

Bruno Menezes Galindro

**DESENVOLVIMENTO DE SISTEMA DE BENCHMARKING
PARA A COMUNICAÇÃO DE DECLARAÇÕES AMBIENTAIS
DE PRODUTO (DAPs)**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares.

Florianópolis
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Galindo, Bruno Menezes

Desenvolvimento de sistema de benchmarking para a
comunicação de declarações ambientais de produto (DAPs) / Bruno
Menezes Galindo; orientador, Sebastião Roberto Soares, 2019.

264 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina,
Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Declaração Ambiental de Produto.
3. Avaliação do Ciclo de Vida. 4. Benchmarking. 5. Análise
Envoltória de Dados. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. III. Título.



TERMO DE APROVAÇÃO

“DESENVOLVIMENTO DE SISTEMA DE BENCHMARKING PARA A
COMUNICAÇÃO DE DECLARAÇÕES AMBIENTAIS DE PRODUTO (DAPs)”

BRUNO MENEZES GALINDRO

A Tese 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 obtenção do grau de

DOCTOR(A) EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:

Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares
(Orientador)

Prof.ª Dr.ª Alexandra Rodrigues Finotti

Prof.ª Dr.ª Lucila Maria de Souza Campos

Dr. Thiago Olsheira Romatães
Prof.ª Alexandra Rodrigues Finotti
Departamento de Engenharia
Sanitária e Ambiental/CTC/UFSC

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer
(Coordenadora)

Prof.ª Alexandra Rodrigues Finotti
Departamento de Engenharia
Sanitária e Ambiental/CTC/UFSC

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
JULHO/2019

À minha mãe (*in memoriam*) e ao meu pai.

AGRADECIMENTOS

Ao IFSC, por acreditar e investir na formação e capacitação dos seus professores. Aos colegas servidores, amigos e alunos da instituição pelo apoio e incentivo. É o momento de retribuir a todos com muito trabalho e dedicação. À UFSC, base da minha formação acadêmica desde a graduação, agradeço pela oportunidade de fazer parte de uma instituição pública e gratuita de alto nível de ensino, pesquisa e extensão.

Ao Professor Sebastião Roberto Soares e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) pela oportunidade de desenvolver esse trabalho.

Aos membros das bancas avaliadoras pelas contribuições e sugestões ao trabalho. Ao professor Carlos Ernani Fries pela grande ajuda no desenvolvimento das análises realizadas nessa tese.

Aos amigos e colegas do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) e aos integrantes e ex-integrantes do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) pela amizade e companheirismo ao longo de toda essa jornada de mestrado e doutorado. Aos amigos da EnCiclo Soluções Sustentáveis, Guilherme, Edivan e Henrique pela parceria, conversas e sugestões para o trabalho.

A toda a divisão *Quantitative Sustainability Assessment* (QSA) da Universidade Técnica da Dinamarca (DTU), especialmente aos professores Stig Irving Olsen e Niki Bey, meus anfitriões no período de doutoramento sanduíche. Obrigado pelas análises, comentários e sugestões para o trabalho e por toda a experiência extremamente proveitosa para o meu desenvolvimento profissional e pessoal.

A equipe do *International EPD System*, especialmente ao Sebastian Welling e Sven-Olof-Ryding pela parceria no desenvolvimento de parte desse trabalho. Também ao Felipe Coelho, da Fundação Vanzolini, que intermediou esse contato com a equipe.

A toda a minha família e amigos que acompanharam, torceram e vibraram comigo durante todo esse processo. A meu pai pelo apoio e pelos conselhos, que deram suporte para chegar ao final dessa jornada. À minha noiva Anna, que foi uma companheira incansável, me incentivando, confortando e entendendo as ausências. Obrigado por todo o carinho que recebo todo dia.

A todos meu muito obrigado!

