

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

SABRINA RODRIGUES SOUSA

**NORMALIZAÇÃO DE CRITÉRIOS AMBIENTAIS
APLICADOS À AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Dissertação

Florianópolis

2008

TERMO DE APROVAÇÃO

**NORMALIZAÇÃO DE CRITÉRIOS AMBIENTAIS APLICADOS À
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

SABRINA RODRIGUES SOUSA

A dissertação foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

Aprovado por:

Prof. Masato Kobiyama, Dr.
(PPGEA / UFSC)

Prof. Davide Franco, Dr.
(PPGEA / UFSC)

Prof. Gil Anderi da Silva, Dr.
(POLI / USP)

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
(Coordenador PPGEA / UFSC)

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
(Orientador)

Florianópolis
2008

*Dedico este trabalho ao meu irmão **Sandoval Filho** (in memoriam), o maior
sonhador que conheci, por sempre acreditar em seus sonhos
e me fazer acreditar nos meus...*

AGRADECIMENTOS

Ao Pai Criador, *Deus*, causa primária de todas as coisas;

À *Universidade Federal de Santa Catarina*, representada pelos professores, funcionários e alunos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), especialmente ao *Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares*, orientador deste trabalho;

Aos meus pais, *Sandoval e Bernadete*, por terem aceitado o desafio da minha existência com muito amor;

Aos meus irmãos de sangue *Sandoval Filho (in memoriam), Samanta e Suzana*, e meus irmãos de coração *Luciana Lidman, Renato Sozzi e Alexandre Bueno*, por terem sempre aturado a “caçulinha” com paciência descomunal (ou nem sempre);

À *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)* pela concessão da bolsa de estudos;

Às amigas-irmãs que “reencontrei” *Bianca Ranzi, Iracema Maia e Cláudia Martins*, por todos os bons momentos de trabalho e de descontração que compartilhamos;

Aos amigos de ACV *André Tachard e Ana Carolina Passuello* que, mesmo eletronicamente, tanto colaboraram com este trabalho, fornecendo informações, dicas e palavras de incentivo;

Às companheiras *Flávia Rost, Aline Leal, Lilian Machado e Juliana Ramos*, pelo apoio domiciliar;

Ao pessoal do LARESO, em especial *Gilberto Benedet Jr. e Vamilson Prudêncio Jr.*, por todas as contribuições recebidas em momentos cruciais;

E finalmente, aos meus *poucos e bons amigos* espalhados pelo mundo afora, e que mesmo longe dos olhos, estão sempre perto, dentro do coração...

*“... Il faut aux hommes des règles précises;
les préceptes généraux et trop vagues
laissent trop de portes ouvertes à
l'interprétation.”*

(Le Livre des Esprits)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VII
LISTA DE QUADROS E TABELAS.....	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	IX
RESUMO.....	XI
ABSTRACT	XII
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1. JUSTIFICATIVA	1
1.2. OBJETIVOS.....	4
1.2.1. <i>Objetivo Geral</i>	4
1.2.2. <i>Objetivos Específicos</i>	4
1.3. ESTRUTURA DO TRABALHO	4
2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	6
2.1. INTRODUÇÃO	6
2.2. HISTÓRICO	8
2.3. PADRÕES INTERNACIONAIS.....	9
2.4. ESTRUTURA METODOLÓGICA.....	10
2.4.1. <i>Objetivo e Escopo</i>	11
2.4.2. <i>Análise de Inventário</i>	12
2.4.3. <i>Avaliação de Impacto</i>	14
2.4.4. <i>Interpretação</i>	19
2.5. SOFTWARES E INSTRUMENTOS AUXILIARES.....	21
3. NORMALIZAÇÃO	23
3.1. PROCEDIMENTOS DE NORMALIZAÇÃO	23
3.1.1. <i>Normalização Simples (NS)</i>	25
3.1.2. <i>Normalização Linear (NL)</i>	26
3.1.3. <i>Normalização Vetorial (NV)</i>	26
3.1.4. <i>Normalização Padrão (NP)</i>	27
3.1.5. <i>Normalização Sigmoidal (NG)</i>	27
3.1.6. <i>Normalização Decimal (ND)</i>	28
3.2. NORMALIZAÇÃO EM ACV	30

3.2.1. Normalização Interna (NI)	31
3.2.2. Normalização Externa (NE).....	31
4. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA	34
4.1. MÉTODOS.....	35
4.1.1. CML2001	36
4.1.2. Eco-Indicator 99	37
4.1.3. EDIP2003.....	39
4.1.4. EPS2000d.....	40
4.1.5. IMPACT2002+.....	42
4.1.6. TRACI	43
4.1.7. LIME.....	45
4.1.8. LUCAS.....	46
4.1.9. SALCA	47
4.1.10. ECOPOINTS e JEPIX	48
5. ANÁLISE DOS PROCEDIMENTOS DE NORMALIZAÇÃO.....	51
5.1. ANÁLISE SIMPLES.....	51
5.2. SIMULAÇÕES MÚLTIPLAS	56
6. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES.....	63
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estruturação dos capítulos.....	5
Figura 2: Exemplificação de um ciclo de vida de produto.....	7
Figura 3: Fases de uma ACV.....	11
Figura 4: Exemplo de sistema de produto para análise de inventário.	13
Figura 5: Elementos da fase de AICV.....	15
Figura 6: Relação entre os elementos da interpretação e as demais fases da ACV....	20
Figura 7: Representação simplificada da abordagem combinada <i>midpoint/endpoint</i> para a categoria “Mudança Climática”.....	35
Figura 8: Planilha para avaliação dos procedimentos de normalização.	56
Figura 9: Configurações do gerador aleatório.	57
Figura 10: Definição do número de simulações.	57

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1: Situações onde a aplicação da ACV apresenta grande utilidade.....	8
Quadro 2: Documentos da série ISO 14040 vigentes e seus equivalentes aplicáveis ao Brasil.	10
Quadro 3: <i>Softwares</i> e instrumentos auxiliares.	22
Tabela 1: Correlação dos procedimentos de normalização.....	29
Tabela 2: Métodos de AICV analisados.	50
Tabela 3: Matriz de Desempenho Ambiental M1.....	52
Tabela 4: NS utilizando o <i>valor máximo</i> como fator de normalização - NS _a	52
Tabela 5: NS utilizando o <i>valor da soma</i> dos resultados de cada critério como referência - NS _b	53
Tabela 6: NS utilizando o <i>valor da linha de base</i> (A1) como referência - NS _c	53
Tabela 7: Normalização Linear – NL.....	53
Tabela 8: Normalização Vetorial – NV.	54
Tabela 9: Normalização Padrão – NP.....	54
Tabela 10: Normalização Sigmoidal – NG.	54
Tabela 11: Normalização Decimal – ND.	55
Tabela 12: Classificação das alternativas por procedimento de normalização.	55
Tabela 13: Valor médio e do desvio padrão obtidos para cada critério.	58
Tabela 14: Resultados das simulações múltiplas com <u>oito</u> procedimentos de normalização.	58
Tabela 15: Resultados das simulações múltiplas com <u>sete</u> procedimentos de normalização.	59
Tabela 16: Resultados das simulações múltiplas com <u>seis</u> procedimentos de normalização.	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
AIST	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, WAld und Landschaft
CIRAIG	Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services
COM	Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems
CML	Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden
DALY	Disability Adjusted Life Years
DtT	Distance-to-Target
DTU	Danmarks Tekniske Universitet
ECOPOINTS	Swiss Ecoscarcity Method
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
E-I99	Eco-Indicator 99
ELU	Environmental Load Units
EPFL	École Polytechnique Fédérale de Lausanne
EPI	Environmental Performance Indicator
EPRII	Environmental Performance Resource Impact Indicator
EPS	Environmental Priority Strategy in product design
ETH	Eldgenössische Technische Hochschule Zürich
EU-15	European Union-15
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IMPACT2002+	IMPact Assessment of Chemical Toxics
IPCC	International Panel on Climate Change
IPL	Institut for Planlægning, Innovation og Ledelse
IVL	Swedish Environmental Research Institute
ISO	International Organization for Standardization
JEPIX	Japan Environmental Policy Priorities Index
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LIME	Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling

LUCAS	LCIA Method Used for a CAmerican-Specific context
MRI	Midwest Research Institute
ND	Normalização Decimal
NG	Normalização Sigmoial
NL	Normalização Linear
NP	Normalização Padrão
NS	Normalização Simples
NS _a	Normalização Simples (valor máximo)
NS _b	Normalização Simples (valor da soma)
NS _c	Normalização Simples (valor de uma linha de base)
NV	Normalização Vetorial
PDF	Potentially Disappeared Fraction
REPA	Resource and Environmental Profile Analysis
RII	Resource Impact Indicator
SETAC	Society for Environmental Toxicology and Chemistry
SGA	Sistema de Gestão Ambiental
TC	Technical Committee
TEG	Trietilenoglicol
TR	Technical Report
TS	Technical Specification
TNO	Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
TRACI	Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts
UNEP	United Nations Environment Programme
U. S. EPA	United States Environmental Protection Agency
WMO	World Meteorological Organization
WtP	Willingness-to-Pay
YLL	Years of Life Lost

RESUMO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta técnica utilizada para o estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema de produto, pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais necessários (entradas) e dos resíduos e emissões liberados ao meio ambiente (saídas). Como instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo. A ACV é dividida em quatro fases fundamentais, estabelecidas pela série de normas ISO 14040, a saber: (1) Definição de Objetivos e Escopo, (2) Análise de Inventário, (3) Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida e (4) Interpretação. Durante a terceira fase, AICV, as informações coletadas no inventário são relacionadas a diferentes categorias de impacto, sendo cada uma delas representada por um indicador. Como os indicadores possuem unidades incomensuráveis, torna-se necessária a realização de etapas preliminares à análise ambiental, tais como a normalização, a fim de mitigar a incomparabilidade dos critérios e outras condições que interferem na interpretação final. Entretanto, existem diversas maneiras de se uniformizar os dados, inseridas em abordagens do tipo interna e externa, o que dificulta a seleção do procedimento a ser adotado. Desta forma, este estudo realizou uma revisão dos principais procedimentos de normalização, de forma a conhecer suas características específicas, e das metodologias de AICV mais utilizadas na atualidade, com o intuito de verificar a inserção da normalização e o procedimento por elas definido. Um experimento numérico foi conduzido a fim de verificar o comportamento das alternativas em termos de classificação final quando submetidas aos procedimentos de normalização estudados. Após a realização de 10.000 simulações, a primeira colocação foi mantida em 40,89% das vezes; excluindo-se desta análise os dois procedimentos que mais divergiram dos demais, NS_c e ND, a alternativa preferível manteve-se em 70,33% vezes. Frente aos resultados obtidos, constata-se que a influência causada pela normalização poderá afetar a busca da alternativa preferível em menos de 30% dos casos.

Palavras-chave: Normalização; Critérios Ambientais; Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

ABSTRACT

Life Cycle Assessment (LCA) is a technical tool used to study the environmental loads associated with the several stages of a product system, by identification and quantification of input energy and materials and output waste and emissions released to the environment. As a management instrument, LCA allows the decision maker to choose an alternative considering its technical aspects and environmental performance, besides assisting in the identification of improvement opportunities in the life cycle studied. LCA is divided into four fundamental phases, established by the ISO 14040 standards, namely: (1) Goal and Scope definition, (2) Inventory Analysis, (3) Life Cycle Impact Assessment and finally (4) Interpretation. During the third phase, LCIA, data collected along the inventory are related to different impact categories, being each one represented by an indicator. As the indicators are described in incommensurable units, it becomes necessary the accomplishment of preliminary stages to the environmental analysis, such as normalization, in order to mitigate the criteria incomparability and other terms that interfere in the final interpretation. However, there are several ways to standardize the data, inserted in internal and external approaches, which complicates the selection of the procedure to be adopted. Thus, this study has accomplished a review of the main normalization procedures, in order to know their specific characteristics, and of the LCIA methods most used at the present time, aiming to verify the normalization insertion and the procedure defined by them. A numerical experiment was led in order to check the options' behavior in terms of final ranking when submitted to the procedures of normalization studied. After the accomplishment of 10,000 simulations, the first place was kept in 40,89% of times; excluding from this analysis both procedures that most diverged from the others, NS_c and ND, the preferable option was kept in 70,33% of times. Based on the obtained results, it is concluded that the influence caused by normalization could affect the choice of the preferable alternative in less than 30% of the cases.

Keywords: Normalization; Environmental Criteria; Life Cycle Assessment (LCA); Life Cycle Impact Assessment (LCIA).

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. JUSTIFICATIVA

Com o reconhecimento da crescente pressão sob os recursos naturais, devido ao crescimento industrial, coube à humanidade edificar, nas últimas décadas, uma maior consciência ambiental, despertando para as contínuas agressões causadas ao meio e seus iminentes efeitos para a qualidade de vida e para a manutenção de sua própria existência.

As conseqüências das ações antrópicas na biosfera podem ser exemplificadas por impactos localizados, como a poluição de corpos hídricos e da atmosfera. O somatório destas interações pontuais, espalhadas por todo o globo, resulta em efeitos de maior escala, como o aquecimento global e a degradação da camada de ozônio, cada vez mais presentes nos dias atuais.

As principais questões discutidas por inúmeros países levaram à promulgação de legislações em diversas esferas, focadas basicamente no controle do consumo de recursos naturais, da geração de resíduos e do crescimento populacional. O setor industrial e a sociedade tiveram que se adequar às exigências vigentes e repensar seus hábitos de produção e consumo. E, para assisti-los nesta tarefa, foram elaborados instrumentos como Sistema de Gestão Ambiental (SGA) e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de produtos, bens e serviços.

A ACV é uma ferramenta que proporciona uma avaliação qualitativa e quantitativa dos impactos provocados não apenas durante os processos produtivos, mas também ao longo dos demais estágios da vida do produto, como na obtenção de matérias-primas elementares e a produção de energia necessária para suprir o sistema de produto¹. Define-se por sistema de produto o conjunto de unidades de processo, conectadas material e energeticamente, que realiza uma ou mais

¹ A palavra *produto* compreende também quaisquer bem ou serviço.

funções definidas (ABNT, 2004c). Uma unidade de processo compreende a menor parcela do sistema de produto.

Por se tratar de um estudo complexo e moroso, cada etapa de uma ACV deve ser minuciosamente investigada e estabelecida, antes e durante sua realização. Garante-se, assim, que a interpretação final do trabalho reflita coerentemente o sistema em questão e seus impactos associados. Estas etapas devem suportar a tomada de decisão na definição de itens prioritários e na distribuição de recursos de maneira apropriada, sejam estes financeiros, materiais ou humanos.

No decorrer da Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), as informações reunidas no inventário são convertidas em indicadores para as diversas categorias de impacto². Estes indicadores, na maioria das vezes, são descritos em unidades incompatíveis entre si, o que dificulta análises comparativas do sistema. Desta forma, a padronização dos dados para as etapas subseqüentes se torna essencial e pode ser obtida por meio da execução de procedimentos como o da normalização.

A norma ISO 14044 (ISO, 2006b) classifica a normalização como um elemento opcional. Apesar disso, ela é recomendada pelas principais metodologias de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), como por exemplo, Eco-Indicator 99 e EDIP2003. Estes métodos, entretanto, foram desenvolvidos em países com realidades ambientais, sócio-econômicas e culturais que diferem acentuadamente das condições brasileiras, como Holanda, Dinamarca, Suíça, Suécia, Estados Unidos, entre outros. Eles utilizam dados nacionais, valores de suas respectivas regiões ou ainda valores globais como referencial. Esta dificuldade também foi identificada por Brent (2004) ao realizar estudos de ACV na África do Sul.

O emprego destas referências locais e regionais em estudos realizados no Brasil, ou em qualquer outro país que não seja o de origem dos dados, pode levar a resultados de confiabilidade questionável. Assim, conhecer os procedimentos de

² *Categorias de impacto* são classes que representam questões ambientais relevantes.

normalização aplicáveis a ACV se torna uma questão imprescindível na identificação daqueles que possam superar a falta de dados externos.

Portanto, a importância do desenvolvimento desta pesquisa justifica-se pela relevância internacional da ACV e a necessidade de novos conhecimentos que permitam sua aplicação, ainda bastante recente e pouco explorada no Brasil, inserindo-se precisamente na linha de pesquisa “Gestão Ambiental em Organizações”.

O presente estudo foi realizado dentro do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Catarina, devido ao estreito interesse desta área na construção de técnicas para o gerenciamento ambiental com vistas para a sustentabilidade organizacional. Outros estudos estão sendo desenvolvidos nesta linha sob a supervisão do prof. Sebastião Soares, como os trabalhos já concluídos “Análise Ambiental do Processo Produtivo de Pisos Cerâmicos” (PEREIRA, 2004) e “Avaliação de Incertezas em Inventários do Ciclo de Vida” (BENEDET JÚNIOR, 2007), e todos podem ser consultados no endereço eletrônico www.ciclodevida.ufsc.br.

As discussões e conclusões propostas por este estudo, embora associadas especificamente ao contexto brasileiro, são aplicáveis a qualquer outro país que sofra com a carência de dados de referência e a outros projetos que envolvam a conversão de unidades por normalização.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo Geral

Desenvolver conhecimentos para a normalização dos indicadores de critérios ambientais (categorias) dentro da Avaliação do Ciclo de Vida, de forma a prestar suporte na seleção do procedimento a ser adotado na ausência de dados externos.

1.2.2. Objetivos Específicos

- a) Ampliar o entendimento sobre a etapa de normalização;
- b) Analisar os procedimentos de normalização utilizados pela análise multicritério e como eles podem ser aplicados a ACV;
- c) Verificar o emprego de procedimentos de normalização pelos principais métodos de AICV e seu sistema de referência;
- d) Analisar o comportamento das alternativas mediante a aplicação dos procedimentos de normalização interna.

