

GIOVANNINO PRETTO

**TÉCNICA DE ANÁLISE DO CICLO DE VIDA
PARA GERENCIAMENTO AMBIENTAL DE PROPRIEDADES
PRODUTORAS DE SUÍNOS**

Tese apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Economia
Aplicada, para obtenção do título de
“Magister Scientiae”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2003

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

P942t
2003

Pretto, Giovanni, 1976-

Técnica de análise do ciclo de vida para gerenciamento
ambiental de propriedades produtoras de suínos /
Giovanni Pretto. – Viçosa : UFV, 2003
124p. : il.

Orientador: Aziz Galvão da Silva Júnior
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de
Viçosa

1. Impacto ambiental. 2. Análise do ciclo de vida -
Metodologia. 3. Gestão ambiental. 4. Dejeito de suíno –
Impacto ambiental. I. Universidade Federal de Viçosa.
II. Título.

CDD 19.ed. 333.714

CDD 20.ed. 333.714

GIOVANNIO PRETTO

**TÉCNICA DE ANÁLISE DO CICLO DE VIDA
PARA GERENCIAMENTO AMBIENTAL DE PROPRIEDADES
PRODUTORAS DE SUÍNOS**

Tese apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Economia
Aplicada, para obtenção do título de
“Magister Scientiae”.

APROVADA: 25 de fevereiro de 2003.

Carlos Antônio Moreira Leite

Brício dos Santos Reis

Ivo Jucksch

Aloísio Soares Ferreira
(Conselheiro)

Aziz Galvão da Silva Júnior
(Orientador)

Aos meus pais, Ilson e Elaine.

À Carla, minha namorada.

AGRADECIMENTO

A Deus, por sempre iluminar o meu caminho.

Aos meus pais, Ison e Elaine, pelo amor, carinho e compreensão, sem os quais nunca teria chegado aonde cheguei. Além do apoio afetivo e financeiro que, mesmo à distância, foram imprescindíveis.

À Carla, minha namorada, pelo nosso amor, que foi fundamental nessa jornada. Também pelo companheirismo, carinho e por estar ao meu lado sempre que necessitei de auxílio.

Ao meu irmão, Giorgio, que, mesmo lá de longe, sempre tinha uma palavra amiga para me alegrar.

Aos moradores da República dos Pampas, minha casa em Viçosa, Dudu, Ju, Fê, Chris, Cabral, Teco e Rui que foram e sempre serão meus amigos e irmãos por todo apoio, amizade, compreensão e por estarmos unidos em todos os momentos.

Aos agregados da República, Zé Coco, Tomás, Bindão, Chivas, Juliana, Alessandra, Andréa, que fizeram dela sua segunda casa, por toda amizade e carinho. Afinal “companheiro é companheiro”.

À Tia Marta, minha mãe em Viçosa.

Ao professor Aziz, que foi mais que orientador, foi um amigo e companheiro, pelo auxílio, paciência e apoio permanente durante a realização desse trabalho

Aos professores Aloísio Soares Ferreira (DZO), Ivo Jucksch (DPS), José Euclides e Carlos Leite, pelas críticas e sugestões que contribuíram para a melhoria desse trabalho.

Ao professor Brício, não só pelas críticas e sugestões ao trabalho, mas também pela amizade nascida do convívio do departamento e do futebol.

A todos os professores com os quais pude conviver, pelo ensinamento acadêmico e de vida.

Aos funcionários do departamento, sempre dispostos e solícitos. Em especial a Graça, pela amizade dentro e fora do departamento.

Aos colegas de mestrado, pela alegria e descontração do dia-a-dia.

Aos amigos e colegas Jiló, Torresmo e Armando, pela cumplicidade nas horas de estudo e nas horas vagas.

Aos amigos doutores, ou quase doutores, Mara, Mayra, Sandrinha e Cypriano, pela alegria do convívio diário e pelo auxílio na realização desse estudo. Também a Angelita, que foi minha consultora para escrever a tese.

Ao CNPq, pela bolsa de mestrado, sem a qual não seria possível ficar em Viçosa e ao Departamento de Economia Rural, por dar todas as condições de realizar esse trabalho.

Por fim, a todos que, direta ou indiretamente, colaboraram para a realização desse trabalho.

BIOGRAFIA

GIOVANNO PRETTO, filho de Ilson José Pretto e Elaine Maria Leite Pretto, nasceu em Porto Alegre – RS, no dia 24 de dezembro de 1976.

Cursou o Ensino Fundamental no Colégio Padre Anchieta, na cidade de Marau – RS, e o Ensino Médio na Fundação Universidade de Passo Fundo, em Passo Fundo – RS. Ingressou no curso de Agronomia na Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, em março de 1995, graduando-se em 12 de outubro de 2000.

No ano de 2001, iniciou seus estudos no curso de Mestrado em Economia Aplicada no Departamento de Economia Rural da Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se á defesa de dissertação no dia 25 de fevereiro de 2003.

CONTEÚDO

	Página
LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
2. CONTEXTUALIZAÇÃO	4
2.1. A Questão Ambiental	4
2.2. A Suinocultura	11
2.3. Fundamentação Econômica	22
2.4. Sistema de Gestão Ambiental	33
3. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA	59
3.1. Caracterização	59
3.2. Operacionalização da ACV	67

	Página
3.3. Procedimento e dados	80
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	84
5. CONCLUSÃO	107
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112

LISTA DE TABELAS

	Página
1	Questões Ambientais: comparação dos velhos paradigmas e o ambientalmente correto 38
2	Principais categorias de impacto e unidades de referência 77
3	Valores de referência para os impactos ambientais 78
4	Cálculo do consumo de ração dos suínos 87
5	Cálculo do gasto de água nos dois sistemas em estudo 88
6	Elementos presentes nos dejetos e produção por suíno, no sistema de lavação 91
7	Elementos presentes nos resíduos e produção por suíno, no sistema de cama sobreposta 92
8	Categorias de impacto, unidades padrão, substância relacionadas e abrangência dos impactos 96
9	Cálculo dos impactos dos dejetos para cada categoria de impacto, por animal 97
10	Impactos causados por duas granjas produtoras de suínos 100
11	Dados de normalização 101

LISTA DE FIGURAS

	Página
1	Gráfico das curvas de custos marginais sociais, privado e externo (Fonte: PINDYCK e RUBINFELD, 1994) 24
2	Gráfico das curvas de custos de recuperação e prevenção de impactos ambientais (Fonte: PINDYCK e RUBINFELD, 1994, adaptado pelo autor) 25
3	Modelo de Sistema de Gestão Ambiental 48
4	Esquema simplificado de entradas e saídas em um sistema industrial 60
5	Estrutura técnica da ACV, conforme SETAC (Fonte: RHODES e BROWN, 1999) 61
6	Fases da ACV (Fonte: ISO 14040, 1997) 68
7	Princípio da análise do inventário (Fonte: MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997) 73
8	Esquema simplificado da relação de algumas substâncias com um mesmo efeito ambiental (Fonte: OWENS, 1996) 75
9	Entradas e saídas do sistema produtivo da suinocultura 81

		Página
10	Representação esquemática do sistema de produção de suínos ...	82
11	Fluxograma das fases de crescimento e terminação da suinocultura	85
12	Fluxogramas da etapa de “preparo das baias” em ambos os sistemas	86
13	Fluxogramas da etapa de “planejamento operacional: manejo e alimentação” em ambos os sistemas	86
14	Comparação das saídas de ambos os sistemas, em termos percentuais	94
15	Fluxo de entradas e saídas nos sistemas de lavação e cama sobreposta, por suíno	95
16	Comparação dos impactos de ambos os sistemas, em termos percentuais	99

RESUMO

PRETTO, Giovanni, M.S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2003.
Técnica de Análise do Ciclo de Vida para gerenciamento ambiental de propriedades produtoras de suínos. Orientador: Aziz Galvão da Silva Júnior. Conselheiros: Aloísio Soares Ferreira, José Euclides Alhadas Cavalcanti e Marília Fernandes Maciel Gomes.

Visando demonstrar a aplicabilidade da técnica de Análise do Ciclo de Vida (ACV) para avaliar os impactos ambientais gerados pelos dejetos produzidos nas fases de crescimento e terminação de suinoculturas, e de indicar as aplicações das informações geradas pela técnica para o gerenciamento ambiental da atividade suinícola, foi realizada uma pesquisa valendo-se, exatamente, da técnica da ACV descrita e normatizada pela ISO 14040. Para esse fim, comparou-se os impactos ambientais potenciais dos dejetos líquidos, provenientes de suinoculturas que realizam lavagem das baias, com os resíduos sólidos daquelas granjas que utilizam o sistema de cama sobreposta. Através da análise do “balanço ecológico” dos dejetos constatou-se que o sistema de cama sobreposta apresenta maior potencial de impacto ambiental nas categorias de “efeito estufa” e de “eutrofização” do que o sistema de lavagem das baias, mas, por outro lado, apresenta menor potencial de impacto na categoria de “acidificação”. Além disso, o sistema de cama sobreposta gera menor volume de

dejetos e necessita uma menor quantidade de água que o sistema de lavação das baias. Os resultados gerados em estudos de ACV podem ser utilizados tanto para elaboração de políticas governamentais de proteção ao Meio Ambiente quanto para definição de estratégias gerenciais em propriedades produtoras. Dessa forma, pode-se concluir que, utilizando-se a técnica da Avaliação do Ciclo de Vida, é possível fazer uma avaliação dos impactos ambientais potenciais da suinocultura. No caso específico dos dejetos provenientes dos sistemas de manejo de lavação das baias e de cama sobreposta conclui-se, dentro das variáveis analisadas nesse estudo, que o sistema de cama sobreposta tem um menor potencial de impacto ambiental que o sistema da lavação das baias.

ABSTRACT

PRETTO, Giovanni, M.S., Universidade Federal de Viçosa, February 2003. **Life Cycle Assessment as environmental management tool in pig production.** Adviser: Aziz Galvão da Silva Júnior. Committee Members: Aloísio Soares Ferreira, José Euclides Alhadas Cavalcanti and Marília Fernandes Maciel Gomes.

To demonstrate the applicability of the Life Cycle Assessment (LCA) technique, to evaluate the environmental impacts generated by the dejections produced in the growth and termination phases of swine culture, and to indicate the applications of the information generated by the technique for the environmental management of the swine activity, a research was accomplished describing and establishing LCA technique for ISO 14040, comparing the environmental impact potential of liquid dejections, being compared the environmental impact potential of liquid dejections, coming from swine cultures that accomplish stalls washing, with the solid residues of those farms that use the Deep Bedding System. Through the “eco-balance” analysis of the dejections, it was verified that the Deep Bedding System presents higher potential of environmental impact in the greenhouse effect and eutrophication categories than the stalls washing system, but, on the other hand, it introduces minor impact potential in the acidification category. Furthermore, the deep bedding system

generates smaller volume of dejections and needs a smaller amount of water than the stalls washing system. The results generated in LCA studies can be used as much for elaboration of governmental politics to environment protection as for definition of management strategies in producing proprieties. In that way, it can be ended that, using the Life Cycle Assessment technique, it is possible to do an evaluation of the environmental potentials impacts from the swine culture. In the specific case of dejections coming from stalls washing and deep bedding systems, it is ended that, among the variables analyzed in this study, the deep bedding system has a smaller potential of environmental impact that the of the stalls washing system.

“Nenhum indivíduo é capaz de abranger sozinho todos os domínios do saber descrito como ‘estudos ambientais’.”

(G. H. SEWELL, 1974)

1. INTRODUÇÃO

No final do século XX a natureza mostrou as transformações que sofreu devido à ação do homem: enchentes, secas, buraco na camada de ozônio, entre outros fenômenos naturais. Fenômenos, muitas vezes, ocasionados por atividades agressivas ao Meio Ambiente, como desmatamento, poluição atmosférica e extração indiscriminada de recursos. A ocorrência desses fenômenos, aliada a divulgação, cada vez mais imediata, dos desastres através do jornalismo mundial, fez aumentar nas pessoas a conscientização da importância da natureza para toda a humanidade.

As preocupações ambientais, por sua vez, não são exclusividade dos países desenvolvidos, elas também fazem parte do cotidiano dos países mais pobres. No Brasil, os problemas ambientais já são, diuturnamente, demonstrados e discutidos nos principais meios de comunicação (TEICH, 2002), além de fazerem parte dos currículos escolares de todos os graus e de serem debatidos na esfera política.

Toda essa discussão ajudou a criar um novo tipo de consumidor, o “ecologicamente correto”, aquele que também leva em consideração na hora da compra de um produto o aspecto ambiental do mesmo. Isso levou as empresas a adequarem seus sistemas produtivo e gerencial às novas tendências de respeito ao Meio Ambiente.

Dentro desse contexto, foram criados e desenvolvidos sistemas de gerenciamento que pudessem manter a empresa competitiva no mercado sem, no entanto, afetar a natureza durante seu processo produtivo. Essa forma de gerenciamento é a maneira pela qual a empresa se mobiliza, interna e externamente, na conquista da qualidade ambiental desejada. Para atingir a “meta ambiental”, ao menor custo e de forma permanente, a utilização de um Sistema de Gestão Ambiental, é a estratégia mais indicada (REGINA, 1995).

Os SGA foram desenvolvidos e empregados, primeiramente, em indústrias, movidos por fortes pressões dos consumidores e da sociedade em geral. Atualmente, já há uma tendência de utilização desses sistemas nas atividades agropecuárias, devido ao grande potencial poluidor dessas, uma vez que elas estão intimamente relacionadas com o Meio Ambiente.

Quanto mais agressiva à natureza for a atividade, maior será o impacto por ela causado, tais como grandes áreas de monocultura, exploração de madeira em áreas de mata nativa e confinamento de animais. No caso específico dos confinamentos, um dos maiores problemas é a geração de grande volume de dejetos em pequenas áreas, que se transformam numa fonte potencial de poluição e, por conseqüência, de impacto ambiental.

A suinocultura intensiva, isto é, a criação de suínos em confinamento, transformou-se na maior fonte poluidora dos mananciais de água, em função dessa atividade produzir grandes quantidades de dejetos que, muitas vezes, são lançados diretamente nos cursos d'água (OLIVEIRA, 1993).

Os estudos de quantificação dos impactos ambientais esbarram na dificuldade de se analisar os fatores naturais pois eles são muito heterogêneos, difusos, intimamente dependentes das características ambientais locais e, muitas vezes, da necessidade de juízos de valores pessoais que diferem de um indivíduo para outro. Dentre os métodos de avaliação de impactos ambientais que foram desenvolvidos ao longo dos anos pode-se destacar o Método da Análise do Ciclo de Vida – ACV, que foi desenvolvido para fazer uma avaliação completa dos impactos que podem ser gerados por um produto ou processo.

Dentro desse cenário, percebe-se claramente que existem duas

grandes lacunas a serem preenchidas: uma situa-se entre a produção da atividade suinícola e o controle dos impactos ambientais por ela causados e, a outra, entre a avaliação do impacto ambiental e a decisão sobre como controlá-lo ou eliminá-lo. Dessa forma, é imprescindível a adaptação de técnicas de avaliação e quantificação de impactos para atividades suinícolas que, associadas ao desenvolvimento de instrumentos gerenciais, possam auxiliar os empresários rurais a decidirem-se pela melhor opção de manejo, tanto da atividade produtiva em si, quanto dos dejetos e subprodutos por ela gerados.

O problema da avaliação da poluição ambiental é mais evidente em atividades agropecuárias, como a suinocultura que, apesar de seu grande potencial poluidor, não dispõe de técnicas específicas de avaliação dos impactos gerados durante seu processo produtivo.

Diante da escassez de técnicas para avaliação dos impactos ambientais nas atividades agropecuárias, em especial na suinocultura, questiona-se se o Método da Análise do Ciclo de Vida é aplicável na avaliação dos impactos ambientais gerados, especificamente, pelos dejetos produzidos na atividade suinícola e se seus resultados podem ser usados no gerenciamento ambiental dessa atividade.

O objetivo geral dessa pesquisa não é avaliar os impactos ambientais da atividade suinícola como um todo, mas sim demonstrar como a técnica da ACV é utilizada para a avaliação dos mesmos.

Especificamente, a técnica da ACV será aplicada para analisar e avaliar os impactos ambientais potenciais dos dejetos provenientes das fases de crescimento e terminação da suinocultura, os quais foram produzidos e manejados em dois sistemas distintos: o tradicional, com lavação das baias, e o alternativo, com cama sobreposta.

Por fim, pretende-se demonstrar que tipo de informações podem ser obtidas através dos estudos de ACV e como podem ser utilizadas no processo de tomada de decisão. Além disso, pretende-se identificar as externalidades geradas pelos dejetos de suínos.

2. CONTEXTUALIZAÇÃO

2.1. A Questão Ambiental

A discussão dos problemas ambientais cresceu em todo o mundo, desde a realização da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – a ECO 92 e está em evidência, hoje em dia pelas discussões sobre o Protocolo de Kyoto.

Entretanto, há muitos anos discute-se a questão ambiental. SEWELL (1978), comentava que a natureza se mantinha em estado de equilíbrio, transformando-se lenta e gradualmente sem a intervenção do homem. Quando esse intervinha, as mudanças passavam a ser rápidas e localizadas, estendendo-se, posteriormente, para alterações mais profundas e abrangentes.

Para SEWELL (1978), todos os organismos modificam seus ecossistemas até certo ponto, mas o homem exerce pressões de variedade e escopo sem precedentes sobre seu ambiente, por exemplo: as monoculturas, as descargas de resíduos industriais, a queima de combustíveis fósseis e os pesticidas.

Também engajado nas questões ambientais, THOMAS (1974), postulava que deveria ser empregada uma visão holística na definição de Meio Ambiente. O próprio THOMAS definiu Meio Ambiente como sendo uma

complexa interação de fatores físicos, biológicos e culturais que habitualmente influenciam a vida dos indivíduos e da comunidade.

Do termo Meio Ambiente surgiu a palavra ecologia, que deriva do grego, “*oikos*” – casa, lugar de habitação, e “*logia*” – estudo. SEWELL (1978), definiu ecologia, com base na origem da palavra, como sendo o estudo das inter-relações entre organismos e seus ambientes, ou, de forma alternativa, ecologia seria o conhecimento relativo à economia da natureza.

LA ROVERE (1990), apresentou uma definição de Meio Ambiente muito semelhante àquela feita por THOMAS em 1974. Segundo ele, Meio Ambiente é o sistema físico e biológico global em que vivem o homem e outros organismos interagindo em seu interior. O próprio LA ROVERE foi adiante, definindo também impacto ambiental, como sendo qualquer alteração no Meio Ambiente ou em seus componentes produzida por uma determinada ação.

Ainda na década de 70, THOMAS (1974) destacou que a maior dificuldade para descrever o Meio Ambiente era que todos os seus componentes não podiam ser mensurados diretamente. Contudo, podia-se medir certas variáveis que indicavam a presença ou as condições do fenômeno que não podia ser mensurado. Esses indicadores refletiam o estado de muitos aspectos ou componentes do Meio Ambiente.

Atualmente, os problemas ambientais relacionados com a poluição são globais, seja ela proveniente de atividades industriais, agrícolas, domésticas ou de qualquer outra atividade. Para COMUNE (1994, p. 47):

"As poluições ambientais são fenômenos objetivos, mensuráveis na maioria dos casos, cujas características principais decorrem do fato de sempre estarem relacionadas com danos que provocam ao meio ambiente".

Os impactos ambientais podem ser diretos ou indiretos, com efeitos a curto ou longo prazo, de curta ou longa duração, reversíveis ou irreversíveis, cumulativos e sinérgicos. Essas características dificultam a identificação, análise

e avaliação dos impactos (LA ROVERE, 1990).

Os estudos atuais sobre impactos ambientais começaram a dar maior ênfase às alterações ocorridas nas condições iniciais dos fatores ambientais, ou seja, às mudanças que os sistemas naturais sofreram, considerando como base seu estado antes que a atividade começasse a poluir. Aliado a isso, aumentaram os estudos sobre programas de monitoramento dos impactos (MOREIRA, 1992).

Contudo, devido a grande variedade e complexidade dos ecossistemas naturais, os métodos de avaliação de impacto ambiental não se aplicam a todo estudo de impacto. Para cada tipo de impacto, de sistema natural, de recurso afetado e de atividade poluidora haverá um método mais apropriado ou mais abrangente. Nesse ponto é importante conhecer os métodos para escolher qual ou quais métodos podem ser empregados (MOREIRA, 1992).

Para HORBERY (1984), citado por MOREIRA (1992), um método de avaliação de impacto ambiental é definido como uma seqüência de passos indicados para coligir e analisar os efeitos de uma ação sobre a qualidade ambiental e a produtividade do sistema natural, além de avaliar seus impactos nos receptores naturais, sociais, econômicos e no homem.

Para STRASSERT (1993), deve-se ter cuidado com o método de avaliação de impacto que será utilizado, pois muitos métodos tratam a “avaliação” como sinônimo de quantificação e qualificação, utilizando muitas vezes de operações algébricas simples. O próprio STRASSERT (1993) ressalta que “avaliação” deve ser entendida como ponderação, ou seja, determinação de uma relação entre vantagens e desvantagens ocasionadas pela atividade em estudo.

Dentre os diversos métodos de avaliação de impacto ambiental existentes, pode-se destacar o chamado método da Análise do Ciclo de Vida dos produtos que passou a ser utilizado e aceito em todo mundo a partir de sua regulamentação pelas normas da ISO 14040 (1997).

Esse método faz uma análise dos impactos ambientais potenciais de produtos, processos ou atividades, procurando abranger todos os aspectos que

tenham relação com o objeto de estudo. Através dessa visão completa dos impactos potenciais as indústrias podem reestruturar seus sistemas produtivos (DAIANOVA, 2001).

Atualmente, as discussões ambientais têm levantado muitas questões sobre o papel das indústrias na sociedade moderna, não somente as relacionadas com extração de recursos naturais, mas também as resultantes dos modelos de produção e consumo, baseados em aumento de demanda. Esse processo tem sido intenso naqueles setores industriais historicamente associados a sistemas de degradação do Meio Ambiente. Isso se deve ao modelo econômico que se desenvolveu baseado no incremento dos lucros de escala através do uso intensivo de produtos, principalmente dos extraídos direto da natureza. (TEODÓSIO e SOUZA, 1999).

A incorporação da dimensão ambiental à análise econômica só começou a ser discutida em meados da década de 70, quando surgiram os primeiros modelos neoclássicos de equilíbrio geral que consideravam como papéis do Meio Ambiente, os de fornecer recursos naturais ao sistema econômico e os de assimilar os resíduos e rejeitos dos processos de produção e consumo. Entretanto, os grandes eventos que impulsionaram essa incorporação foram: a acentuação da poluição das economias industrializadas; os choques do petróleo de 1973 e 1979; e a publicação, em 1972, do relatório do Clube de Roma (MUELLER, 1994).

Esse relatório, intitulado “Os Limites do Crescimento” (*The Limits to Growth*), chegou a conclusão de que, a continuidade do crescimento demográfico e econômico nos padrões da época, em um curto período de tempo proporcionaria uma restrição dos recursos naturais e da capacidade de assimilação de poluição do Meio Ambiente, causando desorganização sócio-econômica, aumento do desemprego e da taxa de mortalidade, declínio da produção de alimentos e, por conseqüência, alcançaria níveis intoleráveis de degradação ambiental (MUELLER, 1994).

Após vários anos de discussão sobre as limitações ambientais ao crescimento econômico, em 1983 a ONU constituiu a Comissão Mundial sobre

Meio Ambiente e Desenvolvimento, com a incumbência de realizar um amplo exame da questão. Em 1987 a Comissão apresentou seu relatório, sob o título “Nosso Futuro Comum” (*Our Common Future*), onde dizia (CMMAD, 1991, p. 40):

“A administração do meio ambiente e a manutenção do desenvolvimento impõem sérios problemas a todos os países. Meio ambiente e desenvolvimento não constituem desafios separados; estão inevitavelmente interligados. O desenvolvimento não se mantém se a base de recursos ambientais se deteriorar; o meio ambiente não pode ser protegido se o crescimento não leva em conta as conseqüências da destruição ambiental. Esses problemas (...) fazem parte de um sistema complexo de causa e efeito.”

A discussão sobre se o desenvolvimento econômico pode ser conciliado com qualidade ambiental gera visões contrastantes. De um lado as atividades econômicas causam, inevitavelmente, degradação ambiental, de outro, os problemas ambientais têm sido solucionados como decorrência do próprio desenvolvimento econômico (SCHUBERT e DIETZ, 2001).

É necessário uma estrutura de regulamentação da economia mundial para possibilitar que o ambiente, a economia e o comércio coexistam de maneira sustentável. Essa estrutura compreenderia acordos ambientais internacionais, instituições ambientais fortes, padrões ambientais mínimos para empresas e organizações, bem como a inclusão de aspectos ambientais no comércio e em acordos financeiros. O risco da globalização à proteção ambiental advém da dificuldade de dispor o grau de consideração desejado e necessário das preocupações ambientais em competições internacionais (LANGNER e JAECKEL, 2002).

Nas últimas décadas, o processo industrial caracterizou-se pelas constantes inovações e pela rápida evolução, onde as novas tecnologias foram

desenvolvidas visando, prioritariamente, o aumento da produção sem considerar o potencial de impacto ambiental gerado pela atividade, além de desprezar o fato dos recursos naturais não serem infinitos e que o ecossistema estava sendo degradado. Atualmente, as companhias são pressionadas para desenvolverem técnicas e processos que demandem menos energia, reduzam a geração de subprodutos e, principalmente, tenham um impacto ambiental mínimo ou nulo (PRETTO e SILVA JÚNIOR, 2000).

Os problemas ambientais gerados por esse sistema produtivo levaram a uma mudança de enfoque, desde a forma de controle e monitoramento da poluição, das metodologias de avaliação de impacto, passando pelo próprio treinamento e especialização dos técnicos e pesquisadores da área, até a criação de soluções ambientais utilizando ferramentas e tecnologias dinâmicas. Além disso, os preços de alguns bens ambientais, que eram considerados inquantificáveis, passaram a ser quantificáveis (GALVÃO FILHO, 2001).

Para o próprio GALVÃO FILHO (2001), os conflitos ambientais, até pouco tempo atrás, baseavam-se nas seguintes premissas: os recursos ambientais são finitos e são bens públicos; o sistema de preços não absorve os custos da poluição; o ar, a água e o solo podem ser usados até sua exaustão; e o controle da poluição é de responsabilidade do governo.

Os efeitos danosos ao Meio Ambiente causados pelo desenvolvimento econômico são difíceis de avaliar devido a multiplicidade de fatores, trajetórias obscuras e interações ambíguas. Dentre esses efeitos, pode-se destacar a queima de combustíveis fósseis e da biomassa, que contribuem para poluição do ar, para o agravamento de doenças respiratórias, para o efeito estufa e para os danos em florestas e plantações; a poluição das águas fluviais, pelo lançamento de esgotos e dejetos em níveis superiores à capacidade de absorção dos rios, contaminando as reservas de água potável e a vida aquática; e o avanço da agricultura mecanizada e da pecuária nas áreas de mata nativa, acelerando a erosão do solo, desequilibrando a balança hidrológica e ameaçando a diversidade animal e vegetal (MAY, 1995).

Os principais riscos ambientais atuais estão relacionados com o

aumento do consumo de energia, dos quais pode-se citar o efeito estufa, a poluição do ar, as chuvas ácidas e os acidentes com energia nuclear (LA ROVERE, 1990), além da destruição da camada de ozônio, da perda de biodiversidade, da poluição dos recursos hídricos e da degradação dos solos (LANGNER e JAECKEL, 2002).

Quaisquer atividades que tenham um contato direto com o Meio Ambiente, como as atividades agrícolas, pecuárias e silvícolas, entre outras, estão sujeitas a gerarem algum tipo de impacto, tanto positivo, como paisagens florestais, retenção de água no solo, cobertura vegetal, etc., quanto negativo, como erosão, contaminação de águas, desmatamento, etc.

No Brasil, o desenvolvimento econômico e industrial teve como suporte as atividades agrícolas, que proveram recursos e benefícios para o crescimento e investimentos. Esse desenvolvimento, entretanto, não foi acompanhado da prática de uma política ambiental condizente. Contrário senso, que por muitos anos, ainda, permitiu-se o lançamento indiscriminado, no ambiente, de resíduos vegetais, lodo de esgoto, esterco e emissões líquidas e gasosas, que são responsáveis por alterações físicas, químicas e biológicas do solo, ar e águas superficiais e subterrâneas (PEREIRA NETO, 1994).

Para muitos empreendedores, o movimento ambiental prejudica o desenvolvimento do setor agrícola, pois para quem quer investir em expansão da agricultura, através do aumento da área cultivada, da implantação de sistemas de irrigação ou do uso abusivo de defensivos químicos, esbarra nas restrições de esgotamento dos fatores produtivos e aumento da preocupação com o Meio Ambiente. (GRIFFITH, 1994).

Os dejetos provenientes das atividades agropecuárias, em geral, têm grande potencial poluidor, devido a relação direta e integrada da atividade com o Meio Ambiente. Essa relação é imprescindível às atividades agrícolas, pois elas dependem do ambiente, tanto como fonte de recursos, quanto como receptor dos resíduos e subprodutos gerados.

Na atividade agropecuária, pode-se dizer que os principais despejos causadores de poluição ambiental são os fertilizantes e os defensivos químicos,

os líquidos provenientes das instalações e os dejetos da pecuária (SILVEIRA e SANT'ANNA, 1990).

A criação intensiva de animais, em regime de confinamento, destaca-se, dentre as atividades agropecuárias, no que diz respeito a produção de dejetos. Seu lançamento no ambiente pode alterar o pH e a microbiota do solo pela liberação de toxinas, lixiviar ou percolar sais minerais e nutrientes, empobrecendo o solo e contaminando reservas hídricas. Além dos problemas ambientais propriamente ditos, esses resíduos também são habitat propício de micro (bactérias, fungos, vírus, etc.) e macrovetores (moscas, baratas, ratos, etc.) de grande importância sanitária, pois estão relacionados com a proliferação de inúmeras doenças em homens e animais (PEREIRA NETO, 1994).

Todos esses problemas ambientais causados por dejetos de atividades pecuárias são mais evidentes na atividade suinícola, devido, não apenas a elevada produção de dejetos em pequenas áreas, mas também ao grande poder impactante desses dejetos. Nesse sentido, deve-se buscar instrumentos para se avaliar os impactos ambientais oriundos dessa atividade, bem como desenvolver ferramentas administrativas e de manejo para minimizar os danos da suinocultura ao Meio Ambiente.

2.2. A Suinocultura

A carne suína, desde 1978, vem sendo a principal fonte de proteína animal do mundo. Os maiores produtores mundiais de carne suína são a China e os Estados Unidos, produzindo, respectivamente, 45% e 10% da produção mundial. O Brasil ocupa a sétima posição no ranking dos países produtores, com cerca de 2% da produção mundial (TALAMINI, 2001).

O rebanho nacional de suínos previsto para o ano de 2002 supera a casa das 32 milhões de cabeças, produzindo cerca de 2,1 milhões toneladas de equivalente carcaça de carne (ANUALPEC, 2002), a qual é principalmente voltada para o mercado interno. Em relação ao mercado externo, as exportações brasileiras concentram-se a quatro países: Argentina, Hong-Kong, Uruguai e

Rússia (SUINOCULTURA INDUSTRIAL, 2001).

Para TALAMINI (2001), a importância da cadeia produtiva de suínos no país pode ser demonstrada, tanto em relação à formação do Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro onde estima-se que contribua com U\$ 10 bilhões, quanto em relação a geração de empregos, uma vez que cerca de 1,5 milhão de empregos estão relacionados a atividade suinícola no Brasil, principalmente em pequenas e médias propriedades. Além disso, a indústria suinícola mantém-se em franco crescimento, só no período de 1981 a 1993 o setor cresceu cerca de 51,8% (SILVA JÚNIOR, 2000).

PERDOMO (1995), também destaca a importância do setor suinícola nos âmbitos econômico e social, especialmente em relação à fixação do homem no campo. Entretanto, o mesmo autor ressalta que a suinocultura é considerada pelos órgãos de controle ambiental como uma “atividade potencialmente causadora de degradação ambiental”, sendo enquadrada como “atividade de grande potencial poluidor”.

Até a década de 70 os dejetos não constituíam um problema para os produtores de suínos. Com os avanços tecnológicos da suinocultura brasileira, os produtores puderam implantar sistemas de confinamento que intensificaram a produção. Por outro lado, essa intensificação ocasionou o aumento do volume de dejetos produzidos por unidade de área, dejetos esses que continuaram sendo lançados nos cursos d’água. Assim, a atividade suinícola passou a ser fonte de poluição de mananciais hídricos e fator de risco à saúde humana e animal, e por isso tornou-se um obstáculo para expansão da própria suinocultura como atividade econômica (PERDOMO, 1995).

