

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA
ESCOLA POLITÉCNICA
FACULDADE DE ECONOMIA E ADMINISTRAÇÃO
INSTITUTO DE ELETROTÉCNICA E ENERGIA
INSTITUTO DE FÍSICA

análises de ciclos de vida
COMO CONTRIBUIÇÃO À GESTÃO AMBIENTAL DE
PROCESSOS PRODUTIVOS E EMPREENDIMENTOS ENERGÉTICOS

OSVALDO STELLA MARTINS
ORIENTADOR PROF. DR. CÉLIO BERMAN
DEZEMBRO DE 1999

*"Quer pouco: terás tudo,
Quer nada, serás livre."*

Fernando Pessoa



O planeta Terra à noite (foto de satélite)



O planeta Terra à noite (foto de satélite)

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo apoio e compreensão.

Aos professores Roberto Zilles e Murillo Fagá por terem acreditado neste trabalho.

Ao amigo André Luís Ferreira pelo apoio intelectual e filosófico.

À Beth pelo carinho em todas as horas.

A todos os amigos do PIPGE em especial aos companheiros de sala Guido e Luz que me ensinaram os fundamentos da pesquisa científica.

Aos amigos Ernesto Kemp e Alex Shimabocuro, eternos companheiros, por me ajudarem a desmistificar a física e a matemática.

Ao professor Célio Berman pela confiança.

RESUMO

O presente trabalho faz uma análise de como a metodologia de análises de ciclos de vida pode ser utilizada como ferramenta de apoio à gestão de processos industriais e na implantação de empreendimentos energéticos. Inicialmente foi feita uma rápida análise do consumo de energia na sociedade moderna, com o objetivo de destacar o caráter insustentável e desigual dos padrões atuais de consumo. Em seguida a metodologia de análises de ciclos de vida foi detalhada com o objetivo de identificar as metodologias baseadas nesse conceito que podem ser utilizadas para tornar os processos industriais mais eficientes, amenizando em alguns aspectos o caráter insustentável do atual modelo de consumo de energia e matérias primas e a conseqüente produção de resíduos.

Foram selecionadas algumas metodologias baseadas no conceito de análise de ciclos de vida, são elas : Design for Environment, a Prevenção à Poluição, as Normas ISO da série 14000, e a Análise de Ciclos de Combustível. Seguindo os objetivos da dissertação, foi dada ênfase à Análise de ciclos de combustíveis. Finalmente, foi feita uma análise das ferramentas computacionais disponíveis para a condução de estudos de análise de ciclos de vida e análise de ciclos de combustível.

ABSTRACT

This work describes how the life-cycle –analysis methodology can be used as a decision support tool to energy projects implantation and industrial process management.

The first step is a primer on the modern society energy consumption evolution giving emphasis to the unsustainable pattern and the unequal way that it occurs.

The second part describes the LCA methodology and the tools based on the holistic view that can be used to increase industrial process efficiency and help on the implantation of energy systems by handling the energy and raw materials in a more efficient way, reducing consumption of energy and raw materials and the production of pollutants.

Some methodologies based on LCA had been selected : Design for Environment, Pollution Prevention, The ISO 14000 and the Fuel Cycle Analysis. Following the objectives of this work, emphasis was given to the Fuel Cycle Analysis.

Finally a description of the softwares used to help on this kind of procedure was made.

ÍNDICE

Resumo	07
Abstract	08
1 - Introdução	15
1.1 - Considerações gerais.....	15
1.2 - Objetivos	22
2 - O Conceito de Sustentabilidade Aplicado à Energia	24
3 - A Metodologia de Análises de Ciclos de Vida	29
3.1 - Histórico	29
3.2 - Metodologia	30
3.2.1 - Definição dos objetivos e escopo	32
3.2.2 - Inventário de ciclo de vida.....	33
A - Definição das fronteiras	33
B - Aquisição de dados.....	34
C - Criação de um modelo computacional.....	36
D - Análise dos resultados	37
d.1 - Emissões atmosféricas	37
d.2 - Efluentes líquidos.....	38
d.3 - Resíduos sólidos	38
E - Interpretação dos dados e conclusões	38
3.2.3 - Análise de impactos	39
A - Classificação	43
B - Caracterização	44
C - Valoração.....	45
3.2.4 - Análise de melhorias	47
3.3 - Aspectos Metodológicos: Práticas de abordagem sobre alguns tópicos do inventário de ciclo de vida	48
3.3.1- Alocação de coprodutos	48
3.3.2- Reciclagem.....	49
A - Industrial	49
Sucessiva	49
Alocada.....	50
B – Pós-consumo.....	50
Ciclo fechado.....	50
Ciclo aberto.....	50
3.3.3 - Energia incorporada	51

4 - Instrumentos de Apoio à Gestão Ambiental Baseados na Metodologia de Análise de Ciclos de Vida	52
4.1 - Design for environment (DFE).....	52
4.1.1 - Introdução	52
4.1.2 - Conceito de D.F.E	56
A - Produto.....	57
B - Processo	57
C - Distribuição	58
D - Administração	58
4.1.3-Objetivos do D.F.E	58
A - Conservação dos recursos naturais	59
B - Prevenção à poluição	59
C - Equidade ambiental.....	60
D - Sustentabilidade dos ecossistemas	60
E - Sustentabilidade econômica dos sistemas	60
4.2 - A prevenção à poluição	61
4.2.1 - Introdução	61
4.2.2 - Conceito.....	64
4.2.3 - Breve comentário sobre a prevenção no Brasil	66
4.3 - As normas ISO série 14000 e a rotulagem ambiental	70
4.3.1 - Histórico	70
4.3.2 - Estrutura da I.S.O.....	71
4.3.3 - A criação de normas internacionais.....	71
A - O propósito	71
B - O primeiro resumo.....	72
C - Resumo de norma internacional.....	72
D - Aprovação.....	72
E - Publicação	73
4.3.4 - O desenvolvimento da série 14000	73
4.3.5 - A participação brasileira na I.S.O 14000.....	75
4.3.6 - Campo e aplicação.....	76
4.3.7 - A série 14040.....	77
4.3.8 - Sistemas de gestão ambiental - Papel do L.C.A na rotulagem ambiental. 77	
4.3.9 - Considerações metodológicas no uso do L.C.A para a rotulagem ambiental.....	80
4.3.10 - Metodologias derivadas do L.C.A.....	81
A - Life cycle stressor effects assessment (LCSEA)	82
B - Metodologias de pontuação e classificação	82
C - Life cycle management (LCM).....	83
4.3.11 - Comentários a respeito da série ISO14000	83

5-A Análise de Ciclos de Combustível ou Life Cycle Analysis of Energy Systems (LCAES)	88
5.1-Introdução	88
5.2-Metodologia	88
5.2.1 - O sistema energético	88
5.2.2 - O contexto social	92
5.2.3 - As categorias de impacto	92
A - Impactos Econômicos	92
B - Impactos Ambientais.....	93
C - Impactos Sociais.....	95
D - Impactos de Segurança.....	95
E - Questões de Flexibilidade.....	95
F - Impacto no Desenvolvimento	96
G - Impactos Políticos	96
5.2.4 - Aquisição de dados e meios de quantificação.....	97
A - O sistema energético	97
B - O contexto social.....	100
C - Os impactos sistêmicos	103
5.3 - Considerações metodológicas	104
5.3.1 - Determinação das Fronteiras do Sistema.....	105
5.3.2 – A caracterização das Externalidades.....	105
5.3.3 - A Quantificação e a Monetização dos Impactos	106
5.3.4 - A Obtenção de Dados	106
5.3.5 - A Consideração das Incertezas	109
6 - Ferramentas Computacionais	111
6.1 – Introdução	111
6.2 - O modelo EcoSense	116
6.2.1 - As bases de Dados	118
6.2.2 - Modelos de Qualidade do Ar.....	119
6.2.3 - Módulos de Análise de Impactos.....	122
6.3 - O modelo TEMIS (Total Emission Model for Integrated Sistens).....	122
6.4 - O modelo Markal (Market Allocation).....	127
6.5 - O modelo ECO It	129
6.5.1 - Método de Cálculo para os Indicadores	134

7 - Conclusões e Sugestões	143
8 - Referências Bibliográficas	150
9 - Consultas à Internet	155
10 - Anexos	156

Lista de Figuras :

- 1.1 - Evolução do consumo de energia
- 1.2 - Evolução per capita mundial do consumo de energia primária
- 1.3 - Consumo de energia per capita por país
- 2.1 - Representação esquemática de um processo industrial
- 3.1 - Etapas de um ciclo de vida genérico e suas fronteiras
- 3.2 - Modelo conceitual da LCA
- 3.3 - Ilustração do conceito de sistema de ciclo de vida
- 3.4 - Ligações entre estressores e impactos
- 3.5 - Diagrama de um fluxo genérico de materiais e energia para o ciclo de vida de um produto
- 3.6 - Representação gráfica das três fases da análise de impactos do ciclo de vida.
- 3.7 - Relação entre a análise de impacto e as outras etapas da análise de ciclos de vida.
- 4.1 - Representação esquemática do ciclo de vida de um produto
- 4.2 - Inter relação dos objetivos do DFE
- 5.1 - Esquema de uma cadeia genérica de conversão energética
- 5.2 - Cadeia de utilização energética do carvão com indicação das perdas de energia e saídas do sistema.
- 5.3 - Visão geral do sistema energético dinamarquês na ano de 1985
- 5.4.A - Exemplo de abordagem para a obtenção da composição da eletricidade proveniente da rede de distribuição
- 5.4.B - Transferências de eletricidade durante o verão entre Canadá e Estados Unidos
- 5.5 - Diagrama de Sankey para os fluxos de energia livre (Exergia) e perdas do sistema para o Japão.
- 5.6 - Exemplo de um diagrama de fluxo de energia de Sankey para um processo de conversão de uso final em particular.
- 6.1 - A estrutura modular do EcoSense.
- 6.2 - Representação esquemática dos cenários de resíduos (blocos cinza) e as ligações entre eles. Fica a cargo do usuário a escolha do cenário.
- 6.3 - Comparação entre os impactos ambientais de uma sacola de plástico e uma de papel.
- 6.4 - Resultados da figura 6.3 normalizados.
- 6.5 - Valores normalizados e valorados.
- 6.6 - Valores plotados em uma mesma coluna
- 6.7- Princípio de valoração adotado pelo Eco-Indicador representado esquematicamente.

Lista de Tabelas:

- 3.1 - Categorias de grupos de estressores
- 3.2 - Projetos de prevenção à poluição no Brasil.
- 4.1 - Lista de projetos de prevenção à poluição no Brasil
- 6.1 - Lista de softwares desenvolvidos para auxiliar a condução de análise de ciclos de vida.
- 6.2 - Uso total de energia e emissões para sistemas de fornecimento de eletricidade.
- 6.3 - Fatores de valoração para categorias de impacto selecionadas.

Lista de Anexos:

- 3.1 - Planilha de inventário de ciclo de vida para a produção de 1000 Kg de folha de flandres.
- 5.1 - O Projeto ExternE.
- 5.2 - O Clean Development Mechanism (CDM).
- 5.3 - Emissões de gases estufa em aproveitamentos hidroelétricos na Amazônia.
- 6.1 - Lista de softwares mais licenciados no período de 1990-1995
- 6.2 - Lista de indicadores incluídos na base de dados do modelo Eco-It.

1. INTRODUÇÃO

1.1 - Considerações Iniciais

O presente documento se refere a dissertação de Mestrado do autor, para obtenção do título de Mestre em Energia pelo Programa Interunidades de Pós-graduação em Energia da Universidade de São Paulo (PIPGE-IEE/USP).

Este estudo tem por objetivo analisar algumas metodologias baseadas no conceito de análise de ciclos de vida (ACV) ou em inglês: life cycle analysis (LCA). Essas metodologias se utilizam da visão holística dos processos, isto é, analisar cada parte de um conjunto isoladamente e depois analisar como cada parte interfere no todo. Essa abordagem permite uma visão mais ampla das interferências dos processos industriais, dos produtos e das várias formas de conversão energéticas no meio ambiente; já que não se concentra exclusivamente no objeto analisado em um estudo mas sim em toda a cadeia anterior e posterior ao processo ou produto em questão. No caso de uma embalagem não só a embalagem será analisada, mas sim todos os processos de obtenção das matérias primas utilizadas na sua fabricação, o processo de fabricação em si e as alternativas de disposição final após o término da vida útil da mesma.

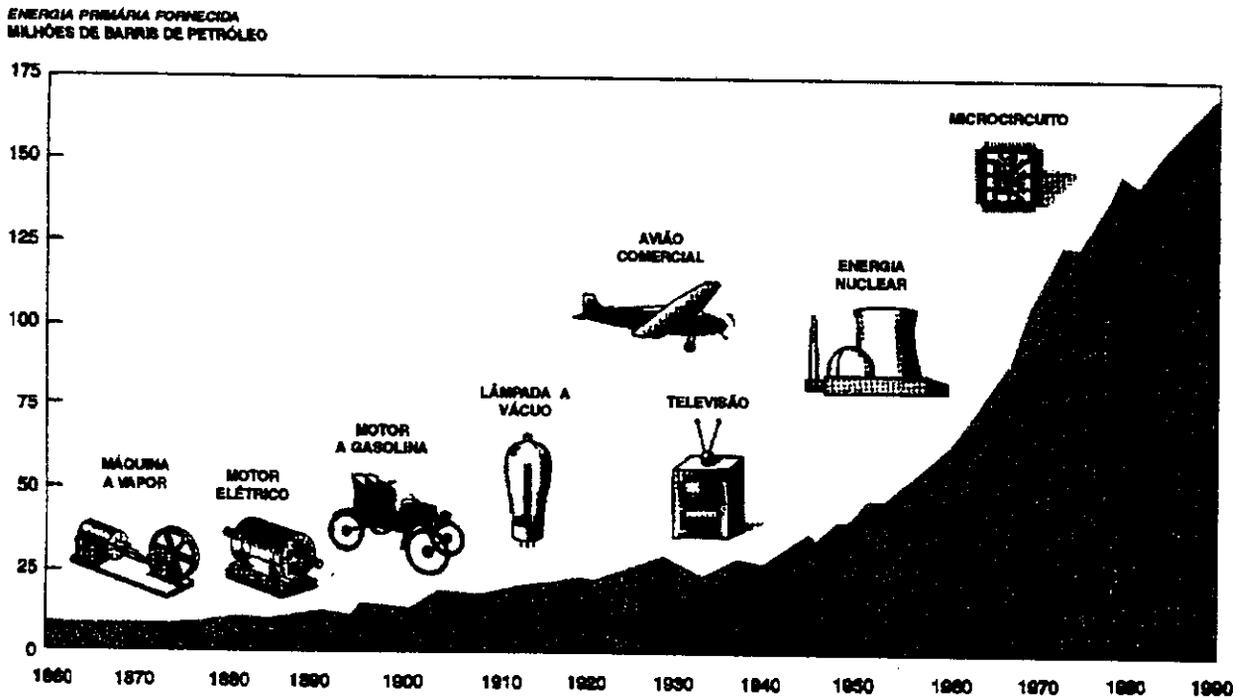
Assim sendo a ACV tornou-se uma ferramenta importante de auxílio em processos de tomada de decisão na implementação de projetos de conversão energética e na fabricação de produtos que podem exercer as suas funções consumindo menos matérias primas e energia e automaticamente causando menores impactos ao meio ambiente.

Neste trabalho, em primeiro lugar será feita uma breve discussão da problemática do consumo exacerbado de recursos naturais e da evidência da insustentabilidade desse processo. Em seguida é feita uma descrição da metodologia clássica da ACV. No capítulo 4 é feita uma descrição de algumas metodologias de apoio à gestão ambiental baseadas em ACV. No capítulo 5 é apresentada a metodologia de análise de ciclos de combustível, e no capítulo 6 algumas das ferramentas computacionais que auxiliam a ACV.

Desde a pré-história, com a descoberta do fogo, a raça humana consome recursos naturais. No início alguns homídeos utilizavam biomassa na forma de madeira para iluminar a noite e amenizar o frio nas cavernas. Com o passar dos séculos, essa relação cresceu em variedade e escala passando por saltos, como a invenção da máquina a vapor e a revolução

industrial, momentos onde houveram explosões de consumo de recursos naturais e conseqüente aumento da produção de resíduos.

Figura 1.1 : Evolução do consumo de energia

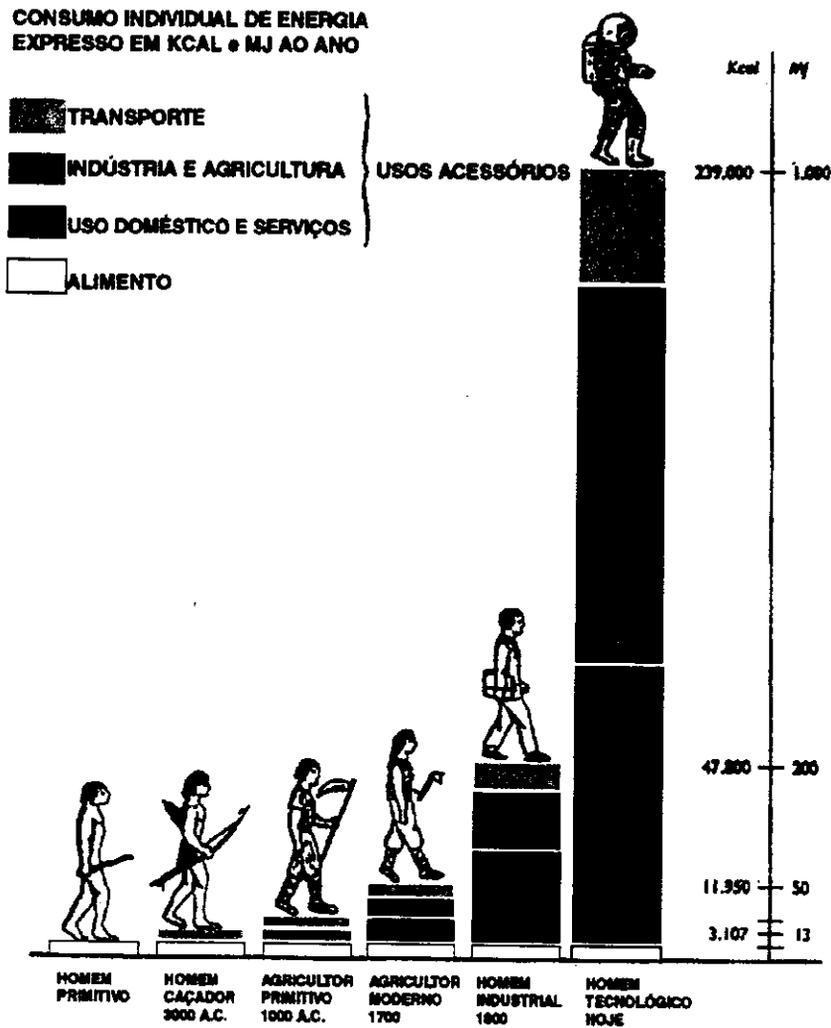


FONTE: (DAVIS,1990)

Conforme GOLDENBERG (1998, pag. 30).. "Começando com o consumo de energia muito baixo de 2000 Kcal por dia que caracterizava o homem primitivo, o consumo de energia cresceu para mais de 250.000 Kcal por dia...".

Porém, foi com o advento do capitalismo fordista e a conseqüente adoção da economia de escala como padrão mundial, que o consumo energético cresceu exponencialmente. No último século o homem médio consumiu mais energia do que em toda a história da humanidade.

Figura1.2 : Evolução per capita mundial do consumo de energia primária



FONTE : (TRONCONI et. al.1991)

A fabricação de produtos cada vez mais baratos e descartáveis mostrou-se muito eficiente pela ótica econômica. Ao mesmo tempo que mais pessoas tinham acesso aos produtos, por esses se tornarem relativamente mais baratos, os mesmos tinham que ser trocados em um espaço de tempo menor, multiplicando, assim, a demanda do mercado.

A produção industrial moderna adotou essa lógica, impondo um consumo extremo de recursos naturais por um lado, e produção de resíduos do outro. Avançamos pelo século 20 caminhando pela Lua e à beira da cura do câncer, porém encurralados frente ao desafio de

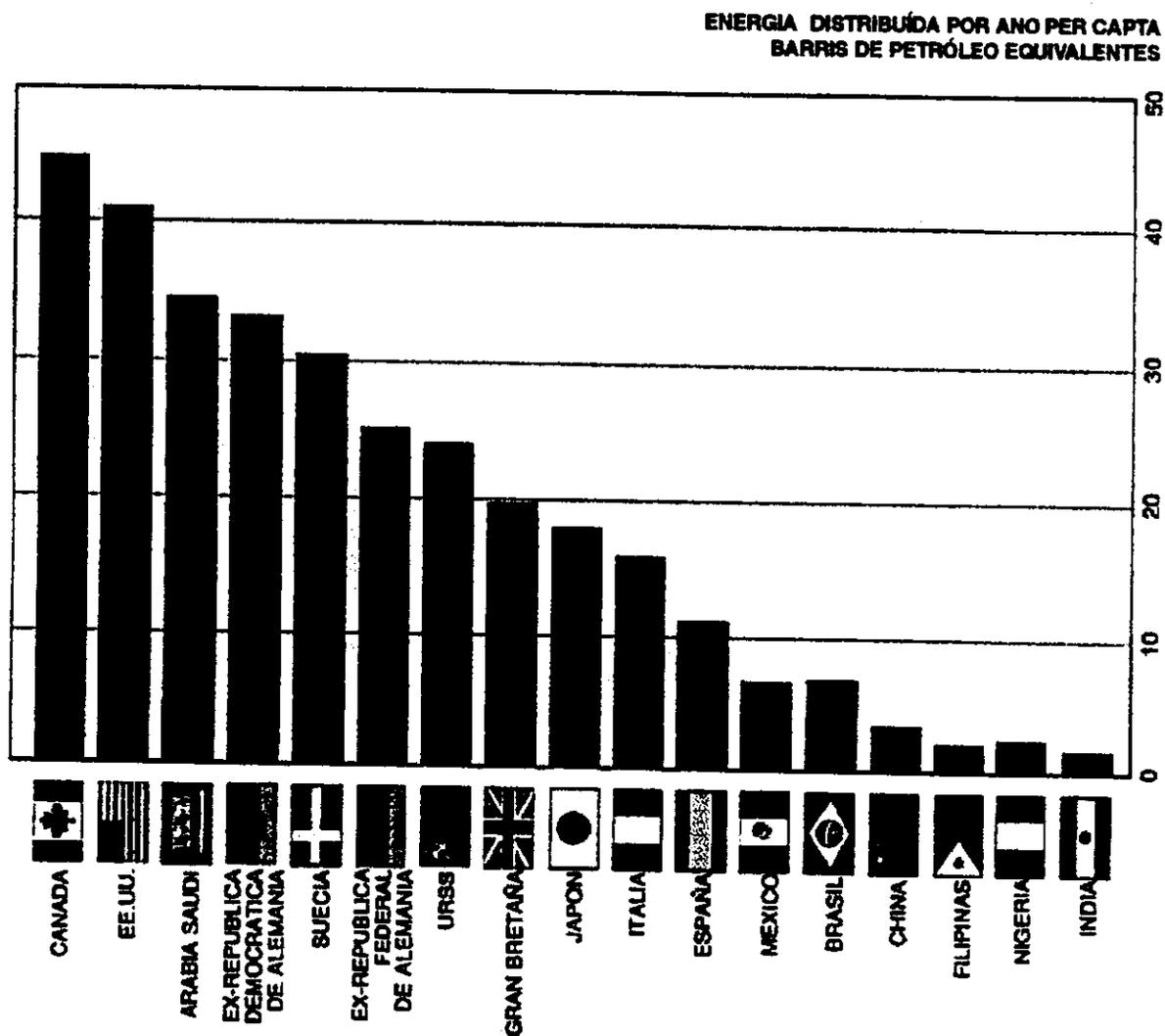
manter os padrões de conforto e realização material das pessoas de maneira que o modelo seja replicante, isto é, sem inviabilizar a sobrevivência das espécies que habitam este planeta, entre elas a humana. Esse quadro se agrava ainda mais se considerarmos os países em desenvolvimento, que ainda não atingiram esses padrões de conforto e realização material. Se esses países seguirem o mesmo caminho dos chamados desenvolvidos, para atingirem os índices de bem estar social, o planeta não suportaria o impacto do aumento do consumo de energia e emissões, sendo necessária a busca de uma alternativa. Esse caminho alternativo é o que combina o crescimento demográfico, o desenvolvimento e a manutenção da qualidade ambiental.

Em países desenvolvidos como os E.U.A., o consumo energético por habitante chega a ser 50 vezes maior que em alguns países do terceiro mundo. A simples extensão do padrão de consumo de energia norte americano para os outros habitantes do globo é impossível com as disponibilidades tecnológicas e de recursos naturais conhecidas pelo homem contemporâneo.

Conforme TIEZZI (1988, pag. 66) "...Seis por cento da população mundial consome 1/3 dos recursos naturais do mundo. É uma ilusão, portanto, apresentar ao Terceiro Mundo o mesmo modelo de desenvolvimento dos países mais avançados. Com os restantes 2/3 dos recursos, poder-se-ia levar, no máximo, 18% da população até aquele nível, reduzindo definitivamente à fome os outros 82%."

A questão da sustentabilidade dos padrões da moderna sociedade industrial é complexa, e as alternativas podem variar desde a abrupta mudança de hábito de toda a sociedade ao aparecimento de fontes de energia limpas e inesgotáveis como a fusão a frio ou a bomba positrônica de Assimov. Guardando as devidas proporções, ambas alternativas estão longinquamente equidistantes da realidade. Porém, é crescente a angústia da sociedade frente a degradação do meio-ambiente, e mesmo os condutores do processo produtivo, industriais ou empresas petrolíferas, vêem-se cercados por restrições legais crescentes, e em alguns lugares, por exigências do mercado.

Figura1.3 : Consumo de energia per capita por país



FONTE: (DAVIS, 1990)

Novas alternativas fazem-se necessárias para adaptar os processos de produção a uma realidade onde o uso dos recursos naturais e a produção de resíduos sejam otimizadas, levando em conta critérios locais, regionais e globais de capacidade de suporte do meio ambiente. Para tanto, é preciso analisar os processos de uma maneira mais ampla, que englobe a produção de energia primária e a destinação final dos produtos passando pela fabricação e utilização dos mesmos. A partir desse tipo de análise, torna-se viável um estudo

mais próximo da realidade sobre a participação de um determinado processo no quadro ambiental local, regional e global, permitindo intervenções mais precisas que melhorem o desempenho ambiental do produto ou processo que continuará a ser oferecido com impactos no meio ambiente reduzidos.

O conceito de análise de ciclos de vida ou Life Cycle Assessment (L.C.A), baseia-se no estudo de todas entradas e saídas de matéria e energia em todas as fases do ciclo de vida de um produto ou serviço, ou seja, desde a produção das matérias primas até a disposição final, passando por todos os processos de transformação envolvidos na produção dos mesmos. Esta metodologia, concebida no final da década de 60 com o intuito de analisar o consumo de matérias primas e energia em processos industriais, vem evoluindo desde então.

No início, a LCA era utilizada para comparar um produto com outro similar, no intuito de determinar qual era menos agressivo ao meio ambiente. Porém, seguindo a própria evolução metodológica, a LCA tem servido de base para diversas novas metodologias de avaliação e projeto de processos industriais e sistemas energéticos. Utilizando essas ferramentas de maneira racional, é possível reduzir os impactos causados pela produção, utilização e disposição final de produtos e serviços. Porém, existem atualmente muitas barreiras (entre elas as econômicas e políticas) que retardam a implantação desses métodos de gestão. Qualquer que seja a metodologia utilizada, ela deve estar balizada por conceitos de qualidade ambiental, ou seja, ter como objetivo manter as características do meio ambiente que permitem a sobrevivência de todas as espécies que nele habitam hoje e no futuro.

A aplicação em larga escala das metodologias baseadas na visão holística dos processos, vem sendo feita há muito tempo nos países do Primeiro Mundo, tanto para planejamento (Análise de Ciclos de Combustível) quanto para controle (Prevenção à Poluição). Em um primeiro momento, a simples abordagem mais ampla de um processo traz benefícios para a análise do mesmo e as conseqüentes interferências no meio ambiente ficam mais claras. Porém, quando se requer um maior detalhamento de um sistema, é necessário o uso de ferramentas computacionais, que também dão mais agilidade às análises permitindo simulações tecnológicas e econômicas entre outras. Essas simulações ajudam a prever impactos tanto econômicos quanto financeiros, permitindo uma resposta mais eficaz em um tempo menor.

Existem atualmente dezenas de programas de computador que executam desde inventários de ciclo de vida, a estudos de impacto complexos com o auxílio de modelos de

muito complexos, porém necessitam de bases de dados extensas e proporcionais ao seu grau de refinamento. Embora disponíveis no mercado, com preços que variam de US\$ 500 a US\$ 30.000, eles não fornecem dados precisos quando utilizados no Brasil, já que as bases de dados que eles utilizam foram criadas tendo como referência a realidade do país de origem.

As distorções nos resultados são proporcionais à complexidade do software. Um inventário de ciclo de vida pode ser feito com algumas alterações, porém os programas mais sofisticados necessitam de uma base de dados que abranja desde a composição do mix energético, até as condições de dispersão e ocupação populacional nas regiões onde se situam as geradoras de energia.

Se tomarmos como exemplo o processo de fabricação do papel, o estudo se iniciaria com a realização da análise de ciclo de combustível (A.C.C) dos energéticos envolvidos em todo o sistema. A cada um dos energéticos estariam vinculados os respectivos estressores¹. Posteriormente, de posse dos resultados da análise do ciclo de combustíveis do processo, aplica-se a metodologia da L.C.A onde novamente poderemos listar outros estressores. Se analisarmos simplesmente o reflorestamento de eucaliptos para a obtenção da celulose, dependendo da maneira que ele for feito, produzirá um número maior ou menor de estressores, com intensidades variáveis.

Se, em uma determinada área destinada ao plantio, forem preservadas partes da mata nativa suficientes para a preservação dos ecossistemas locais, as matas ciliares, e outros cuidados com o meio ambiente forem tomados, a produtividade de celulose por área cairá em relação a uma plantação que não dispense os mesmos cuidados.

Logo, o papel produzido em condições mais favoráveis ao meio ambiente, terá um custo direto maior, já que a produtividade de celulose por área será menor. É preciso então quantificar essa diferença de custo, somando aos custos convencionais as externalidades (custos externos a planilha de custo). A partir desse ponto é possível produzir celulose de maneira mais sustentável, (aumentando a eficiência dos processos, reduzindo o consumo de energia e matérias primas, e otimizando a ocupação do solo) sem torná-lo economicamente inviável.

A questão do cálculo das externalidades envolve muitos aspectos, desde os geográficos até os políticos. No caso do reflorestamento de eucaliptos, a manutenção de partes da vegetação natural, ou o reflorestamento com vegetação nativa e a conseqüente

partes da vegetação natural, ou o reflorestamento com vegetação nativa e a conseqüente preservação da fauna e dos cursos de água, implica muitas vezes na melhoria da qualidade de vida da população que vive ao redor do reflorestamento. Para um consumidor que vive a milhares de quilômetros dali, isso aparentemente não faz diferença; porém, se considerarmos a hipótese de reflorestamento com vegetação nativa, além dos benefícios citados acima, haverá fixação de carbono da atmosfera colaborando para a remediação do efeito estufa, que interfere no clima global, prejudicando a qualidade ambiental de todo o planeta.

Qualquer que seja o foco de degradação ambiental, ele pode ser observado por essa ótica, que permitirá entre outras coisas, avaliar os custos ambientais diretos e indiretos dos ciclos de vida de um produto, e, a partir desses custos indiretos, determinar o verdadeiro preço dos produtos inclusive, e principalmente, dos insumos energéticos, que são o ponto de partida em qualquer processo industrial.

1.2 - Objetivos

Foram desenvolvidas diversas metodologias baseadas na LCA, para analisar os processos e os produtos, entre elas o DFE (design for environment), a prevenção à poluição e a Análise de Ciclos de Combustível. Também as normas ISO da série 14000 e vários programas de rotulagem ambiental se utilizam da LCA para este tipo de avaliação.

O objetivo desse trabalho é o de descrever cada uma dessas ferramentas de apoio à gestão ambiental, identificando quais as potencialidades e barreiras para a implantação delas no Brasil.

Porém, atualmente, os sistemas energéticos são a maior fonte de poluição. A opção por um ou outro tipo de geração, influencia a quantidade, maior ou menor, de poluentes dispersados na atmosfera e no espaço ambiental em geral.

Como escreve BAUMANN (1991) , "Os critérios utilizados para se escolher entre as várias opções tecnológicas para a geração de energia, tem de levar em conta não só os aspectos tecnológicos e econômicos, mas também os sócio-políticos, para garantir que os custos sociais e ambientais, assim como os benefícios, de uma determinada alternativa sejam levados em conta".

Neste trabalho, em primeiro lugar será aplicado o conceito de sustentabilidade à

¹ Estressor vem da palavra em inglês "stressor" e significa algo que possa gerar um impacto, como o SOx que

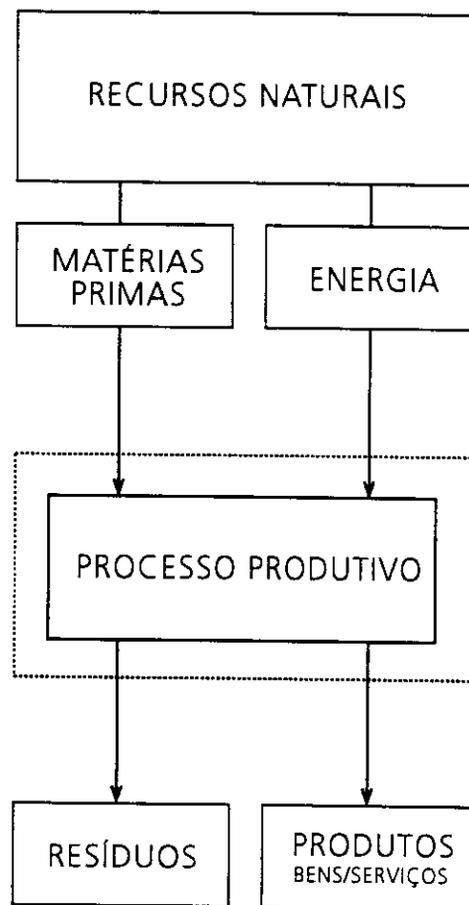
conversão energética; o segundo passo será o detalhamento das ferramentas escolhidas (Design para O Meio Ambiente, Prevenção à Poluição, As Normas I.S.O, Análise de Ciclos de Combustível), dando ênfase à análise de ciclo de combustíveis. A seguir serão analisados os instrumentos computacionais utilizados para se executar estudos de análise de ciclos de vida.

O trabalho será desenvolvido com base na bibliografia citada além de consultas na internet.

Finalmente serão apresentados os resultados da pesquisa, identificando as possibilidades de utilização e as barreiras para utilização da abordagem holística dos processos industriais no Brasil.

2 . CONCEITO DE SUTENTABILIDADE APLICADO À ENERGIA

Figura 2.1 - Representação esquemática de um processo industrial



FONTE : ELABORAÇÃO PRÓPRIA

Qualquer processo de produção industrial pode ser representado pelo esquema acima, tanto numa indústria de peças automotivas, como por exemplo, uma usina termoeleétrica a gás.

No caso de se tratar de uma usina como a citada, gás entra no processo e as saídas se dão na forma de resíduos, predominantemente poluição atmosférica, e energia elétrica, que no caso seria o produto desse processo.

Se considerarmos a linha pontilhada como fronteira do sistema, para que ele seja sustentável, é necessário que a montante do processo exista uma fonte inesgotável de

matéria prima e energia e a jusante, um depósito infinito para comportar os resíduos e os produtos que em alguns casos, com o passar do tempo, se transformam em resíduos.

Porém, é sabido que todos os processos estão inseridos dentro de um sistema maior, definido pela dimensão geográfica do planeta. Fica claro que não existe o depósito infinito a jusante do processo, e que o reservatório em questão, possui uma capacidade limitada de absorção de resíduos, determinada por critérios de qualidade ambiental baseados na sustentabilidade das condições de manutenção dos processos biológicos básicos, que são responsáveis pela vida das espécies.

Existe uma quantidade fixa de matéria no planeta que se transforma através de processos naturais ou pela ação do homem. Pequenos asteróides se chocam com a terra freqüentemente, porém essa massa pode ser considerada desprezível se comparada à do planeta.

Embora o planeta Terra seja um sistema fechado em relação à matéria, o mesmo não pode se dizer em relação à energia. Diariamente as ondas eletromagnéticas provenientes do Sol atingem o planeta trazendo consigo uma quantidade enorme de energia.

É essa energia que sustenta todos os processos naturais, entre eles a fotossíntese que combina energia luminosa do Sol com o dióxido de carbono da atmosfera para armazenar energia nas plantas em forma de hidrocarbonos. Posteriormente, através de processos industriais, esses hidrocarbonos podem ser aproveitados como fonte de energia, como é o caso do álcool de cana de açúcar utilizado como combustível para motores de combustão interna. Quando esse combustível é queimado, libera, por exemplo, CO₂, resultado de um processo de combustão incompleto; porém, a cana de açúcar, durante o seu crescimento, absorve uma quantidade proporcional de carbono da atmosfera e desta maneira fecha-se um ciclo não havendo acúmulo de CO₂ na atmosfera decorrente da combustão do álcool nos motores.

O mesmo não ocorre quando se trata de um combustível fóssil, como é o caso do petróleo e do gás natural. Estes combustíveis ficaram milhões de anos armazenados no subsolo, e depois de queimados não voltam naturalmente para o subsolo, mas sim, ficam na atmosfera causando distúrbios de dimensões desconhecidas como é o caso do efeito estufa.

Podemos afirmar, então, que tendo como referência o ciclo do carbono, a queima de combustíveis fósseis é insustentável, já que as reservas são finitas e a capacidade do planeta de absorver os resíduos desse processo é limitada.

Embora a biomassa represente uma alternativa onde existe uma fonte de energia inesgotável, (a luz do sol) que é convertida em combustível (álcool) e seu processo de utilização seja altamente cíclico, (ciclo do carbono), outros fatores precisam ser analisados quando se avalia a sustentabilidade dessa alternativa como fonte energética. Podemos imaginar o Brasil substituindo todo o consumo de combustíveis fósseis por derivados de biomassa e energia hidroelétrica, assumindo uma posição estratégica mundial de independência de petróleo. Porém, esses aproveitamentos, se feitos de maneira incorreta podem também tornar-se insustentáveis frente a outros critérios, como o da manutenção da biodiversidade. A produção de resíduos em um cenário de matriz energética baseada em biomassa e hidroeletricidade seria mínima, mas as grandes extensões de terra ocupadas pelos imensos reservatórios de água e pela monocultura canavieira, seriam uma catástrofe ambiental que extinguiria várias espécies de animais e plantas, causando distúrbios de dimensão imprevisíveis.

Porém, diferentemente do que ocorre com os combustíveis fósseis, é possível conduzir de maneira sustentável, projetos de aproveitamento de pequenas centrais hidrelétricas onde os impactos ao meio ambiente são menores e plantar cana respeitando o meio ambiente, isto é, ocupando racionalmente a terra de maneira a permitir a sobrevivência das espécies que habitam a região e preservar os cursos de água.

As energias renováveis, ou alternativas (biomassa, eólica, solar, etc) são a saída para o problema energético do mundo e não são economicamente viáveis pelo fato de no custo do petróleo não estarem embutidos os custos devastadores que o seu consumo impõe à sociedade. O problema da insustentabilidade não é exclusivo das fontes de energia, permeando todo o modelo vigente da civilização ocidental industrializada de consumo. Nesse cenário, as diversidades culturais perdem espaço, reduzindo as diferenças entre as nações a critérios de "desenvolvimento", que medem a distância em que elas se encontram dos padrões das chamadas nações desenvolvidas, assumindo que não existe alternativa a um sistema empiricamente falido.

A assembléia geral da O.N.U de 1983 criou a comissão mundial sobre o meio ambiente e desenvolvimento, cujo relatório intitulado Nosso Futuro Comum, tinha como objetivo: "Propor estratégias ambientais de longo prazo para se obter um desenvolvimento sustentável por volta do ano 2000 e daí em diante; recomendar maneiras para que a preocupação com o meio ambiente se traduza em maior cooperação entre países em desenvolvimento e entre países em estágios diferentes de desenvolvimento econômico e

social e leve a consecução de objetivos comuns e interligados que considerem as inter-relações de pessoas , recursos, meio ambiente e desenvolvimento...". Dentro da lógica adotada nesse documento, acredita-se que o crescimento econômico pode continuar indefinidamente desde que os processos tecnológicos tornem-se mais eficientes. Porém, se considerarmos que um indivíduo numa economia industrial de mercado consome 80 vezes mais energia do que um africano, seria necessário um salto tecnológico muito grande, com o descobrimento de sistemas que ainda não podem ser imaginados pela ciência moderna, para que todos os habitantes do planeta possam usufruir da mesma quantidade de energia.

Outro ponto controverso desse documento, é a crença de que o mercado, isto é, o consumidor, seria o responsável pela implantação dessa filosofia de sustentabilidade. Em alguns países como a Alemanha, isso ocorre devido a fatores como uma classe média representada pela grande maioria da população com alto poder aquisitivo, extremo censo de cidadania e educação, porém o mesmo não ocorre em outros lugares do mundo onde as pessoas não têm acesso a informação e escolhem o que comprar simplesmente pelo fator preço, o que inviabiliza a competição de produtos ambientalmente mais corretos mas geralmente mais caros, por terem custos extras devido ao controle mais amplo sobre o seu ciclo de vida.

Se toda a energia produzida no mundo fosse compartilhada igualmente por todos os habitantes do planeta, os E.U.A teriam que viver com apenas 1/5 da energia per capita que consomem anualmente.

Desta maneira, adotando-se as tecnologias mais avançadas junto com políticas ambientais eficientes , mesmo assim, o próximo passo seria a diminuição do consumo energético do primeiro mundo para permitir o aumento do consumo no terceiro. E é este ponto que põe em xeque todo o sistema econômico mundial. Essa diminuição de consumo implicaria na abdicação de vários fatores de satisfação material, o que corroe a lógica capitalista totalmente voltada para o consumo e o desperdício; o homem teria que buscar outras fontes de satisfação fora do plano material.

A tecnologia em si não resolverá a questão da sustentabilidade: poderá, sim, permitir que o sistema vigente sobreviva por mais algum tempo até que a sociedade evolua para um estágio onde os bens materiais não sejam o centro das atenções, mas apenas instrumentos secundários de apoio à sobrevivência física do homem.

Essa mudança não acontecerá de uma hora para a outra, nem mesmo atingirá todos ao mesmo tempo, porém, a adoção dessa lógica em pequena escala, quer seja em comunidades rurais ou urbanas, será a semente da nova sociedade.

3 - A ANÁLISE DE CICLOS DE VIDA (A.C.V)

3.1 - Histórico

A análise de ciclos de vida surgiu na década de 60. Preocupações sobre a possível escassez de recursos naturais e de energia, despertaram interesses em encontrar métodos para quantificar o uso de recursos visando a possibilidade de executar projetos de fornecimento e uso de energia. Um dos primeiros estudos analisava os efeitos do crescimento populacional sobre a demanda de recursos naturais e energéticos.

Em 1969, pesquisadores a serviço da COCA-COLA iniciaram o estudo que se tornaria a base para o que hoje chamamos de Análise de Ciclos de Vida. O referido trabalho versava sobre a comparação de diversas alternativas para embalar refrigerantes, buscando a que causasse menor impacto ao meio ambiente e consumisse menor quantidade de recursos naturais. O estudo quantificou o uso de matérias primas e combustíveis, assim como as cargas ambientais do processo de produção de cada uma das alternativas. Nessa época, as informações eram obtidas de documentos do governo, textos técnicos e outras fontes, já que não havia informação das próprias indústrias. Esse método de análise ficou conhecido como R.E.P.A (Resource and Environmental Profile Analysis) nos estados unidos e como ECOBALANCE na Europa.

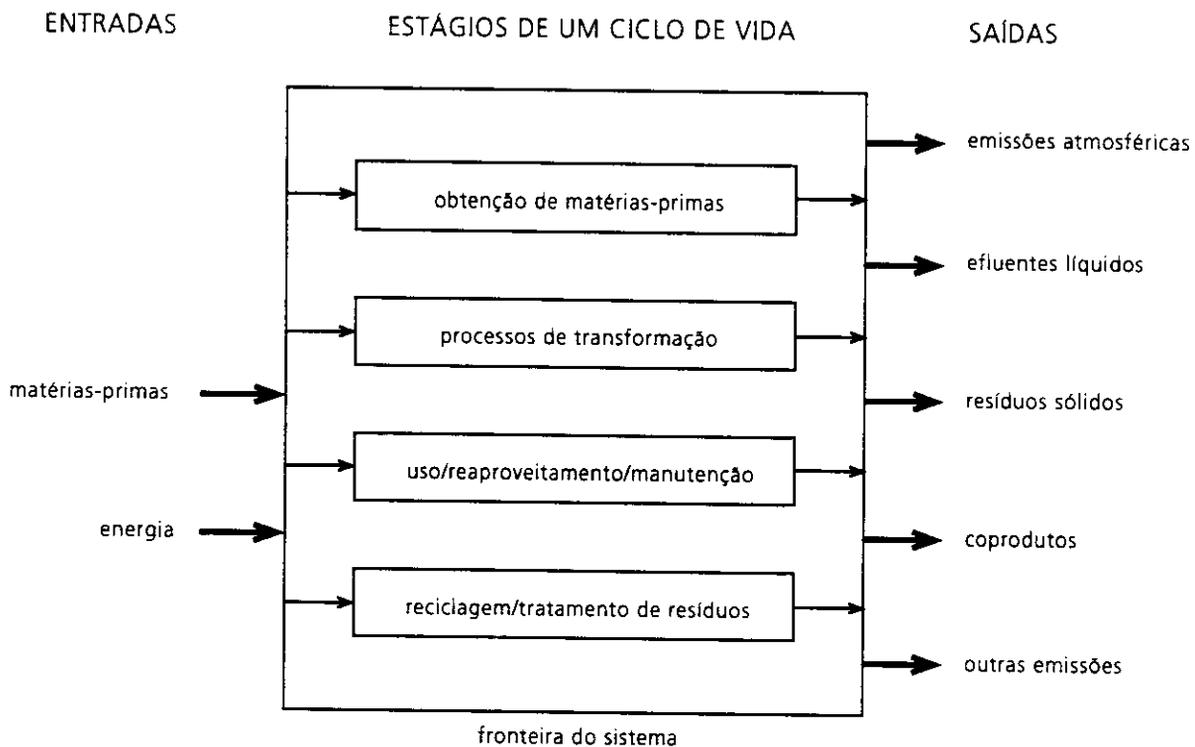
Desde então, o desenvolvimento da metodologia foi contínuo, sendo muito utilizado durante a década de 80 para avaliar o desempenho de embalagens. Enquanto isso, na Europa, houve um crescente interesse pelo assunto, culminando com a criação da Diretoria Ambiental (DG X1) pela Comissão Europeia do Meio Ambiente. Os praticantes de LCA na Europa desenvolveram abordagens próprias do tema, paralelas às adotadas nos EUA. Com o intuito de padronizar as regras sobre poluição na Europa, a DG X1 desenvolveu a "Liquid Food Container Directive" em 1985, que encarregava as indústrias de monitorar o consumo de energia e matéria prima, assim como a geração de resíduos sólidos para as embalagens de alimentos líquidos.

Atualmente, vários grupos de pesquisa trabalham tanto na Europa, como nos EUA, ampliando e refinando a metodologia. O interesse tem se deslocado para além da fase do inventário, analisando mais profundamente os impactos, levando a metodologia para um outro patamar de evolução.

3.2 - Metodologia

A análise de ciclos de vida ACV, ou em inglês Life Cycle Assessment, LCA, é uma metodologia de análise que pode ser utilizada para avaliar os efeitos ambientais de um produto, processo ou atividade ao longo de todo o seu ciclo de vida.

Figura 3.1 : Etapas de um ciclo de vida genérico e suas fronteiras



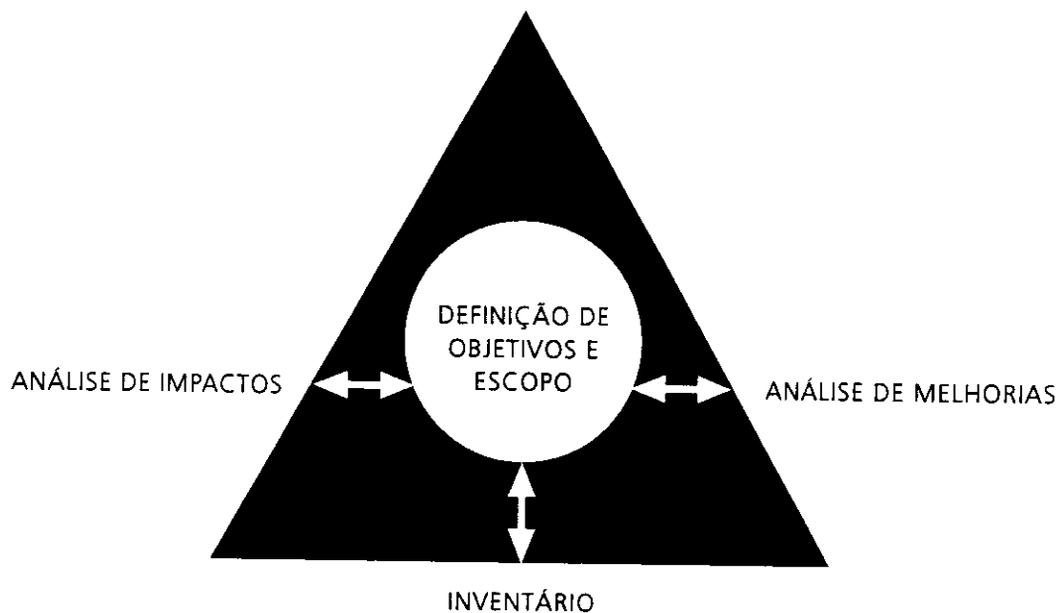
FONTE: (EPA, 1993)

A metodologia da LCA é composta de quatro partes :

- Definição de objetivos e escopo
- Inventário de ciclo de vida
- Análise de Impactos
- Análise de melhorias

Na primeira etapa , definição e escopo, são definidos os objetivos, o produto esperado do estudo, as fronteiras e todas as considerações necessárias para conduzir o trabalho. O segundo passo é o LCI (Life Cycle Inventory) que quantifica as entradas e saídas de matéria e energia das fronteiras do sistema definidas na fase anterior em todas as etapas do ciclo de vida, que incluem, aquisição de matérias primas e energia, manufatura de materiais, fabricação do produto, embalagem, distribuição, uso, manutenção e destinação final entre outros fatores que podem variar de um processo para outro(o anexo 3.1 mostra uma planilha de inventário de ciclo de vida para a produção de 1000 Kg de folha de flandres)

Figura 3.2 : Modelo Conceitual da LCA



FONTE: (SETAC, 1993)

Uma vez definidas as entradas e saídas do sistema pelo LCI a análise de impactos pode ser iniciada. Conceitualmente esta etapa está dividida em três partes: classificação, quantificação e valoração. Classificação é a divisão das entradas e saídas em grupos de impacto, por exemplo as emissões de CO₂ podem ser classificadas como "produção de gases estufa". Caracterização é o processo de desenvolver modelos para converter os dados em descrição de impactos, isto é, representar por exemplo as emissões de CO₂ em unidades potenciais de aquecimento global. Valoração é a etapa em que se determinam valores relativos ou pesos para os diferentes grupos de impacto, permitindo a integração de todas as classes de impacto.

A análise de melhorias tem como objetivo sugerir mudanças com o objetivo de diminuir os danos ao meio ambiente alterando o produto ou processo com base nos dados agregados durante as etapas anteriores do processo.

3.2.1 - Definição dos Objetivos e Escopo

Em primeiro lugar é preciso definir claramente quais são os objetivos do estudo; dependendo disto será necessário fazer um LCA completo ou apenas um LCI. Um LCI é apenas uma etapa do LCA, mas, em muitos casos, é suficiente para fornecer as informações que são necessárias. Por exemplo:

Uma determinada empresa está sendo duramente criticada por causa de um produto fabricado por ela. As críticas por parte do público vêm causando queda nas vendas. Porém, a empresa acredita que as críticas são infundadas e que a comparação do seu produto com o mais popular provará isso. Ambos os produtos utilizam o mesmo tipo de embalagem.