“Eu não estou interessado em nenhuma teoria,
em nenhuma fantasia, nem no algo mais...
A minha alucinação é suportar o dia a dia e meu
delírio é a experiência com coisas reais”.
(“Alucinação” – Belchior, 1976)

RESUMO

A busca pelo consumo de produtos ambientalmente amigáveis tem motivado as empresas a produzirem bens que causem menor impacto ambiental e consumam menos recursos. A comunicação dessas iniciativas é realizada principalmente através da rotulagem ambiental, destacando-se a Declaração Ambiental de Produto (DAP), que tem como principal vantagem o embasamento dos seus resultados em Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), desenvolvida sob as diretrizes de uma Regra de Categoria de Produto (RCP). No entanto, tal como as ACVs, as DAPs configuram-se em documentos técnicos que demandam conhecimentos específicos para o entendimento e interpretação dos resultados, o que dificulta a sua utilização para públicos não especialistas, bem como a sua aplicação na comparação entre produtos da mesma categoria. Assim, esta tese tem como objetivo principal desenvolver um sistema de *benchmarking* com base nas informações contidas nas DAPs, a fim de melhorar a comunicação do desempenho ambiental dos produtos. A metodologia compreende quatro pontos principais: (i) identificação de técnicas de *benchmarking* potenciais a serem aplicadas nesse contexto, através de revisão bibliográfica; (ii) desenvolvimento detalhado da estrutura, com aplicação de estudos de caso; (iii) validação técnica da estrutura, através de comparação a métodos de normalização e agregação comumente utilizados em ACV; e (iv) validação por praticantes através da aplicação de questionários. Foi identificada como potencialmente aplicável às DAPs a técnica de Análise Envoltória de Dados (DEA), precedida de análises estatísticas para identificação das variáveis a serem utilizadas e sucedida por uma análise de *clusters*, a fim de classificar os produtos com base no indicador de eficiência obtido através da DEA. Os estudos de caso em produtos de panificação e materiais de isolamento demonstram que a estrutura sugerida é capaz de identificar produtos que geram menor impacto ambiental, de acordo com os indicadores utilizados e permite a classificação em níveis de eficiência. Na comparação com outros métodos de obtenção de indicadores únicos, verificou-se que a utilização de DEA resultou em diferenças especialmente em relação às *trade-offs*, pois um valor muito alto em um determinado indicador pode ser compensado por outro mais próximo da eficiência em outra variável, além de dispensar a utilização de fatores tais como os de normalização interna ou externa. Os praticantes consideraram em sua avaliação que a estrutura sugerida tem potencial para ser aplicada tanto na comunicação entre consumidores quanto entre empresas, além da sua utilização em

programas de certificação e rotulagem. Portanto, conclui-se que a comunicação das informações contidas em uma DAP é beneficiada pela aplicação de técnicas de *benchmarking* aos dados, e que a estrutura sugerida é representativa das categorias de produto e aplicável ao contexto das informações provenientes das DAPs.

Palavras-chave: Declaração Ambiental de Produto. Avaliação do Ciclo de Vida. Benchmarking. Comunicação. Análise Envoltória de Dados.

ABSTRACT

The search for the consumption of environmentally friendly products has motivated companies to produce goods that cause less environmental impact and consume less resources. The communication of these initiatives is carried out mainly through environmental labeling, especially the Environmental Product Declaration (EPD), which has as its main advantage the basis of its results in Life Cycle Assessment (LCA), built under the guidelines of a Product Category Rule (PCR). However, like the LCAs, the EPDs consists of technical documents that require specific knowledge to understand and interpret the results, which makes it difficult to use them for non-specialist audiences, as well as their application in comparing products of the same category. Thus, this thesis aims to develop a benchmarking system based on the information contained in the EPDs, in order to improve the communication of the environmental performance. The methodology comprises four main points: (i) identification of potential benchmarking techniques to be applied in this context, through bibliographic review; (ii) detailed development of the framework, with its application in case studies; (iii) technical validation of the structure, through comparison to normalization and aggregation methods commonly used in LCA; and (iv) validation by practitioners through the application of questionnaires. It was identified as potentially applicable to EPDs the technique of Data Envelopment Analysis (DEA), preceded by statistical analysis to identify the variables to be used and succeeded by a cluster analysis, in order to classify the products based on the efficiency indicator obtained through the DEA. The case studies on bakery products and insulation materials show that the suggested framework is capable of identifying products that generate less environmental impact, according to the indicators used and allows classification in efficiency levels. In comparison with other methods of obtaining single indicators, it was found that the use of DEA resulted in differences especially in relation to the trade-offs, since a very high value in one indicator can be compensated by another one closer to the efficiency in another variable, in addition to avoiding the use of factors such as internal or external normalization. Practitioners considered in their evaluation that the suggested framework has the potential to be applied both in communication between consumers and between companies, in addition to its use in certification and labeling programs. Therefore, it is concluded that the communication of the information contained in an EPD is benefited by the application of benchmarking techniques to the

data, and that the suggested structure is representative of the product categories and applicable to the context of the information from the EPDs.