Atualmente, a suinocultura, independente da forma de criação e manejo, é considerada uma exploração pecuária tipicamente concentradora de dejetos animais com alta carga poluidora, em função da grande quantidade de contaminantes nos efluentes gerados que, quando lançado no ambiente, degradam o ar, o solo e os recursos hídricos (PERDOMO et al., 2001 e DIESEL et al., 2002). Para MATOS et al. (1995) esse é o principal motivo que, nos últimos 15 anos, fez aumentar a atenção às necessidades de desenvolvimento

tecnológico com vista a obter uma melhor forma de colocação metódica dos resíduos para que causem o mínimo impacto ao Meio Ambiente.

Os dejetos de suínos, proveniente de um sistema de confinamento, são compostos por fezes, urina, resíduos de ração e do excesso de água dos bebedouros e da higienização das instalações e recebem o nome técnico de esterco líquido ou liquame. Devido a essas variáveis, os dejetos líquidos variam muito em relação a sua qualidade e composição (KONZEN et al., 1995 e FERNANDES e OLIVEIRA, 1995).

No Brasil, os sistemas de confinamento de suínos foram um dos principais fatores que viabilizaram a expansão da suinocultura, mas esses sistemas necessitam de uma estratégia de manejo dos dejetos na forma líquida (PERDOMO et al., 2001). Segundo BELLI FILHO et al. (2000) os sistemas de confinamento geram uma grande quantidade de dejetos, calculada por eles em, aproximadamente 9,6 milhões de m³/ano. Por sua vez, FONSECA (1995) estimou a produção anual de fezes de suínos no Brasil, em 51 milhões de toneladas.

O grande volume de dejetos gerados pela suinocultura, pode também ser constatado quando se analisa a produção média diária de dejetos de um suíno. Cada animal excreta 2,35 kg/dia de fezes, esse valor aumenta para 5,80 kg/dia quando acrescido de urina e, pode atingir a cifra de 8,60 kg/dia se for computado também todo o líquido desperdiçado nos bebedouros e na higienização das instalações (OLIVEIRA, 1993).

Nesse mesmo sentido, KONZEN et al. (1995), estimaram a produção de esterco líquido de suínos no Brasil de 7,0 a 9,1 l/animal/dia, enquanto em outros países produtores esse valor é de 6,5 a 8,6 l/animal/dia. Essa diferença se deve, basicamente, ao grande desperdício de água na produção nacional. Esses autores também estimaram o consumo médio diário, por animal, de alimento e água na suinocultura brasileira, encontrando os seguintes valores: 2,4 kg de ração e 5 l de água. Dos alimentos ingeridos, somente 30% são metabolizados pelo organismo, o restante é eliminado através das fezes e da urina.

PERDOMO e LIMA (1998) demonstram o potencial poluidor dos dejetos suínos através da demanda bioquímica de oxigênio (DBO¹) desses dejetos, que fica entre 189 e 208 g/animal/dia. A comparação com a DBO dos dejetos humanos, por exemplo, que fica entre 45 e 75 g/hab/dia, demonstra claramente o problema ambiental dessa atividade quando utiliza esse tipo de manejo de dejetos. A demanda bioquímica de oxigênio é um bom indicador do potencial poluidor de dejetos, uma vez que indica a quantidade de oxigênio dissolvido na água que será utilizado para decompor a matéria orgânica presente no dejetos. Esse oxigênio seria utilizado pelos organismos aquáticos em sua respiração.

Entretanto, deve-se ter claro que os problemas ambientais dos dejetos suinícolas não se restringem ao grande volume produzido, mas também a composição microbiológica e físico-química dos mesmos. Dentre os agentes patogênicos passíveis de veiculação pelos dejetos estão a *E.coli*, *Salmonella* sp, *Myc.Tuberculosis*, *Brucella suis*, *Streptococcus* sp, o vírus da peste suína clássica e da febre aftosa. Em relação a composição, destacam-se as substâncias inorgânicas, como fósforo e potássio, e compostos nitrogenados e hidratos de carbono (ISHIZUKA, 2002).

Na legislação ambiental brasileira, a resolução número 20 do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (1986), artigo 21, define as condições para que um efluente de qualquer fonte poluidora possa ser lançado nos cursos d'água:

- a) pH entre 5 a 9;
- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C;
- c) materiais sedimentáveis: até 1 ml/litro em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

¹ DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) - é a quantidade de oxigênio que os microrganismos utilizam para oxidar a matéria orgânica, num período de 5 dias a temperatura de 20°C.

- d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;
- e) óleos e graxas:
 - 1. óleos minerais até 20 mg/l
 - 2. óleos vegetais e gorduras animais até 50mg/l;
- f) ausência de materiais flutuantes;
- g) valores máximos admissíveis para diversas substâncias;
- h) tratamento especial, se provierem de hospitais e outros estabelecimentos nos quais haja despejos infectados com microorganismos patogênicos.

A resolução do CONAMA (1986) também delega aos órgãos de controle ambiental estaduais a função de fiscalizar, orientar e punir as atividades potencialmente poluidoras, bem como definir parâmetros locais para emissão dos efluentes, caso necessário. No estado de Minas Gerais, o órgão responsável por isso é a FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente, através do COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental, que, em sua Deliberação Normativa número 10 (1986), definiu, no artigo 15, as condições para o lançamento, direto ou indireto, de efluentes de qualquer fonte poluidora nos cursos d'água:

- a) pH entre 6,5 e 8,5 (+/- 0,5);
- b) temperatura : inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C;
- c) materiais sedimentáveis: até 1 ml/litro em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;
- e) óleos e graxas:
 - óleos minerais até 20 mg/l
 - óleos vegetais e gorduras animais até 50mg/l;
- f) ausência de materiais flutuantes;
- g) DBO 5 dias a 20°C: no máximo de 60 mg/l (este limite só poderá ser

ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora do efluente, em termos de DBO 5 dias a 20°C do despejo, em, no mínimo, 85%);

- h) DQO² – no máximo de 90 mg/l (este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora do efluente, em termos de DQO do despejo, em, no mínimo, 90%); (COPAM, 1998)
- i) sólidos em suspensão:
 - uma concentração máxima diária de 100 mg/l
 - uma concentração média aritmética mensal de 60 mg/l;
- j) valores máximos admissíveis para diversas substâncias;
- k) tratamento especial, se provierem de hospitais e outros estabelecimentos nos quais haja despejos infectados com microorganismos patogênicos.

Os problemas ambientais da suinocultura não se restringem, contudo, ao grande poder impactante dos dejetos gerados. Os problemas são aumentados em função dos produtores não darem a devida atenção aos dejetos, jogando-os, sem tratamento ou tratados de forma parcial, diretamente em rios, lagos, solo e outros recursos naturais (PERDOMO, 1995).

BELLI FILHO (2000) destaca que, atualmente, apenas 15% dos produtores de suínos executam alguma forma de manejo e/ou valorização dos dejetos gerado na atividade. Todo o restante é lançado, sem qualquer tratamento, nos corpos hídricos ou no solo.

Os principais danos ambientais causados por dejetos de suínos lançados no Meio Ambiente estão relacionados com a matéria orgânica e com os altos teores de nutrientes, de N e de P dos efluentes (PERDOMO, 1995). Os efeitos desses dejetos dizem respeito a contaminação de águas superficiais e dos lençóis freáticos por microorganismos entéricos e poluição orgânica e nitrogenada, a alteração das características dos solos e a poluição atmosférica pela emissão de maus odores e a presença de insetos (BELLI FILHO, 2000).

² DQO (Demanda Química de Oxigênio) – é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico.

MATOS e SEDIYMA (1995) fazem uma descrição detalhada dos efeitos do lançamento de taxas inadequadas de resíduos orgânicos na natureza:

- Prejuízos à estrutura e macroporosidade do solo: o entupimento dos macroporos causa o selamento superficial, o que dificulta a infiltração da água e as trocas gasosas entre o solo e a atmosfera. Também, altas concentrações de sódio (Na) ou potássio (K) podem causar dispersão de argila, o que desagrega o solo, mudando o tamanho dos poros e influenciando na permeabilidade;
- Salinização do solo: resíduos com alto teor de sais tendem a causar desbalanceamento de nutrientes que, concentrando sais, tornam o solo prejudicial ao desenvolvimento de plantas;
- Contaminação de águas superficiais: quando o solo está com problemas de infiltração ou acima da “capacidade de campo”, a velocidade de infiltração do dejetos líquido é diminuída, ocorrendo escoamento superficial que carrega os resíduos aos canais de drenagem e aos cursos d’água. O aumento do teor de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) das águas superficiais promove o crescimento de plantas aquáticas e algas, promovendo o fenômeno chamado de eutrofização;
- Contaminação de águas subterrâneas: quando o nitrogênio (N) está na forma de nitrato – comum em solos cultivados – ele move-se livremente na água, sendo facilmente lixiviado quando as plantas não o utilizam com rapidez, ou quando a água da chuva ou de irrigação excede a capacidade de retenção do solo. Assim o nitrato alcança facilmente as águas subterrâneas, contaminando-as;
- Contaminação de plantas, animais e do homem com metais pesados: embora presentes nos dejetos em baixas concentrações, os metais pesados são um problema quando há altas taxas de aplicação de dejetos na mesma área, isso porque esses metais que possuem alta toxicidade são cumulativos no organismo. Os mais perigosos são o cobre (Cu) e o zinco (Zn), que são componentes de suplementos dietéticos das rações e antibióticos;
- Contaminação do solo e água por agentes patógenos: há um grande número

de microorganismos patogênicos ao homem presente nos dejetos, entretanto o próprio resíduo e o solo não são ambientes adequados à sobrevivência desses patógenos. Dessa forma, esse problema é pouco crítico e só ganha destaque em condições específicas.

Em relação, especificamente, aos recursos hídricos, o N e o P são considerados como os principais problemas da poluição, uma vez que os teores de nitrato medidos no lençol freático abaixo de solos tratados com quantidades excessivas de dejetos suínos foram 10 vezes maiores que os abaixo de solos não tratados com dejetos (PERDOMO et al. 2001).

Vale ainda ressaltar, em relação à poluição hídrica, que existem dois aspectos relevantes: o sanitário, onde a poluição modifica as qualidades físicas, químicas ou biológicas da água e que, por conseguinte, afeta diretamente o homem ou prejudica a sua utilização por ele e o ecológico, onde a poluição é definida como alterações nas qualidades da água que causam ruptura nos ecossistemas aquáticos naturais (SILVEIRA e SANT'ANNA, 1990).

Percebendo os graves impactos causados pelo lançamento dos dejetos de suínos no Meio Ambiente, os produtores cada vez mais estão sendo pressionados, pela sociedade e pelos governos para adotarem medidas de controle desses impactos, seja através de tratamento dos dejetos, de mudanças no manejo da criação ou de mudanças no sistema administrativo das propriedades, uma vez que a poluição por dejetos suínos vem se agravando nos principais centros produtores. Segundo GOSMANN (1997), citado por BOLL et al. (2000), a suinocultura é responsável pela poluição de 93% dos mananciais de água do Oeste catarinense, um dos pólos suinícolas do país.

Os prejuízos ambientais causados aos recursos hídricos pelo lançamento de dejetos de suínos já são de conhecimento generalizado entre pesquisadores, produtores e sociedade. Diante desse fato, num primeiro momento, julgou-se que o lançamento no solo, dos dejetos oriundos dessa atividade, fosse suficiente para resolver o problema ambiental, no entanto, não se considerou a distribuição e a densidade das suinoculturas, a capacidade agrícola das áreas produtoras de suínos e a capacidade do solo em absorver os dejetos

(SEGANFREDO e GIROTTO, 2002).

PERDOMO et al. (2001) destacam que já houve avanços significativos na capacidade de armazenamento e distribuição dos dejetos, mas as estratégias adotadas nessas ações não tem sido totalmente corretas. Além disso, o simples armazenamento e a distribuição dos dejetos em áreas agrícolas não significam tratamento dos mesmos.

Devido aos problemas ambientais gerados pelos dejetos da suinocultura, vários pesquisadores passaram a buscar formas para tratar e utilizar esses dejetos, visando não só diminuir os impactos por eles causados, mas também gerar algum retorno econômico ao produtor.

CAVALCANTI (1985) já indicava algumas formas de utilização dos dejetos produzidos na suinocultura, para reduzir os impactos ambientais como: fertilizante orgânico para hortas, pastagens e até lavouras; alimento animal, para peixes e para os próprios suínos; e produção de biogás, para geração de energia elétrica, gás e combustível.

PERDOMO et al. (2001) também indicam estratégias de controle da poluição causada pelos dejetos suínos, através da redução do volume e da concentração dos dejetos dando um destino adequado às emissões e preservando, assim, a saúde e a qualidade do solo, da água e do ar. Tais estratégias seriam: i) redução dos desperdícios de água nos bebedouros e na higienização das instalações; ii) formulação adequada da dieta, visando uma utilização eficiente dos nutrientes; iii) combinação de sistemas de tratamento dos dejetos; e iv) utilização dos dejetos como fertilizantes.

Os dejetos, quando não são lançados diretamente nos cursos hídricos, são utilizados como fertilizantes em lavouras, pastagens, pomares e reflorestamentos, gerando, ainda assim, um grande risco de poluição ambiental. Os danos ambientais advém da liberação de odores e amônia pelo dejetos, pela emissão do solo de óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4), pela deposição e acúmulo no solo de cobre e zinco e pela lixiviação de nitrato e carreamento através do escoamento superficial de carga orgânica, patógenos e fosfatos (OLIVEIRA, 2001).

Como opção alternativa, existe a criação de suínos confinados sobre camas sobrepostas, o que poderia melhorar o conforto ambiental dos animais e diminuir a produção de dejetos, reduzindo, por consequência, a poluição proveniente das propriedades produtoras (BELLI FILHO, 2000).

A criação de suínos sobre cama sobreposta é uma tecnologia relativamente nova no Brasil. Há apenas 5 anos, alguns produtores começaram a utilizá-la nas unidades de crescimento e terminação. Esse sistema, em relação ao sistema convencional de lavação das instalações, apresenta vantagem de exigir menores custos de edificações e de manejo dos dejetos, melhor conforto dos animais e maior valor fertilizante dos dejetos. Como desvantagem cita-se o maior consumo de água nos períodos de calor, necessidade de ventilação nas instalações, disponibilidade de substrato e aspectos sanitários de controle de microorganismos (MORÉS, 2000 e OLIVEIRA et al., 2002).

Em experimento conduzido pela EMBRAPA Suínos e Aves, constatou-se que não houve diferença significativa no peso médio dos animais, no ganho de peso, no consumo de ração, na conversão alimentar, na qualidade de carcaça e na espessura de gordura, quando se comparou a criação de suínos sobre cama sobreposta e sobre piso ripado (sistema convencional). No sistema de cama houve um maior consumo de água pelos animais e os dejetos apresentaram uma maior concentração de nutrientes, aumentando seu valor fertilizante (OLIVEIRA, 2000).

PENZ JÚNIOR (1999), destaca que, normalmente, quando se discute os problemas ambientais dos dejetos de suínos, imagina-se que isso é um problema de engenharia, para estabelecer maneiras de armazenar e tratar esse dejetos ou para utilizá-lo como fertilizante, mas não se dá tanta importância à parte administrativa nem à parte nutricional. A evolução da pesquisa em nutrição de suínos, por outro lado, pode auxiliar no controle dos dejetos, revisando os conhecimentos de nutrição e alimentação no sentido de minimizar o fornecimento de nutrientes poluentes e maximizar sua utilização pelos animais.

BLEY JÚNIOR (1999) afirma que a suinocultura atual já atingiu tal grau de desenvolvimento onde as mais importantes questões relacionadas com a

produção, genética, manejo, nutrição, ambiência, entre outras, já foram resolvidas. Destarte, as questões ambientais da atividade se apresentam como o ponto crucial para o desenvolvimento futuro da suinocultura.

É importante ressaltar, ainda, que a suinocultura é uma atividade do setor primário, mas que gera impactos ambientais equivalentes a uma indústria. Entretanto, as soluções tecnológicas de controle ambiental disponíveis para indústria não podem ser utilizadas diretamente pelo suinocultor. Na indústria, os custos ambientais são repassados para o consumidor através do valor agregado do produto, o que não pode ser feito pelo suinocultor. Dessa forma, os dejetos gerados pela suinocultura, bem como sua gestão, trazem custos adicionais ao produtor e a utilização econômica desses dejetos só é possível em determinadas condições (BLEY JÚNIOR, 2001).

Em função, exatamente, dos graves problemas ambientais associados à atividade suinícola tem-se fixados parâmetros para às emissões cada vez mais rigorosos, dificultando, assim, a adequação das propriedades à legislação vigente. Além disso, em muitos casos, os altos investimentos necessários para o tratamento e controle dos dejetos estão acima da capacidade de pagamento do produtor (PERDOMO et al. 2001).

BLEY JÚNIOR (2001) ressalta que deve-se entender e aceitar, definitivamente, que a gestão dos dejetos da suinocultura traz despesas para o produtor, e não lucros. Mesmo que haja algum retorno econômico pela utilização dos dejetos como fertilizantes, esse retorno não cobrirá todos os custos de gestão, investimento e custeio.

Apesar de todas as evidências sobre os impactos ambientais relacionados aos dejetos de suínos, MARQUES (2001) defende que deve-se fazer um balanço entre os custos e os benefícios ambientais da suinocultura. Esse mesmo autor afirma que a preservação do Meio Ambiente não se opõe à produção de suínos. Pelo contrário, se for feita com um manejo adequado dos dejetos e sua incorporação ao solo, haverá uma melhoria da estrutura do solo, da cobertura vegetal e da produção de grãos. Sendo assim, segundo o autor, com a produção de suínos há não só preservação, como também melhoria do Meio

Ambiente local.

Finalmente, BELLI FILHO (2000) indica que o aumento das potencialidades da suinocultura nacional só virá quando forem seguidos padrões de desempenho ambiental e recomendações internacionais, como as da série ISO 14000. Esse autor também afirma que os danos ambientais causados pelos dejetos suínos são resultados da falta de um sistema de gestão que respeite o Meio Ambiente.

Portanto, é fundamental desenvolver ou adaptar métodos de avaliação ambiental para a suinocultura. Esses métodos devem seguir padrões internacionais, para garantir sua validade, e adotar critérios e indicadores conhecidos e possíveis de serem atingidos pelos produtores. Além disso, deve-se agregar, ao plano administrativo da suinocultura, um sistema de gestão ambiental efetivo que possa conciliar o monitoramento e controle dos impactos ambientais com a manutenção da competitividade dos produtores.

2.3. Fundamentação econômica

Os impactos provocados pelas atividades econômicas ao Meio Ambiente geram uma imperfeição ou desvio de mercado, que é denominado de externalidade. Existem diversas definições para externalidades. Segundo PINDYCK e RUBINFELD (1994) são os efeitos das atividades de produção e consumo que não se refletem diretamente no mercado. Para MAY (1995) as externalidades são definidas como os efeitos indiretos de ações individuais sobre o bem-estar comum. EATON e EATON (1999, p. 544), por sua vez, apresentam uma definição diferente:

"De maneira geral, sempre que o comportamento de um agente econômico afeta para melhor ou para pior o bem-estar de outro, dizemos que o agente está impondo uma externalidade - positiva ou negativa - à pessoa afetada".

Segundo CONTADOR (2000) as externalidades apresentam algumas características próprias. Em primeiro lugar, elas são resultado da imprecisão na definição dos direitos de propriedade, principalmente, em relação aos bens públicos. A segunda característica da externalidade é o seu caráter involuntário, ou seja, a poluição é apenas uma consequência, um subproduto de uma atividade cujos efeitos são incômodos a outros. Além disso, a falta de controle direto, a um custo nulo sobre as fontes dos efeitos externos, dificulta a eliminação total das externalidades.

CONTADOR (2000) destaca, ainda, que as externalidades originam-se de três fontes principais: a primeira diz respeito a deficiência na definição dos direitos de propriedade; a segunda, resulta do avanço tecnológico que gera retornos crescentes de escala e custos médios decrescentes a longo prazo; e a terceira fonte de externalidade advém dos bens públicos.

Para PINDYCK e RUBINFELD (1994), quando existem externalidades geradas por atividades econômicas, o preço de uma mercadoria não reflete, necessariamente, seu valor social. Dessa forma, as externalidades podem ser consideradas como uma causa de ineficiência econômica. Assim, essas atividades que geram externalidades negativas não encontram-se no ponto denominado de "Pareto eficiente", uma vez que existem agentes sendo prejudicados em função da melhoria de outros. Para alcançar esse ponto é necessário que a atividade internalize, de alguma forma, os custos da externalidade por ela causada (VARIAN, 1993).

Para BINGER e HOFFMAN (1998) há uma diferença entre custo marginal privado, que inclui os custos da atividade econômica e custo marginal social, que inclui também os custos de oportunidade associados à externalidade. O custo marginal social será maior que o privado para externalidades negativas e menor para externalidades positivas.

De forma semelhante, PINDYCK e RUBINFELD (1994) também consideram a diferença entre os custos marginais privado e social como sendo o custo externo imposto aos agentes econômicos que sofrem a externalidade, denominando-o de custo marginal externo.

Na Figura 1 representa-se uma atividade qualquer que cause externalidade negativa. O custo marginal social (CMgS) é obtido pela soma do custo marginal privado (CMgP) e o custo marginal externo (CMgE), para cada nível de produção. Conforme a Teoria Econômica, num mercado de concorrência perfeita, uma empresa produz no ponto onde o preço do produto seja igual ao seu custo marginal. Nesse caso, pode-se perceber que, quando a produção é baseada na curva de custo marginal social, a produção eficiente da empresa (Q^*) é menor do que quando a produção baseia-se na curva de custo privado (Q).

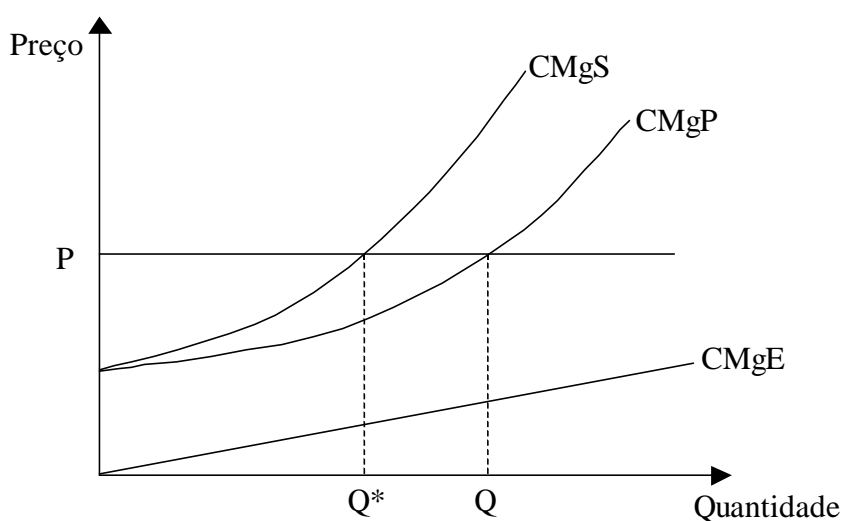


Figura 1 - Gráfico das curvas de custos marginais sociais, privado e externo (Fonte: PINDYCK e RUBINFELD, 1994).

A ineficiência econômica causada pela externalidade é, exatamente, o excesso de produção que faz com que uma quantidade excessiva de subprodutos seja produzida. Para que as empresas possam produzir a quantidade "Q", que é eficiente do ponto de vista privado, é necessário um aumento no nível de preços do produto.

As considerações supracitadas demonstram a ineficiência econômica causada por externalidades no curto prazo. Mas, de forma análoga, essas externalidades geram ineficiência também no longo prazo, uma vez que para se manter num mercado competitivo, as empresas devem produzir no ponto onde o custo médio de longo prazo se iguala ao preço. A existência de externalidades negativas fará com que o custo médio privado seja inferior ao

social e, dessa forma, algumas empresas permanecem no setor mesmo que, teoricamente, deveriam sair (PINDYCK e RUBINFELD, 1994).

Para contornar ou reparar a ineficiência, resultante de uma externalidade, a empresa deve receber incentivos para reduzir o seu nível de produção e, esses incentivos podem ser, desde subsídios para compra de equipamentos de controle da poluição até multas ou taxas que compensem os indivíduos que sofrem os efeitos da externalidade.

Qualquer ação da empresa no sentido de controlar a poluição (ou externalidade) por ela causada terá um custo associado, seja na prevenção da poluição, seja na recuperação das áreas já poluídas.

A Figura 2 demonstra que, apesar de ambas ações terem custos associados, os custos se comportam de maneira oposta nos dois casos. Os custos relacionados com a prevenção da poluição decrescem à medida que o nível da atividade aumenta, enquanto os custos da recuperação de áreas poluídas crescem com o aumento da atividade econômica.

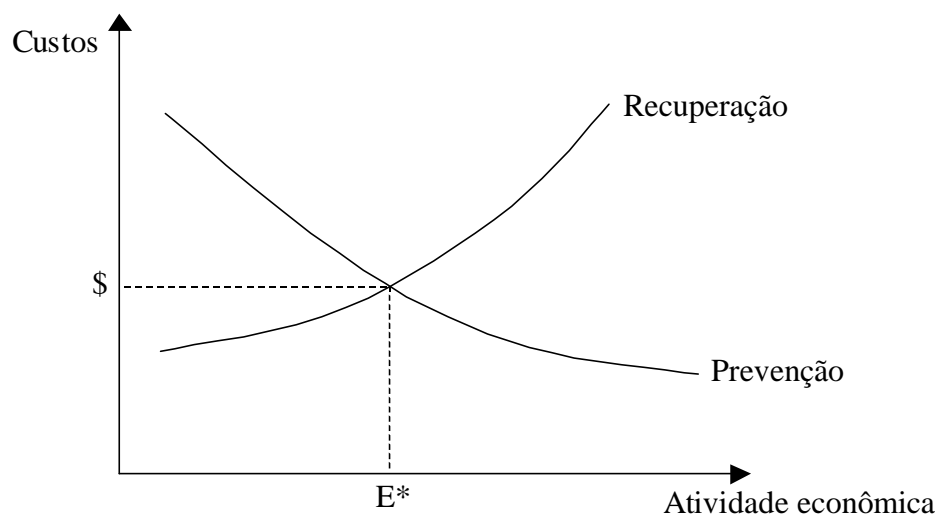


Figura 2 - Gráfico das curvas de custos de recuperação e prevenção de impactos ambientais (Fonte: PINDYCK e RUBINFELD, 1994, adaptado pelo autor).

PINDYCK e RUBINFELD (1994) definem o custo de prevenção como sendo o custo marginal da redução da poluição, que mede o custo adicional que a empresa tem para instalar e manter equipamentos de controle de poluição. O custo de recuperação, por sua vez, é definido como custo marginal social das

emissões de poluentes, que indica o prejuízo adicional representado pelas emissões de poluentes da empresa.

O ponto "E*", na Figura 2, pode ser denominado de "nível ótimo de poluição", ou seja, é o nível máximo de atividade que a empresa pode trabalhar pois, nesse ponto, os custos marginais, em nível social, das emissões e da redução dessas emissões são iguais.

Esse "nível ótimo de poluição" é definido de forma semelhante por vários autores. Para VARIAN (1993), esse ponto é chamado de "nível eficiente de produção de poluição" e significa que o pagamento de uma unidade extra de poluição deve ser igual ao custo social gerado por essa poluição extra, incluindo os custos impostos aos demais agentes afetados. PINDYCK e RUBINFELD (1994), por sua vez, definem esse ponto como "nível eficiente de emissão de poluentes" que denota o ponto que iguala o custo marginal das emissões com os benefícios associados aos custos mais baixos para se reduzir tais emissões.

Constatando-se a existência de externalidades geradas pelas atividades econômicas, deve-se buscar formas de "internalizar" esses efeitos externos. Para ACSELRAD (1995) a "internalização dos custos ambientais" apresentam duas dificuldades. A primeira, considerada como uma dificuldade "técnica" de valorar os processos ecológicos incertos e heterogêneos e, a segunda, como a dificuldade de identificar as fontes de legitimidade, para fundamentar os valores econômicos de tais processos e fazê-los valer nos mecanismos decisórios ou no mercado.

O próprio ACSELRAD (1995) ressalta que a falta de precisão conceitual, acerca da relação entre a Economia e o Meio Ambiente, resultou na generalização do termo "externalidade" para designar diferentes mecanismos relacionados com efeitos ambientais. Dentre esses mecanismos, destaca-se a prevalência de métodos de exploração "não sustentáveis", onde não se trata de "internalizar efeitos externos" mas, sim, de administrar uma mudança tecnológica dos processos. Outro desses mecanismos seria a desconsideração da destruição de recursos naturais conexos, para os quais não existe demanda presente em moeda, assemelhando-se esse caso ao anterior, onde a solução é a

mudança de processos para “métodos sustentáveis”.

Por fim, existe a desconsideração dos “efeitos externos” da exploração dos recursos naturais, onde a intensidade e a extensão dessa exploração podem comprometer o equilíbrio dos ecossistemas. Esse mecanismo é aquele que, a Teoria Econômica considerou, efetivamente, externalidade, ou seja, danos causados por alguma atividade a terceiros, sem que esses danos sejam incorporados no sistema de preços (ACSELRAD, 1995).

Apesar de todas as divergências em relação os conceitos e a abrangência dos efeitos considerados como externalidades e das formas de internalizá-las, CONTADOR (2000, p. 264) ressalta que:

“O mecanismo de mercado pode eliminar ou, pelo menos, amortecer as externalidades, desde que os benefícios suplantem os custos do processo e que haja benefícios mútuos para as partes envolvidas ou que, pelo menos, uma das partes não seja prejudicada. (...) Por exemplo, suponhamos que uma fábrica polui a atmosfera. Do ponto de vista da sociedade é interessante (rentável) que os filtros sejam implantados. Mas quem deve pagar seus custos? A Justiça diria que o proprietário da fábrica deve absorver esses custos. Porém, o mesmo ótimo social seria atingido se o governo ou os próprios prejudicados pagassem pelo filtro, ou então se o empresário subornasse os prejudicados.”

CONTADOR (2000) destaca ainda que, como não existe um mercado para poluição, torna-se necessária uma intervenção, normalmente governamental, onde uma legislação fortemente coibitiva possa eliminar ou reduzir as fontes de externalidades negativas, uma vez que a taxaço das externalidades é a mais eficiente das soluções.

Segundo PINDYCK e RUBINFELD (1994), três são as principais formas de correção de desvios de eficiência do mercado, ou controle das

externalidades, quais sejam: estabelecimento de padrão para emissão de poluentes, criação de impostos sobre a emissão de poluentes e, permissões transferíveis para emissões. Dentre essas formas, em geral, os impostos são preferíveis. Primeiro porque os padrões precisam ser avaliados igualmente para todas as empresas, enquanto os impostos alcançam reduções de emissões com custos mais baixos e, segundo, porque os impostos vêm estimular a empresa para “reduzir ainda mais” sua emissão de poluentes.

Entretanto, segundo CONTADOR (2000), existem diversas formas de controle das externalidades, sendo que algumas utilizam até mesmo soluções de direito privado. As principais formas de controle são: i) impostos sobre a poluição; ii) sistema de quotas de poluição; iii) subsídios aos equipamentos antipoluição; iv) compensação pela redução da produção; v) poluidor arcar com todos os danos que causar; e vi) ampliar os direitos de propriedade.

Deve-se ter claro, segundo CONTADOR (2000) que não existe uma metodologia estabelecida e plenamente aceita para quantificar as externalidades. O enfoque mais aceito é o das “variações compensatórias”, que é considerado o “valor exato a ser pago ou recebido de maneira a reestabelecer o bem estar de pessoa ou empresa ao nível anterior à externalidade”.

Os esforços para a “internalização” dos custos ambientais começaram a ser normatizados em legislações e acordos internacionais, especialmente na Europa. A Comunidade Européia realiza estudos e discussões periódicas a respeito dos problemas ambientais e algumas medidas já estão sendo adotadas, principalmente em termos de estabelecimento de padrões de emissões. Em abril de 1999, o *European Parliament and the Council* aprovou a “Directive 1999/30/EC” a qual estabelece que, para prevenir e reduzir os prejuízos na saúde humana e no Meio Ambiente, foram definidos níveis máximos para emissões: de SO₂ em 500 g/m³, e de NO₂ e NO_x em 200 g/m³. Esses limites devem ser revistos em dezembro de 2003 (EUROPARL, 1999).