Neste caso, o objetivo do estudo é fazer um LCI e estudo de impacto comparativo dos dois produtos. As embalagens não serão estudadas por serem iguais. Posteriormente o trabalho deverá ser apresentado a uma consultoria independente e também para ser analisado pelo público. Suponhamos que ao contrário, o objetivo fosse de buscar uma alternativa para a embalagem do produto; daí, o produto em si ficaria de fora do estudo e seriam avaliadas apenas as embalagens, já que elas não interferem na formulação do produto, nesse caso.

Após a definição exata dos objetivos do trabalho, as fronteiras podem ser definidas. Para isso é necessário, em primeiro lugar, identificar o sistema, ou seja, a série de operações que contribuem no ciclo de vida do produto. Todas elas devem estar dentro das fronteiras, envolvidas pelo meio ambiente. As entradas no sistema são na forma de energia e matérias primas. As saídas são em sua maioria, além dos produtos e serviços, energia e matéria em estado desorganizado, isto é, não são diretamente reaproveitadas. Se não houver interferência por intermédio de processos de tratamento ou prevenção, transformam-se em poluição. O processo é complexo. Por exemplo, no caso de um grampo de cabelo, temos que considerar os processos de extração do minério de ferro, transformação do minério em aço, transporte do aço, aquisição e processamento de outros materiais utilizados na produção do aço, fabricação do grampo, obtenção e processamento de derivados de petróleo utilizados na fabricação do verniz que cobre o grampo, geração da energia consumida em todas as fases

do processo, o ciclo do papel utilizado nas embalagens, o uso do grampo e seu destino final. Geralmente entre 40 e 50 processos diferentes são analisados em um estudo. O que ocorre normalmente é que alguns subsistemas já possuem LCA pronto, como por exemplo a produção de aço, o que facilita o processo.

Depois que todos os sistemas englobados pelas fronteiras foram identificados, é possível eliminar alguns, dependendo de qual é o objetivo do estudo. A regra geral para excluir etapas é excluir aquelas que menos afetam o resultado do estudo. Isso é comum quando se faz em estudos comparativos onde os produtos comparados possuem muitas etapas em comum nos respectivos ciclos de vida.

Além das fronteiras explícitas nos sistemas, existem ainda as espaciais e cronológicas. As espaciais são importantes porque as práticas industriais, leis e hábitos de consumo variam entre as cidades, estados e países. Além disso, condições climáticas e geográficas alteram a análise dos resultados.

As fronteiras cronológicas também são importantes porque as práticas industriais, leis e hábitos de consumo variam com o tempo. Programas de conservação de energia, novas tecnologias e mudanças legais são exemplos de fatores que podem alterar os resultados de um LCA ou LCI .

3.2.2 - Inventário de Ciclo de Vida

A metodologia do LCI está centrada no balanço de matéria e energia para cada subsistema e para o processo como um todo .O processo de inventário começa com uma definição conceitual dos objetivos do estudo, onde se estabelecem as metas e a abordagem que será dada à análise. Em seguida é elaborado o inventário baseado nas decisões tomadas anteriormente, que servirão de referência para a análise dos dados relativos ao processo ou produto em questão, depois os dados são inseridos em um modelo computacional, que pode ser uma planilha comum ou um software específico, dependendo do caso.

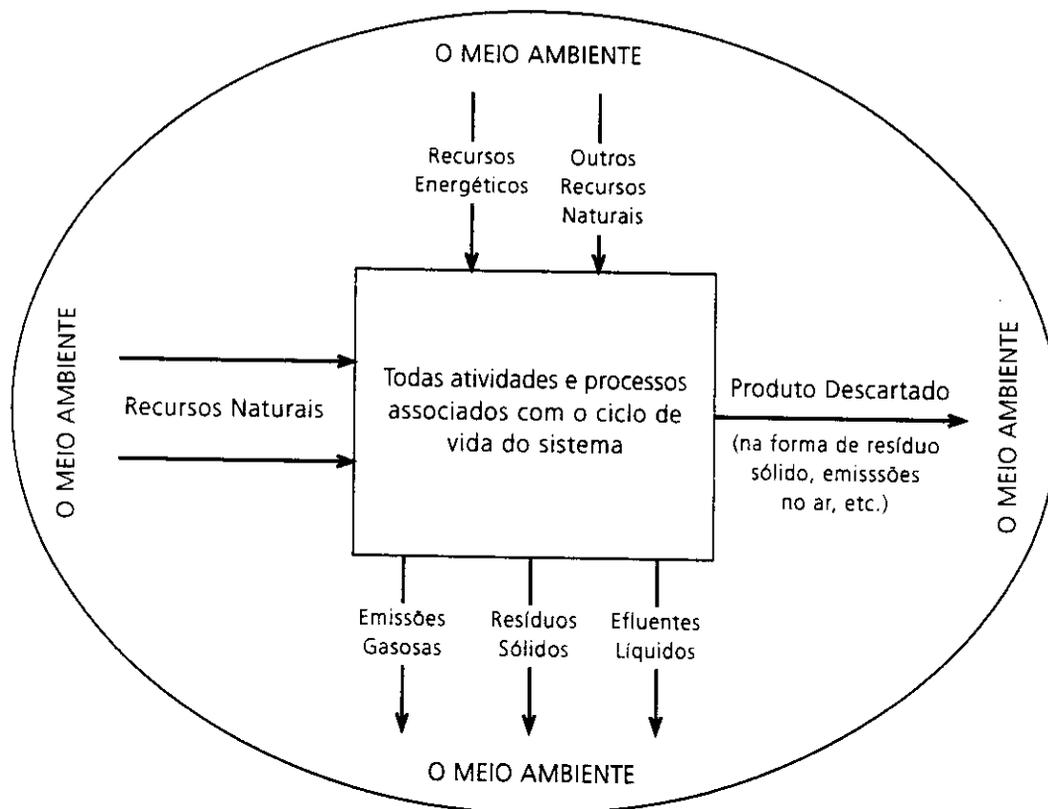
Nessa etapa se determinam os resultados numéricos da análise. Finalmente, os dados são lapidados para serem apresentados de maneira apropriada, utilizando unidades coerentes e no formato desejado para facilitar a posterior análise. A seguir faremos uma discussão dos cinco passos básicos para se fazer um LCI.

A - Definição das fronteiras - é uma continuação da etapa de definição de objetivos e escopo (caso esta já tenha sido executada, ou seja, o LCI estiver inserido em um LCA, caso

contrário, antecede a esta a fase de definição de objetivos e escopo) onde os sistemas a serem estudados foram definidos e os parâmetros de análise também. Agora, informações mais detalhadas sobre os sistemas a serem estudados são agregadas. É fundamental identificar em termos mensuráveis sobre o que está se fazendo o LCI. É nessa fase que as unidades funcionais são determinadas, assim como a taxa de uso equivalente, no caso de haver comparação entre dois ou mais produtos. Essa taxa representa quantas unidades de um produto são necessárias para proporcionar o mesmo serviço que um outro.

B - Aquisição de dados - a obtenção de informações começa durante as pesquisas feitas no processo de determinação das fronteiras, quando se definem todos os processos que farão parte do estudo. Muitas vezes as informações não estão disponíveis na literatura e é necessário recorrer às próprias indústrias para obtê-las. A utilização de matérias primas, energia e emissões para o meio ambiente, devem ser quantificadas para cada passo do processo. Muitas vezes, informações específicas são necessárias, como por exemplo, dados sobre a fabricação de um determinado produto obtido por um processo que se utilize de fornecedores diferentes e de diversos subprodutos.

Figura 3.3 : Ilustração do conceito de sistema de ciclo de vida



FONTE : (SETAC, 1993)

No caso de geração de energia elétrica, por exemplo, na maioria dos países é difícil saber exatamente de onde ela vem, já que em um sistema em rede, todas as geradoras estão interligadas e em alguns casos fica difícil de se determinar se a energia elétrica com a qual se está trabalhando é proveniente de uma termelétrica a carvão ou de uma hidroelétrica. Cada tipo de geradora produz energia a partir de diferentes processos e combustíveis e a cada uma delas está vinculado um inventário diferente, à medida que as entradas e saídas variam em composição e quantidade, tanto de consumo como de emissões .

Em alguns casos é coerente o uso da média da rede que pode ser nacional ou internacional, fazendo-se um cálculo que forneça uma estimativa da proporção de cada fonte geradora no sistema, possibilitando assim, quantificar os fluxos de energia e massa proporcionais ao tipo de processo de geração e a conseqüente determinação dos fluxos para cada KW/h consumido .

Questões de ordem burocrática devem ser observadas, como a padronização das informações, utilizando-se planilhas; o formato dessas planilhas é padronizado pela EPA e aceito pela maioria dos praticantes da metodologia. Além do uso de planilhas, é aconselhável que a qualidade das informações seja reportada no ato da coleta; essas informações serão úteis para se determinar a precisão dos resultados do L.C.I..

Uma vez coletadas, as informações devem ser trabalhadas para poderem ser inseridas no computador. Informações sobre consumo de materiais e energia na produção, geralmente são expressas em termos de produção mensal ou anual, as emissões gasosas em volume por ano, e as aquáticas em volume de poluente por unidade de água despejada. Essas diferentes formas de expressar informações têm de ser traduzidas em unidades de massa por quantidade de produtos. A quantidade de produto escolhida geralmente é chamada de unidade funcional. Na preparação para a utilização de um software, os dados referentes a cada fase do processo são expressos em termos de uma única unidade funcional, como por exemplo, 500 Kg de resíduo sólido. Depois, através da análise do diagrama de fluxo de materiais é possível saber a contribuição de cada etapa no processo como um todo.

Geralmente as linhas de produção fazem mais de um produto útil de cada vez., e em alguns casos, apenas um deles é analisado. Quando isso acontece, é necessário desenvolver um método para desagregar as entradas e saídas da produção. Essa desagregação deve ser feita no sentido de que o uso de matérias primas, energia e emissões, sejam distribuídos proporcionalmente entre todos os subprodutos utilizáveis que sejam resultado de um mesmo processo.

C - Criação de modelo computacional - Os primeiros estudos foram feitos sem a ajuda de computadores, porém a rápida evolução das tecnologias de informática foi um dos fatores que alavancou o uso da metodologia do LCA, já que permitiu o processamento de um número cada vez maior de informações, possibilitando a condução de estudos cada vez mais consistentes .

É possível a utilização de planilhas ou de softwares específicos para LCA, o critério de escolha é a dimensão do trabalho a ser executado. O objetivo do modelo computacional é combinar e compilar as entradas e saídas de cada etapa do processo, fornecendo resultados mais ou menos detalhados conforme forem os objetivos e propósitos do estudo. Geralmente os softwares específicos para LCA são basicamente planilhas que operam em sincronia com um banco próprio de dados. O problema é que esse banco de dados é referente ao país de origem, baseado em sua própria matriz energética, e em outras referências locais, o que com

certeza causa distorções quando utilizado diretamente aqui no Brasil. Porém, esse programas possuem portas de entrada que permitem a alteração do banco de dados.

D - Análise dos resultados - Uma vez ocorrido o processamento dos dados as informações devem ser apresentadas em um formato conveniente para a interpretação do LCI. Para se alcançar os objetivos impostos no início do estudo, é importante evitar que informações centrais inadvertidamente sejam deixadas de lado. As decisões não devem ser tomadas com base apenas nos números totais do LCI, mas sim, a partir da análise detalhada de todas as componentes dos sub sistemas. Tomemos como exemplo o resultado de um LCI comparando um produto A que consumiu 70 GW ,com outro B que consumiu 90 GW. Uma conclusão apressada condenaria o produto B, porém, quando analisamos os fluxos de massa e de emissões percebemos que o produto A é responsável por um maior consumo de recursos naturais e gera um volume maior de emissões, daí a necessidade de uma abordagem mais profunda na análise dos resultados.

A energia total dos produtos A e B inclui a energia de processamento, transporte e energia de recursos materiais. A energia de processamento é a energia utilizada para adaptar e processar materiais e combustíveis utilizados. Energia de transporte é a energia consumida no transporte de materiais em cada etapa do processo. A energia de recursos materiais é a energia contida em recursos energéticos que são utilizados como matéria prima , como é o caso do petróleo na fabricação de plásticos. Quando utilizamos esses recursos energéticos como matéria prima, estamos consumindo as disponibilidades não renováveis dos combustíveis fósseis. A energia contida nas matérias primas que não sejam combustíveis fósseis, não é contabilizada na energia total consumida do sistema.

Quando os resultados do LCI tiverem como objetivo a análise ambiental do processo, já existe uma análise de impactos implícita na listagem dos dados. A apresentação de listas de emissões gasosas ou líquidas de alguma maneira subentende que essas emissões afetam de maneira negativa o meio ambiente. Mesmo que não tenham sido avaliadas as conseqüências dessas emissões, fica claro que qualquer redução nessas quantidades afetaram o meio de maneira positiva.

D 1 - Emissões Atmosféricas - Os resultados de LCI geralmente listam de 40 a 50 diferentes tipos de emissões atmosféricas incluindo dióxido de carbono e outras substâncias consideradas poluentes. As substâncias para as quais existem padrões de emissão são classificadas como controladas. Algumas das emissões citadas normalmente são os particulados, óxidos de nitrogênio , óxidos sulfúreos e monóxido de carbono. Atualmente

reporta-se também o dióxido de carbono pela sua contribuição para o efeito estufa, porém, é necessário distinguir o CO₂ gerado pela queima de combustíveis fósseis e por fontes não fósseis. A razão para essa distinção é o fato de que os resultados da queima de combustíveis fósseis não entram no ciclo natural do carbono, ao contrário dos não fósseis que interferem no ambiente por um tempo menor, já que são assimilados, por exemplo, quando cresce uma árvore. Esse excedente de carbono, resultado da transferência de matéria do subsolo para atmosfera através de um processo de combustão, tem se acumulado formando uma camada de gás que não permite que os raios refletidos da luz do sol voltem, mas, sim, ricocheteiem nela e atinjam novamente a terra aumentando assim a transferência de calor das ondas eletromagnéticas da luz solar para a crosta terrestre. Logo, a distinção entre a origem das emissões de carbono se faz necessária.

D 2 - Efluentes líquidos - Em geral são listados 20 diferentes tipos nessa categoria . Os valores obtidos do LCI podem ser referentes às emissões antes ou depois do tratamento. Em geral, são listadas a DBO, DQO, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, ferro, cromo, ácido e amônia.

D 3 - Resíduos sólidos - é considerado resíduo sólido qualquer produto sólido que sai do processo e vai para aterros ou é disposto de maneira a causar danos ao meio ambiente. Não estão incluídos os materiais reciclados ou destinados a compostagem. Quando se faz uma análise de desempenho ambiental de um produto, muita atenção é dirigida à destinação final do mesmo. Os resíduos industriais sólidos incluem o lodo resultante do tratamento da água , sólidos residuais de catalisadores , aparas que não são recicladas e até mesmo os resíduos decorrentes da mineração que não retornam para as mesmas. Alguns materiais que saem do processo podem ser classificados como neutros, quando são repostos no meio ambiente sem causar dano, ou seja, perda de qualidade ambiental., como por exemplo esterco animal que é colocado no solo como fertilizante. Da mesma maneira, um determinado material pode ser armazenado para posteriormente ser reutilizado, não podendo assim ser chamado de resíduo, porém qualquer emissão decorrente dessa armazenagem tem de ser quantificada.

É aconselhável discriminar os resíduos sólidos em relação ao volume, para possibilitar uma avaliação mais precisa do espaço que ele utilizará no aterro sanitário, se esse for o caso.

E - Interpretação dos dados e conclusões - Uma vez que o LCI está concluído e seus resultados expressos de maneira conveniente, eles podem ser interpretados e então as conclusões obtidas. Quaisquer que sejam, as conclusões são válidas apenas para o processo

ou produto que foi analisado, na situação e no ambiente físico no qual as fronteiras do sistema foram anteriormente definidas.

É preciso ter cuidado para não extrapolar as conclusões do estudo. Um exemplo disso ocorre quando se utiliza o resultado de um LCI de produto para comparar a matéria prima. No caso de um LCI comparando a mesma peça de um automóvel feita em alumínio e aço, o estudo pode mostrar que a peça de aço consome menos energia, gera menos resíduos sólidos e emite menos poluentes atmosféricos. Porém, isso não significa que o aço seja ambientalmente mais eficiente que o alumínio; os resultados são aplicáveis apenas para as peças em questão. Um estudo para outras peças pode concluir o oposto, dependendo da natureza da aplicação das mesmas.

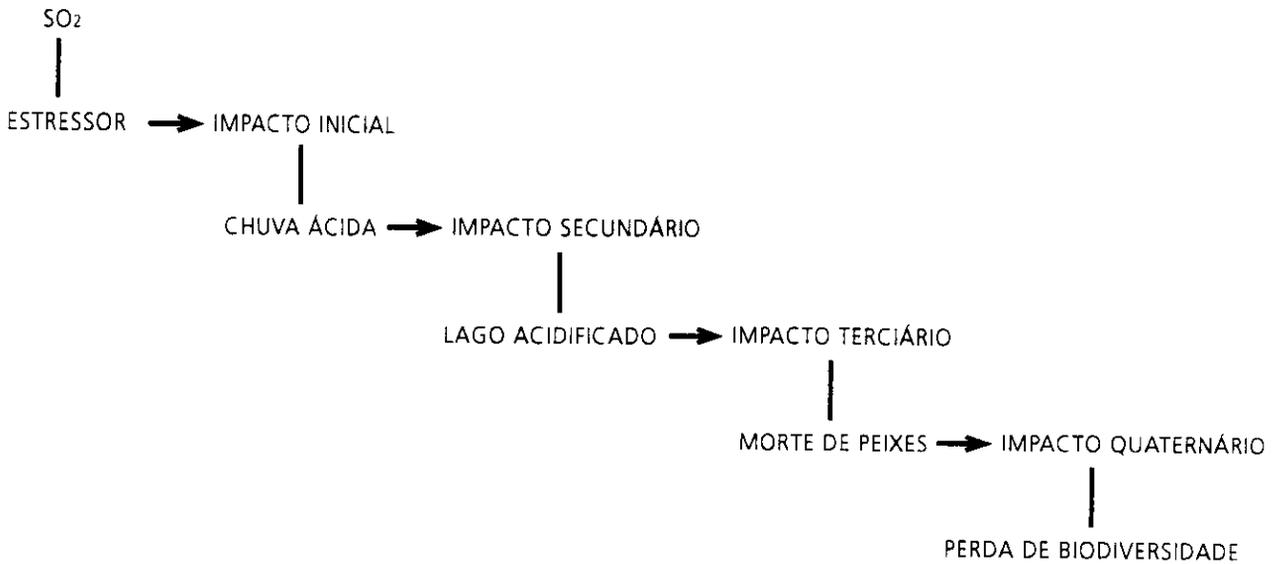
Os resultados do LCI listam a utilização de recursos naturais, energia e emissões no ar, água e no solo, porém, nenhuma avaliação dos riscos a saúde ou qualquer tipo de impacto ao meio ambiente decorrentes disso são avaliadas. As conclusões e propostas de melhoria são feitas com o intuito apenas de reduzir o uso de recursos naturais, energia e diminuir as emissões. O potencial de risco de cada um dos fatores é estudado no estágio seguinte do LCA, a análise de impactos.

3.2.3 - Análise de Impactos

Em termos gerais, análise de impactos é a avaliação dos impactos em um sistema causados por alguma atividade. A aplicação de análise de impactos nos estudos de ciclo de vida é uma atividade relativamente nova. Embora não haja nenhuma metodologia universalmente aceita, o objetivo desse trabalho é discutir a maneira como ela vem sendo utilizada como parte de um estudo de ciclo de vida.

Em primeiro lugar, é necessário definir o termo estressor dentro do conceito de LCA. Estressor são condições que podem causar danos à saúde, ao meio ambiente, o esgotamento de recursos naturais ou qualquer outro tipo de impacto no meio. A figura 3.4 ilustra como um estressor pode ser responsável por vários impactos diferentes.

Figura 3.4 - Ligações entre estressores e impactos



FONTE: (CURRAN, 1993)

Para se vincular os resultados do LCI aos impactos do ciclo de vida, os dados coletados na fase de inventário são divididos em categorias de estressores. Alguns exemplos de grupos estão indicados na tabela abaixo :

Tabela 3.1 : Categorias de grupos de estressores

Consumo de recursos			
	fluxo de recursos		
	estoque de recursos		
Químicos			
	gases estufa		
	gases danosos a camada de ozônio		
	substâncias tóxicas		
	oxidantes fotoquímicos		
Non-químicos			
	alterações de habitat		
	compactação do solo		
	barulho		
	radiação		

FONTE: ELABORAÇÃO PRÓPRIA

Um único estressor pode estar associado a vários impactos. Por exemplo, um LCI pode quantificar o montante de SO₂ emitido em um processo, esse SO₂ pode contribuir para a formação de chuva ácida que pode levar a acidificação de um lago causando a morte de peixes e a conseqüente diminuição da biodiversidade. A classificação dos resultados do inventário de ciclo de vida em categorias é o primeiro passo da análise de impactos.

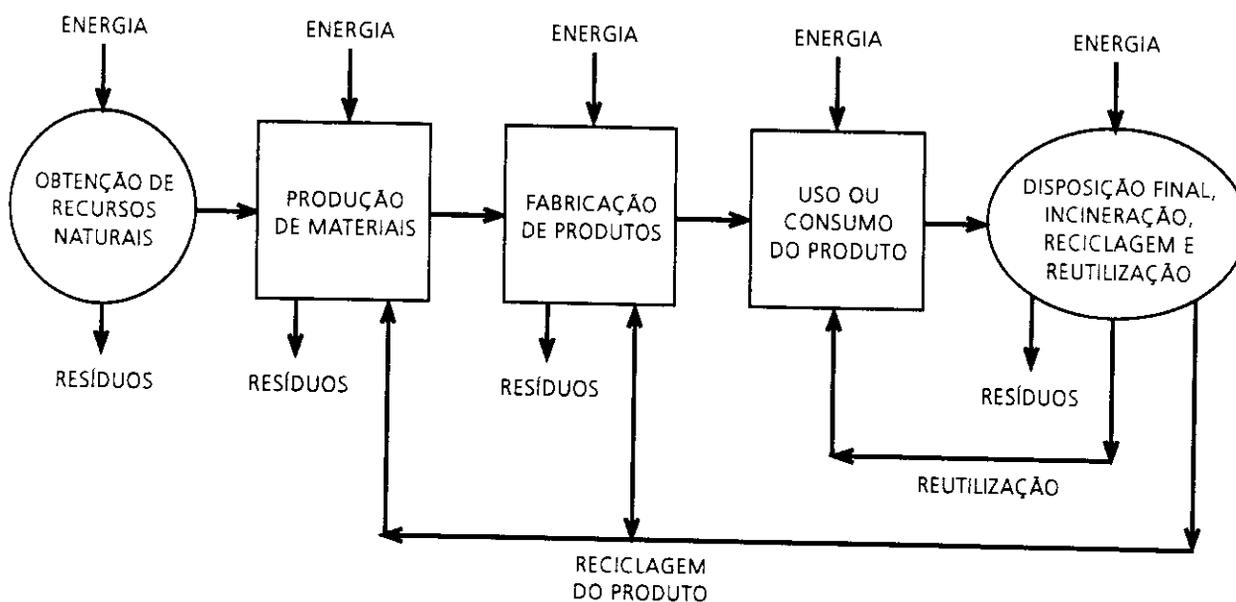
No contexto do LCA podemos definir impacto como qualquer alteração que comprometa de alguma maneira a saúde humana e o meio ambiente. Não é interessante que os métodos e resultados associados a um LCI sejam conectados diretamente à ocorrência de um determinado impacto ou os consumos e descargas associadas a qualquer produto ou processo do ciclo de vida. É muito mais interessante do ponto de vista científico, que a partir dos dados obtidos pelo LCI, as emissões e consumos sejam divididos em categorias (classificação) e então, através de uma série de métodos de caracterização, seja possível quantificar a magnitude da contribuição de cada uma das entradas e saídas para um determinado impacto. Logo, a fase de análise de impactos em um LCA não procura necessariamente determinar os impactos em si, mas sim relacionar os dados obtidos no LCI em categorias de impacto e quantificar a contribuição de cada componente dentro das categorias.

Tomando como exemplo o SO₂, é difícil provar quanto da biodiversidade foi perdida pelas emissões de um único processo. Essas relações de causa e efeito são em algumas ocasiões impossíveis de serem comprovadas, isto é, a quantificação dos impactos associados a um processo é muito difícil no contexto do LCA. Assim sendo, atualmente os estudos estão sendo guiados no sentido de viabilizar a associação dos processos aos impactos de maneira potencial, isto é, definindo a magnitude da colaboração de cada fase do processo no todo. Mesmo que um determinado impacto não possa ser ligado a um produto ou processo específico, as entradas e saídas do sistema contribuem de alguma maneira para esse impacto e assim devem ser consideradas. Por exemplo, mesmo que seja improvável que um único produto ou processo seja responsável por um aumento significativo na temperatura média mundial, esse processo pode emitir gases que contribuam para o impacto final que é o efeito estufa. Simplesmente por não ser o único responsável pelo impacto final, não significa que o sua contribuição deva ser desprezada. Por outro lado, para muitos casos, principalmente aqueles de natureza mais localizada, as emissões podem estar dentro da capacidade de

absorção do meio e não sejam identificadas mudanças significativas no ambiente não fazendo sentido vincular essas emissões a impactos.

É necessário que na análise de impactos, sejam identificadas as contribuições de cada entrada e saída para cada categoria de impacto, do contrário pode-se imaginar, erroneamente, que todas as entradas e saídas têm a mesma importância.

Figura 3.5 : Diagrama de um fluxo genérico de materiais e energia para o ciclo e vida de um produto.



FONTE: (EPA,1993)

É fundamental que essas considerações fiquem bem claras na apresentação dos resultados de uma análise de impactos. Caso contrário, seria muito fácil o leitor interpretar de maneira errada os resultados, e concluir que um único item é responsável por uma perda de biodiversidade, enquanto a influência desse item no processo de perda de biodiversidade é desconhecida. Em alguns casos a simples menção em uma categoria de impacto pode transmitir a falsa idéia de que o produto ou processo é responsável pelo impacto final. Alguns critérios de apresentação precisam ser desenvolvidos para minimizar esses enganos, além de viabilizar a apresentação dos resultados de uma maneira mais coerente.

Embora não exista nenhuma metodologia aceita por todos para a condução da análise de impactos, ao contrário do que ocorre com o inventário de ciclo de vida (LCI), alguns

procedimentos são comuns às inúmeras propostas. Essa enorme variedade de alternativas para a análise de impactos, em parte, é resultado do próprio objeto em questão, já que os stressores têm o seu impacto alterado por variáveis geográficas, temporais, climáticas e até mesmo culturais, permitindo assim um leque muito grande de abordagem do tema.

Seguindo as recomendações da EPA e da SETAC a divisão da análise de impactos em três etapas é um dos critérios amplamente aceito. São elas :

Classificação: processo em que se agregam os dados do LCI em grupos relativamente homogêneos de impactos, por exemplo gases estufa ou nocivos à camada de ozônio.

Caracterização: é a análise e estimativa da potencial magnitude dos impactos em cada grupo, efetuada com a ajuda de ferramentas específicas para análise de impactos.

Valoração: determinação de valores relativos ou pesos para os diferentes impactos e as suas integrações através das categorias de impacto, permitindo uma observação mais ampla de todos os impactos da cadeia.

A - Classificação - compreende a organização das informações do inventário baseada na ligação entre os impactos finais com as categorias de impacto às quais eles podem estar ligados. A chave desse processo de conectar as informações do inventário com a análise de impacto é o conceito de estressor.

Quando algum distúrbio é causado como resultado de alguma atividade relacionada ao ciclo de vida de um produto, vários passos precisam ser dados para vincular essa atividade com um impacto no meio ambiente. Esses passos são guiados pelo conceito de stressor, que é definido como uma série de circunstâncias que podem conduzir a impactos no ecossistema, na saúde, na economia e na degradação das fontes de recursos naturais .

Uma única saída do inventário pode criar um stressor em uma ou mais categorias de impacto. Existem quatro categorias gerais de impactos :

- 1 - Qualidade do ecossistema
- 2 - Qualidade de vida (humana)
- 3 - Utilização de recursos naturais
- 4 - Bem estar social

Dentro dessas categorias existem inúmeras subdivisões, como por exemplo, no caso da categoria de bem estar social estarem inseridas as subcategorias de impacto demográfico, econômico e até físico-sociais como auto estima e ansiedade, entre outras. Esse exemplo ilustra a complexidade que a análise de impactos pode atingir.

B - Caracterização - O segundo passo da análise de impactos é a caracterização onde se busca analisar a magnitude dos potenciais impactos de cada categoria principal nas subcategorias. Por exemplo, CO₂ e metano são ambos classificados como gases estufa, porém o efeito estufa do metano é 21 vezes maior que o do CO₂, devido a características químicas.(IPCC). São utilizados modelos matemáticos que convertem as quantidades de gases em unidades de potencial estufa. Isso se aplica aos gases estufa porque estudos anteriores foram feitos no sentido de determinar essas relações.

Para aplicar o mesmo conceito a todas as emissões de um processo, vários modelos foram desenvolvidos, todos com o objetivo de analisar os potenciais impactos de cada grupo e equalizar seus efeitos tornando a análise mais fácil. Alguns modelos de caracterização são citados abaixo :

- Carga - parte do princípio de que, quanto menor a quantidade, menor o potencial de impacto.
- Equivalência - utiliza fatores de equivalência para medir o potencial de impactos.
- Propriedades químicas inerentes - utiliza as propriedades químicas como toxicidade , persistência, entre outras para normalizar os resultados do LCI em potenciais de impacto.
- Exposição e efeitos - estima os potenciais comparando com informações genéricas sobre meio ambiente e saúde.
- Exposição específica e efeitos - determina os impactos de um sistema com base em informações e estudos locais.

Devido ao fato dessa fase do LCA estar na sua infância e requerer um desenvolvimento significativo, a discussão não deve ser feita buscando o aval técnico para qualquer um dos modelos, mas simplesmente utilizar o que já foi feito como referencia das abordagens que foram dadas e seus resultados.

Os resultados dos métodos de caracterização incluem grande variedade de dados e outras informações caracterizando os impactos específicos nas diversas categorias. Esses resultados podem variar quanto aos seus detalhamentos analíticos conforme forem as

disponibilidades de informações, conhecimento dos mecanismos de impacto, definição de fronteiras e a extensão da caracterização dos sistemas impactados.

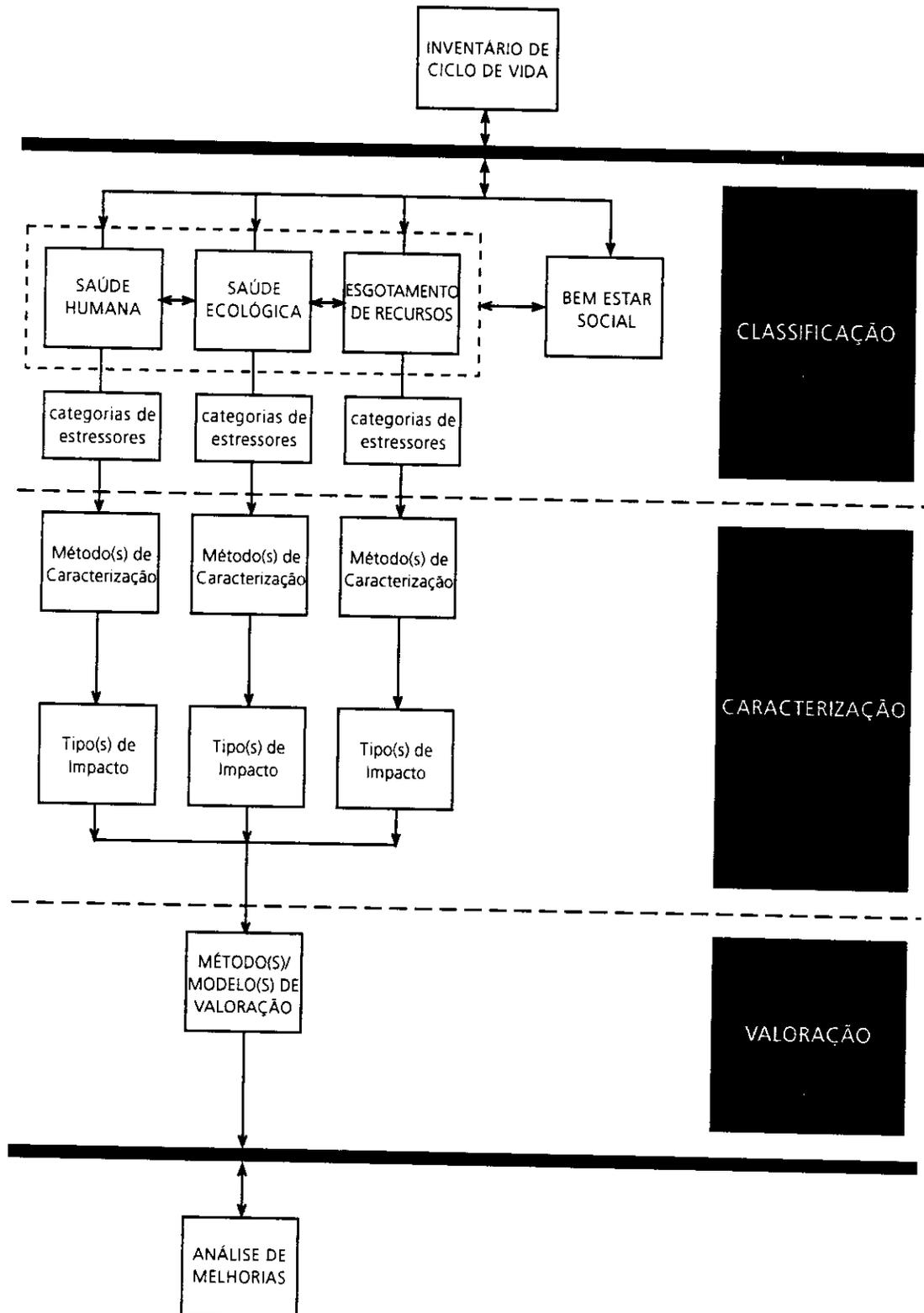
C - Valoração - Uma vez que um conjunto de impactos é descrito conjugando conhecimento técnico e consciência, caracterizando os atributos ambientais dos processos e produtos em estudo, métodos de valoração devem ser aplicados.

É nessa fase que são atribuídos valores explícitos aos vários impactos possibilitando um ranqueamento que facilitará a tomada de algumas decisões. Tradicionalmente, o processo de valoração é conduzido de maneira implícita, de caráter individual, e não coletivo como deveria ser. Um objetivo importante no desenvolvimento de ferramentas conceituais para a valoração de impactos é definir regras explícitas e abordagens metodológicas para coletivizar o processo.

A maior variedade de indivíduos, grupos e setores públicos cujos interesses forem considerados, assim como o peso dado a cada um de seus valores, determinarão o resultado final de um estudo de LCA. Dessa maneira, desenvolver técnicas explícitas e sistemáticas para integrar e elucidar a enorme gama de valores associados a esta fase, talvez seja o componente central do conceito da metodologia do LCA que ainda não foi devidamente explorado.

A figura 3.6 representa esquematicamente as três fases da análise de impactos.

Figura 3.6 - Representação gráfica das três fases da análise de impactos do ciclo de vida.



FONTE: (SETAC, 1993)

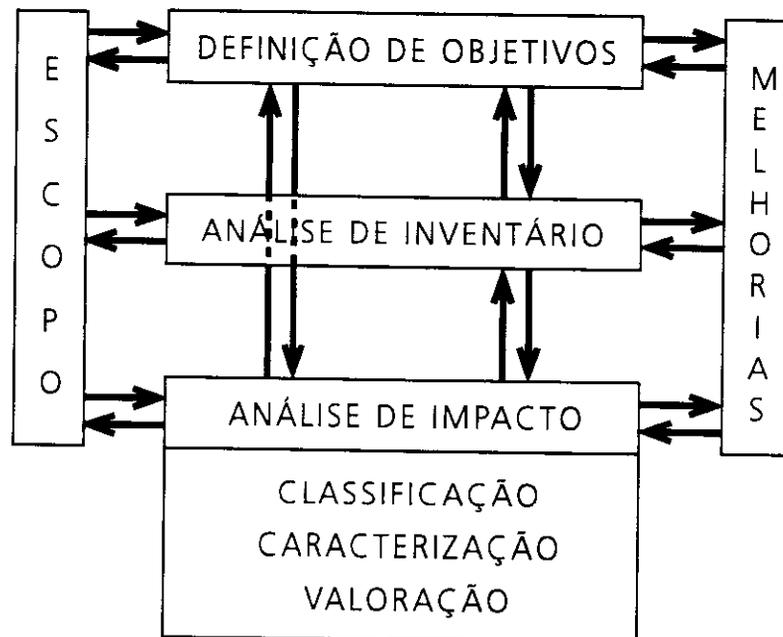
3.2.4 - Análise de melhorias

É uma avaliação sistêmica das necessidades e oportunidades de diminuir os danos ambientais resultantes da utilização de energia e matérias primas no ciclo de vida completo de um produto ou processo. Essa análise pode indicar medidas quantitativas e qualitativas para a melhoria do sistema. Essas medidas podem ser alterações no produto em si ou no processo, alternativas de matérias primas, mudanças na disposição final do produto, etc.

Qualquer das alternativas de melhoria que forem adotadas, sempre estarão orientadas pelos critérios estabelecidos na primeira parte do estudo (definição de objetivos e escopo)

A figura 3.7 mostra esquematicamente o modelo iterativo entre os componentes da LCA.

Figura 3.7 - Relação entre a análise de impacto e as outras etapas da análise de ciclos devida.



FONTE : (SETAC,1993)

Da maneira como foi concebida, a metodologia permite uma análise dinâmica que pode acarretar em melhoria constante do processo ou produto em questão. Com o advento dos softwares de análise de ciclo de vida, esta operação ganhou muita agilidade. É possível alterar um parâmetro, e, em poucos segundos, saber qual será o resultado da mudança no ciclo de vida do produto, assim, através de simulações sucessivas é possível encontrar as melhores soluções para os problemas levantados pela análise de impactos.

3.3 - Aspectos Metodológicos : Práticas de abordagem sobre alguns tópicos do inventário de ciclo de vida.

A maior parte da metodologia do LCI é baseada em balanços de matéria, energia e diagramas de fluxo de materiais, porém, algumas decisões não são tomadas cientificamente, e é nesse momento que variações metodológicas ocorrem. As principais áreas onde isso ocorre são : alocação de coprodutos, reciclagem e energia incorporada nas matérias primas, cada uma dessas áreas será discutida a seguir.

3.3.1 - Alocação de coprodutos

É a divisão das entradas e saídas de um processo entre os vários produtos que são fabricados no mesmo processo. Geralmente essa divisão é feita em termos de massa, isto é, a divisão das entradas e saídas do sistema é feita entre todos os coprodutos proporcionalmente à massa de cada um. Outros métodos como os estequiométricos e análise de calor de reação também são utilizados mas não há um método científico geral que possa ser utilizado em todos os casos. A alocação de coprodutos estequiométrica permite uma avaliação mais precisa em alguns casos. Por exemplo, se as moléculas de uma determinada matéria prima em uma reação complexa são assimiladas apenas por um dos coprodutos a alocação desta matéria prima para apenas um coproduto faz mais sentido do que se for feita em termos da massa total. O objetivo da alocação de coprodutos é determinar parâmetros de divisão que reflitam da melhor maneira possível o comportamento físico do processo.

3.3.2 - Reciclagem

Se um produto é reciclado ou feito a partir de material reciclado, em ambos os casos o processo de reciclagem é embutido no ciclo de vida do sistema em questão. Assim, como acontece na alocação de coprodutos, é interessante repartir as entradas e saídas do sistema entre as parcelas virgens e recicladas.

Existem dois tipos mais comuns de reciclagem : industrial e pós-consumo.

A - Industrial - neste caso o material a ser reciclado nunca foi utilizado antes, por exemplo cavacos resultantes do processo de usinagem de uma peça . Geralmente o material é reciclado internamente ou vendido a algum produtor que o usará como matéria prima, dependendo do ganho econômico de cada alternativa. Conceitualmente define-se dois tipos de reciclagem industrial : reciclagem sucessiva e alocada . No primeiro caso o material a ser reciclado é utilizado como matéria prima de outro processo, como por exemplo aparas de papelão de uma fabrica de caixas sendo utilizadas para fabricar caixas de material reciclado. Nesse caso o produtor de caixas de material reciclado fica livre do ônus de energia consumida e emissões geradas na produção da sua matéria prima, porém ha de se considerar , as entradas e saídas dos processos de coleta, transporte e processamento das aparas até que se transformem em placas que serão então transformadas em caixas. No caso da reciclagem alocada, o resíduo é considerado um co-produto, e como tal, recebe as parcelas que lhe cabem na divisão das entradas e saídas do processo.

- Reciclagem sucessiva : nesse cenário considera-se que o material a ser reciclado é um resíduo do processo, e como tal, não carrega consumos nem emissões quando reutilizado como matéria prima. Daí o consumo de energia de um processo a partir de material reciclado ser na maioria das vezes menor. Um exemplo disso é a produção de latas de alumínio a partir da bauxita e a partir de sucata de alumínio, onde o processo a partir da sucata consome em média 1/6 da energia. Em uma análise precipitada pode-se concluir que é sempre melhor partir de matérias primas recicladas do de matérias primas virgens, porém alguns fatores devem ser levados em conta. Alguns tipos de resíduos industriais já são quase que 100% reaproveitados devido principalmente às vantagens econômicas; se uma empresa deseja melhorar seu desempenho ambiental reduzindo o uso de matérias virgens em detrimento de outras recicladas ,ela, com certeza, reduzirá as suas emissões e consumos dentro do seu LCI, porém, quando compra resíduos de outra empresa, está realocando o uso do material

recuperado e assim o processo não contribui para a melhoria da qualidade ambiental, simplesmente desloca o ganho ambiental de uma empresa para outra sem beneficiar o meio ambiente como um todo. O ganho ambiental se dá quando o material recuperado provem da captação de materiais que já foram utilizados e não apenas daqueles que são produzidos dentro das próprias empresas.

- **Reciclagem alocada:** nessa abordagem da reciclagem industrial o resíduo a ser reprocessado é considerado um co-produto do processo em questão. Todas entradas e saídas são alocadas entre o produto propriamente dito e o resíduo. Assim sendo, por esta ótica, um produto feito a partir do resíduo da produção consome e emite mais que o similar produzido a partir de material virgem, pois aos processos normais somam-se os intermediários ligados à recuperação, transporte e outros. A questão que se faz é: Os recursos naturais necessários e as emissões referentes à produção do produto a partir de material virgem devem ou não ser divididas entre os produtos e os resíduos? E a resposta depende exclusivamente de quem está conduzindo o estudo determinar se o material a ser recuperado será considerado como resíduo ou co-produto da matéria virgem. Em alguns casos a simples alteração das fronteiras do sistema impõe uma alternativa

B - Reciclagem de pós-consumo: existem dois métodos para se analisar a reciclagem de pós-consumo: ciclo fechado e ciclo aberto. Ambos os métodos têm o objetivo de capturar material evitando que o mesmo vá para os aterros sanitários. A natureza do processo de reciclagem, assim como a do material determinam qual método de análise é mais indicado.

- **Reciclagem em ciclo fechado:** em um sistema em ciclo fechado o material é reaproveitado por um processo ilimitado de reutilização. Como por exemplo a reciclagem de vidro. Na prática não existe um sistema perfeito em ciclo fechado por existirem perdas nos processos de reaproveitamento.

- **Reciclagem em ciclo aberto (abordagem de sistema alocado):** neste sistema um produto é feito a partir de material virgem, posteriormente é reciclado e transforma-se em um produto que não pode ser reciclado novamente. Isso aumenta a vida do material mas por um tempo limitado. Um exemplo disso é o método de reciclagem em cascata utilizado pela FIAT automóveis onde os pára-choques recuperados se transformam em difusores de ar, depois em placas de revestimento, e finalmente, passam por um processo de recuperação energética. Dessa maneira, os impactos iniciais da produção do material virgem se diluem nas

etapas de reaproveitamento. Essa visão considera que o material reciclado substitue a matéria prima virgem na produção dos produtos recuperados.

- Reciclagem em ciclo aberto (abordagem de sistemas sucessivos): por essa ótica, o produto virgem é fabricado, utilizado e dispensado, com todas entradas e saídas que lhe competem em todas essas etapas. O produto reciclado adiciona às entradas e saídas do produto virgem as referentes à coleta, reciclagem e fabricação do produto reciclado. Embora facilite algumas análises esse método, é deficiente a partir do momento em que ignora as ligações entre o produto reciclado e o virgem, já que o reciclado não existiria se o produto virgem não tivesse sido produzido anteriormente. Muitas vezes os produtores de materiais virgens são incentivados a fazê-los de maneira a facilitar a sua recuperação (como veremos no estudo do D.F.E Design for environment) e por essa não teriam motivo para fazê-lo. Já na abordagem de sistema alocado existe benefício para ambas as partes quem produz e quem recicla. A adoção de qualquer uma das formas de análise é subjetiva não havendo nenhum critério científico que determine qual delas deve ser utilizada.

3.3.3 - Energia incorporada

Energia incorporada, energia de recurso material, energia inerente ou entalpia agregada, pode ser definida de duas maneiras. Franklin Associates define energia de recurso material como o conteúdo energético (poder calorífico superior) de matérias primas que entram no sistema e são também fontes comerciais de energia na região em que se está realizando o estudo. Outros definem a energia incorporada como sendo o conteúdo energético das matérias primas, independente do fato delas serem utilizadas comercialmente como insumo energético. A definição adotada depende do objetivo do estudo e o único cuidado a ser tomado é, principalmente em estudos comparativos, utilizá-las de maneira coerente.

4 - INSTRUMENTOS DE APOIO À GESTÃO AMBIENTAL BASEADOS NA METODOLOGIA DE ANÁLISES DE CICLOS DE VIDA

4.1 - Design For Environment (DFE)

4.1.1 - Introdução

Muitos dos impactos ambientais de um determinado produto são causados por decisões tomadas na fase de projeto, anterior a sua fabricação e uso. Isso ocorre porque as questões ambientais geralmente não são levadas em conta no início do processo de concepção do produto, quando os possíveis impactos provocados pelo produto podem ser evitados. Esperar até o fim do projeto para se fazerem considerações ambientais é uma prática que está se tornando obsoleta. Porém, ainda hoje, a maioria dos impactos ambientais tem sido remediados através de controle de emissões e alterações nos processos de produção, deixando de lado a concepção do produto em si.

Tolerantes com a baixa integração entre o desenvolvimento dos produtos e dos processos, muitas empresas consomem mais tempo resolvendo problemas do que os prevenindo.

Um exemplo clássico ocorreu com a 3M. Na metade da década de 70, a 3M desenvolveu um extintor de incêndio para cabines de aviões. O equipamento funcionou perfeitamente, mas foi vetado pela EPA porque prejudicava os peixes e outras formas aquáticas de vida. Em apenas três semanas, cientistas identificaram os produtos químicos tóxicos e encontraram substitutos muito menos agressivos ao ambiente. O novo produto era tão eficiente como o anterior, e mais barato para ser produzido. Se pessoas com conhecimento ambiental tivessem participado do projeto inicial, esse percalço teria sido evitado. O programa de prevenção à poluição da 3M foi criado após o incidente.

Nos últimos 15 anos, muitas empresas começaram a dar atenção à prevenção à poluição. Porém, muitos projetos de design "verdes" podem fracassar sem um suporte adequado. Se o grupo que está executando o projeto, não tiver uma visão muito clara de onde quer chegar, e da viabilidade de se atingir tal objetivo, fica muito difícil de reduzir os impactos de um determinado produto na etapa de projeto.

Nem todos os novos métodos de design utilizam-se de uma visão tão ampla. Em contraste com a ambigüidade de um design "verde", programas como o de design para a reciclagem são estratégias bem específicas. Uma estratégia restrita, como a desse exemplo, pode trazer benefícios, porém pode não ser a opção ideal. Os resultados gerais do desempenho de um produto podem ser obscurecidos quando os projetistas se concentram em apenas um único aspecto ambiental.

Por exemplo, um produto que é facilmente reciclado, pode colaborar com a redução do volume de lixo depois de ser utilizado, mas ao mesmo tempo seu desempenho ambiental total pode permanecer inalterado ou até mesmo piorar. Se o objetivo final do projeto é o desempenho ambiental, ele não deve ser baseado em um único tópico.

É necessário que os projetos reduzam os impactos ambientais totais satisfazendo, ao mesmo tempo, uma gama maior de critérios.

A metodologia de análise de ciclos de vida, analisa cada passo no desenvolvimento de um produto, desde a extração das matérias primas até a disposição final do produto após o final da sua vida útil. Quando os projetistas se utilizam dessa visão ampla dos processos eles têm a segurança de que os impactos ambientais de seus produtos são descobertos e podem ser reduzidos ou evitados, e não simplesmente transferidos de um lugar para o outro.

Um outro caso, também ocorrido nos E.U.A, mostra a importância da visão sistêmica de um projeto. No início da década de oitenta estava para ser votada uma lei no estado da Califórnia que previa que grande parte dos automóveis que circulariam naquele estado, a partir do ano 2000, teriam que obrigatoriamente, serem movidos a energia elétrica. Quando se fez uma análise mais ampla do sistema, concluiu-se que os impactos ambientais seriam maiores do que os causados por carros de baixa potência movidos a gasolina. Isso se deve principalmente a dois fatores: a produção de energia elétrica na região é predominantemente térmica a carvão, e haveria um volume imenso de baterias a mais no mercado. Se tal lei, aparentemente ecológica, tivesse entrado em vigor, os resultados para o ambiente seriam o deslocamento das emissões das fontes móveis (automóveis) para as fontes fixas (termelétricas), e o aumento de resíduos de metais pesados, que ainda hoje representam um risco potencial aos ecossistemas.

A metodologia de análise de ciclos de vida reforça seu caráter sistêmico quando utilizada para na concepção de produtos. Baseada nessa abordagem sistêmica, o design de ciclo de vida também adota princípios como desenvolvimento constante e grupos multidisciplinares. Cada um desses grupos é fundamental para, com sucesso, equalizar o

rendimento ecológico com outros critérios entre os quais financeiros, desempenho, culturais e legais.

O desenvolvimento prudente de um produto deve considerar que cada vez mais os fatores ambientais estão diretamente ligados à qualidade do produto, e que produtos de qualidade são a garantia de sucesso de uma empresa.

Outra colaboração do D.F.E é permitir um levantamento mais apurado dos custos indiretos ou externalidades, isto é, os custos que não aparecem em uma planilha convencional. Esses custos geralmente não aparecem em projetos convencionais, mas podem ser substanciais.

Além disso, os custos ambientais convencionais, tais como os de controle da poluição, estão ficando cada vez maiores, o que por si só justificaria a adoção de técnicas para reduzi-los na fonte.

A legislação alemã fornece um exemplo de quais restrições legais as empresas globais poderão enfrentar. Os fabricantes serão responsabilizados pelo destino final de seus produtos após terem sido utilizados pelos usuários. Isso ocorrerá tanto para automóveis quanto para embalagens de bebidas. Assim que entrou em vigor, essa lei já causou muita controvérsia, principalmente no setor de embalagens, onde muitos produtos importados não possuem embalagens que se adaptam a essa nova norma.

A comunidade européia viu a nova lei como uma barreira comercial disfarçada. Porém, em outros setores, como o automobilístico, o novo cenário vem colaborando para a diminuição dos resíduos e do consumo de matérias primas, através do reaproveitamento de muitas partes dos automóveis que eram inutilizadas.

O conhecimento da dimensão dos impactos causados pelas atividades humanas dá uma nova perspectiva ao potencial do design de ciclo de vida. Todos os produtos causam múltiplos impactos ao meio ambiente. Inicialmente, produtos consomem recursos renováveis e não renováveis, e a obtenção desses recursos causam impactos no ambiente. Outros impactos estão relacionados à fabricação e ao uso dos produtos, e finalmente existem os impactos causados pela disposição final dos produtos, depois de terminada a sua vida útil.

No caso de uma embalagem de PET, por exemplo, o fabricante do polietileno será responsável pela recuperação de uma porcentagem desse material do mercado, através de programas tais como os de recuperação de garrafas. Nesse contexto, quando um empresário da POLIOLEFINAS olhasse através da janela de seu escritório e visse aquela imensa quantidade de garrafas de PET acumuladas no rio Pinheiros, ao invés de pensar: "As garrafas de

polietileno são um sucesso", pensaria "Preciso melhorar os projetos de recuperação de garrafas".