Keywords: Environmental Product Declaration. Life Cycle Assessment. Benchmarking. Communication. Data Envelopment Analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Exemplo de resultados caracterizados comparativos de produção de placas voltaicas.....	41
Figura 1.2 - Estrutura da tese	46
Figura 2.1 - Etapas principais de uma ACV.....	58
Figura 2.2 - Elementos obrigatórios e opcionais que compõem a AICV	60
Figura 2.3 - Exemplo de capa de uma Declaração Ambiental de Produto	87
Figura 2.4 - Etapas de um estudo de PEF	95
Figura 2.5 - Estrutura do Programa Voluntário de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP)	101
Figura 2.6 - Exemplo de fronteiras DEA – VRS e CRS para um caso bidimensional (considerando 1 input e 1 output).....	118
Figure 3.1 - Problems and solution perspectives of the communication of the results of the LCA studies.....	134
Figure 3.2 - 10 steps of the benchmarking process and the maturity achieved	140
Figure 3.3 - Methodological roadmap and outcomes.....	143
Figure 3.4 - Type of organizations and products analyzed in the articles	147
Figure 3.5 - Classification of the paper according to perspective and benchmarking technique	148
Figure 3.6 - Type of data used in consonance with benchmarking techniques by perspectives	156
Figure 3.7 - main trends of the use of benchmarking techniques found in the studies.....	158
Figure 3.8 - Possible route to establish a benchmarking system using LCA in a product-oriented perspective	159
Figure 4.1 - Example of the DEA BCC input-oriented model application, considering two inputs and one constant output.....	186
Figure 4.2 - Framework of the benchmarking and performance ranking system using data from EPDs proposed in this study.	189
Figure 5.1 - Purpose of using environmental information as stated by the respondents of the questionnaire (in % of the practitioners).....	223
Figure 5.2 - Different methods for performing comparisons based on various environmental information (in % of the responses)	225
Figure 5.3 - Importance of the use of common calculation rules, i.e. based on PCRs for the use and comparability of LCA- and EPD-information (in % of the responses).....	226

Figure 5.4 - Advantages and strengths of LCA- and EPD-information (in % of the responses).....227

Figure 5.5 - Disadvantages and weaknesses of LCA- and EPD-information (in % of the responses).....227

Figure 5.6 - Evaluation of the credibility of different environmental communication options.....228

Figure 5.7 - Types of applications for different presentation formats for LCA- and EPD-information.....230

Figure 5.8 - Potentials of selected options to promote future interpretation and use of LCA- and EPD- information.....232

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1 – Objetivos, hipótese e metodologia dos capítulos da tese. 47

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Definições e regulamentação dos tipos de rotulagem ambiental estabelecidos na NBR ISO 14020	68
Tabela 2.2 - Comparação entre os tipos de rotulagem ambiental descritos na NBR ISO 14020	74
Tabela 2.3 - Distribuição dos programas de DAP de acordo com a origem, alcance geográfico e setor de atuação	90
Tabela 2.4 - Compilação dos programas de Declaração Ambiental de Produto (DAP) existentes no mundo.....	91
(continua)	91
Table 3.1 - General information.....	145
Table 3.2 - Main objectives and procedures adopted in the articles identified in the survey.....	149
Table 4.1 - linear correlations between the impact category values from the EPDs of the insulation materials and bakery products analyzed...	191
Table 4.2 - Indicators of LCIA (GWP, AP, EP and POCP), DEA and classification (letter and coloring), considering modules A1-A3 of EPDs of bakery products.....	191
Table 4.3 - Indicators of LCIA (GWP, ODP, AP, EP, POCP, ADPE and ADPF), DEA and classification (letter and coloring), considering modules A1-A3 of EPDs of insulation materials	195
Table 4.4 - Results and classification of bakery products based on DEA, external and internal normalization with aggregation.....	200
Table 4.5 - Results and classification of insulation materials based on DEA, external and internal normalization with aggregation.....	202

