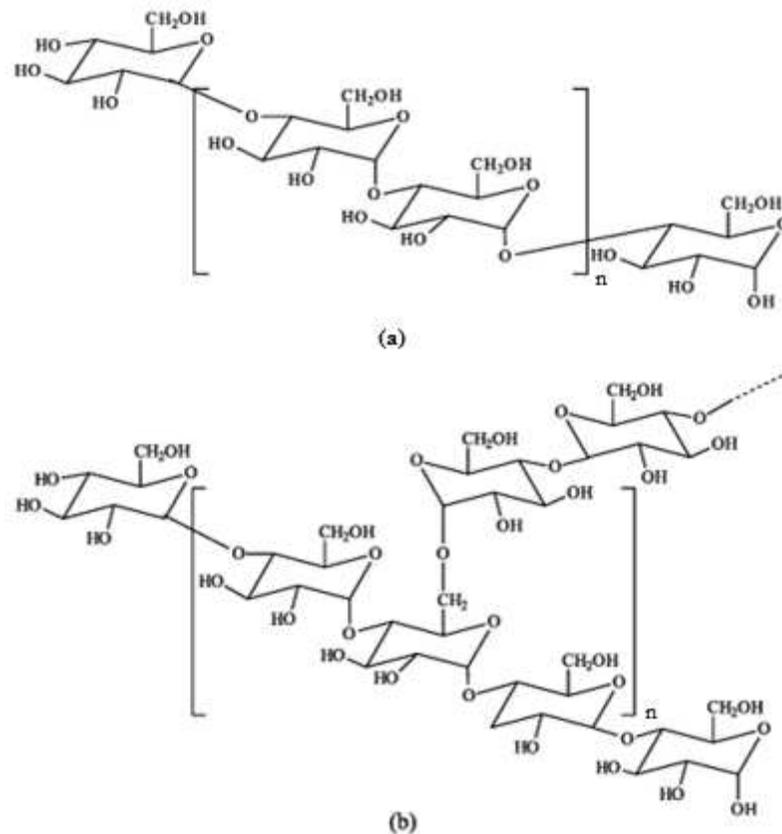


Figura 26: Estrutura química da amilose (a) e amilopectina (b) (CORRADINI et al., 2005).

Segundo ANDRADE et al., em estudo realizado em 2004, a obtenção do amido termoplástico ocorre em presença de água e/ou um plastificante, geralmente o glicerol, combinados com energia mecânica e térmica, o que ocasiona a gelatinização. A gelatinização é definida como o colapso da ordenação granular, durante a qual ocorrem mudanças nas propriedades, como o inchamento dos grânulos, a fusão cristalina, o rompimento dos grânulos com a liberação da amilose e o aumento da viscosidade da suspensão. A temperatura na qual ocorre tal modificação é denominada de temperatura de gelatinização do amido e varia para cada tipo (VILPOUX e AVEROUS, 2003). Esse processo pode ser realizado em uma câmara de mistura com alto cisalhamento, em uma extrusora mono ou dupla-rosca, ou até mesmo através de uma simples prensagem, desde que a formulação esteja aparentemente homogênea. Na Figura 27 estão demonstradas as micrografias do amido em grãos e plastificado.

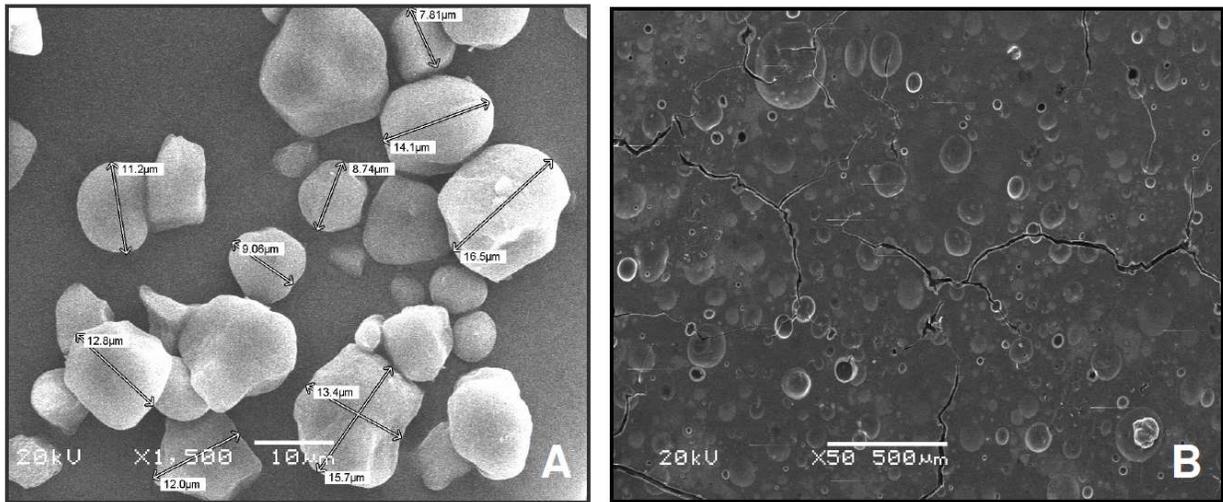


Figura 27: (A) Micrografias dos grãos de amido com os respectivos diâmetros (amplitude 1500x); (B) Filme de amido com plastificantes (amplitude 50x) (CORDI, L. 2008).

A baixa resistência à água e as variações nas propriedades mecânicas sob umidade, prejudicam o uso do amido como embalagem. Os derivados deste produto possuem uma alta permeabilidade a umidade e degradam de forma rápida, para muitos tipos de aplicações a úmido. Modificações para remediar esses problemas encarecem o produto final, limitando as soluções, entretanto existe a possibilidade de usos destes materiais como embalagens secundárias. Além da sensibilidade à umidade, o fato dos biopolímeros de amido apresentarem propriedades mecânicas que se alteram com o tempo, a baixa força de resistência ao impacto e, no caso dos produtos termoformados, a pequena espessura dos produtos, limitam o uso dos derivados de amido (VILPOUX e AVEROUS, 2003).

As propriedades do amido plastificado também variam em função do tipo de amido utilizado, com ênfase para o teor de amilose e amilopectina. O aumento quase linear das forças de ruptura e de alongamento, em função do teor de amilose, pode ser explicado pela capacidade de aglomeração maior das macromoléculas lineares enquanto as moléculas ramificadas de amilopectina dão origem a formação de nódulos. Assim, amido de milho, rico em amilose (70% de amilose) é um dos mais indicados para melhorar as propriedades dos materiais. Com relação à fragilidade desses materiais, sempre ocorre a necessidade de se adicionar plastificantes com o intuito de melhorar o comportamento plástico, ou seja, aumentar a capacidade de deformação do

amido. Segundo VILPOUX e AVEROUS (2003), filmes com maior teor de amilopectina e menor teor de amilose possuem melhor plasticidade.

Para melhorar a impermeabilização dos produtos biodegradáveis de amido, incorpora-se polímeros biodegradáveis, renováveis ou sintéticos. Esses polímeros podem ser misturados ao amido ou aplicados em filmes multicamadas, com uma camada interna de amido e duas externas do polímero impermeável. Os filmes de amido podem ser complexados com poliésteres termoplásticos e, em seguida, ser processados como os plásticos tradicionais; no entanto, a aderência entre os filmes diminui com a adição de mais de 20% de glicerol (VILPOUX e AVEROUS, 2003).

3.3.4. O Glicerol

De acordo com ARRUDA et al. (2007), o glicerol, ou glicerina, plastificante mais utilizado na gelatinização do amido, é conhecido também como 1,2,3 propanotriol e foi descoberto por Scheele em 1779, que o extraiu de uma mistura aquecida de óxido de chumbo e azeite de oliva.

Atualmente, o glicerol possui ampla aplicação industrial, com destaque na fabricação de resinas sintéticas, gomas de éster, remédios, cosméticos, pastas de dente. Também é utilizado em grandes quantidades no processamento de tabaco e alimentos. Este álcool com três hidroxilas, incolor, viscoso, higroscópico e de sabor adocicado é um importante intermediário no metabolismo dos organismos vivos, sendo encontrado naturalmente na forma combinada como glicerídeos em animais, gorduras vegetais e óleos (ARRUDA et al., 2007).

O glicerol também pode ser recuperado como um subproduto, quando estes óleos são saponificados no processo de fabricação industrial de sabão, separado diretamente de gorduras, na produção de ácidos graxos, e recentemente como subproduto do biodiesel. A sua produção microbiológica é conhecida há 150 anos; no entanto, a sua produção comercial ocorre através da síntese de propileno desde 1949, devido ao baixo rendimento do processo microbiológico em relação ao processo químico, e à dificuldade de sua extração e purificação dos caldos fermentados. Sua fórmula química é $C_3H_5(OH)_3$, apresentando aproximadamente 39% de

carbono em sua composição. Na Figura 28 está representada sua fórmula estrutural (ARRUDA et al., 2007).

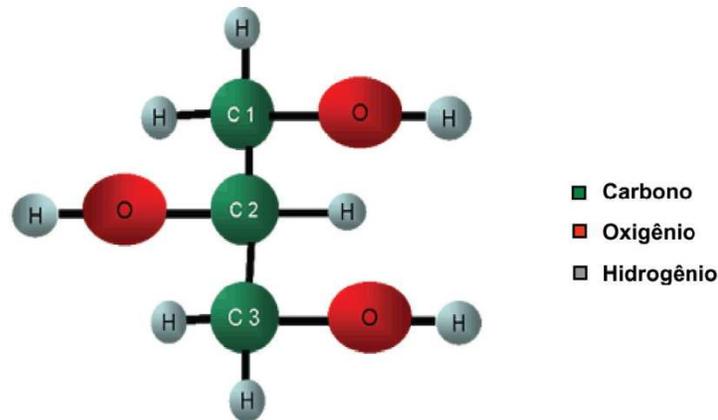


Figura 28: Fórmula Estrutural do Glicerol ou Glicerina (ARRUDA et al., 2007).

Ainda segundo ARRUDA et al. (2007), o glicerol é reconhecido como substância atóxica desde 1959, sendo permitido como aditivo em alimentos, e também considerado como substância “GRAS” (Generally Regarded as Safe) pelo Food and Drug Administration dos Estados Unidos. No Brasil, seu uso em produtos alimentícios é assegurado pela Resolução de nº 386, de 5 de Agosto de 1999.

Devido à combinação de propriedades físico-químicas como não toxicidade, ausência de cor e odor, o glicerol é uma substância com grande variedade de aplicações (ARRUDA et al., 2007). Como subproduto de biocombustível, para cada litro de biodiesel obtido na transesterificação é gerado 100 mililitros de glicerina, o que significa 80.000 toneladas por ano de glicerina no Programa Nacional B2 (Programa que obriga a mistura de dois por cento do biodiesel no óleo diesel). Segundo a ANP (Agência Nacional do Petróleo), desde 1º de julho de 2008 a mistura passou de dois para três por cento e, ainda este ano (2009), pode passar para quatro por cento (BIODIESELBR, 2007).