1.3. ESTRUTURA DO TRABALHO

De acordo com os objetivos estabelecidos, adotou-se uma estruturação de capítulos para o desenvolvimento do trabalho, conforme esquema apresentado na Figura 1.

A introdução geral é feita no capítulo 1. De maneira a contextualizar o estudo, o capítulo 2 introduz generalidades sobre a ACV consideradas relevantes: um breve histórico de sua utilização e sua estrutura metodológica, as normas e outros

instrumentos auxiliares. Ele objetiva também, localizar a etapa de normalização dentro desta ferramenta.

No capítulo 3, a normalização é apresentada como um elemento de transformação matemática de dados, suas formas de cálculo, bem como sua utilidade dentro da ACV. Já o capítulo 4 refere-se à análise dos principais métodos de AICV, verificando se a etapa de normalização é por eles recomendada e os valores de referência utilizados, quando aplicado.

No capítulo 5 é realizada uma análise dos procedimentos de normalização de abordagem interna, a fim de verificar as possíveis alterações na classificação final provocadas pela aplicação deles, para o caso de estudos onde referências externas não estão disponíveis.

No capítulo 6 é apresentada a discussão dos resultados obtidos e são apresentadas as conclusões finais e recomendações referentes ao trabalho. Finalmente, o capítulo 7 traz as referências bibliográficas mencionadas ao longo de todo o trabalho.



Figura 1: Estruturação dos capítulos.

2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Gradativamente, a variável ambiental é inserida no cotidiano da sociedade contemporânea. Esta afirmação pode ser evidenciada pelo crescente número de leis, normas e regulamentos, nacionais e internacionais, voltados para a manutenção e melhoria da qualidade do meio. Este contexto estimulou, e continua estimulando, as corporações na busca por instrumentos que às auxiliem no conhecimento de seus processos e identificação de melhorias ambientais e industriais. A partir destas iniciativas surgiram as ferramentas de gestão ambiental, dentre elas a ACV.

De forma a contextualizar este trabalho, as generalidades sobre a ACV são apresentadas no presente capítulo, que, além dos aspectos básicos e conceitos, compreende sua estrutura metodológica, um breve histórico de seu surgimento, os padrões internacionais estabelecidos pela *International Organization for Standardization* (ISO) e os recursos computacionais disponíveis para sua prática.

2.1. INTRODUÇÃO

A norma ISO 14040 define a ACV como uma técnica para avaliação dos aspectos ambientais e dos impactos potenciais associados a um produto, ao longo de seu ciclo de vida (ISO, 2006a). Cabe dizer que por aspecto ambiental entende-se todo elemento das atividades, produtos e serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente (ABNT, 2004c). Impacto ambiental, por sua vez, representa qualquer modificação, adversa ou benéfica, resultante de um aspecto.

Ela engloba todos os estágios sucessivos e encadeados de um sistema de produto, que vão desde a obtenção das matérias-primas necessárias às unidades de processo (berço) até a disposição final do produto (túmulo), podendo incluir também a reciclagem dos materiais (abordagem do “berço-ao-berço”). É também conhecida como “Análise do Ciclo de Vida” ou “Ecobalanço”. Um exemplo de ciclo

de vida está ilustrado na Figura 2, contemplando as etapas que podem ser incluídas em um estudo.

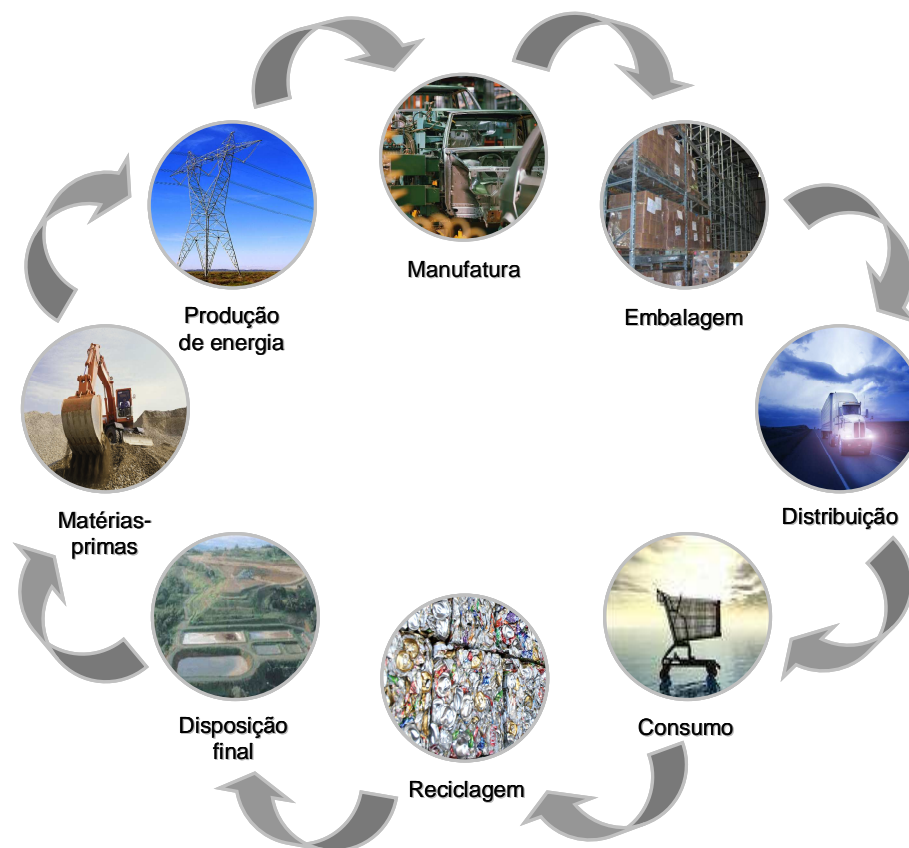


Figura 2: Exemplificação de um ciclo de vida de produto.

Fonte: Adaptado de Chehebe (1998).

Segundo Baumann e Tillman (2004), a ACV é uma ferramenta de engenharia por abranger o estudo de sistemas técnicos e suas alterações potenciais. Paralelamente, ela é considerada uma ferramenta multidisciplinar por envolver conceitos diversos ao modelar os impactos ao ambiente natural e suas relações humanas.

A utilização da ACV pela indústria subsidia a priorização de ações que visam o controle da poluição, permitindo uma adequada distribuição de recursos, sejam eles materiais, humanos e econômicos (KULAY, 2000). Além disso, ela é uma ferramenta que também pode ajudar o empreendimento na seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental e na melhoria de sua imagem, ampliando seus mercados consumidores. O Quadro 1 apresenta algumas aplicações da ACV.

A ACV pode ser completa, quando são realizadas todas as suas fases, ou parcial, quando considera apenas até a etapa de análise do inventário.

Quadro 1: Situações onde a aplicação da ACV apresenta grande utilidade.

Tomada de Decisão	Desenho e desenvolvimento do produto Desenho e desenvolvimento do processo Compra Suporte para medidas regulamentares e instrumentos políticos
Aprendizado e exploração do sistema	Caracterização de sistemas de produtos Identificação de oportunidades de melhorias Seleção de indicadores de desempenho ambiental
Comunicação	Rótulo ambiental baseado no ciclo de vida Declarações ambientais do produto <i>Benchmarking</i>

Fonte: Baumann e Tillman (2004).

2.2. HISTÓRICO

Sonnemann, Castells e Schuhmacher (2004) afirmam que não é uma tarefa fácil determinar exatamente qual foi o primeiro estudo com características e objetivos similares à metodologia de ACV conhecida atualmente, visto que muitas foram as tentativas de se avaliar o potencial de impacto ambiental de produtos nas décadas de 60 e 70.

A companhia Coca-Cola teria sido a primeira interessada em conhecer o tipo de recipiente mais adequado para seus produtos do ponto de vista ambiental. Por meio do *Midwest Research Institute* (MRI), ela realizou, em 1969, um processo comparativo de suas embalagens de refrigerante, quantificando a utilização dos recursos naturais e a geração de emissões, num estudo conhecido como *Resource and Environmental Profile Analysis* (REPA)³.

Sempre à frente de discussões, diferentes tipos de embalagens de bebidas foram novamente analisados em uma pesquisa conduzida, em 1974, a pedido da *U. S.*

³ *Análise do Perfil Ambiental e de Recursos*, em português.

Environmental Protection Agency (U. S. EPA), servindo de base para o estabelecimento de um procedimento de comparação dos impactos ambientais gerados por estes produtos.

Desde então, um grande número de instituições e de consultores passou a utilizar esta metodologia, agregando novos critérios à análise a cada estudo. Inicialmente, métodos distintos eram aplicados aos mesmos produtos, porém, obtendo resultados diversos, o que colocou em questão a confiabilidade deste instrumento. Foi assim que, em 1979, surgiu a *Society for Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC), tendo como um de seus objetivos sistematizar uma metodologia e critérios para a ACV (SONNEMANN; CASTELLS; SCHUHMACHER, 2004). Da mesma forma, em junho de 1993, a ISO formou o Comitê Técnico 207 (ISO TC 207), com o propósito de elaborar normas para a gestão ambiental de aceitação internacional. Como resultado deste trabalho, foi publicada a série de normas ISO 14000, da qual fazem parte os requisitos da ACV (série ISO 14040).

Mais recentemente, em 2000, uma parceria entre a SETAC e a *United Nations Environment Programme* (UNEP) foi estabelecida, originando o *Life-Cycle Initiative*, uma iniciativa que visa desenvolver e disseminar ferramentas práticas para avaliar o ciclo de vida de sistemas de produtos.

2.3. PADRÕES INTERNACIONAIS

Em 1997, os princípios e requisitos gerais da ACV foram estabelecidos pela primeira norma ISO 14040. Nos anos seguintes, foram publicadas mais três normas (ISO 14041, 14042 e 14043), detalhando a metodologia desta ferramenta. Além delas, foram disponibilizados dois relatórios técnicos (ISO TR 14047 e 14049) e uma especificação técnica (ISO TS 14048), num total de sete documentos.

Estes documentos passaram por uma revisão geral em 2006, que resultou no rearranjo final de apenas duas normas. O foco principal da revisão foi remover

erros e inconsistências e melhorar a legibilidade dos documentos (FINKBEINER et al., 2006). As normas acima referenciadas possuem uma versão correspondente no idioma português traduzidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)⁴, conforme disposto no Quadro 2.

Quadro 2: Documentos da série ISO 14040 vigentes e seus equivalentes aplicáveis ao Brasil.

Documento	Descrição	Equivalente ABNT	
ISO 14040:2006	Define os princípios da metodologia de ACV, seus conceitos e estrutura (ISO, 2006a).	NBR ISO 14040:2001	Princípios e estrutura (ABNT, 2001).
ISO 14044:2006	Aborda a estrutura metodológica da ACV detalhadamente, apresentando requisitos e diretrizes para a realização de um estudo (ISO, 2006b).	NBR ISO 14041:2004	Definição do objetivo e escopo e análise de inventário (ABNT, 2004a).
		NBR ISO 14042:2004	Avaliação do impacto do ciclo de vida (ABNT, 2004b).
		NBR ISO 14043:2005	Interpretação do ciclo de vida (ABNT, 2005).
ISO TR 14047:2003	Apresenta exemplos de aplicação, especificamente sobre a etapa de avaliação do impacto (ISO, 2003).	---	---
ISO TS 14048:2002	Traz considerações quanto ao formato de apresentação dos dados (ISO, 2002).	---	---
ISO TR 14049:2000	Fornecer exemplos de aplicação, principalmente quanto à definição de objetivos (ISO, 2000).	---	---

2.4. ESTRUTURA METODOLÓGICA

A ACV, estruturada segundo as normas da ISO, pode ser dividida em quatro fases principais, a saber: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação dos resultados. Estas fases são interdependentes, sendo possível o retorno a uma delas em qualquer momento do estudo. A relação entre elas está ilustrada na Figura 3.

⁴ A tradução das versões 2006 não foi publicada pela ABNT até a conclusão deste trabalho.

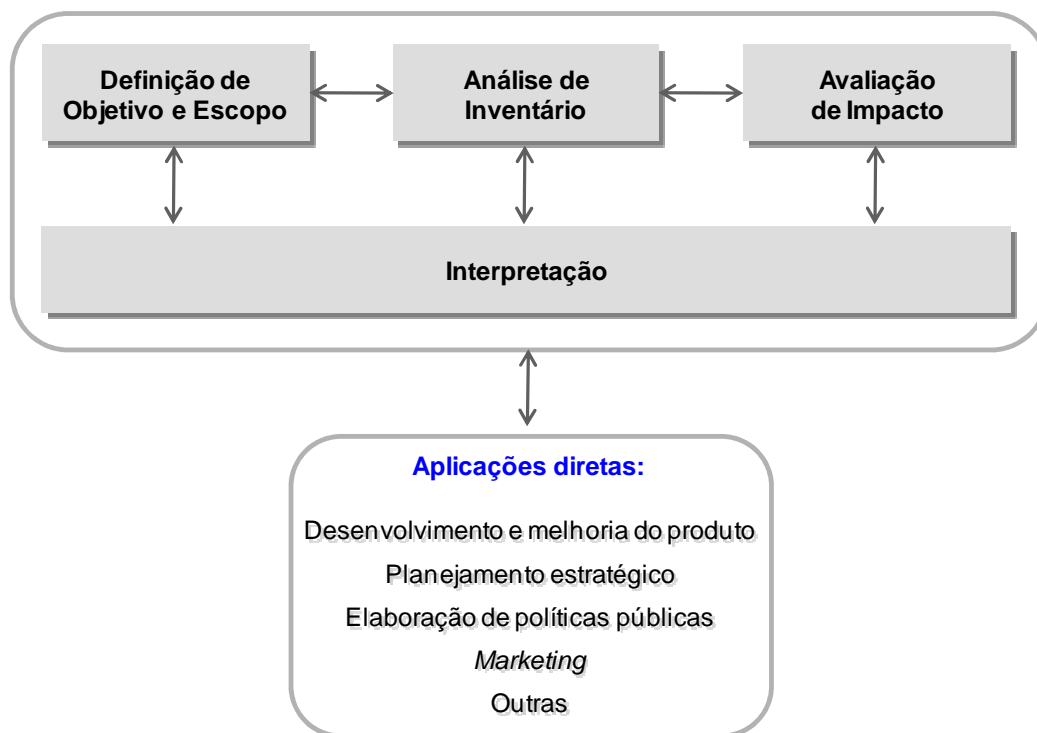


Figura 3: Fases de uma ACV.

Fonte: Adaptado de ISO 14040 (ISO, 2006a).

A condução de um estudo com uso da ACV é extensa e detalhadamente descrita pelos padrões ISO e outras referências. Neste trabalho, portanto, pretende-se apenas fornecer uma visão geral da ferramenta.

2.4.1. Objetivo e Escopo

A primeira fase de um estudo de ACV é destinada à determinação do objetivo e do escopo do estudo, que deve ser feita de forma clara e sem qualquer possibilidade de segunda interpretação, considerando, por exemplo, os questionamentos:

- Qual a aplicação pretendida?
- Por quais razões o estudo está sendo desenvolvido?
- Para que e a quem se destina os resultados?
- Os resultados serão utilizados em declarações públicas comparativas?

O escopo deve delinear todos os meios para que o objetivo seja alcançado. Ele deve ser suficientemente bem definido para assegurar que a extensão, a profundidade e o grau de detalhamento do estudo sejam compatíveis para atender o objetivo estabelecido (ABNT, 2001).

Segundo Ferrão (1998), a descrição dos seguintes itens deve ser, obrigatoriamente, incluída na definição do escopo:

- A função do produto;
- A unidade funcional;
- As fronteiras temporais e espaciais do sistema no qual o produto é desenvolvido;
- Os dados necessários para a caracterização do sistema;
- As hipóteses e as limitações do estudo;
- O procedimento de alocação e o tipo de avaliação de impacto a serem utilizados;
- A qualidade dos resultados pretendidos;
- O tipo de revisão crítica a ser realizada;
- O tipo e a estrutura do relatório final.

Um ponto fundamental desta etapa é a delimitação da unidade funcional, que possui como propósito primário promover uma referência a qual se relacionem as entradas e as saídas do sistema, assegurando a comparabilidade dos resultados da ACV em uma base comum (TOSTA, 2004). Para Passuello (2007), esta é uma etapa essencial para que a análise seja iniciada com uma hipótese bem definida.

2.4.2. Análise de Inventário

A análise do inventário do ciclo de vida (ICV) compreende o planejamento e a execução da coleta das informações necessárias para atingir o objetivo definido para o estudo. Um fluxograma técnico do produto é desenhado, de acordo com as

fronteiras do sistema, a fim de quantificar as principais entradas e as saídas de cada unidade de processo. As entradas e saídas são representadas por qualquer material ou energia que entra em uma unidade de processo ou a deixa, respectivamente (ABNT, 2004c). A Figura 4 apresenta um exemplo de sistema de produto e seu conjunto de unidades de processo.