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV – Avaliação de Ciclo de Vida
ADEME – *Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie*
ADPE – *Abiotic Depletion Potential for Non-fossil Resources, Elements*
ADPF – *Abiotic Depletion Potential for Fossil Resources*
AFNOR – Associação Francesa de Normalização
AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
AP – *Acidification Potential*
ASTM - *American Society for Testing and Materials*
B2B – *Business-to-business*
B2C – *Business-to-consumer*
BCC – Modelo DEA desenvolvido por Banker, Charnes e Copper
BP – *Bakery products*
BRE – *Building Research Establishment*
BREEAM – *Building Research Establishment Environmental Assessment Method*
CCR – Modelo DEA desenvolvido por Charnes, Cooper e Rhodes
CEO – *Chief Executive Officer*
CEPI – *Confederation of European Paper Industries*
Cgere – Coordenação Geral de Acreditação
CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
CLF – *Carbon Leadership Forum*
CML-IA – *Centrum voor Milieuwetenschappen Impact Assessment*
Conmetro – Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
CRS – *Constant Returns to Scale*
DAP – Declaração Ambiental de Produto
Dconf – Diretoria de Avaliação da Conformidade
DEA – *Data Envelopment Analysis* (Análise Envoltória de Dados)
DMU – *Decision Making Unit*
DOI – *Digital Object Identifier*
EAA – *European Aluminum Association*
Ecospec - *Ecospecifier*
EDF – *Environmental Development Foundation*
EP – *Eutrophication Potential*
EPA – *Environment Protection Agency*
EPD – *Environmental Product Declaration*
FDES – *Fiche de Déclaration Environnementale et Sanitaire*
FP – *Fortress Paper*

FSC – *Forest Stewardship Council*
GEDnet – *Global Environmental Declarations Network*
GHG – *Greenhouse Gas*
GPCRD – *Guidance for Product Category Rule Development*
GWP – *Global Warming Potential*
IBGE – *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*
IBICT – *Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia*
IBU – *Institute for Construction and Environment*
ICC-ES – *International Code Council Evaluation Services*
ICV – *Inventário de Ciclo de Vida*
IERE – *Institute for Environmental Research and Education*
IES – *International EPD System*
IFSC – *Instituto Federal de Santa Catarina*
IM – *Insulation materials*
INMETRO – *Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia*
ISO – *International Organization for Standardization*
JEMAI – *Japanese Environmental Management Association of Industry*
KEITI – *Korean Environmental Institute for Technology and Information*
KPIs – *Key Performance Indicators*
LCA – *Life Cycle Assessment*
LCC – *Life Cycle Cost*
LCI – *Life Cycle Inventory*
LCIA – *Life Cycle Impact Assessment*
LEED – *Leadership in Energy and Environmental Design*
MPA – *Mineral Products Association*
MRA – *Mutual Recognition Agreements*
NBR – *Norma Brasileira*
NEF – *Norwegian EPD Foundation*
NRMCA – *National Ready Mixed Concrete Association*
NSF – *National Sanitation Foundation*
OCP – *Organismo de Certificação de Produtos*
ONG – *Organização não-governamental*
PBACV – *Programa Brasileiro de Avaliação de Ciclo de Vida*
PCA – *Principal Component Analysis*
PCR – *Product Category Rule*
PDCA – *Plan, Do, Check, Act*
PE – *Plastics Europe*
PEF – *Product Environmental Footprint*
PEFCR – *Product Environmental Footprint Category Rule*
POCP – *Photochemical Ozone Creation Potentials*

PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
RCP – Regra de Categoria de Produto
SBAC – Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade
SICV – Sistema Brasileiro de Inventários de Ciclo de Vida
S-LCA – *Social Life Cycle Assessment*
TGS – *The Green Standard*
UF – Unidade Funcional
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
UNEP – *United Nations Environment Programme*
VRS – *Variable Returns to Scale*
WoS – *Web of Science*

LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

% - Porcentagem

® - Marca registrada

a-Si – Silício amorfo

C₂H₄ eq – Eteno equivalente

CdTe – Telureto de Cádmi

CFC11 eq – Tricloromonofluormetano equivalente

CO – Monóxido de Carbono

CO₂ – Dióxido de carbono ou gás carbônico

CO₂ eq – Gás carbônico equivalente

g – grama

H⁺ - Íon de Hidrogênio

HCl – Ácido clorídrico

K – Kelvin

kg - Quilograma

m² – metro quadrado

MJ – Megajoule

NO_x – Óxido de Nitrogênio

PO₄⁻ eq – Fosfato equivalente

Sb eq – Antimônio equivalente

SO₂ – Dióxido de Enxofre

SO₂ eq – Dióxido de Enxofre equivalente

W – Watt

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Modelo DEA CCR orientado para input	115
Equação 2 - Modelo DEA BCC orientado para input	118
Equação 3 - DEA BCC model input oriented	173