Segundo Gilberto Campello Brasil, assessor técnico da Secretaria de Mudanças Climáticas do Ministério do Meio Ambiente (MMA), a dificuldade de acomodação de uma oferta de glicerina quase três vezes maior que a demanda se agrava porque a glicerina resultante da produção de biodiesel tem características diferentes da que é utilizada na indústria de higiene. O

preço médio da glicerina, que em 2005 chegou a R\$ 3 o quilo, hoje sai entre R\$ 1,60 e R\$ 1,70. Nas regiões onde usinas de biodiesel operam, o valor médio cai para R\$ 0,60 a R\$ 0,70 o quilo (BIODIESELBR, 2007).

Entretanto, já existem grupos de pesquisas desenvolvendo tecnologias que utilizam a glicerina como matéria-prima principal para a produção de plásticos. A empresa irlandesa que está trabalhando neste desenvolvimento é a Biobode e utiliza a glicerina crua, na forma de co-produto do biodiesel, sem passar por processos de purificação.

Existe ainda a produtora de poliolefinas Quattor (Braskem) que pretende produzir propileno a partir da glicerina. A expectativa de início da produção comercial é no ano de 2012. Este desenvolvimento é um resultado de uma parceria entre a Quattor e a Universidade Federal do Rio de Janeiro, de onde surgiu uma patente.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Considerações gerais

O desenvolvimento de um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida consiste num processo que demanda um grande volume de informações, quase sempre de difícil obtenção, e que demanda considerável quantidade de tempo e esforço. Desta forma, deve-se buscar uma representação sobre a realidade estudada que possua extensão e profundidade adequadas à disponibilidade de recursos humanos e de informação e que permita a realização do estudo dentro do cronograma previsto, mas sempre garantindo certa representatividade quanto a um sistema real.

Considerando que a maior parte dos trabalhos desenvolvidos internacionalmente neste tema é, em todos os casos encontrados, realizado por grupos de trabalho com dezenas de profissionais e por longos períodos de tempo, faz-se necessária a adequação e restrição de escopo deste estudo a um trabalho de mestrado. Além disso, importantes diferenças entre tecnologias de produção agrícola de milho no Brasil geram considerável restrição de resultados, no entanto, resultados que posteriormente poderão ser utilizados em outros estudos, num processo de melhoria contínua. Este processo, provavelmente deve ocorrer com razoável facilidade, uma vez que dificuldades metodológicas, conceituais e de base de dados iniciais já apresentarão direcionamentos pelo presente estudo.

Cabe salientar ainda que, como ainda não existem bases de dados brasileiras para a pesquisa de dados, sendo esta uma questão que este trabalho pretende levantar, foi necessário utilizar dados estimados e dados da literatura estrangeira para complementar este estudo, não respeitando a questão da fronteira geográfica da metodologia. Assim, considera-se a substituição destes dados específicos com informações mais precisas e detalhadas quando estas estiverem disponíveis e acessíveis (RIBEIRO, 2003).

4.2. Obtenção da amostra

O amido utilizado (marca Native C) foi fornecido pela empresa Amidos Naviraí. Suas principais características são: umidade 14%, pH 5 e é um pó branco livre de impurezas. O glicerol PA, da marca Synth, foi utilizado como plastificante. A obtenção do amido plastificado foi realizada utilizando equipamentos do laboratório de Processamento de Polímeros da Faculdade de Engenharia Química (FEQ) da Unicamp, no Departamento de Tecnologia de Polímeros (DTP). A amostra foi processada através de um misturador de alto cisalhamento (Figura 29), da MH Equipamentos, modelo MH50, adicionando 80 gramas de amido de milho e 20 gramas de glicerol. Em seguida, o material foi colocado em uma prensa aquecida (Figura 30), marca Carver, modelo Accustamp, a 100°C por um tempo de aproximadamente 10 minutos e uma pressão entre 6.000 e 7.000 psi, para a completa gelatinização do material.

Este processo de obtenção do amido plastificado com glicerol já é bastante utilizado pelo grupo do laboratório de Processamento de Polímeros da FEQ, como no trabalho de ALMEIDA (2001).



Figura 29: Câmara do misturador de alto cisalhamento, MH 50, da MH Equipamentos.



Figura 30: Prensa com aquecimento, Accustamp, da Carver.

4.3. Caracterização da amostra

Para o teste de biodegradação foi realizada anteriormente a análise elementar. Através da análise elementar foi obtida a quantidade de carbono contida no amido e no glicerol, portanto, a quantidade de carbono que entra no sistema.

Para realizar a análise elementar, as amostras foram encaminhadas à Central Analítica da Universidade de São Paulo (USP) e analisadas por um analisador elementar Perkin Elmer-CHN 2400. O analisador elementar consiste em uma aplicação da cromatografia gasosa. As amostras são pesadas (usualmente 1 mg) num recipiente de estanho e são lançadas em intervalos de tempo predeterminados em um tubo de quartzo vertical mantido a 1000°C, através do qual flui uma corrente de hélio gasoso. Quando as amostras entram no tubo, a corrente de hélio é momentaneamente enriquecida com oxigênio puro e ocorre uma combustão instantânea. A

mistura dos gases passa por Cr_2O_3 , a fim de se ter a combustão quantitativa, e depois sobre Cu a $650\text{ }^\circ\text{C}$, a fim de remover o excesso de oxigênio e reduzir os óxidos de nitrogênio a N_2 . Finalmente a mistura de gases que se obtêm passa por uma coluna cromatográfica, aquecida aproximadamente a $100\text{ }^\circ\text{C}$. Os componentes individuais (N_2 , CO_2 , H_2O) são separados e diluídos até um detector de condutividade térmica. O sinal do detector é enviado a um registrador com integrador.

4.4. Biodegradação da amostra

A biodegradação do material foi realizada no laboratório de biodegradação de materiais (MICROMAT), também pertencente ao DTP na FEQ/UNICAMP, financiado à Professora Dra. Lucia H. I. Mei, sob convênio 3487 (Petrobrás/Unicamp/Cepetro). O teste foi baseado na Norma ASTM D5988-03 (Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation in Soil of Plastic Materials or Residual Plastic Materials After Composting).

Cerca de 50g da amostra, em tamanho e formato semelhante a pellets, foi enterrada em 100g de solo, cuja umidade foi corrigida para 60% da capacidade de retenção máxima de água, com características de acordo com a Norma ASTM D5988-03. O solo foi alojado em frascos de vidro vedados hermeticamente e incubados à temperatura de 28°C (**Figura 31**). Foram feitas três repetições contendo apenas solo, como controle negativo; e três repetições contendo solo e amostra, como controle positivo, segundo a Norma ASTM D5988-03.

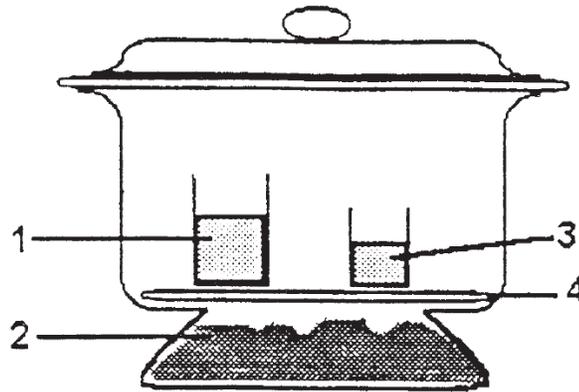
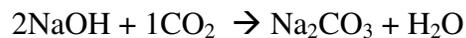


Figura 31: Recipiente para incubação do solo. (1) Solução de hidróxido de Bário, (2) solo, (3) água, (4) prato perfurado (ASTM D 5988-03).

Sobre a superfície de cada solo, em cada frasco de vidro, foi colocado um frasco contendo solução de NaOH 0,5N, que também pode ser utilizado como o BaOH para absorver o CO₂ liberado no frasco. Após o período de incubação, para determinar a quantidade de CO₂ liberado, adicionou-se solução de BaCl₂ para precipitar o carbonato, três gotas de indicador fenolftaleína e titulou-se o excedente de NaOH com solução de HCl 0,5N. A leitura da quantidade de CO₂ liberada foi realizada de três em três dias, durante 180 dias. A equação (4) mostra a reação do NaOH com o CO₂, formando o carbonato de sódio e água.

(4)



Na Figura 32 são demonstrados os frascos contendo amostras durante o teste de biodegradação.

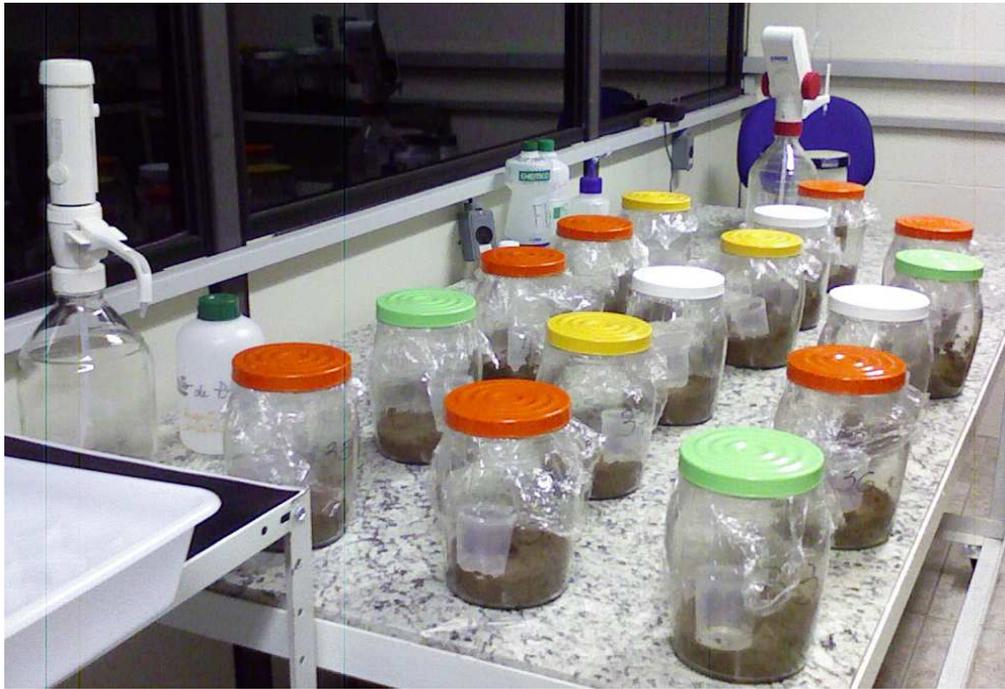


Figura 32: Amostras do amido plastificado durante o teste de biodegradação.