Projetos conduzidos com objetivos ambientais que reflitam os problemas atuais e futuros, ajudam a promover o uso sustentável dos recursos ambientais e colaboram para garantir uma qualidade ambiental para as gerações futuras.

Os principais objetivos do design de ciclo de vida, também conhecido como design para o meio ambiente (D.F.E. em inglês), são :

- Reduzir todos impactos ambientais e riscos à saúde causados por um produto, começando pela fase de projeto.
- Encorajar a inclusão de critérios ambientais nos estágios iniciais dos projetos ao invés de dar prioridade a processos de controle de poluição.
- Integrar critérios ambientais, de performance, de custo, culturais e legais nos projetos.

No D.F.E. os produtos são definidos como sistemas que incluem os seguintes componentes:

- o produto
- os processos que compõem a fabricação, o uso e a disposição final de um produto
- redes de distribuição

A metodologia do DFE vincula as interações com o ambiente de todas as atividades ligadas ao sistema de um produto quer sejam anteriores ou posteriores à sua fabricação, e não apenas às relacionadas com a produção e uso. Quando no projeto se considera cada estágio do ciclo de vida, desde a obtenção das matérias primas até a disposição final dos resíduos, os impactos ambientais podem ser melhor observados e reduzidos.

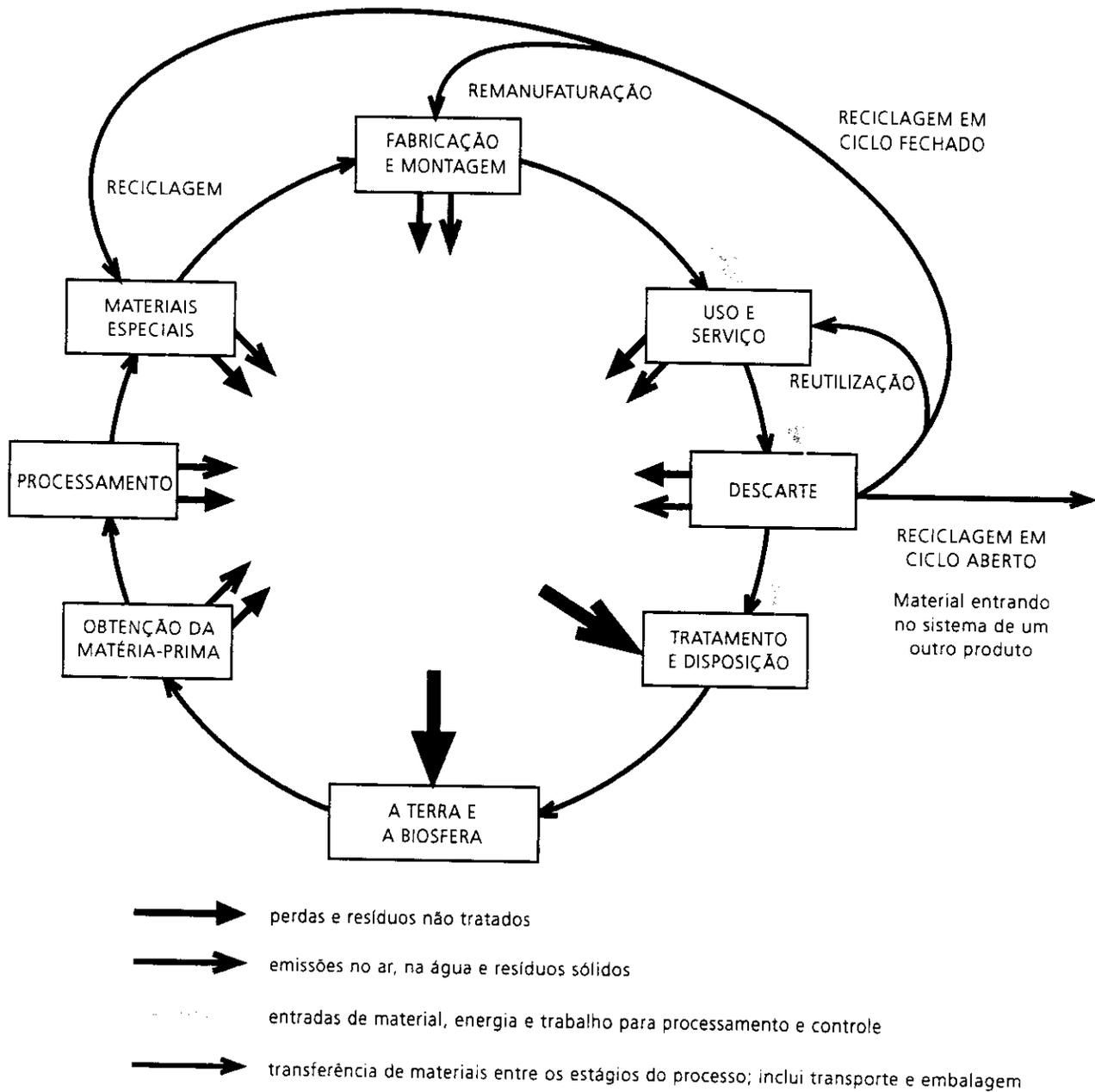
Nenhum método ou grupo de regras se aplicam a todos os produtos. Os projetistas devem conhecer a filosofia do conceito de ciclo de vida e utilizá-la para desenvolver uma metodologia própria de DFE.

O projeto que considera as questões ambientais é ainda mais complexo que outro projeto similar que não tenha as mesmas preocupações. Seria interessante que os projetistas brasileiros pudessem utilizar-se de uma base de dados para selecionar os caminhos menos

nocivos ao ambiente como ocorre na Europa e Estados Unidos. Infelizmente essa base de dados ainda não existe.

4.1.2 - O Conceito de DFE

Figura 4.1 : Representação esquemática do ciclo de vida de um produto.



FONTE: (MENEREY, D.; KEOLEIAN, G., 1993)

Alguns elementos chave formam a base do DFE. O primeiro é considerar o projeto de maneira sistêmica baseada na metodologia do L.C.A.. Essa visão mais ampla considera todos os efeitos das decisões tomadas no projeto antes e depois da fabricação do produto. Todas as atividades relacionadas à fabricação e à utilização dos produtos, são consideradas no projeto. Como resultado, o produto é combinado com o processo, distribuição e utilização, representando um único sistema a ser projetado. Todas as conseqüências de um projeto podem ser identificadas permitindo uma facilidade maior para se atingir as metas desejadas.

A seguir serão descritos cada um dos componentes do sistema de um produto:

A - Produto - A componente produto consiste de todos os materiais do objeto final. Todas as variantes dessa categoria de entrada do sistema em todo o ciclo de vida são consideradas. Por exemplo, a componente produto de uma simples colher de madeira é formada pela árvore, o pedaço dela escolhido para ser transformado, e os restos que não são utilizados como matéria prima (a serragem e os cavacos de madeira resultantes do processo de fabricação) e a colher jogada no depósito de lixo. Posteriormente, se o lixo for incinerado, gases, cinzas e vapor de água são produzidos.

A componente produto de um sistema complexo como um automóvel é formada por uma grande variedade de materiais. Isso pode incluir materiais que são formados pela combinação de várias matérias virgens misturadas inclusive com materiais reciclados. Os materiais usados na fabricação de peças de reposição também são incluídos. Alguns materiais, como os plásticos, contêm energia que pode ser recuperada por combustão. Essa energia se encontra incorporada aos materiais.

As outras três componentes do sistema de um produto compartilham categorias comuns de subcomponentes :

- Fábricas ou plantas
- Unidades operacionais ou estágios do processo
- Equipamentos e ferramentas
- Trabalho
- Entradas diretas ou indiretas de materiais
- Energia

B - Processo - Os processos transformam materiais e energia em uma variedade de produtos finais e intermediários. A componente do processo inclui os materiais utilizados direta e indiretamente para se fazer o produto. Catalisadores e solventes são exemplos de

materiais de processo direto, plantas e equipamentos são exemplos de entradas materiais indiretas do processo. Os recursos utilizados em pesquisa, desenvolvimento, testes e uso do produto também são incluídos no processo.

C - Distribuição - A distribuição consiste na embalagem e nos sistemas de distribuição utilizados para armazenar, proteger e transportar produtos e materiais envolvidos nos processos. Trens, caminhões, barcos, aviões e dutos em geral são os meios de transporte mais comuns. Dispositivos de transporte de materiais como bombas, vagões e válvulas, assim como equipamentos auxiliares tais como guinchos e macacos hidráulicos também fazem parte da componente distribuição.

Equipamentos para armazenamento, tais como geladeiras e embalagens são necessárias para a distribuição. Isso engloba as vendas no varejo e os estoques.

D - Administração - A administração inclui serviços administrativos, administração financeira, marketing, treinamento e programas educacionais. Equipamentos de escritório tais como computadores e copiadoras que dão apoio as atividades administrativas.

A componente administração também aglutina informações e fornece-as para outros agentes envolvidos em todo o ciclo de vida. Informação é um elemento chave do DFE. A redução dos impactos ambientais e dos riscos associados a um determinado produto dependem da produção e da correta utilização da informação.

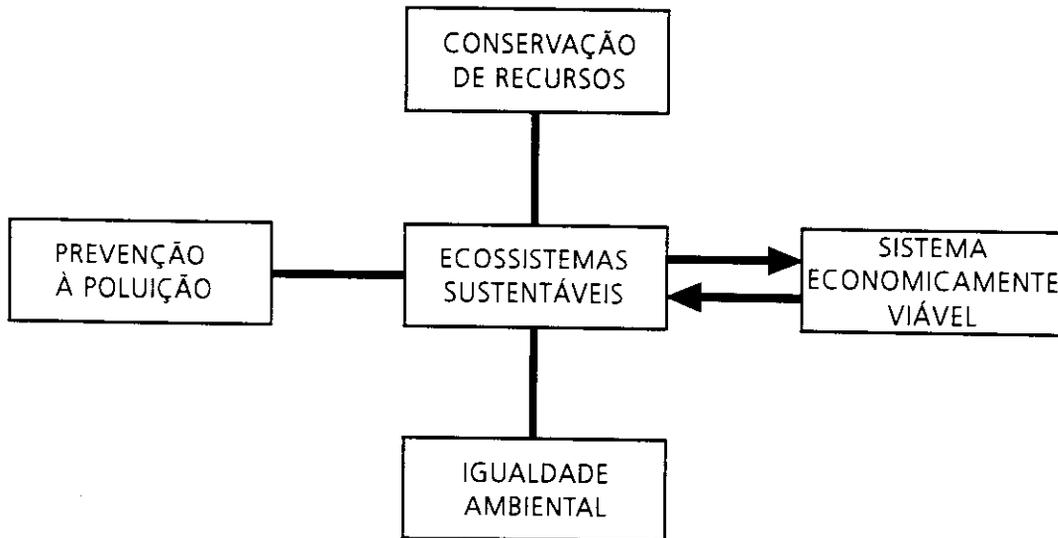
4.1.3 - Os Objetivos do DFE

O primeiro objetivo do DFE é reduzir os impactos ambientais totais assim como os riscos a saúde causados por determinado produto. Esse objetivo só pode ser atingido se associado a outros objetivos do DFE. O DFE pretende:

- A conservação dos recursos naturais
- A prevenção a poluição
- A equidade ambiental
- A sustentabilidade dos ecossistemas
- A manutenção a longo prazo de sistemas economicamente viáveis.

A figura a seguir demonstra como os objetivos do DFE interagem entre si.

Figura 4.2 : Inter -relação dos objetivos do DFE



FONTE: (MENEREY, D.; KEOLEIAN, G., 1993)

A - Conservação dos recursos naturais - Não haveria nenhum produto nem atividade econômica conhecida se não houvesse a disponibilidade de recursos naturais. Com exceção de algumas fontes de energia como a solar e a eólica, os recursos são limitados. Um projeto eficiente conserva ao máximo os recursos. Seguindo esse caminho de otimização a cada passo, os impactos causados pela extração e transformação automaticamente são reduzidos.

B - Prevenção à Poluição - Poluição é qualquer resíduo ou sub produto indesejado resultante de qualquer atividade humana. Em contraste a controlar a poluição depois dela ser produzida, a prevenção à poluição visa evitá-la, ou reduzi-la na fonte. Desta maneira, a prevenção é uma ferramenta eficaz e abrangente para se reduzir impactos causados pela poluição. Além disso, a prevenção pode ser diretamente eficiente em termos de custos, já que diminuindo a poluição automaticamente está se fazendo um uso mais eficiente dos recursos, e em alguns casos reduzindo os encargos gerados pelos resíduos.

C - Equidade Ambiental - Existem enormes inequidades na distribuição do uso dos recursos naturais, principalmente entre os países desenvolvidos e os em desenvolvimento. Tais divergências também se reproduzem entre regiões do mesmo país, reproduzindo internamente o quadro de desigualdade internacional. Em muitos lugares do mundo, as pessoas vivem com o mínimo de consumo, e em alguns casos com menos ainda, mesmo estando em lugares onde os recursos são abundantes. A poluição e outros impactos decorrentes da produção industrial também são distribuídos de maneira desigual. Estudos conduzidos nos E.U.A mostram que populações mais pobres estão mais expostas à poluição e aos riscos à saúde que as mais ricas. No Brasil, mesmo não havendo um estudo desse tipo, um simples passeio pelo parque industrial da grande São Paulo seria o bastante para se compactuar com a idéia. Além disso, os índices aceitáveis de poluição variam de país para país e algumas empresas se aproveitam disso para reduzir os seus custos através das leis ambientais inadequadas do local. As desigualdades podem se alastrar facilmente através das gerações quando os recursos naturais e os ecossistemas só são considerados pelo seu valor presente, desconsiderando fatores como a escassez e os usos múltiplos em detrimento de variáveis estritamente econômicas.

D - Sustentabilidade dos Ecossistemas - A conservação de recursos, prevenção à poluição e a equidade na distribuição dos riscos ambientais colaboram para a preservação da diversidade biológica e para a sustentabilidade dos ecossistemas. Em geral, sustentabilidade é a capacidade de um sistema manter-se através do tempo. A sustentabilidade dos ecossistemas é a capacidade de suporte da vida no planeta. É um erro acreditar que as necessidades básicas dos seres humanos possam ser satisfeitas sem estarem baseados em um meio ambiente limpo e saudável. Alimento, água potável, ar limpo, abrigo e roupas são todos provenientes da biosfera.

E - Sistemas Economicamente Viáveis - Um mundo poluído, pobre em recursos e ecologicamente degradado, onde a saúde humana é severamente comprometida, não pode ser de maneira nenhuma considerado sustentável. Os produtos devem ser projetados de maneira a balancear os recursos humanos, naturais e financeiros de maneira a atingir a prevenção à poluição, a conservação e a sustentabilidade dos ecossistemas. A limitação do crescimento econômico e o controle populacional serão condições necessárias para a sustentabilidade econômica dos sistemas. Numa perspectiva de longo prazo, aumentar o

valor agregado dos produtos é mais lógico do que promover o aumento da produção e do consumo. Os bens materiais e outros aspectos tradicionais da nossa sociedade são substitutos pobres para o bem estar físico e emocional dos indivíduos na sociedade.

4.2 - Prevenção à Poluição Nos Processos Industriais

4.2.1 - Introdução

A poluição industrial existe porque o meio ambiente pode absorver apenas uma parcela do que é emitido pelas indústrias. Esse montante, que varia em função de vários fatores, entre eles geográficos e climáticos, é chamado de capacidade de suporte, ou seja, uma quantidade limite a partir da qual se compromete a qualidade ambiental local.

Muitos produtos são caracterizados como poluentes por possuírem características físico-químicas que impedem que eles sejam assimilados, em tempo aceitável, pelo meio ambiente. Outros, chamados de bio-degradáveis, são assimilados naturalmente pelo meio ambiente, porém em determinadas quantidades. Em geral os poluentes são a parte da energia e das matérias-primas que deixam os processos industriais de maneira desagregada, não podendo ser reaproveitados diretamente no processo, sendo despejados no meio ambiente. A maioria dos problemas enfrentados atualmente, tais como, poluição da água, do ar e a contaminação do solo são resultantes do comportamento equivocado das indústrias em relação ao meio ambiente no passado. Esse erro do passado se manifesta hoje na forma de gastos em despoluição e outras ações remediadoras, quando não, de formas mais nefastas como inviabilização da vida em determinadas regiões.

É preciso aprender a lidar com as variáveis intrínsecas dos processos e não apenas com os sintomas. Como nossa economia e a sobrevivência de nossa população está baseada nos recursos naturais, os tomadores de decisão devem incorporar o conceito de sustentabilidade, e procurar dar verdadeiro valor aos insumos materiais e energéticos.

A sociedade contemporânea busca um mundo totalmente industrializado, com produção industrial globalizada, mercados globais, redes de comunicação globais e prosperidade global. Porém, os padrões atuais impedem que isso se realize, ou seja, se os países do Terceiro mundo seguirem os mesmos passos que foram dados pelos países do Primeiro mundo em busca da prosperidade, não haverá energia nem recursos naturais

suficientes, e a capacidade de suporte do planeta se esgotaria. Em resumo, o caminho traçado até aqui pela sociedade moderna industrial é excludente e anti democrático a medida que não garante oportunidades iguais às pessoas.

No modelo produtivo vigente, em prol de um grupo reduzido de pessoas, multidões são sacrificadas, sendo condenadas a viver em lugares exauridos de recursos e em condições ambientais precárias, como vem acontecendo por exemplo na China onde estão localizadas 3 das cinco cidades mais poluídas do mundo (Shenyang, Beijing e Kian). No Brasil temos muitos exemplos como o de Cubatão e outras áreas urbanas e rurais que podem se tornar impróprias para serem habitadas em favor do desenvolvimento econômico.

Porém, os custos de produção geralmente não levam em conta esses fatores e o que significa baixo custo de produção para uns, representa a perda da qualidade de vida para outros. Os preços de mercado deveriam incluir ambos fatores: os custos diretos de produção e os custos de degradação do meio ambiente.

A poluição industrial atingiu um nível em que ela não só degrada o meio ambiente, como também a saúde econômica das empresas principalmente nos países do primeiro mundo. A EPA estima que em 1991 foram gastos nos Estados Unidos em remediação e controle da poluição pelos setores públicos e privados 100, bilhões de dólares.

O Dr. Michael Royston do Environmental Managemant Center for Education in International Manegement de Geneve (Royston MG, 1979), desenvolveu um conceito integrado de manejo de resíduos e controle da poluição. Ele sugere as seis dimensões do meio ambiente :

1) Tecnologia ambiental - aplicação de tecnologias mais eficientes para diminuir a produção de resíduos. Assistência econômica deve ser prestada aos pesquisadores dessa área.

2) Economia ambiental - O pré requisito para uma estratégia de sucesso é a internalização de todos os custos ambientais do processo assim como incentivos econômicos que encorajem a adoção de programas de preservação do meio ambiente. É sugerida a taxação de efluentes.

3) Meio ambiente físico - O princípio básico é o de trabalhar com o conceito de ecossistema. É fundamental conhecer a capacidade de assimilação de um determinado local e usar esse conhecimento na determinação de padrões locais de emissão.

4) Cultura ambiental - O aspecto mais importante da cultura ambiental é a educação. A maneira mais efetiva de uma comunidade combater a poluição é aquela em que cidadãos, governo e empresas trabalham juntos com um objetivo em comum.

5) Meio ambiente social - Todas as culturas ao redor do mundo possuem uma ética anti poluição. Porém, ainda hoje muitas pessoas acreditam que o único caminho para o crescimento econômico é o de manter o sistema de produção funcionando às custas do esgotamento dos recursos naturais e do consumo exagerado de energia, produzindo produtos descartáveis e intensivos em matérias primas e energia. Esse pensamento deve ser substituído pela crença na produção baseada na preservação dos recursos naturais e na fabricação de produtos menos nocivos ao meio ambiente.

Na esfera social, em alguns casos, processos industriais transferem resíduos da planta produtiva para a comunidade que a cerca. Nesse caso, os benefícios da empresa estão emparelhados com os custos para a comunidade. Deveria haver uma aproximação no sentido de dividir os custos e benefícios associados com o desenvolvimento e a poluição. No caso dessas comunidades atingidas, é necessário que elas recebam benefícios proporcionais aos custos com os quais elas arcam. Em qualquer processo industrial, o empreendedor deve dispor de capital e tecnologia. Porém, a comunidade também dispõe de capital na forma de ar, água, e a terra que será modificada na implantação do empreendimento.

6) Meio ambiente político - A solução dos problemas ambientais é política. As sociedades mais desenvolvidas estão percebendo que a educação tecnológica não implica em sabedoria e que não existem soluções tecnológicas para todos os problemas ambientais. As estratégias de manejo ambiental estão sofrendo mudanças drásticas. Enquanto muitas agências governamentais tentavam criar uma produtividade harmônica entre o homem e a natureza, hoje, tanto os países do Primeiro Mundo, como os do Terceiro Mundo, lutam contra a poluição e buscam novos caminhos para combater a degradação ambiental. Uma alternativa tecnicamente promissora é a prevenção à poluição. O conceito de máxima prevenção de resíduos já era praticado na China, há centenas de anos atrás, quando a população reaproveitava materiais reduzindo a produção de resíduos, como a fertilização do solo, com o lixo orgânico doméstico. A prevenção da poluição ainda é vista como novidade por aqueles acostumados ao controle feito através de tratamento e disposição final em aterros. Competição econômica, custos regulatórios e opinião pública, em conjunto com a

visão holística dos processos, estão conduzindo uma mudança institucional nas estratégias de prevenção à poluição. Essa estratégia irá integrar economia e meio ambiente em todos os níveis de governo e da iniciativa privada através de discussões conjuntas.

O desenvolvimento industrial não deve comprometer as condições de vida dos seres humanos, animais ou plantas. É necessário estancar o débito ambiental que a sociedade possui com o planeta. Todos devem repartir a responsabilidade por uma sociedade sustentável. Devemos manter a qualquer custo o funcionamento dos processos ecológicos essenciais, a biodiversidade, assim como a capacidade de suporte de todos os ecossistemas, reduzindo o conteúdo energético e o material do crescimento econômico.

4.2.2 - Conceito

O termo prevenção à poluição foi definido em 1976, quando o Dr. Joseph Ling da concebeu um projeto denominado de "Programa dos 3Ps", baseado em melhorias tecnológicas e de gestão que tem como meta :

- diminuir as emissões para o meio ambiente
- proporcionar custos de produção menores do que os anteriores mais poluentes.

Prevenção à poluição significa redução na fonte. Isso implica em práticas para reduzir ou eliminar a geração de poluentes através do aumento da eficiência na utilização das matérias primas, energia, água e outros recursos, isto é, proteção dos recursos naturais através da conservação. Para tanto, é necessário o conhecimento detalhado de todo o processo. É neste aspecto que insere a utilização da visão holística, necessária à execução de um L.C.A completo para um projeto de prevenção à poluição, porém, o inventário de ciclo de vida (LCI) é uma ferramenta poderosa para se identificar nos processos quais são as possibilidades de melhoria na eficiência dos mesmos.

Existem dois princípios básicos de redução na fonte:

- mudanças no produto (DFE)
- mudanças no processo

O objetivo é reduzir o volume e a toxicidade dos resíduos durante todo o ciclo de vida dos produtos. Redução na fonte é definida como qualquer prática que reduza o fluxo de qualquer substância nociva, poluente ou contaminante antes de ser reciclada, tratada ou armazenada. Isso inclui práticas que diminuem os danos à saúde pública e ao meio ambiente, associados à emissão dessas substâncias. Para isso são implantadas modificações nos equipamentos ou tecnologias da produção, nos processos, reformulação ou redesign dos produtos, substituição de matérias primas, etc...

Tecnologia limpa (ou tecnologia de prevenção à poluição) é a ferramenta da prevenção, interferindo no design dos produtos e nos processos de fabricação que podem ser feitos com menor consumo de matérias primas, energia e água; produzindo menor quantidade de resíduos e, quando possível, fazendo reciclagem no próprio processo de fabricação.

Com a evolução do conceito, estudos de caso de sucesso revelaram características chaves da prevenção à poluição que são extremamente contrastantes com as referentes ao conceito de controle da poluição, a política de meio ambiente dominante nas últimas décadas em todo o mundo. O controle da poluição inclui tratamento de resíduos, reciclagem pós consumo e transferência de resíduos de um local para o outro, procedimentos antagônicos aos da prevenção onde os resíduos por não serem gerados não precisam ser tratados.

Segundo o Dr. Joseph Ling: " O controle da poluição não resolve nenhum problema. Ele apenas altera o problema, mudando-o de uma forma para a outra e, em alguns casos, cria ainda mais poluição". Ele consome recursos para remover a poluição de um lugar para o outro gerando mais resíduos e a disposição final desses resíduos gerados polui ainda mais. Uma vez que um resíduo é produzido e lançado no meio ambiente ele irá circular na água, no ar e na terra. A menos que sejam destruídos, esses resíduos irão mudar de local constantemente.

Em geral, a produção industrial possui três categorias de problemas relacionadas à poluição. A primeira está relacionada com os processos de manufatura; a segunda, com a utilização dos produtos após a sua fabricação; e a terceira, à sua disposição final após terminada sua vida útil.

Atualmente, o controle da poluição industrial é baseado no tratamento dos resíduos produzidos na fabricação. Esse processo custa caro para o industrial, que gasta recursos continuamente para manter o sistema funcionando. Também o poder público é obrigado a

manter um aparato de fiscalização operante, e em geral ineficaz, quanto à manutenção da qualidade ambiental. Além disso, de acordo com a primeira lei da termodinâmica, referente à conservação da massa, a poluição uma vez produzida não desaparece, e tudo o que esse tipo de abordagem do problema pode fazer é deslocá-la de um lugar para o outro, causando outros tipos de problema.

Esse sistema, de produção de resíduos e controle, consome energia e, em alguns casos, gera ainda mais poluição para transportar e armazenar os resíduos de primeira categoria do processo industrial, deixando intocadas as emissões de segunda e terceira categorias, ou seja as provocadas durante o tratamento dos resíduos de primeira categoria (produzidos em determinado processo industrial).

A prevenção da poluição trabalha com a perspectiva de que diminuindo-se a produção de resíduos na fonte, diminuem-se os custos de controle da poluição, buscando soluções para melhorar o desempenho das três categorias de poluição. Uma vez que a maioria da poluição é fruto da passagem de matérias primas pelo processo industrial, prevenindo-se a produção de resíduos automaticamente se está economizando energia e matérias primas, tornando o processo mais barato e ambientalmente mais eficiente.

É preciso combinar desenvolvimento tecnológico e econômico com preservação ambiental tornando possível melhorar a qualidade de vida das populações, principalmente as do Terceiro mundo, enquanto se preserva a qualidade do meio ambiente. Para isso, é fundamental que se reconheça as interligações entre os objetivos econômicos e ambientais. Os conceitos de prevenção à poluição entre eles o de design para o meio ambiente, podem colaborar para a criação de um cenário onde o desenvolvimento industrial ocorra de maneira sustentável e com uma maior harmonia com o meio ambiente. Para isso, além do conhecimento técnico é necessária, a participação de todos agentes sociais na construção de uma nova sociedade que não desperdice seus recursos naturais e viva em harmonia com o meio ambiente.

4.2.3 – Breve Comentário sobre Prevenção à Poluição no Brasil

Desde o final da década de 80, nos Estados Unidos, a legislação tem proporcionado incentivos econômicos para as indústrias prevenirem a geração de resíduos. Com o aumento dos custos de controle, limpeza e disposição final, seguidos pelo aumento dos custos da energia e matérias primas, o setor público criou um cenário favorável para pressionar as

indústrias a reduzirem a poluição, como a exigência feita às indústrias de reportarem anualmente todas as suas emissões. Estudos posteriores revelaram que esse fatores tornaram a prevenção prioritária na estratégia do setor industrial.

No Brasil, em particular no estado de São Paulo, a nova legislação ambiental incentiva as indústrias a praticarem a prevenção. No ante projeto de lei que institui a política de resíduos sólidos (Minuta do Anteprojeto de Lei que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos, 1998), o parágrafo VIII do artigo dois do capítulo I diz que :

"São princípios da política estadual dos resíduos sólidos a prevenção da poluição, mediante práticas que promovam a redução ou eliminação de resíduos na fonte geradora."

No mesmo documento no parágrafo II do 50 artigo , define-se a prevenção da poluição como ; "o uso de processos, práticas, materiais ou energia com o objetivo de diminuir o volume de poluentes ou de resíduos na geração de produtos ou serviços".

Também o artigo 17 do Capítulo II prevê :

"O estado deverá elaborar , em parceria com o setor industrial, Plano de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos e de Prevenção à Poluição, priorizando soluções integradas na forma estabelecida em regulamento."

No título IV "Dos Instrumentos Econômicos" no parágrafo I do artigo 57,;o projeto de lei prevê :

Deverão ser concedidos incentivos fiscais e financeiros às instituições públicas e privadas que :

"Promovam a minimização dos resíduos a serem dispostos e , preferencialmente, a prevenção da geração, a reutilização e a reciclagem de resíduos;"

Embora esta lei ainda não tenha sido promulgada, muitos projetos de prevenção da poluição estão em curso no país. São projetos voluntários que ainda não foram concebidos sob a luz dessas novas leis.

Entre eles podemos citar os exemplos da tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Lista de alguns projetos de prevenção à poluição no Brasil

Nome da Empresa	Problemas Ambientais	Medidas Implementadas	Resultados Alcançados
Alpargatas Santista Textil S/A	1. Geração de resíduo de algodão	<ul style="list-style-type: none"> • Desenvolvimento de um novo método de trabalho em conjunto com os operadores para a troca de partida, principal responsável pela geração de resíduos na moagem • Padronização das regulagens dos teares e estabelecimento de freqüência para a verificação das condições das máquinas, para correção dos desvios na tecelagem 	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do índice de estopa crua de 0,62% para 0,46%, equivalente a 35 t/ano (economia de US\$ 76 mil/ano) • Redução do índice de auréola de corte de 1,84 para 1,64%, equivalente a 46t/ano (economia de US\$ 61mil/ano).
	2. Consumo Excessivo de energia elétrica	<ul style="list-style-type: none"> • Desligamento de uma frigorígena no setor Alfa e outra no setor Beta no horário de ponta • Substituição de duas frigorígenas de 1490Kw por duas de 900Kw 	<ul style="list-style-type: none"> • economia de aproximadamente US\$ 2667/ mês • Economia de 590 Kw/ frigorígena (US\$ 31600/ mês) e redução do uso de freon
	2. Consumo excessivo de água	<ul style="list-style-type: none"> • Reutilização da água de resfriamento das linhas integradas , nas linhas de tingimento 	<ul style="list-style-type: none"> • Economia de 20m³ de água captada (US\$ 1300/mês)

Chevron do Brasil LTDA	1. Geração de aproximadamente 3 toneladas ano de resíduos sólidos classe 1 (resina fenólica)	<ul style="list-style-type: none"> • Substituição de resina catalisadora 	<ul style="list-style-type: none"> • Redução de aproximadamente 50% na geração de resíduo classe 1 (1500Kg), que representa uma economia de aproximadamente US\$ 5000,00/ano
	2. Geração de poeiras de Pentasulfeto de Fósforo durante a alimentação do reator.	<ul style="list-style-type: none"> • Melhoria da embalagem de Pentasulfeto de Fósforo por parte do fornecedor e automatização do processo de adição no reator 	<ul style="list-style-type: none"> • Redução de aproximadamente 60% no consumo de auxiliar filtrante, que representa uma economia de aproximadamente US\$ 35000,00 por ano

FONTE : ELABORAÇÃO PRÓPRIA COM BASE EM DADOS FORNECIDOS PELA CETESB

A prevenção apresenta muitas vantagens para o empresário em relação aos métodos tradicionais de controle, no entanto, o número de projetos em andamento é pequeno quando comparado com a dimensão do parque industrial nacional. Em parte isso ocorre por falta de informação, e, em outros casos, por falta de fiscalização por parte do poder público e desinteresse da sociedade.

4.3 - As normas ISO e o LCA

4.3.1 - Breve Histórico

Segundo definição da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), "norma é um documento estabelecido por consenso e aprovado por um organismo reconhecido , que fornece para o uso comum e repetitivo , regras, diretrizes ou características para atividades ou resultados , visando à obtenção de um grau ótimo de ordenação em um dado contexto".

A atividade de normatização internacional teve seu início em 1906, no campo da Engenharia Elétrica, com a criação da Comissão Eletrotécnica Internacional - IEC (International Electrothechnical Commission). Em 1926, trabalhos pioneiros em outros campos levaram a IEC a se transformar na Associação Internacional de Normalização - ISA (International Standard Association). A ênfase principal dentro da ISA foi estabelecida com grande força na engenharia mecânica.

As atividades da ISA cessaram em 1942, em razão da segunda guerra mundial. Passado o conflito, delegados de 25 países, em reunião especial realizada em Londres, em 1946, decidiram criar uma nova organização internacional de normatização. A nova organização, a ISO, começou suas atividades no dia 23 de fevereiro de 1947.

Uma vez que o nome da organização poderia ser abreviado de diversas maneiras, dependendo do idioma do país, decidiu-se pela utilização de um nome derivado do grego "isos", que significa igual. Assim a abreviação para o nome da organização é sempre ISO em todos os países. O nome ISO não é, portanto, originário de um acróstico, ao contrario do que pensam muitas pessoas. Hoje em dia, no entanto, a sigla ISO é conhecida por International Organization for Standarlization. Suas normas devem ser baseadas em resultados consolidados da ciência ,tecnologia e experiência, visando à otimização de benefícios para a comunidade.

A ISO, é uma federação internacional civil de organizações de normatização sem fins lucrativos baseada em Genebra, que agrega 120 países. com o objetivo de criar normas visando facilitar o intercâmbio internacional de produtos e serviços.

Produz tipicamente dois tipos de normas: diretrizes e especificações. As diretrizes , indicam o caminho que deve ser seguido , e as especificações detalham como ele deve ser percorrido.

4.3.2 - Estrutura da ISO

Os países membros são divididos de acordo com o seu grau de participação em : completo, correspondente e subscritor. Um membro pleno é representado pelo órgão nacional de normatização mais representativo de um país. Atualmente existem 82 membros plenos .Um membro correspondente não participa diretamente do trabalho técnico, mas é mantido informado dos trabalhos em andamento. Um exemplo seria o de um país que não possua um órgão normatizador próprio. Hoje somam 23 membros com esse "status". Membros subscritores formam o grupo onde se inserem países com economias relativamente pequenas. Esses membros pagam uma taxa reduzida mas não são aceitos em encontros técnicos e não têm acesso aos documentos.

Nos comitês técnicos (CT) existem duas categorias de membros, cada uma com um grau de participação diferente. Os membros participantes têm direito a voto, participam de todos os encontros do CT e coletam documentos. A participação dos membros observadores depende do seu "status" perante a ISO (pleno, correspondente ou subscritor). Apenas os membros plenos da ISO podem mudar os seus "status" nos encontros do CT, tanto o de participante como o de observador. Os membros correspondentes só podem obter o "status" de observadores, o que lhes permite participar dos encontros do CT mas sem direito a voto.

É preciso ressaltar que toda norma produzida pela ISO tem um caráter voluntário, ou seja, não existem instrumentos legais que obriguem sua adoção pelas empresas. Nesse sentido, o principal estímulo para que uma empresa busque a certificação consiste na tentativa de responder a pressões comerciais e da sociedade, procurando assim manter sua participação no mercado mundial.

4.3.3 - A Criação de Normas Internacionais

O processo de criação de uma norma envolve vários passos:

A - O Propósito

Quando a necessidade de uma norma internacional é estabelecida (como o foi na ECO 92 em relação ao meio-ambiente), esse novo trabalho é submetido à votação pelo CT que

determinará quando incluir esse item no programa. Qualquer país membro pode convocar o CT, e então, todos em conjunto revêem a proposta. Quando um CT é formado, são seus próprios membros que determinam a estrutura do comitê.

B - O Primeiro Resumo

Uma vez decidido que o CT irá trabalhar em uma norma, um grupo de trabalho é designado. Dependendo do número de documentos a serem produzidos, o CT. e o subcomite (SC) designam pessoas para trabalhar no resumo com cada um dos grupos de trabalho dedicados a cada documento. Uma vez que o resumo é escrito , ele é apresentado ao subcomitê para revisão e criação de um consenso . Quando essa fase de revisão é completada, o grupo de trabalho apresenta o resumo ao CT para então transformá-lo no resumo do comitê.

C - Resumo de Norma Internacional (RNI)

O primeiro resumo é registrado pela secretaria central e analisado para comentários ou alterações pelos membros do CT/SC. Pode haver várias análises consecutivas, até que se chegue a um consenso. Daí, o resumo final é apresentado ao comitê técnico da ISSO na forma de RNI. Este foi o procedimento adotado, por exemplo, para a elaboração do ISO CT 207 que foi responsável pela série 14000.

D - Aprovação

O resumo de norma internacional circula por todos os membros para votação e comentários. Cada membro tem seis meses para apresentar a sua decisão. O R.N.I se torna uma norma internacional, apenas, se dois terços da maioria dos participantes membros do C.T., votarem por sua aprovação, e não mais de um quarto, votarem contra. Após aprovação o R.N.I volta ao CT/SC original para que as alteração sugeridas para a aprovação sejam feitas. Uma versão revisada do documento então circulará para novos comentários e votação. Caso o período de votação de seis meses já tenha se esgotado, mais dois meses serão utilizados para votação da versão final.

E - Publicação

Uma vez que o RNI é aprovado, o texto final é submetido à secretaria central que publicará a norma. No entanto, esse não é o final do ciclo: a cada cinco anos o CT/SC, responsável pela norma, faz uma revisão. Após a revisão, a maioria dos membros participantes decide sobre possíveis alterações ou a norma é apenas reconfirmada.

4.3.4 - O Desenvolvimento da Série 14000

O propósito da série 14000 surgiu na ECO 92 no Rio de Janeiro. Lá a UNCED (United Nations Conference on the Environment and Development), apoiada por mais de cem países, indicou a necessidade do desenvolvimento de um programa internacional de manejo ambiental. A conferência fixou o foco no manejo ambiental corporativo, já que o setor é considerado como o maior foco de degradação ambiental da atualidade.

De igual importância, foi a identificação da extensão e do número de programas nacionais e regionais de manejo ambiental, rotulagem e auditoria. A aceitação mundial da ISO 9000 alavancou o desenvolvimento da série 14000. A UNCED então comunicou o seu interesse no desenvolvimento dessa série para a ISO. A ISO, por sua vez, delegou a função de redação de um estudo preliminar ao SAGE (Strategic Advisory Group on the Environment), grupo formado por representantes da iniciativa privada, governos e agências nacionais de normas, assim como profissionais da área do meio ambiente. O SAGE considerou que tais normas deveriam :

- Promover uma abordagem comum do manejo ambiental similar ao da qualidade
- Permitir a medição da performance ambiental
- Facilitar a diminuição das barreiras comerciais.

Como resultado desse estudo, o SAGE recomendou que fosse formado um comitê técnico da ISO para redigir formalmente essa norma. Em Janeiro de 1993 o comitê técnico 207 (CT 207) foi criado, cabendo ao Canadá o secretariado. O número 207 foi escolhido simplesmente seguindo a seqüência de números para os comitês técnicos. A sessão inaugural foi realizada em Toronto nos dias 2 e 3 de junho de 1993, quando mais de duzentos

delegados de mais de trinta países e organizações compareceram. O maior número de membros com direito a voto é da Europa. O CT 207 é formado por seis subcomitês, cada um deles com uma área de atuação, e um grupo de trabalho. A relação a seguir apresenta cada subcomitê e grupo de trabalho, assim como a instituição responsável por eles em cada país.

- SC 1: Sistema de gestão ambiental - Reino Unido - British Standards Organization
- SC 2: Auditorias ambientais - Holanda - Nederlands Normalisatie Instituut
- SC 3: Rótulos ecológicos - Austrália - Standards Australia
- SC 4: Avaliação de performance ambiental - E.U.A - American International Standards Institute
- SC 5: Análise de ciclo de vida - França - Association Française de Normalisation
- SC 6: Termos e definições Noruega - Norges Standardiseringsforbund
- WG 1 : Aspectos Ambientais em normas e produtos - Alemanha - Deutsches Institut für Normung.

Utilizando a ISO 9000 como referência, os comitês desenvolveram normas de gestão para permitir a uma organização identificar falhas no seu sistema produtivo que comprometam o seu desempenho ambiental. Foram criadas então as normas para cada uma das áreas de atuação dos subcomitês e grupos de trabalho:

- Sistemas de gestão ambiental
- Auditorias ambientais
- Rótulos ecológicos
- Avaliação de performance ambiental
- Análise de ciclos de vida
- Aspectos ambientais em normas e produtos

O desenvolvimento dessas normas considera um alcance global, isto é, as normas poderão ser utilizadas em qualquer país do mundo. Representantes de 57 países colaboraram na redação, entre eles, Brasil, Cuba e Uruguai, mais quinze outros como observadores.

4.3.5 - A Participação Brasileira na ISO 14000

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) é a representante oficial do Brasil na ISO. Em 1994, foi criado dentro da ABNT, o GANA (Grupo de Apoio à Normatização Ambiental) , como resultado do esforço de algumas empresas, associações e representantes de segmentos econômicos e técnicos no país. Essa iniciativa deveu-se à percepção de alguns empresários, com respeito ao aumento da importância das normas ambientais na colocação de produtos junto ao mercado internacional . Esses empresários perceberam que a não adoção de normas ambientais internacionais configuraria um risco real de perda de mercados externos.

O GANA, portanto, é constituído por profissionais representantes dos diversos setores da economia brasileira, tais como a Companhia Vale do Rio Doce, Petrobrás, Aracruz Celulose, Confederação Nacional das Industrias, FIESP, Associação Nacional de Exportação, BNDES, entre outros. Seu objetivo consiste em acompanhar e analisar os trabalhos desenvolvidos pelo TC 207 da ISO, no sentido de avaliar os impactos das normas ambientais internacionais nas organizações brasileiras, procurando levar em conta as especificidades da atividade produtiva no país. A participação, como se verifica, foi sobretudo por parte do setor empresarial, não sendo feita nenhuma ressalva à participação de empresas transnacionais. Poucas vezes, setores governamentais ou ONGs participaram efetivamente das discussões no GANA. A estruturação interna do GANA dá-se da mesma forma que no Comitê Técnico 207 da ISO, fazendo com que cada subcomitê do TC 207 seja acompanhado por um subcomitê equivalente do GANA.

Esses subcomitês do GANA estudam e avaliam os documentos dos subcomitês da ISO, procurando apontar o potencial de comprometimento da competitividade brasileira em cada norma , assim como as eventuais divergências entre as normas propostas e a legislação brasileira e convenções internacionais firmadas pelo Brasil (GATT, Mercosul, etc.)

Pode-se afirmar , então, que os trabalhos do GANA/ABNT têm como objetivo evitar que as normas estabelecidas pela série 14000 acabem privilegiando práticas e tecnologias não acessíveis, técnica e economicamente , aos países do terceiro mundo, mais precisamente ao Brasil.

4.3.6 - Campo e Aplicação

Em poucas páginas, a série 14000 fornece princípios específicos para o controle dos processos industriais, dando ênfase às relações com o meio ambiente. As normas funcionam de maneira a sistematizar harmonicamente conceitos já conhecidos. Elas foram elaboradas de maneira a ajudar as organizações a lidarem de maneira mais controlada com as questões ambientais, facilitando inclusive a adequação dos processos de produção à legislação local. As normas não suplantam nem criam requerimentos legais. Elas não dizem às empresas como dirigirem os negócios, mas definem formas de manejo dos processos e produtos a serem seguidas para o controle eficiente dos impactos ambientais dos mesmos. É a empresa que identifica quais impactos são aceitáveis para os padrões locais.

De forma simplificada, a ISO pode ser visualizada em dois grandes blocos:

Processo produtivo:

- Sistemas de gestão ambiental 14001
- Auditorias ambientais 14010, 14011, 14012
- Indicadores ambientais 14031

Produto:

- Rótulos ecológicos 14020, 14024, 14025
- Aspectos ambientais e normas 14060
- Análise de ciclos de vida 14040, 14041, 14042, 14043.

As normas foram desenvolvidas para adaptarem-se a uma vasta gama de empresas de todos os tamanhos, servindo para vários propósitos.

Porém, a série recebeu o rótulo de verde, vendendo a falsa idéia de que a certificação automaticamente torna a empresa "ecologicamente correta". O que precisa ficar claro, é que a certificação, por si só, não garante que a empresa não esteja causando danos ao meio ambiente. Ela apenas permite, em diversos níveis, que a empresa torne-se mais consciente dos danos que causa e conseqüentemente mais ágil para se esquivar deles ou mitigá-los se necessário.

4.3.7 - A Série 14040

Essa série propõe os princípios e procedimentos para avaliar os impactos de um determinado produto ou serviço observando todo o seu ciclo de vida. Para isso a ISO pretende utilizar a metodologia do LCA, dividindo-a em estágios, seguindo a mesma filosofia de melhoria constante. São eles :

- 14040- princípios e práticas gerais
- 14041- Análise do inventário do ciclo de vida
- 14042- Avaliação dos impactos
- 14043- Avaliação de melhorias do ciclo de vida

A norma 14040 foi publicada em junho de 1997, a 14041 tem sua publicação prevista para o segundo trimestre de 1999, as outras duas não têm uma data definitiva para a sua publicação.

A série 14040 seria o último estágio de controle do processo de uma empresa, e, a partir dele, poderiam ser estabelecidos padrões máximos de consumo de energia e matéria prima toleráveis para a produção de um determinado produto ou serviço.

A empresa só terá uma visão holística do seu processo quando cumprir com a série 14040, e, mesmo assim, nada garante que esse conhecimento contribua para a melhoria da qualidade ambiental.

4.3.8 - Sistemas de Gestão Ambiental - Papel do LCA na Rotulagem Ambiental

Oficialmente, foi a British Standard Institution, em 1992, que criou um conjunto de normas de gestão ambiental para empresas do Reino Unido, a BS 7750. Seguindo o exemplo, a comunidade europeia publicou normas que fazem parte do Eco Management and Audit Scheme (EMAS). A ISO desenvolveu dentro da mesma lógica, a sua série de normas, procurando um alcance mundial, unificando os critérios e metodologias de análise para que esses possam ser efetuados em qualquer parte do mundo. Exceto por esse critério de abrangência, todos os três grupos de normas possuem muitos pontos em comum; são todos de implementação voluntária e implícitas em um processo formal de certificação.

O objetivo da ISO 14000 é que todos os aspectos de uma empresa que possam causar impactos diretos ou indiretos ao meio ambiente sejam conhecidos e gerenciados da melhor maneira possível. E nesse ponto, que a série 14000 cria muitas controvérsias. Utilizando referências próprias, uma empresa certificada pode atingir suas próprias metas sem trazer benefícios para o meio ambiente. Porém, as empresas que possuem um sistema de gerenciamento ambiental desenvolvido, tornam-se mais ágeis quando solicitadas pelo governo, através de leis, ou do mercado, que se manifestam pela opinião pública, cada vez mais exigente, principalmente nos países do primeiro mundo. No Brasil, tem-se observado que outros critérios, principalmente o custo, é que determinam a opção dos consumidores no momento de optar entre produtos semelhantes. Esse comportamento está diretamente vinculado às características sócio econômicas de nossa sociedade, onde o poder aquisitivo da grande maioria da população é bastante reduzido.

Esse quadro se inverte, nos países mais ricos, onde grande parte da comunidade pode se dar ao "luxo" de arcar com eventuais aumentos nos preços, decorrentes da internalização de custos ambientais.

Em alguns casos, como ocorreu na Alemanha, onde a opinião pública é extremamente "verde", o órgão que fornecia o rótulo verde, chamado de Grüne Punkt, (a rotulagem ambiental existe na Alemanha desde 1978) ou ponto verde, tinha o poder de, indiretamente, decidir quem ficava ou não no mercado. Tal influência chegou ao ponto do governo interferir na gestão do órgão, e pensar em outras normas para classificar os produtos de uma maneira menos maniqueísta, isto é, ampliando a classificação além do ecologicamente correto ou incorreto. Isto foi feito atribuindo pontos aos produtos, e não mais dividindo-os em dois grupos distintos, os bons e os ruins.

Se analisarmos todos os processos de uma empresa podemos observar que quase todos afetam o meio ambiente. Assim sendo, é evidente que a visão do processo tem de ser a mais ampla possível, transcendendo os muros das fábricas. Para fazer isso, uma empresa deve observar cuidadosamente como cada uma das seções, funções e divisões dela afetam o meio ambiente. E, é nesse aspecto, que o LCA se mostrou uma ferramenta poderosa. Dentro da lógica da análise de ciclos de vida, o conceito de gestão ambiental somou a idéia de melhoria contínua, isto é, a partir do conhecimento profundo de todos os aspectos de um processo, ele pode ser submetido a ajustes constantes que implicarão em uma evolução contínua da performance ambiental do processo.

A colaboração da série 14000 é fornecer um roteiro para que uma empresa se torne capaz de atingir o grau de capacitação técnica e administrativa, suficiente para que ela alcance a série 14040, onde, então, o empreendedor terá finalmente o inventário de ciclo de vida do seu produto ou processo. A partir dele, ele poderá conduzir uma política de gerenciamento ambiental condizente com os anseios da sociedade, na qual ela está inserida. O que se espera dessa eficiência é que esse conhecimento seja utilizado para a adoção de medidas preventivas, privilegiando a não ocorrência de impactos ambientais adversos. O detalhamento do processo serve também para que uma determinada empresa possa defender-se quando acusado de ser mais ou menos "verde" que outra, ou acusar, com base em documentos. Quanto a isso, a 14040 define as asserções comparativas como um vínculo ambiental segundo uma superioridade ou equivalência de um produto versus uma competição de produto cujo desempenho tenha a mesma função. Não é aconselhável representar com um único número os resultados de um ciclo de vida, embora, existam outras ferramentas, como o ECOBALANCE, que se propõe a isso.

Ao estabelecer normas para rotulagem ambiental, a própria ISO identifica grupos de primeira, segunda e terceira parte. Na rotulagem de primeira parte, o produtor declara unilateralmente, por sua inteira responsabilidade, alguma mensagem que considere relevante, como por exemplo : Este produto não contém C.F.C. Logicamente, o único beneficiado com essa espécie de rótulo é o próprio fornecedor do produto, que jamais colocará no selo, algo que desabone a sua criação. Como podemos observar, é necessário um regulamento para essas informações sob a pena dos rótulos caírem em total descrédito pela população.

Na rotulagem de segunda parte, as informações do rótulo são de responsabilidade de uma associação que congregue determinado seguimento empresarial. Não é o próprio produtor quem garante a informação dada, mas também não é uma terceira parte, desinteressada.

O que caracteriza a rotulagem de terceira parte, é o fato de ser administrada por partes independentes em relação ao fabricante ou comerciante do produto. A terceira parte, pode ser o governo, o setor privado, ou uma organização não governamental, com uma característica única: não ter nem um vínculo com a empresa, em qualquer fase do processo produtivo e comercial. Essa característica impõe dificuldades, por vezes, intransponíveis. No caso, por exemplo, da concessão de um selo ambiental para uma empresa que fornece eletricidade, seria muito difícil de identificar alguém que não estivesse ligado de alguma

forma, ao processo. O objetivo da rotulagem de terceira parte é fornecer informação segura para o consumidor, que permita que o próprio consumidor faça a comparação entre determinados produtos. As informações dos rótulos deverão estar em conformidade com as seções 14040-43.

4.3.9 - Considerações Metodológicas do L.C.A para Utilização em Rotulagem Ambiental

- Utilização de unidades funcionais: por ser proveniente de um LCA, ou de um LCI (ainda existe discussão de qual seria a melhor maneira) a informação utilizada na rotulagem será toda expressa em uma única unidade. Por exemplo, no caso de toalhas de papel um selo poderá informar qual foi o consumo de energia , matéria prima e emissões para proporcionar cem "enxugadas de mão". Porém, se houver outros tipos de produto na mesma categoria de serviço, é necessário que todos adotem a mesma unidade, no caso, "enxugadas de mão", quer seja um enxugador elétrico ou mesmo de toalhas de algodão.
- Processos de revisão: é um dos vários mecanismos utilizados para garantir a confiabilidade das informações fornecidas aos consumidores A revisão crítica é um processo que foi incorporado aos LCAs para permitir a verificação independente de quanto a análise esteja próxima dos seus objetivos e escopo. As áreas mais sujeitas a esse tipo de revisão são as fronteiras propostas no estudo, a inclusão ou exclusão de alguma fase do processo, entre outras...
- A qualidade das informações: é fundamental que algumas das características das informações que foram utilizadas na condução do LCA, tais como fonte, idade , etc, sejam explicitadas.
- Os métodos e modelos utilizados: quando for o caso, os métodos de análise, tais como métodos de valoração e os modelos, como o caso de modelos de dispersão devem ser identificados.