A Comunidade Européia, através do “*Legislative Dossiers COS/1997/2107*” que trata exclusivamente do problema da acidificação, informa que devem ser reduzidas as emissões de SO₂, NO_x e NH₃, principais responsáveis

por esse tipo de poluição. Para conseguir tais reduções deve-se utilizar instrumentos econômicos como subsídios, taxas, incentivos e acordos ambientais (EUROPARL, 1997).

A Suécia, especificamente, adota o critério de impostos e taxas para promover a “internalização” dos custos ambientais. O sistema de taxas e impostos ambientais existe na Suécia desde 1998 e incide sobre as emissões de poluentes no Meio Ambiente. Pode-se destacar alguns valores, que são apresentados em “coroa suéca” por quilograma (SEK/kg): 0,09 a 0,37 SEK/kg de CO₂; 30 SEK/kg de SO₂ e 40 SEK/kg de NO₂ (JOHANSSON, 1999).

Finalmente, é interessante discutir os problemas relacionados com a Teoria das Externalidades. Quando o professor Pigou, em 1932 referiu-se, pela primeira vez, às externalidades, considerou-as como prejuízos e não como custos, pois custos, segundo a Teoria Econômica Clássica, decorrem de decisões voluntárias adotadas para fins de produção. Além disso, BERTHOUD (1991), citado por ACSELRAD (1995) ressalta que essa construção teórica considera que apenas o dinheiro é objeto de demanda geral de troca, pois o mercado só tem sentido onde o dinheiro domina inteiramente as trocas.

Além dos problemas conceituais e de mercado, ACSELRAD (1995) destaca, ainda, que os ganhos de competitividade proporcionados pela apropriação de vantagens naturais são considerados legítimos, do ponto de vista do capital, não sendo, portanto, considerados como “falhas de mercado”, mas sim, como “vantagens competitivas”. Os problemas ambientais só são elevados à condição de “falhas de mercado” em função das pressões da sociedade ou quando o dano ambiental compromete elementos da natureza considerados recursos produtivos. MARTÍNEZ-ALIER (1993), citado por ACSELRAD (1995) considera que “os movimentos ecológicos são respostas sociais às externalidades, preenchendo uma função para a qual o mercado falha”.

COSTANZA (1994) afirma que as críticas à Teoria das Externalidades, aliadas à crescente preocupação com a relação entre o crescimento econômico e o Meio Ambiente, formou-se uma corrente de pesquisadores voltados a uma nova abordagem transdisciplinar que contempla a

gama de inter-relacionamento entre os sistemas econômico e ecológico, denominada Economia Ecológica.

A economia ecológica só foi reconhecida formalmente a partir da criação do *International Society for Ecological Economics* (ISEE), durante um workshop realizado em Barcelona, Espanha, em 1987. Até então, economia e ecologia eram tratadas como duas disciplinas distintas.

Existem algumas diferenças da economia ecológica para a economia convencional e para a ecologia convencional, principalmente no que se refere à importância atribuída à interação ambiente-economia, pois ela assume uma visão mais ampla e abrangente em termos de espaço, tempo e das partes do sistema a serem estudadas (COSTANZA, 1994). Para MAY (1995) a diferença entre a economia ecológica e a convencional advém do fato dos economistas neoclássicos começarem sua análise pela questão da eficiência alocativa e, a partir daí, “internalizarem” os custos ambientais, enquanto os economistas ecológicos invertem a ordem dessas preocupações.

As bases da economia ecológica estão fundamentadas nas duas leis da termodinâmica. A primeira, chamada de lei de conservação das massas e da energia e a segunda, denominada lei da entropia. Para MUELLER (1994) essas leis não são vistas metaforicamente, mas sim, como elementos centrais para compreensão das mudanças impostas ao Meio Ambiente. No mesmo sentido, COSTANZA et al. (1997) afirmam que as duas leis da termodinâmica são freqüentemente invocadas para construção de modelos de interação homem-ambiente.

As leis da termodinâmica foram formalizadas, em 1865, por Rudolf Clausius, que se baseou nos estudos de Sadi Carnot sobre a economia dos processos físicos de uma máquina a vapor.

A primeira lei da termodinâmica afirma que em um sistema isolado³, a matéria e a energia são constantes, não podendo ser nem criadas nem destruídas. Essa lei serviu de base para a teoria econômica neoclássica (MUELLER, 1994).

³ Sistema isolado é um sistema que não mantém intercâmbio de nenhum tipo com seu exterior, por exemplo, o universo.

Por sua vez, a segunda lei da termodinâmica, ou lei da entropia, estabelece que a energia disponível sempre decresce em um sistema fechado. Segundo GEORGESCU-ROEGEN (1971), citado por STAHEL (1995), a lei da entropia é “a mais econômica das leis físicas”.

De forma bastante simples, STAHEL (1995, p. 105) explica a relação das duas leis da termodinâmica:

“Em sua formulação mais simples, nós podemos ver a tendência a uma entropia crescente de um sistema fechado, dada pela segunda lei da termodinâmica, como uma tendência à transformação da energia livre ou disponível em uma energia dissipada ou presa e não mais disponível. Trata-se de uma transformação qualitativa, já que do ponto de vista quantitativo, no sistema como um todo, continua prevalecendo a lei da conservação da matéria e da energia, dada pela primeira lei da termodinâmica.”

Especificamente, em relação ao termo “entropia”, ressalta-se que ele é frequentemente utilizado como sinônimo de “desordem”, ou seja, aumentos da entropia representam aumentos na desordem do sistema (MUELLER, 1994). Contudo, VAN WYLEN et al. (1995) afirmam que não existe resposta precisa para a pergunta “o que é entropia?”.

Em termos físicos, a lei da entropia se caracteriza por explicar um fenômeno qualitativo, ou seja, a mudança de um estado de baixa entropia para outro de alta entropia. Essa característica pode ser aplicada do ponto de vista econômico, uma vez que as atividades produtivas utilizam de energia e materiais ordenados (baixa entropia) no início do processo que irão gerar energia e materiais dispersos (alta entropia) no final do processo (STAHEL, 1995).

No mesmo sentido, COSTANZA et al. (1997), destacam que todo processo econômico está vinculado ao uso de energia e, por conseqüência, à segunda lei da termodinâmica. Isso implica na redução da energia disponível, ou

no aumento da entropia.

GEORGESCU-ROEGEN (1971), citado por STAHEL (1995), também ressalta que o processo econômico, do ponto de vista físico, é uma transformação de energia e recursos naturais disponíveis (baixa entropia) em lixo e poluição (alta entropia). Assim, GEORGESCU-ROEGEN sugere que o “nível entrópico” poderia ser um índice de disponibilidade de energia e matéria em sua forma ordenada, ou de forma geral, da ordem de um sistema.

Em termos entrópicos, a Terra é considerada um sistema aberto no nível energético em função da sua capacidade de absorção e transformação da energia solar que serve como base energética para manutenção da biosfera. Já no nível material, a Terra aparece como um sistema fechado sustentado no sistema de reciclagem material. Assim, a Terra resiste a constante degradação entrópica a que é submetida pois, do ponto de vista energético, essa degradação é mais do que compensada pela contínua absorção e transformação da baixa entropia solar (STAHEL, 1995).

Para COSTANZA (1997), um dos maiores problemas do sistema econômico atual é que as novas tecnologias não tem “criado” novos recursos de baixa entropia, elas apenas aumentam o consumo de energia, materiais e riqueza biológica. De forma semelhante, STAHEL (1995) ressalta que a sistema industrial contemporâneo baseia-se no uso de recursos energéticos de baixa entropia armazenada nas fontes consideradas não-renováveis (petróleo e gás, por exemplo) e não em fluxos contínuos de baixa entropia, como a energia solar, eólica ou hidrelétrica.

Um dos exemplos mais claros dessa base energética adotada atualmente é a agricultura comercial moderna, pois ela se sustenta através do uso contínuo de fertilizantes (fontes de baixa entropia) que são trazidos de outros locais, para garantir uma alta produção que é consumida fora do ecossistema local, transformando-se, no outro extremo da cadeia, em lixo e esgoto, produtos de alta entropia (STAHEL, 1995).

Entretanto, não se pode simplificar o problema da sustentabilidade ambiental imaginando que a solução está apenas na utilização de fontes

renováveis de energia e na reciclagem do lixo, uma vez que toda reciclagem tem um custo entrópico associado em termos materiais e energéticos.

Segundo STAHEL (1995), o problema da sustentabilidade está relacionada com a crescente entropia material e energética contraposta à capacidade dos organismos vivos em manterem o seu nível de entropia baixo. Ou, em outras palavras, a insustentabilidade surge quando a degradação entrópica suplanta a capacidade dos seres vivos em assegurar uma baixa entropia.

Assim, GEORGESCU-ROEGEN (1971), citado por MUELLER (1994), afirma que a lei da entropia deveria fundamentar qualquer teoria econômica que se preocupe com o bem-estar da humanidade, não só no presente como também no futuro.

2.4. Sistema de Gestão Ambiental

O termo Gestão Ambiental foi definido por BUTTERBRODT e TAMMLER (1996), citados por KEßELER e SILVA JÚNIOR, (1997) como “o planejamento, implementação, controle e aprimoramento de todas as atividades conduzidas em uma empresa, tendo como objetivo a conservação do Meio Ambiente, incluindo também a gerência da empresa e dos recursos humanos”.

A preocupação com a qualidade ambiental dos processos produtivos em uma empresa surgiu de uma ampliação do conceito de qualidade propriamente dita. A garantia da qualidade da produção dentro da empresa não é mais suficiente, é necessário garantir que a produção não gere impactos ambientais (NASCIMENTO, 2001).

Os princípios da gestão ambiental, de forma análoga, derivaram dos princípios da gestão da qualidade, só que com uma mudança de enfoque. Na gestão de qualidade, o enfoque é voltado para garantia da qualidade final do produto, enquanto na gestão ambiental os subprodutos, as emissões e o consumo de fatores de produção, além do próprio produto, são o enfoque principal (KEßELER e SILVA JÚNIOR, 1997).

A gestão ambiental acompanha o processo de globalização,

iniciando e se desenvolvendo, principalmente, nas sociedades mais prósperas como a Europa. Nesse sentido, deve-se perceber que o continente europeu é constituído de vários países de pequeno território, os quais perceberam que os fenômenos da poluição ambiental transcendem as fronteiras nacionais, gerando riscos a todos os países do globo (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

A conservação do Meio Ambiente é considerada, atualmente, uma responsabilidade incontestável das empresas, pois o mercado exige da empresa uma atuação transparente e concreta em relação a preservação e conservação do Meio Ambiente. Esse quadro tem levado a uma mudança da cultura da gestão empresarial, que está integrando e definindo sua política de gestão ambiental (RIBÓ, 2000).

A qualidade e o Meio Ambiente passaram a fazer parte dos objetivos estratégicos das empresas. A gestão de qualidade e a gestão ambiental passam a estar intimamente ligadas à lucratividade e aos objetivos empresariais básicos (GRAÇA JÚNIOR, 1999).

NASCIMENTO (2001) aponta diversos fatores que levaram a difusão da preocupação com a qualidade ambiental nas empresas, dos quais destaca-se: a consciência ecológica dos consumidores; oportunidades de negócios; legislação mais restritiva; aumento da competitividade; e redução dos desperdícios de matéria-prima e energia.

Quando a poluição causada por atividades produtivas altera as condições ambientais, a sociedade exerce pressão sobre a empresa para que ela reduza os efeitos ambientais de sua atividade. Portanto, não basta um produto com qualidade assegurada, ele também deve ser “ambientalmente sadio”. A qualidade ambiental passa a significar um produto e um Meio Ambiente saudios (D’AVIGNON, 1995).

A incorporação da variável ambiental na política gerencial das companhias é o novo passo no ajuste competitivo dessas face às imposições da globalização econômica. Conciliar competitividade com proteção ambiental constitui-se num novo desafio às empresas modernas (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

LANGNER e JAECKEL (2002) destacam que, por muito tempo, proteção ambiental e sucesso empresarial eram vistos como objetivos competitivos. Contudo, padrões ambientais ambiciosos, um alto nível de conscientização ambiental entre os consumidores e o interesse crescente do público em geral pelos assuntos ambientais fez com que a proteção ambiental se tornasse uma parte importante das estratégias empresariais.

Os modelos de gestão têm se modernizado rapidamente frente às questões ambientais. Juntamente, as empresas tem buscado desenvolver ferramentas gerenciais para garantir a qualidade ambiental dos seus produtos ou processos. O gerenciamento moderno que consiste no planejamento, na organização e na alocação eficiente de recursos da empresa, resultará na geração de bens ou serviços com impactos ambientais controlados (NARDELLI e GRIFFTH, 2000).

Os novos sistemas de gerenciamento das empresas terão reflexos no momento que o empresário tiver que se decidir entre duas opções, pois fornecerão subsídios para sua decisão. SIMON (1963) convenientemente coloca a "tomada de decisão" como um sinônimo de "administração". Por isso, para decidir, ou administrar, é necessário que todas as informações relevantes estejam disponíveis ao tomador de decisão.

Seguindo no mesmo caminho, TURBAN (1988), citado por MOURA (1995), define a "tomada de decisão" como um processo de escolha individual entre diferentes alternativas de ação, com o propósito de alcançar um ou mais objetivos.

É importante ressaltar que no processo de tomada de decisão os elementos subjetivos de cada indivíduo são de grande importância. Para ANDERSON et al. (1977), a tomada de decisão é fundamentada no elemento pessoal, relacionada com as preferências individuais de cada agente, uma vez que o tomador de decisão racional procura maximizar suas ações. Segundo esses autores, o tomador de decisão precisa estar munido do máximo de informações possíveis para então se manifestar, entretanto, sua decisão não pode ser considerada certa ou errada. Uma decisão se revelará certa ou errada em função

do acaso, que em alguns casos não pode ser determinado nem após a ocorrência do evento.

Os maiores obstáculos à utilização de instrumentos metodológicos como suporte para “tomada de decisão” estão relacionados com as dificuldades de identificação e mensuração dos impactos ambientais, além da subjetividade intrínseca dos métodos de valorização de impactos (LA ROVERE, 1990). Segundo esse mesmo autor é necessário um aperfeiçoamento metodológico dos métodos de avaliação de impacto ambientais para que eles possam ser considerados no processo de tomada de decisão de grandes projetos.

Já em 1974, MACDONALD ressaltava que nas áreas ambientais onde “se envolve emoção” os fatos polêmicos, freqüentemente, assumem importância crítica. Por isso, quando se busca alcançar um gerenciamento efetivo do Meio Ambiente, são necessários dados completos e confiáveis das condições e mudanças ambientais, uma vez que a responsabilidade na tomada de decisão depende, exatamente, da disponibilidade de dados confiáveis.

A problemática da relação entre o processo de tomada de decisão e o gerenciamento ambiental também foi discutida durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, a ECO-92, no Rio de Janeiro. Dentre as resoluções da conferência, descritas na AGENDA 21 (1995, pg. 95):

“Os sistemas de tomada de decisão vigentes em muitos países tendem a separar os fatores econômicos, sociais e ambientais nos planos político, de planejamento e de manejo. Esse fato influencia as ações de todos os grupos da sociedade, inclusive governo, indústria e indivíduos, e tem importantes implicações no que diz respeito à eficiência e sustentabilidade do desenvolvimento. Talvez seja necessário fazer um ajuste ou mesmo uma reforma drástica do processo de tomada de decisão, à luz das condições específicas de cada país, caso se deseje colocar o meio ambiente e o desenvolvimento no centro das

tomadas de decisões políticas e econômicas – na prática determinando uma integração plena desses fatores.”

LANGNER e JAECKEL (2002) concordam com a existência de uma relação entre tomada de decisão e gestão ambiental, e destacam que um dos elementos centrais do processo de tomada de decisão integrada entre conflito de interesses das políticas ambientais e comerciais é avaliar os efeitos das medidas comerciais no Meio Ambiente.

Desde a última década, proteção ambiental tem sido tratada como um importante fator de competitividade nas empresas. Os esforços de proteção ambiental e as realizações da companhia como um todo, também atuam como papel de importância crescente na confiança do consumidor e na imagem da empresa no mercado e na sociedade (LANGNER e JAECKEL, 2002).

As questões relativas à proteção ambiental encontram-se numa fase de transição, deixando de ser uma imposição do governo para ser uma estratégia de cooperação preventiva de toda a sociedade, seja em termos de aspectos da legislação, mudanças de preferências do consumidor, pressão de grupos ambientalistas ou estratégias das próprias empresas. Dessa forma, está surgindo um novo conjunto de valores, que irão corrigir ou eliminar produtos e processos não comprometidos com práticas ambientalmente sustentáveis (NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

A preocupação das empresas com os efeitos na natureza do seu processo produtivo tem evoluído durante os anos. Num primeiro estágio, as empresas estavam preocupadas apenas em cumprir as exigências legais e normativas, em seguida, passaram a integrar a função gerencial de controle ambiental ao seu processo produtivo. Hoje em dia, as empresas estão investindo em Gestão Ambiental, ou seja, na prevenção e diminuição de práticas poluidoras e impactantes do Meio Ambiente (D'AVIGNON, 1995).

Atualmente, pode-se considerar que os principais problemas relacionados com a gestão ambiental são a baixa disponibilidade de recursos destinados ao gerenciamento ambiental, as políticas econômicas pouco rígidas

nas questões ambientais e as questões de equidade que dificultam o cumprimento da lei (MOTTA, 1998).

NARDELLI e GRIFFITH (2000) discutem também, o surgimento de um novo paradigma de consumo, onde o consumidor avalia a relação qualidade e preço do produto, incorporando conceitos da relação qualidade e qualidade ambiental. Para atender esse novo conjunto de consumidores, as empresas estão lançando produtos diferenciados, como os “eco-produtos”, “produtos verdes” ou “*environmental friendly*”.

Na Tabela 1 é traçado um paralelo entre os velhos e novos paradigmas relacionados às questões ambientais.

Tabela 1 – Questões ambientais: comparação dos velhos paradigmas e o ambientalmente correto.

Os velhos paradigmas	X	O ambientalmente correto
A responsabilidade ambiental corrói a competitividade	X	A ecoestratégia empresarial gera novas oportunidades de negócios
Gestão ambiental é coisa apenas para grandes empresas	X	A pequena empresa é até mais flexível para introduzir programas ambientais
O movimento ambientalista age completamente fora da realidade	X	As ONG's consolidam-se tecnicamente e participam da maioria das comissões de certificação ambiental
A função ambiental na empresa é exclusiva do setor de produção	X	A função ambiental está em diversos setores do planejamento estratégico da empresa

Fonte: GESTÃO AMBIENTAL (1996).

Quando uma empresa se encontra frente a questões ambientais, na busca por excelência ambiental, CONTADINI (1997), citado por NARDELLI e GRIFFITH (2000), indica 3 caminhos que a empresa pode escolher para percorrer:

- a) Melhoria da imagem institucional: demonstrando a terceiros sua atuação responsável em relação ao Meio Ambiente. Essa atitude está diretamente relacionada com o marketing e a comunidade onde a empresa está inserida;
- b) Melhoria do desempenho ambiental: economizando matéria-prima e energia, aproveitando subprodutos, otimizando processos e diminuindo os custos com transporte e disposição de resíduos. Investir em desempenho ambiental pode

significar vantagem econômica pelo uso mais racional dos insumos, menores custos de produção, redução de desperdícios e ganhos de produtividade e competitividade;

- c) Aproveitamento das oportunidades de negócios: entrando em novos nichos de mercado, uma vez que produtos que respeitam o Meio Ambiente tem maior aceitação.

LANGNER e JAECKEL (2002) destacam que as oportunidades de negócios para as empresas não são apenas de explorar nichos de mercado, mas de difundir tecnologias ambientalmente aceitáveis e integrar os aspectos ambientais no marketing e no processo competitivo da empresa.

A integração das variáveis ambientais no processo administrativo de uma empresa é feita através da implementação de um Sistema de Gestão Ambiental – SGA. Esses sistemas já são uma realidade bastante difundida e aplicada, principalmente em grandes indústrias cujos processos produtivos afetam, mesmo que indiretamente, o Meio Ambiente. Nas pequenas empresas e em propriedades rurais esses sistemas ainda são pouco adotados (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Num estudo denominado Pesquisa de Gestão Ambiental, com 300 empresas de pequeno (até 99 funcionários) e médio (de 100 a 499 funcionários) porte das regiões Sul e Sudeste do país, constatou-se que apenas 9% das empresas tinham política de gestão ambiental e 10% estavam em fase de implantação, enquanto a grande maioria, 79% das empresas, não possuía qualquer iniciativa nesse sentido. A pesquisa constatou, também, a predominância nas medidas de gestão ambiental, do comportamento ambiental de reação, ou seja, ações empreendidas somente como reação às pressões externas e resultantes de imposições legais (COMO AS PEQUENAS..., 2000).

Os SGA são mecanismos e normas gerenciais que, quando implantados em uma empresa orientam e redirecionam as atividades desta, de forma a reduzir a poluição, os gastos com energia, os desperdícios, a geração de subprodutos e melhorar, por conseguinte, o Meio Ambiente ou o ecossistema em que está inserida (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Em outras palavras, um sistema de gestão ambiental permite às empresas determinar e implementar programas ambientais (NARDELLI e GRIFFITH, 2000). Para CAVALCANTI (1996), por sua vez, o SGA é um conjunto de normas que visam sistematizar o esforço da empresa na busca de resultados ambientais satisfatórios, com manutenção da competitividade e da lucratividade.

Um Sistema de Gestão Ambiental pode, ainda, ser definido como um conjunto de procedimentos para gerir ou administrar uma empresa, de forma a obter um melhor relacionamento com o Meio Ambiente (D'AVIGNON, 1995).

A busca por instrumentos que, de alguma forma, analisassem a relação entre o processo produtivo e o Meio Ambiente advém de muito tempo. SEWELL (1978) já falava em controle ambiental como sendo o ato de influenciar as atividades humanas que afetam a qualidade do meio físico do homem, especialmente o ar, a água e as características terrestres. Esse autor também relacionou as etapas de resolução de problemas através do “controle ambiental”: i) definir o problema; ii) identificar e analisar possíveis ações; iii) preparar o plano; iv) executar o plano; e v) avaliar a resposta e ajustar as ações.

Durante os anos 70 e 80, os conflitos ambientais eram resolvidos, ou controlados, atuando-se diretamente nas fontes poluidoras localizadas (GALVÃO FILHO, 2001). Desde então, está ocorrendo um aumento da pressão da sociedade e do mercado consumidor sobre o setor produtivo, exigindo maior esforço no sentido de controle, proteção e recuperação do Meio Ambiente. Isso pode ser visualizado pelo número de normas, regulamentos, legislação e certificações ambientais criados desde essa época (CAVALCANTI, 1996).

A partir da década de 90, duas tendências mundiais contribuíram de forma fundamental para o desenvolvimento dos SGA's para serviços, processos e produtos. A primeira tendência está relacionada com a disseminação dos sistemas de gestão de qualidade e qualidade total. Já a segunda relaciona-se com o crescimento das ONG's, agências e partidos políticos voltados às questões ambientais (D'AVIGNON, 1995).

O conceito de certificação ambiental externa expandiu-se com a

criação do *British Standard* – BS 7750, no início dos anos 90, seguido do desenvolvimento do EMAS – *Eco-Management Audit Scheme*, em 1993 e, finalmente, com a promulgação da série ISO 14000, em 1996 (MORROW e RONDINELLI, 2002). Atualmente, são esses os três sistemas estabelecidos de padronização de gestão ambiental mais usados: BS – 7750, EMAS – R 1836/93 e ISO 14000 (DAIANOVA, 2001).

Dentre os principais sistemas, pode-se dizer que a série ISO 14000 é a mais difundida em todo mundo. Segundo MORROW e RONDINELLI (2002), até meados de 2001, mais de 30.300 organizações em todo mundo já possuíam certificados pelas normas ISO 14001. Só no Brasil, VALVERDE et al. (2000) indicam que, até julho de 2000, 149 empresas já haviam sido certificadas pela ISO 14001. VALVERDE et al. (2000) também destacam que a ISO 14000 pode ser implementada em qualquer instituição, independente do tipo, tamanho ou grau de maturidade que se encontra.

A implantação do SGA por uma empresa é a forma de materializar o compromisso da política da empresa em relação ao Meio Ambiente (RIBÓ, 2000). Contudo, a modernização dos SGA's parece ser motivada com mais intensidade por condições externas à organização do que por fatores internos (TEODÓSIO e SOUZA, 1999 e MOREIRA, 2001).

Implantar um SGA constitui uma estratégia para a firma identificar oportunidades de melhorias para diminuir os danos ambientais de sua atividade, de forma integrada à situação de conquista de mercado e de lucratividade. Pode-se dizer que a difusão das normas do SGA uniformizou a linguagem entre clientes e fornecedores sobre as etapas do processo produtivo (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Os assuntos ambientais, geralmente, são tratados como projetos para melhorar a imagem das empresas ou para enquadrá-las à legislação ambiental vigente. Entretanto, para um SGA ser realmente efetivo, ele deve poder ser integrado a todos os outros sistemas administrativos da empresa (CZAJA, 2001). Isso porque a responsabilidade da companhia através do seu SGA, integrado à estrutura gerencial global, é que irá tratar dos impactos

imediate e a longo prazo de seus produtos, serviços e processos no Meio Ambiente (DAIANOVA, 2001).

Pode-se descrever inúmeros benefícios da adoção de um SGA (GESTÃO AMBIENTAL, 1996, KEßELER e SILVA JÚNIOR, 1997, MOREIRA, 2001, MORROW e RONDINELLI, 2002 e RIBÓ, 2000), como:

- O conhecimento exato da situação ambiental da empresa;
- O cumprimento da legislação;
- O fortalecimento da imagem e do prestígio da empresa frente a sociedade em geral;
- A diferenciação no mercado;
- A melhoria da competitividade e da organização interna;
- A redução de custos e de riscos;
- A otimização na adoção e utilização dos recursos;
- A redução expressiva da possibilidade de dano ambiental; e
- A identificação de oportunidades de melhorias e, ao longo do tempo, custos e benefícios intangíveis.

TEODÓSIO e SOUZA (1999) destacam e dividem as diversas justificativas e motivações que levam uma empresa a adotar um SGA em variáveis externas, como leis ambientais, consumidores, fornecedores, ONG's e instituições financiadoras e, variáveis internas, que são custos de produção, redução de desperdício, reciclagem, consumo de energia e substituição de produtos.

Em relação as grandes companhias como as multinacionais e grandes exportadoras, muitas que se instalaram no Brasil na década de 70 atraídas pelo permissivo sistema de controle ambiental, estão enfrentando um novo tipo de protecionismo no mercado internacional, a discriminação de produtos e serviços por barreiras ambientais. A globalização econômica e as questões ambientais globais geram pressões, tanto de acionistas, quanto de consumidores para que a empresa produza com o mínimo de impacto ao Meio Ambiente, levando essas empresas a não só implantarem SGA's como buscarem também a certificação dos mesmos (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

A adoção de SGA's é voluntária, não havendo nenhuma norma ou lei que obrigue as empresas a implantarem qualquer tipo de sistema. Apesar da adoção voluntária, os SGA's podem, potencialmente, tornarem-se impositivos ou instrumentos mercadológicos que, “em nome” da preservação do Meio Ambiente, transformam-se numa forma de protecionismo econômico (CAVALCANTI, 1996).

Os SGA's podem ser acompanhados de certificação, também voluntária, que dará aos consumidores e/ou clientes alguma confiança de que a organização com quem eles estão negociando considerou os impactos ambientais na sua produção de bens e serviços (WALL et al., 2001). Para MOREIRA (2001), o principal benefício da certificação para as empresas é tornar sua imagem mais “atraente” para o mercado.

A demonstração de que a adoção de SGA's e sua certificação passou a assumir papel estratégico dentro das empresas, substituindo a postura de “socialização de custos ambientais”, é que o número de empresas brasileiras com certificados de gestão ambiental aumentou em 87,5%, apenas no ano de 1999 (MOREIRA, 2001).

Finalmente, deve-se ter claro que a adoção de um SGA por uma empresa, não significa, obrigatoriamente, que ela é ou será certificada. Além disso, a padronização de normas ambientais, sem levar em consideração particularidades e aspectos específicos de cada país ou região, como presença de recursos naturais em abundância ou a capacidade de assimilação do ecossistema, poderá promover discriminação ou problemas de competitividade para certas empresas (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Sendo assim, os proprietários de empresas rurais devem buscar métodos e sistemas de gestão que permitam à sua empresa se manter no mercado, de forma competitiva, minimizando os “novos custos” que são relacionados, exatamente, com o controle dos impactos ambientais.

A certificação de SGA's em propriedades rurais, por sua vez, é uma realidade nos países desenvolvidos. Nos EUA e no Canadá já existem projetos piloto para essas certificações. Os países nórdicos adotaram os padrões da ISO

14001 na agricultura, incorporando-os aos projetos de gestão ambiental que já estavam desenvolvidos e implantados em diversas propriedades. Destarte, o primeiro fazendeiro a conseguir a certificação ISO 14001 numa atividade agrícola foi Mike Logan, produtor de algodão na Austrália (WALL et al., 2001).

No Brasil, GENTIL (2002) avalia que a agricultura e a pecuária começam a investir em processos administrativos ambientalmente corretos, chamando de “Fazenda ISO 14001”. Entretanto, a certificação de agroindústrias no país ainda restringe-se àquelas cuja produção é voltada para o mercado internacional.

Para VOIEN (1998), uma das explicações para o sucesso da ISO 14000 pode ser o fato dela, em comparação com outros padrões internacionais, ser um conjunto mais flexível de critérios, apontando possibilidades de melhorias no processo de gerenciamento ambiental, em lugar de medir apenas a “produção de poluição”.

A ISO – *International Organization for Standardization*, foi fundada em 1946, com sede na Suíça, para ser uma organização independente, não-governamental, com a função de desenvolver padrões de consenso voluntários para bens e serviços (VOIEN, 1998). A meta da ISO é desenvolver padrões mundiais para permitir ao comércio transcender os limites nacionais, sem criar barreiras comerciais. Esses padrões são orientados a processos, eles não estabelecem objetivos ou metas, ao invés, estabelecem sistemas de gerenciamento que ajudam as organizações a assegurar concórdia entre a indústria, clientes e órgãos reguladores (QUAZI et al., 2001).

No início de 1991, o Conselho Estratégico de Meio Ambiente (SAGE – *Strategic Advisory Group on Environmental*), que faz parte da ISO, criou um grupo para estudar os SGA’s disponíveis. Em março de 1993, o SAGE propôs a criação do Comitê Técnico nº 207 (ISO/TC 207), para formular uma série de normas voltadas à gestão ambiental. O TC 207 trabalhou baseando-se na norma britânica de gestão ambiental, a BS-7750, e lançou em 1996 a série ISO 14000 (CAVALCANTI, 1996).

A série ISO 14000 compreende um conjunto de padrões e diretrizes

que podem ser agrupadas em três categorias gerais: padrões de sistemas de gerenciamento, instrumentos de avaliação e auditoria e ferramentas de suporte de produtos (WALL et al., 2001).

A ISO 14000 é um conjunto de padrões internacionais para implantação de um sistema de gestão ambiental efetivo. Os padrões são projetados para auxiliar indústrias e companhias de qualquer tamanho a desenvolver um conjunto uniforme de elementos de gestão ambiental que as ajudarão a alcançar seus objetivos e metas ambientais (VOIEN, 1998).

Deve-se destacar, também, que a série 14000 visa direcionar o desenvolvimento de uma abordagem completa para o gerenciamento ambiental, além de padronizar as ferramentas de análise ambiental. Os padrões por ela criados devem ser complementares às regulamentações nacionais, pois eles não são planejados para substituírem o sistema de regulamentação do país (QUAZI et al., 2001).

A adoção de um SGA por uma empresa, gera ordenamento e consistência na suas preocupações ambientais, direcionando a alocação de recursos, a definição de responsabilidades e a avaliação contínua de práticas, procedimentos e processos (NBR/ISO 14004, 1996).

Segundo D'AVIGNON (1995), a série ISO 14000 estabelece um padrão de SGA, fornecendo um conjunto de ferramentas para o sistema. Dessa forma, a empresa poderá integrar o SGA ao seu sistema de gerenciamento, através da política ambiental definida visando a melhoria contínua em relação ao Meio Ambiente.

Antes de descrever as normas da ISO 14000 para implantação de um SGA, é interessante ressaltar que, embora a ISO 14000 seja exaltada por alguns como a grande solução para os problemas ambientais pelo mundo inteiro e como um caminho efetivo para assegurar uma produção ambientalmente responsável, existem muitas concepções erradas sobre ela.