4.5. Uso da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida

O levantamento e coleta de dados sobre o ciclo de vida de polímeros biodegradáveis e do amido de milho plastificado foi feito através da revisão da literatura, e estão retratados no Capítulo 3. Além de extensa pesquisa bibliográfica em revista especializada, realizou-se contato pessoal com técnicos e especialistas em ACV, assim como participação em listas de discussão na Internet e em eventos presenciais nacionais e internacionais. Estes recursos aportaram diversos direcionamentos essenciais ao desenvolvimento do trabalho.

Para apresentação e manipulação dos dados relevantes ao estudo das emissões de CO₂ geradas pelo amido de milho plastificado com glicerol, foi utilizada a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida. Com o objetivo de realizar um teste de biodegradação do material, para demonstrar as quantidades de saída de CO₂ do material na disposição final simulando a compostagem, foi produzida uma amostra de amido plastificado com glicerol.

Conforme mencionado no Capítulo 3, segundo a Norma NBR 14040:2001, o estudo de ACV está estruturado em quatro fases, sendo elas: Definição de Objetivo e Escopo, Análise de Inventário, Avaliação de Impacto e Interpretação. Todas estas fases são consideradas neste estudo, com foco principal em um único aspecto ambiental, que são as emissões de gases de efeito estufa.

Na fase de Avaliação de Impacto os dados e informações gerados a partir da Análise de Inventário são associados a impactos ambientais específicos. Nesta fase existe a etapa da classificação e da caracterização quando, se faz necessário realizar um agrupamento de dados e transformações de fatores de equivalência.

4.5.1. Cálculo do CO₂ equivalente envolvido no ciclo de vida do material

Com base no IPCC (sigla em inglês para International Panel on Climate Change), cada atividade considerada nos cálculos de emissões de GEE, apresenta fatores de emissões específicos, que estão relacionados no Capítulo de Resultados e Discussão.

Além dos fatores de emissão de cada gás, existem os fatores de equivalência para os gases dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄), que também estão relacionados no Capítulo de Resultados e Discussão.

Após as conversões dos fatores de emissões e de equivalência, para realizar o cálculo do valor líquido total (E) das emissões de CO₂ equivalente ao longo do ciclo de vida do material, utilizou-se a metodologia proposta pela Comissão Européia no contexto da Diretiva Européia para recursos renováveis, utilizada no trabalho de AVILLEZ (2009) - estudo de sequestro de carbono na produção de etanol de milho, onde parte do milho estudado foi importada do Brasil. Assim, a seguinte expressão foi adotada para este estudo de emissões de CO₂ durante o ciclo de vida do amido de milho plastificado, cujas siglas foram adaptadas para a língua portuguesa:

(5)

$$E = e_p + e_i + e_t + e_u - (e_{cs} + e_{ua} - e_{sc})$$

Onde:

e_p representa as emissões de GEE na fase de produção da matéria prima agrícola;

e_i representa as emissões de GEE na fase do processo industrial de transformação da matéria-prima agrícola em amido e do amido plastificado;

e_t representa as emissões de GEE durante os transportes do amido e do amido plastificado;

e_u representa as emissões de GEE na fase do uso final do material (considera-se zero para embalagens);

e_{cs} representa as emissões de GEE poupadas em consequência do processo de seqüestro de carbono;

e_{ua} representa a quantidade de GEE que deixa de ser emitida pelo não uso de culturas alternativas;

e_{sc} representa a quantidade de GEE que deixa de ser emitida pelo uso do plantio direto;

O valor de E é expresso em quilogramas de CO₂ equivalente, ou seja, kg CO₂ eq.

Na determinação do valor total de emissões de GEE, utilizada no ciclo de vida do amido plastificado, consideraram-se os valores de e_p , e de e_b . No caso deste trabalho, foi considerada na equação o valor de e_b , que representa a emissão de CO₂ durante a biodegradação do material. Assim, a equação utilizada é:

(6)

$$E = e_p + e_b$$

Os cálculos foram realizados após a obtenção da amostra de amido de milho plastificado e conseqüente obtenção do resultado do teste de biodegradação do material.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Aspectos gerais

Neste capítulo é apresentada a avaliação da emissão de GEE envolvidos no ciclo de vida do amido de milho plastificado com glicerol, cujo formato tem como base os requisitos das normas de Avaliação de Ciclo de Vida, NBR 14040 e 14044, sendo este estudo direcionado ao público-alvo: condutores de estudos de ACV e o público em geral.

Após a obtenção da amostra em misturador de alto cisalhamento, caracterização do material e ensaio de biodegradação de 180 dias, iniciou-se o estudo de emissões de GEE durante processos elementares específicos do ciclo de vida do amido de milho plastificado a partir dos dados obtidos nos experimentos e na literatura.

5.2. Elaboração do estudo de ciclo de vida

5.2.1. Definição de Objetivo e Escopo

As fronteiras inicialmente propostas para este estudo foram definidas a partir de trabalhos semelhantes com realidades diversas daquela considerada neste estudo. Fez-se necessário assim, como primeira providência para obtenção de resultados, uma análise de modelos de estudos de ACV, de modo a verificar, excluir, acrescentar, modificar e finalmente determinar o desenvolvimento deste trabalho. Como exemplo de modelo de estudo, cita-se a aplicação da avaliação de ciclo de vida na produção de PLA da Nature Works por VINK et al., 2003.

O objetivo do presente estudo é disponibilizar uma avaliação das emissões de CO₂ envolvidas em etapas específicas do ciclo de vida do amido de milho plastificado. A principal aplicação encontra-se na elaboração de estudos de ACV de produtos que sejam fabricados a partir deste material, colaborando com dados e direções para a condução de tais estudos.

Adicionalmente, procura-se fundamentar os conhecimentos sobre estudos de ACV e suprir a deficiência de trabalhos em nível nacional que relacionam esta ferramenta de gestão ambiental à polímeros biodegradáveis de fontes renováveis.

O fluxo de referência em um estudo de ACV é a quantidade de material utilizada para desempenhar determinada função, por exemplo, a função de embalar determinado produto de forma padronizada. No entanto, para este estudo foi definido o fluxo de referência como 2000 kg de amido de milho plastificado com glicerol, por ser a quantidade aproximada de material que se estima poder ser produzida por uma plantação de milho de um hectare de extensão. Este valor é justificado no cálculo demonstrado adiante no item 5.2.2.1, “Plantio do milho”.

Uma vez definidas a função e unidade funcional do material, o seguinte elemento fundamental nesta fase é a definição das fronteiras do sistema, dentro das quais são quantificadas as entradas e saídas de CO₂. Os limites das fronteiras determinam quais processos elementares estão incluídos no estudo, as emissões correspondentes e sua abrangência. As fronteiras do sistema propostas neste estudo estão representadas na Figura 33.

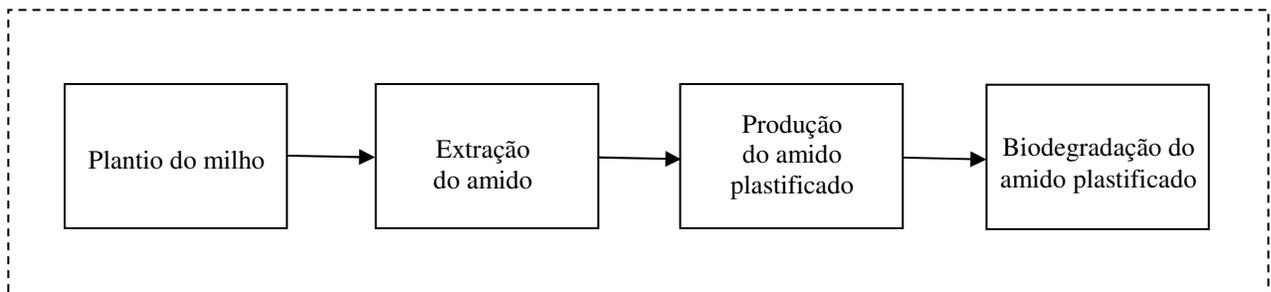


Figura 33: Diagrama simplificado do sistema de produto deste estudo.

Foram considerados os ganhos e perdas de GEEs apenas nos processos elementares “**plantio do milho**” e “**biodegradação do amido plastificado**”: no plantio do milho foram consideradas a captura da atmosfera para a planta através da fotossíntese, as emissões geradas pela produção e uso de fertilizantes; e na biodegradação do material foram consideradas as emissões para o ambiente como resultado do processo de mineralização. Não foram consideradas as emissões da queima de combustíveis fósseis durante as etapas de transporte dos insumos e produtos, por não se tratar de estudo aplicado a uma situação específica. Além disso, como a

maioria dos estudos de ACV tem como objetivo principal a comparação dos resultados com estudos de ACV de embalagens de fontes não-renováveis, priorizou-se considerar neste estudo os processos elementares da produção de uma embalagem de fonte renovável que apresentam aspectos sustentáveis restritos a estes materiais (agricultura e compostagem).

Conforme mencionado no Capítulo de Revisão da Literatura, segundo a Norma NBR 14044, o escopo de uma Análise Crítica em um estudo de ACV deve ser definido nesta fase. No entanto, uma análise crítica poderá ser realizada em alguma ocasião específica em um momento futuro.

5.2.2. Análise de Inventário das Emissões de CO₂

Na fase de análise de inventário das emissões de CO₂, determina-se inicialmente o detalhamento envolvido nas fronteiras de sistema propostas na fase de definição de objetivo e escopo (**Figura 34**), seus processos elementares, e respectivas representações de entrada e saída de GEEs no sistema que serão consideradas nos cálculos de emissões deste estudo. Nos processos de Extração do Amido e de Produção do Amido Plastificado, não foram consideradas ou quantificadas as entradas e saídas de GEEs, dados que podem ser adicionados a este estudo em momento oportuno futuramente.

As emissões geradas pela produção e utilização do glicerol como plastificante não foram consideradas neste estudo, devido o glicerol ser um subproduto do biodiesel. As emissões geradas pelo transporte de materiais também não foram consideradas pelo fato deste estudo não ser aplicado a um caso específico.