A inserção da análise de ciclo de vida no processo de normatização, gerou polêmica em vários setores. Estudiosos da metodologia de análise de ciclos de vida foram críticos severos, por considerarem ser prematuro definir normas para se conduzir um LCA, já que ainda não existe uma metodologia completa, aceita por unanimidade.

Além dos já citados cuidados com as unidades funcionais, outras considerações quanto ao uso do LCA para fins de rotulagem devem ser feitas.

Todo L.C.A ou L.C.I envolve implicitamente e explicitamente, considerações e valorações. Isso deve ser feito cuidadosamente, já que qualquer uma delas, quando distorcida, compromete todo o estudo, todas elas devem ser criteriosamente descritas no estudo para possível identificação do foco de alguma possível distorção. Praticamente, isso significa que tais observações ficam restritas aos relatórios dos LCA/LCI já que seria impossível colocar essas informações nos rótulos das embalagens.

É difícil transmitir a idéia, através de um rótulo, de que nem todos os aspectos ambientais de um produto são igualmente relevantes. Por serem baseados em balanços de massa e energia, os resultados do LCI /LCA podem sugerir a idéia de que "quanto menos, melhor". Isto é mais importante no caso de produtos que possuam linhas de reciclagem, que podem ser alocadas em vários pontos do ciclo. Isto é difícil de explicar claramente para o consumidor, e pode levar o consumidor a analisar simplesmente um resultado numérico, optando pelo número menor, sem saber o que isto realmente significa. Já que na norma para LCA/LCI não existe nenhuma referência de que todas as unidades estejam na mesma escala, soma-se aí mais uma dificuldade. A esse respeito, pode-se citar um exemplo simples, o dos rótulos de alimentos, onde alguns representam seus valores calóricos em cal. e outros em Kcal., dependendo da sua conveniência.

4.3.10 - Metodologias Derivadas do L.C.A

Além da maneira como é colocada na norma 14040, existem variações metodológicas do LCA, que merecem ser analisadas como futuras candidatas a ganharem uma norma própria. Esses métodos alternativos combinam dados do LCA/LCI com outras informações ambientais do produto, ou simplesmente adotam uma visão de ciclo de vida sem no entanto efetuar todo o processo. Algumas dessas ferramentas estão listadas abaixo :

A - Life-cycle Stressor Effects Assessment (LCSEA) - Trata-se de uma metodologia que se propõe a resolver algumas deficiências e limitações da norma convencional para o LCA/LCI, incorporando informações ambientais locais ao ciclo de vida. No LCSEA as informações do LCI são desagregadas e deslocadas e assim elas podem ser mais diretamente relacionadas com os impactos no ambiente durante o ciclo de vida do produto. Assim como no L.C.A/LCI, existem indicadores de impacto, só que no LCSEA as emissões são caracterizadas temporalmente e espacialmente. Esta metodologia pretende ser mais eficiente que o LCA, no sentido de permitir uma relação mais específica entre um estressor e seu respectivo impacto no meio ambiente. Embora baseada em um LCI convencional, a aquisição de dados é ainda mais complexa, devido à necessidade de se representar as emissões em função do tempo e do espaço.

B - Métodos de Pontuação e Classificação - Existem alguns métodos em que os resultados de um LCI/LCA ou outros tipos similares de dados de ciclo de vida são ordenados de acordo com a sua importância e transformados em índices numéricos agregados. Sendo baseados em resultados numéricos provenientes de um LCA/LCI, o julgamento dos índices é de exclusiva responsabilidade daquele que está conduzindo o estudo, ou seja, é ele quem define o que é mais ou menos prejudicial ao meio ambiente. O uso desse tipo de ranqueamento não é permitido pelas normas 14041 e 14042 para comparar a eficiência ambiental de dois produtos, o que leva a crer que esse tipo de método cairá em esquecimento no contexto da rotulagem ambiental de terceiro tipo. A ISO 14042 diz que "Diferentes povos, organizações e sociedades possuem valores distintos, então é possível que diferentes partes adotem um ranqueamento distinto baseadas nos mesmos indicadores". Um exemplo desse tipo de metodologia é o Swiss-End point, onde os resultados do LCI. são multiplicados por um fator-ecológico (eco factor), e então divididos em quatro grupos : ar, água, resíduo e energia. Posteriormente os valores são somados dentro dos grupos e representados por um único número .Os "eco-factors" são valores fixos obtidos pela divisão de toda emissão de um determinado elemento em um ano, dividida pelo que os especialistas consideram a emissão máxima permitida para aquele produto no ano, para que não ocorram danos ao meio ambiente. A determinação da emissão máxima, então, implica na adoção de critérios que determinam a periculosidade de um determinado elemento frente à capacidade de suporte do meio ambiente no qual ele está inserido, que no caso, é representada pelo seu fator ambiental. Esse tipo de procedimento esbarra na questão da determinação de fatores

que dependem do julgamento de quem está conduzindo o estudo, o que impede a sua análise de uma forma genérica.

C - Life-Cycle Management (LCM) - LCM é uma abordagem de ciclo de vida para identificar e comparar custos associados a considerações ambientais vinculadas a produtos ou processos de fabricação. O LCM é tipicamente uma comparação entre alternativas de produtos ou processos, que combina a análise de custos tradicional com os custos indiretos associados com emissões, saúde, segurança, reciclagem, etc. Essa abordagem pode ser muito útil para uso industrial, porém, não é recomendada para informar o consumidor. O LCM é focalizado nos aspectos ambientais que afetam os negócios como processo de produção, uso pelo consumidor e disposição final. O ponto de partida geralmente é o processo de fabricação e normalmente despreza a fase da produção das matérias primas ou utilização de recursos naturais. Os resultados são expressos relacionando a unidade funcional de um produto com um custo, por exemplo, dólares por unidade fabricada. O LCM tem como objetivo traduzir danos ambientais em termos econômicos. Para alguns objetivos ele pode ser útil, como para estimar o custo da reciclagem da água de um determinado processo. Porém, para outras análises, principalmente para aquelas que estão além do controle do produtor .onde os custos não são tão bem conhecidos, a comparação entre dois produtos semelhantes torna-se subjetiva, o que desabona essa metodologia para a utilização na rotulagem de terceiro tipo.

4.3.11 - Comentários a Respeito da Série ISO 14000

A série 14000 trás consigo três mudanças históricas. Em termos organizacionais, ela representa a tentativa de mudança de foco da ISO, do campo da normatização técnica para o das políticas empresariais.

No campo da normatização internacional, a ISO 14000 faz parte das regras da World Trade Organization (WTO) demonstrando o poder da indústria de criar normas comerciais internacionais sem a participação efetiva da sociedade em geral.

Em termos industriais a série 14000 reprime muitas iniciativas, principalmente de empresas transnacionais, de projetos próprios de desenvolvimento sustentável. É mais interessante comercialmente para uma indústria , dispender tempo e dinheiro certificando-se

com a 14000 do que , por exemplo, aderir a um plano regional de prevenção à poluição que só será verdadeiramente reconhecido na região onde a indústria opera.

Em última instância, o que a ISO faz é medir o quanto a empresa está de acordo com a política ambiental da própria empresa. Ao contrário do que é dito por muitos, a ISO 14000 está longe de ser uma garantia de que a empresa agraciada com a certificação esteja ambientalmente correta ou no caminho de tornar-se menos agressiva ao meio ambiente. Ela simplesmente fornece capacitação organizacional permitindo um amplo conhecimento do processo e do produto, dando maior agilidade a uma empresa nas questões ambientais. Se não houwere pressões legais ou de opinião pública, as empresas com ou sem certificado, podem se comportar da mesma maneira. Porém, em caso de pressão, a empresa certificada terá maior chance de se adaptar às novas restrições, ganhando assim uma vantagem estratégica que pode definir a sua permanência ou não no mercado.

Existem casos famosos de situações onde a permanência de um determinado produto no mercado dependia dele possuir, ou não, um rótulo ambiental, como foi o caso do ponto verde na Alemanha no início da década de 90, quando o governo teve de interferir diretamente no processo tamanho era o poder que ele havia conquistado. A grande diferença, quando o assunto é a ISO, é que ela pretende ser uma unanimidade internacional, e como tal, uma vez adotada, ganha praticamente o "status" de lei, já que sua contestação ,geralmente, se faz em esferas muito distantes dos lugares afetados pelas organizações que a possuem. Mesmo que uma determinada empresa não colabore com a melhoria da qualidade ambiental do lugar onde ela está instalada, ela pode ter a certificação da série 14000, e os meios para a comunidade local interferirem nesse quadro são extremamente complexos (representatividade nos CTs), dificultando qualquer atitude nesse sentido.

Em 1991, o IBAMA em conjunto com a ABIPTI (Associação Brasileira das Instituições de Pesquisa Tecnológica), criou o programa do Selo Verde, que propunha mostrar ao consumidor o grau de reciclagem de um produto e quanto ele é biodegradável .A então presidente do IBAMA, Tânia Munhoz, o chamava de "certificado de qualidade ambiental", frisando que ele não tem caráter compulsório nem punitivo. Até hoje, esse programa não evoluiu, em primeira instância, por não ter respaldo no mercado interno onde o critério de escolha da maioria da população é o custo. E em segundo lugar, por limitações técnicas na medida em que se consideravam apenas algumas características do produto como reciclabilidade e biodegradabilidade, passando longe da visão de ciclo de vida do produto.

Algumas questões sobre a ISO criam dúvidas sobre os benefícios que poderão trazer ao meio ambiente. Criada a partir da ECO 92, a primeira pergunta a ser feita é se ela contribui para a implementação da Agenda 21. A resposta é não, já que permite que as empresas ganhem imagem de ecologicamente corretas dentro de uma política própria, quando o objetivo da Agenda seria o de alcançar um ganho de qualidade ambiental, que depende não só da política da empresa, mas sim da sociedade como um todo. A ISO 14001 não faz referência ao Protocolo de Montreal, a convenção de Basel, a convenção sobre mudanças climáticas ou a qualquer outra convenção internacional. A única conformidade requerida, é com a lei e regras locais. A definição da responsabilidade ambiental da empresa, segundo a ISO, é a seguinte: "Deve ser observado que essa norma não estabelece parâmetros de performance ambiental além dos requeridos pelas regras e leis locais".(ISO 14000, 1996)

Outras questões relevantes desabonam ainda mais o caráter ambiental da 14001. A ISO 14001 pode vir a se tornar uma barreira comercial sem ter a participação direta de ONGs e de outros agentes sociais, inclusive governos de países que não participam da elaboração das normas. A ISO 14001 não determina que uma empresa seja segura e saudável. Todas as informações agregadas são confidenciais, ou seja, nem os operários nem as populações locais, nem o próprio governo, terão livre acesso a essas informações. A ISO 14001 não garante que empresas transnacionais adotem os mesmos parâmetros ambientais no mundo todo. Essas são algumas das questões que surgem apenas em relação às normas 14000 e 14001. Existem muitas outras que contestam a eficiência de todas as normas da série, particularmente as relacionadas às normas 14040, especificamente a abordagem dada ao LCA dentro das normas. Todo o conjunto de normas, desde a 14000 até as 14030, com exceção das que falam sobre rotulagem, servem como estágios para que a empresa se capacite para conseguir expressar em números o ciclo de vida do seu produto ou serviço. Futuramente, poderão existir padrões de consumo energético e de recursos naturais para cada produto ou atividade industrial. Por exemplo, para comercializar uma escova de dentes, o produtor não poderá consumir mais do que um determinado valor de energia, e matéria prima estipulados como padrão, e isso só será possível através do LCA.

A repercussão da série 14000 foi imediata no mercado, talvez por ele ainda estar ligado a sua precursora, a série 9000. Porém, a comunidade científica foi pega de surpresa pelo surgimento da série 14000, já que não havia grandes envolvimento científicos nas normas anteriores. O mesmo não acontece com a 14000, que traz em seu bojo ferramentas

ainda em desenvolvimento e consideradas fundamentais nos mais modernos estudos sobre gestão ambiental, como é o caso do LCA. Embora haja consenso em muitos pontos, alguns tópicos do LCA são controversos, e não existe uma metodologia única para a aplicação dessa filosofia de análise.

Em si, a normatização de algo que está em desenvolvimento, traz consigo o risco de estagnação no desenvolvimento da metodologia do LCA, ou senão, a adoção da versão oficial, que é uma outra forma de desestimular novos estudos. Na 14040 algumas deliberações equivocadas presentes nas séries anteriores se repetem, como o acesso restrito às informações, isto é, toda a informação utilizada no processo de obtenção da certificação é confidencial. Porém, aqui a restrição ao acesso às informações é ainda mais grave, porque o resultado final de um LCA passa pela adoção de diferentes métodos científicos, julgamentos e valorações que são colocadas de acordo com a vontade de quem conduz o estudo, tornando-o cientificamente questionável. Seria necessário mais discussão, sobretudo na fase de avaliação de impactos, principalmente nos critérios de valoração e interpretação, áreas ainda muito pouco estudadas. Sem essa discussão, o processo de aceitação de alguns conceitos e considerações pela sociedade, fica dificultado à medida em que os LCAs não são publicados. A ISO não deve limitar o acesso do público em geral e de técnicos especializados às informações dos LCAs, menos ainda, deve impedir ou desencorajar, a continuidade do desenvolvimento das metodologias de análise de impactos; a cláusula 9 que impede a publicação dos LCAs, elimina a possibilidade de debate.

Quando o LCA é utilizado como ferramenta para avaliar alternativas de política ambiental, ele deveria integrar elementos científicos e normativos. Na 14042, o LCA é tratado como um instrumento científico de medição. A presença inevitável de um elemento normativo é tida como indesejável, e não há clareza de como ele possa ser integrado. Essa tendência torna-se aparente principalmente nas discussões sobre as limitações do LCA, onde se procura eliminar a possibilidade de adoção da valoração de categorias de impacto. Cada LCA nasce com um propósito definido. A valoração de critérios tem de ser incluída como parte central do estudo, conduzindo os esforços de coleta de dados tanto na fase de inventário, como de análise de impactos. O julgamento dos valores desses critérios não são inconvenientes a serem eliminados, mas, sim, importante motivador para uma análise mais realista dos processos em estudo. Cabe lembrar, que o julgamento de valores está presente em todas as fases do LCA, e, essa caracterização, invariavelmente combina valores próprios de quem conduz o estudo com métodos científicos; esses chamados valores próprios, podem

partir de uma análise econômica, ética, filosófica ou qualquer outro estímulo voltado no sentido de quantificar um determinado impacto ambiental em determinadas situações temporais , espaciais e até políticas.

Em última instância, nesse contexto, o LCA serve para nos ajudar a saber quando e quanto nós devemos nos preocupar com determinadas emissões ou uso de algum recurso, ligados a algum processo, e essa decisão não pode ser feita baseada apenas na ciência.

A atual norma, restringe, em muito, o potencial do LCA, principalmente na parte da análise de impactos, limitando perigosamente o uso de diferentes abordagens do tema.

5 - A Análise de Ciclos de Combustível ou Life Cycle Analysis of Energy Systems (LCAES)

5.1 - Introdução

A análise de ciclos de combustíveis (life cycle analysis of energy systems), foi desenvolvida com o objetivo principal de permitir que se determinem as externalidades da produção e do uso das várias formas de energia. Para isso, é necessário o conhecimento e a análise cuidadosa dos impactos durante todo o ciclo de produção e consumo dos vários tipos de energéticos. A metodologia procura ser uma ferramenta de referência para comparações entre tecnologias, regiões ou mesmo países diferentes em relação às externalidades ambientais, sociais e econômicas.

Embora a utilização da metodologia do L.C.A. esteja amplamente difundida, a sua utilização para a análise de sistemas energéticos está apenas no início. Ela permite o conhecimento detalhado dos sistemas energéticos, facilitando o desenvolvimento de alternativas mais sustentáveis. Os objetivos genéricos dessa metodologia são:

- O estudo das implicações de longo prazo da adoção de alternativas energéticas e tecnológicas
- A identificação de oportunidades para a prevenção da poluição
- A identificação de áreas potenciais de pesquisa.

5.2 - Metodologia

5.2.1 - O Sistema Energético

Em primeiro lugar deve-se definir com muito cuidado as fronteiras do sistema energético. Considera-se um sistema energético como o ciclo completo de geração, distribuição e uso da energia inserido dentro de um contexto tal como um país, uma cidade ou qualquer outro domínio que possa ser definido em termos de fronteiras onde os fluxos de

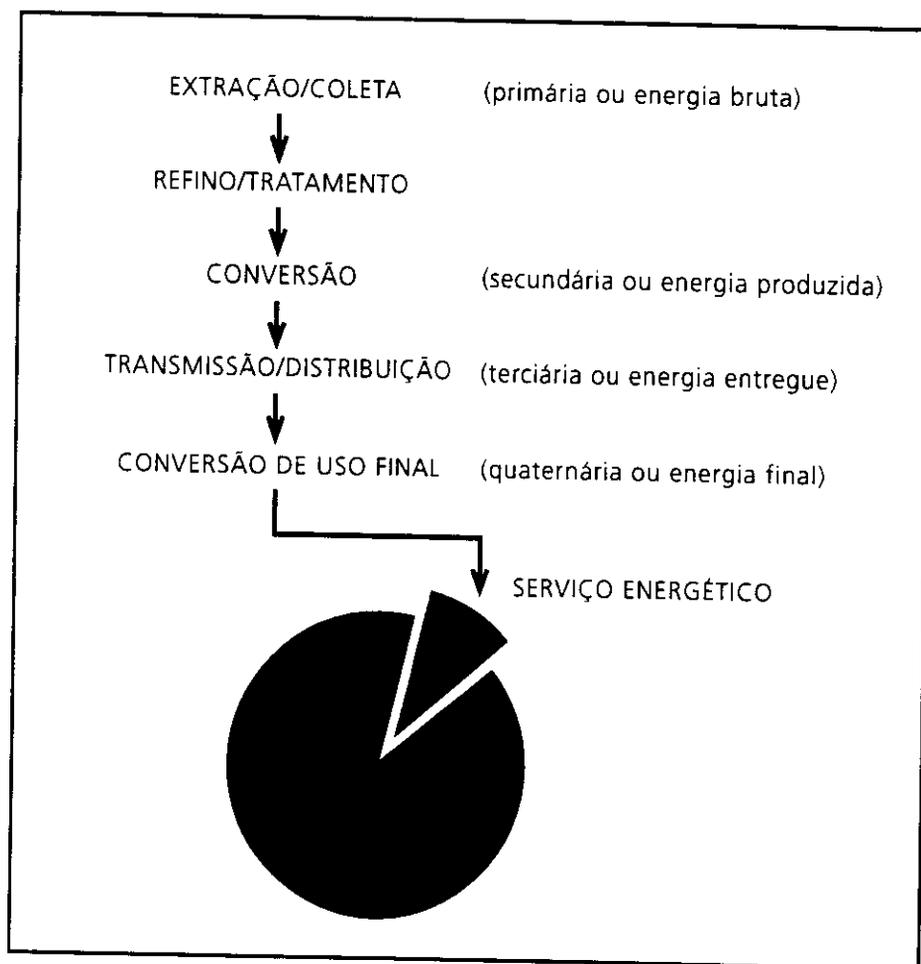
energia e matéria possam ser identificados. Os componentes físicos típicos a um sistema energético são representados pelas estruturas necessárias para extração, importação ou coleta do energético primário, tratamento, e as sucessivas conversões que a energia sofre até ser transformada em um determinado serviço para o usuário. Ao longo desse caminho, a transmissão, ou transporte, se faz entre pontos intermediários de conversão, de acordo com o tipo de cadeia particular ao energético em questão.

A figura 5.1 ilustra uma cadeia de conversão genérica, e a figura 5.2 a cadeia específica para o carvão.

Cada sistema físico de produção de energia passa por um número de fases, incluindo as atividades de construção, um período de funcionamento com manutenção satisfatória, reparos e substituição de componentes e possivelmente uma etapa de descomissionamento. Os insumos físicos utilizados durante essas etapas incluem o trabalho, os materiais, máquinas e energia.

Os impactos causados durante todas essas etapas podem interagir com o meio de maneira negativa, positiva ou neutra. Os serviços prestados à população, decorrentes da produção de energia elétrica, podem ser identificados como um impacto positivo. Outros impactos afetam somente as pessoas que trabalham na cadeia energética, ou, como na maioria dos casos, a população em geral, que está exposta, por exemplo, à poluição atmosférica. Da mesma maneira, ocorrem impactos em locais próximos ou distantes dos locais onde a energia é produzida, afetando tanto física como biologicamente o meio ambiente.

Figura 5.1 - Esquema de uma cadeia genérica de conversão energética.



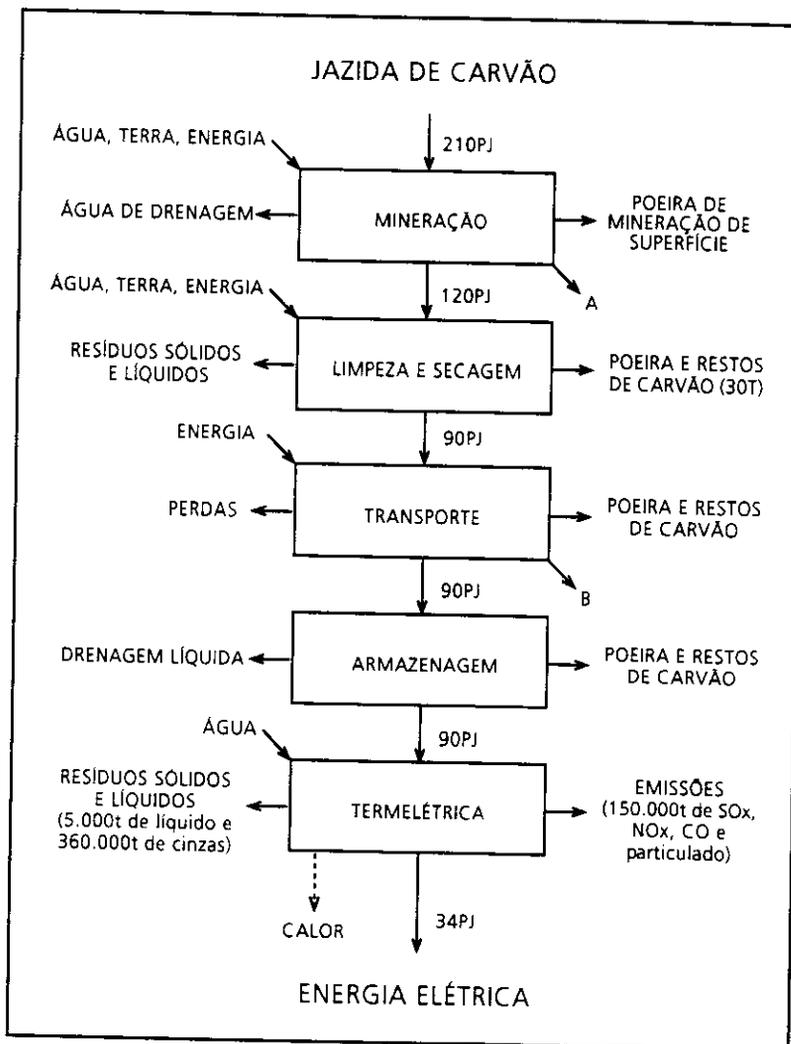
FONTE: (SORENSEN, B., 1992)

Um grupo importante de parâmetros para uma cadeia energética são as alternativas tecnológicas adotadas ou disponíveis, através de inovações tecnológicas em curso. Isso inclui a eficiência de todos os vários processos da cadeia, além da eficiência em satisfazer uma determinada demanda, através da escolha de uma entre várias opções. Por exemplo, para satisfazer a necessidade de aquecimento de uma casa, podemos utilizar o aquecimento solar passivo do prédio, a queima de combustível em um aquecedor local ou a utilização de um aquecedor elétrico que utiliza energia de uma fonte primária (hidráulica, térmica, etc.) distante dali.

Cada alternativa causará uma série de impactos distintos, que implicarão em uma variedade de eficiências para um mesmo serviço.

Os parâmetros técnicos também podem ter influência sobre o estudo de um sistema em termos de flexibilidade e segurança, onde flexibilidade representa a invulnerabilidade do sistema a mudanças nas condições externas, enquanto segurança abrange desde a garantia de fornecimento (confiabilidade) à resistência ao vandalismo, desperdício, etc.

Figura 5.2 : Cadeia da utilização energética do carvão com indicação das perdas de energia e saídas do sistema. As quantidades correspondem a utilização durante um ano de uma termelétrica a carvão pesado de 1000 Megawatt. Os caminhos alternativos indicados são A: gaseificação ou liquêfação, B : combustão industrial.



FONTE : (SORENSEN, B., 1992)

5.2.2-O Contexto Social

O contexto social no qual um sistema energético está inserido, pode ter enorme influência em um estudo de LCAES. . O contexto social interfere tanto na natureza quanto na magnitude dos impactos a serem considerados. Os principais itens para se descrever o contexto social são : o meio natural, o meio social e meio humano.

O meio natural está relacionado com aspectos geográficos e demográficos. A localização geográfica de uma mesma fonte de poluição pode causar diferentes impactos ao meio ambiente. Em outras palavras, os impactos não serão os mesmos para equipamentos iguais em lugares diferentes. Os padrões de dispersão são diferentes e o número de pessoas afetadas também.

No contexto social estão incluídas algumas características da sociedade ; o seu estágio de desenvolvimento, a escala e a diversidade, a infra estrutura e o sistema de governo. Esse fatores são importantes quando se pretende selecionar uma alternativa energética para uma sociedade específica, determinando como ela responde aos impactos da alternativa escolhida.

O contexto humano envolve os valores e as atitudes dos membros de uma sociedade. Eles são especialmente importantes nas decisões tomadas pelos cidadãos. Em sociedades democráticas, o objetivo de alguns estudos é o de influenciar o debate político, tanto tornando uma alternativa tecnológica atraente, quanto protestando contra alternativas adotadas pelos governos.

5.2.3 - As Categorias de Impacto

Os tipos de impacto possíveis associados à cadeia energética de um sistema são numerosos, e qualquer lista deve ser atualizada com freqüência. De qualquer maneira, para ilustrar as características dos impactos, é necessário considerar algumas categorias básicas. São elas : econômica, ambiental, social, de segurança, flexibilidade, desenvolvimento, político (Sorensen ,1979 a).

A - Impactos Econômicos - Atualmente os preços de vários constituintes do sistema energético são coletados e mensurados, para por exemplo, ajustá-los ao longo do tempo com várias taxas de desconto. Para isso, é necessário considerar os efeitos da inflação e, fundamentalmente, saber o valor futuro de um produto hoje. A ferramenta geralmente

utilizada para esse propósito é a taxa real de interesse, que pode ser utilizada para cálculos de valor presente. No entanto, o valor dessa taxa pode ser visto de maneira diferente por vários grupos da sociedade. Um investidor precisa descontar o futuro em relação a sua expectativa de vida, enquanto que para alguns políticos, esse horizonte se restringe a um único mandato. Para alguém interessado no bem estar de uma sociedade ao longo de muito tempo, essas taxas tendem a diminuir, e em última instância, tornarem-se nulas, quando o futuro for considerado tão importante quanto o presente. Desta maneira, a abordagem econômica de um projeto deve ser feita por pelo menos dois ângulos diferentes : do ponto de vista do investidor, e o do ponto de vista da sociedade como um todo. Em economias abertas, onde se praticam políticas de preço livre, é necessário que o governo legisle contra tecnologias com impactos inaceitáveis (o fabricante não tem nenhum incentivo natural do mercado para incluir no seu preço os custos indiretos), ou simplesmente não tolere alguns impactos, o que vai obrigar o fabricante a alterar o seu produto. Outra alternativa consiste em o governo estipular medidas para a redução dos impactos de um energético, e adicionar esses valores ao valor do mercado livre. Novamente, a situação desejada é aquela onde as decisões do mercado livre concordem com as prioridades definidas em cada etapa do processo pela sociedade.

Entre os vários fatores econômicos inclusos nos estudos de sistemas energéticos, podemos destacar dois : as frações de importação e as demandas de mão de obra. As frações de importação são de suma importância para a economia de um país, que deve observar, com muito cuidado, a balança comercial, e no caso de um país com dificuldades em manter essa balança equilibrada, ele deve procurar soluções energéticas domésticas. Da mesma maneira, países com problemas de desemprego devem optar por alternativas que sejam intensivas em mão de obra. Atualmente, no Brasil, existe um dilema (entre muitos outros) entre equalizar os impactos ambientais com os econômicos da produção de álcool . Ao se mecanizar a colheita, diminuem-se as emissões provocadas pelas queimadas e aumenta-se o potencial de cogeração de energia por um lado, e ao mesmo tempo, desempregam-se milhares de pessoas.

B - Impactos Ambientais - Por impacto ambiental se entendem todas as interferências no ambiente físico decorrentes de um processo. Eles podem ocorrer antes, durante e depois do processo. No caso de geração termoelétrica de energia, por exemplo, os impactos dar-se-ão na extração do combustível que ela utilizará, durante a construção da

usina, durante todo o período de funcionamento e, quando a usina não tiver mais condições de funcionamento, durante o processo de descomissionamento. Dependendo do sistema de conversão primária, isto é, o processo que transforma a energia do combustível em outra forma de energia (gás natural em energia elétrica, por exemplo), os impactos se distribuem de maneira diferente no ciclo. Em uma hidroelétrica (implantada de maneira apropriada) o maior impacto se dá na construção da usina, já que, durante a operação, as interferências no meio são mínimas quando comparadas com as do período de implantação. O processo de conversão de energia potencial hidráulica em energia elétrica, não gera emissões gasosas nem outros tipos de resíduos, porém, outras questões, como o uso da água e a ocupação do solo, têm de ser levadas em conta. Ao contrário, a conversão termoelétrica de um combustível em energia elétrica, implica em um deslocamento dos impactos da fase de implementação para a fase de operação. Desta maneira, os impactos estarão muito ligados à composição química do combustível utilizado.

Esses impactos podem se manifestar de várias formas. Uma é a mudança física do ambiente induzida pela alteração química causada pela introdução em quantidades desproporcionais, de elementos químicos no ambiente. Um exemplo é o SO_x produzido pela queima de combustíveis, que, em contato com a atmosfera, pode, através da chuva, acidificar o solo. Substâncias estranhas introduzidas no ambiente são geralmente chamadas de poluição, porém algumas delas não afetam apenas a região onde foram produzidas, mas sim, agem globalmente, quer seja simplesmente por uma questão de dispersão no ar, ou transporte pela água no caso de um rio, quer seja pela alteração de condições climáticas globais através de fenômenos como o efeito estufa.

Atualmente os estudos científicos têm dado maior destaque aos impactos que implicam em alterações globais do ambiente, particularmente o efeito estufa e o buraco na camada de ozônio.

Um importante vetor de degradação ambiental é a utilização, em larga, escala de combustíveis fósseis, que além de serem finitos, alteram a composição química da atmosfera do planeta. O petróleo representa uma enorme quantidade de carbono que ficou acumulada no subsolo por milhões de anos, através da extração do óleo e da conversão do mesmo em energia através de diversos processos; esse carbono é transferido dos reservatórios subterrâneos para a atmosfera, causando um desequilíbrio físico que colabora entre outros impactos, para o efeito estufa. Esse é um dos motivos pelos quais o maior projeto de cálculo

de externalidades, o ExternE (em anexo 5.1), esteja vinculado, principalmente, a às emissões gasosas.

C - Impactos Sociais - O impacto social mais óbvio de um sistema energético é a produção de energia necessária para satisfazer as inúmeras necessidades. No entanto, tanto a construção, quanto a operação e o descomissionamento dos componentes de um sistema energético podem causar efeitos sociais adversos. Os impactos na população em geral, são, quase sempre, da mesma natureza : influência nos padrões de relação social (por exemplo tornando uma viagem mais rápida ou iluminando de forma mais eficiente o ambiente familiar ou ainda permitindo o acesso à televisão), riscos à saúde e riscos de acidente. Em alguns casos extremos, como o das grandes hidroelétricas, populações inteiras são removidas para dar lugar a enormes reservatórios, causando não apenas um impacto, mas, sim, alterando completamente a vida dessas pessoas.

D - Impactos de Segurança - Vários tipos de segurança devem ser considerados em relação aos sistemas energéticos. Um, diz respeito à segurança de fornecimento, que está relacionada com a possibilidade da falta de energia. Outra é a segurança em si, ou seja, o perigo que um sistema pode representar à vida humana e ainda a vulnerabilidade de um sistema a atos de vandalismo e sabotagem.

E - Questões de Flexibilidade - Por flexibilidade se entende a sensibilidade a falhas no sistema. Isso inclui a sensibilidade a erros de planejamento, como subestimar recursos, utilizar custos equivocados de equipamentos e combustíveis, subestimar o crescimento da demanda ou adotar perspectivas equivocadas sob conjunturas econômicas futuras. Claramente, a trajetória entre o planejamento e a operação de um sistema está diretamente ligada a questões de flexibilidade., quanto um sistema pode ser modificado facilmente em passos curtos, à medida em que os erros nas estimativas vão surgindo. A flexibilidade está intimamente ligada a questões de infra estrutura do sistema, incluindo as redes de transmissão . Um sistema mais flexível pode ser obtido se uma mesma demanda puder ser satisfeita por mais de uma maneira. Enfim, um sistema flexível é aquele que mais facilmente pode ser adaptado às mudanças nas condições em que ele opera, até mesmo as mudanças legais que podem introduzir restrições que não havia na fase de planejamento.

F - Impacto no Desenvolvimento - Os sistemas energéticos podem exercer influência nas metas de desenvolvimento de uma sociedade tanto positivas como negativas. Uma discussão sobre este tipo de impacto parte do princípio de que existem objetivos de desenvolvimento bem definidos. Nesse aspecto, os objetivos dos países em desenvolvimento (satisfação das necessidades básicas , industrialização ,etc.) são muito mais claros, do que os dos países desenvolvidos. Esse preâmbulo sugere que a escolha de um sistema energético pode contribuir para a aproximação de um caminho de desenvolvimento em detrimento de outro, e, se as metas de desenvolvimento não estiverem bem definidas, a escolha de uma determinada alternativa de fornecimento energético pode levar o desenvolvimento para uma certa direção. Algumas tecnologias energéticas, claramente exercem uma influência mais forte nos caminhos de desenvolvimento, enquanto outras podem parecer quase neutras nesse aspecto. Por exemplo, um sistema energético nuclear implicaria em certas demandas na formação educacional para ser implantado e mantido, diferentes das de um sistema baseado em biomassa.. A existência da necessidade de um ou outro grupo de qualificações profissionais exercerá impactos em outros setores do desenvolvimento. A política energética de uma determinada sociedade possui implicações mais amplas quando analisadas em um contexto global. A opção por um sistema energético, em alguns casos, envolve a importação de combustíveis e tecnologias de outras partes do mundo, ou em contra partida a exportação de combustíveis e tecnologias. Em ambas as hipóteses, a escolha de uma sociedade teve impacto em outras. Um aspecto importante do desenvolvimento é a possibilidade de uma sociedade possuir liberdade para escolher as suas metas. Haverá casos onde a escolha de uma alternativa energética implicará em perda de independência.

G - Impactos Políticos - Algumas escolhas energéticas requerem descentralização, não só do equipamento utilizado , mas, também, das tomadas de decisão, as quais podem ser delegadas a autoridades locais ou até mesmo aos cidadãos individualmente .A foça desse tipo de sistema está no grande número de pessoas envolvidas na operação e no desenvolvimento, o que pode ser, em alguns casos, um vetor de exercício de cidadania e fortalecimento social. Isso só é possível em alguns sistemas, como coletores solares conectados em rede, enquanto outros, como o nuclear, requerem um controle centralizado. A escolha de um determinado sistema energético implica, em alguns casos, em restrições à participação democrática. Isso envolve aspectos relativos a uma sociedade pluralista com controle local versus uma sociedade uniforme com controle centralizado; a questão é : Uma

comunidade pode optar por um planejamento energético diferente da comunidade vizinha ou elas são obrigadas a se alinharem a um plano mais amplo? A resposta a essa questão e a consequente adoção de uma das alternativas, irá gerar uma série de instituições necessárias para o funcionamento do sistema. A necessidade de instituições de um tipo ou de outro, podem ser vistas como um impacto da alternativa escolhida.

5.2.4 - Aquisição de Dados e Meios de Quantificação

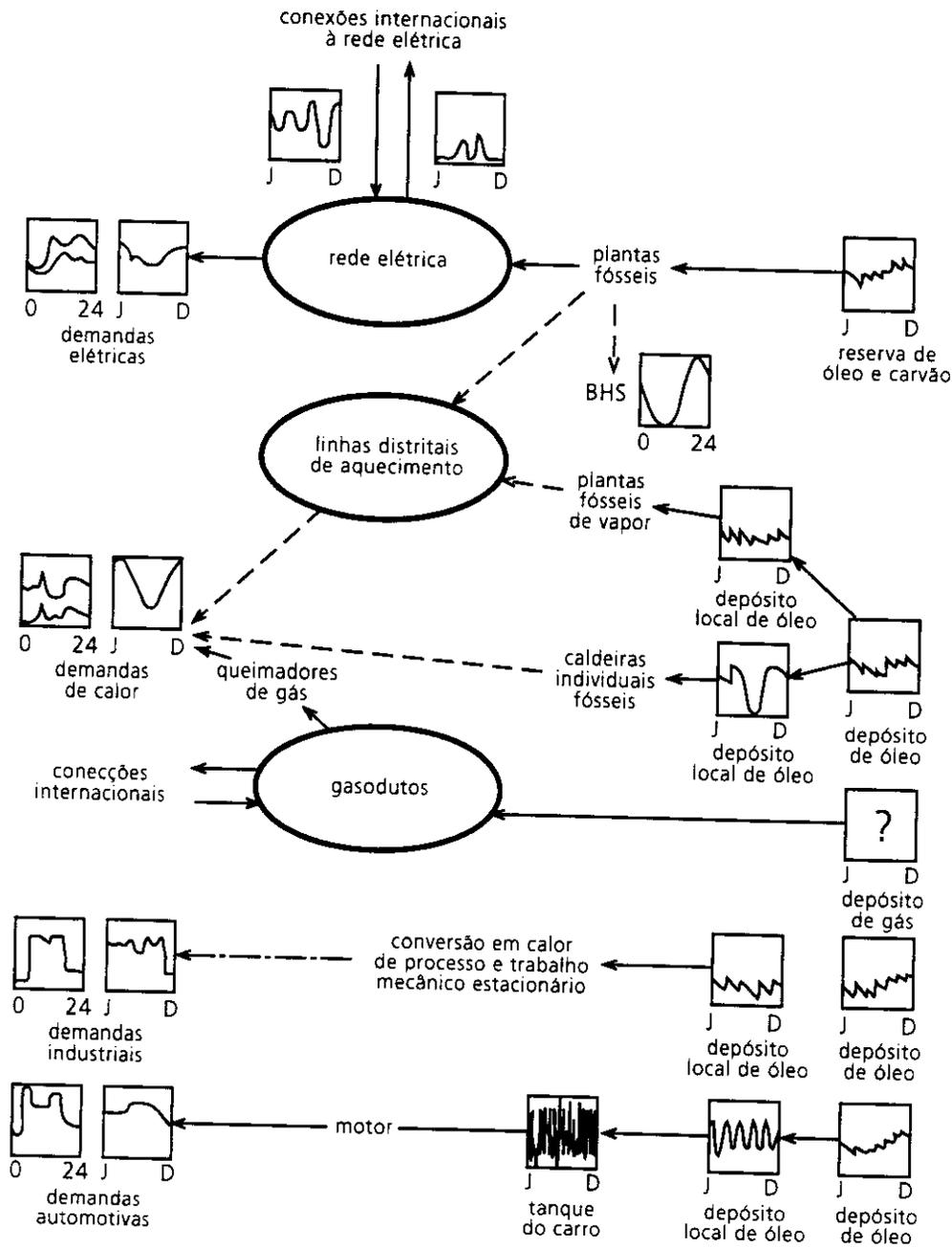
A - O Sistema Energético - Os dados pertinentes ao sistema energético em si geralmente são de fácil acesso.. Em primeiro lugar, é necessário buscar uma visão ampla de todos os componentes do sistema. Isso pode ser feito com vários níveis de agregação , por uma visão dos componentes do conjunto como mostra a figura 5.3, por uma ótica centrada na distribuição, como mostram as figuras 5.4 A e 5.4 B ou, ainda, pelo detalhamento de todas as formas de usos finais.

As eficiências do sistema, assim como as dos vários processos de conversão, podem ser representadas pela técnica convencional de "Diagramas de Sankey" como o mostrado na figura 5.5.

Em muitos países são elaborados diagramas para os principais processos de conversão, porém, a mesma técnica pode ser usada para representar a eficiência do processo de conversão final, conforme a figura 5.6.

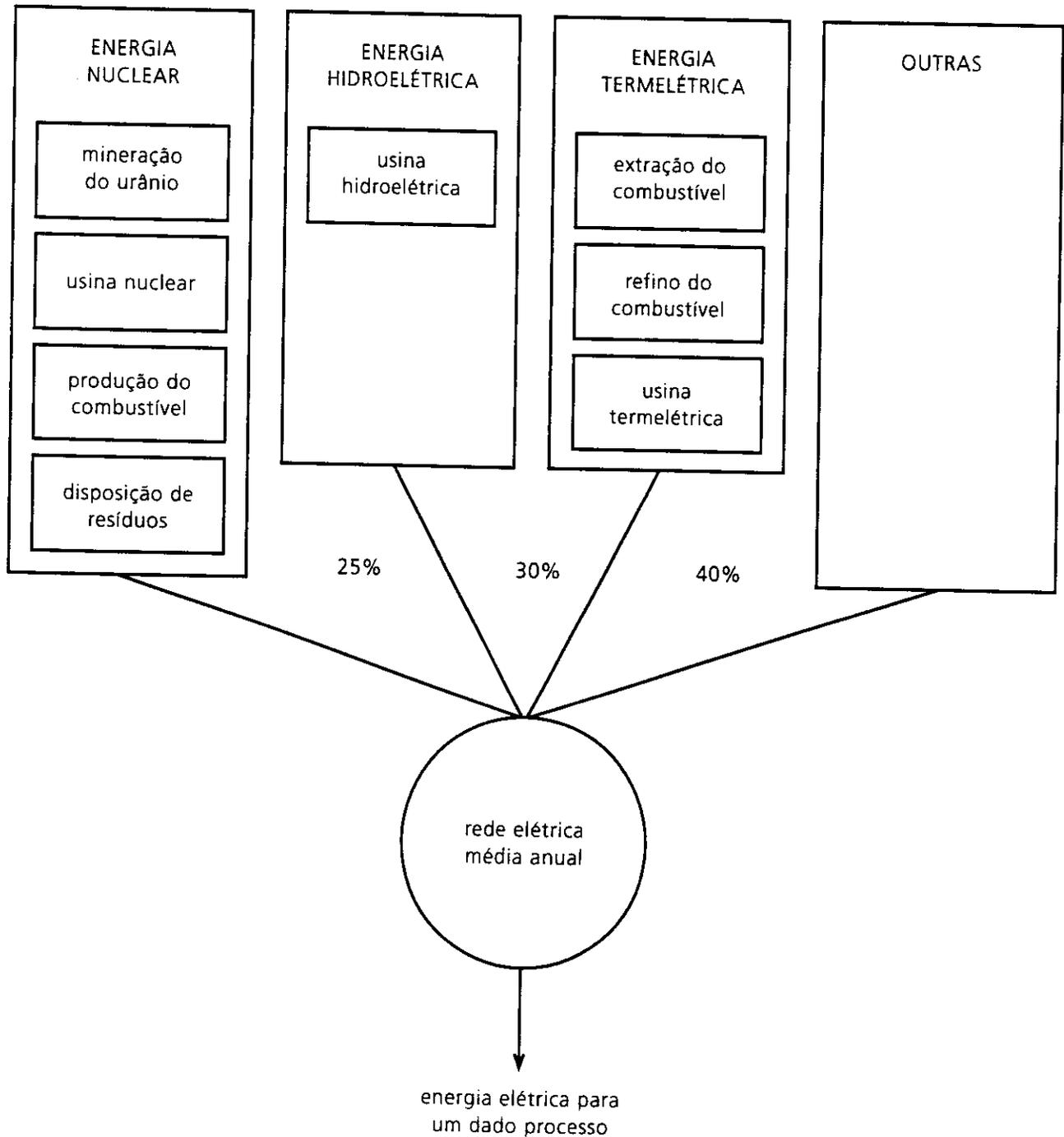
A descrição dos componentes de um sistema energético é a base para se enumerar os impactos e determinar a eficiência global do sistema de fornecimento e conversão. Isso significa que interações com outros sistemas energéticos , isto é, importações e exportações, são difíceis de serem analisadas .

Figura 5.3 : Visão geral do sistema energético dinamarquês no ano de 1985, com indicações das redes de distribuição primárias, reservas de energia, indicações de variações anuais (J,...,D) e diárias (0,...,24). As cargas são médias de todos os consumidores.



FONTE: (SORENSEN, B., 1992)

Figura 5.4 A - Exemplo de abordagem para obter a composição da eletricidade proveniente da rede de distribuição.



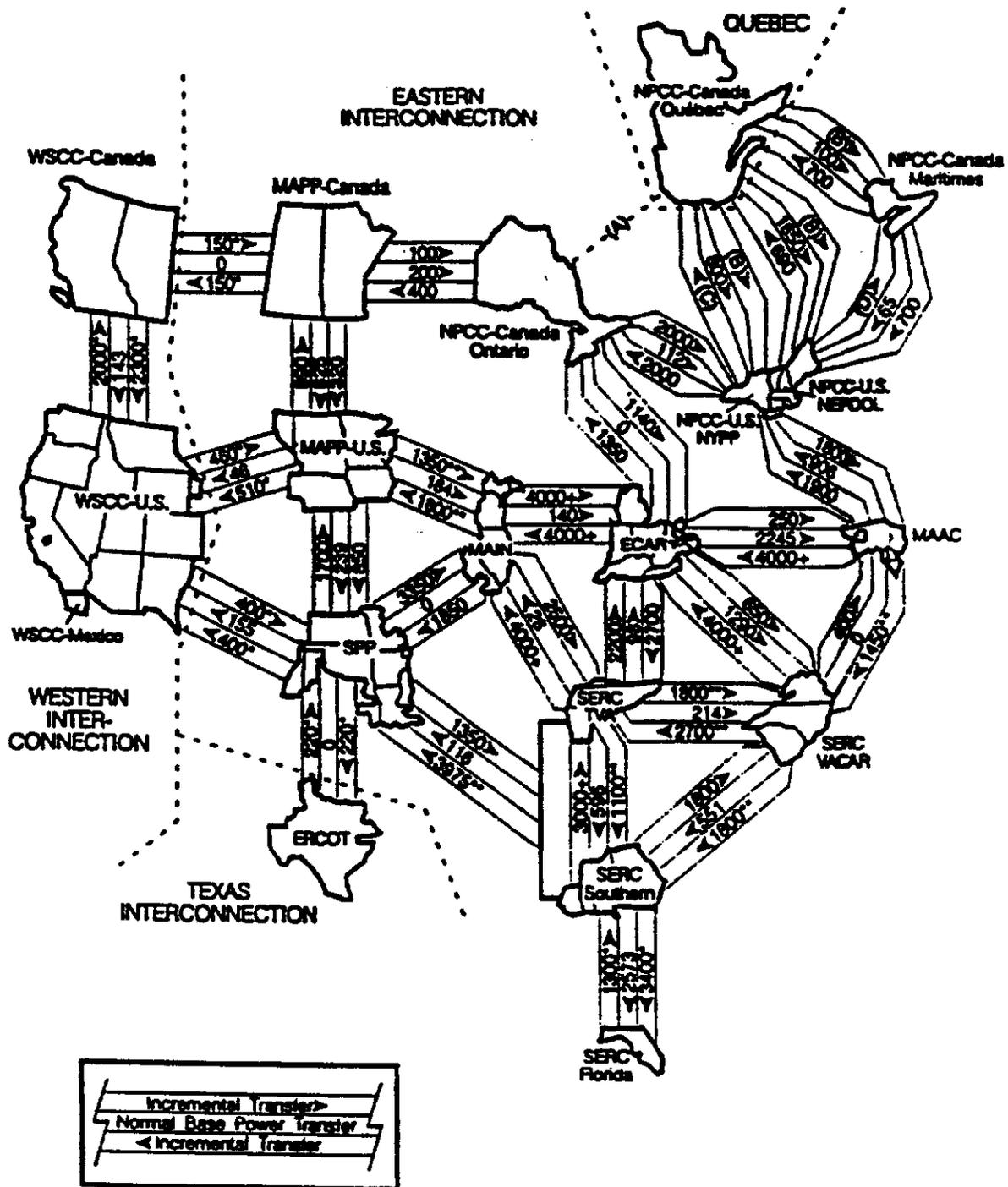
FONTE: (SETAC,1994)

Em alguns casos, os impactos associados à energia importada não são conhecidos ou são apenas parcialmente conhecidos. Alguns impactos dependem de detalhes particulares da outra sociedade, que podem ser difíceis de serem compreendidos por alguém que não pertença a ela. Por outro lado, seria incorreto desprezar esses efeitos. Assim, é mais apropriado analisar cada parte do sistema, importado ou não, dentro do contexto nacional. Se todos os países fizessem isso e publicassem os resultados, ficaria mais fácil de se produzir um estudo preciso.

B - O Contexto Social - A caracterização social deve fornecer um grande volume de informações que serão utilizadas no cálculo dos impactos. Os impactos à saúde, por exemplo, dependem da idade e do estado de saúde da população em questão; os impactos sociais dependem da estrutura social, e os impactos ambientais dependem das características de cada ecossistema, além das condições geográficas e climáticas da região em questão.

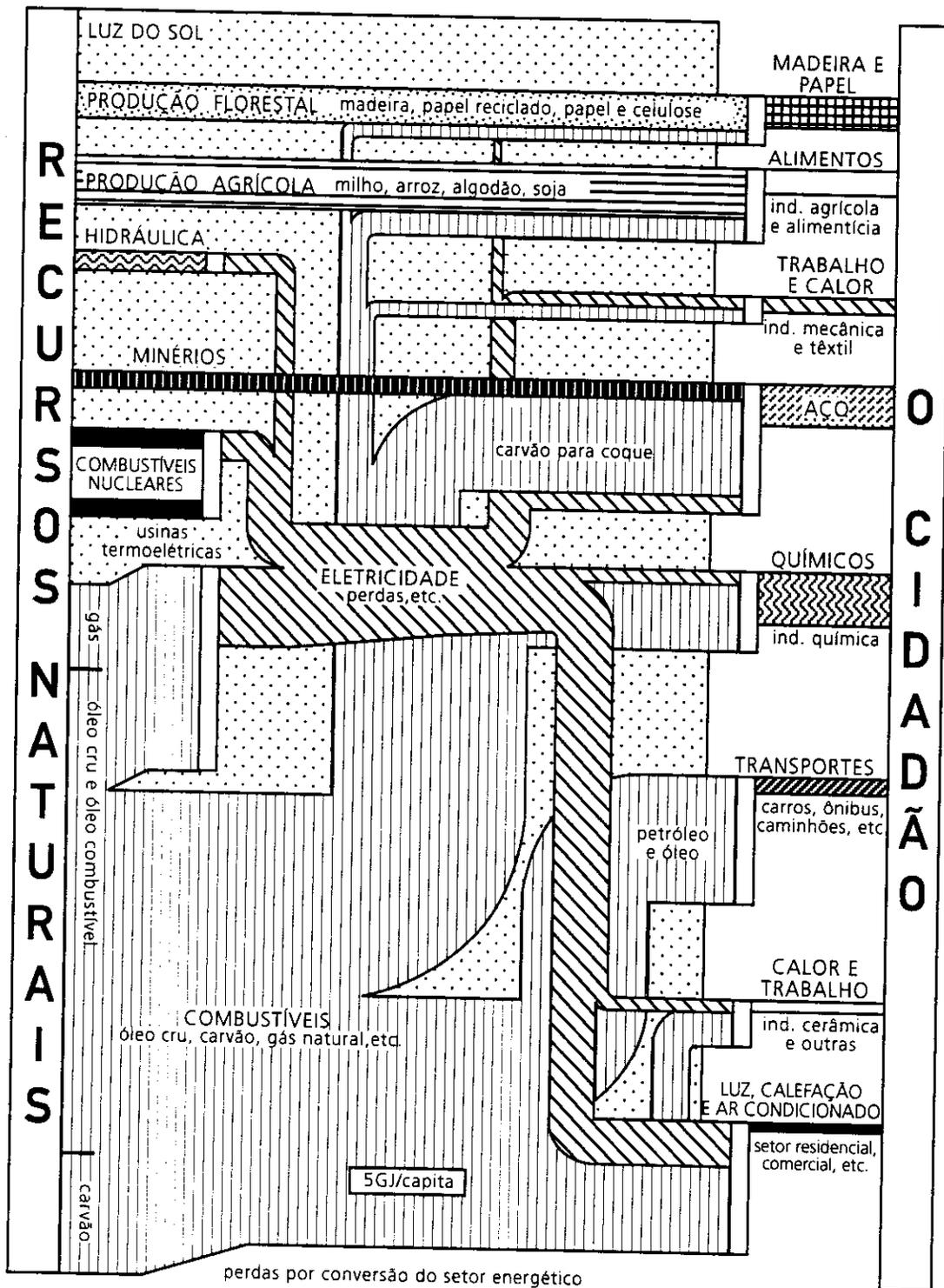
Muitos países já possuem estudos relacionados a essas questões, porém é difícil de encontrá-los vinculados a estudos de impactos energéticos. Mais difícil ainda é incorporar valores e atitudes de uma sociedade nesse tipo de análise. Em outras palavras, em alguns casos, impactos devem ser expressos em palavras e unidades diferentes, nem sempre sendo possível representá-los por um único número.