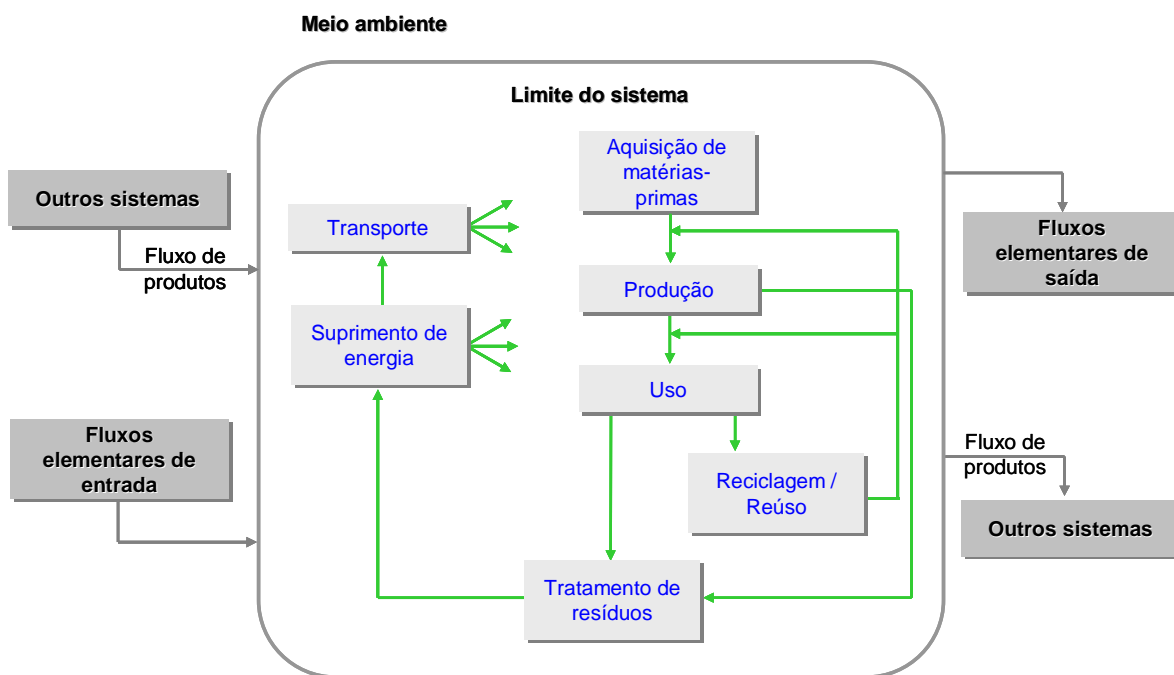


Figura 4: Exemplo de sistema de produto para análise de inventário.

Fonte: Adaptado de NBR ISO 14041 (ABNT, 2004a).

Nesta fase devem estar contidas as etapas de preparação do material para coleta de dados, coleta, validação e agregação dos dados e verificação da qualidade dos dados (ISO, 2006b). Uma vez coletados os dados, obtém-se uma visão mais ampla do sistema, sendo possível identificar a necessidade, ou não, de mais dados e/ou limitações que induzam a mudanças nos métodos de levantamento destes dados.

Procedimentos de alocação dos fluxos elementares devem ser considerados para os processos que produzam mais de uma saída (por exemplo, os produtos derivados do refino de petróleo) ou que promovam a reciclagem de produtos intermediários. Nela, a unidade de processo a ser alocada é dividida em dois ou mais subprocessos ou o sistema de produto é ampliado para incluir as funções adicionais relativas aos co-produtos. A alocação pode ser baseada nas massas

dos produtos e co-produtos envolvidos ou seus respectivos valores econômicos. Independentemente, o método utilizado no estudo deve ser claramente especificado.

2.4.3. Avaliação de Impacto

Nesta fase o sistema do produto é examinado sob uma perspectiva ambiental, relacionando os resultados do ICV às categorias de impacto e transformando-os em resultados dos indicadores de categorias, ou ainda, em um índice ambiental único por sistema de produto avaliado. O conjunto de resultados dos indicadores constitui o perfil da AICV, fornecendo informações relativas às questões ambientais associadas aos itens de entrada e saída do sistema de produto (ABNT, 2004b).

Os objetivos da AICV são:

- Tornar os resultados mais relevantes, compreensíveis e fáceis de comunicar;
- Melhorar a legibilidade dos resultados, reduzindo o número de parâmetros para um por categoria ou um índice único, permitindo, desta maneira, a comparação entre sistemas.

De acordo com a norma ISO 14044 (ISO, 2006b), a AICV é composta de seis elementos, sendo três de realização compulsória e três opcionais (Figura 5). Entre os elementos obrigatórios encontram-se: seleção das categorias de impacto, classificação e caracterização. Entre os elementos opcionais estão: normalização, agrupamento e ponderação. Esta divisão (em obrigatórios e opcionais) é referente à objetividade e a subjetividade inserida por eles (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

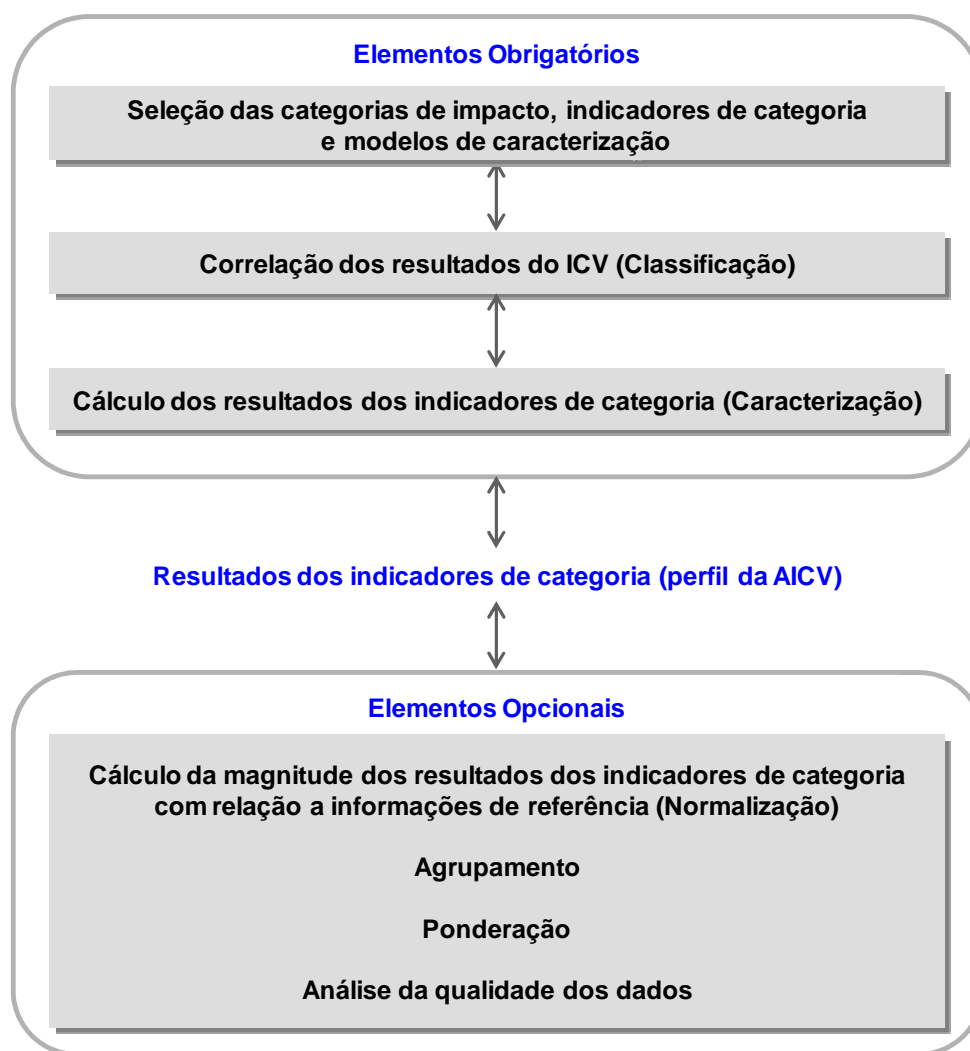


Figura 5: Elementos da fase de AICV.

Fonte: Adaptado de ISO 14040 (ISO, 2006a).

- **Seleção:** consiste na determinação das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização que devem ser adotados. A escolha baseia-se nos objetivos e escopo da pesquisa. As categorias de impacto selecionadas devem refletir o perfil ambiental do sistema de produto em estudo.
- **Classificação:** refere-se à correlação das cargas ambientais do inventário com as diferentes categorias de impacto selecionadas. Os resultados do ICV podem ser relacionados a uma ou mais categorias. No entanto, a dupla contagem de cargas ambientais deve ser evitada.

- **Caracterização:** envolve a agregação das cargas ambientais dentro de cada categoria de impacto e sua conversão para unidades comuns (indicadores de categoria), resultando em um único índice numérico por categoria. Este passo é realizado mediante ao uso de fatores de caracterização (ou equivalência).
- **Normalização:** é o primeiro elemento de realização facultativa. Nela, os resultados dos indicadores de categoria são relacionados a uma situação de referência, fornecendo informação sobre sua significância relativa.
- **Agrupamento:** envolve a ordenação dos resultados caracterizados, e normalizados, em um ou mais conjuntos. Estes conjuntos podem, por exemplo, fazer referência à escala espacial das categorias (global, regional ou local) ou à hierarquia seguida (prioridade alta, média ou baixa).
- **Ponderação:** consiste na atribuição de pesos (fatores de ponderação) a cada categoria de impacto ou conjunto, destacando sua importância com relação aos demais. A determinação dos fatores de ponderação é um processo inteiramente subjetivo, que pode ser baseado no conhecimento, história, experiências e preferências de quem os estabelece (BARE; GLORIA; NORRIS, 2006).

Além destes elementos, algumas técnicas adicionais e informações podem ser requeridas para melhor entendimento e confiabilidade dos resultados da AICV. A **análise da qualidade dos dados** é composta por estudos de incidência, incerteza e sensibilidade, identificando, respectivamente, os dados que mais contribuem para o resultado do indicador, a variabilidade estatística deles e a extensão pela qual as modificações nos procedimentos de cálculo podem influenciá-los. Estas técnicas podem também ser utilizadas para guiar o processo iterativo nas ACVs (PASSUELLO, 2007).

2.4.3.1. Categorias de Impacto

Os impactos podem ser avaliados de acordo com inúmeras categorias de problemas ambientais estabelecidas em escalas geográficas distintas. Algumas delas são aceitas internacionalmente, bem como seus modelos de caracterização, como é o caso do *Potencial de Aquecimento Global*, indicador da categoria *Mudança Climática* sugerido pelo *International Panel on Climate Change* (IPCC). A seguir, são apresentadas algumas categorias comumente incorporadas em estudos de ACV, descritas com base nas definições de Goedkoop e Spriensma (2001a), Humbert, Margni e Jolliet (2005), Bare et al. (2003), Baumann e Tillman (2004), Chehebe (1997) e Ferrão (1998).

- **Acidificação:** é relacionada à liberação de íons hidrogênio (H^+) em ecossistemas terrestres e aquáticos. Substâncias como dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH_3) reagem com o vapor de água atmosférico, dando origem aos ácidos sulfúrico (H_2SO_4) e nítrico (HNO_3). A deposição destes ácidos causada pela chuva, névoa, neve e orvalho resulta em alterações na fauna e na flora locais e regionais, além de danificar estruturas e edificações. O *Potencial de Acidificação* de cada substância é expresso em quilogramas de SO_2 equivalentes por emissão (kg SO_2 eq/kg emissão).
- **Depleção de Ozônio Estratosférico:** corresponde à diminuição dos níveis de ozônio (O_3) na estratosfera provocada por emissões de substâncias como clorofluorcarbonos (CFCs) e halons. Este fenômeno proporciona uma maior incidência da radiação ultravioleta sobre a superfície terrestre, o que pode contribuir para o desenvolvimento de doenças humanas, desequilíbrios nos ecossistemas e danos a diversos tipos de materiais. O *Potencial de Depleção de Ozônio* comumente aceito é proposto pela *World Meteorological Organization* (WMO) e relaciona as emissões à massa de CFC-11 (kg CFC-11 eq/kg emissão).
- **Ecotoxicidade:** é relativa à ação prejudicial, algumas vezes irreversível, de substâncias tóxicas ao meio ambiente. Esta categoria pode ser definida tanto

para a água como para o solo, utilizando emissões de substâncias químicas ao ar, água e solo. Seu indicador corresponde ao *Potencial de Ecotoxicidade* de cada emissão em relação à substância referência (por exemplo, o trietilenoglicol – TEG).

- **Eutrofização:** é associada à adição de nutrientes (fertilização) em superfícies aquáticas e terrestres, o que ocasiona aumento na produção de biomassa e conseqüentes alterações no número de espécies do ecossistema. Na água, a eutrofização conduz à redução da concentração de oxigênio dissolvido. Pode ser considerada como uma categoria de efeito local ou regional, estabelecida pelo *Potencial de Eutrofização* de cada emissão ao solo, água e ar em relação ao fosfato (kg PO_4^{3-} eq/kg emissão).
- **Formação Fotoquímica de Ozônio (Oxidante):** faz referência à formação de ozônio na troposfera, provocada por reações de óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis (COVs) sob a influência da luz solar (radiação ultravioleta). O monóxido de carbono (CO) e o metano (CH_4) também podem estar associados à formação de O_3 . A presença de oxidantes no ambiente é caracterizada por uma névoa (*smog*) que causa problemas respiratórios e danos à vegetação. Pode ser representada pelo *Potencial de Formação de Oxidante*, que estima a quantidade de ozônio formado fotoquimicamente por uma determinada substância, como o etileno (C_2H_4), por exemplo.
- **Mudança Climática (Aquecimento Global):** refere-se ao aumento da temperatura terrestre na baixa atmosfera causado pela presença crescente de gases de efeito estufa como dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4). Estes gases absorvem as radiações emitidas pela superfície da Terra, causando seu aquecimento. A contribuição potencial de uma substância para esta categoria é definida como *Potencial de Aquecimento Global*, que é expresso em quilogramas de CO_2 equivalente por quilogramas de emissão (kg CO_2 eq/kg emissão). Proposto pelo IPCC, o *Potencial de Aquecimento Global* considera um horizonte de tempo de 100 anos.

- **Toxicidade Humana:** esta categoria caracteriza a exposição humana a substâncias tóxicas, especialmente através da ingestão e inalação. Valores referentes a efeitos toxicológicos agudos e crônicos fornecem estimativas do risco toxicológico e impactos associados à massa (em quilogramas) de uma substância emitida ao meio, como o diclorobenzeno ($C_6H_4Cl_2$), por exemplo. Pode ser representada por anos de vida perdidos (YLL) ou ajustados por incapacidade (DALY).
- **Radiação Ionizante:** está relacionada com a emissão de radionuclídeos (átomos com núcleos instáveis) ao ambiente durante atividades como, por exemplo, a extração de rochas de fosfato. Esta radiação pode provocar diversos danos à saúde humana, como cânceres e efeitos hereditários. Esta categoria pode ser expressa em quilogramas de Bequerel equivalente do Carbono-14 emitidos ao ar por quilograma de emissão (kg Bq C-14 eq ar/kg emissão) ou em anos de vida ajustados por incapacidade (DALY).
- **Uso do Solo:** corresponde ao impacto da mudança da cobertura do solo, ocasionado pela transformação de uma área natural para agrícola (por exemplo) e/ou por sua ocupação em um intervalo de tempo (o que impede seu retorno à condição natural). Os efeitos locais e regionais são caracterizados considerando o número de espécies da fauna e da flora na área analisada. Pode ser expressa em metros quadrados de área arável afetada por ano ou pela fração de espécies potencialmente desaparecidas (PDF) na área por ano.

2.4.4. Interpretação

Para finalizar um estudo de ACV, é preciso realizar a análise e interpretação de todas as constatações e resultados do ICV e/ou da AICV, confrontando-os com os objetivos e escopo estabelecidos, o que possibilita alcançar conclusões e

recomendações, e por fim, direcioná-las às partes interessadas⁵. A Figura 6 demonstra a interação existente entre os elementos da fase de interpretação e as outras fases da ACV, contemplando também a verificação de:

- **Integridade:** sua realização objetiva assegurar que todas as informações e dados relevantes estejam disponíveis e completos;
- **Sensibilidade:** tem como objetivo avaliar a confiabilidade dos resultados finais e conclusões;
- **Consistência:** visa determinar se as suposições, métodos e dados são consistentes com o objetivo e escopo do estudo.

A interpretação é uma fase independente quando o objetivo do estudo é encontrar opções para melhorar ambientalmente um produto e seu sistema. Durante a identificação das oportunidades de melhoria, o perfil ambiental do produto é utilizado para aperfeiçoar sua manufatura ou fazer alterações a respeito de seu uso pelo consumidor. Conclusões somente devem ser definidas em estudos onde a variabilidade dos dados foi considerada.

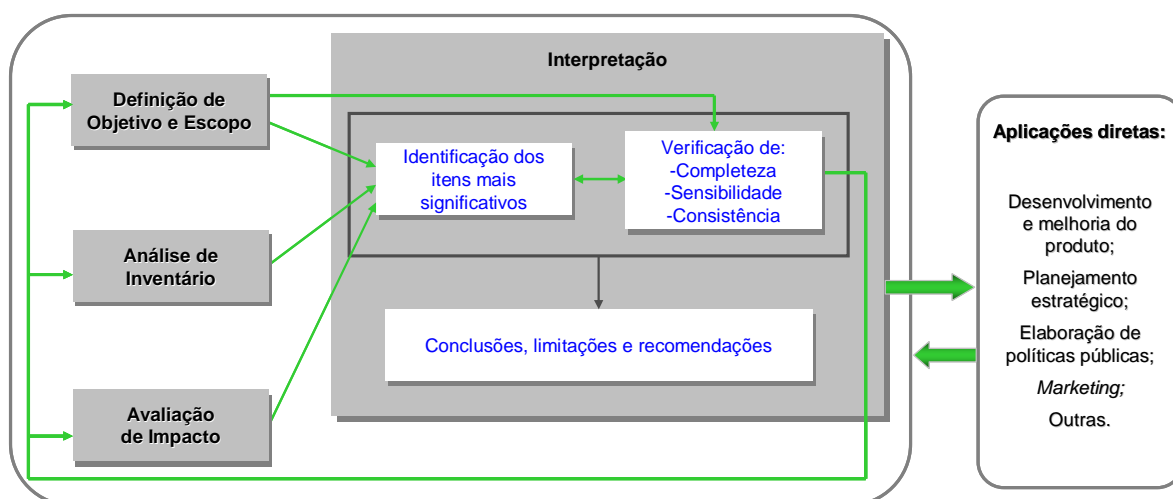


Figura 6: Relação entre os elementos da interpretação e as demais fases da ACV.