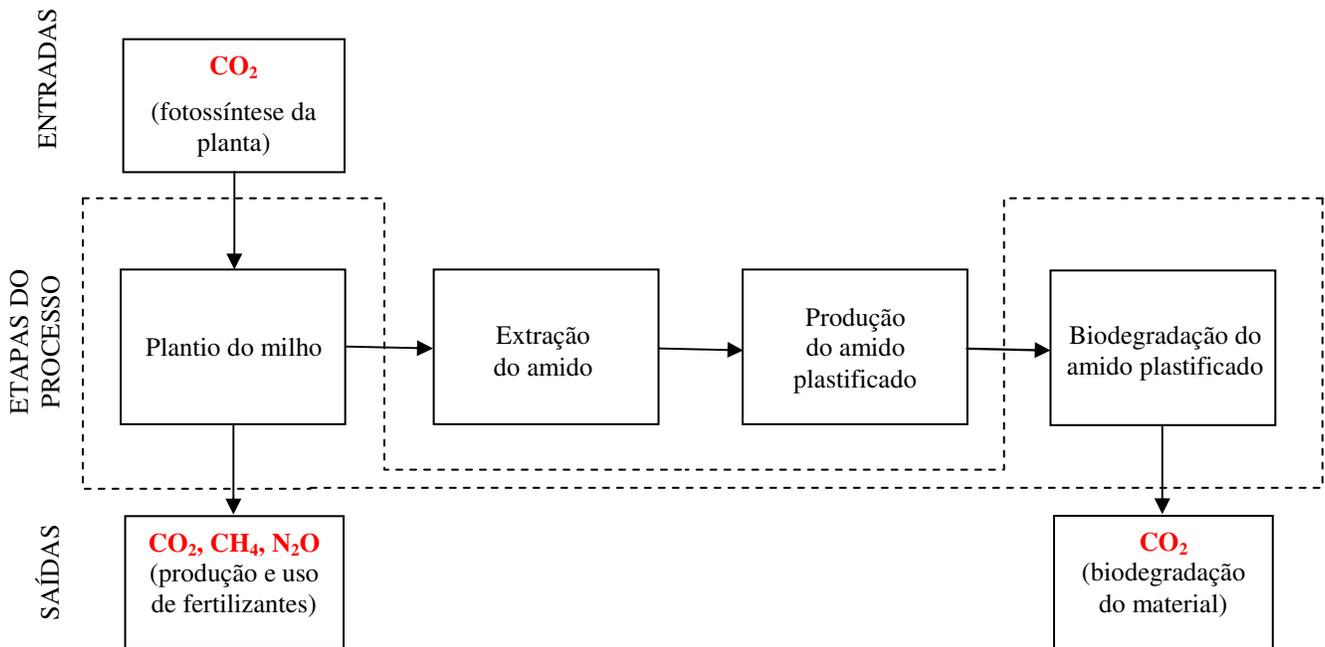


Figura 34: Seleção de fronteiras do sistema de obtenção do amido plastificado. A linha pontilhada destaca as etapas consideradas no estudo atual.

5.2.2.1. Plantio do milho

Segundo dados levantados no Capítulo 3, Revisão da Literatura, a taxa de sequestro de CO_2 atmosférico encontrada para a cultura do milho foi em média $2,0 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ no solo e $41,5 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de assimilação total líquida (CEOTTO, 2005). É importante lembrar que esse valor depende da adição de aproximadamente $4,0 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de carbono via resíduos vegetais (plantio direto), para que se mantenham estáveis os estoques de matéria orgânica do solo, evitando a emissão de CO_2 para a atmosfera pela mineralização e queda dos estoques de matéria orgânica. Esse valor é válido para o estado do Rio Grande do Sul no Brasil (NICOLOSO, 2005).

O rendimento médio de grãos de milho no Brasil gira em torno de $2.700 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e desse rendimento, aproximadamente 61% é amido. Logo, o rendimento médio de amido de milho no país é de aproximadamente $1.650 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. A partir desse rendimento de amido, estima-se a possibilidade de produção de aproximadamente $2.000 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de amido de milho, ao considerar o uso de 20% em peso de plastificante glicerol. Assim, justifica-se a escolha do fluxo de referência de $2.000 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de amido plastificado com glicerol para este estudo.

Durante a etapa do plantio do milho, na adubação, são adicionados elementos ao solo que também emitem gases de efeito estufa durante sua produção e uso. Na Tabela 8 estão reunidas as quantidades aproximadas levantadas destes elementos que são utilizadas para os cálculos das emissões de CO₂ equivalente.

Tabela 8: Quantidades de fertilizantes utilizadas como referência para os cálculos de emissões de GEE (Embrapa, 2007).

Fertilizantes a base de:	Quantidades (kg.ha⁻¹)
Nitrogênio	145
Fósforo	60
Potássio	120

Na **Tabela 9** estão representadas as emissões de cada gás de efeito estufa consideradas para o plantio de milho, em quilogramas, que correspondem à entrada de um quilograma de cada fertilizante. Estes valores foram multiplicados pelos respectivos fatores de caracterização, ou potenciais de aquecimento global, que segundo o IPCC (2007) correspondem a 1 para o CO₂, 25 para o CH₄ e 298 para o N₂O. Estes dados devem ainda ser multiplicados pelas quantidades consideradas em cada processo elementar, de forma que estejam relacionados à unidade funcional.

Tabela 9: Fatores de emissão e conversão das entradas de fertilizantes (AVILLEZ, 2009).

Processo Elementar	Entradas	Unidade	Emissões de GEE em kg		
			CO₂	CH₄	N₂O
Plantio de milho	Nitrogênio	1 kg	2,95E+00	6,90E-03	1,51E-02
	Fósforo	1 kg	1,19E+00	1,76E-03	5,85E-05
	Potássio	1 kg	1,12E+00	2,70E-03	6,23E-05

Segundo a EMBRAPA (2007), considerando estudos que quantificaram as emissões de N_2O de solos agrícolas plantados com diferentes culturas, fertilizadas com diferentes doses de N, encontrou-se que para cada 100 kg de N na forma de fertilizante aplicados nas culturas, 1,25 kg de N na forma de N_2O eram produzidos. Essa relação foi recomendada pelo Painel Internacional de Mudanças do Clima em 1997 como um fator de emissão para ser utilizado na preparação de inventários de gases de efeito estufa por países que não dispõem de medidas de emissão de N_2O apropriadas, tal como o Brasil. No entanto, o valor considerado para este estudo é o valor representado na **Tabela 9**, com o objetivo de reduzir a diversidade de fontes de dados.

5.2.2.2. Biodegradação do amido de milho plastificado

Com o objetivo de simular a quantidade de CO_2 que sai do material em um ambiente controlado de compostagem, foi produzida em um misturador de alto cisalhamento, uma amostra de amido de milho plastificado com glicerol, na proporção de 80/20 em massa, para realizar o teste de biodegradação em solo sob a Norma ASTM D5988-03.

Inicialmente, a quantidade de carbono de entrada no material plastificado com glicerol, foi obtida através da técnica da análise elementar. Foram enviadas para análise amostras de amido de milho, de glicerol e de amido de milho plastificado com glicerol. A determinação do carbono fornece a quantidade de carbono orgânico total contida no material, que é necessária para os cálculos do CO_2 teórico que sai do sistema durante a biodegradação. O resultado do teste (% CO_2) é obtido a partir do cálculo da razão entre a quantidade produzida de CO_2 e a quantidade teórica. Na **Tabela 10** constam os resultados da análise elementar.

Tabela 10: Resultados da Análise Elementar. Valor médio de três análises.

Análise Elementar da Amostra			
Amostra	%C	%H	%N
Amido de milho	39,2	6,5	0,2
Glicerol	38,4	9,1	0,0
Amido de milho plastificado com glicerol	40,6	7,1	0,1

Segundo o teste de biodegradação, em 180 dias o material liberou aproximadamente 65% em relação à massa do material, de CO₂. Na Figura 35 é apresentado o gráfico resultante do teste de biodegradação do material e a evolução de liberação de CO₂ até a estabilização.

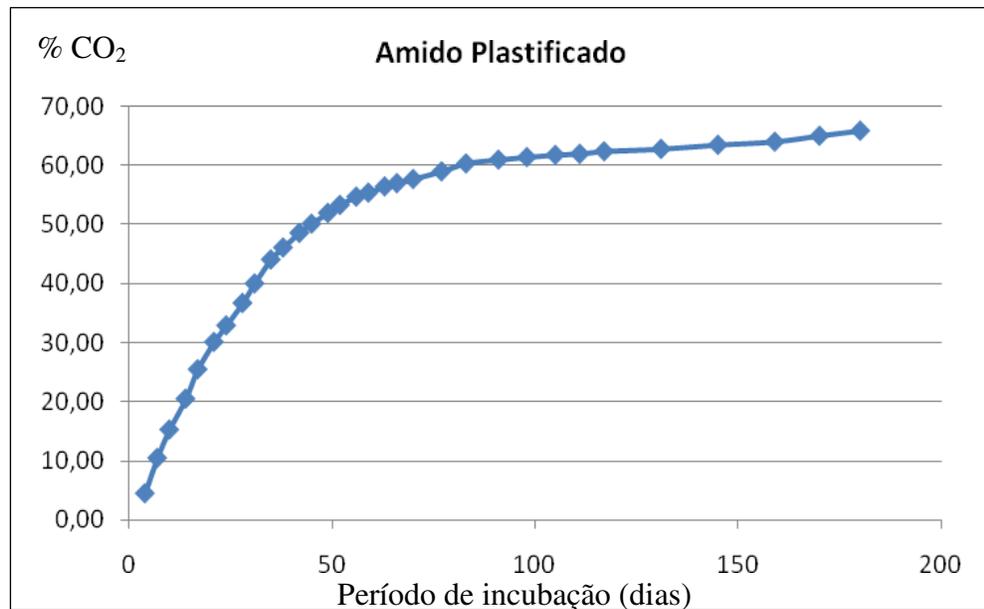


Figura 35: Resultado do teste de biodegradação do amido de milho plastificado (% da massa total, liberada na forma de CO₂, em relação ao período de incubação em dias).

Ao considerar a unidade funcional de 2.000 kg de amido de milho plastificado em uma usina de compostagem, segundo o teste de biodegradação, ocorre a liberação de aproximadamente 65% de CO₂ para a atmosfera, ou 1.300 kg, e aproximadamente 700 kg do material transformam-se em matéria orgânica no solo. Com relação à transformação dessa matéria orgânica no solo, foi descrito no item 5.2.2.3, um estudo que caracteriza e quantifica as frações do material biodegradado transformadas em dióxido de carbono liberado do sistema, biomassa no solo, compostos orgânicos solúveis no solo e ainda possíveis quantidades de material que não foi biodegradado.

Para efeito de controle de qualidade do solo, também foi feito simultaneamente o teste com um material de referência, a celulose. Para analisar a quantidade de carbono teórico na celulose, foi quantificada a porcentagem de carbono na amostra através de cálculo

estequiométrico. A fórmula estrutural da celulose é $C_6H_{10}O_5$, portanto, sua massa molar é de 162 g/mol e a porcentagem de carbono é 44,4%, valor semelhante ao amido plastificado. Na **Tabela 11** constam os resultados da composição elementar da celulose.