Figura 5.4 B - Transferências de eletricidade durante o verão entre Estados Unidos e Canadá.



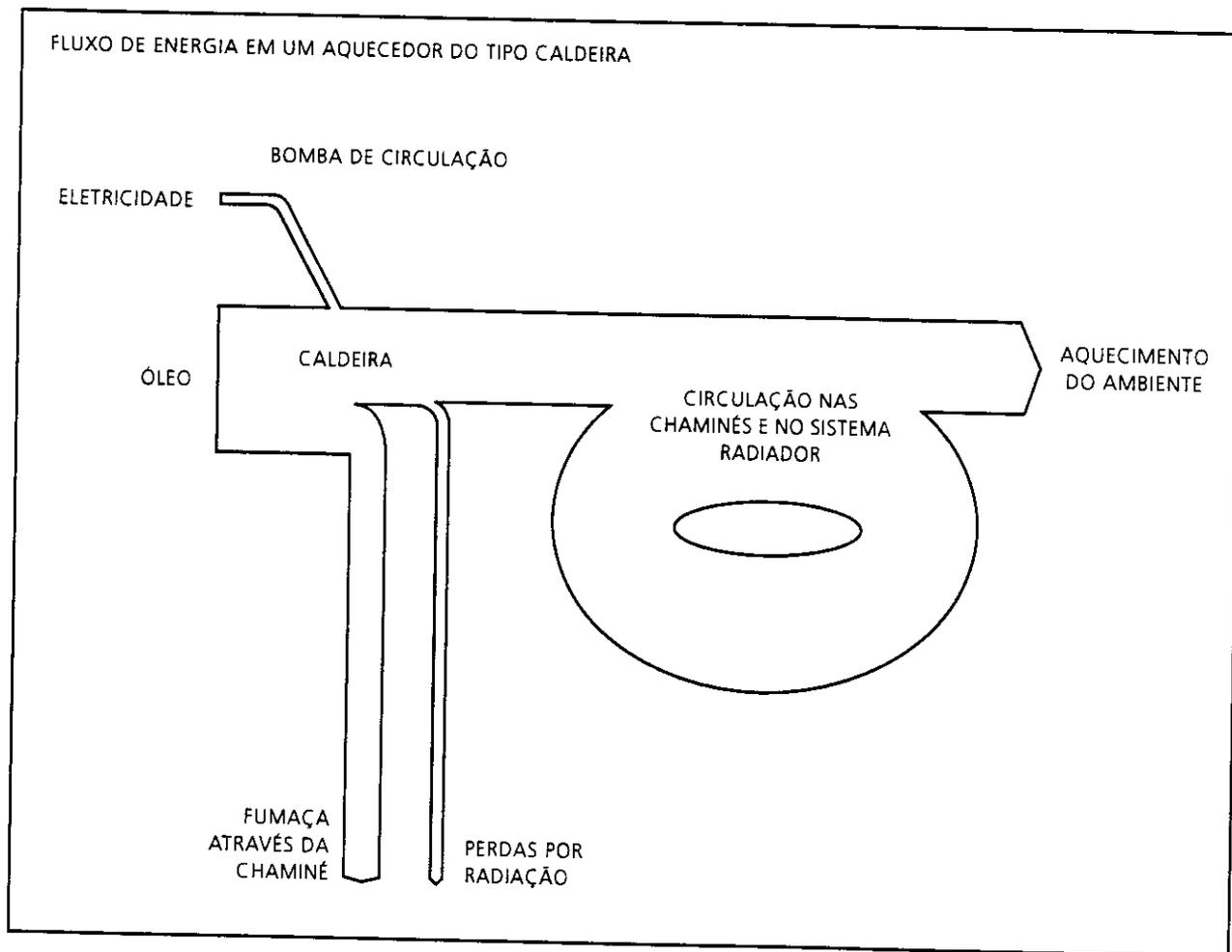
FONTE: (SETAC, 1994)

Figura 5.5 - Diagrama de Sankey para os fluxos de energia livre (exergia) e perdas para o Japão, 1985.



FONTE: (SORENSEN, 1992)

Figura 5.6 - Exemplo de um diagrama de fluxo de energia de Sankey para um processo de conversão de uso final em particular. Representa um sistema de aquecimento à vapor para uma família.



FONTE: (KRUMER,1982)

C - Os Impactos Sistêmicos - Muitos aspectos econômicos são rotineiramente calculados para um sistema energético ou para partes dele. Análises de valor presente são frequentemente utilizadas, descontando os custos operacionais ao longo da vida útil estimada do equipamento. No entanto, a distinção entre a economia pública e privada não é feita, e as taxas de interesse geralmente não refletem ambos interesses adequadamente, baseando-se em critérios estritamente centrados no tempo presente, desprezando considerações de longo prazo. A comparação entre duas soluções diferentes, para as quais

diferentes grupos da sociedade farão investimentos, é bastante complicada porque os grupos diferentes de investidores (públicos e privados) geralmente não possuem interesses semelhantes. Em alguns casos, o cálculo econômico nacional utilizando uma taxa de interesse social próxima a zero, poderia resolver a questão, porém, geralmente, esse cálculo não coincide com os números de valor presente obtidos pelos investidores. Nesse caso, o governo deve agir no sentido de conjugar os interesses econômicos do investidor com os interesses nacionais.

Em relação aos impactos ambientais, eles devem ser baseados em medições e estudos que geralmente produzem informações em unidades diferentes, como níveis de ruído, pássaros afetados, etc. Alguns desses números podem ser convertidos em custos monetários. Os dois métodos mais utilizados para essa conversão são o de custo de dano e custo de controle. O custo de controle representa o "valor monetário da proteção ambiental, i.é, ...quanto a sociedade deve pagar para evitar o impacto ambiental"(Furtado, 1996) . O custo de dano se baseia na valoração do dano econômico provocado (Pearce et al., 1992). Este método valora efeitos ambientais como ,por exemplo, a diminuição da fertilidade da terra e conseqüente diminuição da produtividade agrícola da região afetada por um projeto termoelétrico. No caso dos impactos que não são imediatos, eles são mais difíceis de serem analisados do que os imediatos. Seria muito difícil de definir e avaliar um "valor presente ambiental" para impactos que vão se manifestar daqui a décadas ou séculos. Uma técnica para se acompanhar o uso dos recursos e os impactos no ciclo de vida , é a utilização do modelo de cadeia energética como mostrado na figura 5.1, identificando-se todas as entradas e as saídas de cada componente do sistema, sendo eles partes do sistema em si ou de sistemas agregados.

5.3 - Considerações Metodológicas :

As análises de ciclo de vida são baseadas essencialmente em vários inventários de informação sobre fluxos de massa e energia relacionados posteriormente a impactos ambientais e sociais. Esse impactos, porém, não são diferenciados em termos de espaço e tempo.

Os dois tipos principais de análise de ciclo de vida são as de processo , como as de ciclo de combustível e as de produto, como por exemplo a comparação de dois tipos

diferentes de embalagens. O processo de execução de um LCAES é fundamentado em cadeias de conversão de energia, enquanto um LCA de produto, concentra-se, principalmente, na análise da transformação de materiais em produtos.

No contexto de um sistema energético de combustível fóssil, por exemplo, o LCA considera o fluxo de materiais para incorporar as emissões e impactos agregados aos materiais e equipamentos que farão parte da cadeia de transformação do energético em energia. Em contrapartida, no LCA de um produto, os fluxos de energia são computados como quantidades consumidas para a produção de um determinado material ou nos processos de transformação.

Os pontos que devem receber maior atenção neste método são;

- A - As fronteiras do sistema
- B - A caracterização das externalidades
- C - A quantificação e a monetarização dos impactos
- D - A obtenção de dados
- E - A consideração das incertezas

5.3.1 - Determinação das Fronteiras do Sistema

A determinação das fronteiras de um sistema energético é um ponto crítico do processo e devem estar definidas de uma maneira muito clara. A escolha dos processos, produtos e atividades que serão ou não consideradas no sistema, podem conduzir o estudo a , em certos casos, conclusões opostas. O sistema energético está inserido em um contexto social, e assim sendo, as fronteiras do sistema estão sujeitas a pressões políticas e sociais. O caminho da conversão energética deve incluir a obtenção do energético, o refino, a conversão em energia secundária a distribuição, os resíduos e finalmente a transformação em serviço.

5.3.2 - A Caracterização das Externalidades

Uma parte fundamental do processo é a consideração das externalidades ambientais, sociais e econômicas. As análises de ciclo de vida diferem em muito quando se tratam dos critérios utilizados na caracterização e valoração dos impactos que são levantados durante o

estudo. A escolha desses critérios pode variar muito tornando-se um obstáculo para a comparação de resultados, enquanto não houver um consenso metodológico a esse respeito. Em geral, recomenda-se que todas as considerações feitas nessa fase sejam detalhadamente justificadas e documentadas facilitando a comparação, quando necessária.

5.3.3 - A Quantificação e a Monetização dos Impactos

A quantificação dos impactos pode ser feita em termos físicos ou econômicos (monetizada). Determinar um valor econômico coerente é de fundamental importância, porém, resumir toda a heterogeneidade do impacto ambiental em termos financeiros é bastante complicado, e, quando feito, deve ser com extrema cautela. De qualquer modo já estamos sujeitos a esse tipo de prática, através do CDM (Clean Development Mechanism) (anexo 5.2), que estipulou o valor da tonelada de carbono emitida em 10,00 US\$. A valoração é o último passo da avaliação de impactos. Um banco de dados referente ao impacto ambiental de um sistema energético inclui todos os impactos, diretos e indiretos. Esses impactos são inseridos no banco de dados na seqüência física em que são produzidos em termos de quantidades de emissão / efluente ; em seguida, são estabelecidas as relações entre essas quantidades e os impactos que elas causam e finalmente, a monetização desses impactos, relativa à quantidade respectiva do efluente. Existem duas abordagens distintas sobre a técnica de valoração : custo de dano e custo de controle, e continuamente, argumentos contra e a favor de ambas estão surgindo. Outro desafio na valoração dos impactos ambientais é a diferenciação temporal das emissões e conseqüentemente, dos impactos, que muitos acreditam deveriam ser "descontados" em relação a algum ponto em comum no tempo com a utilização de taxas de desconto apropriadas

5.3.4 - A Obtenção de Dados

Todo o processo do LCAES deve ser conduzido com os dados atuais disponíveis, porém, é claro, que a falta de informações não implica na ausência dos impactos. Sendo assim, quando não houver uma informação, deve-se deixar um espaço para que ela seja incluída quando disponível. No atual mundo globalizado é interessante definir os efeitos dos fluxos de energia através das fronteiras dos países e para isso, seria necessário a criação de

um banco de dados internacional que aglutinasse as informações de todos os países. Para se elaborar um LCAES é necessária a obtenção de informações a respeito de :

Uso Final

- A eficiência do aparelho de uso final
- O tipo de energia e a forma de distribuição para o uso final
- O tipo de equipamento de conversão final

Conversões Intermediárias e Transmissão

- Tipos de conversão e as respectivas eficiências
- Métodos de transmissão e as respectivas perdas

Extração da Energia Primária

- Fonte de energia e o método de extração
- Perdas na extração e no tratamento
- Eficiência da conversão primária

O Meio Natural

- Temperatura do ar, da água, etc.
- Velocidade do vento, correntes, etc.
- Radiação solar, direta e difusa
- Cobertura de nuvens e regime pluviométrico
- Estabilidade do ar, alterações provocadas por eventos naturais

O Meio Social (esses dados devem ser mais descritivos do que quantitativos)

- Escala e diversidade da sociedade
- Estágio de desenvolvimento e objetivos
- Tipo de governo e infra estrutura institucional

O Meio Humano

- Valores e atitudes
- Objetivos dos indivíduos da sociedade
- Nível de participação

O conhecimento desses itens quantitativos irão ajudar a calcular os impactos de um sistema implantado na região. Finalmente, se faz a valoração dos impactos em si.

Os Impactos Econômicos

- Distribuição no tempo do custo de todos os itens
- Parcela dos custos que é fruto de importação
- Intensidade de mão de obra dos custos domésticos
- Sensibilidade dos itens a fatores econômicos locais e globais
- Impacto da política de preços (custo relativo das taxas e impostos)

Os Impactos Ambientais

Para cada componente do sistema energético, todas as entradas e saídas, durante todo o ciclo de vida, referentes aos itens citados abaixo, devem ser registradas.

- Nível de exploração de recursos, incluindo o uso da terra.
- Impactos sonoros, visuais, etc.
- Poluição do ar
- Poluição do solo
- Poluição da água
- Impactos climáticos locais e globais

Alguns dos impactos podem envolver uma combinação de medição e modelagem, geralmente feita através de programas específicos de computador.

Os Impactos Sociais

- Impactos nos trabalhadores do setor energético

- Impactos à saúde da população em geral
- Riscos associados com acidentes
- Benefícios associados aos serviços energéticos
- Impactos sociais causados pela infra estrutura dos sistemas energéticos

Flexibilidade

- Sensibilidade a falhas no sistema
- Sensibilidade a erros de planejamento
- Sensibilidade a mudanças nos critérios de avaliação

Os impactos no Desenvolvimento

- Desenvolvimento gerado pelo fornecimento energético
- Possíveis inconsistências com as metas de desenvolvimento

Os Impactos Políticos

- Possibilidade de atrelamento da política nacional ao sistema energético escolhido
- Possibilidade na redução das opções futuras de descentralização do poder
- Influência na uniformidade do sistema energético, com a imposição de soluções definitivas aos cidadãos
- Possibilidade de surgimento de organismos poderosos que limitem o controle democrático do setor energético.

5.3.5 - A Consideração das Incertezas

Todos as informações utilizadas e produzidas por um estudo de ciclo de vida possuem incertezas que afetam todas as etapas de análise do processo. Quando se propõe um método para se quantificar os danos à saúde e ao meio ambiente, as incertezas devem ser explicitamente quantificadas, não só no que diz respeito aos dados utilizados, mas também na determinação dos valores monetários impostos a cada dano causado por uma determinada emissão. Como exemplo, podemos considerar acidificação do solo causada pela

emissão de SOx por uma termoelétrica. Se utilizarmos o método de custo de dano, estipulando um valor em termos de US\$/ton de SOx emitida, este valor seria equivalente à quantidade de capital necessária para se fazer a correção do PH do solo afetado. Por outro lado, se usarmos a abordagem do custo de controle, o valor em US\$/ton seria equivalente ao preço dos filtros que seriam instalados para evitar que o SOx chegasse na atmosfera. Tanto a subestimação do poder acidificante do SOx quanto a da área atingida e as condições atmosféricas, por exemplo, podem causar grandes distorções nos resultados finais.

Está cada vez mais difundida a idéia de se analisar a energia pela ótica do LCA, e os governos deveriam se lançar na empreita de poderem utilizar esse tipo de ferramenta para a tomada de decisões. Em um aspecto mais amplo, deveria haver uma coordenação entre os governos no sentido de desenvolverem estudos convergentes.

O requisito fundamental que habilita a realização de um LCAES é : ter disponível um grande volume de informações relativas às alternativas a serem consideradas. Muitas dessas informações não são rotineiramente coletadas, e, a utilização de dados coletados em outros países, compromete em muito os resultados, tornando as incertezas ainda mais relevantes. Por essa razão, é necessário adaptar o estudo às informações disponíveis, ampliando a abrangência, à medida que vão se obtendo as informações necessárias.

Alguns governos já iniciaram o processo de desenvolvimento de uma ferramenta de referência para o cálculo das externalidades dos ciclos de combustível. Na Europa, em um esforço conjunto de todos os países da comunidade européia, está sendo implantado o projeto ExternE (anexo 5.1). O passo inicial do projeto é a construção de uma base de dados relativa aos países envolvidos . Nesse banco de dados estão desde as características geográficas dos países, as tecnologias de conversão disponíveis, assim como a localização de cada uma das plantas geradoras.

Em grande parte, isso já foi feito na Europa, mesmo que apenas em relação as emissões gasosas; porém, o grande salto foi a implementação dessa base de dados que é atualizada diariamente, e pode servir também a outros fins que não o projeto ExternE. Um dia, o Brasil também terá que fazer empreendimento semelhante, construindo uma base de dados local desse porte, podendo assim se utilizar das ferramentas de análise que já foram desenvolvidas tanto na Europa com nos Estados Unidos.

6 - FERRAMENTAS COMPUTACIONAIS RELACIONADAS À ANÁLISE DE CICLOS DE VIDA

6.1 - Introdução

A condução de um estudo de LCA implica na aquisição e no processamento de uma enorme quantidade de informações. A utilização de softwares e bancos de dados podem facilitar a caracterização e a análise de sistemas em larga escala. Segundo Heijungs e Guinée (1993) "o desenvolvimento da metodologia de análise de ciclos de vida é altamente teórico, enquanto a coleta de dados é diretamente ligada à prática. O software ocupa uma posição intermediária: ele permite a fácil conexão da informação à metodologia formalizada, com as suas limitações práticas. O desenvolvimento dos softwares aumenta a utilidade prática da metodologia e a interface entre a informação com a ferramenta teórica. Assim, o software pode servir como uma ponte entre a teoria e a prática".

O desenvolvimento de programas específicos para o LCA começou no final da década de 60. Naquela época, o pequeno grupo de pessoas que tinha acesso a computadores era obrigado a perfurar cartões óticos para entrar com as informações nos programas. Qualquer alteração nos dados ou erro implicava na tediosa e demorada tarefa de perfurar novamente os cartões e rodar o programa. Isso tornava a relação software-LCA extremamente tênue.

Na década seguinte foram desenvolvidos programas baseados em "main frames" capazes de descrever e executar cálculos para sistemas relativamente complexos, muito embora, a utilização deles ainda fosse limitada a estudos científicos. Os programas eram feitos para serem utilizados pela pessoa que os desenvolvia para seu próprio uso. Isso colaborou para que a imagem da LCA fosse a de uma ferramenta sofisticada, utilizada por especialistas para embasar decisões científicas. Com o advento de computadores pessoais cada vez mais poderosos na década de 90, a prática de LCA se difundiu com o desenvolvimento de dezenas de softwares em escala comercial.

Assim, atualmente, os usuários de ferramentas computacionais, compõem um grupo que mistura especialistas da área e outras pessoas que simplesmente desejam ter acesso a um sistema que lhes permita avaliar melhor os seus produtos e processos.

Da mesma maneira que houve mudanças drásticas na concepção dos programas, a utilização do LCA aumentou em diversidade e escala. No início, os estudos eram feitos, geralmente, comparando um produto com outro, principalmente na área de embalagens.

Depois vieram os programas de auxílio aos projetos de DFE e prevenção à poluição e, finalmente a última geração agrega a análise de ciclos de combustível, a análise de ciclos de vida, programas de macro e micro economia com modelos de dispersão e análise de impactos, tornando-se um poderoso instrumento no planejamento energético e na gestão ambiental nos países que implantaram esses programas.

Atualmente eles são utilizados em grande escala para estudos a respeito da emissão de gases estufa nos sistemas energéticos, além de continuarem executando as suas antigas atribuições.

Os softwares de LCA podem ser classificados em três categorias genéricas : softwares de inventário, design de produtos, e de engenharia . Os softwares de inventário estão restritos ao ordenamento e processamento de dados, não executando a parte de estudo de impactos. Geralmente são os usuários quem interpretam os resultados. Os softwares orientados para o design de produtos são concebidos para serem utilizados por pessoas que não sejam especialistas em LCA nem tenham conhecimento técnico em meio ambiente. Geralmente esse tipo de software procura gerar um indicador ambiental, tornando possível, através dele, a comparação de dois produtos diferentes que forneçam o mesmo serviço. Isso é feito através de um processo de monitoramento, classificação e valoração para todas as emissões e consumos de matérias em todas as etapas do ciclo de vida dos produtos. Ao longo do estudo é possível optar entre diferentes processos, materiais e formas de energia, buscando a alternativa que obtenha o menor número de pontos¹.

O terceiro tipo de software, o de engenharia, pode ser dividido em dois subgrupos: modelos de sistemas e simuladores de processos. Os modelos de sistemas exigem que o usuário defina, para cada processo do ciclo de vida de um produto, as entradas, saídas, o meio (descrição física, econômica e temporal do meio onde ocorrem os processos) e os mecanismos (recursos necessários para que ocorra a atividade em questão, tais como, máquinas, pessoas, organizações, etc.). As atividades podem ser relacionadas de maneira hierárquica, seqüencial ou em cadeia, desde que possibilitem a representação de todos os processos. Vários graus de detalhamento podem ser utilizados para se definir um sistema, sendo de suma importância que todas as considerações feitas no sentido de reduzir o número de processos analisados sejam justificadas e documentadas. Os modelos de sistemas geralmente não incorporam bases de dados, planilhas ou textos, mas podem ser conectados

a elas. Foi a partir desse tipo de modelo que programas como o MARKALL foram desenvolvidos operando conectados a outros programas dependendo do objetivo do estudo.

Por sua vez, os simuladores de processos são modelos que dão ênfase ao detalhamento de todas as transformações materiais e energéticas nos processos. Saídas na forma de produtos, co-produtos e resíduos são relacionadas às condições de operação e normas dos processos. Os modelos podem simular operações mecânicas, mudanças tecnológicas, processos químicos como a substituição de um reagente, etc. Baseado na abordagem do ciclo de vida como uma interconecção de vários processos, o modelo simula os detalhes de cada uma das atividades que ocorrem em cada operação monitorando os fluxos de materiais e energia a cada passo. As bases de dados desse tipo de programa em geral trazem informações a respeito de propriedades físicas e químicas fundamentais, unidades operacionais padronizadas e outras informações básicas típicas desse tipo de ferramenta.

A principal diferença entre os simuladores de processo e os modelos de entrada/saída é que eles permitem a análise de situações que não são possíveis de serem modeladas simplesmente através do fluxo de materiais e energia. Por exemplo, muitos operam explicitamente com a variável tempo. O tempo em que é consumido um determinado recurso, assim como o tempo em que uma quantidade de resíduos é produzida são variáveis importantes para se analisar um sistema, assim como para se estabelecer metas para a melhoria do mesmo. Os simuladores podem também estabelecer regras padronizadas para contornar a falta de informação ou as informações pouco especificadas. Durante as fases iniciais de desenvolvimento de um determinado produto, o modelo pode fornecer informações a respeito dos estressores ambientais e das eficiências de processos que podem vir a fazer parte do ciclo de vida do mesmo.

A tabela 6.1 mostra uma lista de ferramentas computacionais desenvolvidas na década de 90, mais precisamente até o ano de 1996. Os cinco nomes marcados em negrito são os mais licenciados e como tal serão detalhados no anexo 6.1.

¹ A descrição detalhada desse processo será feita no item 6.5 deste capítulo onde será abordado o modelo computacional ECO-it

Tabela 6.1 : Lista de softwares desenvolvidos para auxiliar a condução de análise de ciclos de vida.

NOME	RESPONSÁVEL	PAÍS
1 Boustead	Boustead	Europa
2 CLEAN	EPRI	Estados Unidos.
3 CUMPAN	Univ de Hohenhein	Alemanha
4 Eco Assessor	PIRA	Inglaterra
5 Eco Manager	Franklin Associates	Europa/ Estados Unidos
6 ECONTROL	Oekoscience	Suíça
7 EcoPack2000	Max Bolliger	Suíça
8 Eco Pro	EMPA	Suíça
9 Eco Sys	<i>Sandia/DOE</i>	<i>Estados Unidos</i>
10 EDIP	<i>Inst. for Prod. Dev.</i>	<i>Dinamarca</i>
11 EMIS	Carbotech	Suíça
12 EPS	IVL	Suécia
13 GaBi	IPTS	Alemanha
14 Heraklit	Fraunhofer Inst.	Alemanha
15 IDEA	IIASA	Europa
16 KCL-ECO	Finnish Paper Inst.	Finlandia
17 LCA 1	P&G/ETH	Europa
18 LCAD	<i>Battelle/DOE</i>	<i>Estados Unidos</i>
19 LCAiT	Chalmers Industr.	Suécia
20 LCASys	Philips/ ORIGIN	Holanda
21 LIMS	Chem Systens	Estados Unidos

22 LMS Eco Inv. Tool	Christoph Machner	Austria
23 Oeko-Base II	Peter Meier	Suíça
24 PEMS	PIRA	Europa
25 PIA	BMI/TME	Europa
26 PIUSSOECOS	PSI AG	Alemanha
27 PLA	Visionik ApS	Dinamarca
28 REGIS	Simun Gmbh	Suíça
29 REPAQ	Franklin Associates	Estados Unidos
30 Sima Pro	PRé Consulting	Holanda
<i>31 Sima Tool</i>	<i>Univ. de Leiden</i>	<i>Holanda</i>
32 Simbox	EAWAG	Suíça
33 TEAM	Ecobalance	Europa/ Estados Unidos
34 TEMIS	Oko - Institute	Europa
35 Tetra Solver	Tetrapack	Europa
36 Umberto	IFEU	Alemanha
37 Umcon	Particip Gmbh	Alemanha

FONTE: (HAZARDOUS WASTE BRANCH ENVIRONMENT CANADA, 1997)

A lista dos cinco softwares mais licenciados, foi resultado de uma pesquisa feita pela agência ambiental canadense no ano de 1997. Nos anos seguintes, alguns programas se destacaram, como o Sima Pro e o TEAM, enquanto outros não tiveram um desenvolvimento tão rápido como é o caso do LCAiT. Além disso, outros programas que não constavam da lista ocupam hoje papel de destaque. Entre eles, o EcoSense merece destaque especial. Embora restrito à análise de emissões gasosas, é utilizado pelo maior projeto de análise de ciclos de combustível em andamento no mundo, o ExternE (anexo 5.1).

Foram criados ainda, programas de última geração, que embora fundamentados na visão holística dos processos, que é a base dos estudos de LCA, transcendem a dimensão dos processos e produtos fazendo uma análise ainda mais ampla que abrange desde o transporte dos combustíveis, a cenários de variação do valor da tonelada de carbono capturada da atmosfera (CDM -Clean Development Mechanism).

A seguir será feita uma breve descrição de algumas dessas ferramentas, o EcoSense, o TEMIS², o MARKAL e o ECO it.

6.2 - O Modelo EcoSense

O EcoSense foi criado em função dos problemas decorrentes das emissões gasosas na Europa. Devido às características geográficas da região, a poluição gerada em um país atinge o outro, (daí o porquê do modelo dar ênfase às emissões gasosas), foi esse o fato que mobilizou a comunidade europeia no sentido de desenvolver uma ferramenta de referência para avaliar os custos externos da produção e do uso das diversas fontes de energia. O movimento dos efluentes líquidos e sólidos é mais fácil de ser monitorado e, na maioria dos casos, afeta com maior intensidade a região na qual eles foram produzidos.

No início do projeto ExternE, já referenciado anteriormente, o trabalho era focado na análise do impactos em escala local, e grupos de diferentes países faziam uso das informações disponíveis em cada país. Enquanto muitos grupos gastavam muito tempo compilando dados, como por exemplo, distribuição da população, uso da terra, etc..., percebeu-se que seria mais fácil aglutinar essas informações em uma única base que abrangesse toda a Europa. Foi então criada a EUROSTAT, uma base de dados única utilizada por todas as equipes do ExternE nos vários países. Uma vez criada a base de dados foi implantado um sistema de conexão entre ela e os outros programas utilizados para os cálculos das externalidades para garantir a implementação de uma ferramenta metodológica harmoniosa e padronizada.

Partindo dessas premissas, os objetivos para o desenvolvimento do EcoSense foram :

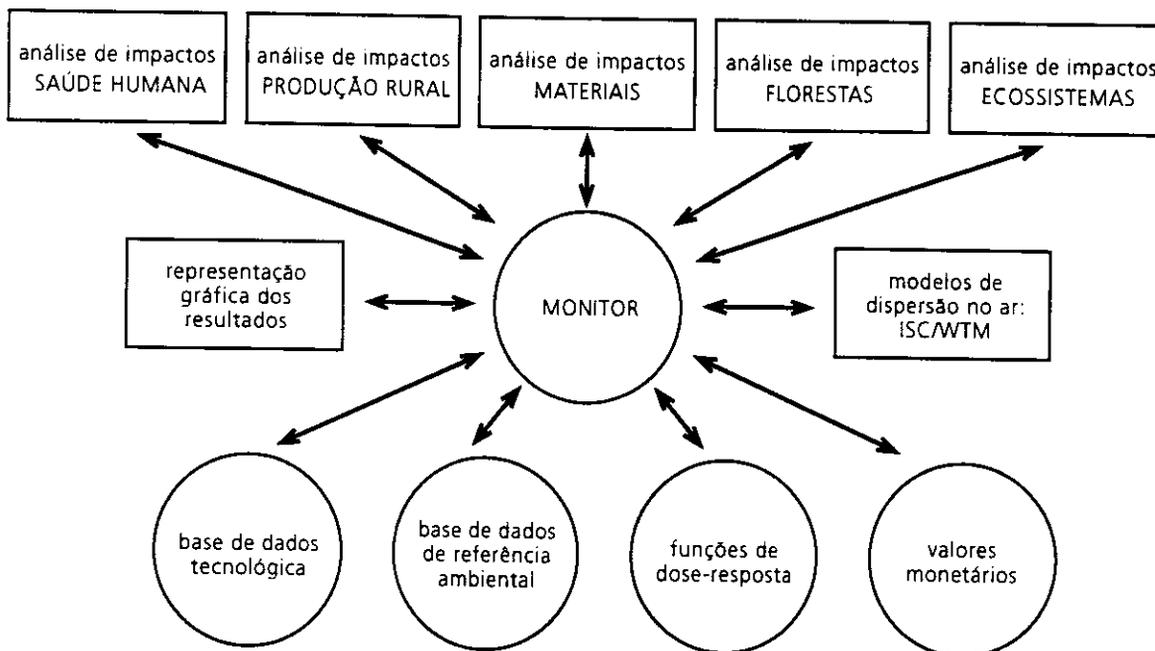
² O Modelo Temis é utilizado pelo EM (Environmental Manual) que se concentra na análise das externalidades dos processos de geração energética.

- Fornecer uma ferramenta padronizada de apoio ao cálculo das externalidades dos ciclos de combustível;
- Integrar modelos relevantes em um único sistema;
- Organizar uma base de dados relevantes para toda a Europa;
- Permitir a apresentação transparente de resultados finais e intermediários;
- Garantir facilidade em mudanças nos parâmetros permitindo uma análise sensível.

A área de análise de impactos ambientais é cheia de incertezas e existem muitas teorias em desenvolvimento. Assim sendo, o sistema foi concebido de maneira a permitir a rápida inserção de novas descobertas científicas. Como consequência disso, todos os módulos de cálculo são projetados de maneira a atuarem mais como modelos de interpretação do que simplesmente como ferramentas matemáticas. As especificações do modelo, como por exemplo, equações químicas, funções de dose e resposta ou valores monetários são armazenadas na base de dados e podem ser alteradas pelo usuário. Esse conceito permite, de maneira simples, a alteração dos parâmetros do modelo, ao mesmo tempo em que o modelo não aparece como uma caixa preta, permitindo ao usuário alterar a qualquer momento a forma em que o sistema vinha operando.

O modelo foi desenvolvido para apoiar a análise dos principais impactos causados pela emissão de efluentes gasosos sobre a saúde, as cidades, florestas e ecossistemas. Embora o aquecimento global esteja certamente entre os principais impactos causados pelas emissões gasosas, essa categoria de impacto não é utilizada pelo EcoSense por causa do mecanismo peculiar e dimensão global do fenômeno. Outros impactos tais como riscos de acidentes também não são abordados porque a quantificação desses impactos é baseada na análise estatística e não em modelagem. A versão 2.0 do EcoSense engloba 13 poluentes, incluindo os "clássicos" SO₂, NO_x, particulados e CO, assim como os principais metais pesados e os hidrocarbonetos, todavia, não inclui os impactos decorrentes de núclídeos radioativos.

Figura 6.1: A estrutura modular do EcoSense.



FONTE: (ECOSENSE MANUAL, 1996)

Toda a entrada de dados, assim como os resultados parciais e finais são armazenados em uma base de dados. Os dois modelos de dispersão³ integrados no EcoSense (ISC e WTM) funcionam como modelos paralelos que são acoplados ao sistema como pré e pós processadores. Existem programas individuais executáveis para cada categoria de impacto, que fazem uso do mesmo banco de dados.

6.2.1 - As Bases de Dados

A base de dados de referência tecnológica fornece informações técnicas descrevendo as fontes de emissão que normalmente são analisadas no modelamento de qualidade do ar, incluindo por exemplo, fatores de emissão, características dos combustíveis e coordenadas geográficas da fonte.

³ Os modelos de dispersão utilizados no Eco Sense serão analisados no ítem 6.2.2 a seguir.

A base de dados de referência ambiental é a principal do modelo, fornecendo informações sobre a distribuição dos receptores, condições meteorológicas, assim como um inventário de emissões de toda a Europa. Todas as informações geográficas são organizadas utilizando-se o sistema EUROGRID de coordenadas, que define áreas de projeção iguais de 10.000 km² e 100 km² (BONNEFUS A. E DESPRES, 1989), abrangendo todos os países da Europa.

As informações referentes à distribuição da população e da produção agrícola são extraídas da base de dados EUROSTAT REGIO, que, em alguns casos, tem sido atualizada com informações estatísticas nacionais. Mapas com locais de concentração crítica de nitrogênio são fornecidos para nove diferentes ecossistemas, que vão desde o semi árido mediterrâneo à tundra, passando pelas regiões alpinas. Para facilitar o acesso às informações sobre os receptores, uma interface fornece todos os dados em função de unidades administrativas (país, estado, etc.) seguindo o padrão EUROSTAT NUTS. O sistema combina automaticamente dados da rede de distribuição com a respectiva região administrativa.

Além de informações sobre os receptores, a base de dados ambiental fornece dados sobre as elevações de todo o território europeu, com uma malha de 10x10 km, que é necessária para alimentar o modelo Gaussiano de pluma, assim como dados meteorológicos (precipitação, velocidade e direção do vento) e um inventário de emissões para SO₂, NO_x e NH₃ da EMEP 1990, que foi adaptada para o formato EUROGRID.

Através de uma interface iterativa, o usuário pode definir qualquer modelo de exposição-efeito como uma função matemática. A função definida pelo usuário é armazenada no banco de dados e interpretada pela rotina de análise de impactos. Todas funções de exposição-efeito compiladas pelos vários especialistas do projeto ExternE são armazenadas no banco de dados.

A base de dados também fornece valores monetários para muitas das categorias de impacto, que, em alguns casos, são variáveis, permitindo uma análise sensitiva.

6.2.2 - Modelos de Qualidade do Ar

Para permitir a análise de um maior número de poluentes em diferentes escalas, o EcoSense possui dois modelos de dispersão do ar completamente integrados ao sistema. São eles :

- ISC (Industrial Source Complex Model) - é um modelo gaussiano de pluma desenvolvido pelo US-EPA (Brode and Wang, 1992). O ISC é utilizado para modelar a dispersão de poluentes em escala local.
- WTM (Windrose Trajectory Model) é um sistema baseado na abordagem da rosa dos ventos, inspirado no modelo Harwell Trajectory, desenvolvido pelo laboratório Harwell da Inglaterra.

Nas proximidades das plantas de geração (10 a 50 Km), as reações químicas na atmosfera exercem pequena influência nas concentrações de poluentes primários. Assim, o NO e a sua parte oxidada, o NO₂, podem ser tratados como NO_x. Do mesmo modo, enquanto as concentrações de poluentes são altíssimas ao redor do topo de uma chaminé alta, as concentrações na superfície próxima, ao pé da chaminé, dependem fortemente da mistura vertical da atmosfera. Essa mistura depende de fatores como a estabilidade atmosférica e da existência de camadas de inversão térmica. Por essas razões, o meio mais adequado para se analisar as concentrações, no ambiente, de poluentes primários em escala local, é a utilização de um modelo que despreze as reações químicas, mas que seja detalhado quando tratar os processos de difusão, turbulência e fenômenos de difusão vertical. Nesse contexto, o modelo Gaussiano é o mais indicado.

As considerações adotadas nesse tipo de modelo são as de um relevo idealizado e condições meteorológicas tais que a pluma viaje com o vento em linha reta. Elementos dinâmicos que afetam a dispersão, como por exemplo turbulências, são desprezados. Esse tipo de consideração desabona o uso deste tipo de modelo para estudos que considerem quadrantes maiores que 50 Km da fonte. Ao assumir que a pluma viaja em linha reta considera-se que, estatisticamente, em um longo período, as contínuas mudanças de direção do vento se anulam.

Porém, esse modelo é controverso. Como escreve (SEVÁ, 1990) "...porém está se desprezando um fato crucial para a compreensão da acidificação, pois a acidez que finalmente retorna à terra é diretamente proporcional às toneladas de compostas de S e de N emitidos e não à concentração do gás SO₂ ou NO_x. Isto porque cada molécula do gás, após reagir na atmosfera, produz dois íons H⁺, e cada molécula de NO ou NO₂, nas mesmas condições, produz um íon H⁺, e todos os íons caem...".

Assim, adaptações são necessárias, para tornar esse tipo de modelo mais eficiente.

O EcoSense utiliza o ISCST2 (Industrial Source Complex Short Term Model, versão 2) da EPA dos Estados Unidos. O modelo calcula a cada hora as concentrações de SO₂, NO_x e material particulado no período de um ano, no centro de cada célula de 10x10 Km centrada nas plantas para cada região do EUROGRID. Os efeitos de transformações químicas e de deposição são desprezados. Os valores anuais são obtidos pela média temporal dos resultados horários do modelo.

O modelo ISCST2 considera a reflexão da pluma na base da camada atmosférica, o que serve para determinar a faixa de dispersão, que fica entre a linha determinada pela topografia local e a base da camada (nuvens). Esse tipo de abordagem dificulta a adoção deste tipo de método para regiões onde o relevo seja muito acidentado; nestes casos, adaptações devem ser feitas ao modelo.

Com o aumento da distância da chaminé, a pluma se dispersa horizontalmente e verticalmente, dependendo das condições atmosféricas. Fora da área de análise local (distâncias superiores a 50 Km da chaminé), pode-se assumir que os poluentes misturaram-se na faixa de dispersão vertical da atmosfera. Do mesmo modo, as transformações químicas não podem mais ser desprezadas em uma escala regional. A maneira mais prática para a análise anual da poluição atmosférica em escala regional é a utilização de um modelo que opere com uma abordagem simples da dispersão e ao mesmo tempo forneça detalhadamente, as reações químicas na faixa de dispersão.

O modelo WTM é utilizado pelo EcoSense para estimar a concentração e disposição de componentes ácidos em escala regional. Em princípio, ele foi desenvolvido , pelo laboratório Harwell por (DERWENT E NODOP, 1986) para analisar NO_x e posteriormente foi incluída a análise de SO_x (DOLLARD E METCALFE 1988). Trata-se de um modelo de pluma lagranjeano, orientado ao receptor que utiliza uma faixa de dispersão constante de 800 m, combinada com velocidades variáveis do vento. Os resultados são fornecidos para cada ponto receptor considerando-se 24 trajetórias indexadas pela velocidade do vento em setores de 15 graus. No EcoSense o modelo é aplicado em função de :

- um conjunto de parâmetros e equações químicas fornecidas pela base de dados
- um modelo de interpretação (wmi.exe)
- um conjunto de dados atmosféricos fornecidos pela base de dados
- inventários de emissão para NO_x, SO₂ e amônia, também fornecidos pelo banco de dados
- outras emissões da planta fornecidas pela base de referência tecnológica.

Os dados meteorológicos para 1990 foram fornecidos pelo Meteorological Synthesizing Centre-West do EMEP no Norwegian Meteorological Institute (Hollingsworth, 1987). As informações que eram fornecidas em períodos de 6 horas no grid de 150 km da EMEP para chuva e vento (para o nível de 925 hPa = 1 atm) foram transformadas para o EUROGRID e foi calculada uma média para se obter, em relação a um receptor, a rosa dos ventos principal (frequência da distribuição do vento por setor), a principal direção anual do vento. As informações sobre o background das emissões para a Europa foram extraídas do inventário EMEP 1990 (SANDNES e STYVE, 1992).

6.2.3 - Os Módulos de Análise de Impactos

Os módulos de análise de impacto estimam os impactos físicos e, na medida do possível, o custo dos danos, aplicando funções de exposição-resposta selecionadas pelo usuário para cada célula da malha, levando em conta informações a respeito da distribuição dos receptores e concentrações de poluentes atmosféricos extraídas da base de dados ambiental. Os módulos de análise de impacto fornecem uma análise, passo a passo, para um único receptor ou análises mais genéricas de regiões onde algumas categorias de impacto podem ser selecionadas.

As informações que alimentam o modelo, assim como resultados intermediários, podem ser apresentadas em vários passos da análise de impacto, tanto na forma de números, quanto na forma de gráficos. Informações geográficas tais como a distribuição da população ou a concentração de poluentes podem ser representadas na forma de mapas.

6.3 - O Modelo TEMIS

O Instituto Öko, uma organização não governamental sem fins lucrativos, desenvolveu a primeira versão do TEMIS (Total Emission Model for Integrated Systems) entre 1987 e 1989. Trata-se de uma ferramenta computacional para avaliar os efeitos ambientais de vários sistemas energéticos. Atualmente a versão 3.0 do programa já se encontra disponível.

O objetivo principal do TEMIS é oferecer uma ferramenta analítica para sistemas energéticos que permita simulações em diferentes cenários e com alterações de vários parâmetros entre eles os tecnológicos. Ao contrário de outros softwares, como por exemplo

o MARKAL, o TEMIS não opera conectado a um programa de avaliação econômica específico.

Para oferecer a oportunidade de interpretação dos impactos em termos econômicos, o modelo se utiliza do método de custos de controle, apenas para as emissões gasosas. Além dos aspectos quantificáveis, o programa também fornece qualitativos

Os bancos de dados do TEMIS abrangem os principais sistemas energéticos, descritos em termos de eficiência, emissões, e outros parâmetros que possam ser medidos, calculados ou estimados em função de padrões conhecidos. As bases de dados podem ser alteradas pelo usuário de acordo com a sua realidade. Deste modo, o TEMIS pode ser utilizado para analisar os sistemas energéticos em diferentes cenários, desde os mais complexos em escala nacional/internacional, até os mais simples em escala regional/cidades, ou apenas uma indústria. Um cenário é determinado por um montante de energia a ser fornecido através de uma ou mais fontes de energia. Por exemplo, o TEMIS pode determinar as mudanças nas emissões com a introdução de sistemas de cogeração nas usinas de cana.

O TEMIS não abrange apenas as emissões das usinas geradoras, mas sim todos os processos anteriores, tanto do combustível quanto das instalações. Isso implica em uma divisão dos impactos em escalas regionais, nacionais e globais.

Esse modelo foi utilizado na Alemanha (Öko 1991) no início da década de 90 para calcular as emissões no ciclo de vida de vários sistemas energéticos em relação ao fornecimento de eletricidade. A tabela 6.2 mostra as emissões associadas ao fornecimento de 1kWh. Os números da coluna E. Prim. (energia primária) indicam o montante de energia consumido no ciclo de vida de cada alternativa para o fornecimento de 1kWh. Esse valor corresponde à obtenção do combustível, purificação, transporte, etc.

Tabela 6.2 - Uso total de energia e emissões para sistemas de fornecimento de eletricidade (equivalentes a 1kWh de fornecimento de energia)

Tipos de Fontes	E. prim. kWh	Poluentes em (g)			
		SO ₂	NO _x	Partic.	CO ₂
Térmica a carvão	2.8	0.7	0.7	0.1	929.0
Térmica a lignita	2.9	0.6	0.8	0.1	1160.9
Térmica <i>Leito Fluid.</i>	2.9	1.0	1.4	0.1	783.6
Nuclear	3.2	0.0	0.1	0.0	55.1
Térmica a gás CC	2.4	0.0	0.8	0.0	427.0
Térm. a gás BPS cog.	1.1	0.0	0.5	0.0	183.0
Térm. a gás CC cog.	1.2	0.0	0.6	0.0	213.0
Fotovoltaica	1.1	0.0	0.0	0.0	30.1
Eólica	1.0	0.0	0.0	0.0	10.8
Hidroelétrica	1.0	0.0	0.0	0.1	2.1
Biomassa cog.	0.9	0.0	0.4	0.0	-372.6

FONTE : (ÖKO INSTITUT, 1992)

Muitas considerações devem ser feitas para se chegar aos resultados da tabela, entre as quais o tempo de operação. Um sistema energético, no qual o impacto se dá em maior dimensão na construção, como é o caso da hidroeletricidade, pode-se mostrar mais ou menos atraente que outro sistema no qual a maioria dos impactos acontecem na operação, como no caso das termelétricas, dependendo do tempo de operação considerado. Quanto maior o tempo, mais diluído ficará o impacto da construção de um reservatório. Outras informações, como por exemplo as emissões dos reservatórios, as populações afetadas e a operação do reservatório não foram levadas em conta porque o estudo foi feito na Alemanha e assim sendo está vinculado a sua realidade.

No anexo 5.3 é apresentado um estudo feito sobre as emissões de gases estufa dos reservatórios da região amazônica. Este tipo de emissão não ocorre, nessa dimensão, nas usinas alemãs do mesmo tipo, o que leva a não inserção desses dados nos cálculos do modelo, embora sejam de grande monta no caso do Brasil.

Atualmente o TEMIS foi adaptado (GTZ, Banco Mundial, Instituto Oeko) para uma versão de operação mais simples, com janelas de entrada mais eficientes permitindo que o usuário entre mais rapidamente com informações na programa, podendo alterar qualquer uma das bases de dados. A esse modelo foi dado o nome de EM (Environmental Manual for Power Development).

O EM funciona tanto como um banco de dados quanto como um modelo de análise. Ele compara plantas de geração ou sistemas de transporte, cenários de expansão assim como cenários combinados de geração de energia, transporte e uso de materiais. Tais comparações podem ser feitas tanto para uma cidade como para um país como um todo. Além da geração de eletricidade, o EM aborda cogeração, geração de calor, DSM, entre outros processos. Ao contrário do EcoSense, o EM é voltado para análises globais e não locais. Como foi concebido, à medida que vai sendo utilizado, o modelo cresce, aglutinando as informações de todos os lugares onde foi utilizado.

Sob o ponto de vista ambiental, o EM aborda emissões gasosas, com destaque para gases estufa, resíduos sólidos, efluentes líquidos além do uso da terra. Cálculos sobre custos anuais e marginais, investimentos e custos externos também são efetuados.

O programa pode avaliar a adequação das tecnologias de geração com padrões de emissão; para isso, basta alimentar a base de dados com informações do local em questão⁴.

Os elementos chave do EM são :

- O banco de dados : contém informações relevantes sobre processos de geração de energia e transporte incluindo a origem e a confiabilidade das informações
- Cenários: é uma seção onde uma variedade de tecnologias e sistemas de transporte podem ser comparadas em termos econômicos e ambientais;
- Análise: módulo no qual os resultados dos cenários podem ser analisados;
- Gráficos: representam os resultados em vários tipos de gráficos que podem ser escolhidos.

Para as plantas de produção de energia, os custos ambientais dependem, em grande parte, do tipo de combustível com a qual elas operam. Na seção de produtos do EM é possível acessar planilhas de informação para 50 combustíveis diferentes; nelas encontram-se

⁴ A versão analisada para este trabalho possuía no banco de dados informações para toda a Europa e E.U.A.

dados sobre parâmetros de emissão, custo, composição química, poder calorífico, etc. É possível, por exemplo, alterar o teor de enxofre do carvão que está definido no banco de dados, assim como qualquer outra informação, que pode ser gravada no próprio banco de dados e utilizada ao longo do processo. Desta maneira é possível acompanhar instantaneamente os impactos de tais mudanças nas emissões da planta, nos custos de geração ou em outro parâmetro qualquer de interesse.

Na seção de processos é possível acessar mais de duzentas planilhas de informação relativas a diferentes tecnologias de geração de energia e sistemas de transporte. É possível combinar qualquer uma das tecnologias de geração com um sistema de controle de emissão e analisar imediatamente quais implicações monetárias e ambientais; tal mudança acarretaria, assim como redução de eficiência, alterações na vida útil do equipamento.

Para se analisar os impactos de uma variedade de opções energéticas ou sistemas de transporte é necessário entrar no módulo "cenários" do programa, e criar relações de oferta e demanda para os itens em questão. Assim, é possível realizar combinações de alternativas energéticas, sistemas de controle e outras variáveis, buscando a maneira mais eficiente para se atender àquela determinada demanda. O próprio programa auxilia no balanço entre a oferta e a demanda, assim como mostra as alternativas que melhor se adaptam às exigências do usuário.

Em seguida, utilizando-se do módulo "standarts" é possível testar se, a alternativa de geração escolhida está dentro dos padrões de emissão do local na qual ela está instalada. Nesse ponto da análise os combustíveis e as tecnologias de controle podem ser alteradas até que os padrões sejam atingidos, sendo que o custo de geração é alterado automaticamente.

Se for do interesse do usuário, é possível, utilizando-se o módulo "referências", conhecer qual a fonte de qualquer informação que esteja sendo utilizada do banco de dados, assim como o grau de qualidade da mesma. O usuário pode também construir sua própria base de dados, que será criada de maneira independente das já existentes.

6.4 - O Modelo MARKAL

A necessidade de possibilitar a análise comparativa de fontes diferentes de energia, levou cientistas do Brookhaven National Laboratory a criarem o Brookhaven Reference Energy System (AUI, 1972). O modelo fornecia meios para se somar vários efeitos de uma determinada cadeia energética. O modelo foi então computadorizado e vinculado a uma enorme base de dados criando o ESNS - Energy Systems Network Simulator (SEVIAN, 1975; SEVIAN et al. , 1977).

Uma série de otimizações de modelos baseados no conceito de RES (Reference Energy System) foram desenvolvidos. A versão mais recente denomina-se MARKAL (market allocation), um modelo de programação linear dinâmica utilizado em análises estratégicas para diminuir a produção de gases estufa nos sistemas energéticos. O MARKAL criou uma série de sistemas energéticos de referência, incorporando sistemas dinâmicos de análise e possibilitando a mudança dos tipos de combustível e de tecnologia.

Durante todo o tempo, desde que foi criado, o sistema tem sido continuamente aprimorado. Porém, foi com o advento dos computadores pessoais baseados em processadores 386 que se deu a mudança mais radical. A versão do modelo foi denominada OMNI-based MARKAL e foi posta em funcionamento pela primeira vez em 1989 na Suécia. As versões seguintes, privilegiaram a interface Programa - usuário permitindo alterações de base de dados, cenários, etc..., tornando o modelo mais maleável.

A análise de ciclos de vida está explícita no MARKAL, na medida em que o modelo analisa todos os processos associados com todo o ciclo de uma tecnologia ou combustível.

No início dos anos noventa o modelo foi utilizado para examinar estratégias de redução da emissão de gases estufa no estado de Nova York. No estudo, foram analisados também os efeitos nas emissões de outros gases (SO₂ , NO_x , particulados), quando o sistema era otimizado em relação aos gases estufa. Isto é, dimensionado com objetivo de emitir a menor quantidade possível de gases estufa. Os custos ambientais foram internalizados de duas maneiras: determinando limites de emissão e aplicando taxas de emissão.

No primeiro caso, foram estipulados limites de emissão para cada poluente ao longo de todo o sistema energético. O MARKAL reconfigura todo o sistema de fornecimento e uso final pelo mínimo custo. Assim, é possível comparar os incrementos de custo do sistema para os diferentes limites de emissão. Na segunda abordagem, no lugar da determinação, invés de

limites de emissão, foram estabelecidas taxas sobre as emissões e o modelo definiu uma nova configuração de custo mínimo para o sistema, incluindo a taxa e os níveis de emissão associados a elas.