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	33
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	33
1.2 PERGUNTAS DE PESQUISA.....	38
1.3 HIPÓTESE.....	39
1.4 OBJETIVOS	39
1.4.1 Objetivo Geral.....	39
1.4.2 Objetivos Específicos	39
1.5 JUSTIFICATIVA.....	39
1.6 ESTRUTURA DA TESE.....	44
1.7 REFERÊNCIAS.....	49
CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	55
2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV).....	56
2.2 PRODUTOS AMBIENTALMENTE AMIGÁVEIS E ROTULAGEM AMBIENTAL	63
2.2.1 Diretrizes da norma ISO 14020 e suas correlatas	66
2.2.1.1 Rotulagem ambiental tipo I – Selos Ambientais.....	69
2.2.1.2 Rotulagem ambiental tipo II – Autodeclarações ambientais.....	71
2.2.1.3 Rotulagem ambiental tipo III – Declarações Ambientais de Produto (DAPs).....	72
2.2.1.4 Comparação entre os tipos de rotulagem ambiental.....	73
2.3 DECLARAÇÃO AMBIENTAL DE PRODUTO (DAP)	75
2.3.1 Objetivos, características e princípios gerais.....	75
2.3.2 Regras de Categoria de Produto.....	78
2.3.2.1 Desenvolvimento de uma Regra de Categoria de Produto....	81
2.3.2.2 Conteúdo de uma Regra de Categoria de Produto	82
2.3.3 Desenvolvimento de uma Declaração Ambiental de Produto.....	83
2.3.3.1 Projeto de uma Declaração Ambiental de Produto	83

2.3.3.2	Processo de verificação de uma Declaração Ambiental de Produto.....	85
2.3.3.3	Publicação da Declaração Ambiental de Produto.....	86
2.3.4	Aplicações das Declarações Ambientais de Produto.....	88
2.3.5	Programas de Declaração Ambiental de Produto no mundo.....	89
2.3.6	Programas de Declaração Ambiental de Produto no Brasil.....	99
2.3.7	Análise crítica das Declarações Ambientais de Produto	102
2.4	BENCHMARKING.....	107
2.4.1	Tipos de benchmarking.....	109
2.4.2	Etapas de benchmarking.....	110
2.4.3	Análise Envoltória de Dados (DEA).....	112
2.5	CONCLUSÕES DA FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	119
2.6	REFERÊNCIAS.....	120
CAPÍTULO 3 – Use of benchmarking techniques to improve communication in Life Cycle Assessment: a general review.....		129
RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS.....		130
3.1	INTRODUCTION.....	132
3.2	BENCHMARKING AND LCA.....	137
3.3	MATERIAL AND METHODS.....	141
3.4	RESULTS AND DISCUSSION.....	143
3.4.1	Overview of LCA/Benchmarking interface.....	144
3.4.2	LCA/Benchmarking application framework.....	147
3.4.3	Patterns and Trends in LCA/Benchmarking.....	154
3.5	CONCLUSIONS.....	159
3.6	REFERENCES.....	161
CAPÍTULO 4 – Use of Data Envelopment Analysis to benchmark Environmental Product Declarations – a suggested framework...177		
RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS.....		178
4.1	INTRODUCTION.....	180

4.2	LCA AND DEA OVERVIEW.....	182
4.2.1	Life Cycle Assessment (LCA).....	182
4.2.2	Data Envelopment Analysis (DEA)	183
4.2.3	LCA + DEA Application.....	184
4.3	DEVELOPMENT OF THE BENCHMARKING FRAMEWORK.....	186
4.3.1	Suggested framework	186
4.3.2	Application in case studies	189
4.4	RESULTS AND DISCUSSION	190
4.4.1	Case study: bakery products.....	190
4.4.2	Case study: insulation materials.....	194
4.4.3	Comparison between DEA and other single score methods.....	199
4.4.4	Applicability of the suggested framework	205
4.5	CONCLUSIONS.....	205
4.6	REFERENCES	207
	CAPÍTULO 5 – Making use of Life Cycle Assessment and Environmental Product Declarations – a survey with practitioners.....	215
	RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS	216
5.1	INTRODUCTION	218
5.2	METHODS	220
5.3	RESULTS AND DISCUSSION	221
5.4	CONCLUSIONS.....	233
5.5	REFERENCES	234
	CAPÍTULO 6 – Conclusão geral	239
6.1	RESPOSTAS ÀS PERGUNTAS DE PESQUISA E ANÁLISE DA HIPÓTESE.....	239
6.2	ATENDIMENTO AOS OBJETIVOS PROPOSTOS.....	240
6.3	ANÁLISE CRÍTICA.....	241
6.4	CONCLUSÃO	243