Fonte: Adaptado de ISO 14044 (ISO, 2006b).

⁵ Entende-se por *parte interessada* uma pessoa ou um grupo que tem interesse no desempenho ou nos resultados de uma organização ou de um sistema (ABNT, 2004c).

2.5. SOFTWARES E INSTRUMENTOS AUXILIARES

Com o objetivo de facilitar a condução dos estudos de ACV, muitos recursos computacionais foram desenvolvidos e estão disponíveis, auxiliando na compilação dos dados do inventário, no cálculo dos impactos e da confiabilidade e incerteza da análise. Entretanto, todos os programas devem ser conferidos cuidadosamente antes de seu uso, pois possuem qualidade variável, havendo certa dificuldade em se verificar a qualidade dos dados por eles utilizados (PEREIRA, 2004).

Eles consistem, basicamente, em interfaces com o usuário, bancos de dados, sistemas de cálculo e módulos para elaboração do relatório final, e podem ser divididos em *softwares* de ICV (ACV parcial), bases de dados, *softwares* de ACV completa e ferramentas especializadas. Alguns exemplos de cada uma destas classes podem ser obtidos no Quadro 3.

Quadro 3: Softwares e instrumentos auxiliares.

Softwares de ICV	<ul style="list-style-type: none"> • Boustead Model 5.0: Boustead Consulting Ltda (Reino Unido). < http://www.boustead-consulting.co.uk > • Euklid 4.6: Fraunhofer-Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung (Alemanha). < http://www.fraunhofer.de > • JEM-LCA: Ecology-Based Systems Research Laboratory, NEC Corporation (Japão). < http://www.nec.com >
Bases de Dados	<ul style="list-style-type: none"> • BUWAL 250: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft e Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (Suíça). < http://www.bafu.admin.ch > • IDEMAT 2001: Faculty of Design, Engineering and Production, Delft University of Technology (Holanda). < http://www.io.tudelft.nl > • ECOINVENT 2.01: Swiss Centre for Life Cycle Inventories (Suíça). < http://www.ecoinvent.org >
Softwares de ACV completa	<ul style="list-style-type: none"> • CMLCA 4.2 (Chain Management by Life Cycle Assessment): Institute of Environmental Sciences, Leiden University (Holanda). < http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/software/cmlca/index.html > • EDIP (Environmental Design of Industrial Products): Institute for Product Development, Danmarks Tekniske Universitet (Dinamarca). < http://www.dtu.dk/ipu > • GaBi 4 (Ganzheitliche Bilanzierung): Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde & Product Engineering GmbH, Universität Stuttgart / PE International (Alemanha). < http://www.gabi-software.com > • LCAiT: Stiftelsen Chalmers Industriteknik (Suécia). <http://www.lcait.com > • SimaPro 7.1 (System for Integrated Environmental Assessment of Products): PRé Consultants (Holanda). < http://www.pre.nl/simapro > • TEAM 4.0 (Tool for Environmental Analysis and Management): Ecobilan (Reino Unido). < http://www.ecobalance.com > • Umberto: Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Alemanha). < http://www.umberto.de >
Ferramentas Especializadas	<ul style="list-style-type: none"> • ECO-it: ferramenta para DfE (Design for Environment). PRé Consultants (Holanda). < http://www.pre.nl/eco-it > • KCL-ECO 4.0: focado na indústria de papel. KCL (Finlândia). < http://www.kcl.fi > • Repaq: focado na indústria de embalagem. Franklin Associates Ltda (Estados Unidos). < http://www.fal.com >

A partir das informações fornecidas neste capítulo é possível conhecer as linhas gerais da ferramenta ACV e visualizar a localização da etapa de normalização, objeto principal desta pesquisa, como um dos elementos da AICV.

3. NORMALIZAÇÃO

Como contextualizado no capítulo anterior, um estudo de ACV é conduzido levando em consideração diversas categorias de impacto (critérios) que definem o perfil ambiental de um ou mais sistemas de produto.

Analogamente, a análise multicritério auxilia no processo de escolha, ordenação ou classificação de alternativas, com base em um conjunto de critérios. Nela, cada critério é uma função matemática que mede o desempenho das ações potenciais (alternativas) com relação a um determinado aspecto (ENSSLIN; MONTIBELLER NETO; NORONHA, 2001).

Contudo, em sua grande maioria, os critérios possuem unidades não comparáveis, o que torna essencial a realização de etapas preliminares, como a normalização. Assim, este capítulo dedica-se a descrever a etapa de normalização, seus procedimentos aplicados pela análise multicritério e sua utilidade para os estudos de ACV.

3.1. PROCEDIMENTOS DE NORMALIZAÇÃO

Em termos matemáticos, a normalização consiste em um processo pelo qual todos os valores em estudo são relacionados a um valor de referência⁶ estabelecido, e convertidos em novos números dentro de uma mesma escala (por exemplo, a escala $[0,1]$). Os valores normalizados, resultantes desta transformação, não terão unidade ou serão apresentados em unidades comuns (NORRIS, 2001). Isto elimina os problemas computacionais relativos à presença de diferentes unidades e, conseqüentemente, permite agrupamentos e comparações.

⁶ O valor de referência também pode ser chamado de *fator de normalização*.

Os resultados normalizados podem ser calculados através da seguinte equação geral:

$$n_i = \frac{S_i}{r_i} \quad (1)$$

onde:

n é o resultado normalizado do critério i ;

S é o valor do critério i antes da normalização;

r é o valor de referência do critério i .

Entretanto, muitas são as maneiras de conduzir a normalização de dados. Existem formas de cálculo distintas que podem ser utilizadas de acordo com o tipo de critério envolvido. Segundo Pavličić (2000), dois grupos de critério são comumente aceitos: *positivo* (ou de benefício) e *negativo* (ou de custo). No primeiro, os valores são positivamente relacionados com as preferências do responsável pela decisão. Assim, quanto mais alto for o resultado de uma alternativa em um critério positivo, maior será sua utilidade, sendo o valor máximo obtido entre as alternativas o mais favorável. De forma inversa, em um critério negativo quanto maior o resultado, menor será sua utilidade, sendo, portanto, o valor mínimo preferível frente aos demais.

Um item importante a ser considerado durante a normalização dos dados de uma matriz de desempenho é o estabelecimento de uma base coerente para os critérios, sendo ela positiva ou negativa.

Alguns dos procedimentos mais freqüentemente encontrados na literatura são apresentados a seguir. Uma correlação entre eles está disponível na Tabela 1, que se encontra no final deste item.

3.1.1. Normalização Simples (NS)

Este procedimento é baseado na equação geral (Eq. 1), sendo muito comum o uso do valor máximo entre os absolutos como referência de um critério positivo (Eq. 2) e do valor mínimo para um critério negativo (Eq. 3):

$$n_{ij} = \frac{S_{ij}}{S_j^*} \quad (2)$$

onde:

n_{ij} é o valor normalizado do critério i para a alternativa j ;

S_{ij} é o valor do critério i para a alternativa j , antes da normalização;

S_j^* é o valor máximo do critério i selecionado entre os valores de S_{ij} .

$$n_{ij} = \frac{S_j^-}{S_{ij}} \quad (3)$$

onde:

S_j^- é o valor mínimo do critério i selecionado entre os valores de S_{ij} .

Outras referências usualmente adotadas neste procedimento (Eq. 2) são o valor da soma dos valores do critério e o valor de uma linha de base selecionada entre as alternativas.

Apesar de sua fácil forma de cálculo, o que aumenta sua utilização em relação aos demais procedimentos, a NS pode sofrer influência dos *outliers*, que são pontos fora da distribuição de frequência normal⁷ (THOMÉ, 2007). Outro inconveniente deste método é o potencial de divisão por zero, que gera valores não significativos para o estudo.

⁷ A distribuição de frequência normal, ou gaussiana, surge quando os dados de um conjunto tendem a se concentrarem simetricamente (BEKMAN; COSTA NETO, 1980). O aspecto característico de uma distribuição gaussiana é a forma de sino. Os *outliers* são localizados nas extremidades da curva, representados por pontos muito abaixo ou muito acima da média.

3.1.2. Normalização Linear (NL)

Neste procedimento, utiliza-se como referência o valor da amplitude máxima para o cálculo dos valores normalizados, conforme apresentado nas equações 4 e 5, para critérios positivos e negativos respectivamente. A NL desempenha uma transformação proporcional nos dados originais, normalizando-os precisamente entre 0 (zero) e 1 (um).

$$n_{ij} = \frac{S_{ij} - S_j^-}{S_j^* - S_j^-} \quad (4)$$

$$n_{ij} = \frac{S_j^* - S_{ij}}{S_j^* - S_j^-} \quad (5)$$

onde:

S_j^* é o valor máximo do critério i selecionado entre os valores de S_{ij} ;

S_j^- é o valor mínimo entre os valores de S_{ij} .

3.1.3. Normalização Vetorial (NV)

A referência de normalização deste procedimento é obtida através do cálculo da distância euclidiana, conforme demonstrado nas equações 6 e 7, respectivamente para critérios positivos e negativos:

$$n_{ij} = \frac{S_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^m S_{ij}^2}} \quad (6)$$

$$n_{ij} = \frac{\frac{1}{s_{ij}}}{\sqrt{\sum_{i=1}^m \left(\frac{1}{s_{ij}^2} \right)}} \quad (7)$$

Este tipo de normalização leva em consideração todos os valores absolutos na composição do divisor, o que elimina a possibilidade do valor de referência ser zero.

3.1.4. Normalização Padrão (NP)

Também conhecido como *Z-Score*, este procedimento normaliza os dados em função da média e do desvio padrão, deixando-os com média igual a 0 (zero) e variância igual a 1 (um).

$$n_{ij} = \frac{s_{ij} - \mu}{\sigma} \quad (8)$$

onde:

μ é o valor da média dos valores de s_{ij} ;

σ é o valor do desvio padrão dos valores de s_{ij} .

A normalização padrão possui faixa dinâmica, ou seja, o valor normalizado não é limitado em uma escala específica. Sua utilização é indicada quando os valores seguem uma distribuição gaussiana (JAIN; NANDAKUMAR; ROSS, 2005).

3.1.5. Normalização Sigmoidal (NG)

Assim como para a NP, os valores da média e do desvio padrão são necessários para este procedimento. Nele, os dados de entrada são convertidos, de forma não

linear, usando uma função sigmoide. Os pontos dos dados dentro do desvio padrão da média são mapeados à região quase linear da sigmóide. Os *outliers*, por sua vez, são comprimidos ao longo das caudas.

$$n_{ij} = \frac{1}{1 + e^{\frac{s_{ij} - \mu_{s_{ij}}}{\sigma_{s_{ij}}}}} \quad (9)$$

É apropriada quando existem *outliers* extremos no conjunto de dados e que se deseja manter no estudo (LOUREIRO; BAÇÃO, 2004).

3.1.6. Normalização Decimal (ND)

Neste procedimento de normalização, os dados são transformados a partir do deslocamento do ponto decimal, que depende do valor absoluto máximo.

$$n_{ij} = \frac{s_{ij}}{10^k} \quad (10)$$

onde:

k é o menor inteiro tal que $\max(|n_{ij}|) \leq 1$.

Este método converte os dados em uma escala [-1,1] e possui utilidade apenas quando os valores absolutos são representados por números maiores que 1 (RODRÍGUEZ, 2004).

Tabela 1: Correlação dos procedimentos de normalização.

Procedimento	Fórmula	Escala	Características
Simplex (NS)	$\begin{aligned} (+) \quad n_{ij} &= \frac{s_{ij}}{s_j^*} \\ (-) \quad n_{ij} &= \frac{s_j^-}{s_{ij}} \end{aligned}$	[0,1]	<p>Transformação linear;</p> <p>Facilidade de cálculo;</p> <p>Pode sofrer influência dos <i>outliers</i>;</p> <p>Potencial de divisão por zero.</p>
Linear (NL)	$\begin{aligned} (+) \quad n_{ij} &= \frac{s_{ij} - s_j^-}{s_j^* - s_j^-} \\ (-) \quad n_{ij} &= \frac{s_j^* - s_{ij}}{s_j^* - s_j^-} \end{aligned}$	[0,1]	<p>Transformação linear;</p> <p>Pode sofrer influência dos <i>outliers</i>.</p>
Vetorial (NV)	$\begin{aligned} (+) \quad n_{ij} &= \frac{s_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^m s_{ij}^2}} \\ (-) \quad n_{ij} &= \frac{1}{\sqrt{\sum_{i=1}^m \left(\frac{1}{s_{ij}^2}\right)}} \end{aligned}$	[0,1]	<p>Transformação não-linear;</p> <p>Considera todos os valores do critério na composição do divisor;</p> <p>Não existe possibilidade de divisão por zero.</p>
Padrão (NP)	$n_{ij} = \frac{s_{ij} - \mu}{\sigma}$	$[-\infty, +\infty]$	<p>Transformação não-linear;</p> <p>Referência baseada na média e no desvio padrão;</p> <p>Pode sofrer influência dos <i>outliers</i>;</p> <p>Uso indicado na presença de uma distribuição normal.</p>
Sigmoidal (NG)	$n_{ij} = \frac{1}{1 + e^{\frac{s_{ij} - \mu_{s_{ij}}}{\sigma_{s_{ij}}}}}$	[0,1]	<p>Transformação não-linear;</p> <p>Usa os valores da média e desvio padrão para compor a referência (função sigmoidal);</p> <p>Uso indicado na presença de <i>outliers</i> extremos.</p>
Decimal (ND)	$n_{ij} = \frac{s_{ij}}{10^k}$	[-1,1]	<p>Transformação não-linear;</p> <p>Referência baseada no ponto decimal (varia com o valor máximo);</p> <p>Útil quando os valores absolutos forem maiores que 1 (um).</p>

3.2. NORMALIZAÇÃO EM ACV

No contexto da ACV, outros propósitos são atribuídos à normalização, além daquele já apresentado no item anterior, que é a preparação dos dados para etapas posteriores do estudo através da adequação das unidades.

De acordo com a norma ISO 14044 (ISO, 2006b), a normalização é definida como:

“... the calculation of the magnitude of the category indicator results relative to some reference information. The aim of the normalization is to understand better the relative magnitude for each indicator result of the product system under study.”⁸

Esta etapa define a contribuição dos valores de impacto de uma unidade funcional relacionados aos valores de impacto de uma situação de referência (LINDEIJER et al., 1996). Ela também permite o estabelecimento de referências de grandeza para cada uma das categorias consideradas, isto é, torna possível visualizar quais impactos causados pelo produto estudado são significativos ou desprezíveis comparados ao impacto da área de referência (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Além disso, a normalização pode ser utilizada para averiguar a presença de erros e inconsistências. Contudo, Heijungs et al. (2007) afirmam que novas e talvez maiores inconsistências possam ser introduzidas por sua utilização. A falta de dados de inventário pode gerar valores normalizados baixos (próximos de zero), a falta de dados de referência gera valores altos e a falta de fatores de caracterização pode gerar valores altos, baixos ou acidentalmente corretos.

A normalização pode ser apresentada como parte da ponderação, onde aumenta a comparabilidade dos dados das diversas categorias de impacto, ou como um

⁸ “Cálculo da magnitude dos resultados do indicador de categoria em relação a informações de referência. O objetivo da normalização é a melhor compreensão da magnitude relativa do resultado de cada indicador do sistema de produto em estudo”, em português.

estágio separado, objetivando fornecer melhor entendimento da magnitude de cada categoria de impacto do sistema estudado (SEPPÄLÄ, 2003).

Em Norris (2001) e Finnveden et al. (2002) a normalização é dividida em duas abordagens baseadas na finalidade de sua realização e na origem dos dados de referência: *normalização interna* e *normalização externa*.

3.2.1. Normalização Interna (NI)

O conceito de *normalização interna*, ou caso-específica, é aplicado para a obtenção de escalas comparáveis e para a resolução de problemas referentes a unidades não-comensuráveis antes da avaliação das categorias de impacto. É chamada *interna* devido à utilização de dados provenientes diretamente do estudo em questão.

Segundo Finnveden et al. (2002), esta técnica é vista, primeira ou exclusivamente, como um pré-requisito operacional para a etapa de ponderação subsequente.

Nesta abordagem, os indicadores de cada categoria são divididos por uma referência, que pode ser o valor máximo obtido entre as alternativas, o valor da soma dos resultados de uma categoria e o valor de uma linha de base selecionada entre as alternativas.

3.2.2. Normalização Externa (NE)

A *normalização externa*, ou determinação da contribuição relativa, proporciona a análise da significância relativa dos resultados dos indicadores entre as categorias de impacto, contextualizando-os. Esta abordagem, assim como a normalização interna, também tem o efeito de ajustar os resultados para uma unidade comum (FINNVEDEN et al., 2002).

Nela, os indicadores de cada categoria são divididos por uma estimativa do total de impactos da categoria para um sistema ou região escolhidos durante um dado período de tempo (NORRIS, 2001), sendo muito comum a utilização de dados referentes a um país ou continente ao longo de um ano. Este procedimento requer dados externos ao estudo, que nem sempre estão disponíveis. As desvantagens da normalização externa, segundo Bare, Gloria e Norris (2006), incluem a necessidade de uma base de dados compilada em escala espacial e temporal apropriada, a falta de consenso na base de dados de normalização e a introdução de incerteza adicional relacionada a base de dados descrita.