Os resultados desse estudo para o estado de Nova York mostraram que, sem restrições às emissões de CO₂, o modelo aponta na direção da melhoria da conversão de uso final, adoção de tecnologias avançadas para a conversão do carvão, utilização moderada das energias renováveis e nenhum incremento de geração nuclear. Quando se inclui a restrição à emissão de gases estufa, o modelo diminui drasticamente o uso de carvão e aumenta a utilização das renováveis e da nuclear.

A abordagem de ciclo de combustível é limitada ao sistema energético em si, desprezando os impactos referentes à obtenção dos combustíveis e à construção da infraestrutura das plantas de geração. Isso compromete bastante a utilização do modelo para comparar alternativas energéticas diferentes, como por exemplo, solar e térmica a óleo. O modelo trabalha basicamente com variáveis tecnológicas, o que limita a flexibilidade de análise.

Para atenuar essa deficiência foi incorporado um RMS (Reference Material System) similar ao RES, que analisa a cadeia de processos anteriores à produção de energia. Geralmente, apenas os principais materiais são incluídos na análise. Para evitar a adoção de fronteiras arbitrárias na análise, o método econômico de entradas e saídas foi utilizado.

MOSKOWITZ E ROWE (1985) usaram sistemas fotovoltaicos isolados para comparar as diferenças entre as duas abordagens. Eles chegaram a resultados bem similares, mesmo considerando as grandes diferenças entre os métodos. Eles concluíram que os modelos RMS fornecem resultados pertinentes e detalhados, porém sofrem com problemas de definição de fronteiras. As análises de entrada e saída, por outro lado, incluem tudo. No entanto, os resultados duvidosos comprometem a análise. Ainda, os autores concluem que ambas as abordagens são complementares.

A maior crítica feita ao MARKAL é que ele não incorporava variáveis econômicas, o que implicaria em grandes mudanças estruturais do sistema. Foi então que Allan Manne da Stanford University (MANNE AND RICHELIS, 1992), desenvolveu a união entre o MARKAL e o MACRO, um modelo baseado no crescimento de longo termo neo classico. Nasceu aí o MARKAL-MACRO, o primeiro modelo que combinava critérios tecnológicos com a economia em geral, vinculando um modelo de análise energética – ambiental, a outro, de análise macroeconômica.

O novo modelo liga o sistema energético com indicadores macro-econômicos como crescimento do PIB, sem porém identificar o efeito nas indústrias individualmente. Assim, restrições impostas a um sistema energético, como por exemplo, redução na emissão de CO₂, implicam em mudanças na demanda energética e no crescimento do PIB. Esse modelo que começou a operar em 1992, foi uma das ferramentas utilizadas para o cálculo do valor a ser cobrado por tonelada de carbono emitida (CDM).

A estrutura do modelo divide a economia em quatro setores, negócios, doméstico, governamental e outros setores. O setor de negócios é então subdividido em 35 indústrias e 35 grupos de comodites correspondentes ao produto primário de cada indústria. O setor doméstico é subdividido, através de várias características demográficas e padrões de consumo, em um total de mais de 600 tipos diferentes de classificação.

Atualmente o modelo MARKAL-MACRO é utilizado por vários países, inclusive os E.U.A em projetos baseados no "least cost energy".

6.5 - O Modelo ECO it

O modelo Eco it é baseado no conceito de eco indicadores. Essa abordagem foi desenvolvida por um grupo de empresas privadas (entre elas a PHILIPS) e o governo da Holanda na primeira metade da década de 90. O princípio consiste em identificar todos os impactos ambientais no ciclo de vida de um produto e atribuir um valor a cada um; posteriormente, todos esses valores são somados e o produto ganha uma pontuação pela qual ele pode ser comparado com outro similar.

O modelo foi criado para ser utilizado como uma ferramenta de auxílio no desenvolvimento de produtos ambientalmente mais eficientes. Porém, o próprio manual do programa frisa que ele não foi concebido com o objetivo de ser usado para programas de rotulagem ambiental nem para servir de base em instrumentos regulatórios governamentais, mas sim como auxiliar de projeto de produtos para empresas⁵.

Partindo da constatação da dificuldade de se interpretar os resultados de uma análise de ciclos de vida,(onde é possível determinar a contribuição no ciclo de vida de um produto para o efeito estufa, destruição da camada de ozônio e outros problemas ambientais, mas é difícil identificar o impacto total), introduziu-se uma etapa onde índices são atribuídos a

⁵ O Manual pode ser encontrado na internet www.pre.nl

cada categoria de impacto e seus respectivos estressores. A esses índices, foi dado o nome de Eco-Indicador.

A partir daí foi organizada uma base de dados com informações a respeito dos materiais mais comuns para os quais os eco indicadores foram calculados. Os materiais e processos foram definidos de maneira que eles pudessem ser encaixados como blocos, permitindo a combinação entre eles. Desta maneira, existe um indicador para a produção de um quilo de polietileno, um para a extrusão de um quilo de polietileno e um para a incineração de um quilo de polietileno.

Assim sendo, o eco indicador de um processo ou material é um número que procura indicar o impacto ambiental dos mesmos baseados nos dados da análise de ciclo de vida. Quanto maior o valor do indicador, maior o impacto.

Como a maioria de softwares desse tipo, ele foi concebido dentro da lógica do país de origem, conforme a própria definição de impacto ambiental que foi adotada para a elaboração do método de valoração indicando:

"efeitos ambientais que danifiquem ecossistemas e/ou a vida humana em uma escala européia" (THE ECO-INDICATOR 95 GOEDKOOPT et.al, 1996)

Dentro dessa visão foram eleitas as seguintes categorias de impacto :

- Efeito estufa
- Camada de ozônio
- Acidificação
- Eutrofização
- Smog
- Substâncias tóxicas

Entretanto, algumas categorias foram desprezadas :

- Substâncias tóxicas no local de trabalho que não se propaguem no meio ambiente
- A depreciação das reservas de matérias primas
- A quantidade de resíduos (os processos de tratamento são abordados)

O eco indicador é um dos primeiros modelos de valoração. Isto significa que se trata de um instrumento experimental que contém muita incertezas científicas. Porém, ele serve de base para se analisar as potencialidades desse tipo de sistema de avaliação ambiental. Cada país pode optar pelas categorias de impacto que lhe convier, utilizando os indicadores existentes e criando outros que se adaptem melhor às suas realidades.

Foram determinados eco indicadores para :

- Materiais - processo completo de produção com base em um quilo de material;
- Processos de tratamento - processos de tratamento ou processamento de vários materiais expressos na unidade apropriada (por exemplo, quilo de polietileno soprado);
- Processos de transporte - expresso em tonelada-kilómetro;
- Processos de geração de energia - unidades são fornecidas para energia elétrica, calor e energia mecânica;
- Processos de tratamento de resíduos - por quilo de material subdividido em tipos de material e processos diferentes.

Todas as estimativas foram feitas calculando-se médias para os processos correntes na Europa. Para os processos de tratamento de resíduos sólidos e de reciclagem foram utilizados os processos adotados na Holanda, na ausência de informações dos outros países da Europa.

Para se determinar os indicadores para os materiais, foram considerados todos os processos, desde a extração dos materiais brutos até a transformação em matéria prima. Todo o transporte nesse processo foi incluído. Para o plástico, por exemplo, a análise começa na extração do petróleo e vai até a transformação em pelets. Entretanto, a produção dos bens de capital não está incluída (máquinas, edifícios, etc...).

Os indicadores para os processos de tratamento se referem às emissões produzidas no decorrer do tratamento, assim como às emissões referentes à energia consumida no processo. Aqui também, os bens de capital não são considerados.

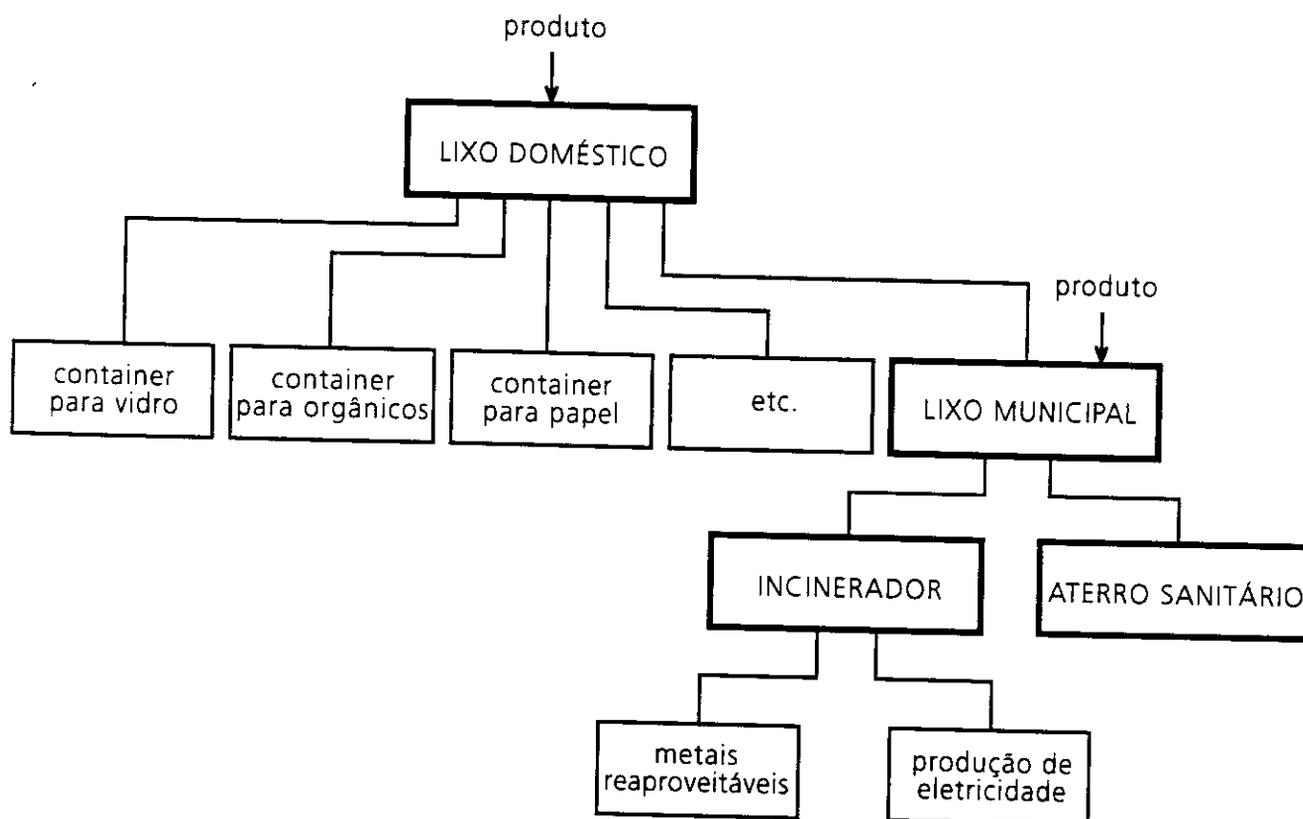
Os processos de transporte abrangem os impactos causados pela extração e produção dos combustíveis assim como a produção de energia decorrente da queima dos mesmos durante o transporte. A unidade funcional é o transporte de 1000 Kg de produto por um km (1t-km). O transporte rodoviário é baseado no uso de motores a diesel com os caminhões

carregados com 60% da carga (média da Europa), sendo considerada também a possibilidade do caminhão voltar vazio. Nos casos onde a carga seja leve mas ocupe muito espaço, a unidade é m³ - km. O transporte ferroviário é baseado na média de máquinas a diesel e elétricas na Europa, com o carregamento médio. O transporte aéreo é considerado continental (até 600 km) e a unidade é kg.

Os indicadores para a energia se referem à extração e produção dos combustíveis assim como os processos de conversão. Mais uma vez os parâmetros são obtidos através de médias européias. Foi determinado um indicador para baixa voltagem (residencial) e um para alta voltagem (industrial).

A abordagem dos processos de reciclagem é um pouco mais complexa. Quando um produto é composto predominantemente de elementos materiais, o seu projeto permite que as partes sejam facilmente dispostas em containers de reciclagem, e ele esteja sendo analisado em um cenário onde existam programas de reciclagem atuantes; é razoável descontar a porção material dos resíduos que irão para o aterro sanitário. Caso isso não ocorra, o produto inteiro irá para o aterro. Nesse caso, um outro indicador será utilizado, considerando perdas de energia incorporada, volume ocupado no aterro, etc.... Foram desenvolvidos cenários para as duas situações, e além dessas alternativas foram analisadas cenários de recuperação energética por incineração. A figura 6.2 mostra os caminhos dos resíduos domésticos considerados no modelo. Os cenários propostos estão indicados em **negrito** (Lixo doméstico, lixo urbano, incinerador e aterro). Fica a cargo do usuário do programa a escolha da alternativas que melhor se adaptem ao estudo que está sendo conduzido.

Figura 6.2 : Representação Esquemática dos Cenários de Resíduos (em destaque) e as Ligações entre eles.



FONTE: (ECO-INDICATOR MANUAL, 1995)

Em alguns casos, o processo de reciclagem de um determinado material tem um impacto no ambiente menor que a produção do mesmo. Em outros casos não. Questões de escala também têm de ser consideradas na análise dos processos de reciclagem.

No anexo 6.2 encontra-se uma lista de indicadores que faz parte do banco de dados do modelo. O valor dos Eco Indicadores são representados em pontos (Pt). Nela é possível observar a diferença entre o número de pontos que recebe o alumínio reciclado (1,8) e o alumínio primário (18). Esses valores representam os impactos ao meio estimados com a metodologia do modelo para todo o ciclo de vida das alternativas apresentadas. Na prática, o valor sozinho não tem muito significado, porque o seu objetivo é o de servir como um elemento comparativo dos impactos causados ao meio ambiente entre as alternativas

disponíveis e previamente analisadas. Na lista apresentada no anexo 6.2 os valores estão em mili pontos para evitar situações onde se trabalhe com números com muitos dígitos. Assim $1.8 \text{ mPt} = 0.0018\text{Pt}$.

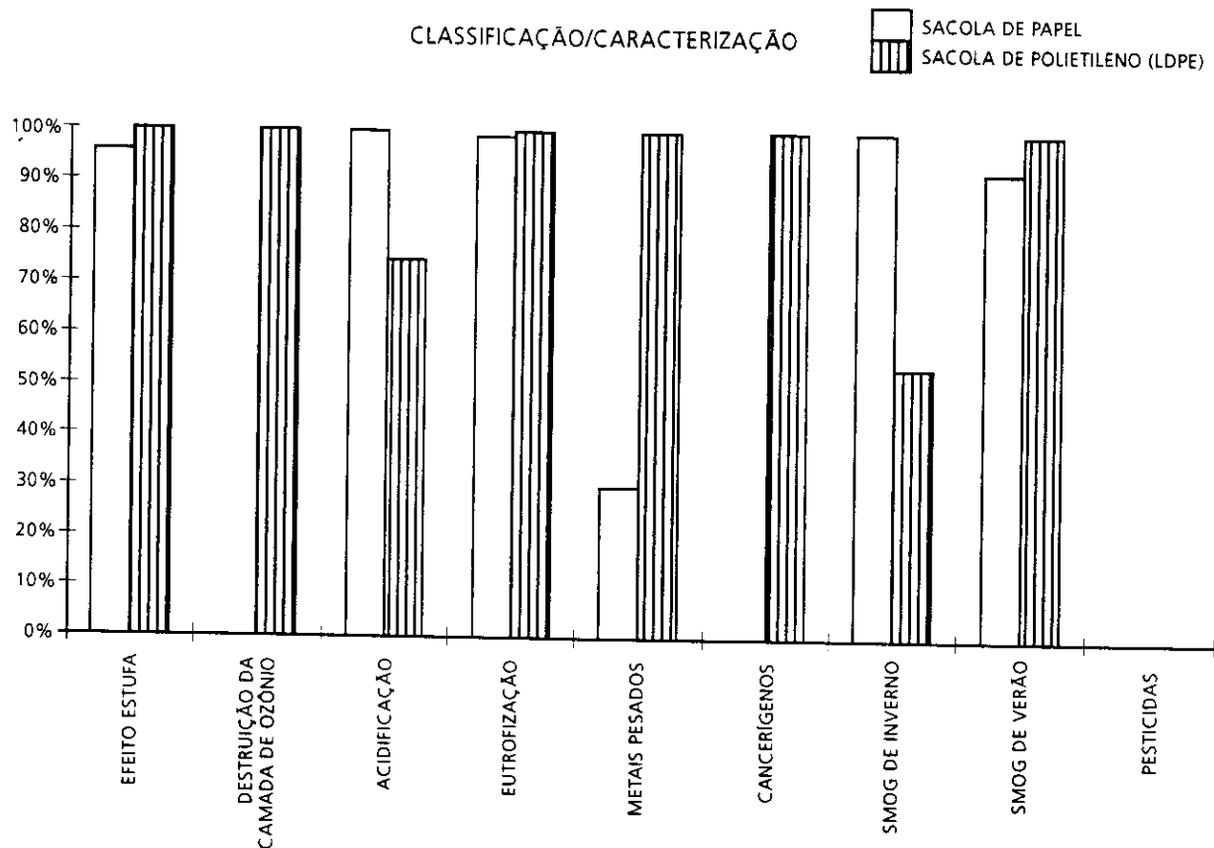
6.5.1 - Método de cálculo dos indicadores

O modelo do Eco-Indicador procura o quanto possível seguir as diretrizes da metodologia clássica de análise de ciclos de vida. Este é um importante ponto de partida, pois espera-se que, desta maneira os resultados do modelo sejam os mesmos que os de um LCA . Isto implica em que, principalmente as fases iniciais do modelo, sigam os mesmos passos de um LCA ;

- Inventário - para o projeto, cem LCA s foram analisados (alguns foram totalmente produzidos e outros, já existentes, foram revisados). Isto significa que todos os processos relevantes foram analisados e todas as emissões compiladas em uma tabela de estressores.
- Classificação - Um número de impactos ambientais foi calculado com base na tabela de estressores.

A classificação permite que os impactos provocados por dois processos diferentes sejam comparados. A figura 6.3 representa graficamente os impactos ambientais estimados pelo modelo para mil sacolas, de plástico (LDPE) e papel. Nessa etapa do processo o valor de cada impacto é considerado como 100%.

Figura 6.3 - Comparação entre os impactos ambientais de uma sacola de plástico e uma de papel.



FONTE (ECO-INDICATOR MANUAL , 1995)

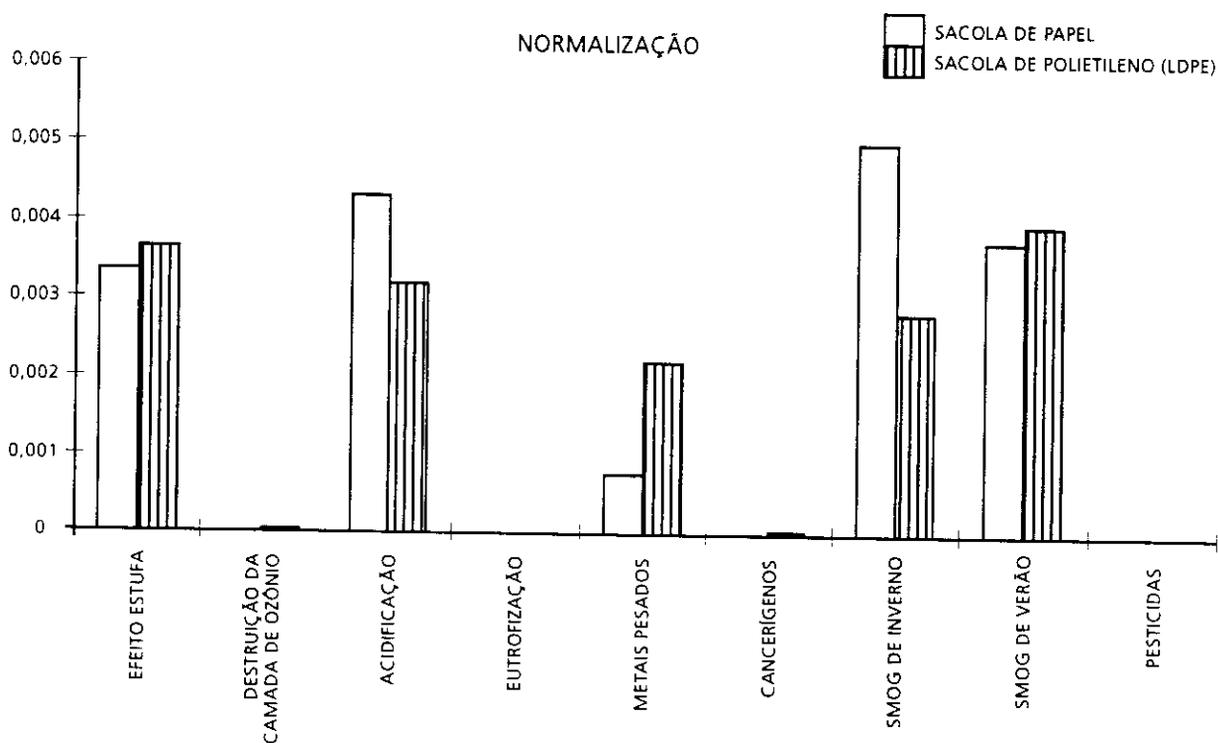
Até essa etapa, a de classificação, o Eco -indicador segue a metodologia clássica da LCA. Nesse exemplo, a comparação entre as duas sacolas, fica claro que, é difícil interpretar os resultados de maneira absoluta. A sacola de papel causa mais smog de inverno e acidificação, mais é menos agressiva em outros aspectos. Assim sendo a LCA não explicita qual sacola é melhor. Falta um índice de valoração mútuo dos impactos. Mesmo que a metodologia da LCA descreva como é que isso pode ser feito, essa valoração nunca é realizada por falta de dados. O eco - indicador se propõe a preencher essa lacuna.

Com base na figura 6.3 é muito difícil de se dizer qual das sacolas é menos nociva ao meio ambiente. Isso acontece porque o maior dos dois valores é considerado como 100%. Na realidade está escala não significa nada. O valor de 100% pode representar uma emissão muito grande ou muito pequena. O primeiro passo para a interpretação das informações

mostradas na figura 6.3 consiste em comparar os valores de cada uma das alternativas com um outro valor de referência.

No modelo Eco – Indicador, foi criado um valor que representa os impactos, por categoria, que um cidadão europeu médio causa ao meio ambiente. Como na metodologia de LCA esse passo é chamado de normalização. Assim, os valores são normalizados em relação aos impactos ambientais causados por um cidadão europeu médio no período de um ano. Os valores normalizados da figura 6.3 estão na figura 6.4 . A figura 6.4 representa os resultados normalizados da figura 6.3, em relação aos impactos ao ambiente causados por um europeu médio em um período de um ano. Nela podemos observar que 1000 sacolas de plástico são responsáveis por um impacto à camada de ozônio equivalente a 0,003 % do impacto à camada de ozônio causado por um europeu médio no período de um ano.

Figura 6.4 - Resultados da figura 6.3 normalizados

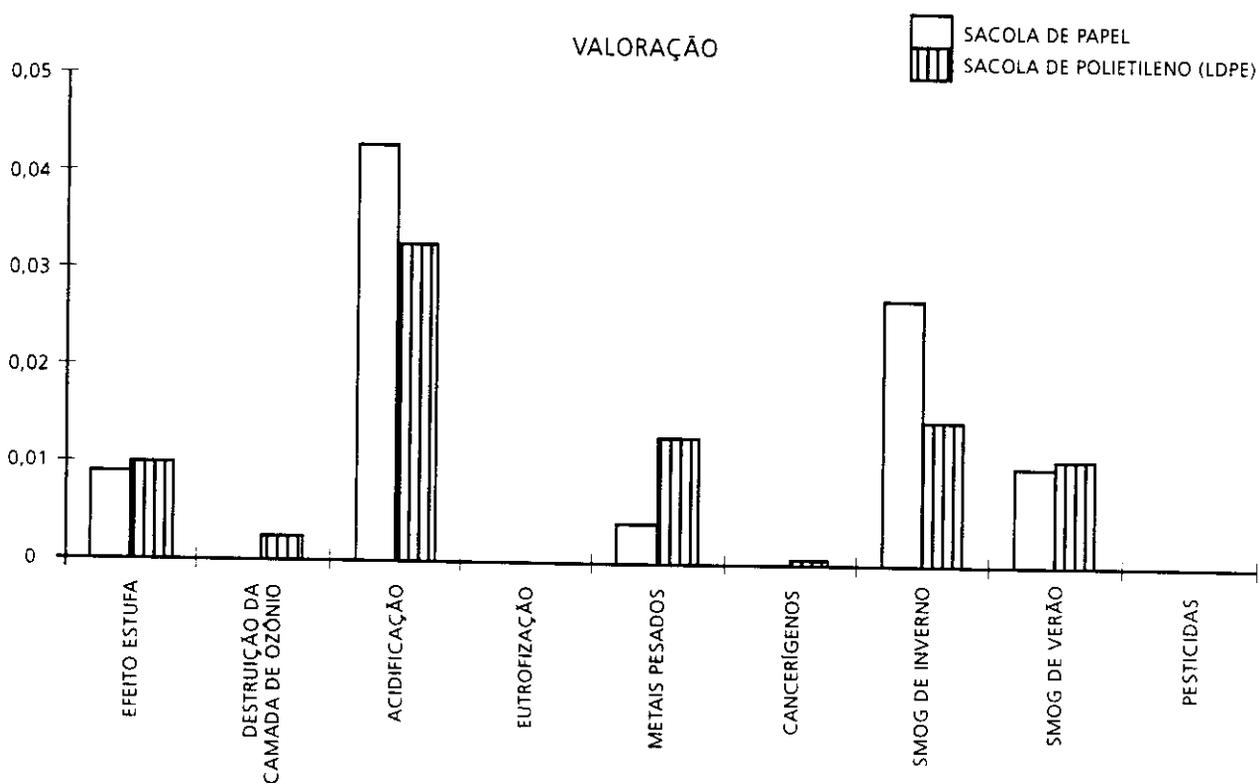


FONTE: (ECO-INDICADOR, 1995)

A partir daí fica evidente que os impactos causados à camada de ozônio, eutrofização, pesticidas e cancerígenos são muito pequenos em termos absolutos. Em contra partida, os valores para smog, acidificação, metais pesados e efeito estufa são relativamente grandes.

A normalização revela quais impactos são grandes e quais são pequenos em termos relativos. Novamente o problema de se determinar a verdadeira dimensão de um impacto ainda não foi resolvido. Um impacto pequeno em alguns casos pode ser o mais importante. Logo, faz-se necessária uma fase de valoração para se obter um resultado absoluto. O resultado da valoração para o exemplo corrente, está representado na figura 6.5. Nessa fase os impactos são classificados de acordo com o seu grau de "periculosidade". No caso esse grau é medido em Eco-pontos.

Figura 6.5 - Valores Normalizados e Valorados

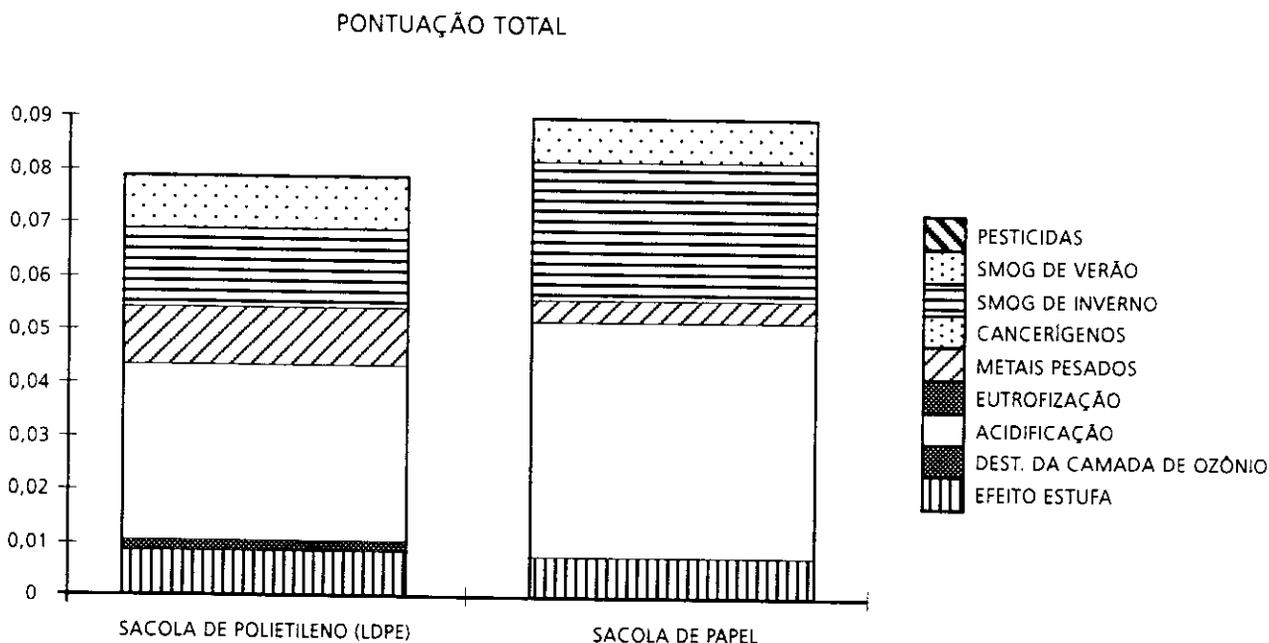


FONTE : (ECO-INDICATOR , 1995)

Se todas as colunas forem plotadas ao longo de uma mesma escala o tamanho das colunas representará o número de pontos (Eco -indicator points) . Isso foi feito e está representado na figura 6.6. Após a valoração o comprimento das colunas é um valor absoluto. A sacola de papel se mostra mais agressiva ao meio ambiente que a de plástico.

Porém, devido à pequena diferença e às incertezas, nesse caso não se chega a uma conclusão definitiva.

Figura : 6.6 - Resultados do Processo de Valoração.



FONTE : (ECO-INDICATOR , 1995)

Com base na observação desses gráficos, é possível notar que a valoração exerce um papel determinante no processo. Logo a questão está em como determinar os fatores de valoração. Para a construção do Eco -Indicador o princípio da Distância-do-Alvo foi adotado para estimar os fatores de valoração. Esse princípio foi utilizado pelo Swiss Ecopoints Weighting System.

O conceito fundamental desse princípio é a correlação entre a periculosidade de um impacto e a distância entre o nível atual dele e o nível desejado. Assim, se a acidificação precisa ser reduzida em dez vezes para se atingir um patamar sustentável e o smog cinco vezes, a acidificação é considerada duas vezes mais perigosa; o fator de redução é o fator de valoração.

O termo sustentável incorre em um outro problema. O que é um nível sustentável e como ele pode ser definido? O já mencionado método Swiss Copints utiliza-se de metas governamentais de sustentabilidade . Essas metas geralmente são definidas com base na relação entre o que é economicamente exeqüível e o que se deseja.

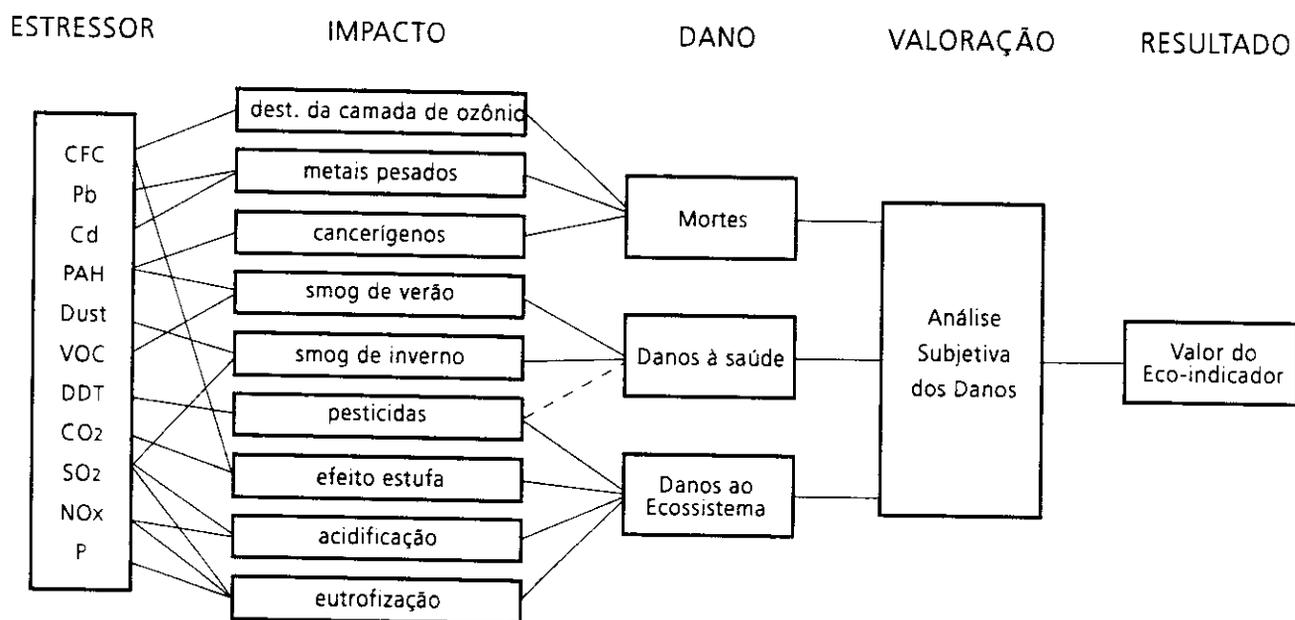
Para a elaboração dos Eco Indicadores, foi definido que as metas seriam estabelecidas com base em critérios científicos e não políticos. Novamente o problema é que os cientistas possuem visões diferentes do que seria o nível desejado. Uma das razões para isso é que problemas ambientais diferentes causam tipos diferentes de danos. Smog, por exemplo, afeta diretamente a saúde humana, enquanto a acidificação afeta diretamente as florestas. Para garantir que o nível desejado para a acidificação seja equivalente ao do smog, uma correlação deve ser estabelecida entre os impactos causados pelos estressores.

A premissa é que o nível desejado para cada estressor, acarreta em um mesmo grau de impacto. Os seguintes níveis de dano são considerados equivalentes :

- O número de óbitos em conseqüência dos impactos ambientais. O nível escolhido como aceitável é de 1 óbito por milhão de habitante por ano.
- O número de pessoas que adoecem em conseqüência de um impacto ambiental. Isto se refere principalmente aos smog de inverno e verão. O nível aceitável é a não ocorrência de smog.
- Degradação de ecossistemas. O nível aceitável foi determinado em 5% de degradação nos próximos trinta anos.

Determinar as equivalências entre esses níveis de dano é uma questão subjetiva que não pode ser cientificamente determinada. Porém, é possível fazer considerações diferentes que podem acarretar em mudanças nos fatores de valoração. A alternativa utilizada na determinação do Eco - Indicador foi fruto da discussão entre vários especialistas e a comparação com outros modelos, incluindo o sueco EPS. A figura 6.7 representa esquematicamente o princípio adotado.

Figura 6.7 : Princípio de valoração adotado pelo Eco-Indicador representado esquematicamente.



FONTE : Eco-Indicator Manual 1995

Para estabelecer a correlação entre os níveis de dano e os impactos, foi feito um estudo detalhado da situação atual do meio ambiente na Europa. O estado atual para cada impacto foi determinado assim como o quanto cada um deles tem de ser reduzido para atingir o nível desejado estabelecido para ele.

Foram produzidos mapas europeus com detalhamento dos problemas ambientais. Esse dados foram utilizados para determinar o atual status dos vários problemas ambientais assim como o fator de redução de cada um para se atingir o nível desejado. A tabela 6.3 mostra os fatores de valoração e os critérios aplicados para alguns dos impactos selecionados.

Tabela 6.3 : Fatores de valoração para categorias de impacto selecionadas.

Impacto Ambiental	Fator de Valoração	Critério
Efeito Estufa	2.5	Aumento de 0.1°C a cada dez anos, degradação de 5% dos ecossistemas (30 a)
Camada de Ozônio	100	Probabilidade de uma fatalidade por ano por milhão de habitantes
Acidificação	10	5% de degradação dos ecossistemas (30 anos)
Eutroficação	5	Lagos e rios , degradação de um número desconhecido de ecossistemas em 5%
Smog de Verão	2.5	Ocorrência de períodos de smog, complicações à saúde , prevenção à danos a agricultura
Smog de Inverno	5	Ocorrência de períodos de smog , complicações à saúde.
Pesticidas	25	Degradação de 5% dos ecossistemas
Metais Pesados (ar)	5	Conteúdo de chumbo no sangue das crianças, redução da expectativa de vida e na capacidade de aprendizado de um número desconhecido de pessoas
Metais Pesados (água)	5	Conteúdo de Cádmio nos rios
Substâncias Cancerígenas	10	Probabilidade de uma morte por ano por milhão de habitante.

FONTE: (ECO-INDICATOR MANUAL, 1995)

A tabela mostra que a maior prioridade deve ser dada à limitação do uso de substâncias que afetem a camada de ozônio e ao uso de pesticidas. Em seguida os resultados apontam para a redução da acidificação e da emissão de substâncias cancerígenas.

Muitos impactos ambientais não foram incluídos. Os motivos são :

- Substâncias tóxicas que afetam apenas o local de trabalho : Muitas substâncias só prejudicam a saúde se encontradas acima de uma determinada concentração. Essa concentração pode ocorrer com relativa facilidade no ambiente de trabalho, enquanto a concentração na atmosfera externa continua abaixo dos padrões aceitáveis. Isso pode ocorrer tanto pela diluição, quanto pela degradação natural na atmosfera. Apenas as substâncias encontradas em concentrações perigosas estão incluídas no Eco - Indicador. Isso significa que um produto com uma pontuação baixa pode ser produzido em péssimas condições de trabalho.

- Esgotamento de matérias primas : Se um produto é feito de uma matéria prima rara, a sua pontuação não indica isso. Se por um lado, o fato de um produto ser fabricado com um material raro não afeta a saúde, outros eventos relacionados com a escassez do material não são considerados. As emissões geradas na extração das matérias primas são consideradas. Vários materiais raros, mesmo que em baixíssimas concentrações são utilizados na produção de diversos outros materiais. Além disso , o próprio termo "esgotamento" é difícil de ser definido. Existem alternativas para praticamente todas as matérias primas, e a reciclagem pode permitir a redução do seu. Na verdade, os minerais nunca desaparecerão da terra, na pior hipótese, estarão dispersos em formas degradadas.

- Resíduos : O fato de os resíduos ocuparem espaço não é relevante em termos ambientais porque o dano ambiental causado por montanhas de resíduos é relativamente pequeno quando comparado com o dano causado aos ecossistemas, por exemplo, pela acidificação. No entanto, as substâncias produzidas pelos resíduos (metais pesados, metano, etc.) são muito relevantes. Esses impactos secundários estão incluídos na análise do modelo, porém, o volume de resíduos em si não faz parte do processo de análise

Como resultado dessas considerações, podemos dizer que o modelo do Eco-Indicador é limitado por dar ênfase às emissões. O esgotamento das matérias primas e o uso da terra devem ser analisados separadamente com o auxílio de outros métodos.

7 - CONCLUSÕES E SUGESTÕES

A produção e o uso de energia permeiam todos os setores da sociedade moderna. As interferências se dão, genericamente, na forma de impactos positivos e negativos. Os produtos e serviços aos quais a sociedade tem acesso, podem ser considerados como impactos positivos. Os serviços energéticos são apropriados pela sociedade em escala desigual, dependendo das condições sócio-econômicas das diferentes classes sociais que a compõem. Esta desigualdade também se manifesta entre os diversos países. Quando se compara o consumo de energia nos países do primeiro com o do terceiro mundo, fica evidente que a satisfação material e o bem estar social do primeiro mundo estão diretamente vinculados a um consumo energético muito superior ao dos países em desenvolvimento.

Por seu turno, os impactos negativos são, em sua maioria, vetores de degradação ambiental. Em alguns casos esses impactos explicitam o caráter insustentável do modelo de produção e consumo vigentes, com o surgimento de problemas ambientais globais como o efeito estufa e a deterioração da camada de ozônio.

Se mantido o atual cenário de consumo excessivo de matéria prima e energia e produção de resíduos, a capacidade de suporte do planeta será ultrapassada, como já vem ocorrendo em algumas partes do globo. O que se observa, é um processo onde o primeiro mundo tenta deter a degradação ambiental local à medida em que busca alternativas dentro do mesmo modelo, deslocando as atividades energo intensivas e a produção de matérias primas para o terceiro mundo.

O mais recente instrumento dessa política – o Clean Development Mechanism (CDM) – propõe que os países do primeiro mundo adquiram cotas de emissões de dióxido de carbono dos países do terceiro mundo. Os países do primeiro mundo investiriam em projetos de fixação e de redução de emissão de gases estufa no terceiro mundo, pagando US\$ 10,00 por tonelada de carbono fixada ou remediada. No caso de reflorestamento de áreas degradadas, este tipo de iniciativa é louvável, embora o preço de US\$ 10,00 por tonelada de carbono seja desonesto. Porém, em projetos como o de substituição do combustível de uma termelétrica de óleo para gás natural, a única variável analisada é a quantidade de carbono, desprezando-se outros fatores, como os óxidos de nitrogênio e enxofre, reduzindo os problemas ambientais às consequências globais em detrimento das locais.

O rompimento desse ciclo implica numa reestruturação social global, que é um processo político de longa duração, e que ocorrerá em diferentes escalas de tempo em todo o planeta. Durante esse processo de transição, ajustes ao modelo vigente tem sido feitos.

A análise de ciclos de vida é uma ferramenta metodológica que permite a avaliação dos processos industriais de uma maneira mais ampla, considerando todas as etapas anteriores e posteriores à unidade fabril em si.

A partir dessa visão holística dos processos, várias metodologias foram desenvolvidas, como a prevenção à poluição que objetiva a redução de poluentes na fonte, evitando que eles venham a ser produzidos, e o DFE que parte do princípio que decisões tomadas na fase de projeto de um determinado produto, melhoram o seu desempenho ambiental durante todo o ciclo de vida.

Também a ISO 14000 se apropriou do conceito de ciclo de vida para desenvolver uma série de certificação ambiental de valor questionável para o meio ambiente. É concedida a certificação da série 14000 a uma empresa que demonstre, em ocasiões específicas, uma estrutura para seguir a "sua" meta de gestão ambiental. No entanto, nada garante que ela contribua, com isso, para melhoria da qualidade ambiental. No caso específico da 14040, ela propõe a normatização da metodologia da LCA, que possui etapas onde ainda não existe consenso a respeito da melhor maneira de conduzi-las.

O objetivo principal da utilização da análise de ciclos de vida como um instrumento de apoio à gestão ambiental, é o de poder melhorar a eficiência de um determinado processo dentro de critérios ambientais pré definidos.

Em um primeiro momento, essa melhoria de desempenho era avaliada em termos de fluxo de energia e matérias primas, sendo considerado mais eficiente o produto que consumisse menos recursos oferecendo um mesmo serviço.

Os critérios de eficiência foram expandidos, e na busca de caracterizar as interferências dos processos com o meio de uma maneira mais ampla, foi desenvolvido o conceito de externalidade.

Externalidades são todos os custos ou benefícios não incluídos no preço ou tarifa de um certo bem ou mercadoria, mas que acabam sendo pagos de forma indireta pela sociedade (degradação do ambiente, da saúde, etc.). Assim sendo, danos globais como o efeito estufa e locais como as chuvas ácidas, que representam riscos significativos para a vida na terra, não são incluídos nos custos. A esse respeito, COELHO (1999) assinala que;

"... mesmo quando as concessionárias levam em conta os custos ambientais, são considerados apenas aqueles definidos pela legislação ou outros regulamentos. Os impactos remanescentes são ignorados. Na medida em que a legislação ambiental estabelece, por exemplo, padrões de emissão e, conseqüentemente, exige a instalação de um equipamento de limpeza de gases, ocorre de certa forma a internalização de uma parte das externalidades."

Na Europa, Estados Unidos e Japão foram desenvolvidos, durante a década de noventa, projetos de cálculo de externalidades na produção de energia. O mais abrangente deles, o ExternE, que engloba os Estados Unidos e a Europa fornece os custos de geração (ECU/kWh) para várias alternativas tecnológicas que variam de um país para outro e de uma região para outra, dentro do mesmo país.

A avaliação se inicia com a identificação de todos os estágios do ciclo de vida do processo em questão. Em seguida, são inventariados todos os vetores de impacto, ou estressores, como foram denominados nesse trabalho. Os próximos passos são a caracterização e a valoração dos impactos.

Essa etapa do processo depende de um diagnóstico ambiental preciso da região onde será implantado o sistema energético. É a partir desse diagnóstico, que é possível avaliar as mudanças ocorridas no meio com a implantação do empreendimento energético. O próximo passo é calcular o custo para remediar os impactos ambientais considerados negativos.

No Brasil, a inexistência de condições adequadas para a elaboração de diagnósticos ambientais impede a execução dessa avaliação antes da implantação de um empreendimento de geração elétrica e também da produção/processamento dos combustíveis (petróleo, carvão, álcool, etc.). No atual contexto brasileiro, onde se alardeia a expansão da geração termoeletrica, em detrimento da hidroeletrica, a situação se torna ainda mais grave.

No caso de uma termoeletrica, a maioria dos impactos se dá na fase de operação, na forma de emissões. Para se fazer o diagnóstico ambiental da área de interferência de um empreendimento desse tipo é necessário em primeiro lugar um inventário de emissões. O inventário possibilita determinar se o acréscimo de emissões decorrentes do empreendimento, compromete os padrões de qualidade do ar e as condições de capacidade de suporte do meio. Caso isso ocorra, é com base nesse resultado que é possível estimar um valor monetário para evitar ou remediar os danos que eventualmente serão causados.

Esse tipo de abordagem, embora controversa, tem sido utilizada em larga escala pelos países do primeiro mundo, inclusive para a avaliação dos projetos do Clean Development

Mechanism. Além de parâmetros ambientais, outros já descritos nesse trabalho são utilizados no cálculo das externalidades. Um deles, conhecido como "valor de vida" avalia o quanto a perda de uma vida significa em termos de horas deixadas de trabalhar, impostos não pagos, contribuições previdenciárias, etc... não feitas no período de um ano. No caso de São Paulo o valor de vida de um cidadão é de US\$ 7.714, em Nova York o valor é de US\$ 500.000¹. Deste modo pode-se concluir, em uma análise de externalidades, que o número de mortes causadas pela poluição do ar em São Paulo custa menos caro que o mesmo número de mortes em Nova York. Ou seja, um americano vale 70 vezes mais que um brasileiro.

Se as externalidades forem internalizadas nos custos finais, algumas alternativas de geração, que atualmente não são economicamente competitivas, passam a ser, enquanto outras utilizadas atualmente em larga escala podem deixar de ser economicamente viáveis.

Novas tecnologias em desenvolvimento, como por exemplo a BIG/GT, que é um sistema que gaseifica biomassa para que o gás produzido seja queimado em uma turbina, assim como a implementação de melhorias nas tecnologias já utilizadas em larga escala, podem ter um novo impulso dentro dessa abordagem.

É necessário pois, o domínio das ferramentas modernas para o cálculo de externalidades, todas elas baseadas no conceito de LCA, para que nós, brasileiros, possamos debater de igual para igual essa questão.

Os softwares desenvolvidos para o cálculo de externalidades precisam de adaptações para serem utilizados no Brasil, pois foram concebidos em outros países dentro de outra realidade.

Além de adaptações é necessária a criação de uma base de dados que forneça informações meteorológicas, demográficas e ambientais, entre elas o inventário de emissões por região. Sem diagnósticos de emissões é impossível, sequer, a elaboração de E.I.A (Estudo de Impacto Ambiental) para a implantação de usinas termoelétricas.

A rede de monitoramento e captação de dados ambientais no Brasil é insignificante quando comparada aos sistemas existentes no primeiro mundo, o que dificulta a condução de estudos de análises de externalidades.

A internalização das externalidades pode, no futuro próximo, viabilizar economicamente novas tecnologias de geração tais como a BIG/GT. Nos países do primeiro

¹ Matéria publicada no Jornal *O Estado de São Paulo* 21/11/1999, pag.C1

mundo, os programas de cálculo de externalidades servem como base para a adoção de políticas públicas.

No Brasil, embora citada na legislação, a análise de ciclos de vida não é utilizada para a implantação de políticas públicas. Um caso clássico é o da substituição, em larga escala, das garrafas de vidro retornáveis para refrigerante por garrafas de polietileno. A substituição implica em aumento do consumo de energia e resíduos sólidos.

SUGESTÕES

Não é necessário o desenvolvimento completo de um programa para o cálculo de externalidades no Brasil. Existem ferramentas disponíveis gratuitamente, como o EM (Environmental Manual) que foram desenvolvidas por ONGs financiadas pelo Banco Mundial, exatamente para esse fim. É inevitável, no entanto, que os dados necessários para alimentar esses programas sejam levantados.

Tomando como exemplo o caso do licenciamento das termelétricas no país. Se considerarmos que o custo de instalação de uma termelétrica a gás natural é de aproximadamente 600 US\$/kWh, uma usina de médio porte (500 MW) custará em torno de US\$ 300.000.000. As estações de medição da qualidade do ar mais modernas custam em torno de US\$ 300.000. Elas são capazes de monitorar diariamente a concentração das principais emissões atmosféricas, transmitindo os dados por linha telefônica para uma central, que custa em torno de US\$ 500.000, onde essas informações são processadas e apresentadas na forma de gráficos e tabelas. Desta maneira, para uma região pequena, como por exemplo uma cidade de 200.000 habitantes, onde seriam necessárias quatro estações e uma central, o custo de uma rede de monitoramento de qualidade do ar gira em torno de US\$ 1.700.000 ou seja, 0,6% do valor de uma usina.

Para viabilizar este investimento, poderia ser implantado um sistema onde os empreendedores cederiam esse equipamento para a agência ambiental do local onde pretendem se instalar. Um ano após o início do seu funcionamento, os dados coletados nesse período seriam utilizados para, junto com outros, elaborar o EIA do empreendimento. Ao mesmo tempo em que viabilizaria a implantação da usina, permitiria que o poder público tivesse meios de monitorar as interferências do empreendimento no meio durante a sua operação.

Este sistema serviria para amenizar o atual quadro onde os empreendimentos de geração são implantados sem os devidos cuidados e operam sem o devido controle.

Essas conclusões podem ser úteis em um cenário onde houver planejamento público do setor energético e políticas públicas que tiverem como objetivo o desenvolvimento sustentável e democrático do país. A condução deste trabalho foi balizada na perspectiva de incremento na demanda por estudos que melhorem o desempenho ambiental dos processos industriais e energéticos no Brasil.

Essa demanda está diretamente ligada às políticas públicas, que definirão a médio e longo prazo os rumos que o país deve tomar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Berger, C.; Haurie A.; Lessard, R. **MARKALL : material, financial, and multi – regional capabilities**, Montreal, 1996.

Blumberg J. **Environmental Performance and Shareholder Value**. World Business Council for Sustainable Development (WBCSD),Swiss 1995.

Bonnefous, S.; Despres A. **Evolution of Eupean data base, IPSN/EURATOM**. CEA Association Fontenay-Aux-Roses, France, 1990.

Bozzo, S.; Galdos, K.; Hamilton. **Medical data base; a tool for studying the relationship of energy releted pollutants to ill health**. Brookhaven National Laboratories, report BNL 50840. 1978.

Capra, F. **Criteria of Systens Thinking Futures**. October, 1985.

CETEA/ ITAL. **Embalagens e Meio Ambiente**. Campinas, 1994.

COELHO, S.. **Mecanismos para implementação da cogeração de eletricidade a partir de biomassa. Um modelo para o estado de São Paulo**. São Paulo, 1999, Tese (Doutorado) _ Instituto de Energia e Eletrotécnica, Universidade de são Paulo.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Casos de sucesso de prevenção à poluição**. São Paulo, 1998.

Curran M.A. **Life cycle Assessment: inventory Guidelines and Principles**. EPA, U.S.A,1993.

Curran M.A. **Environmental Life Cycle Assessment**. McGraw-Hill, Canadá,1996.

Davis G. ; Energia Para o Planeta Terra. **Investigacion y Ciencia**. v. 170, nov. 1990.

Derwent, R.G.; Nodop K. Long-range transport and deposition of acid nitrogen species in north-west Europe. **Nature** v.324, pag.356-358.

Derwent R.G.; Dollard G.J.; Metcalfe S.E On the nitrogen budget for the United Kingdom and north-west Europe. **Q.J.R Meterol. Soc.** v. 114, pag.1127-1152, 1988.