6.5	PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS	244
	APÊNDICE A - References considered in Chapter 3 (chronologically ordered), publishing year, perspective and benchmarking technique applied	245
	APÊNDICE B – Form of the first questionnaire applied to practitioners in Chapter 5.....	251
	APÊNDICE C – Form of the second questionnaire applied to practitioners in Chapter 5.....	257

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

Neste capítulo são apresentados os itens introdutórios norteadores para a realização dessa tese: contextualização, perguntas de pesquisa, hipótese, objetivos, justificativa e estrutura de tese.

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

O consumo sustentável tem se consolidado cada vez mais como um tema inerente e necessário ao desenvolvimento da vida no planeta. Há uma crescente preocupação dos governos, empresas e sociedade com as questões relacionadas a preservação e proteção do meio ambiente, sendo refletidas no estabelecimento de diretrizes e políticas de sustentabilidade, especialmente no que se refere aos padrões de consumo e produção de bens (GLOBAL..., 2004). Dentre esses documentos destacam-se, por exemplo, o “*Policies to Encourage Sustainable Consumption*” da União Europeia (EUROPEAN COMMISSION, 2012a) e o “*Promoting Sustainable Consumption in OECD Countries*” (ORGANIZATION..., 2008), referente aos países membros da organização, tais como os Estados Unidos, a Suíça e a Austrália.

Nessas políticas, fica claro o entendimento dessas organizações quanto à necessidade de refletir sobre os meios atuais de produção, buscando alternativas que gerem menores impactos sociais, econômicos e ambientais:

Os consumidores estão cada vez mais preocupados com os efeitos do consumo de produtos sobre a poluição ou a saúde, mas também sobre os impactos que o consumo pode ter sobre outros fatores da produção, incluindo trabalhadores e recursos naturais. Como resultado, políticas e iniciativas de consumo sustentável estão sendo ampliadas para considerar os efeitos dos processos, bem como dos produtos e a prestação de serviços. [...] A combinação de instrumentos tende a ser mais eficaz em promover o consumo sustentável em determinados grupos de produtos. A complexidade e a variedade de ferramentas e iniciativas governamentais direcionadas ao consumo sustentável enfatizou a necessidade de programas mais integrados bem

como a institucionalização do consumo sustentável em estratégias de desenvolvimento (ORGANIZATION..., 2008, p. 8, tradução nossa).

No documento elaborado pela União Europeia, também são destacadas as alternativas propostas para o incentivo ao consumo sustentável:

Os desafios ambientais atuais e complexos (mudanças climáticas, esgotamento dos recursos naturais, etc.) estão ligados a fatores importantes, como o aumento da riqueza e os padrões de consumo. Enfrentar esses desafios requer a integração no processo político e o envolvimento dos cidadãos no debate sobre valores e ações. Os instrumentos comportamentais e aqueles baseados em incentivos, que buscam encorajar os consumidores a mudar suas escolhas e comportamentos, certamente são medidas adicionais úteis; mas não são suficientes por si só para alcançar o consumo sustentável (EUROPEAN COMMISSION, 2012a, p. 12, tradução nossa).

Para contribuir na busca pelo consumo sustentável, os gestores ambientais de todo o mundo têm buscado formas de melhorar o desempenho ambiental dos produtos ao longo do seu ciclo de vida (ZACKRISSON *et al.*, 2008). No entanto, para que essas melhorias de produtos e processos sejam traduzidas em escolhas menos impactantes ao meio ambiente é necessário que sejam fornecidas informações e documentações sobre os aspectos e impactos ambientais associados a esses produtos (FET; SKAAR, 2006). Somente de posse dessas informações é que os consumidores e compradores do setor público e privado estarão aptos a escolher as melhores alternativas no momento da compra.