Uma forma especial de normalização externa é apresentada por Hauschild e Wenzel (1998), onde o valor de referência é uma meta de emissão a ser alcançada, derivada, geralmente, de uma legislação. Conhecida como *Distance-to-Target*⁹ (DtT), ela é muitas vezes considerada como um método de ponderação. Entretanto, alguns autores atestam que, pela necessidade de utilização de um fator de correção para representar a significância de uma categoria em relação às demais, entre outras considerações, os métodos DtT não são efetivamente procedimentos de ponderação (LEE, 1999; FINNVEDEN et al., 2002; SOARES; TOFFOLETTO; DESCHÊNES, 2006). Um modelo de método DtT é extraído de Seppälä e Hämäläinen (2001):

$$I(a) = \sum_{j=1}^m \frac{L_j^N}{L_j^T} \cdot \frac{1}{L_j^T} \cdot c \cdot L_j(a) \quad (11)$$

onde:

$I(a)$ é o impacto ambiental total causado pelo sistema de produto a ;

L_j^N é o nível real de impacto ambiental j relacionado a uma dada região;

L_j^T é o nível almejado de impacto ambiental j relacionado a uma dada região;

$L_j(a)$ é a quantidade de impacto ambiental j causado pelo sistema de produto a (obtida pelo inventário);

⁹ *Distância ao Alvo*, em português.

c é uma constante (fator de correção).

Todavia, os princípios da normalização externa (NE), quando aplicados a estudos realizados fora da escala espacial do sistema utilizado para o estabelecimento das referências podem conduzir a resultados inadequados e de confiabilidade incerta. Este fato também foi identificado por Brent e Hietkamp (2003) quando realizaram uma avaliação comparativa de cinco métodos de AICV aplicando-os às condições sul-africanas.

A normalização de dados constitui uma etapa fundamental na análise multicritério, inclusive ambiental. Dependendo do método selecionado para esta análise, a normalização pode representar um elemento indispensável, pois somente através dela os dados são adequadamente uniformizados para etapas posteriores.

Frente às abordagens apresentadas (interna e externa), a tarefa de escolher o procedimento de normalização a ser adotado não é simples, uma vez que muitas definições são possíveis. Finnveden et al. (2002) ressalta que não existe nenhum requisito para que as diferentes categorias assumam sistemas de referência idênticos; eles devem ser congruentes com o procedimento de ponderação dentro de cada categoria. A congruência entre o procedimento de normalização e ponderação é discutida mais detalhadamente em Norris (2001).

Tendo definido o termo *normalização*, bem como sua aplicação e formas de realização, o próximo capítulo objetiva conhecer as metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) estabelecidas e internacionalmente utilizadas e seus respectivos procedimentos de normalização, quando aplicado.

4. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) representa a terceira fase de um estudo de ACV e é direcionada à compreensão e à avaliação da grandeza e da significância dos impactos ambientais de um sistema de produto (ABNT, 2005).

Nesta fase, modelos de impacto ambiental são aplicados para traduzir os dados do inventário, que podem conter centenas de substâncias, em efeitos ambientais potenciais ou reais. Os modelos ambientais cobrem uma variedade de categorias de impacto e consideram efeitos em qualquer ponto do mecanismo ambiental¹⁰, seja em pontos intermediários, *midpoints*, e/ou finais, *endpoints* (LUNDIE et al., 2007).

A ISO, através de suas normas, estabelece uma estrutura genérica aceita internacionalmente. Apesar disso, diversos métodos de AICV foram desenvolvidos ao longo das últimas décadas, cada qual visando atender às necessidades específicas do país ou região de origem.

Desta forma, este capítulo objetiva revisar as particularidades básicas de alguns dos métodos de AICV disponíveis na atualidade, suas origens, as categorias por eles compreendidas e, principalmente, se a etapa de normalização é recomendada e o sistema de referência utilizado, quando aplicado. Os modelos de caracterização, e outros detalhes sobre os métodos, não foram incluídos neste capítulo por não fazerem parte do escopo deste trabalho.

Uma tabela com a sumarização das principais características dos métodos de AICV é apresentada no final deste capítulo (Tabela 2).

¹⁰ Entende-se como *mecanismo ambiental* um sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma determinada categoria de impacto (ABNT, 2004c). É também chamado de *cadeia de causa e efeito*.

4.1. MÉTODOS

Segundo Humbert, Margni e Jolliet (2005) e Jolliet et al. (2003), os métodos de AICV estão distribuídos em duas abordagens de acordo com o ponto do mecanismo ambiental considerado pelos modelos de impacto por elas adotados:

- **Métodos clássicos:** restringem os modelos quantitativos aos estágios prévios do mecanismo ambiental para limitar incertezas e, classificar e caracterizar os resultados do ICV em categorias *midpoint*. Os métodos CML2001 e EDIP2003, entre outros, possuem esta abordagem.
- **Métodos orientados para o dano:** tentam modelar o mecanismo ambiental no efeito final, ou seja, no dano ou *endpoint*. Como consequência, acaba muitas vezes inserindo um alto grau de incerteza. Métodos como o Eco-Indicator 99 e o EPS2000d estão inclusos neste grupo.

Recentemente, um novo conceito teve suas vantagens destacadas pela UNEP/SETAC *Life-Cycle Initiative*. Nele, as categorias de impacto são correlacionadas a uma ou mais categorias de dano. A Figura 7 exemplifica o uso da combinação *midpoint/endpoint*. Os métodos IMPACT2002+ e LIME já fazem uso desta nova abordagem, conforme apresentado ao longo deste capítulo.

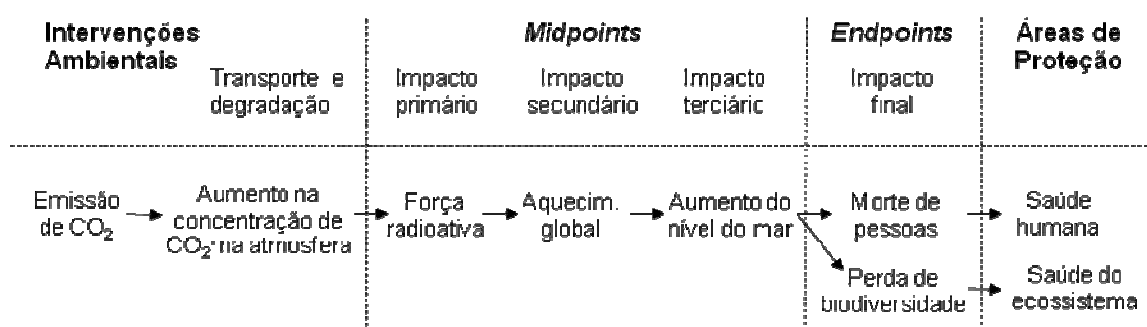


Figura 7: Representação simplificada da abordagem combinada *midpoint/endpoint* para a categoria "Mudança Climática".

Fonte: Adaptado de Tukker (2000).

4.1.1. CML2001

Em 1992, o Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (CML), Holanda, com a colaboração da Organização Holandesa para Pesquisa Científica Aplicada (TNO) e do *Bureau B&G*, produziu um manual de referência sobre a metodologia de avaliação do ciclo de vida ambiental. A partir deste documento, um novo projeto foi iniciado, encorajado pelo governo holandês e com o envolvimento de várias instituições, resultando no *Dutch Handbook on LCA*, considerado um dos métodos pioneiros e utilizado por vários países.

Em 2002, foi publicada uma revisão deste método intitulado *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards* (GUINÉE, 2002). Ele fornece diretrizes operacionais abrangentes, consideradas as melhores práticas disponíveis para a realização de um estudo de ACV de forma detalhada (dentro dos padrões da série ISO 14040) ou simplificada. Os modelos de caracterização possuem abordagem orientada para o problema, englobando todos os impactos relacionados a emissões e aos recursos, e para os quais fatores quantificados estão disponíveis.

Dentre as categorias recomendadas pelo CML2001 para a determinação dos indicadores estão:

- Depleção de recursos abióticos;
- Mudança climática;
- Depleção de ozônio estratosférico;
- Toxicidade humana;
- Ecotoxicidade;
- Formação fotoquímica de oxidante;
- Eutrofização;
- Impactos do uso do solo.

Para a etapa de normalização, o CML2001 fornece referências em escala geográfica local, utilizando valores da Holanda para o ano 1997; regional, com dados da Europa Ocidental para 1995; e global, com valores mundiais para os

anos 1990 e 1995. Procedimentos de ponderação e agregação não são contemplados por este método.

Os fatores de normalização anual e *per capita*, assim com detalhes sobre o CML2001, estão disponíveis em Guinée (2001).

4.1.2. Eco-Indicator 99

Desenvolvido pela empresa *PRé Consultants*, como parte da política de produto integrada do Ministério Holandês de Moradia, Planejamento Espacial e Ambiental (VROM), o método Eco-Indicator 99 (E-I99) possui como objetivo principal reduzir ao máximo o número de itens a serem ponderados. Desta forma, o E-I99 foi um dos primeiros métodos a apresentar uma abordagem orientada para o dano.

Para o E-I99, o impacto é caracterizado por meio das categorias:

- Mudança climática;
- Depleção da camada de ozônio;
- Ecotoxicidade;
- Acidificação;
- Eutrofização;
- Efeitos respiratórios;
- Uso do solo.

Este método também avalia três categorias de aspectos ambientais:

- Substâncias carcinogênicas;
- Depleção de recursos energéticos;
- Radiação ionizante.

As categorias de aspecto e impacto ambiental citadas são, por sua vez, condensadas em três tipos de danos:

- Saúde Humana;
- Qualidade do Ecossistema;

- Recursos.

No procedimento de normalização, realizado após a caracterização do dano, são empregados valores de referência baseados no inventário total de massa e energia da Europa Ocidental por ano por pessoa, utilizando o ano de 1993¹¹ como base e uma população de 495 milhões de pessoas (BRENT; HIETKAMP, 2003). As emissões atmosféricas são obtidas através dos dados do inventário europeu, enquanto que os dados sobre emissões na água e no solo são extrapolados de dados da Holanda (DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003), com base no consumo energético deste país (GOEDKOOP; SPRIESMA, 2001b).

Os valores das emissões, para cálculo das referências, foram extraídos em parte do trabalho realizado por Blonk et al. (1997) e parte resultou de uma atualização dos dados europeus pelo E-I99.

Para a etapa de ponderação são apresentados pelo E-I99 três sistemas de valores, sendo eles: igualitário (com distribuição uniforme dos pesos), individualista (com atribuição de pesos maiores para danos associados à saúde humana) e hierárquico (com atribuição de pesos maiores para danos associados à qualidade do ecossistema). Apesar desta distinção, o modelo hierárquico é sugerido pelos autores do método. O agrupamento dos resultados em um índice único é recomendado.

Mais informações sobre este método e a listagem dos valores de referência podem ser obtidas em Goedkoop e Spriensma (2001a; 2001b).

Nota: As duas escolas de ACV holandesas estão unindo esforços na estruturação de um novo método de AICV, que utilizará a combinação de *midpoints* (CML) e a orientação para o dano (E-I99). Chamado de *ReCiPe*, este projeto é composto de duas etapas, sendo que a primeira já encontra-se concluída. A previsão é de que sejam necessários mais dois anos para a conclusão total do projeto, que

¹¹ Os valores de normalização são, em sua maior parte, baseados em intervenções ambientais resultantes da produção europeia entre os anos de 1990 e 1994, principalmente antes de 1993 (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001a).

substituirá os dois métodos acima citados. Informações sobre o ReCiPe podem ser obtidas em Heijungs (2007).

4.1.3. EDIP2003

O método EDIP2003, *Environmental Design of Industrial Products*, é resultante do trabalho da Universidade Técnica da Dinamarca (DTU) em cooperação com o Instituto de Desenvolvimento de Produto (IPL), a Confederação das Indústrias Dinamarquesas, a Agência de Proteção Ambiental Dinamarquesa, o Ministério do Meio Ambiente da Dinamarca e as cinco maiores indústrias dinamarquesas (TACHARD; OMETTO, 2007). Ele foi desenvolvido para avaliar os impactos ambientais de produtos e materiais e para incorporar as considerações ambientais no desenvolvimento de novos produtos.

Trata-se de uma atualização do EDIP97, que provê suporte para um modelo de caracterização diferenciado em termos espaciais, abrangendo uma porção maior do mecanismo ambiental e resultando em um método mais próximo de uma abordagem orientada para o dano. Ele reúne características do ambiente receptor, como uma forma de aumentar a relevância dos impactos calculados, em contraste com a versão anterior, que se limitava em conhecer somente a substância emitida (BARE; GLORIA, 2006).

Este método inclui modelos de indicador de impacto para as seguintes categorias (HAUSCHILD; WENZEL, 1998):

- Aquecimento global;
- Depleção de ozônio estratosférico;
- Formação fotoquímica de ozônio;
- Acidificação;
- Eutrofização;
- Ecotoxicidade;
- Toxicidade humana;
- Ambiente de trabalho.

O EDIP também considera o aspecto ambiental consumo de recursos.

Como referências de normalização, o EDIP utiliza o consumo de recursos e os impactos potenciais que a sociedade impõe ao meio ambiente e ao ambiente de trabalho a cada ano, relacionados à população que contribui para a intervenção ambiental na escala geográfica escolhida (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997). Esta escala pode ser representada pela Dinamarca, pelos quinze países da União Europeia (EU-15)¹² ou pelo mundo. Desta forma, as referências, baseadas no ano de 1994, são definidas como *impacto potencial por ano por pessoa* ou *equivalente por pessoa*. Os valores de normalização estão disponíveis em Stranddorf, Hoffmann e Schmidt (2005).

O procedimento de ponderação utilizado pelo EDIP2003 é baseado nos objetivos de redução da política ambiental (DtT) da Dinamarca para as substâncias que contribuem para as categorias de impacto. O ano das referências de ponderação é 2004.

4.1.4. EPS2000d

O método EPS2000d, *Environmental Priority Strategies in product design*, foi originalmente desenvolvido para a Volvo Car Corporation pelo Instituto de Pesquisa Ambiental Sueco (IVL) e a Federação Sueca de Indústrias, em 1989. Sua última modificação foi realizada pelo Centro para Avaliação Ambiental de Sistemas de Produtos e Materiais (COM) da Universidade de Tecnologia Chalmers. Ele foi desenhado com o propósito de aprimorar o processo interno de desenvolvimento de produtos de uma companhia, auxiliando, especificamente, na escolha entre dois conceitos de produtos.

¹² Grupo composto pelos países Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Espanha, Finlândia, França, Grécia, Holanda, Irlanda, Itália, Luxemburgo, Portugal, Reino Unido e Suécia.

Segundo Steen e Ryding (1991 apud HERTWICH; PEASE; KOSHLAND, 1997), o EPS realiza a determinação do dano real durante a etapa de caracterização, atribuindo-lhe um valor monetário baseado nos métodos de economia ambiental, isto é, cada intervenção ambiental é avaliada pelo custo real que ela causa ou pelo preço que a sociedade está disposta a pagar para prevenir sua influência – *Willingness-to-Pay* (BAUMANN; RYDBERG, 1994). Esta valoração é constituída de uma avaliação genérica, porém as condições locais são consideradas pelo uso de danos reais em vez de danos potenciais (HERTWICH; PEASE; KOSHLAND, 1997). A referência ambiental é o estado atual em que se encontra o ambiente, de acordo com uma perspectiva suíça (BRENT; HIETKAMP, 2003). Os resultados são expressos em ELU¹³ (unidades de carga ambiental).

Esta metodologia, orientada para o dano, define cinco áreas de proteção onde aspectos e impactos ambientais, e também sociais, podem ser observados:

- Saúde humana;
- Biodiversidade;
- Capacidade de produção do ecossistema;
- Recursos abióticos;
- Valores culturais e de recreação.

Apesar de não introduzir um procedimento de normalização formalizado, o EPS expressa os indicadores de categoria em ELU, o que permite a sintetização dos resultados em um índice único, denominado *carga de impacto ambiental total* por este método.

Mais informações sobre este método, bem como os fatores de caracterização e ponderação por ele utilizados podem ser obtidos em Steen (2007).

¹³ Exemplos da quantificação em unidades de carga ambiental: a morte de uma pessoa equivale a um milhão de ELUs; um incômodo moderado custa a 100 ELUs por pessoa por ano; a produção de aço corresponde, em média, a 9 ELUs e sua manufatura em torno de 1 ELU (HERTWICH; PEASE; KOSHLAND, 1997).

4.1.5. IMPACT2002+

O método IMPACT2002+, *IMPact Assessment of Chemical Toxics*, formulado pelo Instituto Federal Suíço de Tecnologia de Lausanne (EPFL), propõe a combinação de abordagens *midpoint* e *endpoint*, caracterizando os resultados do inventário em catorze categorias de impacto correlacionadas a pelo menos uma das quatro categorias de danos (JOLLIET et al., 2003). Outra característica específica desta metodologia consiste na avaliação comparativa da toxicidade humana com a ecotoxicidade. As demais categorias foram adaptadas de modelos como E-I99 e CML2001.

As categorias de impacto (*midpoint*) adotadas por este método são:

- Toxicidade humana;
- Efeitos respiratórios;
- Depleção da camada de ozônio;
- Oxidação fotoquímica;
- Ecotoxicidade aquática;
- Ecotoxicidade terrestre;
- Acidificação aquática;
- Acidificação terrestre e nitrificação;
- Eutrofização aquática;
- Ocupação do solo;
- Aquecimento global;

O IMPACT2002+ também avalia as seguintes categorias de aspecto ambiental:

- Radiação ionizante;
- Energia não-renovável;
- Extração mineral.