Tabela 11: Composição Elementar da Celulose

Composição Elementar da Celulose			
Amostra	%C	%H	%O
Celulose	44,4	6,2	49,4

Na **Figura 36** está apresentado o gráfico com o resultado de biodegradação deste material. Em 180 dias, a celulose liberou aproximadamente 65% de CO_2 . Desta forma pôde-se comprovar a qualidade do solo e do teste.

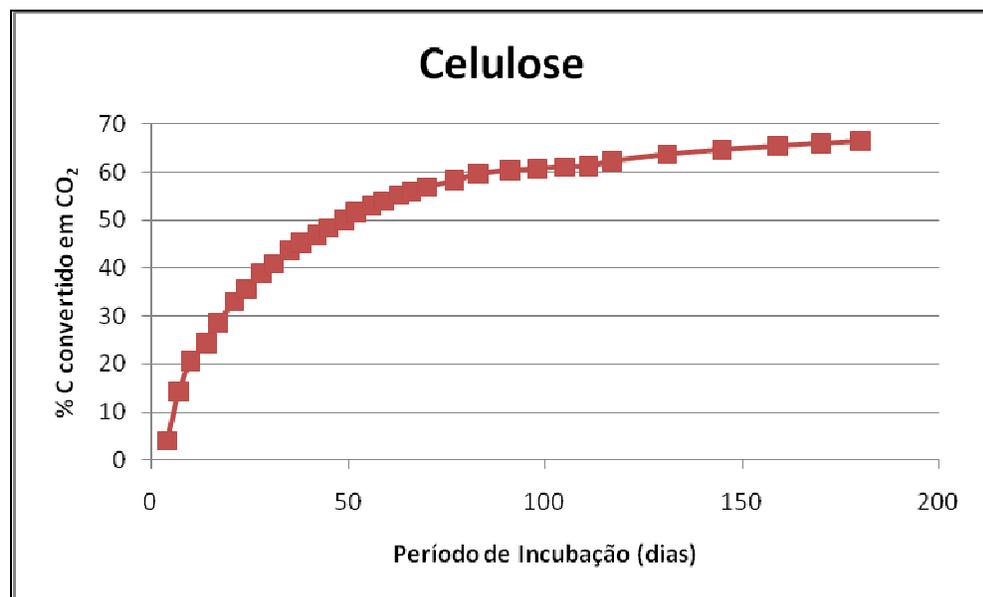


Figura 36: Teste de biodegradação da celulose como material de referência.

5.2.2.3. Características da matéria orgânica do solo após a biodegradação

Em estudo comparativo de biodegradação do amido de milho plastificado com glicerol e polímero de ácido poli-lático (PLA), realizado por GATTIN et al. (2000), foi realizada uma identificação das frações de carbono produzidas pela biodegradação do amido plastificado, verificando-se as quantidades de CO₂ liberado, formação de biomassa, compostos orgânicos solúveis e possivelmente partículas de material não biodegradado. A composição dos filmes de amido plastificado é 74% de amido, 10% de glicerol e 16% de água, e a composição total de carbono no material, determinada por análise elementar, é de 39%.

O teste de biodegradação foi baseado na Norma ASTM D5209-92, que determina a biodegradação aeróbia de materiais plásticos na presença de lodo de esgoto municipal (meio líquido). A fração de carbono orgânico foi estimada através de um analisador de carbono orgânico total, e a fração de biomassa foi analisada através de um método de avaliação de proteína global.

Os valores das porcentagens obtidas para Cg (grau de mineralização), Cb (carbono em forma de biomassa) e Cs (carbono orgânico dissolvido) permitiram a estimativa das frações de carbono dos diferentes produtos degradados. O valor de Cd (grau de biodegradação) difere de 100% devido às imprecisões de medidas e ainda de possível fração de material não biodegradado ($Cd = Cg + Cb + Cs$). Na **Tabela 12** estão demonstrados os valores das frações de carbono do amido de milho plastificado após o teste de biodegradação, para dois tipos de substrato: filme e pó.

Tabela 12: Frações de carbono de amido plastificado degradado (GATTIN et al., 2001)

Substrato	Meio	Duração				
		(horas)	Cg	Cb	Cs	Cd
Filme	Líquido	16	67,5	14,5	10	92
Pó	Líquido	7	71	18,5	5,5	95

Estes resultados confirmam a confiabilidade das medidas obtidas para o teste de biodegradação, uma vez que a diferença entre Cd e o valor teórico de 100% está dentro da precisão estimada.

5.2.2.4. Tabela de dados utilizados para o cálculo de CO₂ equivalente

Na **Tabela 13** estão reunidos os dados coletados e obtidos, de entrada e saída, expressos em kg/ha de plantação de milho, que serão utilizados para realizar o cálculo do CO₂ equivalente na etapa de Avaliação de Impacto. A etapa da mineralização do amido de milho plastificado com glicerol libera 65% da massa do material em CO₂.

Tabela 13: Dados utilizados para o cálculo do CO₂ equivalente.

Substância	Quantidade de entrada	Quantidade de saída	Unidade	Fonte
Plantio do Milho				
CO ₂	41.500		kg.ha ⁻¹	Ceotto, 2005
Nitrogênio	145		kg.ha ⁻¹	Embrapa, 2007
Fósforo	60		kg.ha ⁻¹	Embrapa, 2007
Potássio	120		kg.ha ⁻¹	Embrapa, 2007
Biodegradação do amido de milho plastificado				
CO ₂		65	% peso de material	Ensaio em laboratório

5.2.3. Avaliação de Impacto

Na fase de Avaliação de Impacto os dados obtidos na Análise de Inventário são avaliados e correlacionados (classificação e caracterização) na categoria de impacto de emissões de gases de efeito estufa, de acordo com o objetivo e escopo estabelecido no estudo.

Como mencionado no Capítulo de Materiais e Métodos, a equação para calcular o valor líquido total (E) das emissões de CO₂ durante o plantio do milho (e_p) e durante a biodegradação do material (e_b), proposta pela Comissão Européia, foi adaptada para corresponder ao objetivo e escopo deste estudo: $E = e_p + e_b$. Esta etapa também é conhecida por caracterização.

Inicialmente, faz-se necessário realizar uma associação dos dados que estão apresentados na **Tabela 9** e **Tabela 13**, para que o significado do impacto destes resultados possa ser avaliado, quantificado e associado à unidade funcional. Na **Tabela 14** os dados estão reunidos e convertidos (classificados), de acordo com os fatores de emissão, potencial de aquecimento global e com as quantidades envolvidas no processo elementar do plantio do milho, quantificando o valor de e_p.

Tabela 14: Emissões de GEE durante a produção do grão de milho em Kg.ha⁻¹

Processo Elementar	Entradas / Saídas	Quantidade	Unidade	Emissões de GEE em kg CO ₂ eq.			
				CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Total
	Fotossíntese	-41.500	kg.ha ⁻¹	1,00E+00			-4,15E+04
Plantio de milho	Nitrogênio	145	kg.ha ⁻¹	2,95E+00	1,73E-01	4,50E+00	1,11E+03
	Fósforo	60	kg.ha ⁻¹	1,19E+00	4,40E-02	1,74E-02	7,51E+01
	Potássio	119	kg.ha ⁻¹	1,12E+00	6,75E-02	1,86E-02	1,44E+02
Valor da Emissão de Gases de Efeito Estufa durante o plantio do milho (e_p):							-4,02E+04

Na **Tabela 15** está representado o resultado da emissão de GEE, em kg CO₂ eq., durante a biodegradação do material, o que equivale ao valor de e_b.

Tabela 15: Emissões de GEE durante a biodegradação do material em Kg.ha⁻¹

Processo Elementar	Saída	Quantidade	Unidade	Emissões de GEE em kg CO ₂ eq.			
				CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Total
Biodegradação	Mineralização	1300	kg.ha ⁻¹	1,00E+00			1,30E+03
Valor da Emissão de Gases de Efeito Estufa durante a biodegradação do material (e_b):							1,30E+03

Assim:

$$E = e_p + e_b \quad \rightarrow \quad e_p = -4,02E+04 \text{ e } e_b = 1,30E+03$$

$$E = (-4,02E+04) + (1,30E+03)$$

$$E = -3,89E+04$$

$$\text{ou } E = -38,9 \text{ t CO}_2 \text{ eq./ha}$$

Considerando uma unidade funcional de 1 kg, para efeito de comparação de resultados, $e_p = -20,08$, $e_b = 0,65$ e $E = -19,44$ kg CO₂ eq./kg amido plastificado.

O valor encontrado para emissões de CO₂ eq. neste estudo não é semelhante ao valor divulgado pela empresa canadense Cerestech para as emissões de CO₂ eq. na produção de 1 kg de amido, 0,23 kg CO₂/kg, que abrange desde a extração de matérias primas até a produção da embalagem. No resultado divulgado pela Cerestech estão incluídas as emissões geradas pela produção de fertilizantes e pesticidas, mas não estão incluídas as emissões da etapa de biodegradação do material. Esta diferença se deve principalmente ao fato deste estudo não incluir as emissões referentes ao processo de extração do amido.

Na Tabela 16 estão descritas as emissões de GEE em diferentes etapas do filme de PEAD com amido plastificado, de nome comercial Cereloy, produzido pela empresa Cerestech. No estudo não foram consideradas as emissões da produção de plastificante (não especificado), por este ser um subproduto de outro processo.

Tabela 16: Emissões de CO₂ eq. na produção de Cereloy (CERESTECH, 2008).

Descrição	Emissão
Produção de amido	0,23 kg CO ₂ /kg
Produção de plastificante	0 kg CO ₂ /kg
Produção de PEAD	2,71 kg CO ₂ /kg
Transporte do amido	2,76 kg CO ₂ /L diesel
Transporte do plastificante	
Transporte do Polietileno	
Produção de diesel	0,56 kg CO ₂ /L
Transporte de diesel	2,76 kg CO ₂ /L diesel
Produção da blenda (PE com amido)	0,008 kg CO ₂ /kWh
Transporte de pellets	2,76 kg CO ₂ /L diesel
Produção do filme	0,22 kg CO ₂ /kWh

A partir dos dados divulgados na **Tabela 16**, é possível dimensionar as emissões por processo elementar. Na **Figura 37** estão demonstrados os valores de emissão de CO₂ durante a produção de amido e de PEAD descritos na **Tabela 16**, para comparação.