Fritzsche, E. Risk Analysis. **The health risks of energy production.** v. 9 1994.

EPA. **Life Cycle Analisis Guidance Manual.** New York, 1993

Goldemberg, J. **Energia no Brasil.** Livros Técnicos e Científicos editora SA., São Paulo, 1979.

Goldemberg, J.; Thomas B. Johansson. **Energy as an Instrument for Socio-Economic Development,** Rosemary Philips editor , New York ,1995.

Goldemberg, J; Thomas B. Johansson; Amulya K. Reddy; Robert H. Willians. **Energy for a Sustainable World,** Wiley Eastern Limited, India, 1993.

Goldemberg, J. **Energia Meio ambiente e Desenvolvimento.** Editora da Universidade de São Paulo , São Paulo, 1998.

Goldemberg J. **Issues & Options The clean development Mechanism.** UNDP United Nations Development Programme, USA 1998.

Heijungs R.; Guinée J. Software as a Bridge between Theory and Practice in Life-Cycle Assessments. **Journal of cleaner Production,** v.185 pag. 3-5 ,1993.

Hertwich E. Resource Depletion in Life Cycle Assesment : Letter to the Editor, **Environmental Toxicol. Chem.** V. 15 : 1442 –1443, sept. 1995.

Hollingsworth, A. Objective analysis for numerical weather predction. In : **WMO/IUGG NWP Symposium,** Tokio, 4-8 August 1986, 11-59.

International Standards Organization. **Environmental Management – Life cycle Assessment – Principals and Framework - ISO 1440**. Paris, 1996.

International Standards Organization. **Environmental Performance Evaluation**. Paris, 1996.

International Standards Organization. **ISO 114001 : An Uncommon Perspective**. European Environmental Bureau. London, 1996.

Jensen, J.; Sorensen, B. **Fundamentals of Energy Storage**, New York 1991.

Kleindorfer PR. **Decision Sciences : An Integrative Perspective**. Cambridge University Press, Inglaterra 1993.

Krut R. **Global Environmental Management**. U.S – Asia Environmental Partnership, October 1997.

Mane, A.S.; Wene C.O. **Markall Macro ; a linked model for energy-economic analysis** (BNL 447161). Brookhaven National laboratory, Upton, NY 1992.

Mane, A.S.; Richels R.G. **Bying Greenhouse Insurance : The economic costs of carbon dioxides emission limits**. MIT press, Cambridge, 1992.

Menerey D.; Gregory A. K. **Life Cycle Guidance Manual**. National Polution Prevention Center, University of Michigan 1993.

Moreira M. S. Fica Barato Poluir ?. **Revista Techoje**. v 6, 1998

Morris, S.C. **Life Cycle Analysis of Energy Systems**. IEA / OECD , Paris, 1992.

OKO Institut. **Using TEMIS to analyze Energy releted Green house gás emissions**. User Guide, Alemanha, 1998.

Ottinger, R. L. et al. **Environmental costs of Electricity**, report for the NYSERDA, Oceana Editions N.Y, 1990.

PACE. **Environmental Costs of Electricity**, Oceana publications, New York. 1992.

Pearce, D. W.; Bann C.; Georgiou S. **The Social Costs of Fuel Cycles**, Volumes 1-3, report to UK Department of Energy.

Royston, M. **Integrated Waste Management**. Geneve, 1975

Sandnes, H; Styve H. (1992): Calculated Budget for Airborne Acidifying Components in Europe 1985, 1987, 1988, 1989, 1990 and 1991. **EMEP/MS-CHEM Report 1/92**, Oslo.

SÃO PAULO. SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Política Estadual de Resíduos Sólidos**. São Paulo, 15 de março de 1998.

SETAC. **Workshop Report – Life Cycle Analysis Data Quality : A Conceptual Framework**. Wintergreen, Virginia, U.S.A , 1993.

SETAC. **Life Cycle Impact Assessment : The State-of-Art**. Pensacola, Florida, USA, 1994.

Sevá A. F. **Acidificação: A Pressão Ambiental para a reforma Energética**. Coleção Documentos , Instituto de Estudos Avançados USP, 1990.

Shapiro K, **Pathway to Product Stewardship : Life Cycle Design as a Business Decision-Suport Tool**. Tellus Institut , United States 1997.

Shen T. **Industrial Pollution Prevention**. Springer – Verlag, Berlin 1995.

Sorensen, B. **What is Life Cycle Analysis ?**. Internacional Energy Agency/ OECD, Paris, 1992.

Tiezzi, E. **Tempos históricos, tempos biológicos: a Terra ou a morte: problemas da "nova ecologia"**. Editora Nobel 1988.

Tronconi P.A.; Valota R.; Rampi F.; Agostinelli M. **Pianeta in Prestito**. Macro Edizioni, Itália, 1991.

UNEP. **The invironmental impacts of Production and Use of Energy**, Energy report series 1979-86.

Vigon B.W. **Evaluation of Life cycle Assessment Tools**. Environment Canada, 1996.

Virtanen, Y.; Lubkert, B. **Life Cycle Inventories and Evaluation of Energy Sistens and Technologies**. IEA / OECD, Paris, 1992.

Wathern P. **Environmental Impact Assessment**. Routledge, Canadá 1992.

World Resources 1990-91, Oxford University Press, 1990.

Zharen, V.W.M. **ISO 1400 : Understanding the Enviromental Standards**. Government Institutes, Inc., Rockvile, 1996.

CONSULTAS À INTERNET

Agenda 21. Disponível em , <http://iisd1.iisd.ca/rio+5/agenda/agenda21.htm>

The Basel Convention. Disponível em , www.unep.ch/basel/

Life cycle Analysis. Disponível em ,
<http://www.eea.dk/Projects/EnvMaST/lca/default.htm>

Life cycle design. Disponível em <http://www.tellus.org/epa-lcd.html>

The Montreal Protocol. Disponível em,
www.unep.org/unep/secretar/ozone/issues.htm

ECOMANUAL. Disponível em www.pre.nl

EUROPEAN COMMISSION. Disponível em <http://ec.europa.eu>

ANEXO 3.1

Planilha de inventário de ciclo de vida para a produção de 1000 Kg de folha de flandres

Eco-Inventory: 1000 kg Tinplate			
Source: BUWAL 250			
Resources, Energy			Primary Product
Brown Coal	kg	106.	Tinplate kg 1,000.
Natural Gas	m3	130.	
Steam Coal	kg	1,190.	Co-Products
Crude Oil, at the wellhead	kg	88.	Lower quality products kg 33.3
Uranium from ore	g	5.37	Other products handled via allocation
Wood	kg	14.3	
Potential Energy, Water	MJ	339.	Recyclable/Reusable Waste
Resources, Raw Materials			Chemicals kg 19.1
Limestone	kg	284.	Iron Compounds kg 18.5
Process Water	m3	16.4	Slag kg 386.
Iron ore	kg	2,400.	Dust kg 62.
Zinc Ore	kg	110,000.	Roller waste kg 28.
Scrap, external	kg	122.	Zinc compounds kg 0.5
Chromium compounds*	kg	0.05	Waste Treatment
Degreasing agent*	kg	1.3	Inerts to Landfill kg 67.
Alloys*	kg	5.2	Filler in Construction kg 111,000.
Acids*	kg	12.5	
Rolling Oil*	kg	2.2	
Additives*	kg	33.1	
*Pre-production chain not included			
Direct Inputs to Production			
Chromium compounds	kg	0.05	
Degreasing agent	kg	1.3	
Acids	kg	12.5	
Rolling Oil	kg	2.2	
Rolled Steel	kg	1,111.	
Hydrogen	kg	56.8	
Zinc	kg	3.9	

Air Emissions	Process	Thermal Energy	Electricity	Transport	Undifferentiated	Total
---------------	---------	----------------	-------------	-----------	------------------	-------

Dust/Particulate	g	640.	300.	290.	180.	1,410.	
Benzene (C6H6)	g	0.67	0.68	0.09	0.84	2.28	
PAH Polyaromatic Hydrocarbons	g		0.02	0.0037	0.0038	0.03	
Aromatic Hydrocarbons	g	0.1	0.84	2.2	2.13	5.26	
Halon 1301	g		0.0026	0.0005	0.02	0.02	
Halogenated Hydrocarbons	g		0.000019	0.000092	0.000029	0.00014	
Methane (CH4)	g	0.	9,900.	500.	400.	10,800.	
Non Methane VOC	g	0.	160.	20.	830.	1,010.	
Fossil CO2*	g	2,380,000.	130,000.	190,000.	270,000.	2,970,000.	
Carbon Monoxide (CO)	g	17,900.	100.	0.	400.	18,500.	
Ammonia (NH3)	g	0.76	0.45	0.64	0.12	1.97	
Hydrogen Fluoride (HF)	g	4.8	0.7	4.5	1.	11.	
Nitrous Oxide (N2O)	g		2.98	1.18	5.44	9.6	
Hydrochloric Acid (HCl)	g	25.	9.2	42.4	9.8	86.4	
Sulfurous oxides (SOx) as SO2	g	2,050.	570.	830.	2,770.	6,230.	
Nox as NO2	g	2,150.	400.	400.	1,610.	4,560.	
Lead (Pb)	g	4.4	0.04	0.02	0.13	4.59	
Cadmium (Cd)	g	0.03	0.01	0.002	0.07	0.11	
Manganese (Mn)	g	1.7	0.02	0.01	0.	1.74	
Nickel (Ni)	g	0.08	0.2	0.07	1.44	1.79	
Mercury (Hg)	g		0.01	0.01	0.0017	0.02	
Zinc (Zn)	g		0.05	0.06	0.16	0.27	
Metal	g		4.1	11.6	10.	25.7	
Radioactive Substances	kBq		62,000.	307,000.	97,000.	467,000.	
Chrome (Cr)	g	0.14				0.14	
Copper (Cu)	g	0.26				0.26	
H2S	g	9.9				9.9	
Thallium (Tl)	g	0.04				0.04	
Vanadium (V)	g	0.01				0.01	
Aqueous Emissions							
		Process	Thermal Energy	Electricity	Transport	Undifferentiated	Total
Wastewater Quantity	m3	5.					5.
BOD	g	170.	0.	0.	0.		170.
COD	g	458.	1.	1.	5.		465.
AOX as Cl-	g	0.5	0.002	0.	0.01		0.52
Suspended Material	g		156.	20.	219.		395.
Phenol	g		0.11	0.02	0.53		0.65
Toluene (C7H8)	g		0.08	0.01	0.44		0.54
PAH Polyaromatic Hydrocarbons	g		0.01	0.0015	0.05		0.06

Aromatic Hydrocarbons	g		0.65	0.1	3.2		3.95
Chlorinated Hydrocarbons	g		0.0023	0.0002	0.0033		0.01
Grease/Oils	g		18.	3.	99.		121.
DOC	g		1.58	0.06	0.03		1.67
TOC	g	1.	111.	5.	32.		150.
Ammonium (NH4+)	g	0.3	1.92	0.73	5.05		8.01
Nitrates (NO3-)	g		0.8	2.47	2.81		6.08
Nitrogen org. bound	g		0.09	0.01	0.62		0.73
Total Nitrogen	g		0.69	0.13	4.77		5.59
Arsenic (As)	g		3.61	0.2	0.04		3.85
Chloride (Cl-)	g		11,400.	700.	2,100.		14,200.
Cyanide (CN-)	g		0.01	0.0019	0.02		0.03
Phosphate (PO4 3-)	g	31.	108.	6.	1.		146.
Sulfate (SO4 2-)	g		7,730.	970.	250.		8,950.
Sulfide (S 2-)	g		0.02	0.005	0.12		0.14
Inorganic Salts/Acids	g		5,620.	680.	1,540.		7,840.
Aluminium (Al)	g		1,800.	100.	20.		1,920.
Barium (Ba)	g		146.	8.	11.		165.
Lead (Pb)	g		9.07	0.56	0.11		9.74
Cadmium (Cd)	g		0.09	0.01	0.01		0.1
Chrome (Cr)	g	0.3	18.1	1.	0.2		19.6
Iron (Fe)	g	42.	559.	164.	25.		790.
Copper (Cu)	g		9.02	0.5	0.09		9.61
Nickel (Ni)	g		9.09	0.5	0.1		9.69
Mercury (Hg)	g	0.02	0.0004	0.0002	0.0001		0.02
Zinc (Zn)	g		18.1	1.	0.2		19.4
Metal	g		187.	11.	25.		223.
Radioactive Substances	kBq		570.	2,830.	900.		4,300.
Boron (B)	g	65.					65.
Fluoride (F-)	g	32.					32.
Tin (Sn)	g	9.					9.
* Biogenic Carbon Dioxide Emissions included (see Chapter 8.1.1).							

Energy Consumption: 1000 kg Tinplate								
End Energy	Delivery		Process End Energy			Transport		Total
Carrier	Energy							
	[MJ]	Quantity		[MJ]	Quantity		[MJ]	[MJ]
Electricity	3,490.	340.	kWh	1,220.	78.3	kWh	280.	4,990.
Diesel	130.	1.8	kg	80.	16.7	kg	760.	970.
Natural Gas	350.	95.9	m3	3,860.		m3		4,210.
Heating Oil, Heavy	800.	5.4	kg	230.	48.	kg	2,030.	3,060.
Coal	2,380.	665.	kg	20,160.		kg		22,540.
Total	7,150.			25,550.			3,070.	35,770.
							Feedstock [MJ]	0.
							Grand-Total [MJ]	35,770.

ANEXO 5.1

O Projeto ExternE

The Newsletter of the EC Study on the Externalities of Energy.

Issue - March 1998

 **Contents.**

Foreword
Maintenance
Aggregation
Uncertainty
Global Warming
Accidents
Extension of the accounting framework
Sustainability Indicators
Case Studies
Data Base
US Collaboration
National Implementation

 **Foreword.**

This newsletter presents a summary of the progress in the ExterneE Core Programme and the ExterneE National Implementation Programme from January 1996 to December 1997. Within the Core Project, the maintenance teams have updated the dose-response functions and monetary valuation of endpoints (see newsletter issue 4). Other major tasks have included work on aggregation, global warming, uncertainty, treatment of accidents and non-environmental externalities and the results of this work is reported here. The newsletter also includes details on the externality assessments of end-use and new technologies and the incorporation of sustainability indicators within the accounting framework. Details are also provided on the ExterneE database and web site which have been set-up to provide access to the ExterneE results. The newsletter also details the work of the National Implementation Project. This study has produced a set of comparable data on the external costs for electricity generation across the EU. The study has built-up a detailed picture of the generating mix, by technology, in each country and provides valuable information on the variation in external costs between technologies and locations across the EU. Both the Core and National Implementation Projects have demonstrated the use of

the ExternE methodology with case studies. This part of the work programme above all others demonstrates the success of research in this area under the JOULE programme. The two projects have made significant advances in the analysis of the externalities of energy and both projects have been extremely successful. Paul Watkiss, Editor

ExternE - Core Programme

Each of the major tasks undertaken in the Core Programme are summarised below.

Maintenance

A major output of the ExternE Core Programme was a series of maintenance notes produced to pass on methodological advances to the National Implementation and Transport projects. These covered the following subjects:

1. Quantifying externalities of fuel cycle activities outside the European Union.
2. Aggregation of ExternE results.
3. Guidelines for assessment of the health effects of trace pollutants.
4. Reporting National Implementations in the ExternE Project.
5. Effects of the major air pollutants on health.
6. Estimates of regional and global O₃ damage from NO_x and VOC emissions.
7. Monetary valuation issues in extended ExternE.
8. Environmental damages and costs: an analysis of uncertainties.
9. Estimation of global warming damages.
10. Assessment of ecological impacts.

These maintenance notes represent a significant series of updates and extensions compared to the position defined in the 1995 report on the ExternE methodology. They deal with a number of the most problematic issues (assessment of climate change impacts, presentation of uncertainty, etc.) identified during the earlier phases of ExternE. They also allowed the project to remain up to date with research in fast moving fields such as epidemiology of the major air pollutants. In contrast earlier studies which have not benefited from the continuity of ExternE, and the estimates of externalities that they generated are now largely out of date. It is intended that most of the notes will be combined into a revised edition of the methodology report for release in 1998.

Mike Holland

Aggregation

The detailed bottom-up impact pathway approach established in ExternE allows the calculation of site specific and technology specific damage costs for new increments of power generation. Although this is exactly what economic theory wants us to do, there is also a strong demand for

more aggregated information for use in policy analysis at national or European level. In addition, the use of 'point' values derived for a specific plant at a specific site might be misleading, as they do not take into account the distribution of receptors and other emission sources. We have identified three major methodological issues that are of relevance for aggregating results:

- *Technology Transferability*: External costs in terms of milli ECU/kWh are not transferable, as they depend on fuel source and abatement technology in place. A more useful functional unit are the damage costs per tonne of pollutant emitted.
- *Spatial Transferability*: Assuming a common set of exposure-response functions and monetary values for the whole of Europe, differences in damage costs per tonne of pollutant are mainly caused by differences in the distribution of receptors and of other emission sources around the power plant site.

Linearity: When transferring external cost data calculated for a marginal change in power generation to a context dealing with non-marginal changes, we have to take into account potential non-linearities in air chemistry, exposure-response functions and monetary valuation. Guidelines have been developed that support the transfer of existing ExternE results with appropriate adjustments to other plants (taking the methodological aspects into account). However, as far as potential non-linearities in air chemistry are concerned, such adjustments are not always trivial. As a result, a 'multi-source' version of the EcoSense model is being developed to allow the analysis of emissions from a country's power sector in a single run. Results from case studies in Germany and the UK show that the average damage costs per tonne of pollutant might differ significantly from the costs calculated for a specific plant. These differences are explained by differences in the receptor distribution and also the availability of free ammonia in the atmosphere, which is required for sulphate and nitrate formation. From these results we learned that emissions from activities outside the power sector might have a significant influence on energy related externalities. A comparison of results from all EU countries shows that damage costs per tonne of pollutant vary by more than an order of magnitude. Costs per unit pollutant emitted tend to be smaller in the Mediterranean and Scandinavian countries than in the central European countries with higher population density. Taking into account the respective electricity mix, the average external costs per kWh for most European countries are between 10 and 20 mECU/kWh (excluding global warming impacts). For Finland (low damage costs per tonne of pollutant, high share of renewables) and France (high share of nuclear energy), the external costs are below 10 mECU/kWh, while for Greece the average external costs exceed 100 mECU/kWh because of highly polluting lignite fired power plants. For most European countries, the total damage costs from the electricity sector (excluding global warming) are between 1 and 2 % of GDP.

Wolfram Krewitt

Analysis of Uncertainties

Uncertainties of the ExternE results have been estimated in terms of geometric standard deviations of the log normal distribution, based on uncertainties of each step of the impact pathway analysis as estimated by a literature survey and discussions with experts of the respective fields. The log normal distribution emerges as a natural choice since the impact pathway analysis involves a product of terms (emission, receptor-weighted concentration increment, dose-response function, unit cost). For the presentation of the uncertainties, a

consensus has emerged to use uncertainty labels for each impact, somewhat analogous to the H, M and L confidence levels used in the first series of ExternE reports (EC 1995) but with a more quantitative definition based on geometric standard deviations σ_g and confidence intervals of the log normal distribution. The labels are: **A** =high confidence, corresponding to $\sigma_g = 2.5$ to 4 **B** =medium confidence, corresponding to $\sigma_g = 4$ to 6 **C** =low confidence, corresponding to $\sigma_g = 6$ to 12 and they can be interpreted in terms of multiplicative confidence intervals: if a damage cost for a particular pollutant and endpoint has been estimated to be μg (geometric mean \approx median), the probability is approximately 68% that the true value is in the interval $[\mu g/\sigma_g, \mu g \cdot \sigma_g]$ and 95% that it is in $[\mu g/\sigma_g^2, \mu g \cdot \sigma_g^2]$. (The label "!", used for "extremely uncertain" in the first EC (1995) reports, has been dropped; we believe that the label C is sufficiently broad, spanning a two-sided 95% confidence interval of four orders of magnitude.) In some cases a "?" is added to a label to indicate a strong possibility for the cost to be lower than our estimate. For example, while mortality from PM_{10} is assigned a label B, mortality from nitrates is assigned a "B?" because it has been obtained by applying the PM_{10} E-R function as if nitrates had the same toxicity as particles (reasoning by analogy without explicit epidemiological evidence). The ? is also added to impacts such as mortality from CO and asthma attacks from O_3 where the evidence for the E-R function is weak, i.e., the end points that have been classified "for sensitivity analysis" in the maintenance notes.

A. Rabl and J. Spadaro

Global Warming

The current phase of ExternE has developed the framework to incorporate the damages of climate change. The results will shortly be available in an ExternE Project report, but preliminary results have already attracted attention from policy-makers. They have been used by the European Commission in its analysis of the EU's proposed reduction in greenhouse gas emissions of 15% by 2010. The classical ExternE methodology needs to be adapted for the impacts of climate change, as damages are independent of emissions site, but global, long term and very complex. The work has used existing climate damage models at two participating institutions - FUND at the Institute for Environmental Studies in Amsterdam, and the Open Framework at the Environmental Change Unit, Oxford. The task reviewed key issues which are critical in the evaluation of climate change damages, including equity, discounting, socio-economic conditions, climate and impact uncertainties, and the treatment of sustainability problems. In most cases no approach can be recommended as uniquely correct, and instead a "base case" against which to measure sensitivities has been adopted. The literature was also reviewed to identify which of the many impacts from climate change are likely to result in the most significant damages and to enable best assumptions to be used. The review indicated that these are likely to be the impacts of sea level rise and extreme weather events as well as impacts on human health, agriculture, water resources and ecosystems. The marginal damages are shown in the Table below, using the "base case" assumptions - the IPCC IS92a scenario, with equity weighted regional damages over the period 1990-2100 aggregated at a number of discount rates. For the base case assessment there is close agreement between the results of FUND and the Open Framework, but given the differences in model structure and assumptions, this is to some extent fortuitous.

Marginal Damage from Model		FUND		Open Framework	
Greenhouse Gas	Damage Unit	1%	3%	1%	3%
Carbon Dioxide, CO ₂	ECU/tC	230	74	220	80
	ECU/tCO ₂	63	20	60	22
Methane, CH ₄	ECU/tCH ₄	710	370	550	410
Nitrous Oxide, N ₂ O	ECU/tN ₂ O	23 000	6 800	36 000	12 000

Uncertainty analysis indicates that the range of uncertainty is very large. Some damage categories are not fully included and some assumptions are inevitably controversial. Both discount rate and equity weighting have large effects on the results. The base case values should therefore not be treated or quoted as best estimates.

Nick Eyre

Accidents

In the assessment of the nuclear fuel cycle one of the most contentious issues has been the valuation of serious nuclear accidents. The consequences of such accidents are very large and widespread. In monetary terms these could amount to billions of ECU, and there is a high level of public concern (though admittedly one which varies from country to country) about the possibility of such an accident. At the same time, the expert opinion is that the type of reactors used in Western Europe have a very low probability of the kind of failure that would produce a severe accident. The exact values associated with an event in which there is a failure of containment and hence significant potential damage are typically at probabilities in the order of 10^{-6} and lower. Thus estimated losses of the order of 10^9 result in expected damages of thousands of ECU. For many policy-makers, this does not reflect society's willingness to pay to avoid a nuclear accident. The ExternE Methodology report (EC 1995) noted the difficulty with using the expected value of damages in the case of severe nuclear accidents and prepared an addendum to the main report indicating how such issues could be addressed. Three key areas for further work were identified. The first was the need to establish an agreed set of consequences and associated probabilities of a nuclear accident, the second was how to treat public estimates of probabilities as opposed to expert probabilities and the final area was how to allow for risk aversion. This task has aimed to provide further research in these areas, building on the existing analysis. The work of the task has included:

- A characterisation of expert probabilities, examining the different source terms and the associated accident probabilities for France, Germany and the UK. A study of how these probabilities vary according to the type of expert consulted.
- The evaluation of how costs should be estimated and what problems arise in the application of the different methods.
- The evaluation of other approaches to estimating nuclear accident costs, for

example looking at attempts to adjust the expected damage approach to allow for risk aversion. The work showed such studies are *ad hoc* and without proper empirical and theoretical foundations.

- The elaboration of risk-aversion, taking a more realistic example of a nuclear accident and evaluating a more complex set of associated consequences. This is important in bringing the risk aversion analysis to a level at which it could be incorporated in an external cost estimate.
- The examination of various alternatives to the expected utility approach and ways in which the issue of expert versus lay probabilities can be analysed more formally and in an integrated manner with the analysis of risk.

This work has taken the valuation of nuclear accidents further in a number of respects. First it has demonstrated how *ad hoc* rules are not the way forward and that the existing estimates based on those rules cannot be viewed as valid. Second it has shown that the expected utility framework can be applied to estimating risk-adjusted nuclear accident costs, and that the numbers are consistent and reasonable. These can offer an immediate correction to the unadjusted costs. Finally it has shown that we can incorporate the differences between public and expert assessment of probabilities into a coherent theoretically sound framework. The study also points to some areas where further work is needed. First, we need to address the differences in 'objective' probabilities that we observe. In the presence of these it is difficult to know how to encompass the range of views from the experts and link them to the lay probabilities. Second we need to establish a link between measured public probabilities and the expert probabilities, thus identifying the probability transformation function. Third, the issue of non-linearity has to be addressed. With risk aversion it is not enough to use average values, we need to look at the distribution of incomes and impacts. Finally, where probabilities are being modified the principle of reducing complex event into simple ones is no longer valid. The time sequence has to be modelled, with the appropriate conditional probabilities.

Anil Markandya

Non Environmental Externalities

The subtask on "External Costs of the Nuclear Fuel Cycle and the Risk of Nuclear Weapons Proliferation" addressed an issue that has been neglected in the debate on the external costs of energy to date in ExternE. To assess the general significance and range of the proliferation issue, the task provided a review of international non-proliferation regimes and policies. Two case studies were chosen to illustrate the different ways for determined nations to proliferate and for the international regime to deal with their proliferation potential, drawing on recent experiences with Iraq's and North Korea's nuclear activities. Based on an extensive literature review, it is evident that there is a considerable risk of nuclear proliferation in the post-Cold War period. It should therefore be considered in energy planning and decisions on energy policy, i.e. in assessments of the nuclear fuel cycle. Three approaches were discussed for integrating the risk of proliferation into the accounting framework:

- A simple expected utility estimate;
- A scenario approach considering the problem of regional hot spots; and
- An abatement cost approach.

However, uncertainties and unknowns are in the nature and complexity of the proliferation

problem. They include both technological and also military-strategic, political, social, and economic dimensions. Both damage estimates and probability assessment can easily differ by orders of magnitude depending on the assumptions and judgements made and the approach chosen. Thus, it does not seem appropriate to apply a monocriterion analysis, even though cost is an important criterion in political decision making. The development and application of a multi-dimensional assessment scheme (as e.g. in multi criteria analysis or integrated environmental assessment) is recommended to deal with this kind of problem in the future.

Isabel Kühn

Extension of the Accounting Framework

The objective of this task was to apply the existing ExternE framework to the new end-use technologies, cogeneration plants and a number of new (future) energy technologies. The task involved new methodological issues and priority impact pathways, so extending the existing accounting framework. As part of this task, contact was established with the IPCC Working Group II on technologies and with the Technology Working Group of the DGXII project on 'Climate Technology Strategy Within Competitive Energy Markets' for advice on the reference technologies which should be considered. The task assessed the following cogeneration plants and new technologies:

- Gas-fired combined cycle combined heat and power (CHP) plants;
- Integrated coal gasification combined cycle (IGCC) power plants;
- Fuel cells (both phosphoric acid fuel cells (PAFC) and molten carbonate fuel cells (MCFC));
- Combined cycle power plants with pressurised fluidised bed combustion (PFBC); and
- Electricity production from geothermal energy.

For cogeneration plants, burdens and impacts had to be allocated between heat and electricity. After a review it was decided that allocation based on exergy and allocation based on price are both consistent to the ExternE accounting framework and were hence recommended. While allocation based on exergy allows a split-up of damage costs and emissions based on a cogeneration plant's characteristics, which are clearly defined, price is a better indicator for the 'utility' of the respective product. For the geothermal fuel cycle new priority impact pathways had to be considered including effects on water quality from heat mining and potential accidents from seismic activity. Finally, end-use technologies, i.e. domestic space heating and demand-side options in private households and industry, have been analysed. These include modern installations for domestic space heating with oil, gas and electricity and also different demand-side options (refrigerators, windows and heat-exchangers). For the latter the differences between average and best-available options have been assessed employing an extended Input-Output Model for the upstream processes. The results demonstrate again that the damage costs quantified for the installation of such demand-side options are small compared to the damage costs due to the use of electricity or heat.

Petra Mayerhofer

Sustainability Indicators

This task examined how outputs of the ExternE project can be interpreted as, or extended to sustainability indicators. Firstly, this research established desirable criteria of useful indicators. Most importantly, indicators should be evaluated relative to *clearly defined thresholds or reference values*, determined by a theory of sustainability, such that exceedence of these values indicates non-sustainability or that an indicator's trend value can convey whether we moving in the right direction. The goal of sustainable development itself reflects a concern for the well-being of future generations and therefore can be defined as: *non-declining human well-being over time*. The team examined two competing theories of the conditions that would achieve this goal, and presented 'indicators of sustainability' broadly consistent with the ExternE accounting framework. *Strong sustainability (SS)* proposes that some classes of natural assets have no substitutes and therefore cannot be replaced: i.e. critical natural assets. Although we note that it is possible to define unequivocally which assets are critical, this framework was used to examine three 'environmental themes': acidification/ eutrophication; nuclear; and, climate change. Thresholds used to evaluate indicators included critical loads and levels. *Weak sustainability (WS)* emphasises substitution possibilities between different assets. These indicators tend to be relatively highly aggregated and economic impact oriented using monetary values as weights reflecting the degree to which trade-offs can be made between assets. Of course, it is not possible, at present, to assign values to all assets and hence relevant WS impacts were supplemented with indicators measured in physical terms. Similarly, we have presented, where appropriate, estimates of the *monetary value of damage caused by exceeding SS thresholds*. Other issues examined included the desirable degree of aggregation for indicators presented. This will depend largely on criteria governed by both scientific relevance and policy usefulness. Regarding the scope for integrating sustainability indicators in future ExternE outputs, we offer the following concluding comments. Our results showed that it is possible to construct meaningful physical indicators of strong sustainability that could fulfil this role. Not surprisingly, some conceptual problems remain. In particular, we refer to reconciling the emphasis of strong sustainability on overall scale of effect rather than analysis of individual facilities. Arguably, weak sustainability indicators are more consistent with the ExternE accounting framework as presently conceived, and would sit comfortably with existing outputs of that work. Giles Atkinson

ExternE Case Studies Case studies relevant to a broad spectrum of policy issues have now been conducted within the ExternE Project to demonstrate the application of the methodology. Examples include:

- Analysis of the EU Acidification Policy.
- Cost benefit analysis of measures for the control of emissions from large combustion plant.
- Application of externalities data in the design of electricity taxes for Belgium.
- Introduction of externalities into the Spanish electricity dispatch system.
- Comparison of emissions and damages for cars and incinerators in France.
- Social costing and the competitiveness of renewable energies in Crete.
- Comparison of the externalities of solid waste incineration and landfilling.
- Externalities of energy scenarios in the Netherlands.
- CBA of measures to reduce air pollution in Norway.
- Analysis of the externalities of gas fired power stations to assist the discussion of alternative generating strategies in Norway.
- Assessment of strategies for meeting future electricity demand in the Azores archipelago

The methodology has also found application outside of the study, in analysis of a draft directive on the incineration of non-hazardous waste, the UNECE Multi-Pollutant, Multi-Effect Protocol,

and air quality limits for SO₂, NO₂, PM₁₀ and lead. Data have also been passed to energy modellers funded under the JOULE Programme, in order that externalities can be incorporated into projecting future demands and system structures. The ExternE methodology has thus been applied for a variety of purposes; cost-benefit assessment of both technical standards and environmental quality objectives, short- and long-term energy planning, analysis of energy taxation, analysis of integrated pollution prevention and control, and comparison of strategies for waste disposal.

ExternE Database

In order to provide easy access to up-to-date information on the ExternE project an information system has been developed, which has been available on-line via the "World Wide Web" since May 1996. As well as background information, available publications and contact addresses are given. All issues of the ExternE Newsletter have also been made available on-line (the WWW address of the Infosystem is <http://ExternE.jrc.es>). Since the aim of the ExternE infosystem is to make access to the ExternE information as easy as possible, for as many people as possible, a concept of layout and programming has been chosen that allows virtually all users to access the information, no matter which browser software they are using. The design principles also take account of users which have slow Internet connections, by renouncing the use of time and bandwidth consuming features. As the final third phase of the ExternE project is now finalised, the results of the project have been made available as the main part of the information system. The information in the system can be accessed at two levels. A general part of the system contains published, overview and summary information and can be accessed by all web users. More detailed information is then available for interested users after they have registered to the system. The access is free and the user will receive an access key via email after completing the registration form. The system is designed so that a user can start from an executive summary and explore all existing background information in detail. Extended summaries of all national implementation studies can be accessed on-line. Moreover, ExternE reports can be downloaded in pdf-format for complete information and so users will be able to download information packages tailored to their specific interests.

Peter Russ

US Collaboration

Phase 1 of the ExternE Project was undertaken as a joint project with teams from Oakridge National Laboratory and Resources for the Future in the US. Although direct US participation did not continue beyond Phase 1, co-operation between the EC and US teams had continued. A very interesting and enjoyable meeting was held in Brussels in October 1997, involving ten teams from the ExternE Core Project and four participants from the US, namely: Alan Krupnick from Resources for the Future

- Mark Delucchi from Institute of Transportation Studies in California
- Russell Lee from Oakridge National Laboratory
- Bob Shelton from Oakridge National Laboratory

A series of short presentations were made ranging from the assessment of global warming impacts and the treatment of uncertainty to the evaluation of the externalities of transport systems. These were followed by very fruitful discussions, resulting in a useful review of the

European work by the US team. In addition, there were presentations of recent externality studies undertaken in the US. Of particular interest were presentations on a transport by Mark Delucchi and on a study investigating the benefits of reducing sulphur in gasoline by Alan Krupnick from Resources from the Future. One of the most interesting areas of discussion was that of the valuation of mortality. Alan Krupnick was very supportive of the "value of life years lost" approach that had been adopted within the current phase of ExternE and described some of his own work in which he had quite independently adopted a similar approach. Overall, the meeting was thought to have been a great success with a very useful exchange of information between the European and US teams. Jacquie Berry

ExternE - National Implementation Programme

The objective of the National Implementation project was to establish a set of comparable data on the external costs for electricity generation for each member state (and Norway). To this purpose a network of scientific institutes in all these countries have applied the ExternE methodology to the most relevant energy technologies for their country. In addition, the results of the previous phases (EC, 1995) have been updated. This dataset allows a first estimation of the externalities of the electricity system as a whole for each country to be made and the usefulness of the data have been demonstrated with a series of case studies looking at policy and decision making.

Results of the study

The National Implementation project has generated a large set of comparable and validated results, covering more than 60 cases, for 15 countries and 12 fuel chains (see Table below). A wide range of technologies have been analysed, including fossil fuel plant, nuclear plant and renewables. Fuel chain analyses have been carried out determining the environmental burdens and impacts of all stages. Therefore, as well as the externalities estimated, the project provides a large database of environmental aspects of the fuel chains studied. The data generated comprises both the assessment of new fuel chains, and the update of those fuel chains already assessed under JOULE II with the updated methodology. For each country, representative technologies have been selected, based on the existing power systems. The major challenge to the project was to ensure a comparable assessment of this wide variability of cases and to present results in a transparent way. To this purpose a common format to characterise technologies and identify burdens and impacts has been developed. For airborne pollutants, a consistent implementation has been ensured through the use of the EcoSense model. This consistency between fuel cycles and technologies is reflected in the common structure of the national reports, which have 'national sections' that describe the technology, burdens and impacts in a common format in addition to the common, identical chapters or appendices on methodological issues (the Table on the next page gives an example of the common format of reporting the final result for the coal fuel cycle of Germany).

Fuel chains covered by the participating countries

Fuel chain	AT	BE	DE	DK	ES	FI	FR	GR	IE	IT	NL	NO	PT	SE	UK
Coal		x	x		x	x	x		x		x			x	x
Lignite			x					x							
Peat						x			x						
Gas	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x		x
Oil			x				x	x		x					x
Orimulsion															x
Nuclear		x	x				x				x				x
Biomass	x		x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x
Hydro	x						x	x		x		x	x	x	
Wind			x	x	x			x				x			x
PV			x												
Waste incineration					x		x			x					

Summary presentation of the results for German coal fuel cycle

	mECU/kWh	σ_g
POWER GENERATION		
Public health		
Mortality*- YOLL (VSL)	10.4 (39.0)	B
of which TSP	1.1(3.3)	
SO ₂	2.9 (12.9)	
Nox	6.3 (19.7)	
NO _x (via ozone)	0.12 (3.1)	
Morbidity	1.5	
of which TSP, SO ₂ , NO _x	1.3	A
NO _x (via ozone)	0.21	B
Accidents	ng	A
Occupational health	A	
Crops	0.01	B
of which SO ₂	0.001	
NO _x (via acid and N dep.)	-0.0004	
NO _x (via ozone)	0.010	

Ecosystems	iq	B
Materials	0.14	B
<i>Monuments</i>	nq	
Noise	ng	
Visual impacts	ng	
Aquatic systems	-	
Global warming		C
low	3.0	
mid 3%	14.3	
mid 1%	36.6	
High	110.5	
OTHER FUEL CYCLE STAGES		
Public health	1.3 (3.5)	
Occupational health (including power generation stage)	0.19	A
Crops	ng	B
Materials	0.015	B
<i>Monuments</i>	nq	
Global warming		C
low	0.4	
mid 3%	1.9	
mid 1%	4.7	
High	14.3	

*Yoll= mortality impacts based on 'years of life lost' approach. VSL= impacts evaluated based on 'value of statistical life' approach. ng: negligible; nq: not quantified; iq: only impact quantified; - : not relevant **Sub-total damages of the German coal fuel cycle**

YOLL (VSL)	mECU/kWh
low	17.0 (47.8)
mid 3%	29.7 (60.5)
mid 1%	54.9 (85.7)
upper	138.4 (169.2)

Assessment of impacts from air pollutants

EcoSense was developed by IER-Stuttgart to support the assessment of priority impacts resulting from the exposure to airborne pollutants, namely impacts on health, crops, building materials, forests, and ecosystems. Version 2.0 of EcoSense covers 13 pollutants, including the

'classical' pollutants (SO₂, NO_x, particulates and CO) as well as some of the most important heavy metals and hydrocarbons (it does not include impacts from radioactive nuclides). The data included in EcoSense are: a Reference Technology Database, a Reference Environment Database, Exposure-Response Functions, and Monetary Values. Two Air Transport Models are also included, to cover both the local and regional ranges. The impact assessment modules calculate the physical impacts and- as far as possible - the resulting damage costs by applying the selected exposure-response functions. The Table below shows the damages per tonne of air pollutant in different countries, as calculated by EcoSense*. The large differences between and within countries can be explained by several factors. As damage figures for traditional air pollutants are dominated by the human health effects, these figures are largely determined by the population affected. Given this site specificity, results vary considerably even within the same country. Damages by pollutant for the German coal fuel cycle

	ECU / t of pollutant
SO ₂ YOLL	11 710
(VSL)	(46 432)
NO _x YOLL	13 898
(VSL)	(40 274)
NO _x (via ozone)	1 500
PM ₁₀ YOLL	21 579
(VSL)	(60 175)
CO ₂	3.8 - 139

Damages of air pollutants (in ECU per t of pollutant emitted).			
Country	SO₂	NO_x	Particulates
Austria	9 000	16 800	16 800
Belgium	11 388 -12 141	11 536 -12 296	24 536 -24 537
Denmark	2 990 -4 216	3 280 -4 728	3 390 -6 666
Finland	1 027 -1 486	852 -1 388	1 340 -2 611
France	7 500 -15 300	10 800 -18 000	6 100 -57 000
Germany	1 800 -13 688	10 945 -15 100	19 500 -23 415
Greece	1 978 -7 832	1 240 -7 798	2 014 -8 278
Ireland	2 800 -5 300	2 750 -3 000	2 800 -5 415
Italy	5 700 -12 000	4 600 -13 567	5 700 -20 700
The Netherlands	6 205 -7 581	5 480 -6 085	15 006 -16 830
Portugal	4 960 -5 424	5 975 -6 562	5 565 -6 955
Spain	4 219 -9 583	4 651 -12 056	4 418 -20 250
Sweden	2 357 -2 810	1 957 -2 340	2 732 -3 840
United Kingdom	6 027 -10 025	5 736 -9 612	8 000 -22 917

- Because of the large population affected, impacts from emissions from France, Germany, The Netherlands, Belgium, and Northern Italy are higher. On the other hand, outlying countries such as Spain, Portugal, Southern Italy or Ireland give rise to lower damages; the lowest damages were seen with Scandinavian countries (esp. Finland and Sweden) and Greece.
- In spite of the general trends identified, it has to be noted that site specificity, even within countries, is still an important aspect, depending whether large population centres are downwind of the plant. Even in a smaller country such as the Netherlands, impacts are site specific. Special cases are plants near or in large cities. This is illustrated by the damages of a waste incineration plant nearby Paris where damages of particulates amount to 57 000 ECU/t in the Paris area.

- Another factor is the spatial variation in background emissions of SO₂, NO_x, and NH₃, which affect the chemical transformations of aerosols. These 'secondary' pollutants have a significant impact on human health.
- Note, for NO_x, only the impact via formation of nitrates has been assessed with EcoSense. For the impact via formation of ozone, damages have been assessed using average European unit pollution values from the Core Project (1 500 ECU/t of NO_x emitted).

Summary of Results for Fuel Chains

The electricity generation mix in different countries have a very broad range of technologies, fuels, and pollution abatement options and are located in different types of locations (i.e. urban or rural areas). Due to this site and technology-specificity, the results (in mECU/kWh) have a wide range. The graph below illustrates that the differences can be as large within as between fuel cycles. For example, the Swedish CHP coal plant at Västerås has very low air borne emissions (and emissions from Sweden have very low impacts per tonne of pollutant). As a result, the human health impacts from the power plant are only 0.7 mECU, and the total impacts are 18 to 42 mECU including the restricted range for global warming. The coal power plant studied for the Belgian implementation on the contrary has no FGD or DeSOx and has high emissions per kWh. Combined with the high impacts per tonne pollutant, this results in health damages up to 100 mECU/kWh and total damages of 112 to 150 mECU/kWh (for the mid range for global warming). The same variation in damages per kWh is applicable for all fuel cycles. Nonetheless, the large differences within the fuel cycles do not prevent us from drawing some conclusions from the comparison between fuel cycles.

'The National Implementation project shows that externalities are site and technology dependent and confirms the benefits from clean, efficient technologies and from renewables'

Overview of results per fuel cycle: for each fuel cycle the case (technology, location) with the lowest and with the highest damage is given.



In general terms, the fossil fuels, especially coal, lignite and oil, present the largest damages. Natural gas has lower damages. Renewable energy sources, together with nuclear, present the lowest damages. While for nuclear this may be in part due to the current limitations of the study (see discussion above), for renewables this is due to their CO₂-free nature, and low related pollutant emissions. For nuclear, impacts are lower in France because the impacts from mining are higher for imported uranium compared to the French mines. Biomass was widely studied with 19 different cases assessed, including forest residues, energy crops (both short-rotation woody crops and herbaceous energy crops) and wood residues. It is difficult to define a typical biomass fuel chain, and this is one of the reasons why there is a wide range of results - for example, in Spain, the study looked at forest residues co-fired with lignite; other teams looked at a range of technologies from conventional grate technologies to fluidised bed or gasification. Nonetheless, the results are similar in that they have low damages (generally lower than natural gas use). For biomass, power generation emissions of NO_x and particulates dominate damages, though there are major impacts from air pollutant emissions cause from upstream stages, mainly from the transport of the fuel. It is important to stress that global warming damages are

generally small, as although there are CO₂ emissions from the combustion stage, it is usually considered that these emissions are cancelled out because of the previous fixation of CO₂ by the growing plants. The use of FBC or gasification technology leads to much lower damages.

Summary of Results from Aggregation

An aggregation exercise was also been carried out, to extend the analysis to the whole electricity system of each of the participant countries. Calculation of sectoral damages requires that ExternE results are aggregated from a particular power plant to the electricity sector of a national economy or the whole EU. The methodology required to achieve involves three steps:

- To develop procedures for applying assessments to other technologies in the electricity sector (and possibly later to other sectors) - technological transferability,
- To develop procedures for applying externalities calculated at one site to other European locations (where the software does not achieve this automatically) - spatial transferability, and

To develop procedures for aggregating from the marginal impact of a single plant to the total impact of national and EU electricity pollution - impact aggregation.

Mean externalities of the electricity supply industry in 15 European Countries



Within the National Implementation Project, a simplified approach was used for aggregation, in contrast to the use of the multi-source EcoSense model used for Germany and the UK. For renewables (and especially for hydro) the transferability of the figures is more uncertain, so, for those countries where these energy sources have a large share, the aggregated damages should be treated with caution. For Austria, aggregation was not possible because of problems of data transfer. The total damages obtained can be translated into an average externality for the electricity generated in the country (see figure above). The range used for fossil fuels covers only the illustrative restricted range for global warming damages. This figure is only indicative, since it neglects the differences between fuels and technologies. However, it is useful for comparing the environmental impact of the different national electricity systems in Europe. Although this figure is a very simple summary of the work undertaken in this project it allows to draw some conclusions. First, total damages of power generation are substantial and are on average around 1 % of GDP. Second, there are large differences between countries, due to differences in fuel and technology choice and impacts per pollutant. In general, damages are higher for those countries where coal or lignite are used more extensively, and lower for those where nuclear and renewables have a larger share. In addition, central European countries also present larger damages, because of higher impacts per tonne of pollutant. Despite the uncertainties related to the externalities assessment, the output of the project is very useful for policy-making, both at the national and EU level. The results provide a good basis for studying the internalisation of the external costs of energy (one of the objectives of EU energy policy). They can also be used for comparative purposes; the site sensitivity of the externalities could encourage the application of the methodology for the optimisation of site selection processes, or for cost-benefit analysis of the introduction of cleaner technologies. The usefulness of the application for policy making has been demonstrated through the analysis of a wide variety of

decision making issues carried out. An overview of the results of the National Implementation Project will be published, including a summary of the work of each participant country, as well as a comparison and discussion of the results by fuel cycle and pollutant. In addition the reports for each participant country will be published by the relevant institute in each country. Finally, both the summary and the national reports can be downloaded from the ExternE web site.

Leo de Nocker, Rosa Saez and Pedro Linares

[ExternE Homepage](#) | [IPTS Homepage](#) | [European Commission](#)

nletter6.html last update: 5 Jun 1998, 11:39

Hosted by [IPTS](#) . [Copyright](#) © 1996-98 IPTS, JRC, European Commission.

ANEXO 5.2

O Clean Development Mechanism (CDM).

The Clean Development Mechanism: A Primer

By Michael Toman and Marina Cazorla

SEPTEMBER 29, 1998 -- The Clean Development Mechanism (CDM) is one of several "flexibility mechanisms" authorized in the December 1997 Kyoto Protocol to the 1992 United Nations Framework Convention on Climate Change (signed at the Rio de Janeiro "Earth Summit").

The Kyoto Protocol specified legally binding commitments by most industrialized countries to reduce their collective greenhouse gas (GHG) emissions by at least 5 percent compared to 1990 levels by the period 2008-2012. With the goal of reaching these targets at the lowest possible cost for countries that committed to reductions, the Protocol created two flexibility mechanisms, GHG emissions trading and CDM. The CDM is also intended to be an opportunity for developing countries that did not accept binding emissions reductions at Kyoto to be involved in GHG mitigation.

This essay introduces CDM's purpose, mandate and institutional structure as authorized in the Kyoto Protocol; focuses on the principal technical and administrative issues that will arise as the CDM is designed and implemented; and discusses some of the main unresolved issues with the CDM that confront the Conference of Parties to the Framework Convention.

The Kyoto Protocol and Article 12: Organization and Purpose of the CDM

The CDM was created as a successor to "Joint Implementation" (JI). JI consists of a bilateral agreement between two entities to complete a GHG mitigation project. The investor is from an "Annex B" industrialized country that must reduce its emissions under the Framework Convention. JI potentially can provide credit for emissions abatement to the investor at a lower cost than domestic abatement. In other words, JI is a form of "emissions trading." At the same time, a developing country host can benefit from new investment that increases economic productivity and may reduce local environmental problems. Under the Kyoto

Protocol. JI projects still can be undertaken between entities in Annex B industrialized countries (as specified in Articles 3 and 4). However, collaborative projects to reduce emissions or sequester carbon in developing countries are now to occur through the CDM.

Article 12 of the Kyoto Protocol identifies three specific goals for the CDM: (1) to assist in the achievement of sustainable development, (2) to contribute to the attainment of the environmental goals of the Framework Convention, and (3) to assist Annex B parties in complying with their emissions reduction commitments. In particular, Article 12 specifies that developing countries are to benefit from CDM projects resulting in "certified emission reductions" (CERs) and that industrialized countries may use CERs to comply with their quantified emissions reduction commitments under the Kyoto Protocol. Essentially, this allows for voluntary projects similar to previous JI projects between Annex B and non-Annex B countries. The difference is that unlike previous JI projects, CERs are specifically authorized to apply to Annex B emissions reduction targets.

Article 12 establishes three bodies to oversee the CDM: the representatives of the Conference of Parties (COP), an executive board established by the COP, and independent auditors to verify project activities. However, the Protocol provides almost no guidance on what exactly the CDM would do or how it would operate. Instead, the structure and authority of supervisory bodies and the CDM are left for future negotiation.

CDM Design Issues

In order for CERs to be created from CDM projects, a number of overlapping technical, regulatory, project finance and administrative functions must be performed. Before any CDM project can be established, there must be demand for CDM projects and CERs; developing countries' concerns about uneven bargaining positions during project contract negotiations must be addressed; liability must be assigned, and insurance procured; project financing also must be obtained; and the benefits of projects must be allocated among participants. It is important to bear in mind that the CDM is a form of *market*, one in which valuable goods and services are to be bought and sold. Many of these functions may be most effectively undertaken by private markets or existing international institutions; the key question is what functions need to be undertaken by new CDM institutions

Criteria for selection of projects. CDM projects must presumably fulfill certain criteria in order to be certified upon completion, but these criteria have not yet been established. Possible criteria

Rules for CER validity and project liability. For CERs to be credible, there must be rules defining when CERs can be used and assigning legal responsibility in the event that a CDM project is found not to generate the amount of emission reduction promised (either because of misrepresentation before the fact or less than expected performance after the fact). Liability is of less concern if CERs can be used only after an independent (and honest) auditor has certified their existence. If this were the case, prospective credits would be held in abeyance between certifications; the project participants would have to trade off the value of more rapid certification against the cost. If, however, credits can be used in advance of certification, as is the case in some US emission credit trading programs, then questions of after-the-fact liability do arise. Under the Kyoto Protocol, Annex B countries have ultimate responsibility for noncompliance if credits are disallowed. In practice, the assignment of liability to Annex B investors/CER buyers is likely to be efficient since buyers have a financial and reputational stake in CDM projects, possess the resources for effective project oversight, and face enforceable emission ceilings in their own countries. CERs could be transferred to subsequent purchasers without reassignment of liability in order to protect incentives for trading.

Recording of CER exchanges and resulting changes in Annex B parties' accounts. Some institution must be responsible for accounting for newly created CERs, CER exchanges or transactions, and the application of CER credits to Annex B parties' GHG emissions obligations.

Marketing, information, financing, and insurance services. If the CER market is designed reasonably well, most prospective investors are likely have access to market financing for well-designed CDM projects. In some cases, however, institutions like the World Bank might need to provide assistance in identifying and providing financing. Insurance against project failure is another important financial or brokerage service, which again could be provided by the private sector or in some cases by multilateral institutions. Finally, market institutions need to be developed for facilitating transactions in CERs as well as "derivative" transactions, such as options to buy or sell CERs in the future. These institutions would serve as a clearinghouse for secondary trades by matching buyers and sellers, and could also be a repository for "banked" or unused CERs. Such institutions would also facilitate exchanges between CERs and emission permits emerging from Annex B trading.