As categorias de aspecto e impacto ambiental acima mencionadas são agregadas em quatro áreas de proteção:

- Saúde humana;
- Qualidade do ecossistema;

- Mudança climática;
- Recursos.

O IMPACT2002+ apresenta referências para que a etapa de normalização possa ser conduzida tanto em nível de impacto quanto de dano, utilizando dados da Europa Ocidental. Entretanto, é sugerido pelos autores que a normalização dos dados seja realizada após a caracterização do dano. A maior parte dos dados possui como ano-base 1995 e foram baseados no inventário do método CML2001.

As referências de normalização são determinadas pela soma dos produtos de todas as emissões europeias e seus respectivos fatores de dano (chamado de *impacto total de uma categoria*) pelo total da população europeia por ano. Tais referências são expressas em *pontos por unidade de emissão*, onde um ponto representa o impacto médio em uma categoria específica causado por uma pessoa na Europa durante o período de um ano.

Para a etapa de interpretação, os autores sugerem que as quatro categorias de dano sejam analisadas separadamente. Entretanto, se a agregação dos resultados se fizer necessária, fatores de ponderação auto-determinados podem ser usados ou igualados a 1 (um), a menos que outros fatores de ponderação sociais estejam disponíveis.

Detalhes sobre o IMPACT2002+ podem ser obtidos em Jolliet et al. (2003) e Humbert, Margni e Jolliet (2005).

4.1.6. TRACI

O desenvolvimento do TRACI, *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts*, iniciou em 1995 quando a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (U. S. EPA) identificou que um grande número de estudos de ACV estava sendo realizado nos Estados Unidos, apontando a necessidade de uma metodologia mais condizente com a realidade

de seu país. Disponibilizado ao uso em 2002, este método representa uma coletânea dos modelos de AICV, fornecendo uma comparação relativa do potencial prejudicial à saúde humana e ao meio ambiente causado pelas liberações de substâncias ao ar e à água.

O TRACI inclui modelos de caracterização *midpoint* para as categorias:

- Depleção de ozônio;
- Aquecimento global;
- Acidificação;
- Efeitos cancerígenos sobre a saúde humana;
- Efeitos não-cancerígenos sobre a saúde humana;
- Critérios de saúde humana (poluentes atmosféricos);
- Eutrofização;
- Formação Fotoquímica de Nevoeiro (*smog*);
- Ecotoxicidade;
- Uso de solo.

Este método também contempla os aspectos ambientais:

- Depleção de combustível fóssil;
- Uso de água.

Os valores de referência de normalização utilizados pelo TRACI representam uma compilação das emissões e do uso de recursos anuais dos Estados Unidos para o ano base de 1999 e são oriundos do Inventário Nacional de Emissões Norte-Americano.

Informações detalhadas sobre este método e referências de normalização estão disponíveis em Bare et al. (2003); Bare, Gloria e Norris (2006) e U. S. EPA (2007).

4.1.7. LIME

Em 1998, o Ministério Japonês de Economia, Comércio e Indústria instituiu um projeto nacional de ACV, com o objetivo de desenvolver uma base de dados e um método de AICV para facilitar e ampliar a aplicação desta ferramenta pelo setor industrial e obter estudos com um grau de confiabilidade maior. Deste projeto surgiu o LIME, *Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling*, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Industrial Avançada (AIST), uma metodologia de AICV orientada para o dano utilizada para quantificar os impactos ambientais associados às cargas ambientais no Japão (ITSUBO; INABA, 2003).

Para a determinação dos impactos são utilizadas as seguintes categorias:

- Aquecimento global;
- Depleção da camada de ozônio;
- Acidificação;
- Eutrofização;
- Formação fotoquímica de oxidante;
- Poluição do ar urbano;
- Toxicidade humana;
- Ecotoxicidade;
- Uso do solo.

Também são avaliadas pelo LIME as categorias de aspecto ambiental:

- Consumo de recursos;
- Resíduos.

As categorias de aspecto e impacto citadas são sumarizadas em quatro tipos de danos:

- Saúde humana;
- Bem-estar social;
- Biodiversidade;
- Produção primária.

Neste método, a etapa de normalização é conduzida após a caracterização do dano e objetiva a adequação das informações para o procedimento de ponderação. Para tanto, valores de referência foram estabelecidos para cada uma das áreas de proteção com base no inventário de cargas ambientais do Japão.

Na ponderação, o LIME considera dois tipos de fatores: o valor monetário para evitar uma quantia de unidades de danos à uma área de proteção (WtP) ou um coeficiente baseado na quantidade anual de dano à uma área de proteção. Ambos podem ser obtidos baseados em teorias econômicas (ITSUBO et al., 2004).

4.1.8. LUCAS

Desenvolvido em 2005 pelo Centro de Pesquisa Interuniversitário para o Ciclo de Vida de Produtos, Processos e Serviços (CIRAIG) da Escola Politécnica de Montreal, o método LUCAS, *LCIA method Used for a Canadian-Specific context*, visa a construção de indicadores ambientais para auxiliar o projeto de produtos ambientalmente mais favoráveis no Canadá. Ele consiste em uma adaptação de três métodos de AICV: EDIP2003, IMPACT2002+ e TRACI. Devido à sua diversidade ecológica, o território canadense foi dividido em 15 áreas (ecozonas).

Apresentando abordagem *midpoint*, o LUCAS propõe a caracterização do impacto de acordo com as categorias:

- Mudança climática;
- Depleção de ozônio;
- Acidificação;
- Formação de nevoeiro fotoquímico (*smog*);
- Eutrofização aquática;
- Eutrofização terrestre;
- Ecotoxicidade (aquática e terrestre);
- Toxicidade;

- Uso do solo.

O LUCAS também avalia a depleção de recurso abiótico.

Um objetivo futuro desta metodologia é apresentar uma avaliação combinada de impactos e de danos. Fatores de caracterização *midpoint* e *endpoint* já estão disponíveis para as categorias ecotoxicidade e toxicidade.

A etapa de normalização adotada pelo LUCAS é a mesma apresentada pelo método IMPACT2002+. As referências de normalização são obtidas pela relação do impacto por unidade de emissão, dividido pelo impacto total de todas as substâncias contribuintes para a categoria de impacto específica em determinada ecozona. Este cálculo considera o número de habitantes por ano, utilizando como base o ano de 2005. Procedimentos de ponderação não são recomendados por esta metodologia.

Em Toffoletto et al. (2007) podem ser obtidos mais detalhes sobre este modelo.

4.1.9. SALCA

Elaborado em 2003 pela Universidade de Pretoria, o *South African Life Cycle Assessment* tem como objetivo fornecer diretrizes para avaliação de impactos ambientais coerentes com as condições da África do Sul, dividindo o país em quatro regiões geográficas (SALCAs). Ele utiliza os mesmos modelos de caracterização do método CML2001, acresce ainda a categoria “uso da água” e apresenta modificações no mecanismo da categoria “uso do solo”.

Este método dispõe de modelos de impacto para as seguintes categorias:

- Eutrofização;
- Acidificação;
- Formação fotoquímica de ozônio;
- Depleção de ozônio estratosférico;
- Aquecimento global;

- Toxicidade humana;
- Ecotoxicidade;
- Uso do solo.

As categorias de aspecto ambiental a seguir também são consideradas por este método:

- Uso da água;
- Depleção mineral;
- Depleção energética.

Conforme descrito em Brent (2004), a normalização é conduzida com base na abordagem DtT, resultando nos indicadores de impacto por recurso (RII). Objetivos qualitativos e quantitativos são determinados para as SALCAs e levam em consideração quatro grupos de recursos ambientais:

- Água;
- Ar;
- Solo;
- Recursos abióticos minerais.

Detalhes sobre este método estão disponíveis em Brent (2003; 2004) e Brent e Hietkamp (2003).

4.1.10. ECOPOINTS e JEPIX

O ECOPOINTS, também conhecido como *The Swiss Ecoscarcity Method*, foi desenvolvido com o objetivo de estruturar as avaliações ambientais de produtos e processos específicos (AHBE; BRAUNSCHWEIG; MÜLLER-WENK, 1990). A análise de impacto realizada por este método tem como base as cargas ambientais reais e críticas (ou almejadas), e considera a capacidade do ambiente receptor em absorvê-las. A ponderação e a agregação comparativa de inventários (massa e energia) são realizadas pelo uso de ecofatores, que são extraídos dos

objetivos da política ambiental suíça para um ano. A soma dos ecofatores constitui a medida do impacto ambiental total.

Inspirado no ECOPOINTS, o JEPIX, *Japan Environmental Policy Priorities Index*, foi elaborado com o propósito de auxiliar a avaliação do desempenho ambiental das companhias, de maneira detalhada, integrando diferentes impactos em um índice único (MIYAZAKI et al., 2004). Ele fornece fatores de ponderação regionalizados baseados na política ambiental japonesa.

A UNEP/SETAC *Life-Cycle Initiative* (2007) classifica estes dois métodos como procedimentos de ponderação e, por este motivo, ele não foram inclusos na análise deste trabalho.

Tabela 2: Métodos de AICV analisados.

Método	Origem	Características	Referências
CML2001	Holanda	Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); NS com referências externas; Não contempla procedimentos de ponderação e agregação.	Holanda (1997) Europa Ocidental (1995) Mundo (1990 e 1995)
E-I 99	Holanda	Abordagem <i>endpoint</i> (orientada para o dano); Três conjuntos de ponderação (hierárquica, individualista e igualitária); NS com referências externas (impacto por pessoa por ano).	Europa Ocidental (1993)
EDIP2003	Dinamarca	Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); Caracterização site-dependente para países europeus para a maioria das categorias não-globais; NS com referências externas (impacto potencial por ano por pessoa); Ponderação DtT.	Dinamarca (1994) EU-15 (1994) Mundo (1994)
EPS2000d	Suécia	Abordagem <i>endpoint</i> (orientada para o dano); Não possui etapa de normalização formalizada; Converte os resultados em ELUs; Ponderação WTP.	---
IMPACT2002+	Suíça	Abordagem combinada <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> ; Normalização à nível de impacto ou dano; NS com referências externas (impacto por pessoa por ano).	Europa Ocidental (1995)
TRACI	Estados Unidos	Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); Coletânea de modelos de AICV existentes; NS com referências externas.	Estados Unidos (1999)
LIME	Japão	Abordagem combinada <i>midpoint</i> com avaliação do dano (<i>endpoint</i>); Normalização após a caracterização do dano; Ponderação WTP ou quantidade anual de dano à uma área de proteção.	Japão (2003)
LUCAS	Canadá	Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); Normalização baseada no método IMPACT2002+; Não contempla procedimento de ponderação.	Canadá (2005)
SALCA	África do Sul	Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); Baseado no método CML2001, modificando a categoria "Uso do Solo" e acrescentando "Uso da Água"; Normalização DtT.	África do Sul

Apesar de seu caráter facultativo, a normalização é sugerida por metodologias de AICV consolidadas, e que foram analisadas neste capítulo. Todas elas, exceto o EPS2003, direcionam para um procedimento de normalização do tipo simples, utilizando fatores obtidos de dados externos, sendo eles do país ou região de origem do método ou o mundo.

5. ANÁLISE DOS PROCEDIMENTOS DE NORMALIZAÇÃO

A escolha de um procedimento de normalização inicia quando se opta pela inclusão desta etapa em um estudo, pois, como já discutido em capítulos anteriores, trata-se de um elemento opcional. Assumir, por exemplo, que etapas subsequentes serão consideradas no estudo, comunica subliminarmente, a necessidade de sua realização. A normalização, portanto, representa um prelúdio importante para a etapa de ponderação e é imprescindível para a maioria dos procedimentos para a condensação de valores em um índice único por alternativa.

A etapa de normalização pode fazer uso de referências extraídas do próprio estudo (abordagem interna) ou obtidas de bases externas. Se, por um lado, a falta de consenso universal sobre a escala geográfica a ser referenciada e a indisponibilidade de dados para alguns países ou regiões, como é o caso do Brasil, constitui os principais inconvenientes da NE, a presença de vários procedimentos de NI na literatura dificulta a escolha de um deles.

Assim, este capítulo dedica-se a analisar o emprego de procedimentos de normalização interna, a fim de verificar como se comportam as alternativas em termos de classificação final, e fornecer fundamentos que auxiliem na escolha do procedimento de normalização a ser adotado em um estudo de ACV.

5.1. ANÁLISE SIMPLES

Com o propósito de verificar as possíveis alterações no *ranking* final de alternativas mediante a aplicação dos oito procedimentos de normalização interna destacados neste estudo (considerando as três variações de referência da NS), realizou-se um experimento numérico baseado na matriz de desempenho ambiental M1 (Tabela 3), que é constituída por oito alternativas (A1 a A8) e cinco

critérios positivos (C1 a C5), cujos valores representam um inventário hipotético após a etapa de caracterização.

Tabela 3: Matriz de Desempenho Ambiental M1.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	0,2658	0,1970	0,0078	0,2551	0,1541	0,1674	0,1800	0,1753
	C2 (+)	0,13222	0,07778	0,21778	0,14000	0,09333	0,11000	0,09885	0,12040
	C3 (+)	0,04516	0,06774	0,09032	0,04516	0,02258	0,06321	0,03124	0,04850
	C4 (+)	0,34	0,46	0,15	0,21	0,29	0,32	0,39	0,31
	C5 (+)	11,86	20,32	20,25	23,47	27,08	25,12	15,23	21,31

Ao submeter o conjunto de dados da matriz M1 aos procedimentos de normalização interna, obtiveram-se os valores normalizados demonstrados nas tabelas a seguir (Tabelas 4 a 11). A coluna *score* representa a agregação dos resultados obtidos para cada alternativa através de soma ponderada, considerando que todos os critérios tenham sido avaliados com a mesma importância (peso). Na Tabela 6, os valores da alternativa A1 foram tomados como referência.

Tabela 4: NS utilizando o *valor máximo* como fator de normalização - NS_a.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	1,000	0,741	0,029	0,960	0,580	0,630	0,677	0,660
	C2 (+)	0,607	0,357	1,000	0,643	0,429	0,505	0,454	0,553
	C3 (+)	0,500	0,750	1,000	0,500	0,250	0,700	0,346	0,537
	C4 (+)	0,739	1,000	0,326	0,457	0,630	0,696	0,848	0,674
	C5 (+)	0,438	0,750	0,748	0,867	1,000	0,928	0,562	0,787
Score		3,284	3,599	3,103	3,426	2,889	3,458	2,887	3,210

Tabela 5: NS utilizando o *valor da soma* dos resultados de cada critério como referência - NS_b.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	0,190	0,140	0,006	0,182	0,110	0,119	0,128	0,125
	C2 (+)	0,134	0,079	0,220	0,141	0,094	0,111	0,100	0,122
	C3 (+)	0,109	0,164	0,218	0,109	0,055	0,153	0,075	0,117
	C4 (+)	0,138	0,186	0,061	0,085	0,117	0,130	0,158	0,126
	C5 (+)	0,072	0,123	0,123	0,143	0,164	0,153	0,093	0,129
Score		0,642	0,692	0,627	0,660	0,541	0,665	0,554	0,619

Tabela 6: NS utilizando o *valor da linha de base (A1)* como referência - NS_c.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	1,000	0,741	0,029	0,960	0,580	0,630	0,677	0,660
	C2 (+)	1,000	0,588	1,647	1,059	0,706	0,832	0,748	0,911
	C3 (+)	1,000	1,500	2,000	1,000	0,500	1,400	0,692	1,074
	C4 (+)	1,000	1,353	0,441	0,618	0,853	0,941	1,147	0,912
	C5 (+)	1,000	1,713	1,707	1,979	2,283	2,118	1,284	1,797
Score		5,000	5,896	5,825	5,615	4,922	5,921	4,548	5,353

Tabela 7: Normalização Linear – NL.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	1,000	0,733	0,000	0,959	0,567	0,619	0,667	0,649
	C2 (+)	0,389	0,000	1,000	0,444	0,111	0,230	0,151	0,304
	C3 (+)	0,333	0,667	1,000	0,333	0,000	0,600	0,128	0,383
	C4 (+)	0,613	1,000	0,000	0,194	0,452	0,548	0,774	0,516
	C5 (+)	0,000	0,556	0,551	0,763	1,000	0,871	0,221	0,621
Score		2,335	2,956	2,551	2,693	2,130	2,868	1,941	2,473

Tabela 8: Normalização Vetorial – NV.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	0,494	0,366	0,014	0,474	0,286	0,311	0,335	0,326
	C2 (+)	0,359	0,211	0,591	0,380	0,253	0,299	0,268	0,327
	C3 (+)	0,288	0,431	0,575	0,288	0,144	0,403	0,199	0,309
	C4 (+)	0,374	0,505	0,165	0,231	0,319	0,352	0,428	0,341
	C5 (+)	0,199	0,340	0,339	0,393	0,454	0,421	0,255	0,357
Score		1,713	1,854	1,685	1,766	1,456	1,785	1,485	1,659

Tabela 9: Normalização Padrão – NP.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	1,146	0,275	-2,122	1,011	-0,269	-0,100	0,059	0,000
	C2 (+)	0,195	-1,066	2,178	0,376	-0,706	-0,320	-0,578	-0,079
	C3 (+)	-0,306	0,743	1,792	-0,306	-1,355	0,533	-0,952	-0,150
	C4 (+)	0,322	1,559	-1,636	-1,018	-0,193	0,116	0,837	0,013
	C5 (+)	-1,736	-0,052	-0,066	0,575	1,294	0,904	-1,065	0,145
Score		-0,378	1,459	0,146	0,638	-1,228	1,133	-1,699	-0,071

Tabela 10: Normalização Sigmoidal – NG.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	0,759	0,568	0,107	0,733	0,433	0,475	0,515	0,500
	C2 (+)	0,549	0,256	0,898	0,593	0,330	0,421	0,359	0,480
	C3 (+)	0,424	0,678	0,857	0,424	0,205	0,630	0,278	0,462
	C4 (+)	0,580	0,826	0,163	0,265	0,452	0,529	0,698	0,503
	C5 (+)	0,150	0,487	0,484	0,640	0,785	0,712	0,256	0,536
Score		2,461	2,815	2,509	2,656	2,206	2,767	2,107	2,482

Tabela 11: Normalização Decimal – ND.