Dentre essas concepções, ressalta-se que a ISO não é a organização que emite o certificado reconhecendo o atendimento da empresa aos padrões estabelecidos. Também, a qualidade e a legitimidade das auditorias é

questionável, pois é inevitável a variabilidade existente entre diferentes nações. Nesse sentido, deve-se destacar a existência de variação entre as legislações ambientais dos diferentes países. Além disso, a ISO 14000 não é um nome que significa um produto ou serviço “verde” ou “ambientalmente amigável”, ela apenas atesta que a empresa – ou parte dela – seguiu os padrões de implementação e manutenção do SGA (WALL et al., 2001).

Atualmente, incentiva-se a implantação de SGA's, onde o foco é deslocado das técnicas de produção para os processos administrativos, de planejamento e organização. Com a realização de uma avaliação da situação ambiental da empresa, elabora-se uma política ambiental, que irá identificar os principais aspectos ambientais decorrentes das atividades da empresa (MONDARDO FILHO, 2001).

Segundo NARDELLI E GRIFFITH (2000), um Sistema de Gerenciamento Ambiental, como parte da administração geral, é a estrutura que orienta, segundo a visão institucional, o empenho ambiental da organização e que incentiva respostas sinérgicas para as oportunidades e os riscos apresentados pela globalização.

Em GESTÃO AMBIENTAL (1996), define-se SGA como a estratégia indicada para a empresa se mobilizar interna e externamente na conquista da qualidade ambiental desejada, ao menor custo e de forma permanente.

Para a NBR/ISO 14001 (1996), Sistema de Gestão Ambiental é a parte do sistema de gestão global que inclui estrutura organizacional, atividades de planejamento, responsabilidades, práticas, procedimentos, processos e recursos para desenvolver, implementar, atingir, analisar criticamente e manter a política ambiental.

GALVÃO FILHO (2001) divide o sistema ambiental em quatro etapas, o que facilita a visualização e o controle dos problemas ambientais:

- 1) Geração da poluição diretamente no processo;
- 2) Emissão, lançamento ou disposição de, respectivamente, efluentes gasosos, líquidos ou sólidos no ambiente;

- 3) Autodepuração, ou capacidade de assimilação e/ou dispersão da poluição no ambiente; e
- 4) Recepção – impacto causado nos agentes receptores, sejam humanos, fauna e flora.

Uma empresa que pretende adotar um SGA deve começar respondendo a três questões fundamentais: “onde estamos?”, “onde queremos chegar?” e “como chegar lá?” (GESTÃO AMBIENTAL, 1996). Em seguida, deve estabelecer e manter o sistema seguindo os 5 princípios descritos pela NBR/ISO 14004 (1996):

Princípio 1 – Comprometimento e política: é recomendado que uma organização defina sua política ambiental e assegure o comprometimento com o seu SGA.

Princípio 2 – Planejamento: é recomendado que uma organização formule um plano para cumprir sua política ambiental.

Princípio 3 – Implementação: para uma efetiva implementação, é recomendado que uma organização desenvolva a capacitação e os mecanismos de apoio necessários para atender sua política, seus objetivos e metas ambientais.

Princípio 4 – Medição e avaliação: é recomendado que uma organização mensure, monitore e avalie seu desempenho ambiental.

Princípio 5 – Análise crítica e melhoria: é recomendado que uma organização analise criticamente e aperfeiçoe continuamente seu sistema de gestão ambiental, com o objetivo de aprimorar seu desempenho ambiental.

O SGA deve ser visto como parte da estrutura organizacional e deve ser continuamente monitorado e analisado de forma crítica para que a empresa possa dirigir suas atividades ambientais em resposta aos fatores internos e externos.

Seguindo esses princípios, a NBR/ISO 14001 (1996) definiu o modelo de Sistema de Gestão Ambiental apresentado na Figura 3.

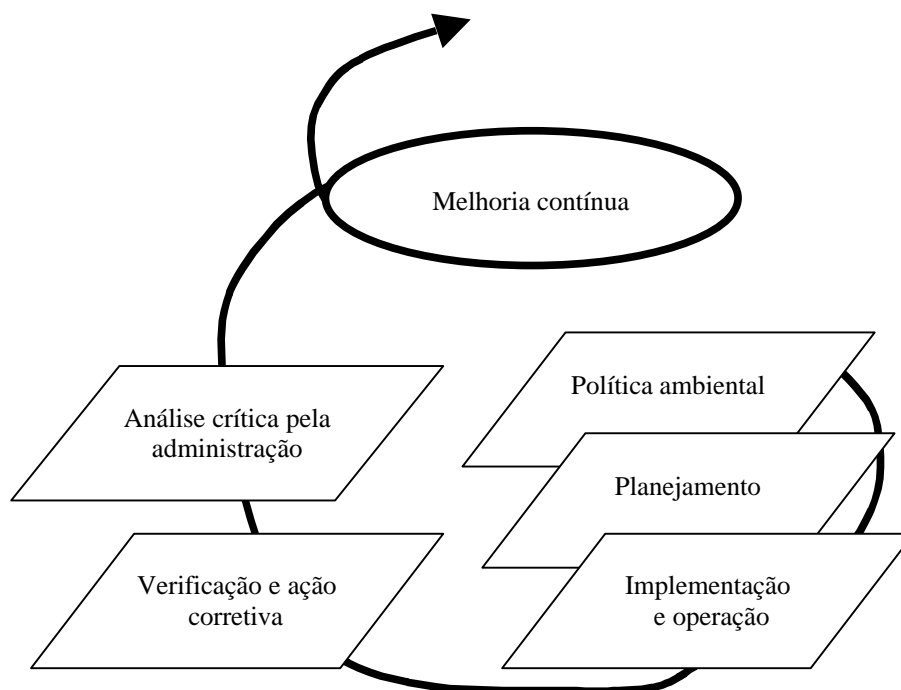


Figura 3 – Modelo de Sistema de Gestão Ambiental.

A “melhoria contínua” é o processo de aprimoramento do SGA, visando atingir melhorias no desempenho ambiental global, de acordo com a política ambiental definida pela empresa (NBR/ISO 14001, 1996). Para uma empresa desenvolver a “melhoria contínua”, ela deve fazer um acompanhamento constante e detalhado do seu desempenho ambiental ao longo de ciclos sucessivos (MONDARDO FILHO, 2001).

Em resumo, as empresas que resolvem adotar os padrões da ISO 14001 assumem um compromisso gerencial claro em termos da política ambiental, formulam um plano para executar tal política, identificam as atividades que, significativamente, pressionam o Meio Ambiente e treinam os funcionários em práticas ambientais. Finalmente, elas criam um sistema de inspeção, de auditoria e gerenciamento para assegurar que o programa está sendo implementado e mantido (VOIEN, 1998).

MORROW e RONDINELLI (2002) descrevem a ISO 14001 como um conjunto de diretrizes pela qual uma firma pode estabelecer ou fortalecer sua política ambiental, identificar aspectos ambientais de suas operações, definir objetivos e metas ambientais, implementar um programa para atingir essas metas,

monitorar e medir efetivamente, corrigir defeitos e problemas e revisar seu sistema de gerenciamento para promover a melhoria contínua.

1) Política Ambiental

Para a NBR/ISO 14001 (1996), a política ambiental é uma “declaração da organização, expondo suas intenções e princípios em relação ao seu desempenho ambiental global, que provê uma estrutura para ação e definição de seus objetivos e metas.”

D’AVIGNON (1995), define política ambiental de forma semelhante, como “uma declaração dos princípios e compromissos da empresa, contendo os objetivos e metas assumidos, em relação ao Meio Ambiente. O princípio da melhoria contínua da performance ambiental da empresa deverá estar presente.”

A NBR/ISO 14004 (1996) destaca que “uma política ambiental estabelece um senso geral de orientação e fixa os princípios de ação para uma organização. Determina o objetivo fundamental no tocante ao nível global de responsabilidade e desempenho ambiental requerido da organização, com referência ao qual todas as ações subseqüentes serão julgadas.”

A política ambiental é um documento onde estão expressos o comprometimento da alta administração da empresa com as questões ambientais, em relação à melhoria do desempenho ambiental. O estabelecimento da política ambiental cabe, exatamente, à alta administração da empresa. (NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

Para D’AVIGNON (1995) a política ambiental é uma etapa preparatória, onde a empresa deve:

- Avaliar os efeitos ambientais da atividade sobre o ambiente;
- Identificar a legislação e os regulamentos e avaliar se estão sendo cumpridos;
- Estabelecer os meios para atingir as metas e objetivos; e
- Formular o programa de gestão ambiental.

Na definição da política ambiental, a empresa deve investir no compromisso de todos, desde a alta gerência até os empregados, realizando

reuniões, eventos, seminários e divulgando informações ambientais. Ela deve também responder a pergunta “onde estamos?”, fazendo uma avaliação da situação ambiental atual da empresa (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

A NBR/ISO 14001 (1996) preconiza que a política ambiental deve ser definida pela alta administração, a qual deve assegurar que ela:

- a) seja apropriada à natureza, escala e impactos ambientais de suas atividades, produtos ou serviços;
- b) inclua o comprometimento com a melhoria contínua e com a prevenção da poluição;
- c) inclua o comprometimento com o atendimento à legislação e normas ambientais aplicáveis e demais requisitos subscritos pela organização;
- d) forneça a estrutura para o estabelecimento e revisão dos objetivos e metas ambientais;
- e) seja documentada, implementada, mantida e comunicada a todos os empregados; e
- f) esteja disponível para o público.

2) Planejamento

Para D’AVIGNON (1995) o planejamento é o momento da definição dos procedimentos que serão utilizados para implementação e operação do SGA. Deve-se definir:

- As responsabilidades de operação do sistema;
- A conscientização e a competência em relação ao Meio Ambiente;
- As necessidades de treinamento;
- As situações de riscos potenciais; e
- Os planos de contingência e emergência.

O planejamento é definido por NARDELLI e GRIFFITH (2000) como “o processo no qual um conjunto de informações é trabalhado no sentido de orientar as atividades, produtos e serviços da organização de forma a satisfazer as principais necessidades e exigências das partes interessadas.” O planejamento do SGA deve analisar as questões ambientais relacionadas à

empresa, buscando identificar oportunidades e riscos, tanto internos quanto externos.

O planejamento tem por objetivo criar condições para que a empresa cumpra sua política ambiental, baseado em informações qualificadas e indicadores de desempenho ambiental (GESTÃO AMBIENTAL, 1996). Os passos do planejamento são: identificar aspectos ambientais e os impactos ambientais associados, identificar os requisitos legais e outros requisitos, estabelecer os critérios internos de desempenho, definir os objetivos e metas, e elaborar os programas de gestão.

Aspectos ambientais e impactos associados

A NBR/ISO 14001 (1996), estabelece que aspectos ambientais são “elementos das atividades, produtos ou serviços de uma organização que podem interagir com o Meio Ambiente.”

Os aspectos ambientais são identificados na medida que a empresa avalia as alterações que cada passo de sua atividade pode causar no ambiente. Os agentes dessas alterações são os aspectos ambientais (GESTÃO AMBIENTAL, 1996 e NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

Após definidos os aspectos ambientais deve-se avaliar os impactos ambientais a eles associados. Essa avaliação é um processo contínuo e determina os impactos passados, presentes e potenciais das atividades (NBR/ISO 14004, 1996). A identificação dos aspectos e impactos ambientais é uma das fases fundamentais do planejamento do SGA (NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

Deve-se ter claro que toda atividade tem, associada a ela, certos aspectos ambientais, esses aspectos geram efeitos na natureza e, esses efeitos são os impactos ambientais (MONDARDO FILHO, 2001) .

A avaliação dos impactos deve ser feita através de metodologias específicas, que levem em consideração todas as características, tanto do impacto quanto do ambiente em questão (GESTÃO AMBIENTAL, 1996)

Requisitos legais e outros requisitos

A norma NBR/ISO 14001 (1996) determina que “a organização deve estabelecer e manter procedimentos para identificar e ter acesso à legislação

e outros requisitos por ela subscritos, aplicáveis aos aspectos ambientais de suas atividades, produtos ou serviços.”

De posse dos aspectos ambientais identificados, a empresa deve estabelecer um sistema de informações que consiga coletar, compreender e informar a todos, de forma clara e objetiva, os requisitos legais ou quaisquer requisitos que a ela tenha adotado (GESTÃO AMBIENTAL, 1996 e NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

Critérios internos de desempenho

Os critérios internos de desempenho devem ser estabelecidos e implantados quando as normas ou padrões externos não existirem ou não atenderem às necessidades da empresa. Esses critérios, junto com as normas externas servirão para auxiliar na definição dos objetivos e metas da mesma (NBR/ISO 14004, 1996).

Estudos de *benchmarking* poderão ajudar na definição dos critérios internos. *Benchmarking* é o processo de fixação de objetivos e metas, de longo prazo, que servem como referência indicando a direção a ser seguida. Esse é um processo contínuo de medição e comparação de desempenho de produtos e serviços, em relação aos concorrentes mais fortes ou às empresas reconhecidas como líderes no setor (CAMP, 1998).

Segundo JASCH (2000), um sistema de indicadores ambientais específicos de cada companhia é uma ferramenta importante para planejar, guiar e controlar a pressão, a performance e os custos ambientais. A comparação desses indicadores com indicadores dos anos anteriores (*benchmarking*) disponíveis, seja de locais ou de outras firmas, permite uma avaliação do progresso e das realizações do programa ambiental da firma.

Objetivos e metas

Os objetivos e metas estabelecidos pela empresa devem ser documentados, estarem compatíveis com a política ambiental definida e refletirem os aspectos ambientais significativos, além de incluir o comprometimento com a prevenção da poluição (NBR/ISO 14001, 1996).

Após definir os objetivos e metas, deve-se estabelecer indicadores

de desempenho mensuráveis, que servirão como base para a avaliação do desempenho ambiental global. Os objetivos e metas deverão ser periodicamente avaliados e revisados (NBR/ISO 14004, 1996).

Programas de gestão ambiental

Segundo a NBR/ISO 14001 (1996), os programas de gestão, estabelecidos e mantidos, para alcançar os objetivos e metas propostos, devem incluir:

- a) a atribuição de responsabilidade em cada função e nível pertinente da organização, visando atingir os objetivos e metas;
- b) os meios e o prazo dentro do qual eles devem ser atingidos.

Para aumentar sua eficácia, os programas de gestão ambiental devem ser integrados ao plano estratégico da empresa. Os planos de gerenciamento ambiental devem fornecer a estrutura de longo prazo para a melhoria do desempenho ambiental da organização. Devem fazer parte desses programas: cronogramas, recursos e responsabilidades (NBR/ISO 14004, 1996 e NARDELLI e GRIFFITH, 2000). O programa de gestão ambiental é resumido em GESTÃO AMBIENTAL (1996), no sentido de “quem vai fazer o quê, como e quando?”.

3) Implementação e Operação

A implementação do SGA pode ser feita gradativamente, baseada no nível de conscientização dos requisitos, aspectos, expectativas e benefícios ambientais e na disponibilidade de recursos (NBR/ISO 14004, 1996). Durante a implantação do SGA, deve haver uma conjugação harmônica dos três elementos básicos da organização: os recursos físicos – instalações, equipamentos, materiais, etc.; os procedimentos, normas e regras; e os recursos humanos (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Estrutura e responsabilidade

A NBR/ISO 14001 (1996) determina que “as funções, responsabilidades e autoridades devem ser definidas, documentadas e comunicadas a fim de facilitar uma gestão ambiental eficiente”.

Treinamento, conscientização e competência

A empresa deve identificar e treinar todos os funcionários cujas tarefas possam criar algum impacto significativo ao Meio Ambiente (NBR/ISO 14001, 1996), uma vez que somente com o comprometimento individual, dos empregados com a política ambiental, é que o SGA pode ser implementado e mantido de forma eficaz (NBR/ISO 14004, 1996).

Os treinamentos devem ter, além do caráter técnico, um caráter de motivação e conscientização, pois todos os funcionários devem compreender a importância do alcance dos objetivos e metas ambientais pelos quais é responsável. Eles devem ter conhecimento atualizado dos requisitos legais, normas, política ambiental e objetivos da empresa (NBR/ISO 14004, 1996 e NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

Comunicação

A empresa deve ter um sistema definido para cuidar da documentação, tanto a interna, entre os vários níveis e funções, quanto a externa (NBR/ISO 14001, 1996). Esse sistema de comunicação deve garantir agilidade e confiabilidade ao fluxo de informações (GESTÃO AMBIENTAL, 1996 e NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

Documentação do SGA

A NBR/ISO 14004 (1996) recomenda que os processos e procedimentos operacionais sejam definidos, documentados e atualizados. Os documentos sobre o SGA contribuem para conscientizar os funcionários, além de permitirem a avaliação do sistema e do desempenho ambiental.

Controle de documentos

Para o controle dos documentos, a empresa deve estabelecer e manter procedimentos que permitam que os documentos sejam localizados, periodicamente analisados e atualizados e que documentos obsoletos sejam identificados e removidos (NBR/ISO 14001, 1996).

Controle operacional

Para garantir que a política ambiental e os objetivos e metas sejam atingidos, a empresa deve estabelecer e manter procedimentos e controles

operacionais sobre aquelas atividades e operações associadas aos aspectos ambientais significativos (NBR/ISO 14001, 1996 e NBR/ISO 14004, 1996).

Deve-se ter cuidado nessa etapa para avaliar se os procedimentos de controle estão atuando sobre as causas da poluição e não sobre os efeitos dela, pois em alguns casos, a geração de poluição ocorre de maneira não inerente ao processo (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Preparação e atendimento a emergências

Segundo determinação da NBR/ISO 14001 (1996), “a organização deve estabelecer e manter procedimentos para identificar o potencial e atender a acidentes e situações de emergência, bem como para prevenir e mitigar os impactos ambientais que possam estar associados a eles”.

Uma empresa deve manter procedimentos para identificar rapidamente acidentes ou situações de emergência, permitindo uma resposta também rápida que previna ou minimize os impactos ambientais associados. A empresa, portanto, deve estar pronta para responder adequadamente ao inesperado (NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

4) Verificação e Ação Corretiva

A garantia que o SGA está funcionando de acordo com o programa definido é dada pelas avaliações, medições e monitoramentos realizados durante o processo (NBR/ISO 14004, 1996).

O monitoramento contínuo é importante para adoção de medidas preventivas, minimizando o número de ações corretivas, pois os problemas encontrados devem ser corrigidos na fonte geradora e não no final do processo, uma vez que, muitos danos ambientais, depois de ocorrerem não podem mais ser reparados (D’AVIGNON, 1995).

Nessa fase, deve-se conferir o desempenho ambiental da empresa, identificando falhas e problemas e implementando as ações corretivas que se fizerem necessárias (GESTÃO AMBIENTAL, 1995).

Monitoramento e medição

A determinação da NBR/ISO 14001 (1996) é que “a organização

deve estabelecer e manter procedimentos documentados para monitorar e medir, periodicamente, as características principais de suas operações e atividades que possam ter um impacto significativo sobre o Meio Ambiente”.

Os indicadores de desempenho ambiental monitorados devem ser objetivos, verificáveis e reproduzíveis, para garantir que o SGA seja um processo de melhoria contínua (NBR/ISO 14004, 1996).

Não-conformidades e ações corretivas e preventivas

A empresa deve definir responsabilidades e delegar autoridade para investigar não-conformidades adotando, quando necessário, ações preventivas ou corretivas para minimizar os impactos ambientais (NBR/ISO 14001, 1996).

Deve-se documentar e identificar todas as ações preventivas ou corretivas adotadas, além das constatações, conclusões e recomendações resultantes de medições, monitoramentos, auditorias e análises críticas do SGA (NBR/ISO 14004, 1996).

Pode-se, claramente, diferenciar ações corretivas e preventivas. As primeiras são aquelas adotadas para evitar que um problema existente volte a ocorrer. Ações preventivas, por sua vez, são as que se adotam para evitar que um problema potencial se materialize (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Registros

Os registros são a evidência da implementação do SGA. A empresa deve definir procedimentos para identificação, manutenção e descarte dos registros ambientais (NBR/ISO 14001, 1996).

Auditoria do SGA

As auditorias devem ser periódicas, para avaliar a conformidade do sistema ao que foi planejado e para conferir se ele está sendo adequadamente implementado e mantido. As auditorias podem ser internas, feitas pelos próprios funcionários, ou externas, realizadas por terceiros (NBR/ISO 14004, 1996).

As auditorias são a forma de se avaliar o SGA. O não atendimento de algum item deve ser documentado e adotadas medidas corretivas. Após a auditoria o SGA inicia um novo ciclo, começando pela revisão das premissas consideradas no ciclo que terminou (GESTÃO AMBIENTAL, 1996). Os

resultados das auditorias são informações importantes para revisão do SGA e para garantir sua melhoria contínua (NARDELLI e GRIFFITH, 2000).

5) Análise Crítica pela Alta Direção

A NBR/ISO 14001 (1996) preconiza que “a alta administração da organização, em intervalos por ela determinados, deve analisar criticamente o sistema de gestão ambiental, para assegurar sua conveniência, adequação e eficácias contínua.”.

Através dessas revisões periódicas do desempenho do SGA, em relação à política ambiental, objetivos e metas é que se identificam oportunidades de melhorias (NBR/ISO 14004, 1996). Independentemente da política ambiental e dos objetivos e metas definidos terem sido alcançados ou não, eles devem ser revistos e, quando necessário, redefinidos (GESTÃO AMBIENTAL, 1996).

Segundo D’AVIGNON (1995), o conceito de melhoria contínua só pode ser efetivamente aplicado através da análise crítica do sistema. Essa etapa é fundamental para implantação desse conceito. A análise crítica consiste em:

- Realização de uma revisão periódica;
- Avaliação de possíveis ajustes na política, objetivos e metas;
- Verificação do comprometimento com a gestão ambiental; e
- Avaliação do desempenho do sistema.

Deve-se compreender que existe uma diferença entre sistema de gestão ambiental e desempenho ambiental. O SGA indica os princípios gerenciais que a firma deve seguir, ou seja, mostra como o processo deve ser conduzido, sem definir, no entanto, o nível de desempenho que deve ser alcançado. Já o desempenho ambiental define um padrão de desempenho que deve ser atingido, ou seja, indica o nível que precisa ser alcançado, sem definir, contudo, o caminho que precisa ser percorrido (NARDELLI et al., 2000).

Após a implantação do SGA, pode-se fazer a certificação do sistema. Nesse caso, WALL et al. (2001) ressaltam que existem dois custos principais associados a certificação. O primeiro é o custo da própria certificação,

que está associado com as mudanças de práticas requeridas para se estabelecer o SGA e com as auditorias. O segundo está relacionado com o marketing, que é necessário para divulgar ao consumidor final que o produto em questão segue certos padrões.

WALL et al. (2001) também destacam que, com a certificação, a empresa terá vários benefícios, como vantagem competitiva, pois a empresa pode realçar sua situação de mercado melhorando sua apresentação ambiental; redução dos riscos de responsabilidade, pois a ISO pode ajudar a reduzir seguros e custos de financiamentos; demanda de mercado, já que existe potencial para aumento da demanda por produtos originados de empresas que garantem seu gerenciamento ambiental; e redução de regulamentações governamentais, uma vez que, quanto mais empresas adotarem um SGA, melhor serão suas relações públicas.

Vale ressaltar ainda, que a ISO 14000 é uma ferramenta. As incertezas permanecem sobre se ela irá, eventualmente, ser considerada a melhor ferramenta para avaliar e melhorar o SGA e se conferirá vantagem competitiva. Essas incertezas, entretanto, não devem obscurecer o fato de que um SGA efetivo, completo e bem integrado leva a uma melhoria, não somente, da estrutura da empresa, mas também da sua performance ambiental, sua situação no mercado e sua relação com fornecedores (VOIEN, 1998).

Por fim, a NBR/ISO 14001 (1996) destaca que um SGA implantado e em operação, não garante, necessariamente, a redução imediata dos impactos ambientais causados pela atividade.

3. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA

3.1. Caracterização

A sociedade em geral espera das companhias um maior compromisso ambiental em todos os seus processos e os padrões de SGA's exigem melhoria contínua no desempenho ambiental. A Análise do Ciclo de Vida e sua utilização para melhoria dos aspectos ambientais de produtos e processos é uma forma de atender essas exigências (PRÉ CONSULTANTS, 2002b).

O termo Análise do Ciclo de Vida – ACV foi traduzido para o português pela ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), que é a representante brasileira na ISO. A denominação original, em inglês, é "*Life Cycle Assessment – LCA*".

O método da Análise do Ciclo de Vida passou a ser usado habitualmente nos anos 90, embora tenha sido criado no início da década de 70. Naquela época, identificou-se que o intenso crescimento populacional no mundo poderia se tornar um problema potencial devido a demanda de recursos escassos, como combustíveis fósseis e alguns minerais. Ao mesmo tempo, o aumento do uso de combustíveis fósseis ocasionava o aumento da poluição atmosférica, o qual causava uma elevação da temperatura da Terra e o derretimento do gelo dos

pólos, produzindo, assim, significativos efeitos climáticos (BOUSTEAD, 1996).

Quando a ACV foi desenvolvida, seus objetivos eram modestos. Tratava-se de uma ferramenta dentro de um sistema orientado para localizar e descrever os fluxos de energia nos sistemas industriais (Figura 4). A ACV analisava as entradas e saídas de massa e energia do sistema, resultando num balanço global de massa e energia bastante abrangente (RHODES e BROWN, 1999).

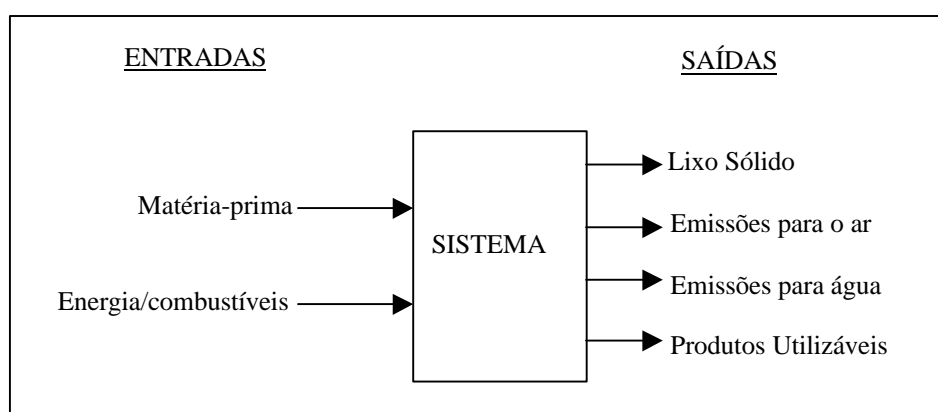


Figura 4 – Esquema simplificado de entradas e saídas em um sistema industrial.

Durante os anos 80, a ACV e sua metodologia foram pouco utilizadas, sendo praticamente esquecidas, até que em 1990, em meio às discussões a respeito de formas de manejo de lixo sólido e da redução dos espaços para sua deposição, a ACV foi o primeiro método amplamente utilizado para comparar os produtos de plástico e de papel (CÔTÉ, 1996).

Em agosto de 1990, a SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry) reuniu um grupo de pesquisadores para discutir a ACV. O objetivo desse encontro era, inicialmente, estabelecer uma base de informações acerca do método. No final do encontro, publicou-se um documento intitulado “*A Technical Framework for (Product) Life-Cycle Assessments*” contendo a estrutura da técnica da ACV com três componentes separados: inventário, avaliação de impactos e avaliação de melhorias. Num workshop posterior, um quarto componente foi agregado à estrutura - a definição do objetivo e escopo (Figura 5). Desde a definição das bases da ACV, sua

metodologia passou a ser mais desenvolvida e estudada (LEVY, 1996 e RHODES e BROWN, 1999).

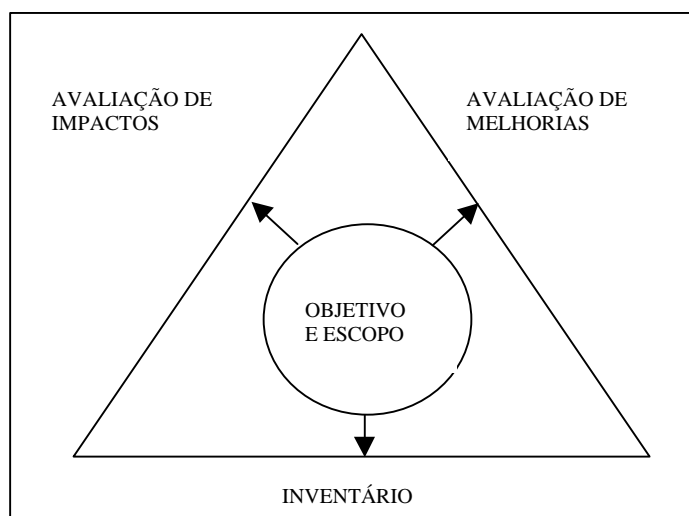


Figura 5 – Estrutura técnica da ACV, conforme SETAC (Fonte: RHODES e BROWN, 1999).

O modelo de avaliação da ACV, neste íterim, passou a ser amplamente utilizado quando teve sua aplicação padronizada pelas normas da ISO 14000, tornando-se base da norma 14040.

A metodologia da ACV já está sendo usada no Brasil para o estudo dos impactos ambientais da produção de energia, já que esta pode, muitas vezes, contribuir com grande parte do impacto gerado por certos produtos ou processos (COLTRO et al., 2000).

A Análise do Ciclo de Vida foi definida na norma ISO 14040 (1997) “como a compilação e avaliação de entradas e saídas e de potenciais impactos ambientais dos sistemas de produção por todo seu ciclo de vida”.

Essa é uma definição bastante sucinta do método, uma vez que ele se caracteriza por ser um instrumento para avaliar aspectos ambientais e potenciais impactos ambientais associados a produtos, processos ou atividades, identificando, quantificando e avaliando todos os recursos consumidos, as emissões e os subprodutos relacionados com o Meio Ambiente (BRENTROP et

al., 2001 e EUROPEAN COMMISSION, 2000). Em concordância, HANSSEN e ASBJORNSEN (1996) afirmam que a ACV avalia os impactos da energia e materiais usados e liberados no Meio Ambiente e identifica e avalia as oportunidades de obter melhorias ambientais. Para VAN DEN BERG et al. (1999), por outro lado, um estudo de ACV indica de que forma o cumprimento de uma certa função, por um produto ou serviço, pode influenciar o Meio Ambiente.

A ACV cobre todo o uso de materiais e energia, bem como as emissões feitas pelo sistema de produção por todo o ciclo de vida do produto, numa perspectiva denominada "do início ao fim"(*cradle-to-grave*), que inclui desde a extração e o processamento das matérias primas, distribuição, uso, reuso, manutenção, reciclagem, destino final e todo o transporte envolvido (GUINÉE et al., 2001; HANSSEN e ASBJORNSEN 1996; ISO 14040, 1997; JOHANSSON, 1999 e MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

A abordagem "do início ao fim" envolve uma visão holística da situação, trazendo a estrutura dos impactos ambientais, onde e quando ocorreram ou venham a ocorrer. Esse panorama relativamente completo do ciclo de vida do produto ajuda a evitar a chamada "troca de problemas", onde um problema ambiental não é resolvido simplesmente com a troca de algum estágio do ciclo de vida do produto (DAIANOVA, 1999), como por exemplo, fazer a lataria de um automóvel de alumínio ou de aço? O automóvel feito com lataria de alumínio consome menos gasolina, em comparação como o automóvel de lataria de aço. Mas, em contrapartida, o alumínio requer mais energia para ser produzido que o aço. Nesse caso, deve-se fazer a análise do impacto ambiental de cada etapa para saber qual dentre as opções causa o menor, ou o mais aceitável, impacto ao Meio Ambiente (GUINÉE et al., 2001).

A ACV é considerada um método de avaliação preliminar para fazer estudos comparativos entre dois sistemas completamente diferentes ou entre um sistema original e uma versão melhorada (HANSSEN e ASBJORNSEN, 1996 e OWENS, 1996). Quando forem feitas comparações entre estudos que utilizam a ACV como instrumento de análise, deve-se ter claro que

as bases de comparação não são os produtos, mas sim a função deles dentro do sistema (GUINÉE et al., 2001).

A EUROPEAN COMMISSION (2000) destaca que a ACV pode ser aplicada em diferentes níveis de abrangência, desde o mais superficial, que é essencialmente qualitativo e apenas descreve os fluxos do ciclo de vida do produto, passando por níveis intermediários que envolvem mensurações e estimativas de dados de entradas e saídas do sistema ou de estágios específicos de ciclo de vida, até atingir o nível mais abrangente que envolve avaliação de aspectos sociais. Diferentemente, porém, GUINÉE et al. (2001) e JOHANSSON (1999) afirmam que os trabalhos envolvendo a ACV não envolvem impactos sociais, nem econômicos.