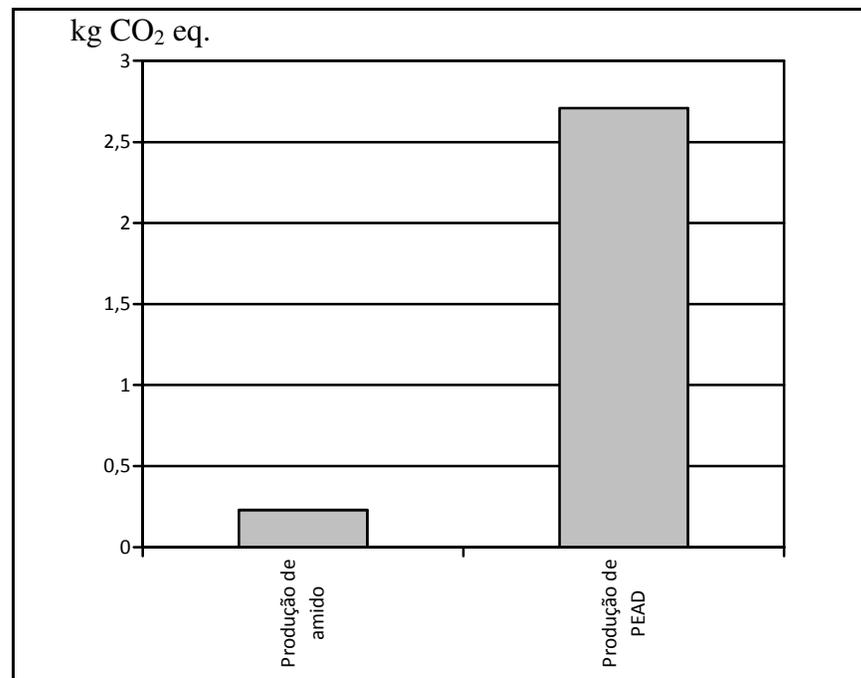


Figura 37: Emissões de CO₂ eq. por processo elementar.

Assim, é possível identificar que atividades que mais dependem de matérias-primas de fontes não-renováveis, emitem valores maiores de GEE que atividades que dependem de matérias-primas de fontes renováveis.

5.2.3.1. Dados comparativos de emissões de GEE

Na Tabela 17 estão representados os valores comparativos de emissão de GEE, encontrados em estudo de revisão de ACVs realizado por PATEL em 2005, considerando diferentes tipos de tratamento de resíduos para os cálculos dos estudos.

As diferenças encontradas nos indicadores de impacto deste estudo e do estudo de revisão realizado por PATEL (2005) se devem à exclusão dos processos elementares para os cálculos de emissões de CO₂ eq. deste estudo.

Tabela 17: Emissão de GEE (kg CO₂ eq/unidade funcional) para diferentes tipos de polímeros (PATEL, 2005).

Tipo de Plástico	Unidade Funcional	Tipo de tratamento de resíduo considerado para cálculo de emissões	Emissões de GEE (kg CO₂eq./unidade funcional)
Polímeros de fontes não-renováveis			
PEAD	1 kg	Incineração	4,84
PEBD	1 kg	Incineração	5,04
Nylon 6	1 kg	Incineração	7,64
PET	1 kg	Incineração	4,93
OS	1 kg	Incineração	5,98
EPS	1 kg	Incineração	5,88
Copolímeros de fontes não-renováveis			
PCL	1 kg	Incineração	3,1
PVOH	1 kg	Incineração	2,7
Polímeros biodegradáveis			
Amido plastificado	1 kg	Incineração	1,14
Amido plastificado	1 kg	Compostagem	1,14
Amido plastificado + 15% PVOH	1 kg	Incineração	1,73
Amido plastificado + 60% PCL	1 kg	Incineração	3,60
PLA	1 kg	Incineração	3,84
Filmes			
Amido Plastificado	100 m ² , 150 μm ⁴	80% incineração + 20% aterro	25,30
Mater-Bi	100 m ² , 200 μm ⁴	Compostagem	2,98
PE	100 m ² , 150 μm ⁴	80% incineração + 20% aterro	66,70

É importante considerar que são mencionadas muitas incertezas nos valores destes dados, e que o nível de detalhes destes estudos não é igualmente divulgado, o que dificulta a precisão nas comparações. Como exemplo, pode-se citar que alguns estudos contabilizam as emissões anaeróbicas do metano resultante da degradação anaeróbica em aterros, outros não o consideram. Este fato tem impacto considerável nos resultados de emissões de GEE. Outro exemplo são os

fatores de equivalência utilizados nos estudos. Existe uma variedade nos valores adotados como 11, 21 ou 23 para o CH₄ e 270 ou 310 para o N₂O.

5.2.4. Interpretação

De acordo com o que foi proposto no objetivo e escopo deste estudo, conclui-se que o polímero biodegradável a base de amido de milho plastificado com glicerol apresenta aspectos ambientais positivos durante seu ciclo de vida, uma vez que são materiais obtidos a partir de matérias-primas renováveis e podem ser destinados à compostagem retornando ao solo. No entanto, segundo a NBR 14044 (2009), estes resultados não devem representar a única base para afirmações comparativas quanto à superioridade ou equivalência ambiental em geral, uma vez que informações adicionais são necessárias para se superar algumas limitações inerentes de uma análise de inventário de ciclo de vida.

Para os resultados dos testes de biodegradação obtidos neste estudo, tanto do amido plastificado como da celulose, observa-se nos gráficos (Figura 35 e **Figura 36**) a estabilização da emissão de CO₂ após aproximadamente 100 dias de ensaio, ou após aproximadamente 60% de material ser convertido em CO₂. Essa estabilização pode ter ocorrido devido à indisponibilidade de nutrientes para a continuidade da atividade biológica, ou sugere ainda a fixação do carbono através do consumo energético da microbiota e formação de biomassa.

Em estudo citado por PATEL (2005), foi suposto que 60% do carbono absorvido durante o crescimento da planta através da fotossíntese é liberado para a atmosfera durante a compostagem (97% como CO₂ e 3% como CH₄) e 40% é sequestrado na forma de composto. Estes dados puderam ser manipulados a partir da média obtida, em todas as usinas de compostagem na Suíça, através de cálculos de entradas e saídas deste sistema. Conclui-se também que as características específicas do amido utilizado e o tipo de tecnologia da compostagem aplicada, podem influenciar nas frações de biodegradação. Além disso, as relações de conteúdo no solo de carbono em relação ao nitrogênio também influenciam nas frações de biodegradação, assim como as características do solo especificadas pela Norma D 5988 – 03, para determinação do grau de biodegradação de materiais plásticos no solo.

No estudo realizado por GATTIN et al. (2001), mencionado no Capítulo de Avaliação de Impacto, é indicado que os testes de biodegradação padronizados ainda precisam ser aperfeiçoados, de maneira que possam gerar valores mais exatos com relação às frações de carbono remanescentes. Uma forma mais exata para medir a biomassa resultante é através do uso de carbono radioativo.

Em estudos comparativos de ACV para plásticos de fontes renováveis e não-renováveis, os primeiros apresentam valores menores de impactos, na maioria das categorias, quando comparados aos plásticos de fontes não-renováveis, principalmente nas categorias de uso de energia e de emissões de gases de efeito estufa. Segundo PATEL (2005), a energia necessária para a produção de pellets a base de amido está em torno de 35 a 75% menor do que a energia necessária para a produção de pellets de polietileno, e as emissões de gases de efeito estufa também são de 30 a 80% menor. Os pellets a base de amido apenas não apresentam melhores resultados na categoria de eutrofização, que é o excesso de nutrientes na água. No entanto, os dados utilizados para estudos de ACVs de polímeros são incertos e permanecem sob contínua atualização.

O amido plastificado tem área restrita de aplicação, devido às suas propriedades mecânicas inferiores aos polímeros a base de petróleo, assim, faz-se necessário o uso de blendas para aumentar sua aplicabilidade. No entanto, quanto menor a porcentagem de polímero de fonte não renovável em uma blenda com amido, menor é o impacto ambiental final.

O aumento do uso de matérias-primas de fontes renováveis para a produção de embalagens gera alternativas ao consumo de embalagens convencionais produzidas a partir do petróleo. As matérias-primas de fontes renováveis representam uma forma de seqüestrar carbono, pois utilizam CO₂ como fonte energética para seu desenvolvimento.

Ao considerar o uso específico destas embalagens como filmes flexíveis, vinculado ao consumo de alimentos, e destinadas à compostagem, estas embalagens podem apresentar muitas vantagens, como contribuir com a redução do volume de resíduos sólidos em aterros sanitários. Ao considerar ainda que a compostagem também pode ser realizada em ambiente doméstico, reduz-se a emissão de CO₂, ao eliminar a etapa da queima de combustíveis durante o transporte do resíduo doméstico ao destino final.

5.2.4.1. Principais limitações do estudo

O levantamento de dados realizados neste trabalho possui limitações, assim como grande número de trabalhos de ACV. Estas se devem ao contexto de realização do estudo, relativas aos recursos humanos e de tempo de execução, como às condições de disponibilidade de dados brasileiras, conhecidamente precárias.

Durante a escolha da unidade funcional de um estudo de ACV de embalagens plásticas, alguns trabalhos apenas analisam a produção e gerenciamento de resíduos do material na forma de pellets, como é o caso deste trabalho, enquanto outros estudos definem um tipo de uso para o material, ou seja, um produto. Quando um estudo não define o produto, apenas avalia o material, os resultados demonstrarão de forma mais breve, o desempenho ambiental do material. Por exemplo, se os aspectos ambientais do material forem atrativos, existem grandes chances dos mesmos aspectos se aplicarem ao produto. Por outro lado, estes mesmos estudos poderão apresentar algumas desvantagens por não fornecerem informações importantes sobre o produto final. São elas:

- Processamento: a quantidade de material necessário para sua produção pode ser maior ou menor que produtos produzidos a partir do petróleo;
- Transporte: pode ser fundamental para produtos finais devido à densidade;
- Uso: o comportamento do consumidor pode ter papel importante, uma vez que para embalagens compostáveis, a correta disposição final tem grande influência no impacto ambiental do produto;
- Disposição final: a logística e a disposição adequada podem ser específicas para um produto;

Outra limitação para estudos de ACV é o escopo regional. Devido às diferentes características nacionais, ou ainda características específicas de cada processo de produção do local, os resultados podem ser apenas representativos. Estas diferenças se referem principalmente aos dados de emissões de CO₂ da geração de energia para a eletricidade utilizada durante a produção do material e produto, assim como à infra-estrutura disponível para o gerenciamento de

resíduos, por exemplo, a disponibilidade de usinas de compostagem para as embalagens biodegradáveis.

Todas essas incertezas poderão ser reduzidas quando para um mesmo processo, várias análises independentes, como em diferentes países, tiverem resultados próximos. Assim, uma importante meta para estudos futuros de ACVs é essa redução de incertezas nos valores dos dados utilizados para os cálculos dos impactos.