		Alternativas							
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Critérios	C1 (+)	0,266	0,197	0,008	0,255	0,154	0,167	0,180	0,175
	C2 (+)	0,132	0,078	0,218	0,140	0,093	0,110	0,099	0,120
	C3 (+)	0,452	0,677	0,903	0,452	0,226	0,632	0,312	0,485
	C4 (+)	0,340	0,460	0,150	0,210	0,290	0,320	0,390	0,310
	C5 (+)	0,119	0,203	0,203	0,235	0,271	0,251	0,152	0,213
Score		1,309	1,615	1,482	1,292	1,034	1,480	1,133	1,303

A ordem de preferência das alternativas por procedimento de normalização está sumarizada na Tabela 12. Por convenção, o maior valor obtido na coluna *score* tornou uma alternativa preferível às demais. Sendo assim, as alternativas foram pontuadas em ordem crescente, ficando com a primeira colocação aquela que apresentou maior *score*, ao passo que a alternativa menos relevante ficou em oitava.

Tabela 12: Classificação das alternativas por procedimento de normalização.

		Procedimentos de Normalização							
		NS _a	NS _b	NS _c	NL	NV	NP	NG	ND
Classificação das Alternativas	1º	A2	A2	A6	A2	A2	A2	A2	A2
	2º	A6	A6	A2	A6	A6	A6	A6	A3
	3º	A4	A4	A3	A4	A4	A4	A4	A6
	4º	A1	A1	A4	A3	A1	A3	A3	A1
	5º	A8	A3	A8	A8	A3	A8	A8	A8
	6º	A3	A8	A1	A1	A8	A1	A1	A4
	7º	A5	A7	A7	A5	A7	A5	A5	A7
	8º	A7	A5	A5	A7	A5	A7	A7	A5

A partir do conteúdo da Tabela 12 seria possível afirmar que o uso de qualquer um dos procedimentos estudados não afetaria a escolha do decisor na busca da melhor alternativa, visto que eles apresentaram a mesma classificação para as três primeiras colocações, com exceção dos procedimentos NS_c e ND.

5.2. SIMULAÇÕES MÚLTIPLAS

Considerando insuficiente a análise de apenas uma situação para garantir quaisquer conclusões, realizou-se um estudo com simulações múltiplas, conforme detalhado a seguir.

Estas simulações foram realizadas com o auxílio de uma ferramenta elaborada pela Universidade Federal de Santa Catarina – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida. Ela consiste em uma planilha do Microsoft Excel®, desenvolvida com o propósito de gerar números aleatórios e dar suporte na avaliação dos resultados de diferentes procedimentos de normalização.

Aplicação da planilha: Para realizar uma simulação, o conjunto de dados a ser normalizado deve ser inserido na tabela identificada como *Matriz 1* (Figura 8). As definições do programa podem ser introduzidas pelos botões localizados no lado direito da planilha (linhas 3 a 10 ou 102 a 109).

Matriz 1						Matriz 2					
Critérios Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5	Critérios Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5
A1	0,2658	0,13222	0,04516	0,34	11,86	A1	0,238438	0,111372	0,085701	0,437408	22,16367
A2	0,197	0,07778	0,06774	0,46	20,32	A2	0,303308	0,176346	0,050275	0,407738	20,34633
A3	0,0078	0,21778	0,09032	0,15	20,25	A3	0,257913	0,103548	0,040973	0,424874	14,86395
A4	0,2551	0,14	0,04516	0,21	23,47	A4	0,160541	0,141083	0,089558	0,34499	29,96981
A5	0,1541	0,09333	0,02258	0,29	27,08	A5	0,18116	0,117924	0,034773	0,289716	24,66124
A6	0,1674	0,11000	0,06321	0,32	25,12	A6	0,212967	0,136564	0,066658	0,408666	16,88204
A7	0,1800	0,09885	0,03124	0,39	15,23	A7	0,002605	0,142647	0,046678	0,306108	19,83409
A8	0,1753	0,1204	0,0465	0,31	21,31	A8	0,065207	0,095638	0,020334	0,242241	23,2433

Normalização 1 simples: x/max							
Critérios Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5	Resultado	Ordem
A1	0,786124	0,631555	0,956932		1	0,73954	4,114152
A2	1		0,561361	0,932167	0,678894	4,172422	1
A3	0,850334	0,587186	0,457504	0,971343	0,495961	3,362326	5
A4	0,5293	0,800036		0,788714	1	4,118051	2
A5	0,597279	0,668709	0,38827	0,662346	0,822869	3,139474	6
A6	0,70215	0,774413	0,744294	0,934289	0,556628	3,711774	4
1	0,008587	0,808904	0,521203	0,699821	0,661802	2,700317	7
1	0,214987	0,542335	0,227052	0,553809	0,775557	2,31374	8

Normalização 2 simples: x/soma coluna							
Critérios Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5	Resultado	Ordem
A1	0,167661	0,108643	0,197037	0,152847	0,129036	0,755224	2
A2	0,213276	0,172024	0,115587	0,142479	0,118455	0,761821	1
A3	0,181356	0,10101	0,094202	0,148467	0,086536	0,611571	5
A4	0,112887	0,137626	0,205905	0,120553	0,174482	0,751452	3
A5	0,127385	0,115034	0,079947	0,101238	0,143576	0,667179	6

Figura 8: Planilha para avaliação dos procedimentos de normalização.

As configurações do gerador aleatório são acessadas através do botão *Config*. Ao pressioná-lo, surge uma nova janela (Figura 9), na qual é possível estabelecer: a distribuição de probabilidade dos dados (uniforme contínua ou normal), os limites superiores e inferiores do intervalo de variação dos dados (apenas para distribuição uniforme contínua) e a ordenação do *ranking* (crescente ou decrescente).

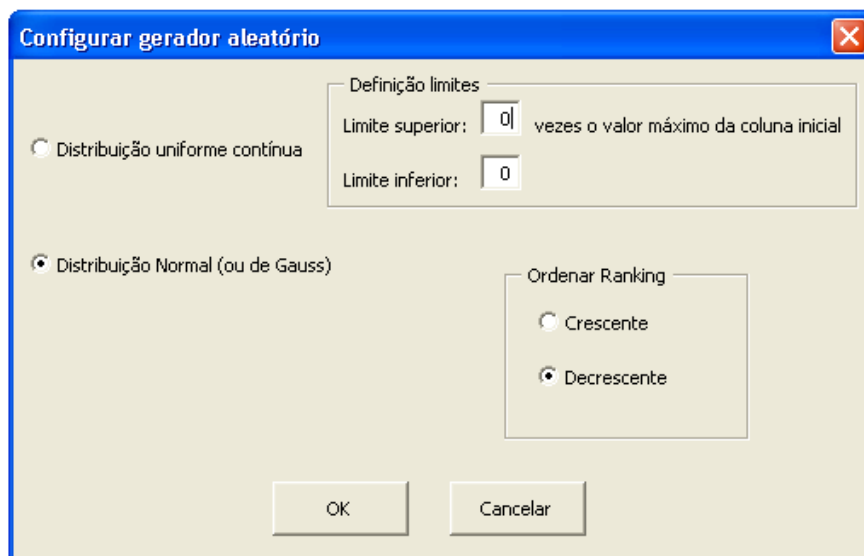


Figura 9: Configurações do gerador aleatório.

O número de repetições (simulações) a serem realizadas é definido na nova janela que se abre ao pressionar o botão *Rodar* (Figura 10).

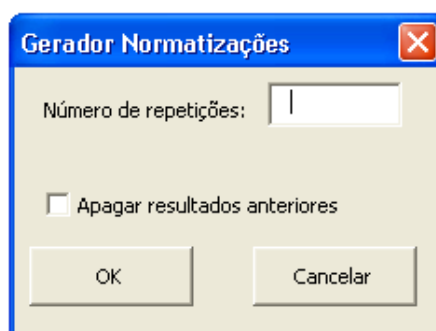


Figura 10: Definição do número de simulações.

Encerrada a análise, a planilha mantém disponível ao usuário o resultado da última simulação nas respectivas tabelas de cada procedimento, bem como o sumário do *ranking* obtido em cada uma delas.

Experimento numérico: Fazendo uso dos valores da matriz M1 (Tabela 3) e tomando como base o valor médio e o desvio padrão obtido no respectivo critério (ver Tabela 13), novos números foram gerados aleatoriamente pela planilha, compondo a matriz M2. Esta nova matriz foi então submetida aos procedimentos de normalização. Reproduziu-se esta simulação por 10.000 (dez mil) vezes, por ser esta a quantidade mínima aceitável para se reduzir o erro da estimativa da solução ideal (SONNEMANN; SCHUHMACHER; CASTELLS, 2003).

Tabela 13: Valor médio e do desvio padrão obtidos para cada critério.

		Critérios				
		C1	C2	C3	C4	C5
Valores	Média	0,1753	0,12380	0,05174	0,31	20,58
	Desvio padrão	0,0789	0,0432	0,0215	0,0970	5,0226

O gerador aleatório foi configurado considerando uma ordenação decrescente do *ranking* (a alternativa que apresentou maior resultado – *score* – ocupou a primeira colocação).

Os resultados foram quantificados pela planilha em termos de manutenção integral do *ranking* (exatamente a mesma classificação das alternativas, da primeira à última colocação) e parcial (a mesma classificação das alternativas, da primeira até a quarta colocação), em todos ou na maioria dos procedimentos analisados, como apresentado na Tabela 14. Nesta tabela, encontram-se, ao lado esquerdo, as quantificações das ocorrências respeitando os requisitos descritos; ao lado direito estão os apontamentos das ocorrências onde os requisitos foram desrespeitados, identificados por procedimento de normalização.

Outras repetições foram realizadas desconsiderando os procedimentos de normalização que mais se afastaram da maioria. Excluiu-se o procedimento ND e posteriormente o procedimento NS_c. Os resultados destas novas séries de simulações estão contidos nas tabelas 15 e 16. Os espaços tracejados indicam que, para determinada condição, o *ranking* não se apresentou diferente para o procedimento de normalização da respectiva coluna.

Tabela 14: Resultados das simulações múltiplas com oito procedimentos de normalização.

Simulações com oito procedimentos									
Manutenção do <i>ranking</i>	Incidência	Onde não foi igual?							
		NS_a	NS_b	NS_c	NL	NV	NG	NP	ND
Em todos os procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	0,07%	--	--	--	--	--	--	--	--
Em 7 dos 8 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	1,16%	1	--	13	2	--	2	--	98
Em 6 dos 8 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	4,10%	10	19	340	27	3	18	13	390
Em 5 dos 8 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	4,56%	49	105	364	153	42	138	103	414
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	1,04%	--	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 7 dos 8 procedimentos	5,32%	3	6	100	10	1	13	4	395
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 6 dos 8 procedimentos	11,07%	21	67	895	92	10	58	43	1028
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 5 dos 8 procedimentos	9,42%	94	299	646	347	145	293	260	742
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	3,33%	--	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 7 dos 8 procedimentos	11,39%	5	21	275	23	--	23	16	776
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 6 dos 8 procedimentos	15,32%	22	94	1229	134	25	97	80	1383
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 5 dos 8 procedimentos	13,12%	155	468	765	499	279	473	422	875
A 1 ^a e 2 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	12,10%	--	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 7 dos 8 procedimentos	20,84%	6	30	601	52	--	46	31	1318
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 6 dos 8 procedimentos	17,33%	40	160	1336	179	42	143	120	1446
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 5 dos 8 procedimentos	15,18%	174	544	718	661	391	658	604	804
A 1 ^a posição manteve-se em todos os procedimentos	40,89%	--	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a posição manteve-se em 7 dos 8 procedimentos	24,31%	9	39	824	69	--	54	27	1409
A 1 ^a posição manteve-se em 6 dos 8 procedimentos	11,95%	31	145	847	159	57	146	132	873
A 1 ^a posição manteve-se em 5 dos 8 procedimentos	10,89%	130	404	365	550	327	571	532	388

Tabela 15: Resultados das simulações múltiplas com sete procedimentos de normalização.

Simulações com sete procedimentos								
Manutenção do <i>ranking</i>	Incidência	Onde não foi igual?						
		NS _a	NS _b	NS _c	NL	NV	NG	NP
Em todos os procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	1,11%	--	--	--	--	--	--	--
Em 6 dos 7 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	4,01%	10	18	330	20	--	13	10
Em 5 dos 7 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	4,23%	43	92	349	131	31	110	90
Em 4 dos 7 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	12,50%	203	516	773	594	446	620	598
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	4,95%	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 6 dos 7 procedimentos	11,57%	21	43	940	73	2	43	35
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 5 dos 7 procedimentos	8,27%	73	248	609	263	73	210	178
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 4 dos 7 procedimentos	21,57%	369	958	1165	1012	862	1056	1049
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	11,04%	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 6 dos 7 procedimentos	17,41%	21	67	1424	106	2	66	55
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 5 dos 7 procedimentos	10,30%	98	328	674	311	131	282	236
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 4 dos 7 procedimentos	24,48%	427	1083	1182	1190	1000	1248	1214
A 1 ^a e 2 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	25,23%	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 6 dos 7 procedimentos	22,37%	35	95	1790	139	3	97	78
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 5 dos 7 procedimentos	10,87%	93	389	611	321	189	312	252
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 4 dos 7 procedimentos	23,51%	422	1032	982	1201	972	1238	1206
A 1 ^a posição manteve-se em todos os procedimentos	54,96%	--	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a posição manteve-se em 6 dos 7 procedimentos	18,93%	27	66	1537	124	1	86	52
A 1 ^a posição manteve-se em 5 dos 7 procedimentos	7,11%	52	288	312	207	155	221	187
A 1 ^a posição manteve-se em 4 dos 7 procedimentos	15,67%	266	634	517	882	630	883	889

Tabela 16: Resultados das simulações múltiplas com seis procedimentos de normalização.

Simulações com seis procedimentos							
Manutenção do <i>ranking</i>	Incidência	Onde não foi igual?					
		NS_a	NS_b	NL	NV	NG	NP
Em todos os procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	4,41%	--	--	--	--	--	--
Em 5 dos 6 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	4,20%	48	78	129	5	87	73
Em 4 dos 6 procedimentos o <i>ranking</i> manteve-se igual	8,47%	99	427	250	360	295	263
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	14,35%	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 5 dos 6 procedimentos	8,26%	73	203	253	4	153	140
A 1 ^a , 2 ^a , 3 ^a e 4 ^a posições mantiveram-se em 4 dos 6 procedimentos	13,83%	123	760	378	658	443	404
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	25,28%	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 5 dos 6 procedimentos	9,91%	90	252	296	3	186	164
A 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a posições mantiveram-se em 4 dos 6 procedimentos	15,38%	121	867	391	780	493	424
A 1 ^a e 2 ^a posições mantiveram-se em todos os procedimentos	43,13%	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 5 dos 6 procedimentos	10,58%	92	281	299	4	208	174
A 1 ^a e 2 ^a posição mantiveram-se em 4 dos 6 procedimentos	14,58%	100	861	355	802	437	361
A 1 ^a posição manteve-se em todos os procedimentos	70,33%	--	--	--	--	--	--
A 1 ^a posição manteve-se em 5 dos 6 procedimentos	6,68%	54	193	186	2	125	108
A 1 ^a posição manteve-se em 4 dos 6 procedimentos	9,16%	41	542	227	531	270	221

Os números apresentados nas Tabelas 14, 15 e 16 não são cumulativos. Por exemplo, em 40,89% das simulações, para qualquer um dos oito procedimentos de normalização, a primeira posição seria ocupada pela mesma alternativa; para 24,31% das simulações, a primeira posição seria ocupada pela mesma alternativa em sete dos oito procedimentos. Este último número não está incluído no primeiro.

Das simulações conduzidas, o *ranking* foi mantido integralmente nos oito procedimentos em apenas 0,07% dos casos. Parcialmente, as quatro primeiras, as três primeiras e as duas primeiras colocações mantiveram-se, respectivamente, em 1,04%, 3,33% e 12,10%. Analisando somente a primeira posição, ela foi ocupada pela mesma alternativa, e em todos os procedimentos, em 40,89% das ocorrências e 24,31% em sete dos oito procedimentos, sendo que 1409 vezes o procedimento divergente foi a ND e 824 vezes a NS_c.

Após a exclusão do procedimento ND, o *ranking* manteve-se inalterado nos sete procedimentos em 1,11% dos casos. As quatro primeiras, as três primeiras e as duas primeiras colocações mantiveram-se, respectivamente, em 4,95%, 11,04% e 25,23%. A primeira posição foi ocupada pela mesma alternativa, nos sete procedimentos, em 54,96% das ocorrências e 18,93% em seis dos sete procedimentos, apresentando comportamento diferenciado 1537 vezes na NS_c.

Finalmente, segregou-se da análise o procedimento NS_c. Então, o *ranking* permaneceu idêntico em 4,41% das simulações com os seis procedimentos restantes. As quatro primeiras, as três primeiras e as duas primeiras colocações mantiveram-se, respectivamente, em 14,35%, 25,28% e 43,13% dos casos. A primeira colocação manteve-se em 70,33% das simulações e 6,68% em cinco dos seis procedimentos considerados.