Providing negotiating support for non-Annex B countries. Some developing countries might avoid participation in CDM

Some developing countries might avoid participation in CDM projects out of fear of possible exploitation by investors due to lack of capacity to negotiate fair contracts. These countries are concerned about the relationship between the CDM and international development assistance, the under-development of the private sector in some developing countries, the lack of developing country capacity to monitor and verify projects independently, and the possibility that investors will take advantage of their lack of technical expertise in project evaluation. The CDM or other institutions could assist by providing access to experienced negotiators and offering training or capacity-building services. However, undertaking these tasks requires a resolution of potential conflicts of interest among the roles of project promoter, host country advocate, and neutral market supporter.

CDM fund administration. Article 12 stipulates that "a share of proceeds from certified project activities [should be] used to cover administrative expenses as well as to assist developing country Parties that are particularly vulnerable to the adverse effects of climate change to meet the costs of adaptation." The COP must still determine how funds will be drawn from CDM projects or CER trading, how large the fund should be, and how proceeds would be disbursed. The question of how funds are raised is of particular interest. If the funding mechanism is based on the proceeds of the project (either direct financial payment or diversion of a share of CERs to a central fund), then in negotiation investors will reduce their willingness to provide benefits to the host country accordingly in order to ensure that the net return on the project remains commensurate with other rates of return throughout the global capital market. In this case the CDM fund would simply be redistributing proceeds among non-Annex B countries. An alternative would be to levy a fixed annual registration fee on any investor interested in being eligible for participation in the CDM.

Key Decisions on CDM Structure and Function

There are several ways the CDM could be structured to address project selection, finance and implementation. The CDM could be more centralized and active in CER market operation, playing a role similar to that of the World Bank or the Global Environment Facility (GEF) in screening, selecting, financing, and assisting in implementation of projects. The CDM also could be a market maker, seeking out host countries from whom to acquire credits and reselling them. However, a key question with a more centralized alternative is the extent to which the CDM would have a comparative advantage in carrying out all these functions, especially if by international agreement it became the only entity

eligible to carry out these various functions. Experience suggests that many of the functions enumerated above can be carried out more efficiently by the private sector, and that exclusive control over the functioning of a market does not promote market efficiency or adaptability.

Another alternative would be very similar to Joint Implementation, in which an industrialized country and a developing country agree to collaborate on a CDM project which is later certified by an independent auditor. This arrangement would imply a much smaller role for the CDM, one mostly involving definition of basic criteria for project selection and implementation, general oversight of audits and recording of CER exchanges. This system likely is the most dynamic and flexible, with individual actors in the market (investors, financiers, and others) defining the functioning of the CER market through "learning by doing." How successful this approach would be in terms of accountability would depend on the criteria used for project selection and implementation and the quality of oversight applied.

There is a broad debate over the issue of "supplementarity." The Kyoto Protocol refers to the use of international emissions trading (and by extension the CDM) as being "supplemental" to domestic actions. Supplementarity constraints reflect a concern by some Annex B countries that participation in international flexibility mechanisms will limit the scope and stringency of domestic policies, thus retarding the long-term development of technology and improved energy efficiency needed to achieve and go beyond the Kyoto goals. The other side of that argument is that limits on trading and CDM are blunt instruments to improve the credibility of a nation's commitment to the Kyoto Protocol, and that by increasing the overall cost of compliance with the Protocol the restrictions also contribute to lack of willingness to achieve the target reductions.

Finally, there are inherent tensions among the goals for the CDM articulated in Article 12 of the Kyoto Protocol. For example, a more formulaic approach to project review would lower "transactions costs," but it might also decrease the accuracy of the assessment of additionality. Greater efforts to extract benefits for non-Annex B countries or to reduce uncertainty in the measurement of CERs will increase participation costs for Annex B countries and thereby reduce their interest in participation. To illustrate, requiring selection of the best available abatement technologies might facilitate technological "leapfrogging" by LDCs but would also raise the cost of the project. These tradeoffs and their consequences are the reason why the design of CDM institutions and projects must be considered carefully before implementation. Since early (pre-2008) reductions through the

CDM are possible under the Protocol starting in 2000, there is little time to spare in settling some of these basic issues

Michael Toman directs RFF's Energy and Natural Resources Division
Maria Cazorla provides research assistance in the Energy and Natural Resources Division

[home page](#) →

[perspectives
on policy](#)

[at the
negotiating table](#)

[research
spotlight](#)

[trading
post](#)

[glossary](#)

[archives](#)

Emissões de GEE's nos empreendimentos hidrelétricos previstos na Amazônia

De todo o potencial hidroelétrico remanescente do Brasil, 60% se encontra na região amazônica. Os reservatórios das hidroelétricas situadas nessa região emitem quantidades consideráveis de CO₂ e CH₄, ambos gases de efeito estufa, colaborando com o agravamento do impacto ambiental desses reservatórios.

Partindo de um estudo elaborado por Philip M. Fearnside (1997)⁶¹, será feita uma estimativa de quanto seria emitido de gases estufa, no período de dez anos após o início da operação, se todos os aproveitamentos hidroelétricos de grande porte que estão previstos (considerando as fases de inventário, viabilidade e projeto básico), forem concretizados.

Embora o estudo de Fearnside tenha sido conduzido para uma única usina - Tucuruí, considera-se aqui a possibilidade de elaborar estimativas que nos permitam estender os resultados para toda a região. O reservatório de 2.875 km² da usina de Tucuruí foi formado em 1984 no rio Tocantins, tornando-se o primeiro grande projeto hidroelétrico da Amazônia brasileira.

Alguns acontecimentos que precederam o fechamento das comportas de Tucuruí merecem ser aqui assinalados. Em 1982, a empresa Agropecuária CAPEMI havia sido contratada pela Eletronorte para proceder o desmatamento de 216 mil hectares de floresta nativa que seriam inundados por ocasião do fechamento da barragem da usina de Tucuruí. Em agosto/1984, a Eletronorte iniciou o fechamento das comportas, deixando sob as águas cerca de 65 mil hectares de madeiras nobres e 6,5 milhões de toneladas de folhas, conforme

⁶¹ FEARNSIDE, P. M. - "Greenhouse-gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: the example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives". *Environmental Conservation* 24 (1). 1997, pp. 64-75.

⁶² Ver a esse respeito o artigo "Balbina pode repetir o caso Tucuruí", publicado no jornal Folha de São Paulo em 02/09/1984.

estimativas realizadas na época⁶², ocasionando a emissão de gases decorrentes do processo de decomposição do material orgânico mantido sob as águas.

A manutenção da cobertura vegetal não ocorreu apenas em Tucuruí. As usinas hidrelétricas de Balbina (rio Uatumã-AM, 250 MW instalados e área do reservatório de 2.360 km²), e Samuel (rio Jamari-RO, 210 MW instalados e área do reservatório de 560 km²), também sofrem as consequências deste mesmo procedimento irreponsável e inadequado, o que permite supor que é alto o risco deste procedimento se reproduzir em todas as demais usinas hidrelétricas previstas na região amazônica

Existem várias maneiras para se calcular as emissões de gases estufa em reservatórios de hidroelétricas. Rosa e Schaeffer (1995)⁶³ fizeram um cálculo para Tucuruí assumindo que a biomassa tem uma meia vida de sete anos e considerando as emissões em um horizonte de 100 anos. Nesse cenário as emissões acumuladas no período seriam de 56,4 a 128,9 Mt CO₂.

Junk e Mello (1987: 381)⁶⁴ fizeram dois cálculos comparando a usina de Tucuruí com uma termoelétrica de potência equivalente operando ao longo de cem anos. Na abordagem otimista, que entre outras coisas, assume um fator de capacidade de 100% para a conversão hidroelétrica, a termoelétrica emitiria o mesmo que o reservatório em apenas 1,5 anos. Na abordagem pessimista, que trabalha com parâmetros mais próximos da realidade, esse período aumenta para 38 anos. Em ambas as abordagens, se considera que apenas metade da área do reservatório era coberta de floresta, que toda a emissão se dá na forma de CO₂ e que a termoelétrica queimaria diesel com poder calorífico de 10.900 kcal/ kg, com eficiência de 20%.

⁶³ ROSA, L.P. & SCHAEFFER, R. – “Global warming potentials: the case of emissions from dams”. *Energy Policy* 23. 1995, pp. 149-158.

⁶⁴ JUNK, W.J. & MELLO, J.A.N. – “Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira”. In: *Homem e Natureza na Amazônia* (G. Kohlhepp & A. Schrader, eds.). *Tübinger Geographische Studien* 95. 1987, pp. 367-385.

Fearnside tomou como base um relatório elaborado pelo INPA em 1992, onde foram caracterizados os diferentes tipos de floresta, assim como a quantidade de biomassa de cada uma. O resultado desse estudo apontava uma quantidade média de biomassa da ordem de 517 t/ha . A partir desse número, a área alagada foi dividida em duas regiões horizontais (alagamento permanente e sazonal) e quatro regiões verticais (aérea, água superficial, anóxica e sub-solo).

Com base nas porções de biomassa no extrato vertical, na profundidade da água nos diferentes níveis de operação e nas áreas de cada zona, a quantidade de biomassa foi calculada em cinco categorias: madeira acima da água, madeira de água superficial, madeira de água anóxica, folhas de água anóxica e outros que não madeira. O estudo enfatiza que alguns parâmetros referentes a degradação sub-aquática são baseados em estimativas, porém os parâmetros referentes a parte acima da água, que são responsáveis pela maior parte das emissões, são resultado de medições empíricas⁶⁵.

A estimativa da biomassa em Tucuruí foi feita com base em medições efetuadas na região antes do alagamento e estão relacionadas a seguir:

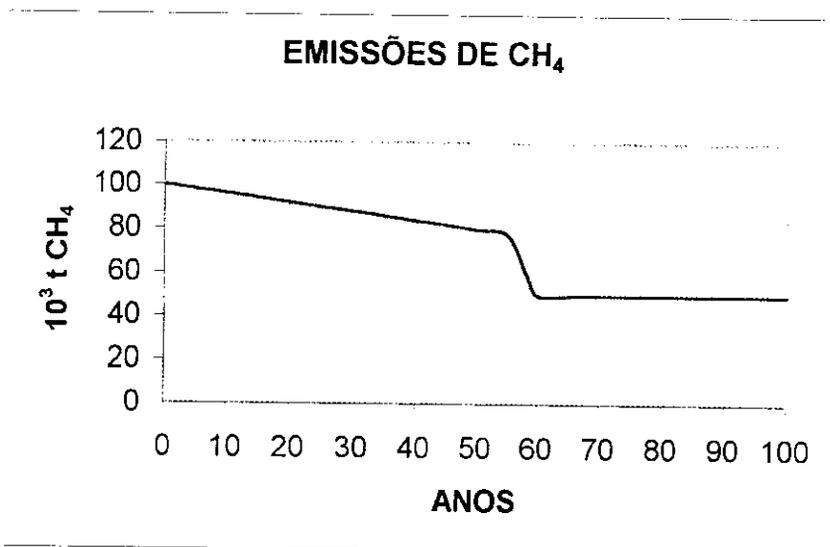
Madeira acima da superfície	- 291,4 t/ha
Madeira de água superficial	- 5,3 t/ha
Madeira de água anóxica	- 55,5 t/ha
Substrato	- 122,7 t/ha
TOTAL	- 474,9 t/ha

As porções acima e abaixo do solo abrangem toda a área de floresta do reservatório (1.926 km²), enquanto as áreas de superfície e anóxica abrangem

⁶⁵ Fearnside cita como fontes os trabalhos de Buschbacher, 1984 e de C. Uhl & J. Saldariagga (não publicado) Ver também Fearnside.P.M.- Amazonia and global warming: annual balance of greenhouse emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. In: Biomass Burning and Global Change - Volume 2, ed. J. Levine. Cambridge. Massachusetts. MIT Press. 1996. pp. 606-617.

apenas as áreas permanentemente alagadas (858 km²). O resultado das emissões estão representados nos gráficos das figuras 4.3 e 4.4 que se seguem.

Figura 4.3: Emissões de CH₄ na Usina Hidrelétrica de Tucuruí



Fonte: Elaboração própria a partir de FEARNSIDE (1997).

Tucuruí produz aproximadamente 1.950 MW/ano de energia firme, com um reservatório que ocupa uma área de 2.875 km². Isto equivale a uma relação (energia firme/área do reservatório) de 0,68 W/m². Considerando as bacias dos rios Amazonas e Tocantins, estima-se que o potencial da região seja de 26.193,3 MW/ano (considerando-se apenas os aproveitamentos inventariados, e nas etapas de viabilidade e projeto básico). Se considerarmos que essa relação (energia firme/área do reservatório) se mantenha para todos os futuros aproveitamentos, teríamos uma área alagada de 38.520 km². Trata-se de um valor de área total bastante otimista. A própria ELETROBRÁS estimava no Plano 2010, uma área alagada total de 100.000 km² devida à construção das usinas hidrelétricas previstas.

Considerando que o padrão de emissões corresponderá àquele verificado na Usina de Tucuruí, os valores de emissão estão indicados na tabela 4.6 a seguir:

Tabela 4.6 : Estimativa de Emissões pelas UHE's planejadas na Região Amazônica

QUANTIDADES EM 10⁶ t	EM 10 ANOS	EM CEM ANOS
CO ₂	2.025,0	2.430,0
CH ₄	13,5	94,5
CO₂ equivalente	2.308,5	4.414,5

Elaboração própria.

Isso significa que, de acordo com as hipóteses dessa avaliação, se todas as barragens planejadas na região amazônica (atualmente na fase de inventário, viabilidade e projeto básico) fossem fechadas simultaneamente, nos primeiros dez anos seriam emitidas 2.308,5 milhões de toneladas equivalentes de CO₂, ou cerca

de 231 milhões de toneladas equivalentes de CO₂ por ano, praticamente 75% ou ¾ da quantidade de emissão líquida total para o ano de 1997 proveniente da queima dos combustíveis fósseis, lenha e carvão vegetal.

Trata-se, portanto, de uma contribuição significativa e absolutamente indesejável para um cenário energético de sustentabilidade. Vale acrescentar que esta avaliação não está considerando outras consequências gravíssimas da construção destas usinas hidrelétricas na Amazônia como, por exemplo, o deslocamento compulsório das populações indígenas.

ANEXO 6.1

Lista de softwares mais licenciados no período de 1990-1995

3.4 Summary of Results

The results of the evaluation which utilized the criteria and generic scenarios are presented in Tables C1-C6 of Appendix C. The five software tools evaluated have many common capabilities. There are, however, a number of unique features/capabilities not found in every LCA software tool. A condensed and comparative evaluation of these unique software features is presented in Table 4. A brief description of these unique features is presented below. Refer to Appendix C for details of these unique features and other software capabilities.

Table 4 - Comparison of Unique Software Features

	KCL-ECO	LCAiT	PEMS	SimaPro	TEAM™
Graphical Interface	✓	✓	✓		✓
Data Protection			✓	✓	✓
Unit Flexibility	✓			✓	✓
Use of Formulas	✓				✓
Uncertainty Analysis	✓		✓		✓
Impact Assessment		✓	✓	✓	✓
Comparison of Results			✓	✓	✓
Graphical Display of Results		✓	✓	✓	

SimaPro was the only LCA software tool evaluated that did not offer a graphical interface for system development. Though the version of TEAM™ evaluated in this study did not support a graphical interface (version 1.15), version 2.0, also distributed by Ecobalance to licensees with Windows 95 and Windows NT, does support the graphical development of a life-cycle system.

Data protection is a feature offered by three of the five software tools: PEMS, SimaPro, and TEAM™. PEMS data protection maintained the integrity of the embedded database, but offers little flexibility for user-defined data protection. The data protection feature of SimaPro is only supported in the multi-user version of the software. Similar to TEAM™, data protection in SimaPro utilizes user passwords and access codes allowing each user to maintain their own database. TEAM™ offers the most extensive and flexible data protection options of all the software tools. As detailed in Appendix C (Table C3.2), three levels of protection can be specified for each project and defined data set.

Though unit flexibility is a feature supported by KCL-ECO, SimaPro, and TEAM™, only SimaPro requires the conversion of user-defined units to standard system-defined metric units. Once defined, unit convention must be maintained in KCL-ECO and TEAM™. The use of formulas offers a dynamic dimension to the LCA process. Formulas and variables are used in KCL-ECO and TEAM™ in a similar manner. Each tool is able to support uncertainty analysis (described below) as a result of formula and variable utilization. See Table C5 of Appendix C for details of variables and formulas; see Table C5 for uncertainty analysis details.

The ability to perform uncertainty analysis by the three identified software tools is quite different. In KCL-ECO, uncertainty can be applied to selected variables (i.e., +/- X%), and the number of analysis cycles can be specified by the user. Though this technique is flexible, the graphical presentation of uncertainty results has limited utilization outside the program. PEMS and TEAM™ offer similar uncertainty analysis capabilities. Different scenarios must be run separately and saved as individual files; TEAM™ supports automation of these scenario runs. In PEMS the user can then analyze the percent difference (i.e., +/- X%) between two scenarios for various user-defined parameters. Analysis of scenario results in TEAM™ is performed in TEAMPlus (an add-on program that goes with TEAM™) as a comparison of results.

A commonly accepted methodology for impact assessment is still under development within the LCA practitioners community. Despite this lack of agreement, four of the five evaluated software tools support impact assessment capabilities: LCAiT, PEMS, SimaPro, and TEAM™. Each tool supports the assessment of impact based on emission loadings to common environmental parameters such as global warming, greenhouse gases, and solid waste. Weighting factors are applied to the emissions calculated for a life-cycle inventory, and the resulting values are placed under the appropriate parameter(s). LCAiT and PEMS supports user-defined parameters; SimaPro allows the user to define their own parameters and weighting factors; and version 2.0 of TEAM™ requires the user to use system-defined weighting factors and parameters. PEMS and SimaPro offer additional assessment analyses which can be reviewed in Table C5 of Appendix C. The upcoming version of KCL-ECO will support impact assessment.

Comparison of results is supported by three of the five evaluated software tools. PEMS supports the comparison of up to six separate systems using any user-defined template of results (graphical or tabular). Each offers the unique ability to compare assemblies, sub-systems, waste disposal scenarios, etc. in any combination. For example, in SimaPro you can compare the emissions from the manufacture process of an assembly with the emissions resulting from a waste disposal scenario. Substances or impact assessment parameters can be compared. Similarly for PEMS, if inventories for a sub-system are created and saved, a comparison of results is possible. Similarly for TEAM™, the contribution of any process or sub-system to the overall system can be reported. A limitation of the graphical treatment within TEAM™, however, is that only one parameter can be compared at a time from only two inventories. Data export is supported by all five tools thus allowing data manipulation in a spreadsheet or similar application.

The graphical display of results is the last feature common among only a few software tools. LCAiT offers only a graphical depiction of the calculated inventory results. PEMS supports a wide range of user-defined graphical results that can also be viewed in tabular form. Finally, SimaPro presents characterization (classification), normalization, and valuation calculations in graphical form; graphical depiction of inventory results is not supported.

Though each software tool has common capabilities within the remaining criteria categories, the flexibility and functionality of these capabilities vary significantly from tool to tool. While completing the evaluation, overall impressions of each software tool's capabilities, limitations, and

ease of use were formulated by the evaluators. These impressions of the evaluators are presented below. The reader should refer to Appendix C for further details.

3.4.1 KCL-ECO

The graphical interface of KCL-ECO makes system development easy. Editing of the system, data, and variables list from anywhere within the program offers the freedom to develop the system as it is conceived by the user. The reuse of archived systems and sub-systems is one of the easiest among the evaluated tools. System variables (inputs and outputs) can be specified by the user. Units are associated with each variable and can also be defined by the user. Once defined, this unit convention must be maintained throughout the LCA project. Allocation among co-products is not a function of the tool. All allocation must be performed before the system is developed and the flows specified. The use of variables and equations allows for user-defined flows and parameters, and offers another degree of flexibility when defining the system. Sensitivity analysis within the program is one of the most versatile among the tools evaluated. Customization of result tables is supported in a limited way; graphical displays are not an option given by the software. Survey responses from KCL-ECO users were not received.

Unique features offered by KCL-ECO include the following:

- Access to the variables list at any point within the program allows the user to define new variables from anywhere within the program as the system is being developed.
- The descriptive field accompanying each process block can be invoked on the graphical interface and is included in the table of results.
- The output of one process block does not have to have the same name as the input to another process block when the flow is connected between blocks.

Limitations of the software tool include the inability to compare results and perform impact assessment, and the lack of support for exporting results. However, version 2 of KCL-ECO, expected out later this year, will possess impact assessment capabilities, as well as allocation methods.

3.4.2 LCAiT

System development within LCAiT is not as simple as that experienced with other software tools evaluated. Emissions, wastes, and resources (here, resources refer to co-products) generated by a process are specified in the Process Card. The primary product of a process (i.e., resources which flow between processes) can not be defined until links have been established between two or more processes. Percent shared flows (based on weight) must be defined for processes with multiple inflows or outflows. Transportation is treated as a system block similar to process blocks. Data editing and user-defined data capabilities, however, are simple and straightforward. The use of descriptive text fields is extensive. Unit flexibility of the tool is typical of most software; data must be entered in system-defined units. Allocation is not supported by the software tool; the user must allocate all burdens before entering data into the system. The lack of sensitivity analyses and comparison of results limits the tool's application as a management tool. Impact

assessment capabilities, however, are good. Only graphic results are supported within the user interface; export capabilities in tabular form are supported. A description of the different colors used in the graphic display of results is not offered.

Unique features of LCAiT include the following:

- The ease of user-defined data entry using software-supplied templates; and
- The ability to import an entire life-cycle system into a process block of a new system, allowing highly detailed and complex systems to be simplified.

Limitation of the software tool is that only 16 links (total, in and out) can be established for each process block (four on each side), and only one inflow and one outflow can be assigned to each transportation block. Though these system-development limitations can be overcome, significant thought and creativity may be required to develop complex systems.

3.4.3 PEMS

The graphical interface of PEMS makes system development intuitively very easy. The inputs and outputs are compiled and a mass balance for each process block is calculated and reported to the user on each Properties card. Material flows and transportation are represented by arrows between blocks. Ample descriptive fields allow the user to offer narrative information for all process blocks and the system as a whole. Data developed by the user, however, are difficult to input into the database format, and archiving systems for reuse is tedious. Unit flexibility and allocation capabilities of the tool are typical of most software; data must be entered in system-defined units, and the allocation is by weight. The manual offers a very detailed explanation of other allocation methods but the tool does not specifically support these methods. Finally, the manipulation and presentation of data is well supported by the system. Sensitivity analysis, impact assessment, and comparison of results are easy to understand and customize. Tables and graphs can be easily customized, and export to other applications is well supported.

Unique features of PEMS include the following:

- User is informed (warned) if a flow represents less than one percent of total;
- Multiple transportation options can be defined for a single flow allowing urban, rural, and motor way combinations to be selected. The inclusion of a 'utility' factor allows the user to represent return trips as well.
- While defining the inputs and outputs of each process, the program maintains and informs the user of a mass balance around the process.
- PIRA offers membership to the PEMS User's Club; as members PEMS users have the opportunity to discuss and participate in the further development of LCA and LCA standards, as well as the development of future PEMS versions.

A limitation of PEMS experienced during the evaluation was the lack of a run-time version of Excel; software failure occurs when using an Excel application above Version 5. This dependence on Excel has been eliminated in the version of PEMS expected out later this year (1996).

3.4.4 SimaPro

SimaPro has features that support its extensive use as a product development and LCA management tool. Though a graphical interface for system development is not offered, SimaPro is very easy to use and flexible. Access to, and unrestricted editing of the five database files is the characteristic which offers most of this flexibility and ease. Aside from data protection, all data and data management options are excellent and easy to operate. Embedded data are extensive and well documented; adequate descriptive fields are offered for each database entry; and user-defined data are easily input through templates offered by the software program. Various impact assessment options for system and block impact (e.g., easily accessible indicator values, characterization/normalization/valuation calculations, and 'thermometer' scales) are available at all times while in the program. Results presented in a graphical format are supported, but tables are not.

Unique features of SimaPro include the following:

- The ability to link database entries;
- Access to numeric and visual indications of impact for each stage, assembly, process, and material in a life cycle system; and
- A multiple-users version of SimaPro is available (at a reduced cost for educational purposes) which offers unique features such as data protection and networking.

Limitations of SimaPro include the lack of graphical interface, sensitivity analysis and possibly the DOS interface.

3.4.5 TEAM™

TEAM™ is the most powerful and flexible of the tools evaluated in this in-depth study. Because of this, however, the features and capabilities were the most difficult to fully understand and utilize. Selecting and defining inputs and outputs within the lowest process/unit level is quite simple using the tool bar; flows may be defined by values or variables and equations. Unit flexibility is similar to KCL-ECO; units are associated with each variable (i.e., termed an "Article" in TEAM™) and can be defined by the user. Once defined, this unit convention must be maintained throughout the LCA project. The use of formulas to specify allocation methods for each process unit is a unique feature of TEAM™. At each process level, Check and Compile options allow the user to ensure system consistency and integrity even before the system is fully defined. Calculating the LCA inventory from anywhere within the system (called "propagation") is yet another flexible feature of TEAM™. Tabular results are typical of other software tools evaluated, with customization and export capabilities supported. Graphical representation of results as a feature of the tool is supported only within the "Compare Results" option described above.

Unique features of TEAM™ include the following:

- Systems and sub-systems can be defined as Modules, allowing highly detailed and complex systems to be simplified.

- Inventory calculations can be propagated from anywhere within the system;
- Allocation rules can be defined within the lowest process/unit level for any flow;
- The various data protection and data access levels allow easy maintenance of data integrity; and
- A networking version of TEAM™ is also available which offers multiple remote access to a single system.

Limitations of TEAM™ include the lack of support for user-defined weighting factors for impact assessment and the limited (only one parameter between two Inventories) comparison of results capabilities as a feature within the software tool. A new version of TEAM™ is expected out later this year which will support user-defined weighting factors.

SOFTWARE: KCL-ECO

VENDOR:

Company: Oy Keskuslaboratorio - Centrallaboratorium Ab (The Finnish Pulp and Paper Research Institute)
Address: Tekniikantie 2, P.O. Box 70, FIN-02150 Espoo, Otaniemi, Finland
Contact: Tiina Pajula
Phone: 358-9-43-711
Fax: 358-9-464-305

FEATURES:

Version: 1.0 for Windows

System Type: LCI

Data: KCL-ECO does not include data modules other than fictional ones used in demonstration flowsheets. KCL-ECODATA is a separate product containing modules based on Finnish and general European data related to the pulp and paper industry and its related services. There are free text fields available for documentation of information sources. However, one of the unusual features of this program is that the relationships among the inputs and outputs of a unit operation are determined by a set of linear equations together with the functional unit definition. Therefore, unlike the situation where input and output data quality become the sole basis for establishing the uncertainties, the uncertainty in an equation may be specified as a range. This range later can be incorporated into a formal sensitivity analysis. Based on a review of the data contained in the sample library, individual data set documentation appears to be minimal. Other than the range estimates other data quality attributes are not used.

To facilitate construction of complex systems, the process and conveyance modules from other libraries and other flow sheets may be cut and pasted into a scenario that is being developed. Upon clicking the "add from library" button, the user enters a dialog box to choose which modules are to be selected. After identifying the module(s), pushing the "use" button pastes them onto the flowsheet where the appropriate flow connections may be made.

User Interface: The KCL-ECO program takes advantage of the Windows graphical user interface. The placement on and positioning of modules within the work surface can be done via the usual "drag and drop" functions. Flow connections and other operations are controlled by selecting the item from the toolbar or from the pull down menus. Double clicking on a module box or flow connection opens a dialog box for definition/selection of input variables, output variables, and specification of linking equations. The screen presentation actually consists of two panes, one showing the flow diagram and one

showing the results. As the calculations are performed, the results screen is updated so that it is possible to have intermediate results available before the entire system is defined.

LCI Calculation Method(s): The KCL-ECO program uses either a sequential or a sparse linear matrix equation solver (method not specified) to solve the set of derived equations describing the system. It is unclear how the LCI calculation treats over-determined systems (where the number of equations exceeds the number of variables) or how iteration to solve recycling loops is accomplished. As far as can be ascertained there is no need for a user specified tolerance to terminate calculations in iteratively solved equation sets, although more than one computational strategy is available. The default appears to be the sequential method. All of the details of the calculations at each stage are preserved in both the calculations and the reports. One could, for example, solve for just a subset of processes. The level of disaggregation is dependent entirely on how the user defined the equations. If the relationships were specified in highly aggregated terms, then the calculation would be on this basis. The only requirement is to have the requisite number of equations. The user determines their form and can have more than one way to specify a given system (which does not result in different answers).

The method for co-product allocation is not discussed in the user manual. In KCL-ECO version 1.0, the user is expected to perform co-product allocation when defining the equations of appropriate modules. The program does not track inherent energy separately from other energy flows. In fact, energy is only shown in the LCI summary in energy units when it is derived from electricity; other energy carriers are shown as the material quantities.

An unusual and highly desirable feature of KCL-ECO is the inclusion of an uncertainty propagation method in the basic computational engine. The user may select either a quick method in which the variables contributing the most to the flows are automatically selected or an exact method where the user can specify the variables, their statistical distribution (normal or uniform), and the uncertainty range. The Monte Carlo method is employed with a user specified number of cycles (2000 is the default).

LCIA Calculation Method(s): Not applicable

Output: The output from KCL-ECO is very detailed and arranged in a very logical manner. The report lists, by module, all of the inputs, outputs and governing equations along with the specified amounts. Any notes entered in the text file are printed at the top of each section. These details are followed by a summary results section for the system as a whole followed by a listing of all of the variable names, units, quantities and group designation, e.g. emissions to air. Finally, if a sensitivity analysis is performed a distribution along with descriptive statistics is provided. The flow diagram can also be printed. The report can be saved as a text file for later workup via a text processor. There is no apparent capability for graphical presentation of results.

COMPUTING:

User Support: Because this model has been developed by an industry technical institute, it is unclear whether independent user support is available apart from the institute staff. The user manual is clearly written and the on-line help capability better than average. Most users should have minimal need for continuing off-line support.

Operating System: Windows 3.1 or later; DOS 5.0 or higher. Filemaker Pro needed to run database

Hardware Requirements: 486-SX Processor or better; 3 MB hard disk space; SVGA display.

COMMERCIAL SPECIFICATIONS:

Price and Conditions: KCL-ECO program \$3,600; KCL-ECODATA \$2,400; \$24 per custom module (1995 prices)

Demo Availability: Yes

CUSTOMERS AND REVIEWS:

Number of Users: As of August 1996: 50 within the Finnish forest industry; 20 external clients.

Targeted Type of Users: Research and environmental management staff within companies; independent research institutes; LCA practitioners.

Published Reports: None known

SOFTWARE: LCA Inventory Tool (LCAiT)

VENDOR:

Company: Chalmers Industriteknik
Address: Chalmers Teknikpark, S-412 88 Göteborg, Sweden
Contact: Lisa Person
Phone: 46-31-772-4237
Fax: 46-31-82-7421

FEATURES:

Version: 2.0

System Type: LCI with integral database and limited capability to apply valuation index factors to the raw inventory data.

Data: The program provides a limited database for energy carriers and production and for transportation modes. Complete cradle-to-gate life-cycles for a limited number of chemicals, plastics, pulp and paper products are also included. Additional data are available and the author's organization can create additional data sets. Data developed for one life-cycle scenario can be saved and imported into another analysis. Imported data can consist of a single process or transport card or an entire life-cycle. This latter situation may be useful if an improvement assessment consists of only limited substitution of new materials or processes compared to the baseline. The data documentation in the two supplied databases is contained in a notes box associated with each process and transport mode. The data provided are well documented as to the source and consist of a mix of primary information obtained during the LCA studies of the authors and secondary data from the general European data sets shared by most practitioners, e.g., the energy portion of the Boustead/PWMI plastics data and the BUWAL data. No North American data are presently resident in either data set.

There are no attempts to provide any quality assessment of the data. Data are in SI units and the program is sensitive to the mixing of units among processes.

User Interface: The program uses some of the graphical interface capabilities in Windows to facilitate setting up the flow diagram and defining the governing relationships. However, there are some limitations and not all of the features are implemented as intuitively as some of the other Windows-based LCA programs.

LCI Calculation Method(s): The program solves a set of linear equations based on the flow connections defined for each of the process and transport cards selected and on the definition of a special card that defines the reference flow (usually the functional unit.) For cards with multiple flows the user must specify the percentage of the total flow allocated to each flow. If this is not done correctly so that the totals balance, the program

will not calculate the life-cycle. Also, not more than 16 material inflows can be specified for each process card. Although this will not be a limitation in most cases, it is a potential problem for complicated processes. The program also has some limitations in dealing with the splitting of flows once they have been aggregated. For example, a series of materials comprising a package that are co-mingled at the consumer stage cannot easily be separated back into their individual entities for waste management and recycling. The program does maintain the separate calculation of the inherent and process energy components if the user has set up the description in this manner.

LCIA Calculation Method(s): Essentially not applicable although there is a capability to assign multipliers to selected emissions in order to create a relative weighting scale. So for example a factor of 10 could be assigned to methane to indicate its global warming potential per unit emission mass is 10 times that of carbon dioxide. Another way this could be used is to express relative importance of various emissions/categories relative to one another. Thus, if toxic chemicals were determined to be very important, all of the emissions could be factored by 100 to elevate their significant relative to more conventional material emissions.

Output: A variety of copying and printing options is available. The Windows copy capability allows cutting and pasting of the flow diagram into a text processor as a meta-file. The inventory summary graph may also be copied to a text processor. Export to other programs is also available via the "Export" command. Exportable information includes the entire active life cycle to a text file, a cross tabulated matrix showing the emissions and energies in the rows and the process and transport cards across the columns, or the inventory profile listing the energies and emissions into a tab-delimited file readable by LOTUS and Excel.

COMPUTING:

User Support: User support is available from the authors who also can assist with data acquisition. The user's manual is also reasonably clear and easy to follow with simple examples to illustrate key features.

Operating System: DOS, Windows 3.1 or better, database runs on an internal platform not exportable

Hardware Requirements: 486 processor with 2 MB RAM and 2.5 MB hard drive space minimum.

COMMERCIAL SPECIFICATIONS:

Price and Conditions: \$3,500 approximate 1995 price

Demo Availability: Yes

SOFTWARE: Pira Environmental Management System (PEMS)

VENDOR:

Company: Pira International
Address: Randalls Road, Leatherhead, Surrey, KT 22 RU, United Kingdom
Contact:Carolynn Ponsford
Phone: 44 0 1372 802000
Fax: 44 0 1372 802238

FEATURES:

Version: 3.1

System Type: LCI covering materials, transportation, energy, and waste management as well as LC impact assessment capabilities (problem or medium oriented).

Data: Full range of standard LCI analysis studies calculating Western European averages, and European site-specific data. Database is fully annotated with explanations of data sources and assumptions made to arrive at presented information. Included in the package are inventories for 109 materials, 49 energy sources, 16 transportation options, and 37 waste management options. Data included in PEMS Model cannot be changed/edited. User specified data entry is an option.

User Interface: Database and full/demo manual are in English. System management (development of flow schemes) is accomplished pictorially and in tabular form.

LCI Calculation Method(s): All data are calculated back to a functional unit (e.g., X pounds of detergent or so many gross of nails). The working template is a pictorial working sheet onto which processes are added by process blocks. With each process block comes burden information (not including closed loop materials/energy inputs or outputs) which is added to an underlying Excel spreadsheet which performs the calculations. Any number of energy and material inputs/outputs can be added to the template. Connections created between any series of blocks represent either energy or material flows; with each material flow the user is prompted to specify (if desired) transportation burdens. Distribution blocks can also be added to the system spreadsheet which allow the combination or splitting of multiple material streams. The allocation of emissions between co-products can be accomplished/determined through a variety of factors; avoided emissions system, allocation by weight, allocation by energy content, allocation by chemistry and allocation by economics are each explained within the manual. Distribution blocks offer the user the capability to choose between these options. A variety of options is also described and available for recycled and re-used material/energy streams. A mass balance for each process block is automatically performed.

LCIA Calculation Method(s): Two impact assessment calculation methods are available within the PEMS software: problem-oriented and media-oriented, critical-volume assessment methods. Problem-oriented impact assessment is accomplished through three steps. First, the inventory data are aggregated according to the relative contributions made to ten environmental concerns. Relative impacts to each environmental concern use factors obtained from a single documented source. Normalization represents the second step and relates the process emissions to world annual effect scores. Valuation represents the final assessment step and is used to calculate a single number for a product system. PEMS leaves the determination of weighting factors to the user in this valuation step.

Media-oriented, critical-volumes assessment calculations are also possible with this software. In this method, inventory data are aggregated into air, water or soil/land emissions. Once aggregated, regulatory standards are used to calculate the volumes of air and water that would be necessary to dilute the emissions to such an extent regulatory standards are met. Limit values are German/Swiss.

Output: Both tabular text and graphics outputs are possible. Summary reports present inventory data by combining similar columns (i.e., Entered Data, Linked Materials, Linked Energy, Transport, and Waste Management or other user defined categories). Standard templates (up to 25) can be used or edited for graphical output.

COMPUTING:

User Support: Telephone hotline and PEMS Users Club.

Operating System: MS-DOS version 3.1 or higher, Windows 3.1 or higher, and Excel version 4 or 5.

Hardware Requirements: IBM 386 or higher, minimum of 4 MB of RAM if running Excel 4, or 6 MB of RAM if running Excel 5.

COMMERCIAL SPECIFICATIONS:

Price and Conditions: \$9150 (£6000) for industry; \$4600 (£3000) for research and educational establishments; \$3800 (£2500) individual licence.

Demo Availability: Yes

CUSTOMERS AND REVIEWS:

Number of Users: Unknown

SOFTWARE: SimaPro

VENDOR:

Company: PRé Consultants
Address: Bergstraat 6, 3811 NH Amersfoort, The Netherlands
Contact: Mark Goedekoop
Phone: 31-33-461-1046
Fax: 31-33-465-2853

FEATURES:

Version: 3.1S

System Type: Full LCA with multiple methods for impact assessment

Data: The SimaPro database is one of the more comprehensive ones. Compared with those supplied in other LCA software packages, the database on processes for production of commodity materials is more comprehensive and includes a greater variety of processes associated with non-packaging related materials. All of the embedded data are fully referenced as to their source and there are limited qualitative descriptions of data sets that are considered to be old or weak. No other formal data quality assessment procedures are used. All of the data (with a very few minor exceptions) are for European or more specifically Dutch conditions. The data are primarily secondary in nature, especially those for general European conditions, but there is a significant amount of data from specific LCA studies conducted by the authors.

User Interface: The developers of SimaPro have done a remarkable job of emulating a graphical user interface in a DOS-based product. The features of the interface include pull-down menus, mouse support, and point and click activation of many of the features. Although the screen displays are not as smooth or polished as those in a true graphical user interface environment, most users will not find the difference to be overwhelming. All of the on-screen information as well as the user manual are in English.

LCI Calculation (Method(s)): The user sets up a system by describing the sequence of operations involved in making, using, and disposing/recycling via a set of dialog sheets selected via the menu. The extensive substance and process library means it is likely that typical users will be able to construct many life-cycles without extensive input of new data. The data are kept disaggregated by parameters during the inventory calculations and not aggregated until the impact assessment.

LCIA Calculation Method(s): The impact assessment component of SimaPro consists of a set of buttons designated as “characterization,” “normalization,” and “valuation” to correspond to the current SETAC nomenclature for LCIA. The program accumulates the inventory data into 11 classes of impact issues ranging from global ones, such as ozone

depletion, to local ones, such as heavy metals. The characterization method is not discussed in detail in the limited on-line help capability, but based on discussions with Dutch LCA practitioners, probably consists of equivalency factors for each of the inventory compounds/materials. Some of the equivalency conversions used are not universally agreed upon; however, there is no international standard to provide a basis for judgement either. The normalization method is based on the Dutch Eco-indicators approach in which a defined target for environmental quality has been defined and agreed to by various groups in The Netherlands. Relevancy of the regional or local indicators to conditions outside of the Netherlands is debatable. The indicators are used to compare the particular system under study to the target. The further removed from the target the overall environmental performance and the greater the contribution from the studied system, the higher the normalization value for a given environmental issue. A valuation capability to compare across impact categories thereby deriving a single value from the LCA is also included, however, the method of determination of the weights is not discussed in the on-line help. Because the user manual available is somewhat old, any comments about this portion of the LCIA should be deferred.

Output: SimaPro provides both textual and graphical output. The user can toggle between the two modes to decide how best to view the data. In the text mode output is presented for each of the steps from inventory to valuation. In the graphical mode two views are possible. One shows the results of the calculations as a bar chart according to the data or impact categories. The other view, which shows the flow diagram, contains a feature which is unique to SimaPro. In this mode the program inserts a small bar on the right of each process or transport box to illustrate the contribution of that part to the overall system or some subset. Depending on which output item is selected, this is either the inventory loading, the raw impact equivalencies, or the aggregated impact information.

COMPUTING:

User Support: User support is available through PRé Consultancy. The user manual available at present is an older one and may not be representative of current offerings. It covers most topics in a non-detailed fashion but the content and the writing could be better. Unfortunately the on-line help is limited so that users will likely turn to the manual more than otherwise might be the case.

Operating System: DOS 5.0 or higher

Hardware Requirements: 386 or better microprocessor; RAM and hard disc requirements unknown at this time.

COMMERCIAL SPECIFICATIONS:

Price and Conditions: \$3,000 (approximate price for single user analyst version)

Demo Availability: Yes

CUSTOMERS AND REVIEWS:

Number of Users: Exact number is unknown but believed to be at least a hundred at present.

Targeted Type of Users: Two versions are available: an “analyst” version directed at expert users and LCA practitioners and a less detailed and sophisticated “designer” version developed for use by product designers and engineers

Published Reports: SETAC LCA News, Vol. 1, No. 5; Vol. 2, Nos. 3 and 4; Vol. 3, No. 5; Vol 5, No. 2: also listed in the “LCA Sourcebook.”

SOFTWARE: TEAM™

VENDOR:

Company: Ecobalance, Inc. (Member of the Ecobilan Group of Companies)
Address: 15204 Omega Drive, Suite 220, Rockville, MD 20850
Contact: Remi Coulon
Phone: (301) 548-1750
Fax: (301) 548-1760

FEATURES:

Version: 1.15 (Windows 3.1, 3.11, and 95) and 2.0 (Windows 95 and NT)

System Type: LCI and costing module

Data: Model contains ten categories within which are contained 216 individual data files for product and material production, energy generation and transportation. The ten categories are as follows: 1) pulp and paper; 2) petrochemicals and plastics; 3) inorganic chemicals; 4) steel; 5) aluminum; 6) other metals; 7) glass; 8) energy conversion; 9) transportation; and 10) waste management. Within the full program the source of data is indicated; data quality indicators (i.e., geographical representation technology used and date of data) are available. Further data quality indicators are not discussed. User defined input data fields, as well as database editing, are fully supported by the system. Units are defined by the user and can be in any system (e.g., metric).

User Interface: Manual and software are in English. Process systems are developed through a series of menus which prompt the user to specify unit operations and links. No graphical development of a system is supported in TEAM™ 1.15 (supported in TEAM™ 2.0 only)

LCI Calculation Method(s): Two levels are used in TEAM™, the database level and the calculation level. Within the database level, information representing unit operations (processes, transport etc.) are stored in independent Modules. In the calculations level the system is developed into which flow the Modules data. Within the system, nodes represent process steps. Nodes can be linked and grouped to represent subsystems, and subsystems can be linked to create the total system. Closed loop and recycling inputs/outputs can be defined within a node by the user. Formulas from the package or created by the user can calculate various inputs and outputs within the system. This use of formulas and variables allows the development of a dynamic system which facilitates sensitivity analyst. There is no limit to the number of nodes and linkages possible within TEAM™.

Outputs: The output of the inventory is displayed in tabular form thru an "Ecoview." Articles, defined by the user, represent parameters of interest for output from the system.

Templates, also defined by the user, represent the format by which the articles are presented in the Ecoview. Thus, the Ecoview is completely defined by the user. No graphical output is explicitly stated. Inventory results from a system can be exported and saved as the input for subsequent systems.

COMPUTING:

User Support: On line help; consultant available.

Operating System: IBM-PC compatible, Windows 3.11, Windows for Workgroups 3.11, or Windows 95 (TEAM™ 1.15); Windows 95 or Windows NT (TEAM™ 2.0)

Hardware: 486/33 MHz processor, 8 MB RAM and 10 MB free on hard disk

COMMERCIAL SPECIFICATIONS:

Price and Conditions: \$10,000

Demo Availability: Unknown

CUSTOMERS AND REVIEWS:

Number of Users: 30 licensees worldwide

Targeted Type of User: Expert LCA practitioner; Ecobalance typically serves as consultant to establish LCA.

Published Reports:

"Some Requirements of an Interactive Software Tool for Life Cycle Analysis," Journal of Cleaner Production, Volume 1 Number 3-4, September-December 1993.

SETAC LCANews, Volume 4 Number 4, July 1994.

Environmental Software Report, July/August 1995.

ANEXO 6.2

Lista de indicadores incluídos na base de dados do modelo Eco-It.

Production of metals (in millipoints per kg)

	Indicator	Description
Secondary aluminium	1.8	made completely of secondary material
Aluminium	18	containing average 20% secondary material
Copper, primary	85	primary electrolytic copper from relatively modern American factories
Copper, 60% primary	60	normal proportion secondary and primary copper
Secondary copper	23	100% secondary copper, relatively high score through heavy metal emissions
Other non-ferrous metals	50-200	estimate for zinc, brass, chromium, nickel etc.: lack of data
Stainless steel	17	sheet material, grade 18-8
Secondary steel	1.3	block material made of 100% scrap
Steel	4.1	block material with average 20 % scrap
Sheet steel	4.3	cold-rolled sheet with average 20% scrap

Processing of steel (in millipoints)

	Indicator	Description
Bending steel	0.0021	one sheet of 1 mm over width of 1 metre: straight angle
Bending stainless steel	0.0029	one sheet of 1 mm over width of 1 metre: straight angle
Cutting steel	0.0015	one sheet of 1 mm over width of 1 metre
Cutting stainless steel	0.0022	one sheet of 1 mm over width of 1 metre
Pressing and deep-drawing	0.58	per kilo deformed steel, do not include non-deformed parts!
Rolling (cold)	0.46	per pass, per m ²
Spot-welding	0.0074	per weld of 7 mm diameter, sheet thickness 2 mm
Machining	0.42	per kilo machined material ! (turning, milling, boring)
Machining	0.0033	per cm ³ machined material ! (turning, milling, boring)
Hot-galvanising	17	per m ² , 10 micrometres, double-sided: data fairly unreliable
Electrolytic galvanising	22	per m ² , 2.5 micrometres, double-sided: data fairly unreliable
Electroplating (chrome)	70	per m ² , 1 micrometre thick: double-sided: data fairly unreliable

Processing of aluminium (in millipoints)

	Indicator	Description
Blanking and cutting	0.00092	one sheet of 1 mm over width of 1 metre
Bending	0.0012	one sheet of 1 mm over width of 1 metre
Rolling (cold)	0.28	per pass, per m ²
Spot-welding	0.068	per weld of 7 mm diameter, sheet thickness 2 mm.
Machining	0.12	per kilo machined material ! (turning, milling, boring)
Machining	0.00033	per cm ³ machined material ! (turning, milling, boring)
Extrusion	2.0	per kilogram

Production of plastic granulate (in millipoints per kg)

	Indicator	Description and explanation of score
ABS	9.3	high energy input for production, therefore high emission output
HDPE	2.9	relatively simple production process
LDPE	3.8	score possibly flattered by lack of CFC emission
Natural rubber	15	ozone-layer-depleting solvents used during production
PA	13	high energy input for production, therefore high emission output
PC	13	high energy input for production, therefore high emission output
PET	7.1	high energy input for production, therefore high emission output
PP	3.3	relatively simple production process
PPE/PS	5.8	A commonly used blend, identical to PPO/PS
PS rigid foam	13	block of foam with pentane as blowing agent (causes smog)
PS high impact (HIPS)	8.3	high-impact polystyrene
PUR	14	ozone-layer-depleting solvents used during production
PVC	4.2	calculated as pure PVC, without addition of stabilisers

Processing of plastics (in millipoints)

	Indicator	Description
Injection mould. in general	0.53	per kilo material, this figure may also be used as estimate for extrusion
Inject. mould. PVC & PC	1.1	per kilo material, this figure may also be used as estimate for extrusion
RIM, PUR	0.30	per kilo material
Extrusion blowing PE	0.72	per kilo, for bottles and such like
Vacuum forming	0.23	per kilo
Vacuum pressure forming	0.16	per kilo
Calandring of PVC	0.43	per kilo
Foil blowing PE	0.030	per m ² , thin foil (for bags)
Ultrasonic welding	0.0025	per metre weld length
Machining	0.00016	per cm ³ machined material

Production of other materials (in millipoints per kg)

	Indicator	Description
Glass	2.1	57% secondary glass
Glass wool and glass fibre	2.1	for isolation and reinforcement
Rockwool	4.3	score is largely determined by carcinogenic substances
Ceramics	0.47	simple applications, e.g. sanitary fittings etc.
Cellulose board	3.4	this material is particularly used in dashboards
Paper	3.3	chlorine-free bleaching, normal quality
Recycled paper	1.5	unbleached, 100% waste paper
Wood	0.74	wood from Europe, sawn into planks, without preservatives
Cardboard	1.4	corrugated cardboard made of 75% waste paper.

Production of energy (in millipoints)

	Indicator	Description
Electricity high voltage	0.57	per kWh, for industrial use
Electricity low voltage	0.67	per kWh, for consumer use (230V)
Heat from gas (MJ)	0.063	per MJ heat
Heat from oil (MJ)	0.15	per MJ heat
Mechanical (diesel, MJ)	0.17	per MJ mechanical energy from a diesel engine

Transport (in millipoints)

	Indicator	Description
Truck (28 ton)	0.34	per ton kilometre, 60% loading, European average
Truck (75m ³)	0.13	per m ³ km, 60% loading, European average
Train	0.043	per ton kilometre, European average for diesel and electric traction
Container ship	0.056	per ton kilometre, fast ship, with relatively high fuel consumption
Aircraft	10	per kg !, with continental flights the distance is not relevant

Self-made indicators for components (in millipoints)

Indicator	Description

Waste processing and recycling (in millipoints per kg)

Fraction	Indicator	Notes
Incineration (in modern waste incinerator with heat recovery and flue-gas treatment)		
Glass	0.89	almost inert material on incineration
Ceramics	0.020	almost inert material on incineration
Plastics (excluding PVC)	1.8	plastics contain heavy metals, but also have a high energy yield
PVC	6.9	PVC contains heavy metals and it has a relatively low energy yield
Paper and cardboard	0.56	heavy metals (ink) are dominant, energy yield is relatively high
Steel and iron	1.8	70% is recovered from slag, particularly larger pieces
Landfill (in modern landfill site with percolation water treatment and dense base)		
Glass	0	almost inert material on a landfill
Ceramics	0.027	almost inert material on a landfill
Plastics (excluding PVC)	0.035	0.1 % of all heavy metals released
PVC	0.077	0.1 % of all heavy metals released
Paper and cardboard	0.16	10% of all heavy metals (mainly in ink) released
Steel and iron	0.80	small proportion (ca. 1%) of heavy metals released
Recycling (note: these values cannot be used for recycling of secondary material)		
Glass	-1.5	less glass has to be manufactured because of glass recycling
Ceramics	n.a.	cannot be sensibly recycled
Plastics (PP en PE)	-0.46	less plastic has to be manufactured because of plastic recycling
Engineering plastics	-0.5 - -5.0	the higher the indicator for production, the higher the "profit"
PVC	-1.6	less PVC has to be manufactured because of PVC recycling
Paper and cardboard	-1.8	less paper has to be manufactured because of paper recycling
Steel and iron	-2.9	less pig iron has to be manufactured because of steel recycling
Municipal waste (Processing of waste by average Dutch municipality)		
Glass	0.35	37% incinerated, 63% landfilled
Ceramics	0.041	37% incinerated, 63% landfilled
Plastics (excluding PVC)	0.69	37% incinerated, 63% landfilled
PVC	2.6	37% incinerated, 63% landfilled
Paper and cardboard	0.33	37% incinerated, 63% landfilled
Steel and iron	1.2	37% incinerated, from which 70% is recovered, 63% landfilled,
Household waste (Same, but with average separation by consumer (e.g. glass and paper containers))		
Glass	-0.80	61% separated and recycled, rest is municipal waste (see above)
Ceramics	0.041	almost all processed as municipal waste
Plastics (excluding PVC)	0.66	2% separated and recycled, rest is municipal waste (see above)
PVC	2.5	2% separated and recycled, rest is municipal waste (see above)
Paper and cardboard	-0.43	35% separated and recycled, rest is municipal waste (see above)
Steel and iron	-0.28	36% separated and recycled, rest is municipal waste (see above)

2121