5.3. Recomendações para elaboração de ACVs de plásticos biodegradáveis

Os seguintes aspectos devem ser levados em consideração para a preparação de estudos de ACVs para plásticos biodegradáveis. Em adição aos aspectos levantados neste Capítulo, o estudo de ACV deve principalmente estar de acordo com as Normas ABNT NBR 14040 e 14044.

As seguintes questões foram traduzidas e adaptadas do Manual de Polímeros Biodegradáveis (*Handbook of Biodegradable Polymers. Catia Bastioli, 2005 Cap. 13*).

1. Produção de Biomassa

- a. País de origem: De onde é a biomassa utilizada?
- b. Tipo de cultivo: A biomassa utilizada é de origem de cultivo intensivo ou extensivo?
- c. Fertilizantes: Os efeitos da produção de fertilizantes serão levados em consideração?
- d. Balanço de carbono do crescimento da planta: A entrada de carbono durante o crescimento da planta é considerado como um processo que reduz as emissões de CO₂ ou é contabilizado com o processo de decomposição resultando em emissões zero?

2. Produção e uso de plásticos

- a. País: Em qual/quais país/países o plástico biodegradável é produzido?
- b. Geração de energia: São feitas as considerações de emissões específicas de geração de energia?
- c. Co-produtos: No caso de produção de co-produtos (materiais ou energia), como são levados em consideração?
- d. Fronteiras de sistema: O estudo de ACV se refere ao sistema “berço ao portão” (até a produção de pellets) ou “berço ao túmulo” (com disposição final)?
- e. Unidade funcional: A unidade funcional se refere à massa do material, ao produto semi-acabado, ou ao produto final? No caso de função do material, é considerado que a quantidade de material necessária para uma função pode ser diferente entre plásticos biodegradáveis e suas potenciais alternativas?
- f. Fase de uso (para produtos apenas): Está claramente especificado se a fase de uso está ou não inclusa nas fronteiras do sistema?

3. Gerenciamento de resíduos plásticos

Os seguintes aspectos são relevantes apenas se o sistema “berço ao túmulo” tiver sido escolhido, caso contrário, são irrelevantes.

- a. Sistema de gerenciamento de resíduos: Qual processo de tratamento de resíduos foi adotado?
- b. Emissões do aterro: As emissões de biodegradação anaeróbica em aterros foram consideradas?
- c. Compostagem: Foi assumida alguma forma de seqüestro de carbono em composto?
- d. Reaproveitamento de resíduos: No caso de reaproveitamento energético de resíduos, quais são os ganhos de energia?
- e. Processos de reciclagem: Em caso de reciclagem, os tipos de tecnologias utilizadas foram especificados?

f. Programa de resíduos: Existe um programa de gerenciamento de resíduos?

4. Transporte

a. Suposições: Todas as suposições foram descritas (forma de transporte, distâncias, cargas, eficiências de combustíveis)?

5. Avaliação geral

a. Categorias de impactos e subcategorias: As escolhas das categorias e subcategorias foram cuidadosamente analisadas e justificadas no texto?

b. Significado relativo: Em estudos comparativos de ACV, a incerteza dos resultados e a importância das diferenças dos resultados, podem ser avaliadas através de comparação com o conjunto dos outros impactos. Este tipo de comparação foi realizado?

c. Fatores de caracterização: Foram utilizados fatores de caracterização para agregação em categorias de impactos?

d. Ponderação: Os pontos agregados das várias categorias de impactos foram ponderados?

e. Plásticos não-biodegradáveis: O plástico não-biodegradável foi nomeado no caso de ACV comparativo? As considerações estão claramente descritas e são consistentes com aquelas utilizadas para plásticos biodegradáveis?

6. Aspectos adicionais

a. Uso alternativo da biomassa: O uso alternativo de matéria-prima renovável para outros propósitos foi estudado para destacar os resultados dos plásticos biodegradáveis?

b. Os resultados foram traduzidos para nível nacional?

6. CONCLUSÕES

Com base em revisão feita sobre ACVs de plásticos biodegradáveis, conclui-se que o número de estudos de ACVs destes materiais é muito limitado, principalmente no Brasil, gerando um contraste com o crescente interesse mundial no uso de matérias-primas de fontes renováveis. Além da limitação do número de trabalhos na área, a disponibilidade de dados para desenvolvimento de estudos de ACV também é limitado.

Um estudo de ACV completo e confiável depende de um inventário de dados no país onde se pretende elaborar a avaliação. O Brasil apresenta posição ainda inferior em relação aos países mais desenvolvidos, quanto à elaboração e disponibilização de dados de inventário de ciclo de vida, principalmente para a produção de embalagens biodegradáveis.

Acredita-se que com o investimento na agricultura para a produção do etanol e biodiesel, outras culturas também sejam privilegiadas, sendo este um dos fatores que deverão impulsionar investimentos em materiais e produtos de fontes renováveis.

Com relação à desvantagem de materiais provenientes de fonte renovável, conclui-se que a agricultura impacta o meio ambiente através do manejo convencional do solo, liberando CO₂ e NO₂, através da adubação nitrogenada. Deste modo ela contribui com o efeito estufa e a eutrofização (excesso de nutrientes num corpo d'água, com proliferação excessiva de algas e conseqüente deterioração da qualidade da água).

A atividade agrícola ambientalmente correta utiliza técnicas como o plantio direto, o qual estoca carbono em uma taxa de 1,4 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e a rotação de culturas com a soja contribui com um aumento de nitrogênio no solo, diminui a necessidade do uso de fertilizantes nitrogenados e conseqüentemente a emissão de óxido nitroso, um GEE (Gás Efeito Estufa) e a eutrofização.

Verificou-se que a técnica da avaliação do ciclo de vida é indispensável quando se deseja analisar a viabilidade de um produto, material ou processo em comparação a outro. Essa avaliação é importante para a escolha da melhor alternativa em termos ambientais e em termos econômicos. Com base nesta afirmação e no tema deste trabalho, recomenda-se considerar o amido como uma carga polimérica que contribui com a biodegradabilidade de materiais plásticos, além de baixar o custo por ser fonte abundante e renovável.

7. SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS

No Brasil vários estudos já vêm sendo feitos com o uso do amido de mandioca em embalagens plásticas, que é mais barato que o amido de milho para o nosso país. O amido de mandioca também pode ser adicionado como carga em materiais poliméricos, ou ser processado e plastificado, podendo ser inclusive utilizado como embalagem comestível.

É importante ressaltar que o grau de pureza do amido também deve ser melhor estudado, pois quanto menor o grau de pureza, menor o custo; porém, é preciso cuidar para que as impurezas não alterem drasticamente as propriedades do produto final, principalmente na área de alimentos e farmacêutica. Além do grau de pureza do amido, considerar também o grau de pureza do glicerol para redução de custos, pois este é hoje um dos subprodutos do biodiesel.

Com relação à metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida, recomenda-se a contribuição com dados para elaboração de inventários de ciclo de vida brasileiros, de forma que estudos futuros sejam cada vez mais completos e apresentem cada vez maior confiabilidade nos resultados apresentados.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABGALIMTEC. Disponível em <<http://br.geocities.com/abgalimtec/milho.html>> Acesso em 20 abr 2007.

ABIQUIM. Disponível em <<http://www.abiquim.org.br/resinastermoplasticas/>> Acesso em 03 jun 2009.

ALMEIDA, G. S. G. Estudo de desenvolvimento de compósitos de polietileno de baixa densidade (PEBD) com amido, parcialmente degradáveis no meio ambiente. Campinas: Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, 2001. 117 p. Dissertação (Mestrado)

AMADO, T. J. C., Matéria orgânica do Solo no Sistema Plantio Direto: A Experiência do Rio Grande do Sul; Revista do Plantio Direto, 1999.

AMADO, T. J. C., et al., Potencial do Sistema Plantio Direto Associado ao Uso de Culturas de Cobertura em Acumular Carbono e Nitrogênio Total em um Argissolo da Depressão Central do RS, 3ª Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, 2000.

ANDRADE, et al. Processamento de amido de milho em câmara de mistura; Ciência e Tecnologia de Alimentos, Campinas, 24(2): 303-310; 2004.

ARAÚJO, M. S. M., Relatório de Análise do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL; Agência Nacional de Energia Elétrica / Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais / Ministério da Ciência e Tecnologia / Universidade Federal do Rio de Janeiro, abril de 2000.

ARENA, U. et al. International Journal of Life Cycle Assessment, 8, 92; 2003.

ARMSTRONG, R. Compostable Plastics Versus Paper and Polyethylene – Life Cycle Analysis. Apresentação BASF Canadá, 2006.

ARRUDA, P. V. et al. Glicerol: um subproduto com grande capacidade industrial e metabólica; Revista Analytica, Nº26, Dezembro 2006/Janeiro 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, Rio de Janeiro. NBR ISO 14040:2001 Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2001. 10 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, Rio de Janeiro. NBR ISO 14044:2009 Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2009. 46 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, Rio de Janeiro. NBR 15448:2008 Embalagens plásticas degradáveis e/ou de fontes renováveis. Parte1: Terminologia. Rio de Janeiro, 2008 2 p.

ASTM D 5988-03. Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation in Soil of Plastic Materials or Residual Plastic Materials After Composting. Estados Unidos, 2003. 5p.

AVILLETZ, F., BRANDÃO, A. P., MONTES, D. Poupança de emissões de gases de efeito estufa no ciclo de vida do bioetanol de 1ª geração em Portugal. Agrogos. Sociedade de estudos e projetos. 2009. 56 p.

BASF. Disponível em < <http://www.basf.com.br>> Acesso em 06 abr 2007.

BASTIOLI, C. Global Status of the Production of Biobased Packaging Materials. Starch / Stärke 53 (2001) 351–355;

BEER, T. et. al. Life Cycle Assessment of Greenhouse gas emissions from agriculture in relation to marketing and regional development. Disponível em <<http://www.grdc.com.au>> Acesso em 01 jun 2007.

BERGER, W. Toilet Collecting Systems using Biodegradable Bags for Private and Municipal Composting – Examples from Germany and The Netherlands. Abstract: Third International Conference on Ecological Sanitation, 2005.

BIOCYCLE. Disponível em <<http://www.biocycle.com.br>> Acesso em 13 mai 2007.

BIODIESELBR. Disponível em <<http://www.biodieselbr.com>> Acesso em 13 fev 2008.

BIOPLASTIC NEWS. Disponível em <<http://bioplasticnews.blogspot.com>> Acesso em 23 jun 2009.

BOHLMANN, G. M. Biodegradable Packaging Life-Cycle Assessment. Disponível em <<http://www.InterScience.Wiley.com>> em 29 Nov 2004.