Os resultados obtidos demonstram que a manutenção integral do *ranking* das alternativas nos oito procedimentos considerados neste estudo é uma condição difícil de ser atingida. Entretanto, o deslocamento da alternativa preferível

apresentou baixos índices, principalmente após a exclusão dos procedimentos ND e NS_c, variando em menos de 30% das simulações efetuadas.

6. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

O uso da ACV como técnica auxiliar na tomada de decisão vem crescendo gradualmente no âmbito internacional. A sua utilização acarreta na necessidade de aprimorar os conhecimentos sobre ela, principalmente na busca de um consenso universal. Visando contribuir para isso, este trabalho analisou a etapa de normalização.

A normalização é responsável pela transformação de valores absolutos em valores relativos a uma referência. Embora traduzam um resultado exato e fiel, a leitura de dados absolutos não tem a virtude de ressaltar de imediato as suas conclusões numéricas. Já a presença de dados relativos permite e facilita as comparações entre quantidades.

A utilidade da normalização compreende a adequação de unidades para procedimentos adicionais (agrupamento e ponderação), a verificação de erros e inconsistências, o fornecimento e comunicação de informação sobre a significância relativa dos resultados dos indicadores e o estabelecimento de referências de grandeza para as categorias analisadas no estudo, sendo, por isso, considerada uma etapa fortemente recomendada para estudos de ACV.

Levando em consideração a definição desta etapa descrita pela ISO, onde seu principal objetivo é melhorar o entendimento da magnitude relativa de cada resultado do indicador do sistema de produto em estudo, e o fato de que todas as metodologias de AICV estudadas no capítulo 4 (exceto o EPS2003) direcionam para o uso de um procedimento de normalização do tipo simples combinado com fatores obtidos de dados externos, conclui-se que, para ACV, é preferível a adoção de procedimentos de normalização com abordagem externa; desta forma, todos os propósitos da normalização seriam obtidos com um único procedimento.

Porém, é importante enfatizar que a utilização de uma abordagem externa implica na necessidade de se estabelecer fatores de normalização externos específicos

para a escala geográfica onde o sistema de produto analisado está inserido, uma vez que incertezas podem ser associadas ao estudo por meio da aplicação de referências externas desenvolvidas para outro país ou região.

Como discorrido no corpo deste trabalho, uma forma de contornar a falta de um referencial externo é a aplicação de procedimentos de normalização interna. O conceito de NI coloca o resultado de um sistema de produto em relação ao resultado de outro(s), sendo muito indicado para estudos comparativos entre sistemas alternativos.

Este trabalho, especificamente no capítulo 3, revisa alguns dos procedimentos de normalização de abordagem interna comumente encontrados na literatura. A análise simples conduzida no capítulo 5 demonstra que, apesar de todos os procedimentos resultarem em novos números, eles produzem a mesma ordem de preferência para as quatro primeiras colocações, com exceção dos procedimentos de NS_c e ND. A repetição deste processo por 10.000 vezes com números gerados aleatoriamente permite constatar que a manutenção integral do *ranking* das alternativas nos oito procedimentos considerados neste estudo é uma condição difícil de ser atingida, visto que apenas 0,07% dos casos apresentaram esta condição. Da mesma forma, o cenário resultante da análise simples, ou seja, a manutenção das quatro primeiras posições em pelo menos seis procedimentos correspondeu a 1,04% das simulações. Entretanto, o deslocamento da alternativa preferível apresentou baixos índices, principalmente após a exclusão dos procedimentos ND e NS_c .

Desta forma, conclui-se que, dentro dos limites estabelecidos neste trabalho, qualquer que seja o procedimento de normalização adotado, com exceção dos procedimentos ND e NS_c , a influência causada pela normalização poderá afetar a busca da alternativa preferível em menos de 30% dos casos. A escolha do procedimento a ser utilizado pode, então, ser baseada nas características do conjunto de dados que compõe a matriz original, considerando as observações descritas no capítulo 3, tal como o uso da NG na presença de *outliers* extremos ou da NP quando os dados se comportarem segundo uma distribuição normal.

Estudos envolvendo uma menor quantidade de alternativas e/ou procedimentos de normalização podem obter resultados ainda melhores, apresentando menor variação.

O comportamento diferenciado dos resultados atingidos pelo procedimento ND pode estar relacionado com as características do conjunto de dados utilizado por este estudo (matriz M1). Como apresentado no capítulo 3, para que este procedimento ND seja consistente, os dados a normalizar devem ser maiores que 1 (um). Com relação ao procedimento NS_c, não foi possível identificar um fator que possa estar diretamente associado à seu resultado destoante dos demais.

Recomenda-se, portanto, a realização de estudos mais aprofundados sobre os procedimentos de normalização, especialmente NS_c, a fim de identificar as características que fazem seus resultados se diferenciarem dos demais.

Ressalta-se também a importância de examinar o comportamento dos procedimentos de normalização em situações onde as categorias de impacto (critérios) recebam diferentes pesos, e ainda com a aplicação de outros métodos de agregação. Aliás, neste tocante, o estudo de métodos que independam de normalização, como é o caso de Promethee (BRANS; VINCKE, 1985), por exemplo, pode ser um caminho para a minimização das influências matemáticas na tomada de decisão.

O Brasil está entre os países que ainda não possui um banco de dados de normalização, apresentando nesta área uma grande oportunidade para trabalhos futuros em normalização, assim como em outras etapas da ferramenta ACV. Neste caso, além de estabelecer uma base de dados para a geração das referências externas, é também necessário o desenvolvimento de um mecanismo que garanta a atualização destas informações de maneira prática e precisa.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura*. CENWin, versão digital, 2001. 10 p.

_____. *NBR ISO 14041: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Definição de objetivo e escopo e análise de inventário*. CENWin, versão digital, 2004a. 25 p.

_____. *NBR ISO 14042: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Avaliação do impacto do ciclo de vida*. CENWin, versão digital, 2004b. 17 p.

_____. *NBR ISO 14043: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Interpretação do ciclo de vida*. CENWin, versão digital, 2005. 19 p.

_____. *NBR ISO 14050: Gestão ambiental – Vocabulário*. CENWin, versão digital, 2004c. 23 p.

AHBE, S.; BRAUNSCHWEIG, A.; MÜLLER-WENK, R. *Methodology for Ecobalances based on Ecological Optimization*. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Environment Series No. 133, 1990.

BARE, J. C. et al. TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology*, v. 6, n. 3-4, 2003, p. 49-78.

BARE, J. C.; GLORIA, T. P. Critical Analysis of the Mathematical Relationships and Comprehensiveness of Life Cycle Impact Assessment Approaches. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 4, 2006, p. 1104-1113.

BARE, J. C.; GLORIA, T.; NORRIS, G. A. Development of the Method and U. S. Normalization Database for Life Cycle Impact Assessment and Sustainability Metrics. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 16, 2006, p. 5108-5115.

BAUMANN, H.; RYDBERG, T. Life Cycle Assessment: a comparison of three methods for impact analysis and evaluation. *Journal of Cleaner Production*, v. 2, n. 1, 1994, p. 13-20.

BAUMANN, H; TILLMAN, A-M. *The Hitch Hiker's Guide to LCA: An orientation in life cycle assessment – methodology and application*. Lund: Studentlitteratur AB, 2004, 543 p.

BEKMAN, O. R.; COSTA NETO, P. L. O. *Análise Estatística da Decisão*. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1980, 124 p.

BENEDET JÚNIOR, G. *Avaliação de Incertezas em Inventários do Ciclo de Vida*. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007. 79 p.

BLONK, H. et al. *Normalization figures for Dutch territory, Dutch consumption and West European territory: Three reference levels for normalization in LCA*. Lelystad: (RIZA) werkdocument 97.110X, 1997.

BRANS, J. P. ; VINCKE, P. A Preference Ranking Organization Method: the PROMETHEE Method for Multiple Criteria Decision-Making. *Management Science*, v. 31, n. 6, 1985, p. 647-656.

BRENT, A. C. A proposed lifecycle impact assessment framework for South Africa from available environmental data. *South African Journal of Science*, v. 99, March/April, 2003, p.115-122.

_____. A Life Cycle Impact Assessment Procedure with Resource Groups as Areas of Protection. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 9, n. 3, 2004, p. 172-179.

BRENT, A. C.; HIETKAMP, S. Comparative Evaluation of Life Cycle Impact Assessment Methods with a South African Case Study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 1, 2003, p. 27-38.

CHEHEBE, J. R. B. *Análise do Ciclo de Vida de Produtos: Ferramenta Gerencial da ISO 14000*. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998. 104 p.

DREYER, L. C.; NIEMANN, A. L.; HAUSCHILD, M. Z. Comparison of Three Different LCIA Methods - EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99: Does it matter which one you choose? *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 4, 2003, p. 1-10.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER NETO, G.; NORONHA, S. M. *Apoio à Decisão: Metodologias para Estruturação de Problemas e Avaliação Multicritério de Alternativas*. Florianópolis: Insular, 2001. 295 p.

FERRÃO, P. C. *Introdução à Gestão Ambiental: A Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos*. Lisboa: IST Press, 1998. 219 p.

FINKBEINER, M. et al. The New International Standards for Life Cycle Impact Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, n. 2, 2006, p. 80-85.

FINNVEDEN, G. et al. Normalisation, Grouping, and Weighting in Life-Cycle Impact Assessment. In: UDO DE HAES, H. A. et al. (Ed.). *Life-Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice*. Brussels: SETAC – Europe, 2002. p. 177-208.

GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. *Eco-indicator 99: Methodology Report*. Amersfoort: PRé Consultants B.V., 2001a. Disponível em: <<http://www.pre.nl/eco-indicator99/ei99-reports.htm>>. Acesso em: 17 set. 2007.

GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. *Eco-indicator 99: Methodology Annex*. Amersfoort: PRé Consultants B.V., 2001b. Disponível em: <<http://www.pre.nl/eco-indicator99/ei99-reports.htm>>. Acesso em: 17 set. 2007.

GUINÉE, J. B. (Ed.). *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. 716 p.

GUINÉE, J. B. (Ed.). *Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO Standards*. Leiden: Centre of Environmental Science, 2001. Disponível em: <<http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>>. Acesso em: 15 set. 2007.

HAUSCHILD, M.; WENZEL, H. *Environmental Assessment of Products*. Cambridge: Chapman & Hall, 1998. 565 p., v. 2.

HEIJUNGS, R. *Aligning Eco-indicator 99 and LCA Guide 2001 (ReCiPe): Phase 1*. Disponível em: <<http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/recipephase1.html>>. Acesso em: 15 dez. 2007.

HEIJUNGS, R. et al. Bias in Normalization: Causes, Consequences, Detection and Remedies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 12, n. 4, 2007, p. 211-216.

HERTWICH, E. G.; PEASE, W. S.; KOSHLAND, C. P. Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods. *The Science of the Total Environment*, v. 196, 1997, p. 13-29.

HUMBERT, S.; MARGNI, M.; JOLLIET, O. *IMPACT 2002+ method: UserGuide for IMPACT 2002+ version 2.1*. Lausanne: École Polytechnique Fédérale Lausanne, 2005. 36 p. Disponível em: <<http://www.epfl.ch/impact>>. Acesso em: 16 out. 2007.

HWANG, C. L.; YOON, K. *Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications – A State-of-the-Art Survey*. Berlin: Springer-Verlag Heidelberg, 1981. p. 1-31.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *ISO 14040: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*. Geneva: ISO copyright office, 2006a. 21 p.

_____. *ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*. Geneva: ISO copyright office, 2006b. 47 p.

_____. *ISO/TR 14047: Environmental management – Life cycle impact assessment – Examples of application of ISO 14042 (Technical Report)*. Geneva: ISO copyright office, 2003. 94 p.

_____. *ISO/TS 14048: Environmental management – Life cycle assessment – Data documentation format (Technical Specification)*. Geneva: ISO copyright office, 2002.

_____. *ISO/TR 14049: Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis (Technical Report)*. Geneva: ISO copyright office, 2000.

ITSUBO, N.; INABA, A. A New LCIA Method: LIME has been completed. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 5, 2003, p. 305.

ITSUBO, N. et al. Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 9, n. 3, 2004, p. 196-205.

JAIN, A.; NANDAKUMAR, K.; ROSS, A. Score normalization in multimodal biometric systems. *Pattern Recognition*, v. 38, n. 12, 2005, p. 2270-2285.

JOLLIET, O. et al. IMPACT2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 6, 2003, p. 324-330.

KULAY, L. A. *Desenvolvimento de modelo de Análise de Ciclo de Vida adequado às condições brasileiras: aplicação ao caso do superfosfato simples*. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000. 141 p.

LEE, K. M. A Weighting Method for the Korean Eco-Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 4, n. 3, 1999, p. 161-165.

LINDEIJER, E. et al. Part IV: Normalisation and Valuation. In: UDO DE HAES, H. A. et al. (Ed.). *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*. Brussels: SETAC - Europe, 1996. p. 76-93.

LOUREIRO, M.; BAÇÃO, F. *O Self-Organizing Map como ferramenta na análise geo-demográfica*. In: V Congresso da Geografia Portuguesa. Guimarães: Campus de Azurém, 2004. 14 p. Acesso em: 16 out. 2007.

LUNDIE, S. et al. Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity. *Journal of Cleaner Production*, v. 15, n. 8-9, 2007, p. 819-832.

MIYAZAKI, N.; SIEGENTHALER, C.; SCHOENBAUM, T.; AZUMA, K. *Japan Environmental Policy Priority Index (JEPIX)*. Tokyo: Institute of International Christian University, 21st Century COE Monograph Series 7, Social Science Research, 2004.

NORRIS, G. A. The requirement of congruence in normalization. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 6, n. 2, 2001, p. 85-88.

PASSUELLO, A. C. B. *Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida em Embalagens Descartáveis para Frutas: estudo de caso*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007. 129 p.

PAVLIČIĆ, D. M. Normalization of Attribute Values in MADM violates the conditions of consistent choice IV, DI and α . *Yugoslav Journal of Operations Research*, v. 10, n. 1, 2000, p. 109-122.

PEREIRA, S. W. *Análise ambiental do processo produtivo de pisos cerâmicos: aplicação de avaliação do ciclo de vida*. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004. 123 p.

RODRÍGUEZ, C. K. *A Computational Environment for Data Reprocessing in Supervised Classification*. Dissertação (Mestrado) – Scientific Computation, University of Puerto Rico, Mayagüez, 2004. 164 p.

SEPPÄLÄ, J. *Life Cycle Impact Assessment based on Decision Analysis*. Tese (Doutorado) – Helsinki University of Technology, Espoo, Finland, 2003. 63 p.

SEPÄLLÄ, J.; HÄMÄLÄINEN, R. P. On the Meaning of the Distance-to-Target Weighting Method and Normalisation in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 6, n. 4, 2001, p. 211-218.

SOARES, S. R.; TOFFOLETTO, L.; DESCHÊNES, L. Development of weighting factors in the context of LCIA. *Journal of Cleaner Production*, v. 14, n. 6-7, 2006, p. 649-660.

SONNEMANN, G. W.; SCHUHMACHER, M.; CASTELLS, F. Uncertainty Assessment by a Monte Carlo Simulation in a Life Cycle Inventory of Electricity produced by a Waste Incinerator. *Journal of Cleaner Production*, v. 11, n. 3, 2003, p. 279-292.

SONNEMANN, G. W.; CASTELLS, F.; SCHUHMACHER, M. *Integrated Life-Cycle and Risk Assessment for Industrial Processes: Advanced Methods in Resource and Waste Management*. London: Lewis Publishers, 2004. 362 p.

STEEN, B. *EPS - Environmental Priority Strategies in Product Design*. Disponível em <<http://eps.esa.chalmers.se>>. Acesso em 15 set. 2007.

STRANDDORF, H. K.; HOFFMANN, L.; SCHMIDT, A. *Update on Impact Categories, Normalisation and Weighting in LCA: Selected EDIP97 data*. Copenhagen: Danish Ministry of the Environment, Danish Environmental Protection Agency, Environmental Project Nr. 995, 2005. 290 p. Disponível em: <<http://www2.mst.dk/udgiv/Publications/2005/87-7614-570-0/pdf/87-7614-571-9.PDF>>. Acesso em: 16 out. 2007.

TACHARD, A. L.; OMETTO, A. R. *A importância da normalização de impactos na ACV para comparação de produtos em termos ambientais*. In: Conferência Internacional do Ciclo de Vida (CILCA 2007), São Paulo, 2007. CD-ROM.

TOFFOLETTO, L. et al. A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.12, n.2, 2007, p.93-102.

THOMÉ, A. C. G. *Análise e Tratamento dos Dados*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <http://equipe.nce.ufrj.br/thome/nn/T5a_mlp_detalhes2007.pdf>. Acesso em: 16 out. 2007.

TOSTA, C. S. *Inserção da Análise do Ciclo de Vida no Estado da Bahia através da atuação do Órgão Ambiental*. Dissertação (Mestrado Profissional) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004. 188 p.

TUKKER, A. Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 20, n. 4, 2000, p. 435-456.

UNEP/SETAC LIFE CYCLE INICIATIVE. *Comparison of LCIA methods*. Disponível em <<http://lcinitiative.unep.fr/includes/file.asp?site=lcinit&file=E3DDE415-720E-4F61-B40D-6526279C1523>>. Acesso em 18 nov. 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U. S. EPA). *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI)*. Disponível em: <<http://www.epa.gov/nrmrl/std/sab/traci/>>. Acesso em: 27 set. 2007.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. *Environmental Assessment of Products: Methodology, tools and case studies in product development*. Norwell: Kluwer Academic Publishers, 1997. 564p. v. 1, 2.ed.