Ainda segundo a EUROPEAN COMMISSION (2000), a ACV pode identificar os efeitos ambientais adversos de um produto, processo ou atividade e indicar oportunidades para solucioná-los ou evitar que ocorram. JOHANSSON (1999) destaca também que a ACV não indica o dano que irá ocorrer no ambiente, mas sim os impactos potenciais da atividade ou do produto.

Por definição, a ACV considera somente questões ambientais. Na realidade, todavia, existem outras questões que não podem ser ignoradas em nenhuma decisão, como questões sociais, econômicas, políticas e técnicas. Dessa forma, a ACV deve ser vista em um amplo contexto como um instrumento que fornece informações sobre os impactos ambientais dos produtos para a "tomada de decisão" (MEEUSEN e WEIDEMA, 2000 e MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

Contudo, não se pode esquecer que os estudos de ACV não são feitos para indicar, diretamente, a "tomada de decisão" no sentido de escolha entre alternativas. Esses estudos ajudam a definir o problema e as alternativas para avaliá-lo. Nas fases iniciais do procedimento de "tomada de decisão", o problema é definido e as soluções alternativas são geradas. A performance ambiental do produto e as possibilidades de melhoria, contudo, são essencialmente desconhecidas (TILLMAN, 2000).

Os resultados de estudos que utilizam a ACV apresentam um

grande leque de aplicações, dentre elas, auxiliar no desenvolvimento de políticas governamentais como instrumento de planejamento estratégico, na melhoria de produtos ou processos cujos resultados tenham interação com o Meio Ambiente para identificar áreas com problemas e como ferramenta para auxiliar a “tomada de decisão” (EUROPEAN COMMISSION, 2000). GUINÉE et al. (2001) descrevem outras aplicações da ACV, entre as quais citam-se: análise da origem dos problemas de um produto em particular, comparações das variantes de melhoria de um determinado produto, criação de um novo produto, escolha entre um número comparável de produtos e, além disso, a possibilidade de ser útil para o gerenciamento ambiental público ou privado em relação aos produtos.

Para DAIANOVA (2001), a grande vantagem de estudos de ACV é que ele gera informações para tomada de decisão, o que não é normalmente incluído em instrumentos de gestão ambiental. Outrossim, os resultados da ACV podem ser usados para selecionar indicadores ambientais, para marketing e outras atividades gerenciais.

MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN (1997), por sua vez, ressaltam que as aplicações da ACV devem ser separadas entre públicas e privadas. Os estudos públicos devem ser utilizados como suporte para o desenvolvimento da legislação e regulamentações ambientais, para desenvolvimento de critérios para criação de taxas ambientais, para padronizações, programas de desenvolvimento ecológico e para gerar informações à população. Esses estudos devem ser transparentes, ter objetivos claros e utilizar métodos e dados conhecidos, fazendo um estudo possível de ser reproduzido. Os estudos privados, por outro lado, devem ser usados para dar suporte do desenvolvimento do marketing do produto, aumentar a credibilidade da política ambiental da companhia e como guia para adoção de ações ambientalmente corretas.

De forma semelhante, NORRIS (2001a) cita que existem duas perspectivas distintas em relação a estudos de ACV. A perspectiva do setor privado, que pode empreender uma ACV internamente ou exigir de seus clientes. Sua importância é determinada pelas potencialidades da ACV em termos de custos e receitas, uma vez que a ACV pode descobrir oportunidades para

melhoria de eficiência e redução de custos, além de poder ser usado no marketing da empresa. Por outro lado, na perspectiva da sociedade, a importância da ACV é determinada pelas potencialidades da ACV com relação aos custos e benefícios na sociedade em geral.

Em contrapartida ao grande número de aplicações para estudos de ACV, existem diversas limitações, próprias do método em questão. Essas limitações não impedem a utilização do método e nem invalidam os resultados, mas devem ser entendidas e ponderadas na hora de realizar um estudo de ACV.

Segundo as normas da ISO 14040 (1997), as principais limitações da ACV são as seguintes:

- A natureza das escolhas e suposições feitas na ACV podem ser subjetivas;
- Os modelos usados para análise do inventário e avaliação do impacto são limitados pelas suposições feitas, e podem não avaliar todos os impactos ou aplicações potenciais;
- Os resultados dos estudos de ACV focam em assuntos globais ou regionais, que podem não ser apropriados para aplicações locais; e
- A falta da dimensão espacial e temporal nos dados do inventário pode gerar incertezas nos resultados sobre os impactos.

GUINÉE et al. (2001) discutem algumas das limitações da ACV, destacando o fato de que a natureza holística do método, que é sua maior força é, ao mesmo tempo, sua limitação. A grande abrangência da análise do ciclo de vida de um produto só pode ser alcançada às custas da simplificação de aspectos e efeitos secundários. Além disso, o método é baseado em modelos lineares, tanto em termos econômicos quanto em termos ambientais. Finalmente, o foco da ACV está nos aspectos ambientais dos produtos, não havendo definição clara sobre tempo e espaço, sendo os impactos considerados como potenciais.

VAN DEN BERG et al. (1999) destacam como principal falha da ACV a utilização de modelos simplificados cujos resultados diferem em vários aspectos "do que realmente acontece". Isso se deve ao uso de modelos estáticos comparativos, que não levam em consideração dinâmicas não-lineares, mecanismos de mercado e desenvolvimento tecnológico, entre outras.

KROZER e VIS (1998) citam outra dificuldade dos estudos de ACV, a nomenclatura. Segundo ele, a nomenclatura não está "harmonizada", pois, apesar da diferença do escopo dos estudos, geralmente utilizam-se nomes padronizados para prevenir confusões.

Além dessas limitações, existe ainda uma controvérsia sobre a metodologia da ACV. Essa controvérsia provém da dificuldade de distinção entre duas perspectivas de análise, a chamada retrospectiva que analisa os impactos que já ocorreram, e a prospectiva, que estuda os impactos potenciais das atividades. Há, ainda, a dificuldade de reconhecer a ocorrência dessas diferentes categorias (TILLMAN, 2000).

A base metodológica da ACV foi desenvolvida, inicialmente, para avaliar impactos ambientais de produtos ou processos industriais, onde ainda hoje é predominantemente aplicada. MEEUSEN e WEIDEMA (2000) destacam que, nas indústrias do setor de alimentos no mundo todo, o número de estudos de ACV cresceu tanto que é difícil afirmar precisamente quantos são.

Entretanto, para a ACV ser aplicada na análise dos impactos ambientais da produção agropecuária algumas adaptações estão sendo feitas, apesar dos padrões serem definidos por normas internacionais (BRENTROP et al., 2001 e HAAS et al., 2001).

Em alguns países da Europa, a ACV já é aplicada em atividades agrícolas. Exemplos práticos disso são os trabalhos de DAIANOVA (2001), BRENTROP et al. (2001) e HAAS et al. (2001). DAIANOVA (2001) utilizou a ACV para comparar o sistema de produção de leite em 8 diferentes laticínios. BRENTROP et al. (2001) avaliaram, através da metodologia da ACV, os impactos ambientais da utilização de três diferentes fertilizantes nitrogenados na produção de beterraba açucareira na Alemanha. HAAS et al., (2001), por sua vez, utilizando a mesma metodologia, compararam os impactos ambientais de três diferentes formas de plantio de pastagens, também na Alemanha.

A realização de estudos de ACV na produção agrícola requer um trabalho muito cuidadoso. Depois de fazer o fluxo do processo e descobrir a contribuição do produto nos impactos ambientais, deve-se relacionar as entradas

e saídas do processo. Nesse momento é preciso ter mais cautela, pois na produção agrícola, vários processos contribuem para o ciclo de vida de um produto, em consequência, coleccionar todos os dados desses processos requer muito esforço e tempo, o que pode tornar o estudo muito oneroso (POPPE e MEEUSEN, 2000).

Em resumo, a ACV é uma técnica para avaliar os aspectos ambientais e os impactos potenciais associados com um produto através da compilação, em um inventário, das entradas e saídas relevantes do sistema de produção; da avaliação dos potenciais impactos ambientais associados com essas entradas e saídas; da interpretação dos resultados das fases de análise do inventário; e da avaliação do impacto em relação aos objetivos do estudo (ISO 14040, 1997).

3.2. Operacionalização da ACV

A realização de um estudo de ACV requer uma seqüência ordenada de ações, cujos procedimentos fundamentais são: i) identificar as unidades operacionais que compõem um sistema definido; ii) coletar dados de entradas e saídas para cada unidade operacional; iii) alocar os dados de entradas e saídas entre co-produtos⁴ de uma mesma unidade; iv) agregar os dados de entradas e saídas, em uma base, dentro da unidade; e v) normalizar alocação/agregação dos dados em relação a uma unidade funcional (RHODES e BROWN, 1999).

Aliando esses procedimentos fundamentais com a estrutura técnica proposta pela SETAC, dividiu-se a ACV em quatro estágios principais (Figura 6), quais sejam:

1. Definição do objetivo e escopo;
2. Inventário do ciclo de vida;
3. Avaliação do impacto do ciclo de vida; e
4. Interpretação.

⁴ Co-produtos: produtos secundários gerados juntamente à uma atividade principal. Exemplo, a cama de aviário numa produção de frangos de corte.

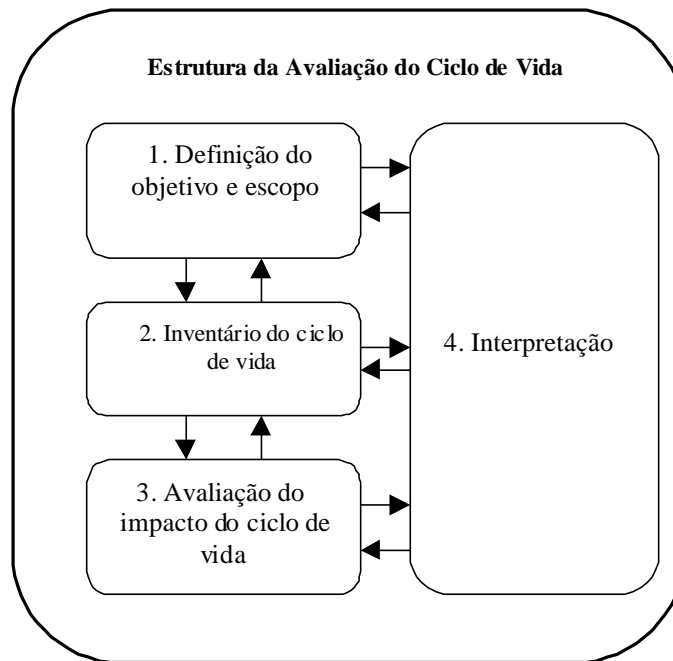


Figura 6 – Fases da ACV (Fonte: ISO 14040, 1997)

Dentro desses estágios é importante ter bem claro a distinção entre as partes objetivas e subjetivas. O primeiro estágio é considerado subjetivo, uma vez que é guiado por preferências individuais para escolha dos objetivos e encaminhamentos do estudo. A fase do inventário, por sua vez, é considerada um processo direto e, portanto, objetiva. A avaliação do impacto envolve ambas as partes, objetiva e subjetiva. Por fim, a fase de interpretação é claramente subjetiva, pois, mais uma vez, depende de julgamentos individuais (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

Segundo GALEANO (1996), os dois primeiros estágios, da definição do objetivo e escopo e do inventário do ciclo de vida, são os mais desenvolvidos e com alto nível de harmonização em suas práticas genéricas. A fase de avaliação do impacto, atualmente, passa por um período de exame minucioso, buscando reduzir suas limitações e sua característica subjetiva. Por fim, a fase de interpretação ainda gera muita controvérsia no sentido de que ela é mais uma aplicação do que uma parte intrínseca da metodologia.

A ISO 14040 (1997) destaca algumas características importantes da metodologia da ACV, citando que a ACV deve tratar adequada e sistematicamente dos aspectos ambientais do sistema de produção desde a

aquisição da matéria-prima até o descarte final. Além disso, o nível de detalhamento e o tempo para realização do estudo variam de acordo com as definições do objetivo e do escopo que, junto com as suposições e os parâmetros de qualidade dos dados, devem ser transparentes e compreensíveis. Por fim, vale ressaltar que não existe nenhum método único para conduzir a ACV.

1) Definição do objetivo e escopo

É o estágio de planejamento do estudo. Nesse estágio o objetivo do estudo deve ser claramente definido, assim como as razões, as aplicações e para quem os resultados serão comunicados (JOHANSSON, 1999).

Em seguida, deve-se especificar o escopo, o qual tem de ser coerente com o objetivo definido. Deve-se definir a unidade funcional, os procedimentos para coleta dos dados e o sistema de limites. Deve-se, ainda, estabelecer critérios para assegurar a qualidade dos dados (DAIANOVA, 2001 e MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

O escopo deve ser suficientemente bem definido para assegurar que a profundidade e o nível de detalhamento do estudo estarão compatíveis com o objetivo. Se for necessário, o escopo pode sofrer mudanças durante a coleta de informações (ISO 14040, 1997).

A unidade funcional é a base do estudo de ACV, ela é a unidade de referência para comparar e quantificar a performance do sistema de produção (JOHANSSON, 1999). O objetivo primário da unidade funcional é permitir a compatibilidade dos resultados da ACV e providenciar uma referência para que os dados sejam padronizados (DELIEGE e NIJDAN, 1998). A escolha da unidade funcional não está relacionada com a escala de produção (RHODES e BROWN, 1999), está sim baseada no padrão de uso do produto. Se esse padrão não pode ser definido, a unidade funcional deve se basear no comportamento do consumidor (DELIEGE e NIJDAN, 1998).

KROZER e VIS (1998) recomendam que a unidade funcional deve ser definida pela análise das situações de mercado, da oferta e da demanda, isto é, das utilizações sociais e das possibilidades tecnológicas para produção. Na

prática, ela deve ser descrita por um número de parâmetros relevantes, como situação, hábitos, costumes, satisfação do consumidor, produtos substitutos, entre outros, que, nos resultados finais, deve fornecer um cenário dos impactos ambientais em diferentes condições ambientais. Dois exemplos de unidades funcionais são: uma tonelada de extrato de açúcar (BRENTROP et al., 2001) e um hectare de pastagem plantada (HAAS et al., 2001).

Em relação ao sistema de limites, ele é de grande importância na medida em que o estudo não consegue cobrir todos os aspectos relacionados ao produto (JOHANSSON, 1999). A ideia original da ACV é identificar todos os fluxos de material e energia de um sistema de produção, desde a matéria prima retirada da natureza até a volta do produto à natureza depois de degradado. Na prática, entretanto, o escopo tem de ser limitado através do sistema de limites, seja na relação entre o sistema analisado e o Meio Ambiente, bem como na relação entre o esse sistema e outros sistemas (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

A qualidade dos dados a serem coletados para satisfazer os objetivos do estudo é outro aspecto importante, o qual deve ser decidido antes do início dos trabalhos. Devem ser usados vários indicadores de qualidade dos dados, tanto quantitativos quanto qualitativos, como precisão, homogeneidade, incerteza, consistência e representatividade (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

A quantidade e forma das informações ambientais necessárias dependem da expectativa de utilização dos resultados do estudo de ACV. Nesse sentido, é imprescindível identificar e definir a estrutura de "tomada de decisão", os objetivos relevantes, os dados relacionados e o formato desejado das informações ambientais (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

Para fazer comparação entre sistemas, deve-se utilizar a mesma unidade funcional e considerações metodológicas equivalentes, como sistema de limites, qualidade dos dados, procedimentos, avaliação das entradas e saídas e dos impactos (ISO 14040, 1997).

Constantemente, deve-se levar em consideração que a ACV é um

processo interativo. Informações relevantes obtidas no decorrer do estudo podem levar a revisão e alteração de alguns passos (JOHANSSON, 1999).

2) Inventário do ciclo de vida

Nesse estágio, todos os dados são coletados e calculados para que sejam especificadas as entradas e saídas do sistema, sendo que esses dados devem estar dentro de sistema de limites pré-estabelecido (EUROPEAN COMMISSION, 2000; ISO 14040, 1997 e JOHANSSON, 1999).

Em concordância, BRENTROP et al. (2001) e HANSSON e ASBJORNSEN (1996) afirmam que é na fase de inventário que todos os recursos usados e todas as emissões e subprodutos do sistema, liberados no Meio Ambiente, são identificados e quantificados.

Durante a coleta dos dados, não se pode esquecer que o sistema em estudo é um sistema físico, portanto, cada unidade do processo obedece as leis de conservação de massa e energia (ISO 14041, 1998).

O resultado desse estágio é uma longa lista de materiais e energia utilizados, produtos e co-produtos, bem como subprodutos e emissões no ar, água e solo. Essa lista refere-se ao balanço de materiais e energia, também conhecido como tabela do inventário, ou ainda, balanço ecológico do produto (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

A ISO 14041 (1998) relaciona os passos para a operacionalização do inventário: i) preparação para coleta dos dados; ii) coleta dos dados; iii) validação dos dados; iv) relacionar os dados com a unidade do processo; v) relacionar os dados com a unidade funcional; vi) agregar os dados; e vii) redefinir o sistema de limites.

Inicialmente, todo o processo envolvido no ciclo de vida do sistema de produção deve ser identificado. Esse processo pode ser descrito em fluxogramas, detalhando todos os processos envolvidos e quantificando os materiais usados na produção (DAIANOVA, 2001; EUROPEAN COMMISSION, 2000 e KROZER e VIS, 1998). Para sistemas complexos, pode ser necessário dividi-lo em subsistemas, construindo um fluxograma para cada

um dos subsistemas, individualmente (CONSOLI, 1996).

Para processos ou subsistemas que geram vários co-produtos, os problemas ambientais associados à atividade devem ser divididos também entre os co-produtos. A forma para dividir os impactos entre produtos e co-produtos depende da operação em questão (WOLF e HERSHBERGER, 1996).

A parte de coleta dos dados é a mais demorada da ACV. Os dados devem ser coletados em literatura científica, guias de ACV, relatórios e balanços ambientais de indústrias ou governos (JOHANSSON, 1999). Deve-se dar preferência a dados extraídos de fontes acessíveis a qualquer pessoa. Dados confidenciais devem ser a exceção, e não a regra (KROZER e VIS, 1998). Em relação aos dados das emissões, embora elas estejam sendo mais monitoradas e avaliadas atualmente, muito pouco é publicado a esse respeito (HANSSEN e ASBJORNSEN, 1996).

Segundo DAIANOVA (2001), na fase do inventário, pode-se utilizar dados dos processos operacionais (dados primários) ou da literatura (dados secundários). A qualidade dos dados é que vai determinar a qualidade do estudo.

A garantia da qualidade dos dados coletados é fundamental à confiabilidade do estudo de ACV (VAN DEN BERG et al., 1999). Cada unidade deve ser descrita com entradas, saídas, dados de processos e funções (KROZER e VIS, 1998).

O inventário do ciclo de vida é uma fase interativa. Conforme os dados são coletados, aumenta o conhecimento que se tem sobre o sistema em estudo e, com isso, novos dados podem ser requeridos ou novas limitações podem ser identificadas. Nesses casos, determina-se uma mudança nos procedimentos de coleta, sem, contudo, abandonar os objetivos estabelecidos (FERREIRA, 1999).

Os erros mais comuns em relação aos dados do estudo são as unidades não mencionadas, os arredondamentos de casas decimais, a utilização de dados de um produto para o estudo todo, as taxas de emissões e energia geradas não são compatíveis com o combustível usado e, por fim, a insuficiente

transparência das formas de uso da energia nas unidades operacionais (SOMESHWAR, 1996).

A credibilidade na identificação e avaliação dos processos requer dados e informações descritos com o máximo de detalhamento possível. Além disso, a estruturação e documentação dos dados e informações obtidos são a chave da transparência, seriedade e, conseqüentemente, reprodução do estudo (ZOBEL et al., 2002).

BRENTROP et al. (2001) ressaltam que, para atingir os objetivos do estudo de ACV, muitas vezes é inevitável o uso de taxas médias de emissões. Essas taxas devem ser ajustadas de acordo com as condições específicas do sistema que está sendo investigado.

Determinando-se todas as entradas e saídas, o balanço ecológico de cada processo é dado pela soma dos fluxos de entrada e saída do processo, dentro dos limites do processo. O balanço ecológico global do produto, de forma análoga, é calculado pela soma de todos os fluxos dos vários processos, dentro do sistema de limites (Figura 7). Durante os cálculos, deve-se checar se os fluxos de material e energia estão coerentes (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997). As entradas e saídas de todos os processos devem ser ajustadas em relação à unidade funcional (JOHANSSON, 1999).

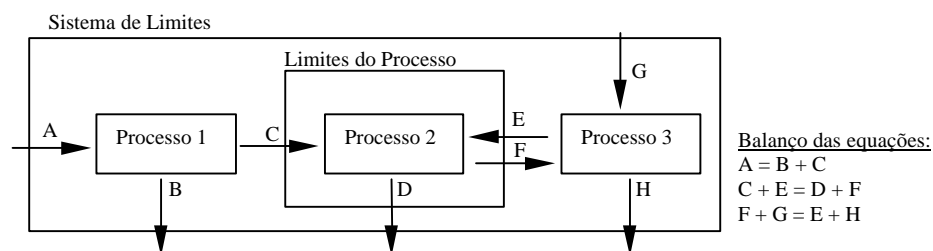


Figura 7 – Princípio da análise do inventário (Fonte: MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

DAIANOVA (2001) destaca que a fase de análise do inventário providencia uma visão compreensiva do fluxo de materiais, energia, água e poluentes que entram e saem do sistema de limites. Essa fase é fundamental para a confiabilidade do estudo.

3) Avaliação do impacto do ciclo de vida

Nessa fase do estudo são avaliados os impactos ambientais associados às emissões e os recursos usados pelo sistema de produção.

O resultado do inventário da ACV é uma lista de entradas e saídas de natureza variada. Normalmente, essas entradas e saídas não são interessantes por si só, mas os impactos ambientais potenciais associados a elas sim (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

Segundo a ISO 14040 (1997), a fase de avaliação do impacto aponta para a avaliação da importância dos impactos ambientais potenciais. Esse processo envolve associar os dados do inventário com impactos ambientais específicos e tentar entendê-los.

Durante a fase de avaliação do impacto, é necessário definir as categorias de impacto que serão consideradas, os indicadores que serão usados e os modelos que serão seguidos. As normas para seleção desses elementos são definidas pela ISO/DIS 14042 (1998):

- A seleção deve ser coerente com o objetivo e escopo;
- As fontes devem ser citadas;
- A seleção deve ser justificada; e
- Para categorias de impacto e indicadores, deve ser feita a descrição dos nomes e a precisão.

A mesma ISO/DIS 14042 (1998) recomenda que as categorias de impacto devem representar as emissões e o uso dos recursos através dos indicadores, os quais devem ser ambientalmente relevantes. Além disso, as categorias de impacto e os indicadores devem ser internacionalmente aceitos.

A avaliação dos impactos do ciclo de vida é subdividida nos seguintes passos que facilitam a realização do estudo: classificação, caracterização, normalização (opcional) e estimativa do impacto.

A classificação é o processo de atribuição e agregação inicial dos dados do inventário em grandes categorias de impacto, relativamente homogêneas (CONSOLI, 1996 e DAIANOVA, 2001). Na classificação, para cada grupo de dados do inventário, deve ser atribuído um tipo de impacto no

recurso base ou no ambiente (Figura 8). As categorias de impactos incluídas nessa classificação são completamente agregadas, pois muitas substâncias contribuem com mais de um tipo de impacto (JOHANSSON, 1999; MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997 e OWENS, 1966).

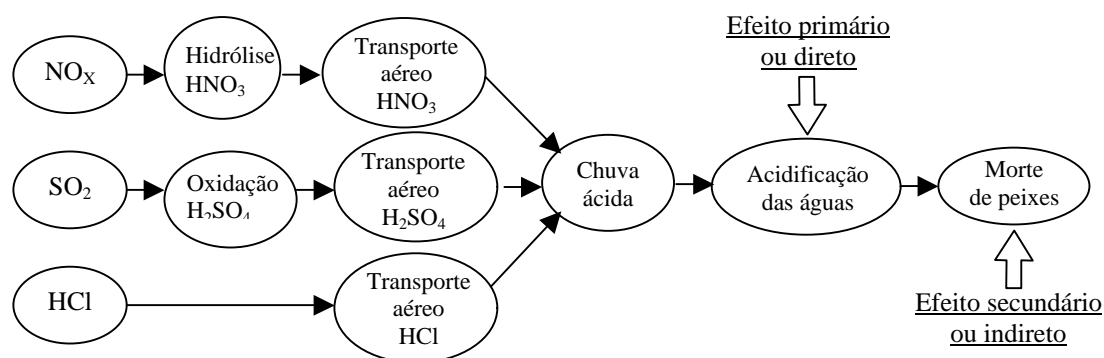


Figura 8 – Esquema simplificado da relação de algumas substâncias com um mesmo efeito ambiental (Fonte: OWENS, 1996).

Na caracterização, os efeitos de cada item, em cada categoria de impacto ambiental, são quantificados. Essa quantificação é feita através de fatores de equivalência, que relacionam as substâncias com uma unidade padrão, e servem como medida comparativa para as diversas substâncias (DELIEGE e NIJDAN, 1998; JOHANSSON, 1999; EUROPEAN COMMISSION, 2000 e MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

A ISO/DIS 14042 (1998) explica que a caracterização é um cálculo que envolve a conversão dos resultados do inventário em unidades comuns e a agregação dos resultados convertidos dentro das categorias de impacto. Para esse cálculo, são usados “fatores de caracterização”. Deve-se destacar que não existe determinação de quais “fatores de caracterização” devem ser utilizados nos estudos de ACV, contudo, a mesma ISO/DIS 14042 (1998) ressalta que eles devem ser bem documentados e serem aceitos internacionalmente.

Dentre os métodos que determinam os “fatores de caracterização” um dos mais utilizados internacionalmente é o método do “Eco-Indicador 95” (*Eco-Indicator 95*). Segundo BRENTROP et al. (2001) esse método é bem documentado e regularmente usado em estudos de ACV.

O Eco-Indicador foi proposto, em 1994, pelo *Dutch*

Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environmental, como um método de “ponderação ambiental”. Após alguns experimentos, o *Council for Environmental Management* aprovou definitivamente o método em 1995. A metodologia do Eco-Indicador é baseada nos princípios do método dos Ecopontos, com alguns elementos do sistema EPS – *Environmental Priority Strategy* (GOEDKOOOP, 1995).

O Eco-Indicador foi desenvolvido para servir como uma ferramenta para pesquisadores que necessitam de uma medida de comparação para avaliar o impacto ambiental de um material ou processo. Ele é um número que indica o impacto ambiental de um produto ou processo, baseado em dados de um estudo de ACV, ou seja, o Eco-Indicador é um valor ou estimativa que expressa a carga ambiental total de um produto ou processo em um único algarismo (PRÉ CONSULTANTS, 2002a).

O Eco-Indicador descreve uma lista de 100 indicadores comumente usados em materiais e processos que têm sido produzidos atualmente. Segundo GOEDKOOOP (1995), os Eco-Indicadores podem ser usados de dois modos: i) análise de produtos ou idéias, apontando as causas mais importantes da poluição ambiental e encontrando oportunidades para melhoria; e ii) comparação de produtos ou processos, para escolher a opção menos poluente.

Na etapa da caracterização define-se, ainda, a abrangência dos efeitos, classificando-os em local, regional ou global (DAIANOVA, 2001). Essa abrangência está, diretamente, relacionada com a área ou espaço físico do Meio Ambiente, onde os efeitos do impacto serão revelados ou sentidos.

A Tabela 2 apresenta a lista das principais categorias de impacto ambiental utilizadas na fase de classificação, bem como a unidade padrão de cada categoria e a abrangência dos impactos, utilizados na fase de caracterização.

Tabela 2 – Principais categorias de impacto e unidades de referência.

Categorias de impacto	Unidade padrão	Abrangência
Recursos renováveis	= $\frac{\text{Gasto} - \text{Renovação}}{\text{Reserva mundial}}$	Regional/Global
Efeito estufa	CO ₂ equivalente	Global
Camada de ozônio	g CFC-11	Global
Acidificação	g SO ₂ equivalente	Local/Regional
Eutrofização	g PO ₄ equivalente	Local/Regional
Lixo sólido	kg de lixo sólido	Local
SMOG ⁵	g etileno equivalente	Local
Uso de energia	MJ de energia	Local
Eco-toxicidade	DL ₅₀	Local/Regional
Toxicidade humana	Não definida	Local

Fonte: JOHANSSON (1999), adaptado pelo autor.

Existem outras categorias de impacto menos utilizadas, como odor, barulho, radiação, acidentes, alterações habitacionais e impactos na biodiversidade. Entretanto, há grandes dificuldades para avaliação quantitativa dessas categorias (JOHANSSON, 1999).

A normalização é uma etapa opcional dentro de um estudo de ACV para converter os dados de impactos numa informação mais relevante (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997). Nesse passo, é examinada a contribuição do sistema analisado em relação aos efeitos ambientais totais (BRENTROP et al., 2001).

Na normalização, para cada indicador resultante de cada categoria de impacto é atribuída uma fração da contribuição de referência de uma certa região, para que se possa saber qual é a contribuição das categorias, sob investigação, nos impactos mundiais, nacionais ou, apenas, de um local (GORREE et al., 2000).

DELIEGE e NIJDAN (1998) destacam que a normalização serve para compreender a importância relativa dos valores ambientais absolutos calculados. Esses valores são divididos por valores de referência, para os quais,

⁵ SMOG – é uma mistura química de gases, como óxidos de nitrogênio, compostos voláteis orgânicos, sulfetos, ácidos e partículas de matéria, que formam uma espécie de bruma opaca, geralmente escurecida (TIERRAMÉRICA, 2003).

comumente, são usados os valores das emissões atuais. Esses valores podem ser derivados das estatísticas nacionais ou internacionais de emissões.

O problema da normalização é que, na maioria dos casos, os valores normalizados acabam sendo extremamente pequenos (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

A Tabela 3 apresenta os valores de referência, extraídos do “*Drie referentieniveau’s voor normalisatiedata in LCA’s* (Normalization Data for Use in LCAs – march, 1997), citado por DELIEGE e NIJDAN (1998). Esses valores refletem a média diária, *per capita*, dos valores de uso ou emissão na Europa.

Tabela 3 – Valores de referência para os impactos ambientais.

Categorias de impacto	Valores de referência
Efeito estufa	33 kg CO ₂ eq/capita/dia
Acidificação	266 g SO ₂ eq/capita/dia
Eutrofização	145 g PO ₄ eq/capita/dia
Lixo sólido	2,35 kg/capita/dia
SMOG	49 g etileno eq/capita/dia
Uso de energia	460 MJ/capita/dia

Fonte: JOHANSSON (1999), adaptado pelo autor.

Por último, deve-se fazer a estimativa do impacto. Para isso, vários métodos podem ser utilizados, como valoração monetária, ponderação, ranking, entre outras (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

Segundo CONSOLI et al. (1993), citado por MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN (1997), a estimativa é o passo no qual as contribuições das diferentes categorias de impacto são ponderadas para que elas possam ser comparadas entre si.

A estimativa dos diferentes impactos e sua integração através das categorias de impactos, considerando todas as variações relevantes, apontam no sentido de auxiliar a "tomada de decisão" (CONSOLI, 1996). Esse mesmo autor recomenda que se deve dar preferência aos métodos formais de valoração, que utilizam processos explícitos e abrangentes, àqueles baseados em processos implícitos e julgamentos individuais.

Contudo, não se pode confundir os fatores de equivalência das

diferentes substâncias, utilizados na fase de caracterização, com as ponderações das categorias de impactos, usadas na estimativa. Os fatores de equivalência são baseados em pesquisas científicas e indicam os prejuízos relativos de uma substância em comparação com uma substância de referência. As ponderações das categorias de impacto, por outro lado, descrevem a importância relativa de cada categoria de impacto (MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997).

Segundo FAVA et al. (1993), citado por FERREIRA (1999), a fase de avaliação do impacto do ciclo de vida é a mais controversa do estudo de ACV, pois fatores como tempo, espaço e nível de toxidez podem tornar muito subjetiva a referida avaliação.

4) Interpretação

O quarto e último estágio da ACV é exatamente a interpretação. Nesse estágio, os resultados da fase de avaliação do impacto são usados para identificar os pontos problemáticos e possibilitar a redução dos efeitos ambientais negativos do sistema avaliado (BRENTROP et al., 2001).