BUCKERIDGE, M. S. Aula prática oferecida no curso de Biologia da Universidade de São Paulo; Comparação entre os sistemas fotossintéticos C3 e C4. Disponível em <<http://felix.ib.usp.br>> Acesso em Nov 2007.

CAMARGO, A. M. Inventário do Ciclo de Vida do Metanol para as Condições Brasileiras. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. São Paulo, 2007.

CAMARGOS, D. A nova fronteira agrícola. Disponível em <<http://www.mtl.org.br>> Acesso em 18 nov 2007.

CARBONO BRASIL. Disponível em <<http://www.carbonobrasil.com.br>> Acesso em 29 abr 2007.

CARRAPIÇO, F. Transformações energéticas nos vegetais. Departamento de Biologia Vegetal. Seção de Biologia Celular e Biotecnologia Vegetal. Portugal. Biologia Celular. 2002. 15 p.

GEOTTO, E. The issues of energy and carbon cycle: new perspectives for assessing the environmental impact of animal waste utilization. *Bioresource Technology*, vol. 96, nº 2, p. 191-196, 2005.

CERESTECH. Greenhouse gas emissions viewed from a cradle to gate life cycle perspective. Canada, 2008. Disponível em <<http://cerestech.ca>> Acesso em 1 jul 2010.

CETEA. Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão. Campinas. 2007. 75 p.

CIACCO, C. F.; CRUZ, R. Fabricação de Amido e sua Utilização, Fundação Tropical de Pesquisas e Tecnologia (série tecnologia agroindustrial - nº. 07), 1982.

CO₂NOW. Disponível em < <http://co2now.org> > Acesso em 14 jun 2009.

CONGRESSO NACIONAL. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Brasília. LEI Nº 203. 2010. 31 p.

COOPBOX. Disponível em <<http://www.coopbox.it>> Acesso em 06 abr 2007.

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E. de, RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 12., 1998, Fortaleza, CE. Anais... Fortaleza: UFC, 1998. p. 352-353.

CORDI, L. Estudo da biodegradação dos filmes de Poli (e-caprolactona), da blenda Poli (e-caprolactona)/amido e do compósito Poli (e-caprolactona)/Amido/Pó de fibra de coco por fungos e bactérias. Campinas, Faculdade de Engenharia Química. Universidade Estadual de Campinas, 2008. 103 p. Dissertação (mestrado).

CORRADINI, E. et al. Amidos termoplásticos derivados do milho, Polímeros: Ciência e Tecnologia, vol. 15, nº4, p. 268-273, 2005.

CURTIN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, A Primer on Environmental Life Cycle Assessment (LCA) for Australian Grains, Centre of Excellence in Cleaner Production and Muresk Institute of Agriculture, Sep. 2002.

EMBRAPA. Disponível em <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>> Acesso em 06 abr 2007.

EPA. United States Environmental Protection Agency. Disponível em <<http://www.epa.gov>> Acesso em 17 jul 2007.

FERREIRA, J. V. R. Apostila: Análise de Ciclo de Vida dos Produtos. Instituto Politécnico de Viseu, 2004.

FKUR. Disponível em < <http://www.fkur.de/>> Acesso em 06 abr 2007;

FORLIN, F. S.; FARIA, J. A. F. Reciclagem de embalagens plásticas; Polímeros: Ciência e Tecnologia, vol. 12, nº 1, p. 1-10, 2002;

GALDIANO, Inventário de ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, 2006. 232 p. Dissertação (Mestrado).

GALITSKY, C. et al. Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for the Corn Wet Milling Industry. Guia Energy Star para gerenciadores de plantas de energia, 2003.

GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V.; Tecnologias de Produção do Milho, Universidade Federal de Viçosa, 2004.

GARCIA, E. E. C.; COLTRO, L. Resumos do 6º Congresso Brasileiro de Polímeros, Gramado, Brasil, 2001.

GATTIN, R; POULET, C.; COPINET, A.; COUTURIER, Y. Comparison of mineralization of starch in liquid, inert solid and compost media according to ASTM and CEN norms for the composting packaging materials. Biotechnology Letters, No. 22, p. 1471-1475, 2000.

GRIMA, S., BELLON_MAUREL, V. FEUILLOLEY, P., SILVESTRE, F. Aerobic Biodegradation of Polymers in Solid-State Conditions: A Review of Environmental and Physicochemical Parameter Settings in Laboratory Simulations. Journal of Polymers and the Environment, Vol. 8, No. 4, 2000.

G-SAT. Fórum de discussão sobre Bioeconomia. Disponível em: < <http://www.g-sat.net> > Acesso em 15 out 2007.

HERRMANN, P. Aula inaugural da Faculdade Horizontina “Agronegócio Brasileiro: Oportunidades e Desafios”. 2006.

HYCAIL. Disponível em < <http://www.hycail.com/> > Acesso em 06 abr 2007.

INFORMATIVO UNICAMP, 2005. Boletim disponível em: <<http://www.inovacao.unicamp.br> > INNOVIA. Disponível em < <http://www.innoviafilms.com/> > Acesso em 06 abr 2007.

IPCC. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis. 2.10.2 Direct Global Warming Potentials. Disponível em < <http://ipcc.ch> > Acesso em 05 jan 2010.

ISO 14855:1999. Determination of the ultimate aerobic biodegradability and disintegration of plastic materials under controlled composting conditions – Method by analysis of evolved carbon dioxide.

LOPES FILHO, J. F. Avaliação da maceração dinâmica do milho após um curto período de hidratação e subsequente quebra do pericarpo do grão. Ciênc. Tecnol. Aliment. [online]. 1999, vol. 19, no. 3 [citado 2007-04-04], pp. 322-325.

LIMA, M. A., Agropecuária Brasileira e as Mudanças Climáticas Globais: Caracterização do Problema, Oportunidades e Desafios, Cadernos de Ciência & Tecnologia, v.19, n. 3, p.451-472, set./dez. 2002.

NATUREWORKS. Disponível em < <http://www.natureworksllc.com> > Acesso em 4 jun 2007.

NICOLOSO, RODRIGO DA SILVEIRA. Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de integração lavoura-pecuária sob sistema plantio direto. Rio Grande do Sul: Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), 2005, 150p. Dissertação (Mestrado).

NOBRE, C. A.; NOBRE, A. D.; O Balanço de Carbono da Amazônia Brasileira, Estudos Avançados, 16 (45), 2002.

NOLAN-ITU Pty Ltd, Biodegradable Plastics – Developments and Environmental Impacts, Environment Australia, oct. 2002.

NOVAMONT. Disponível em < <http://www.materbi.com/> > Acesso em 06 abr 2007.

OLENDZKI, R. N. Caracterização das interações de substâncias húmicas com a matéria inorgânica em solos de cultivo de arroz irrigado: contribuição à aquisição de dados essenciais para avaliação global do seqüestro de carbono no solo. Paraná: Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, 2006, 153 p. Tese (doutorado).

PATEL, M. et al., Environmental Assessment of Bio-based Polymers and Natural Fibres, Utrecht University, Department of Science, Technology and Society, 2001.

PATEL, M.; BASTIOLI, C.; MARINI, L.; WÜRDINGER, E.: Life-cycle assessment of bio-based polymers and natural fibres. Capítulo da Enciclopédia “Biopolymers”, Vol. 10, Wiley-VCH, 2003, pp.409-452;

PATEL, M. Handbook of Biodegradable Polymers. Editor: Catia Bastioli. Rapra Technology Limited, 2005. Cap. 13: Environmental Life Cycle Comparisons of Biodegradable Plastics, p.431-484.

PEREIRA, A. R. Aspectos fisiológicos da produtividade vegetal. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal. 1989. Vol 1. P. 139-142.

PIMENTEIRA, C. A. P., CARPIO, L. G. T., ROSA, L. P., TOLMANSQUIM, M. T. Solid wastes integrated management in Rio de Janeiro: input-output analysis. Waste Management, Volume 5, nº 5, 2005. p. 531-537.

PIMENTEL D., PIMENTEL, M. Food, energy and society. Niwot. Colorado University Press, 1996. 402 p.

PLASTIVIDA. Disponível em <<http://www.plastivida.org.br/>> Acesso em: 30 ago. 2006.

POKHREL, D., VIRARAGHAVAN, T. Municipal solid waste management in Nepal: practices and challenges. Waste Management, Volume 25, nº 5 , 2005, p. 555-562.

RIBEIRO, F. M. Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil – Usina de Itaipu: primeira aproximação. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, 2003. 181 p. Dissertação (Mestrado).

RITCHIE, S. W. et al. Como a planta do milho se desenvolve “Informações Agronômicas” nº 103; 2003.

ROBINSON, G.; The short and long-term impacts of bioplastics on the waste industry, Waste Management World, p. 77-83, Jan-Fev 2007.

SCHLUMBERGER. Disponível em:

<http://199.6.131.12/pt/scictr/watch/climate_change/carbon.htm> Acesso em 22 de Abril de 2009.

SEED. Disponível em <<http://www.seed.slb.com> > Acesso em 29 abr 2007.

SPINACÉ, M. A. S., DE PAOLI, M-A. A Tecnologia da Reciclagem de Polímeros; Química Nova, Vol. 28, No. 1, 65-72, 2005.

THE BIODEGRADABLE POLYMERS INSTITUTE. Disponível em <<http://www.bpiworld.org>> Acesso em 13 mai 2007.

TISSI, J. A.; CAIRES, E. F; PAULETTI, V. Efeitos da calagem em semedura direta de milho. Bragantia., Campinas, v. 63, n. 3, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br>>. Acesso em: 08 Abr 2007.

TREOFAN. Disponível em < <http://www.biophanfilms.com/> > Acesso em 06 abr 2007.

TROMBIN, D. F., VIANA, E., RÉUS, G. Z., BALLMAN, C. A relação C/N dos resíduos orgânicos do bairro universitário da cidade de Criciúma. XXV Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2005.

VILPOUX, O., AVEROUS, L. Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas; Tecnologia, usos e potencialidades de tuberosas amiláceas Latino Americanas, v. 3: 499-529, 2003;

VINK, E.T.H., RABAGO, K.R., GLASSNER, D.A., GRUBER, P.R. Applications of life cycle assessment to NatureWorks polylactide (PLA) production. Polymer Degradation and Stability, n.80, p.403-419, 2003.

WEBER, M. Overview on the certification of compostable products and results from German model trials. DIN CERTCO Gesellschaft für Konformitätsbewertung mbH (Berlin), 2003.

WIKIPEDIA. Disponível em <<http://pt.wikipedia.org>> Acesso em 1 nov 2009

WOOD, S., COWIE, A. A review of greenhouse gas emission factors for fertiliser production. Research and Development Division, State Forests of New South Wales. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting. IEA Bioenergy Task 38. 2004. 20 p.