Os objetivos da fase de interpretação são de analisar resultados, alcançar conclusões, explicar limitações e providenciar recomendações baseadas nos resultados das fases anteriores do estudo da ACV e, por fim, relatar seus resultados de forma transparente (ISO/DIS 14043, 1998).

Devem ser feitas considerações sobre as incertezas associadas ao método, à classificação e à estimação. Também é necessário avaliar a qualidade dos dados coletados, uma vez que essa qualidade tem forte influência nos resultados e no nível de confiança dos mesmos (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

Nesse estágio, os resultados do inventário e da avaliação do impacto do ciclo de vida devem ser combinados em ordem para se alcançar conclusões e recomendações consistentes com o objetivo e o escopo do estudo. Durante a fase de interpretação pode-se revisar o objetivo e o escopo, bem como a natureza e a qualidade dos dados coletados (DAIANOVA, 2001; ISO 14040, 1997 e JOHANSSON, 1999).

Na grande maioria dos estudos de ACV, feitos em indústrias, a tomada de decisão, embasada nos resultados desses estudos, também leva em consideração as conseqüências econômicas das alternativas consideradas. Contudo, a norma ISO 14040 não descreve a integração da análise econômica com a ACV (NORRIS, 2001b).

NORRIS (2001b) ainda destaca que a tradicional separação da análise ambiental do ciclo de vida da análise econômica tem pelo menos três importantes conseqüências: i) limitação da influência e relevância dos resultados da ACV para tomada de decisão; ii) descaracterização das relações e trocas entre economia e performance ambiental dos produtos; e iii) os resultados da ACV podem ter uma importante relevância econômica para a empresa, a qual pode estar faltando quando a análise de custos é negligenciada pelo escopo da ACV.

3.3. Procedimento e dados

Foi utilizada a técnica de Análise do Ciclo de Vida dos produtos para analisar o impacto ambiental potencial dos resíduos de dois sistemas de manejo de suínos em fase de crescimento e terminação.

Foi feita análise comparativa do impacto ambiental dos dejetos do sistema tradicional de criação, que realiza a lavação das baias para limpeza dos resíduos dos animais, com um sistema alternativo, onde os animais são criados sobre cama sobreposta, sendo os resíduos ficam “armazenados” nas próprias camas.

Foram escolhidos esses dois sistemas de criação para serem comparados, por que o sistema de lavação das baias é o sistema tradicionalmente usado nas suinoculturas do Brasil. No sistema tradicional de criação, nas fases de creche, crescimento e terminação predominam o piso do tipo ripado, que exige lavação das baias, sendo utilizado por cerca de 81% dos produtores.

O sistema da criação sobre cama sobreposta foi introduzido no país em 1993, pela EMBRAPA – Suínos e Aves e, posteriormente, implantado em duas unidades de observação nas fases de crescimento e terminação. Esse sistema

de criação é adotado, atualmente, em cerca de 100 granjas produtoras no Brasil.

Foi definido nesse estudo que a unidade funcional seria “um suíno terminado com peso médio de 100 kg” e que os limites, dentro do sistema produtivo de uma suinocultura, seriam as fases de crescimento e terminação.

Em relação aos dados gerais que foram objeto de análise nesse estudo, encontram-se os dados chamados de secundários, pois provém da coleta em trabalhos e publicações acessíveis na literatura disponível. Especificamente, os dados relativos à atividade suinícola foram coletados de publicações da EMBRAPA – Suínos e Aves.

Adotou-se como fluxogramas dos processos produtivos o esquema que pode ser visualizado na figura 9.

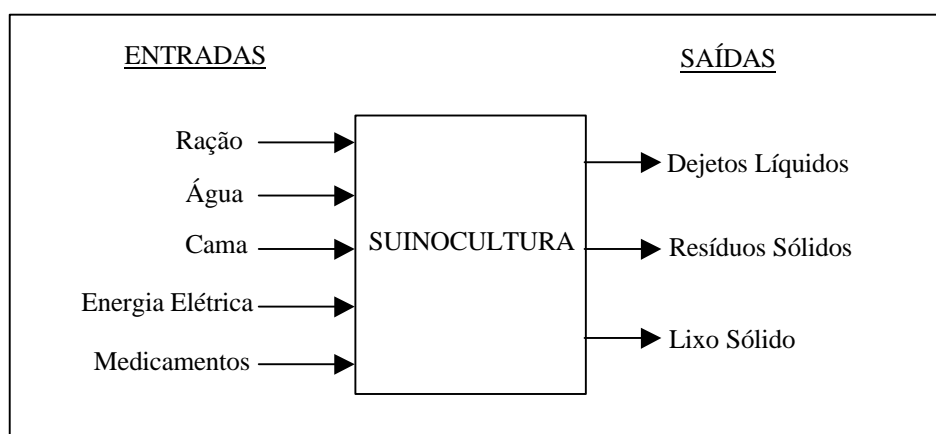


Figura 9 – Entradas e saídas do sistema produtivo da suinocultura.

Foram definidas como entradas, em ambos os sistemas, a ração e a água utilizadas para alimentação, a energia elétrica utilizada nas instalações e os medicamentos ministrados aos animais. Exclusivamente no sistema de lavação, a água utilizada para limpeza das instalações também foi considerada como entrada. De forma análoga, exclusivamente no sistema de cama sobreposta, foi considerada como entrada a cama colocada nas baias.

Como saídas, foram considerados os dejetos líquidos, no caso do sistema de lavação e os resíduos da cama, no sistema com cama sobreposta. Foi ainda considerado como saída o lixo sólido em ambos os sistemas.

Dentre as saídas, dejetos líquidos ou resíduos sólidos, coletou-se os

dados das concentrações de nitrogênio total (N_{tot}), fosfato (PO_4), amônia (NH_3) e gás carbônico (CO_2).

Foram escolhidas as seguintes categorias de impacto: efeito estufa, acidificação e eutrofização, definidas segundo GOEDKOOOP et al. (1996) como:

- Efeito estufa: o esperado aumento da temperatura como resultado da crescente concentração de gases que restringem a radiação de calor pela Terra;
- Acidificação: degradação de florestas por chuva ácida;
- Eutrofização: desaparecimento de plantas raras que crescem em solos pobres, como resultado da emissão de substâncias que tem efeito fertilizante e, também, mudanças em ecossistemas aquáticos.

A caracterização foi feita convertendo-se os dados do inventário em unidades comuns mediante fatores de equivalência. Para essa pesquisa, optou-se pelo uso dos indicadores recomendados pelo “Eco-Indicador 95”.

Em relação à suinocultura foi feita uma descrição do sistema produtivo de uma suinocultura intensiva. A Figura 10 apresenta a representação esquemática do sistema de produção completo de uma suinocultura.

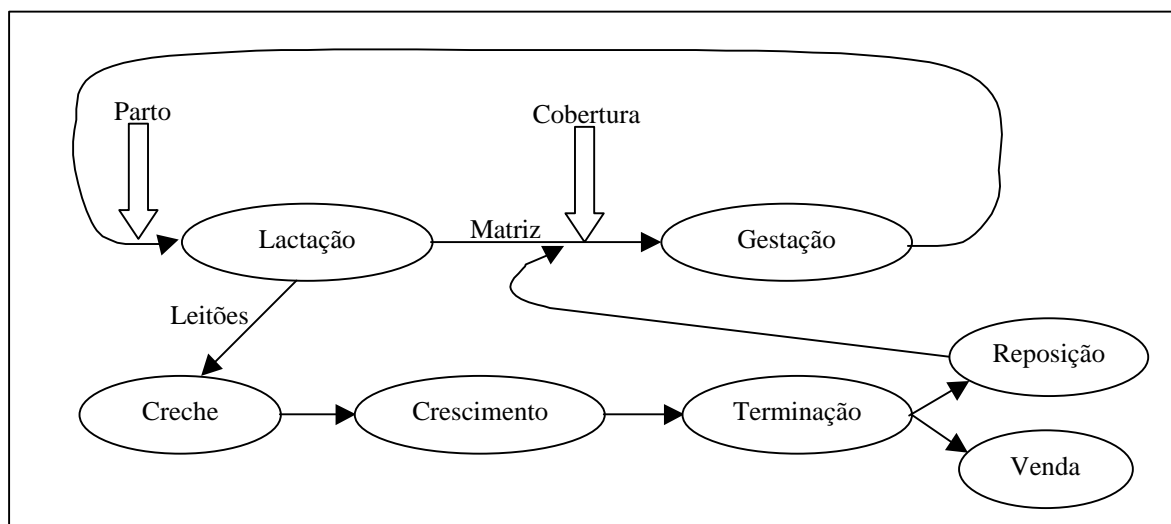


Figura 10 – Representação esquemática do sistema de produção de suínos.

Acompanhando-se o esquema da Figura 10 e considerando-se apenas uma matriz, após o parto de uma leitegada, ela amamenta os filhotes por

21 dias, na chamada fase de lactação. Logo em seguida será coberta e ficará em gestação por 114 dias, quando voltará a parir outra leitegada. Cada leitegada tem, em média, 10 leitões.

Após os 21 dias, os leitões são separados da porca e encaminhados para um galpão chamado de creche, onde ficam por cerca de 35 dias. Desse galpão eles são transferidos para outro onde entram na fase chamada de crescimento, que dura em média 49 dias. Ao final desse tempo, os leitões entram na fase de terminação, mas permanecem no mesmo local. Essa fase dura aproximadamente 42 dias, até os animais atingirem o peso de venda. Nesse ponto, algumas fêmeas podem ser mantidas no plantel para substituírem as matrizes mais velhas, ficando cerca de 56 dias até serem cobertas e entrarem no sistema na fase de gestação.

Todo esse ciclo dura exatas 21 semanas, assim, as granjas comerciais trabalham com escalas de produção semanal.

Nesse sentido, uma granja foi considerada pequena, quando trabalhar com cerca de 230 matrizes – considerando os problemas que podem ocorrer com os animais, como morte, não cobertura, doenças – para ter uma média de 10 partos por semana com 10 leitões por parto, o que levará a uma produção de 100 terminados por semana, prontos para serem vendidos.

Para granjas maiores, fez-se o cálculo da escala de produção através de uma progressão aritmética, onde foram consideradas como grandes granjas as que trabalham com cerca de 1840 matrizes que proporcionam 80 partos por semana e produzem em torno de 800 terminados por semana, prontos para venda.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Levando-se em consideração que esse estudo limita-se a analisar os impactos ambientais das fases de crescimento e terminação simultaneamente, serão discutidas, exclusivamente, as características específicas dessas duas fases.

O principal critério que difere as fases de crescimento e terminação é a conversão alimentar dos animais. Conversão alimentar é um índice zootécnico, que relaciona o consumo de alimento dos animais com o ganho de peso, sendo o resultado um parâmetro com valor adimensional. A conversão alimentar média dos animais na fase de crescimento é de 2,09, enquanto na fase de terminação ela aumenta, em média, para 2,52. Outra diferença dessas fases é a ração fornecida aos animais que em ambas as fases ela fornece 3420 kcal de energia digestiva/kg, entretanto, a ração fornecida no crescimento tem 16% de proteína bruta, enquanto a fornecida na terminação tem apenas 13%.

Em relação ao ganho de peso, os animais entram na fase de crescimento, em média, com 27,5 kg. Ao entrarem na fase de terminação, esses animais estão, em média, com 58,5 kg, sendo que ao final dessa fase eles atingirão o peso de venda, em torno de 100 kg. O tempo que os animais levam desde que entram na fase de crescimento até o final da fase de terminação é de 91 dias.

A metodologia da Análise do Ciclo de Vida, determina que, na fase

de inventário, deve-se construir o fluxograma do sistema de produção em questão. Na Figura 11, está descrito, de forma agregada, o fluxograma das atividades das fases de crescimento e terminação da suinocultura.

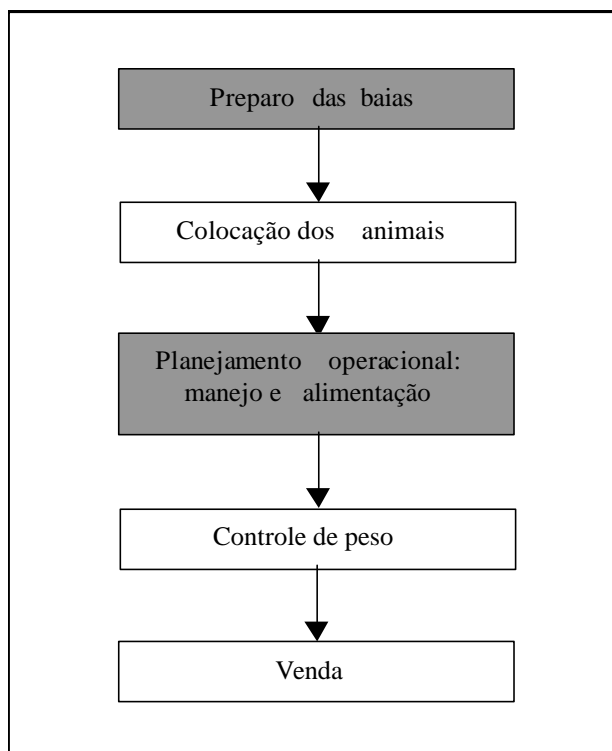


Figura 11 – Fluxograma das fases de crescimento e terminação da suinocultura.

Como o fluxograma apresentado na Figura 11 está construído de forma agregada, pode-se, dependendo do objetivo do estudo, desagregar cada etapa citada, construindo, então, um novo fluxograma que irá detalhar as etapas relevantes para o trabalho.

Em virtude de esse estudo analisar os dejetos produzidos em dois sistemas distintos, serão desagregados e descritos em fluxogramas individuais, as etapas de “preparo das baias” (Figura 12) e “planejamento operacional: manejo e alimentação” (Figura 13) para cada sistema.

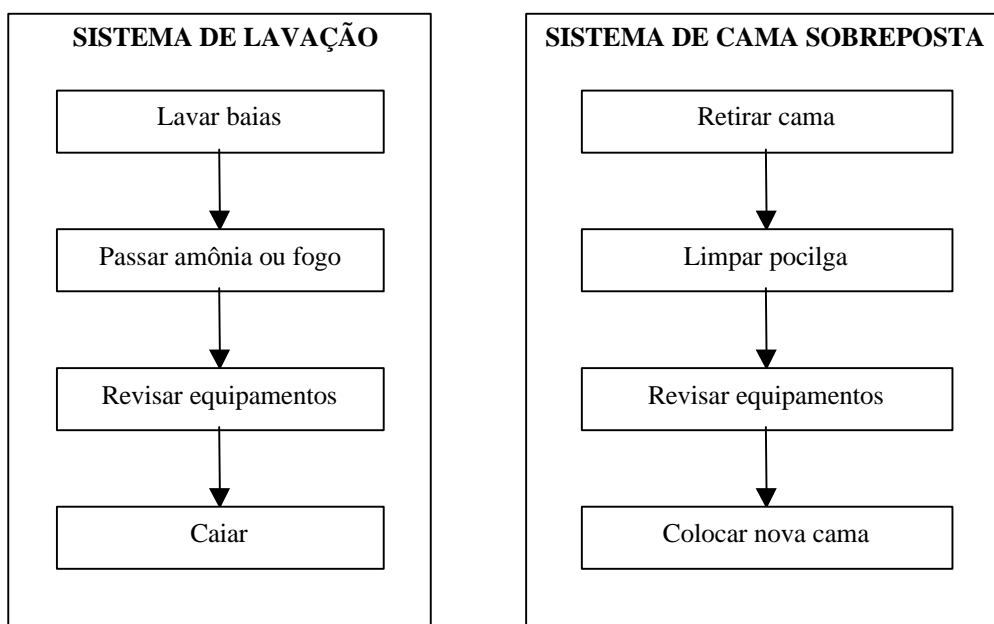


Figura 12 – Fluxogramas da etapa de “preparo das baias” em ambos os sistemas.

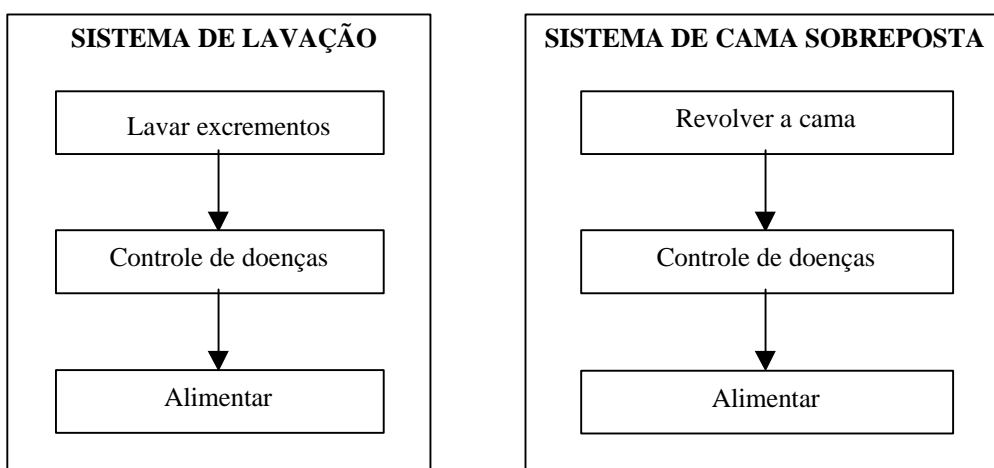


Figura 13 – Fluxogramas da etapa de “planejamento operacional: manejo e alimentação” em ambos os sistemas.

Pode-se, ainda, desagregar cada etapa dos fluxogramas apresentados nas Figuras 12 e 13. O nível de detalhamento dos fluxogramas deve ser descrito na fase de definição do objetivo e escopo. Como esse estudo irá trabalhar com dados agregados das fases de crescimento e terminação da suinocultura, esses fluxogramas foram feitos apenas de forma ilustrativa para demonstrar as diferenças entre os dois sistemas em análise.

A etapa de “preparação das baias” (Figura 12) refere-se às

atividades que devem ser feitas antes de colocar um novo lote nas baias. No sistema de lavagem isso é feito a cada lote, enquanto que no sistema de cama sobreposta, essas atividades são feitas quando se troca a cama, após 4 a 6 lotes.

Em relação a etapa de “planejamento operacional: manejo e alimentação” (Figura 13), as atividades descritas no fluxograma são realizadas no dia-a-dia. No sistema de lavagem, a limpeza é feita duas ou três vezes por semana, enquanto no sistema de cama sobreposta, o revolvimento da cama é feito a cada 7 a 10 dias. O controle de doenças e a alimentação são feitos diariamente em ambos os sistemas.

Com o fluxograma construído, determinou-se as entradas e saídas dos dois sistemas em estudo, o sistema com lavagem das baias e o sistema com cama sobreposta.

1) Entradas

- Ração:

A Tabela 4 apresenta uma descrição dos cálculos feitos para determinar o consumo de ração dos suínos nas fases em estudo.

Tabela 4 – Cálculo do consumo de ração dos suínos.

Fase	Conversão alimentar (CA)	Ganho de peso (GP)	Consumo de ração: CA x GP
Crescimento	2,09	31 kg	64,79 kg ração/suíno
Terminação	2,52	41,5 kg	104,58 kg ração/suíno
Total			169,37 kg ração/suíno

Fonte: Dados da pesquisa

O consumo de ração foi considerado igual para os dois sistemas. Essa definição baseia-se nos relatos de OLIVEIRA (2000), o qual afirma não haver diferença significativa no consumo de ração, no ganho de peso e na conversão alimentar, entre os animais criados nos sistemas com lavagem e com cama sobreposta.

A quantidade total de ração consumida por suíno nas fases de

crescimento e terminação, de 169,37 kg, apresentada nesse estudo, é menor que a encontrada por BARBOSA et al. (1988) que foi de 250,2 kg de ração por suínos nas fases em questão. Essa diferença se deve à conversão alimentar utilizada como base de cálculo e, também, à composição da ração fornecida aos animais.

- Água

Na Tabela 5 é apresentado o consumo total de água pelos suínos nos sistemas de lavação e de cama sobreposta.

Tabela 5 – Cálculo do gasto de água nos dois sistemas em estudo.

Sistema	Consumo ^{a/}	Limpeza – baias ^{b/}	Total
Lavação	423,7 l/suíno	182 l/suíno	605,7 l/suíno
Cama	446,4 l/suíno	-	446,4 l/suíno

Fontes: ^{a/} - OLIVEIRA (2000).

^{b/} - OLIVEIRA (1995).

O consumo de água por ingestão dos animais, no sistema de cama sobreposta é maior que no sistema com lavação, contudo, os pesquisadores ainda não chegaram a uma conclusão definitiva sobre o porquê desse maior consumo.

Em relação à água utilizada na limpeza das baias, obviamente é zero no sistema de cama sobreposta. No sistema de lavação, OLIVEIRA (1995) indica que há um consumo de 2 l/animal/dia na fase de terminação. Como os animais ficam desde a fase de crescimento nas mesmas instalações, considerou-se que esse gasto de água é constante nas duas fases. Portanto, como os animais permanecem por 91 dias nessas instalações, o gasto de água para limpeza foi calculado em 182 l/suíno.

- Cama biodegradável

Assim como há entrada de água para limpeza das instalações apenas no sistema de lavação, há, exclusivamente, no sistema de cama sobreposta, a entrada da própria cama.

O material usado na cama varia muito, dependendo principalmente da disponibilidade de substrato próximo à suinocultura. Pode-se utilizar

maravalha, casca de arroz, palha de trigo, serragem, feno e bagaço de cana. Nesse estudo, considerou-se cama de maravalha pois este foi o substrato utilizado na pesquisa de OLIVEIRA et al. (2002).

A quantidade de cama que entra no sistema é de 46,2 kg/suíno. Para se chegar a esse valor procederam-se os seguintes cálculos: a área recomendada por animal é de 1,10 m² e a espessura da cama de 0,60 m. Tem-se, assim, um volume de 0,66 m³. Como a densidade da maravalha é de 300 kg/m³, obtêm-se o peso de 198 kg de maravalha, que, acrescido de 40% (79,2 kg), devido à compactação, resulta em 277,2 kg. Segundo OLIVEIRA et al. (2002) podem ser criados até 6 lotes sobre cada cama, dessa forma, chega-se ao valor de 46,2 kg de cama por animal.

- Energia elétrica

A quantidade de energia elétrica gasta por animal ainda é muito controversa, pois existem poucos estudos a esse respeito. Segundo estimativa de GIROTTO e PROTAS (1994), gasta-se uma média de 2,03 Kwh por terminado. Entretanto, RICOTTA (1982) citado por GARCIA (2001), estimou que o gasto de energia elétrica por terminado é de 10 Kwh, em média.

Dada essa disparidade de valores encontrados na literatura, optou-se por trabalhar com o dado indicado por RICOTTA (1982) citado por GARCIA (2001), uma vez que esse pesquisador trabalhou com um sistema de criação semelhante ao descrito nesse estudo.

Levando-se em consideração que o valor de 10 Kwh é gasto durante todo o ciclo de vida de um animal, isto é, do nascimento até o final da fase de terminação, procurou-se calcular o gasto de energia elétrica apenas para as fases de crescimento e terminação. Tendo em vista que o animal leva 147 dias para completar seu ciclo e, nesse tempo, gasta os 10 Kwh, então, como as fases em questão duram 91 dias, cada suíno consumirá 6,19 Kwh nessas fases.

Dessa forma, foi considerada como entrada de energia elétrica no sistema 6,19 Kwh por suíno. Contudo, é necessário transformar esse valor para uma unidade padrão, no caso, megajoule (MJ). Como 1 Kwh equivale a 36×10^5

J, diretamente deduz-se que 6,19 Kwh equivalem a $22,28 \times 10^6$ J, ou 22,28 MJ. Portanto, será considerado como entrada de energia elétrica no sistema 22,28 MJ.

- **Medicamentos**

Outra entrada nos sistemas é de medicamentos, como antibióticos e vacinas. Porém, apesar de ter conhecimento dessa entrada, ela não será considerada nesse estudo, uma vez que não existem relatos de pesquisas feitas no sentido de quantificar a entrada de medicamentos na suinocultura.

Baseando-se apenas nos dados apresentados para as entradas nos sistemas, com relação ao consumo de ração, de energia elétrica e de medicamentos, não se pode, somente com esse embasamento de dados, fazer inferências sobre qual dos dois sistemas é melhor em termos ambientais, uma vez que as primeiras são iguais para os dois sistemas e a última não foi considerada.

Por outro lado, em relação apenas às entradas de água e cama, pode-se presumir que, segundo os dados dessa pesquisa, o sistema de cama sobreposta é menos impactante que o sistema de lavação das baias, uma vez que ele utiliza uma menor quantidade de água. Essa economia de água é importante, pois, segundo PÁDUA (2002), a UNESCO/ONU divulgou que, atualmente, cerca de 10% dos recursos hídricos já estão poluídos e apenas cerca de 6% das águas em todo o planeta servem para o consumo humano. GRANZIERA (1993) também ressalta que, em função da demanda crescente de água para os múltiplos usos a que se destina, é fundamental que a sociedade em geral se preocupe em usá-la de forma eficiente.

2) Saídas

As principais saídas do sistema suinícola são os dejetos dos animais e o lixo sólido gerado na produção. Em termos de dejetos, no sistema que realiza lavação das baias, foi considerada saída, os dejetos líquidos, enquanto no sistema que utiliza cama sobreposta considerou-se, como saída, os resíduos sólidos da cama.

- Sistema de lavação

Para calcular as saídas de dejetos líquidos foi considerada a produção média diária de dejetos indicada por OLIVEIRA (1993). Segundo esse autor, um suíno com peso entre 25 – 100 kg produz, em média, 7,0 l/dia de dejetos líquidos – que incluem fezes, urina e a água desperdiçada nos bebedouros e usada na limpeza das instalações. Portanto, como os animais demoram 91 dias para completar as fases de crescimento e terminação, a produção de dejetos nesse período é de 637,0 l/suíno.

Seguindo os passos da metodologia da ACV, foram coletados dados da análise química de dejetos para ser feita a avaliação do impacto ambiental. Os dados utilizados nesse estudo são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Elementos presentes nos dejetos e produção por suíno, no sistema de lavação.

Elemento	Quantidade no dejetos	Produção individual
N _{tot}	9,6 kg/m ³	6,115 kg/suíno
PO ₄ ^{a/}	5,3526 kg/m ³	3,410 kg/suíno
NH ₃	15,2 mg/l	9,682 g/suíno
CO ₂	799 mg/l	0,509 kg/suíno

Fonte: ITP (1993), citado por OLIVEIRA (2000), adaptado pelo autor.

^{a/} - Para transformar P₂O₅ em PO₄, segundo RIBEIRO et al. (1999), utiliza-se um fator multiplicativo de 1,33815.

Para se encontrar a produção individual a partir dos dados da quantidade dos elementos presentes nos dejetos, utilizou-se uma “regra de três simples”. Como exemplo, será descrito o cálculo para N_{tot}: se existem 9,6 kg de N_{tot}/m³ de dejetos e sabendo que 1 m³ é igual a 1000 l, então existem 9,6 kg de N_{tot}/1000 l de dejetos. Como já se calculou que cada suíno produz 637,0 l de dejetos durante as fases de crescimento e terminação, logo, cada suíno produzirá 6,115 kg de N_{tot}. Esse cálculo é idêntico para os outros 3 elementos.

- Sistema de cama sobreposta

A saída de dejetos nesse sistema, diferentemente do sistema anterior, é de resíduos sólidos, uma vez que os dejetos (fezes e urina) ficam

armazenados na cama.

Segundo OLIVEIRA (1993), cada suíno de 25 – 100 kg produz, em média, 4,9 kg por dia de fezes e urina. Como os animais permanecem 91 dias nas fases em estudo, tem-se que a produção de dejetos excretados, em média, por suíno é de 445,9 kg. Somando-se a esse valor a quantidade de cama que entra no sistema, por suíno (46,2 kg) e que, obviamente, deve sair, tem-se que a saída de resíduos sólidos do sistema é de 492,1 kg/suíno.

De forma análoga ao sistema de lavação, foram coletados dados da análise química de dejetos para ser feita a avaliação do impacto ambiental. Esses dados estão descritos na Tabela 7.

Tabela 7 – Elementos presentes nos resíduos e produção por suíno, no sistema de cama sobreposta.

Elemento	Quantidade no dejetos	Produção individual
N _{tot}	7,9 kg/ton	3,888 kg/suíno
PO ₄ ^{a/}	10,1699 kg/ton	5,005 kg/suíno
NH ₃	9,7 mg/kg	4,773 g/suíno
CO ₂	1127 mg/kg	0,555 kg/suíno

Fonte: ITP (1996), citado por OLIVEIRA (2000), adaptado pelo autor.

^{a/} - Para transformar P₂O₅ em PO₄, segundo RIBEIRO et al. (1999), utiliza-se um fator multiplicativo de 1,33815.

Novamente, de forma idêntica ao sistema anterior, os cálculos feitos para se encontrar a produção individual a partir dos dados da quantidade dos elementos presentes nos dejetos, utilizaram uma “regra de três simples”. Como exemplo nesse caso, será descrito o cálculo para PO₄: se existem 10,1699 kg de PO₄/ton de resíduo e sabendo que 1 tonelada é igual a 1000 kg, então existem 10,1699 kg de PO₄/1000 kg de resíduo. Como já se calculou que cada suíno produz 492,1 kg de resíduo durante as fases de crescimento e terminação, logo, cada suíno produzirá 5,005 kg de PO₄. Esse cálculo também é idêntico para os outros 3 elementos.

Faz-se aqui uma ressalva, de que não foram utilizados outros elementos ou parâmetros químicos dos dejetos ou resíduos, tais como DBO, enxofre, magnésio, sódio, ferro, zinco, etc., pois ainda não existem análises

desses elementos para os resíduos de cama sobreposta (NUNES, 2002). Contudo, não se pode deixar de mencionar que, certamente, esses elementos aumentam o impacto ambiental de ambos os sistemas, não só nas categorias em discussão nesse estudo como também em outras categorias de impacto, como odores, ecotoxicidade, metais pesados, entre outras.

A outra saída que existe, em ambos os sistemas, é o lixo sólido, composto por frascos de medicamentos, caixas de papelão, luvas, toalhas de papel, etc. Porém não existem relatos, na literatura, de estudos que quantificaram esse lixo sólido e, portanto, apesar de conhecida sua existência, essa saída não será considerada nos cálculos desse estudo.

Alguns comentários são pertinentes a respeito dos dados apresentados pelos os dois sistemas, principalmente em relação à diferença na produção de amônia (NH_3) e de gás carbônico (CO_2). Em relação à amônia, pode-se constatar que na produção no sistema de cama sobreposta é praticamente metade da produzida no sistema com lavação e isso se deve ao fato de que no sistema de cama sobreposta a decomposição dos resíduos é feita por processo aeróbio, o que reduz a produção de amônia e gás sulfídrico. Como consequência dessa redução nesse sistema, o odor característico da produção de suínos é muito menor (OLIVEIRA et al., 2002). Quanto à maior produção de CO_2 observada no sistema de cama sobreposta, pode também ser atribuída ao processo de compostagem que ocorre na cama (OLIVEIRA, 2000).

Tendo em vista que o sistema tradicional é amplamente utilizado nas propriedades produtoras de suínos, é o sistema onde o manejo dos dejetos é feito através de lavação das baias, este foi considerado como padrão para comparação com o sistema alternativo de manejo com cama sobreposta.

A comparação das concentrações nos dejetos dos dois sistemas, consideradas como saídas, em termos percentuais, é demonstrada na Figura 14, sendo que os valores apresentados representam o quanto o sistema alternativo produz “a mais” ou “a menos” que o sistema tradicional.

Como foi estabelecido que o sistema de lavação das baias seria o sistema padrão, então a concentração dos elementos desses dejetos também será

considerada a concentração padrão, a qual servirá de base para comparação. Assim, na Figura 14, a linha central representa, exatamente, a concentração padrão dos dejetos e as barras, para a direita e para a esquerda, representam, respectivamente, quanto a concentração nos resíduos do sistema de cama sobreposta é maior ou menor, sempre em termos percentuais.

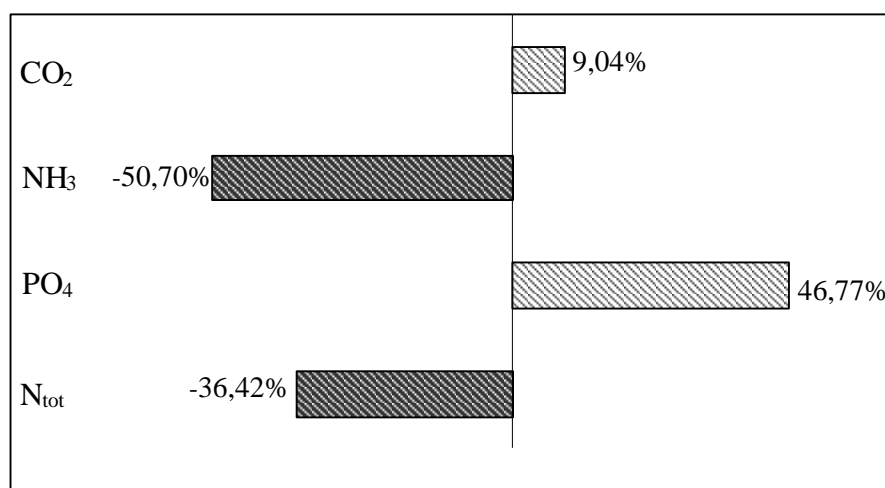


Figura 14 – Comparação das saídas de ambos os sistemas, em termos percentuais.

Analisando a Figura 14, pode-se ter uma visão mais clara da diferença entre as concentrações dos elementos presentes nos dejetos e que geram algum tipo de impacto ambiental. No caso da produção de CO₂, cuja diferença entre os sistemas é muito pequena, pode-se perceber que o sistema de cama sobreposta gera cerca de 9% a mais de gás carbônico que o sistema de lavação das baias.

Em relação aos outros valores, a diferença entre os sistemas é clara, contudo, a Figura 14 dá uma visão mais didática. Constata-se que o sistema alternativo produz cerca de 50% menos amônia e 36% menos nitrogênio total que o sistema tradicional. Por outro lado, o sistema de cama sobreposta gera 46,77% mais fosfato que o sistema de lavação das baias.

De forma complementar, a Figura 15 apresenta, como ilustração, uma perspectiva completa das entradas e saídas, por suíno, nas fases de crescimento e terminação em ambos os sistemas, facilitando a visualização das

diferenças existentes entre eles. Fica claro que o sistema de lavação das baias gera muito mais nitrogênio, seja na forma de amônia ou de nitrogênio total, enquanto o sistema de cama sobreposta agrega mais fósforo e, ambos geram quantidades semelhantes de gás carbônico. Quanto às entradas, novamente, percebe-se a grande diferença de consumo de água entre os dois sistemas.

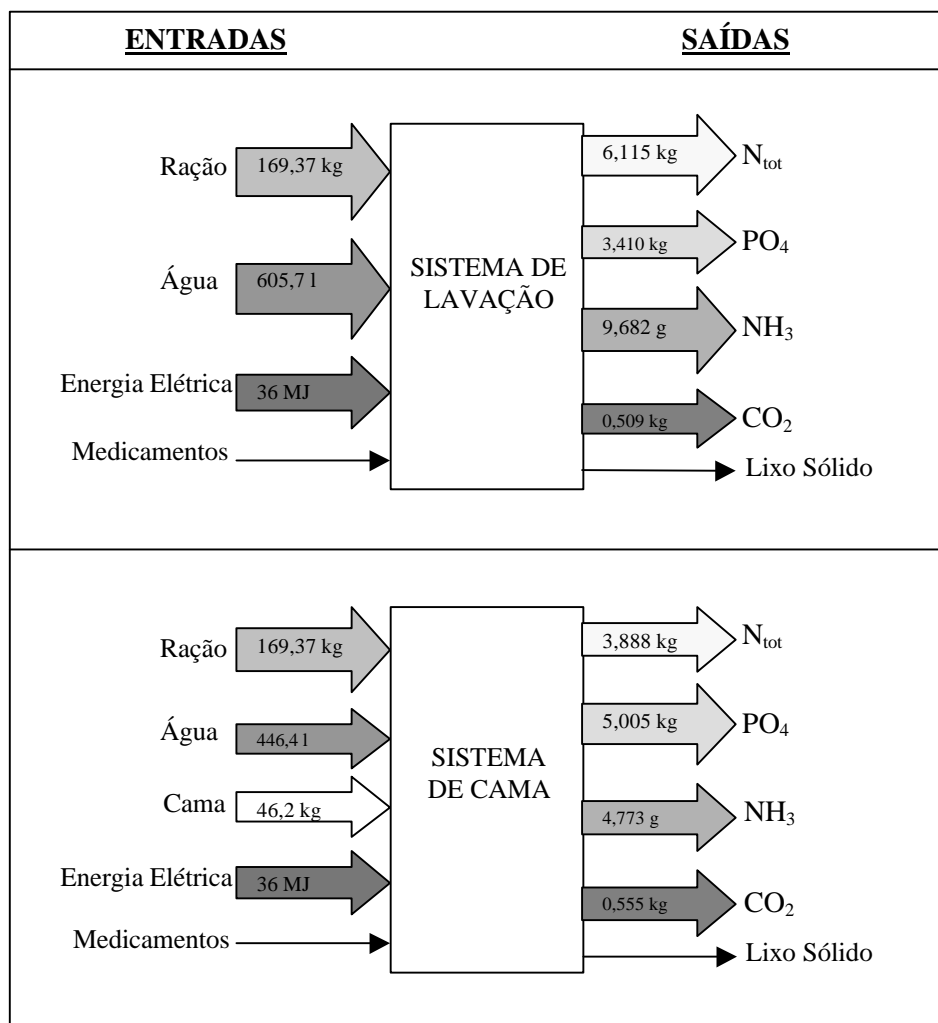


Figura 15 – Fluxo de entradas e saídas nos sistemas de lavação e cama sobreposta, por suíno.

Construído o fluxograma do sistema produtivo em estudo e determinadas as entradas e saídas do sistema completa-se a fase de inventário do ciclo de vida da ACV. Assim, avançando nas determinações do método, passa-se à fase de avaliação do impacto do ciclo de vida, cuja primeira etapa é agregar os

dados da fase de inventário nas categorias de impacto definidas. Em seguida, na etapa de caracterização, deve-se quantificar os impactos através dos fatores de equivalência. Conforme definido para esse estudo, serão utilizados os fatores de equivalência descritos pelo Eco-Indicador 95. Nessa etapa também se define a abrangência dos impactos.

A Tabela 8 apresenta as categorias de impacto, as unidades padrão, as substâncias que contribuem com esses impactos e a abrangência dos impactos.

Tabela 8 – Categorias de impacto, unidades padrão, substância relacionadas e abrangência dos impactos.

Categoria de impacto	Unidades padrão^{a/}	Substâncias	Abrangência
Efeito estufa	CO ₂ eq.	CO ₂	Global
Acidificação	SO ₂ eq.	NH ₃	Regional
Eutrofização	PO ₄ eq.	NH ₃ N _{tot} PO ₄	Regional
Uso de energia	MJ de energia	Energia elétrica	Local

Fontes: Dados da pesquisa.

^{a/} - JOHANSSON, (1999).

A definição da abrangência dos impactos serve para dar uma idéia dos efeitos, em termos espaciais, que cada impacto produz. Pode-se considerar que seja uma informação muito subjetiva, mas certamente é bastante explicativa e demonstrativa de que os impactos não têm efeito apenas pontual, ou seja, não afetam apenas o local onde os resíduos ou dejetos são lançados.

Para quantificar o impacto agregado em cada categoria de impacto, deve-se multiplicar o quanto é produzido de cada substância, individualmente por animal, pelos fatores de equivalência correspondentes. Esses cálculos são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Cálculo dos impactos dos dejetos para cada categoria de impacto, por animal.

Sistema	Subst.	Produção de dejetos	Fatores de equivalência ^{a/}	Total por substância	Total por categoria
		kg/suíno		kg/suíno	
<i>Efeito estufa</i>					
Lavação	CO ₂	0,509	1,00	0,509	0,509 kg CO ₂ eq
Cama	CO ₂	0,555	1,00	0,555	0,555 kg CO ₂ eq
<i>Acidificação</i>					
Lavação	NH ₃	0,009682	1,88	0,018202	0,018202 kg SO ₂ eq
Cama	NH ₃	0,004773	1,88	0,008973	0,008973 kg SO ₂ eq
<i>Eutrofização</i>					
Lavação	NH ₃	0,0097	0,33	0,003	5,981 kg PO ₄ eq
	N _{tot}	6,1150	0,42	2,568	
	PO ₄	3,4100	1,00	3,410	
Cama	NH ₃	0,0047	0,33	0,001	6,639 kg PO ₄ eq
	N _{tot}	3,8880	0,42	1,633	
	PO ₄	5,0050	1,00	5,005	

Fontes: Dados da pesquisa.

^{a/} - GOEDKOOOP, (1995)

Com base nos dados apresentados na Tabela 9, vê-se que, em termos do impacto no efeito estufa, os dois sistemas, de lavação (0,509 kg CO₂ eq/suíno) e de cama sobreposta (0,555 kg CO₂ eq/suíno), apresentam valores muito próximos, indicando que os efeitos dos dejetos líquidos ou dos resíduos sólidos, produzidos por um único animal durante as fases de crescimento e terminação, são semelhantes. Mas, apesar de próximos, o resultado do sistema de cama sobreposta é maior, significando que ele é potencialmente mais impactante do que o sistema de lavação das baias.

Por outro lado, com relação ao problema da acidificação, apesar dos números serem muito pequeno, percebe-se que o sistema de lavação (0,018202 kg SO₂ eq/suíno) apresenta um valor muito superior ao do outro sistema (0,008973 kg SO₂ eq/suíno). Nesse caso pode-se afirmar que, com base nos dados desse estudo, em termos ambientais, o sistema de lavação das baias, potencialmente, pode causar um impacto muito maior que o sistema de cama sobreposta em relação à acidificação.

O impacto na acidificação está diretamente relacionada a produção de amônia (NH_3) pelos dejetos. Assim, verificando-se que os dados do dejetos proveniente do sistema de lavação indicam concentração de amônia muito maior que nos resíduos de cama, considera-se que esse sistema tem um maior potencial de impacto ambiental nessa categoria.

Entretanto, deve-se ressaltar que a amônia é muito volátil, ou seja, passa da forma sólida ou líquida para a forma de vapor com muita facilidade. Portanto, é de se pressupor que existe uma quantidade de amônia que foi volatilizada e não foi mensurada.

Analisando o problema da eutrofização, ainda com base nos dados da Tabela 9, visualiza-se que o impacto agregado do sistema que utiliza cama sobreposta (6,639 kg PO_4 eq/suíno) é maior que o impacto do sistema que faz lavação das baias (5,981 kg PO_4 eq/suíno). Por conseguinte, pode-se inferir que, baseado nos dados dessa pesquisa, em termos do impacto na eutrofização, o sistema de lavação é melhor, ou seja, é potencialmente menos impactante em termos ambientais.

Segundo ERISMAN (2000), o nitrogênio, em suas várias formas químicas, desempenha um papel importante em um grande número de problemas ambientais. Ele contribui para a acidificação e eutrofização do solo e das águas subterrâneas e de superfície, diminuindo a vitalidade do ecossistema e a biodiversidade, além de contaminar as águas subterrâneas com nitrato e alumínio lixiviado.

Diante desse fato, deve-se dar grande atenção à quantidade de nitrogênio que é produzida nos dejetos e resíduos dos sistemas. Baseando-se na Tabela 9, vê-se que o sistema de lavação das baias produz mais nitrogênio, tanto na forma de N_{tot} , quanto na forma de NH_3 .

Por outro lado, o sistema de cama sobreposta agrega mais fósforo, o que, segundo GORREE et al. (2000), é o grande responsável pela eutrofização, junto com o nitrogênio. ESTEVES (1988) também aponta o fósforo como o principal responsável pela eutrofização dos ecossistemas aquáticos, sendo que todo fósforo, presente nas águas naturais, se encontra na forma de fosfato.

O principal tipo de eutrofização é o das águas e isso acontece quando há presença de N e P em altas concentrações, o que ocasiona o incremento na produção de biomassa dentro do ecossistema aquático, tornando as águas impróprias para o consumo. Outrossim, pode reduzir a concentração de oxigênio na água, o que em casos extremos pode acarretar a morte da fauna aquática.

ERISMAN (2000) destaca ainda que o uso do nitrogênio, tanto na agricultura quanto na pecuária, é muito ineficiente. O concentrado usado para alimentação dos suínos apresenta altas concentrações de nitrogênio para estimular o desenvolvimento do animal, mas apenas 30% do nitrogênio da ração é fixado em carne, os 70% restante são eliminados no esterco. OLIVEIRA (2001) apresenta uma informação muito semelhante. Segundo ele, 1/3 do nitrogênio ingerido fica retido no animal, 1/3 é perdido sob forma de volatilização de amônia e apenas 1/3 fica nos dejetos.

Em termos comparativos, apresenta-se, na Figura 16, a relação percentual entre o potencial de impacto ambiental dos dejetos do sistema tradicional, de lavagem das baias, e do sistema alternativo, de cama sobreposta, nas diferentes categorias de impacto.

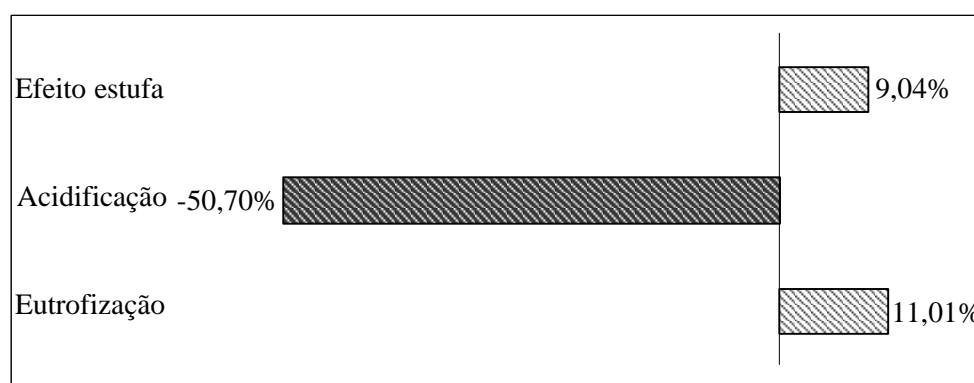


Figura 16 – Comparação dos impactos de ambos os sistemas, em termos percentuais.

A análise comparativa, apresentada na Figura 16, novamente toma como base de comparação o sistema tradicional de lavagem das baias, relacionando, em termos percentuais, os impactos ambientais potenciais do

sistema alternativo com o sistema tradicional.

Pode-se perceber, claramente, que o sistema de cama sobreposta tem um potencial de impacto ambiental maior que o sistema tradicional nas categorias de efeito estufa, 9,04% e eutrofização, 11,01%. Já no caso da acidificação, o sistema alternativo é melhor, pois tem um poder impactante cerca de 50% menor.

Contudo, para definir qual o sistema que apresenta maior potencial de impacto ambiental agregado deve-se levar em consideração as características da região onde a suinocultura está instalada.

Os valores dos diferentes impactos causados por suíno nas fases de crescimento e terminação, apresentados no Tabela 9 e na Figura 14, talvez não sejam tão preocupantes, ou tão expressivos. Por isso, e levando em consideração que uma criação de suínos tem vários animais, apresenta-se na Tabela 10 os impactos causados por lote de suínos produzidos semanalmente em uma granja considerada pequena (100 terminados/semana) e em uma considerada grande (800 terminados/semana).

Tabela 10 – Impactos causados por duas granjas produtoras de suínos.

Granja	Lavação			Energia	Cama sobreposta		
	Ef. Estufa	Acidif.	Eutrof.		Ef. estufa	Acidif.	Eutrof.
	kg CO ₂	Kg SO ₂	kg PO ₄	MJ	kg CO ₂	kg SO ₂	Kg PO ₄
Pequena	50,9	1,82	598,1	2228	55,5	0,90	663,9
Grande	407,2	14,56	4.784,8	17824	444,0	7,18	5.311,7

Fonte: Dados da pesquisa.

Os dados apresentados na Tabela 10, de forma agregada por lote de suínos, são valores muito mais expressivos e preocupantes, principalmente em relação aos impactos das grandes granjas produtoras do país. Esses valores extremamente altos demonstram claramente o problema ambiental, ou o impacto ambiental potencial dessa atividade produtiva.

Utilizando-se desses valores, pode-se cumprir outra etapa da ACV, dentro da avaliação do impacto, que é a normalização, ou a comparação do impacto da atividade em estudo com valores de referência.

Primeiramente, levando-se em consideração que cada granja produz um lote por semana, então, dividindo-se os valores da Tabela 10 por 7 dias da semana, será encontrado o impacto ambiental diário de cada granja. Esse resultado poderá, assim, ser comparado com os valores de referência usados nesse estudo, que são apresentados em valores médios diários, per capita, para os seres humanos. Na Tabela 11 são apresentados os dados da normalização desse estudo.

Tabela 11 – Dados de normalização.

Sistema	Efeito estufa	Acidificação	Eutrofização	Uso de energia
	kg CO ₂ eq/dia	kg SO ₂ eq/dia	kg PO ₄ eq/dia	MJ/dia
Granja Pequena				
Lavação	7,27	0,26	85,44	318,29
Cama	7,93	0,13	94,84	318,29
Valor de referência ^{a/}	33,0	0,266	0,145	460,0
Granja Grande				
Lavação	58,17	2,08	683,54	2546,29
Cama	63,43	1,03	758,81	2546,29
Valor de referência ^{a/}	33,0	0,266	0,145	460,0

Fontes: Dados de pesquisa.

^{a/} - JOHANSSON (1999).

A análise comparativa dos dados, ou normalização, apresentada na Tabela 11, é muito útil para demonstrar o grande potencial impactante da atividade suinícola, tanto de pequeno quanto de grande porte.

Com base na Tabela 11 nota-se, a princípio, que os valores de menor gravidade, independente do sistema de manejo adotado, seriam aqueles relacionados com o impacto no efeito estufa, uma vez que nas pequenas granjas, a produção de gás carbônico é bem menor que a produção de uma pessoa por dia e nas granjas maiores, a produção é um pouco maior que a humana.

Entretanto, deve-se ter cuidado antes de fazer inferências sobre isso, pois os dados considerados nesse estudo avaliaram apenas o impacto do CO₂ gerado pelos dejetos dos animais, restando ainda, o CO₂ produzido pela respiração desses animais. Ante isso, o que se pode afirmar é que os dejetos

suínos têm um pequeno potencial impactante sobre o efeito estufa. Em termos do impacto potencial da atividade suinícola como um todo, sobre o efeito estufa, não se pode fazer maiores inferências.

Com relação ao uso de energia, que foi considerado o mesmo para os sistemas de lavação e de cama sobreposta, os dados também não são de muita gravidade, uma vez que uma pequena granja gasta um pouco menos de energia diariamente do que uma única pessoa. Já as grandes granjas gastam, diariamente, o equivalente ao consumo de seis pessoas. Dessa forma, pode-se dizer que o potencial de impacto sobre o uso de energia, da suinocultura, para as fases de crescimento e terminação, é pequeno em relação ao consumo humano.

Por outro lado, os dados apresentados na Tabela 11 para a acidificação e, principalmente, para a eutrofização são preocupantes e, até mesmo, alarmantes do ponto de vista ambiental.

Com relação a acidificação visualiza-se o poder impactante da suinocultura quando comparada ao impacto diário humano. Apesar do sistema de lavação ser mais impactante do que o sistema de cama sobreposta, quando se analisa a produção individual dos animais, essa diferença passa a ter mais destaque conforme é aumentada a escala de produção.

Portanto, o potencial de impacto ambiental dos dejetos suínos, no que diz respeito a acidificação é considerável. Para granjas pequenas pode-se considerar que esse impacto também é pequeno, sendo os resíduos sólidos menos impactantes do que os de uma única pessoa. Entretanto, quando se analisa o impacto potencial dos dejetos das granjas de grande porte, percebe-se que, enquanto o sistema de cama sobreposta gera, diariamente, o equivalente ao impacto produzido por 4 pessoas, o impacto pelo sistema de lavação, no mesmo tempo, equivale à 8 pessoas, ou seja, esse sistema de lavação tem o potencial de gerar um impacto diário proporcional ao dobro do que o sistema de cama sobreposta.

Com isso, pode-se concluir que, em pequenas produções, o potencial de dano ambiental dos dejetos líquidos ou dos resíduos sólidos é semelhante, contudo, conforme se aumenta a escala de produção, o sistema de

lavação tem seu impacto potencializado, tornando-o mais grave do que o produzido no sistema de cama sobreposta.

No que diz respeito ao potencial de impacto ambiental dos dejetos na eutrofização, os dados são ainda mais preocupantes, principalmente no sistema de cama sobreposta, apesar do potencial do sistema de lavação das baias também ser bastante elevado.

Nas granjas de pequeno porte, o potencial impactante do sistema de lavação equivale ao impacto potencial, diário, de 590 pessoas, enquanto o potencial do sistema de cama sobreposta é equivalente à produção de 654 pessoas. Isso demonstra como os dejetos da suinocultura trazem graves problemas de eutrofização, até mesmo em pequenas propriedades.

Considerando-se as grandes granjas produtoras de suínos do país, vê-se que os dois sistemas geram muito problema de eutrofização. Os resíduos sólidos produzidos nessas granjas têm potencial para gerar um impacto equivalente ao gerado por uma cidade de aproximadamente 5.300 habitantes, diariamente. Por outro lado, os dejetos líquidos do sistema de lavação, potencialmente, geram um impacto que equivale ao que foi gerado por, “apenas”, 4.714 pessoas.

Portanto, com base nesses dados, pode-se afirmar que o impacto ambiental potencial da suinocultura, em termos de eutrofização, é muito grande. Para as granjas que adotam o sistema de lavação das baias, o potencial de impacto é menor, mas não significa que seja pequeno. Ao contrário, é grande e não deve ser desconsiderado. Já para aquelas granjas que utilizam o sistema de cama sobreposta, o impacto é muito maior e bastante grave.

Após discutidos os dados, vale destacar algumas vantagens e desvantagens que os pesquisadores apontam do sistema de cama sobreposta, em relação ao sistema tradicional.

OLIVEIRA et al. (2002) relatam uma série de vantagens do sistema de cama sobreposta:

- Menor custo de investimento em instalações;
- Melhor conforto e bem-estar do animal;

- Melhor aproveitamento da cama como fertilizante agrícola;
- Redução da emissão de odores;
- Aproveitamento de resíduos;
- Menor tempo de mão-de-obra utilizada na limpeza e manejo;
- Maior número de animais por baias;
- Menor custo de armazenamento, transporte e distribuição dos resíduos; e
- Menor uso de desinfetantes nas instalações.

Os mesmos autores também destacam as principais desvantagens desse sistema em relação ao sistema tradicional:

- Maior ingestão de água;
- Maior cuidado dos animais;
- Necessidade de ventilação nas instalações;
- Requer um bom nível sanitário do plantel;
- Necessidade de resíduos para as camas; e
- Maior incidência de linfadenite.

Segundo DARTORA et al. (1998), as duas grandes vantagens do sistema de cama sobreposta são a redução de custos, pois dispensa os sistemas tradicionais de estocagem dos dejetos, além de facilitar o transporte e a distribuição por produzir um volume menor de dejetos, e a redução do impacto ambiental causado pela atividade suinícola, sem comprometer o desempenho dos animais.

Ao findar o estudo da Análise do Ciclo de Vida dos produtos, as informações geradas podem ser aplicadas na avaliação de impactos ambientais de forma “isolada”, isto é, fazendo-se um estudo de ACV e definindo-se os caminhos a serem seguidos, com base nos resultados do estudo.

Contudo, a ACV pode ser implantada numa empresa como parte integrante do Sistema de Gestão Ambiental adotado. Nesse caso, a ACV passa a ser uma ferramenta gerencial e os resultados gerados pelo método são incorporados aos resultados gerais do SGA, uma vez que as decisões, dentro do SGA, devem ser baseadas em informações precisas em relação ao processo produtivo e em relação aos impactos ambientais gerados pela atividade, sejam

eles efetivos ou potenciais.

Optando-se por utilizar os resultados da ACV de forma “isolada”, tem-se uma indicação de qual produto, ou processo, tem menor potencial de impacto ambiental nas diferentes categorias de impacto. Assim, pode-se escolher diretamente qual produto, ou processo, será adotado, levando-se em consideração as particularidades de cada situação. Porém, os maiores obstáculos da tomada de decisão em questões ambientais, além das características subjetivas, estão nas dificuldades de avaliar e mensurar precisamente os impactos ambientais.

Os resultados da ACV são um importante instrumento gerencial, tanto para empresas e produtores quanto para o governo, uma vez que um estudo amplo e completo de certa atividade, ou produto, dará indicações precisas dos impactos potenciais de tal atividade, ou produto. Essas indicações informarão aos gerentes quais os problemas ambientais da empresa, ou da propriedade, relacionados com tal atividade, possibilitando um controle direto e preciso das fontes poluidoras. Para o governo, os resultados da ACV darão subsídios para a criação de políticas ambientais voltadas para os problemas específicos de cada atividade ou produto.

No caso de se trabalhar com a ACV como uma ferramenta incorporada a um SGA, ela deve ser integrada ao sistema desde o início, mais especificamente na fase de “Planejamento”. Nessa fase, a ACV pode ser usada, primeiramente, para determinar os aspectos ambientais da empresa e os impactos associados, uma vez que é um método de avaliação de impacto ambiental. Essa é a principal utilização da ACV dentro de um SGA.

A seguir, a ACV pode ser auxiliar na escolha dos critérios internos de desempenho e na definição dos objetivos e das metas do programa de gestão ambiental. Além disso, também é possível se utilizar o método da ACV dentro do SGA, na fase de “Verificação e ação corretiva”, para o monitoramento e medição das operações e atividades que foram identificadas como possíveis causadoras de impacto ambiental.

É importante ressaltar que os resultados produzidos por estudos de ACV indicam os impactos ambientais potenciais de cada produto ou processo,

não significando, contudo, que esses impactos se tornarão efetivos. Nesse sentido, esses resultados demonstram as potencialidades impactantes das atividades no Meio Ambiente servindo, então, para orientar os tomadores de decisão.

Para exemplificar como os resultados da ACV poderiam ser usados no gerenciamento ambiental da suinocultura, percebe-se que, ao nível de governo, este poderia adotar medidas para incentivar os produtores a adotarem aquele sistema de manejo dos dejetos cujos impactos potenciais pudessem ser contornados através das características da região. Em relação ao produtor, os resultados da ACV poderiam servir para ele identificar os impactos potenciais de sua atividade e adotar medidas para minimizar esses impactos, atuando tanto nas entradas quanto nas saídas do sistema produtivo, por exemplo, no sentido de optar por rações mais assimiláveis pelos animais ou escolher um substrato menos impactante.

A importância do gerenciamento ambiental também pode ser visualizada quando se constata que, desde 1996, a Comunidade Européia determinou que deveriam ser definidos e estabelecidos objetivos e metas para qualidade do ar, além de avaliar a qualidade ambiental do ar com métodos e critérios comuns, sendo obtidas informações constantes sobre essa qualidade (EUROPARL, 1996).

É claro que para tomar qualquer medida, baseando-se em dados de estudos de ACV, deve-se ter certeza que o estudo realizado é realmente completo, que seguiu todos os princípios definidos pelo método e que foi baseado em dados confiáveis e de qualidade comprovada.

Em suma, independente dos resultados de um estudo de ACV serem utilizados de forma “isolada” ou integrada a um SGA, ou de serem utilizados pelo governo, por empresas ou ao nível de campo, deve-se ter claro que esses resultados podem ser um instrumento gerencial útil e importante no sentido de auxiliar o processo de tomada de decisão relativo a questões ambientais, principalmente no caso de impactos ambientais.

5. CONCLUSÃO

Durante a década de 70, iniciaram-se os debates sobre o desenvolvimento econômico e industrial e sua relação com o Meio Ambiente. O modelo econômico desenvolveu-se considerando o Meio Ambiente simplesmente como fonte de recursos e receptor dos dejetos e subprodutos sem valor comercial. Essa visão acabou por gerar diversos problemas ambientais fazendo-se necessário o desenvolvimento de estudos e de técnicas que avaliassem os impactos ambientais causados pelas atividades produtivas.

A técnica da Avaliação do Ciclo de Vida, criada na década de 70 mas só difundida nos anos 90, foi desenvolvida para ser uma técnica geral de avaliação de impacto ambiental, isto é, que possa ser utilizada em diferentes condições e diferentes processos produtivos. Ela é um instrumento que vem sendo usado com frequência para avaliar os impactos ambientais potenciais das atividades industriais.

Dentro desse contexto, pode-se concluir que os estudos de avaliação de impacto ambiental estão evoluindo e se desenvolvendo paralelamente ao crescimento da preocupação da sociedade e sua conscientização para a preservação do Meio Ambiente.

As técnicas de avaliação de impacto tem como gargalo, em geral, os fatores subjetivos que são intrínsecos às técnicas. Esses fatores subjetivos, ou

juízos de valores, particulares de cada indivíduo, juntamente com as características físicas, químicas e biológicas dos agentes poluentes e com as características sócio-econômicas da sociedade afetada, não permitem que as técnicas de avaliação de impacto ambiental sejam amplamente utilizadas, exigindo que cada técnica seja adaptada às condições específicas do estudo.

No presente estudo, procurou-se adaptar e aplicar a metodologia da ACV para avaliar o impacto ambiental dos dejetos de suínos. Pode-se, então, concluir que a técnica, amplamente utilizada em indústrias, pode ser aplicada na suinocultura. Além disso, essa pesquisa veio a confirmar a aplicabilidade da técnica e demonstrar sua utilidade como ferramenta de tomada de decisão. As suposições e adaptações feitas nesse trabalho, serviram para adequar a técnica às condições da pesquisa, não invalidando, contudo, os resultados obtidos.

Com relação aos sistemas de manejo dos dejetos comparados – o sistema de lavação das baias e o sistema de cama sobreposta – e levando-se em consideração os dados disponíveis na literatura e levantados por esse estudo, pode-se verificar, do ponto de vista ambiental, que o sistema de lavação das baias apresenta um menor potencial de impacto ambiental nas categorias de efeito estufa e de eutrofização, em relação ao outro sistema. Por sua vez, o sistema de cama sobreposta possui menor potencial de impacto ambiental na categoria de acidificação.

Por conseguinte, com base nos dados compilados nessa pesquisa, pode-se concluir que o manejo de dejetos através do sistema de cama sobreposta é melhor, ou seja, apresenta um menor potencial de impacto ambiental que o sistema de lavação das baias para criação de suínos nas fases de crescimento e terminação.

Essa conclusão justifica-se, em primeiro lugar, por que esse sistema utiliza menos água durante o processo produtivo, sendo a água utilizada apenas para alimentação dos animais. Com isso, o volume de dejetos produzido nesse sistema também é menor, além de ser de melhor qualidade em termos fertilizantes. Logo, esses dejetos podem ser utilizados como fertilizantes em lavouras, pastagens, pomares e outros cultivos, não sendo necessário o seu

lançamento nos mananciais hídricos. Além disso, os sistemas de cama sobreposta absorvem um subproduto de outra atividade, que poderia vir a ser fonte de poluição caso fosse disposto no Meio Ambiente.

Apesar dos dejetos do sistema de cama causarem maior impacto em termos de eutrofização, o fato deles não serem, comumente, lançados em corpos d'água reduz muito esse problema. Em relação ao efeito estufa, apesar desse sistema ser um pouco mais impactante, os valores dos dois sistemas são próximos e pequenos quando comparados, por exemplo, aos impactos dos seres humanos no efeito estufa.

É importante esclarecer que as conclusões relativas a potencialidade dos impactos ambientais, apresentadas nesse trabalho, aplicam-se apenas aos dejetos provenientes das fases de crescimento e terminação da suinocultura e sustentam-se enquanto não forem realizadas pesquisas mais detalhadas e aprofundadas nessa área.

Deve-se ressaltar, ainda, que os dados utilizados nesse estudo foram dados médios e gerais que fornecem uma idéia da situação ambiental da suinocultura para as fases de crescimento e terminação no Brasil, mas que não podem ser considerados como regra para todas as propriedades, nem mesmo para todos os centros produtores.

Os impactos ambientais causados pelos dejetos de ambos os sistemas de manejo, produzem diversas externalidades, tanto negativas quanto positivas. Os impactos no efeito estufa, na acidificação e na eutrofização, avaliados nesse trabalho são considerados externalidades negativas. Entre essas, existem outras que não foram avaliadas, como os maus odores e a proliferação de moscas. Em relação às externalidades positivas, pode-se destacar a utilização dos dejetos como fertilizante na adubação de plantas.

O aumento das pressões sociais e governamentais sobre a suinocultura, em relação aos impactos por ela causados, levará a uma modernização dos sistemas gerenciais e administrativos das propriedades, onde a implantação de Sistemas de Gestão Ambiental serão fundamentais para a manutenção da competitividade do setor suinícola. Nesse sentido, a utilização de

estudos de ACV poderá ser de grande utilidade para o estabelecimento desses SGA's, fornecendo subsídios para que sejam efetivos no controle dos impactos ambientais potenciais dessa atividade.

As informações geradas por um estudo de ACV demonstram os impactos ambientais potenciais da atividade e não os impactos efetivos, ou seja, elas não indicam os danos causados ao Meio Ambiente pela poluição gerada, mas sim os produtos ou processos que apresentam maior risco de poluir a natureza.

Nessa mesma linha, as informações produzidas pela aplicação da técnica de ACV podem ser utilizadas, tanto isoladamente, para identificar possíveis fontes de poluição e pontos onde se pode atuar para diminuir os riscos e impactos ambientais da atividade, como de forma integrada a um SGA, servindo de suporte para tomadas de decisões administrativas. Os resultados também podem servir como subsídios para decisões em termos econômicos, tanto nas empresas quanto no governo ou em órgão ambiental.

Ainda, os resultados desses estudos poderão ser de grande valia para os produtores decidirem onde e como poderão controlar os impactos ambientais causados por sua propriedade. Porém eles também servirão para o governo desenvolver uma legislação ambiental mais moderna e que efetivamente controle os problemas ambientais não só da suinocultura, mas também de qualquer atividade produtiva que cause algum tipo de impacto ambiental.

Atualmente, a legislação em vigor não leva em consideração os impactos ambientais gerados pelas atividades agropecuárias. Ela determina, apenas, as características dos efluentes para que possam ser lançados nos cursos d'água, não prevendo qualquer tipo de controle sobre os dejetos lançados nos solos ou sobre as emissões gasosas, que podem ocasionar os impactos de efeito estufa e acidificação, entre outros. Essa "falha" da legislação pode ser "consertada" por estudos de ACV que fornecem dados confiáveis, completos e cujos valores realmente expressam o potencial de impacto ambiental da atividade em questão.

Dessa forma, percebe-se que resultados dos estudos de ACV podem gerar informações importantes e úteis aos tomadores de decisão do poder público

para que seja desenvolvido um sistema de incentivo à “internalização” dos custos ambientais para as atividades econômicas do país de forma, não só a proteger o Meio Ambiente, mas também de manter as atividades viáveis economicamente e competitivas no mercado internacional.

Esse estudo é o primeiro trabalho utilizando o método da ACV em atividades agropecuárias realizado no Brasil. Seu intuito foi de demonstrar como o método é aplicado e como seus resultados podem ser utilizados por produtores ou governantes para auxiliar no processo de tomada de decisão. Contudo, ainda serão necessárias muitas pesquisas nessa área para se conseguir realizar um estudo de ACV mais abrangente na suinocultura. Esses estudos poderão ser feitos em locais específicos, utilizando dados mais completos tanto em relação às entradas quanto em relação às saídas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACSELRAD, H. Externalidade ambiental e sociabilidade capitalista. In: CAVALCANTI, C., (Org.) **Desenvolvimento e Natureza: Estudos para uma Sociedade Sustentável**. São Paulo: Cortez. Recife-PE: Fundação Joaquim Nabuco. Parte I, cap. 7, p.128-138. 1995.

AGENDA 21 – Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, Rio de Janeiro, 1992. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações, 1995.

ANDERSON, J. R., DILLON, J. L. & HARDAKER, B. **Agricultural decisions analysis**. 1ª ed. Ames: The Iowa State University Press. 1977.

ANUALPEC 2002 - **Anuário da pecuária brasileira**. Seção suinocultura. São Paulo, 2002.

BARBOSA, H. P.; LIMA, G. J. M. M. de; FERREIRA, A. S. **Estimativa da Quantidade de Ração Necessária para Produção de um Suíno com 100 kg de Peso Vivo**. Comunicado Técnico 133 – EMBRAPA-CNPSA, mar. 1988. p. 1 – 3.

BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R. da; SOARES, S. R.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B. Gestão Ambiental dos Sistemas de Produção de Suínos para o Sul do Brasil. In: FRANKENBERG, C. L. C.; RODRIGUES, M. T. R.; CANTELLI, M. (Orgs.) **Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2000. p. 280 – 291.

BINGER, B. R.; HHOFFMAN, E. **Microeconomics With Calculus**. 2ª ed. Chicago: Addison-Wesley, 1998.

BLEY JÚNIOR, C. **Decantador de Tubos Perfurados para Separação de Fases/Compostagem de Dejetos Suínos**. XXXVI Reunião Anual da Sociedade

Brasileira de Zootecnia. Porto Alegre, 1999. Disponível em <www.sbz.org.br/eventos/PortoAlegre/homepagesbz/Cicero_Bley.htm> Acesso em: 10 nov. 2002.

BLEY JÚNIOR, C. **Questões a Resolver, para a Adequação Ambiental da Propriedade Suinícola.** 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, Gramado, 2001. Disponível em <http://suave.cnpsa.embrapa.br/publicacoes/anais/anais0104_bley.pdf> Acesso em: 03 out. 2002.

BOLL, M. G.; MATOS, A. C.; TESTOLIN, G.; FILIPINI, T. A.; PEREIRA, C. M. Estudo do Impacto Ambiental de Dois Níveis de Aporte de Dejetos de Suínos em Policultivos de Peixes Conduzidos Experimentalmente na Região Oeste de Santa Catarina – Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, XI, 2000, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: SIMBRAQ, 2000. CD Room, simbraq2.doc.

BOUSTEAD, I. Life Cycle for Pulp and Paper. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta. **Proceedings...** Atlanta: Technology Park, 1996, p. 21-38.

BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; KUHLMANN, H.; LAMMEL, J. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. **European Journal of Agronomy.** v. 14, p.221-233, 2001.

CAMP, R. C. **Benchmarking: O Caminho da Qualidade Total.** 3ª Ed. São Paulo: Pioneira. 1998.

CAVALCANTI, R. N. As Normas da Série ISO 14000. In: ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P. e LEONARDI, M. L. A. (Orgs.) **Economia do Meio Ambiente: Teoria, Políticas e a Gestão de Espaços Regionais.** Campinas: UNICAMP. IE, 1996, p. 205 – 218.

CAVALCANTI, S. de S. **Produção de suínos.** 2ª Ed. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1985.

CMMAD – Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Nosso Futuro Comum.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Editora da Fundação Getúlio Vargas, 1991.

COLTRO, M.; JAIME, S. B. M.; GARCIA, E. E. C.; GATTI, J. A. B.; GUTIERREZ, J. S.D.; MOURAD, A. L.; ORTIZ, S. A.; MADI, L. F. C. Application of Life Cycle Inventory Analysis to Energy Production in Brazil. In: R 2000 - WORLD CONGRESS ON INTEGRATED RESOURCES MANAGEMENT, 5, 2000, Toronto. **Proceedings...** Switerland: Peak Ltd., 2000. p.589 – 595.

COMO AS PEQUENAS e Médias Empresas estão Implementando Sistema de Gestão Ambiental. **Revista Banas Ambiental.** ano 2, n. 7, p. 30 – 37. Ago. 2000.

COMUNE, A. E. Meio ambiente, economia e economistas - Uma breve discussão. In: MAY, P. H. & MOTTA, R. S. da. **Valorando a natureza** - Análise econômica para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Campus, 1994. cap. 4, p. 45-59.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. Dispõem sobre a classificação das águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Presidente: Deni Lineu Schwartz.

CONSOLI, F. Technical Introduction to Life Cycle Assessment. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta. **Proceedings...** Atlanta: Technology Park, 1996, p. 85-154.

CONTADOR, C. R. **Projetos Sociais: Avaliação e Prática**. Ed. Atlas, SP: São Paulo. 2000.

COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (Minas Gerais). Deliberação Normativa nº 10, de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamentos de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Presidente: Walfrido Silvino dos Mares Guia Neto.

COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (Minas Gerais). Deliberação Normativa nº 32, de 18 de dezembro de 1998. Altera a alínea “h” do artigo 15 da Deliberação Normativa COPAM nº 10, de 16 de dezembro de 1986. Presidente: José Carlos Carvalho.

COSTANZA, R. Economia Ecológica: Uma Agenda de Pesquisa. In: MAY, P. H. e MOTTA, R. S. da. (Orgs.). **Valorando a Natureza: Análise Econômica para o Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: Ed. Campus, cap. 7, p. 111-144, 1994.

COSTANZA, R.; CUMBERLAND, J.; DALY, H.; GOODLAND, R.; NORGAARD, R. **An Introduction to Ecological Economics**. Boca Raton: St. Lucie Press, ISEE, 1997.

CÔTÉ, W. A. International Paper's LCA Experience. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta. **Proceedings...** Atlanta: Technology Park, 1996, p. 43-50.

CZAJA, M. C. Implementação Requer Administração Pró-ativa. **Revista Banas Ambiental**. ano 2, n. 12, p. 46 – 50. Jun. 2001.

D'AVIGNON, A. **Norma Ambientais ISO 14000: Como Podem Influenciar sua Empresa**. Rio de Janeiro: CNI, DAMPI, 1995.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de Dejetos de Suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa – Embrapa Suínos e Aves e Extensão –

EMATER/RS. Bipers n. 11, ano 7, mar. 1998.

DAIANOVA, L. **Life Cycle Assessment as Environmental Management Tool: Case Studies of milk production.** 2001. 45 f. Master Thesis. Department of Studies in Biology and Environmental Science, Umeå University, Umeå School of the Environmental. Sweden, 2001.

DELIEGE, E. J. M.; NIJDAM, D. S. C. **European Ecolabel Bed Mattresses: LCA and Critéria Proposals Final Report for the EC.** 1998. Disponível em: <http://europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/pdf/bed_mattresses/bed_mattresses_report.pdf> Acesso em: 27 jun. 2002.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de Tecnologias sobre Dejetos Suínos.** Boletim Informativo de Pesquisa – Embrapa Suínos e Aves e Extensão – EMATER/RS. Bipers n. 14, ano 10, ago. 2002.

EATON, B. C.; EATON, D. F. **Microeconomia.** 3ª ed. São Paulo: Saraiva, 1999.

ERISMAN, J. W. Key Factors Necessary to Determine the Impact on the Nitrogen Cycle and the Resulting Environmental Effects as Part of LCA for Agricultural Products. In: WEIDEMA, B. P. e MEEUSEN, M. J. G (Ed.) **Agricultural data for Life Cycle Assessment.** vol. 1. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. 2000. p. 104 – 113.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988.

EUROPEAN COMMISSION – Life Cycle Assessment – What is LCA?. Consultation draft, jul. 2000. Disponível em: <http://europa.eu.int/comm/development/sector/environment/env_integ/env_integration_manual/pdf/LCAGP.pdf> Acesso em 27 jun. 2002.

EUROPARL – European Parliament. **Ambient air quality: common strategy for assessment and managemen.** 1996 Disponível em: <http://wwwdb.europarl.eu.int/oeil/oeil_ViewDNL.ProcedureView?lang=2&procid=797> Acesso em 24 dez. 2002.

EUROPARL – European Parliament. **Combating acidification and air pollutants: Community strategy.** 1997 Disponível em: <http://wwwdb.europarl.eu.int/oeil/oeil_ViewDNL.ProcedureView?lang=2&procid=2501> Acesso em 24 dez. 2002.

EUROPARL – European Parliament. **Ambient air quality: limit values for sulphur dioxide, oxides of nitrogen, particulate matter and lead.** 1999 Disponível em: <http://wwwdb.europarl.eu.int/oeil/oeil_ViewDNL.ProcedureView?lang=2&procid=2517> Acesso em 24 dez. 2002.

FERNANDES, C. O. M.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Armazenagem de Dejetos Suínos. In: EPAGRI. **Aspectos Práticos do Manejo de Dejetos Suínos.**

Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPA – CNPSA, 1995.

FERREIRA, G. L. B. **Avaliação do Ciclo de Vida do Produto** – Uma Aplicação Prática na Escolha da Melhor Opção de Projeto Utilizado-se Critérios Ambientais. 1999. 122 f. Dissertação (Mestrado em Administração: Gestão Moderna de Negócios) – Programa de Pós-Graduação em Administração, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 1999.

FONSECA, C. E. Moreira, **Dejetos de suínos “In Natura” em dietas para bovinos**. 1995. 80p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.

GALEANO, S. F. Enhancements of the LCI Methodology to Reflect Forest Products Characteristics. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta. **Proceedings...** Atlanta: Technology Park, 1996, p. 195-206.

GALVÃO FILHO, J. B. A Gestão de Conflitos Ambientais. **Revista Banas Ambiental**. ano 2, n. 11, p. 22 – 27. Abr. 2001.

GARCIA, S. K. **Sistema Intensivo de Criação de Suínos ao Ar Livre no Estado de Minas Gerais** – Viabilidade Técnica e Econômica. 2001. 122 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

GENTIL, L. V. Gestão Profissional nas Fazendas. **A Granja**. Porto Alegre, ano 58, n. 646, p.22 – 26. Out. 2002.

GESTÃO AMBIENTAL – Compromisso da Empresa, Fascículos 1 a 8, **Gazeta Mercantil**, Instituto Herbert Levy, 1996, 74 p.

GIROTTO, A. F.; PROTAS, J. F. da S. **Custo de Produção de Suínos para Abate**: Uma Revisão. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1994.

GOEDKOOOP, M. **The Eco-Indicator 95** – Final Report. NOH report 9523. Pré Consultants, Amersfoort. 1995.

GOEDKOOOP, M.; DEMMERS, M.; COLLIGNON, M. **The Eco-Indicator 95** – Manual for Designers. NOH report 9524. Pré Consultants, Amersfoort. 1995.

GORREE, M.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G.; VAN OERS, L. **Environmental Life Cycle Assessment of Linoleum**. Final Report. Centre of Environmental Science, CML, Leiden University. 2000. Disponível em <<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/publications/lcalinoleum.pdf>> Acesso em: 27 jun. 2002.

GRAÇA JÚNIOR, J. C. da. Qualidade e Meio Ambiente. **Revista Banas Ambiental**. ano 1, n. 2, p. 36 – 39. Out. 1999.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito das águas e meio ambiente**. São Paulo: Ícone, 1993.

GRIFFITH, J. J. Gerenciamento da Produção Agrícola e seu Impacto Ambiental. In: CONFERÊNCIA SOBRE AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE. 1992, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, NEPEMA, 1994, p. 75 – 92.

GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. de; VAN OERS, L.; SLEESWIJK, A. W.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A. **Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards.** 2001. Disponível em: <<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2/Part1.pdf>> Acesso em: 02 jul. 2002.

HAAS, G.; WETTERICH, F.; KÖPKE, U. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. **Agriculture Ecosystems e Environment.** v. 83, p. 43-53, 2001.

HANSEN, O. J.; ASBJORNSEN, O. A. Statistical Properties of Emission Data in Life Cycle Assessment. **Journal of Cleaner Production.** Grã-Bretanha, v. 4, p. 149-157, 1996.

ISHIZUKA, M. M. **Suínos – A Biotecnologia no Tratamento de Dejetos de Suínos.** Disponível em <www.biotecnologia.com.br/bio/3hp_5.htm> Acesso em: 03 out. 2002.

ISO 14040. **Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.** Geneve, 1997.

ISO 14041. **Environmental Management – Life Cycle Assessment – Goal and Scope Definition and Inventory Analysis.** Geneve, 1998.

ISO/DIS 14042. **Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment.** Geneve, 1998.

ISO/DIS 14043. **Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Interpretation.** Geneve, 1998.

JASCH, C. Environmental Performance Evaluation and Indicators. **Journal of Cleaner Production.** v. 8, p. 79 – 88. 2000.

JOHANSSON, J. **A Monetary Valuation Weighting Method for Life Cycle Assessment Based on Environmental Taxes and Fees.** 1999. 109 f. Master Degree thesis in Natural Resources Management. Departament of Systems Ecology, Stockolm University. Estocolmo, Suécia. 1999.

KEßELER, T.; SILVA JÚNIOR, A. G. Sistemas Informatizados de Gestão Ambiental Aplicados à Agricultura. In: CONGRESSO DA SBI-AGRO AGROSOFT. 1997, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Agorsoft, 1997, p. 209 – 218.

KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; BAHIA FILHO, A. F. de C.; PEREIRA, F. A. Utilização de Esterco Líquido de Suíno na Adubação do Milho. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS

DE SUÍÑOS, I. 1995, Ponte Nova. **Anais...** Viçosa: EPAMIG, 1995, p. 88 – 110.

KROZER, J.; VIS, J. C. How to get LCA in the right direction? **Journal of Cleaner Production**. Grã-Bretanha, v. 6, p. 53-61, 1998.

LA ROVERE, E. L. Energia e Meio Ambiente. In: MARGULIS, S. **Meio Ambiente – Aspectos Técnicos e Econômicos**. Rio de Janeiro: IPEA, 1990. p. 11 – 34.

LANGNER, A.; JAECKEL, U. D. **Economic Globalization and the Environment** - Integrating Environmental Protection into the Global Economic System. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – BMU, Berlim. 2002. Disponível em <www.bmu.de/english/download/sustainability/files/glob_umwelt_uk.pdf> Acesso em: 02 out. 2002.

LEVY, M. Life Cycle Analysis Quo Vadis: The ISSO 14000 Experience, the Areas of Research, Envisioned Applications and Uses. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta. **Proceedings...** Atlanta: Technology Park, 1996, p. 471-478.

MACDONALD, G. J. F. Uses of Environmental Indices in Policy Formulation. In: THOMAS, W. A. **Indicators of Environmental Quality**. 3ª ed. New York: Plenum Press, 1974. p. 15 – 22.

MARQUES, A. C. **A Produção de Suínos e a Preservação do Meio Ambiente**. 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, Gramado, 2001. Disponível em <http://suave.cnpsa.embrapa.br/publicacoes/anais/anais0104_marques.pdf> Acesso em: 03 out. 2002.

MATOS, A. T.; SEDIYMA, M. A. N. Riscos Potenciais ao Ambiente pela Aplicação de Dejeito Líquido de Suínos ou Compostos Orgânicos no Solo. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍÑOS, I. 1995, Ponte Nova. **Anais...** Viçosa: EPAMIG, 1995, p. 45 – 54.

MATOS, A. T.; SEDIYMA, M. A. N.; VIDIGAL, S. M. Características Químicas, Físicas e Microbiológicas do Solo Influenciadas pela Aplicação de Compostos Orgânicos ou Dejetos Líquidos de Suínos In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍÑOS, I. 1995, Ponte Nova. **Anais...** Viçosa: EPAMIG, 1995, p. 35 – 44.

MAY, P. H. Economia Ecológica e o Desenvolvimento Equitativo no Brasil. In: _____. **Economia Ecológica – Aplicações no Brasil**. Rio de Janeiro: Campus, 1995. Cap. 1, p. 1 – 20.

MEEUSEN, M. J. G.; WEIDEMA, B. P. Introduction. In: WEIDEMA, B. P.; MEEUSEN, M. J. G (Ed.) **Agricultural data for Life Cycle Assessment**. vol. 1. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. 2000. p. 9 – 14.

MIETTINEN, P.; HÄMÄLÄINEN, R. P. How to benefit from decision analysis

in environmental life cycle assessment (LCA). **European Journal of Operational Research**. v. 102, p. 279-294, 1997.

MONDARDO FILHO, M. **Balço Ambiental em Processos e Estabelecimento de seus Indicadores Ambientais Através do “Software” Umberto**. 2001. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2001.

MOREIRA, I. V. D. Origem e síntese dos principais métodos de avaliação de impacto ambiental (AIA). **MAIA – Manual de Avaliação de Impactos Ambientais**. Curitiba, fascículo nº 3100, 1ª ed., abril 1992.

MOREIRA, M. S. O Desafio da Gestão Ambiental. **Revista Banas Ambiental**. ano 2, n. 10, p. 22 – 25. Fev. 2001.

MORÉS, N. **Produção de Suínos em Cama Sobreposta (Deep Bedding): Aspectos Sanitários**. 5º Seminário Internacional de Suinocultura. São Paulo, 2000. Disponível em <http://www.cnpsa.embrapa.br/publicacoes/anais/anais0009_mores.pdf> Acesso em 06 nov. 20002.

MORROW, D.; RONDINELLI, D. Adopting Corporate Environmental Management Systems: Motivations and Results of ISO 14000 and EMAS Certification. **European Management Journal**. v. 20, n. 2, p. 159 – 171, abr. 2002.

MOTTA, R. S. da. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998

MOURA, A. D. **Sistema inteligente de apoio à decisão aplicado ao gerenciamento da produção de frangos de corte**. 1995. 92p. Dissertação (Mestrado em Economia Rural) - Programa de Pós-Graduação em Economia Rural, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.

MUELLER, C. C. **O Pensamento Econômico e o Meio Ambiente: Bases para uma Avaliação das Principais Correntes da Economia Ambiental**. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza, Documento de Trabalho n. 35, 1994.

NARDELLI, A. M. B.; GRIFFITH, J. J. **Introdução ao Sistema de Gestão Ambiental**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, Núcleo de Gestão Integrada, 2000. 60 p. (Apostila de Curso).

NARDELLI, A. M. B.; NASCIMENTO, A. R.; GRIFFITH, J. J. Certificação Ambiental: Um Novo Compromisso. **Ação Ambiental**. Viçosa, ano 3, n. 13, p. 8 – 11. Ago/set. 2000.

NASCIMENTO, L. F. A Qualidade Ambiental em Empresas dos Setores Primário, Secundário e Terciário no Sul do Brasil – Um Estudo de Três Casos.

REAd – Revista Eletrônica de Administração. Edição 21, v. 7, n. 3, 2001.

NBR/ISO 14001. **Sistemas de Gestão Ambiental – Especificações e Diretrizes para uso.** Rio de Janeiro, 1996.

NBR/ISO 14004. **Sistemas de Gestão Ambiental – Diretrizes Gerais sobre Princípios, Sistemas e Técnicas de Apoio.** Rio de Janeiro, 1996.

NORRIS, G. A. Estimating the Value of Life Cycle Assessments. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE MANAGEMENT, 1st. 2001, Copenhagen. **Proceedings...** Copenhagen, 2001a, p. 157 – 162.

NORRIS, G. A. Integrating Economic Analysis into LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment.** v. 6, n. 2, p. 118 – 120. 2001b.

NUNES, M. L. A. **Re: Dados – Dissertação Mestrado.** Mensagem recebida por <gpretto@tdnet.com.br> em 22 nov. 2002.

OLIVEIRA, P. A. V. de. (Coord.) **Manual de Manejo e Utilização dos Dejetos de Suínos.** Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, Documento 27, 1993.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Manejo da Água – Influência no Volume de Dejetos Produzidos. In: EPAGRI. **Aspectos Práticos do Manejo de Dejetos Suínos.** Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPA-CNPSA, 1995. p. 29 – 34.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Produção de Suínos em Sistema Deep Bedding: Experiência Brasileira.** 5º Seminário Internacional de Suinocultura. São Paulo, 2000. Disponível em <http://www.cnpsa.embrapa.br/publicacoes/anais/anais0009_oliveira.pdf> Acesso em 06 nov. 2002.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Sistema de Produção de Suínos em Cama Sobreposta “Deep Bedding”.** 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, Gramado, 2001. Disponível em <http://suave.cnpsa.embrapa.br/publicacoes/anais/anais0104_oliviera.pdf> Acesso em: 06 nov. 2002.

OLIVEIRA, P. A. V.; NUNES, M. L. A.; MORES, N.; AMARAL, A. L. do. **Perguntas e Respostas – Sistema de Cama Sobreposta.** Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/perg_respostas.pdf> Acesso em: 06 nov. 2002.

OWENS, J. W. The Technical Feasibility of LCA Impact Assessment. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta. **Proceedings...** Atlanta: Technology Park, 1996, p. 155-194.

PÁDUA, H. B. **A água na Aqüicultura – Reflexões.** cap.02. Disponível em <<http://www.setorpesqueiro.com.br>>. Acesso em: 10 mai. 2002.

PENZ JÚNIOR, A. M.; MEINERZ, C. E. T.; MAGRO, N. **Efeito da Nutrição na Quantidade e na Qualidade dos Dejetos Suínos.** XXXVI Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia. Porto Alegre, 1999. Disponível em <<http://www.sbz.org.br/eventos/PortoAlegre/homepagesbz/Penz.htm>> Acesso

em 03 out. 2002.

PERDOMO, C. C. Uso Racional da Água no Manejo de Dejetos de Suínos. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, I. 1995, Ponte Nova. **Anais...** Viçosa: EPAMIG, 1995, p. 08 – 23.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. de. Considerações sobre a Questão dos Dejetos e o Meio Ambiente. In: SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P. R. S. da; SESTI, L. A. C. (Ed.) **Suinocultura intensiva: Produção, Manejo e Saúde do Rebanho**. Brasília: Serviço de Produção de Informação - SPI, 1998. p. 221 – 236.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. **Produção de Suínos e Meio Ambiente**. 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, Gramado, 2001. Disponível em <http://suave.cnpsa.embrapa.br/publicacoes/anais/anais0104_perdomo.pdf> Acesso em: 03 out. 2002.

PEREIRA NETO, J. T. Tratamento, Reciclagem e Impacto Ambiental de Dejetos Agrícolas. In: CONFERÊNCIA SOBRE AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE. 1992, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, NEPEMA, 1994, p. 61 – 74.

PINDYCK, R. S.; RUBINFELD, D.L. **Microeconomia**. 2ª ed. São Paulo: Makron Books, 1994.

POPPE, K. J.; MEEUSEN, M. J. G. Using a Farm Accountancy Data Network in data management for LCA. In: WEIDEMA, B. P. e MEEUSEN, M. J. G (Ed.) **Agricultural data for Life Cycle Assessment**. vol. 2. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. 2000. p. 115 – 127.

PRÉ CONSULTANTS – Product Ecology Consultants. Eco Indicator 95. Disponível em <<http://www.pre.nl/eco-indicator95/eco-indicator95.htm>> Acesso em: 30 out. 2002a.

PRÉ CONSULTANTS – Product Ecology Consultants. What is LCA?. Disponível em <http://www.pre.nl/life_cycle_assessment/life_cycle_assessment.htm> Acesso em: 30 out. 2002b.

PRETTO, G.; SILVA JÚNIOR. A. G. Gestão Ambiental – Exigência e Oportunidade para o Agronegócio. **Economia Rural**. Viçosa, ano 11, n. 2. Ago/dez. 2000.

QUAZI, H. A.; KHOO, Y-K.; TAN, C-M.; WONG, P-S. Motivation for ISO 14000 Certification: Development of a Predictive Model. **Omega – The International Journal of Management Science**. v. 29, p. 525 – 542, 2001.

REGINA, Mário Sérgio, Manejo ambiental de dejetos da suinocultura. **Anais do Seminário Mineiro Sobre Manejo e Utilização de Dejetos de Suínos, I**, 1995, Ponte Nova.. Viçosa: Folha de Viçosa, 1995, p. 16-23.

RHODES, S.; BROWN, L. A **Technical Framework for Life-Cycle**
121

Assessment and Its Potential Application in Measuring the Degree of Sustainability of Industrial Systems. 1999. Disponível em: <<http://www.nrcan.gc.ca/mms/pubs/eco/rhodes.pdf>> Acesso em: 01 jul. 2002.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. (editores) **Recomendação para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª aproximação.** CFSEMG: Viçosa, 1999.

RIBÓ, J. A Certificação do Sistema de Gerenciamento Ambiental na Comunidade Européia. In: FRANKENBERG, C. L. C.; RODRIGUES, M. T. R.; CANTELLI, M. (Orgs.) **Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 2000. p. 11 – 17.

SCHUBERT, R.; DIETZ, S. Environmental Kusnets Curve, Biodiversity and Sustainability. ZEF – Discussion Papers on Development Policy. Bonn, 2001.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. Viabilidade Econômica do Tratamento dos Dejetos, em Unidades Terminadoras de Suínos. Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, Comunicado Técnico 301, ago. 2002.

SEWELL, G. H. **Administração e Controle da Qualidade Ambiental.** São Paulo: EPU: Ed. da Universidade de São Paulo, 1978.

SILVA JÚNIOR, Alberto Gomes da, **Programas de qualidade e o comportamento de indicadores de desempenho da indústria de abate e processamento de suínos da região Centro-Sul do Brasil.** 2000. 227p. Dissertação (Mestrado EM Economia Rural) – Programa de Pós-Graduação em Economia Rural, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

SILVEIRA, S. S. B.; SANT'ANNA, F. S. P. Poluição Hídrica. In: MARGULIS, S. **Meio Ambiente – Aspectos Técnicos e Econômicos.** Rio de Janeiro: IPEA, 1990. p. 57 – 84.

SIMON, H. A. **A capacidade de decisão e de liderança.** 1ª ed. Rio de Janeiro: Fundo de Cultura. 1963.

SOMESHWAR, A. V. Data Quality and Availability Considerations in Forest Products Industry LCI Studies. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta. **Proceedings...** Atlanta: Technology Park, 1996, p. 209-226.

STAHEL, A. W. Capitalismo e Entropia: Os Aspectos Ideológicos de uma Contradição e a Busca de Alternativas Sustentáveis. In: CAVALCANTI, C., (Org.) **Desenvolvimento e Natureza:** Estudos para uma Sociedade Sustentável. São Paulo: Cortez. Recife-PE: Fundação Joaquim Nabuco. Parte I, cap. 6, p.104-127. 1995.

STRASSERT, G. Metodologia de avaliação de impactos ambientais: Críticas e exigências. **MAIA – Manual de Avaliação de Impactos Ambientais.** Curitiba,

fascículo nº 3110, 2ª ed., agosto 1993.

SUINOCULTURA INDUSTRIAL, **Anuário 2001**. Dezembro 2000/Janeiro 2001, número 149, ano 23.

TALAMINI, D. Passado, presente e futuro. **Suinocultura industrial**, Porto Feliz, ano 23, n. 149, p. 16-18, dez/jan 2001.

TEICH, D. H. A Terra Pede Socorro. **Revista Veja**. Ano 35, n. 33. 21 ago. 2002.

TEODÓSIO, A. S. S.; SOUZA, A. A. **Challenges of Environmental Management in Brazil**. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. 1999. Disponível em <<http://members.rogers.com/gdufour99/Teodosio.html>> Acesso em: 20 mai. 2002.

THOMAS, W. A. Indicators of Environmental Quality: An Overview. In: _____. **Indicators of Environmental Quality**. 3ª ed. New York: Plenum Press, 1974. p. 1 – 6.

TIERRAMÉRICA, **Fumaça e Neblina**. Disponível em <<http://www.tierramerica.net/2001/0225/pconectate.shtml>> Acesso em 5 jan. 2003.

TILLMAN, A. M. Significance of decision-making for LCA methodology. **Environmental Impact Assessment Review**. v. 20, p. 113-123, 2000.

VALVERDE, S. R.; SILVA, C. M.; TRINDADE, C. Normas de Gestão Ambiental: A Série ISO 14000. **Ação Ambiental**. Viçosa, ano 3, n. 13, p. 12 – 15. Ago/set. 2000.

VAN DEN BERG, N. W.; HUPPES, G.; LINDEIJER, E. W.; VAN DER VEN, B. L.; WRISBERG, M. N. **Quality Assessment for LCA**. 1999. Disponível em: <<http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/quality.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2002.

VAN WYLEN, G. J.; SONNTAG, R. E.; BORGNAKKE, C. **Fundamentos da Termodinâmica Clássica**. 4ª ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda. 1995.

VARIAN, H. R. **Intermediate Microeconomics – A Modern Approach**. 3ª ed. New York: W. W. Norton & Company, 1993.

VOIEN, S. Environmental Management with ISO 14.000. **EPRI Journal**, March-April, v. 23, n. 2, p. 24(10), 1998. Disponível em <http://infotrac.galegroup.com/itw/infomark/972/314/25371315w6/purl=rc1_SP01_0_A20794538edyn=12!xrn_5_0_A20794538?sw_aep=capex41> Acesso em: 13 set. 2002.

WALL, E.; WEERSINK, A.; SWANTON, C. Agriculture and ISO 14000. **Food Policy**. v. 26, p. 35 – 48, 2001

WOLF, M.; HERSHBERGER, S. Case Study – Life Cycle Inventory of WWPA Western Lumber. In: LIFE CYCLE ASSESSMENT SIMPOSIUM, 1996, Atlanta.

Proceedings... Atlanta: Technology Park, 1996, p. 287-304.

ZOBEL, T.; ALMROTH, C.; BRESKY, J.; BURMAN, J-O. Identification and Assessment of Environmental Aspects in an EMS Context: an approach to a new reproducible method based on LCA methodology. **Journal of Cleaner Production**. Grã-Bretanha, v. 10, 381-396, 2002.