Nesse sentido, os programas de rotulagem ambiental surgiram como ferramentas de divulgação, comunicação e comparação dos resultados do desempenho ambiental de produtos (GLOBAL..., 2004). De forma geral, a meta da rotulagem ambiental é, através da comunicação de informações precisas e verificáveis sobre aspectos ambientais de produtos, que não possam ser mal interpretadas, estimular

a demanda e o suprimento dos produtos que causem menos impacto sobre o meio ambiente, estimulando, com isso, o potencial para a contínua melhoria ambiental exigida pelo mercado (ABNT, 2002; ABNT, 2004; ABNT, 2015). De acordo com a Global... (2004), esse tipo de ferramenta atrai consumidores que buscam formas de reduzir os impactos ambientais através de suas decisões de compra.

No entanto, Stevenson e Ingwersen (2012) constataam que a crescente utilização dessa ferramenta de comunicação tornou o universo das alegações ambientais extremamente fragmentado, com uma grande variedade de entidades públicas e privadas oferecendo padrões, certificações, selos e declarações cujos requisitos e nível de credibilidade podem variar significativamente de acordo com o mercado atingido e a categoria de produto em questão. Atualmente, estão catalogados mais de 463 selos ambientais diferentes em 199 países, que atendem 25 setores da indústria (ECOLABEL INDEX, 2019). Além disso, houve um aumento no número de informações ambientais contidas nos produtos, sendo que essas estão tornando-se mais superficiais e vagas, especialmente no que se refere à utilização das terminologias (EUROPEAN COMMISSION, 2012b).

Dessa forma, tanto os produtores quanto os consumidores se confrontam com obstáculos à comercialização e aquisição de produtos que apresentam rotulagem ambiental em decorrência da ambiguidade quanto ao conceito do que constitui verdadeiramente um produto que cause menor impacto ambiental com relação a outros similares de sua categoria (EUROPEAN COMMISSION, 2013). Estudos realizados na União Europeia apontam que boa parte dos consumidores não demonstra confiança nas alegações constantes nos selos ambientais (EUROPEAN COMMISSION, 2009, 2013) e que acreditam que as informações apresentadas não estão claras (EUROPEAN COMMISSION, 2013). Com isso, percebe-se a necessidade de que as alegações ambientais contidas nos rótulos sejam geradas a partir de metodologias de avaliação mais robustas e precisas.

Diante da exigência de estabelecimento de critérios e normatização dessa atividade, a *International Organization for Standardization* (ISO) tem realizado esforços a fim de padronizar os princípios, as práticas e as características importantes dos principais tipos de rotulagem ambiental. Para tanto, foram estabelecidas as normas NBR ISO 14020 (ABNT, 2002) e suas correlatas (ABNT, 2004; 2015; 2017), que têm sido utilizadas por grande parte dos programas de comunicação ambiental desenvolvidos na última década (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016).

A norma NBR ISO 14021 (ABNT, 2017) afirma que a proliferação de alegações ambientais criou a necessidade da existência de padrões de rotulagem ambiental que exijam que se leve em conta todos os aspectos relativos ao ciclo de vida do produto no momento de desenvolver as referidas declarações. Nesse sentido, a rotulagem ambiental tipo III (ABNT, 2002) – também conhecida como Declaração Ambiental de Produto (DAP) – apresenta-se como a mais completa e que apresenta as informações de forma mais abrangente e precisa (GLOBAL..., 2004; STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

Essa constatação se deve principalmente a dois fatores: o primeiro está relacionado ao fato de que uma DAP deve ser desenvolvida a partir da realização de um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e, sendo assim, contemplar os aspectos e impactos ambientais relevantes relativos aos fluxos de matéria e energia ao longo de todas as etapas do ciclo de vida de um produto (ABNT, 2009). As metodologias baseadas em ACV, que foram desenvolvidas como ferramentas de suporte à tomada de decisão, tem se mostrado eficientes na diferenciação entre produtos, sistemas de produtos ou serviços sob o ponto de vista ambiental. Ao longo do desenvolvimento dessas metodologias, foram criadas também diversas aplicações, incluindo seu uso como base para a comunicação do desempenho ambiental dos produtos para as partes interessadas, onde se inclui a DAP (DEL BORGHI, 2013).

O segundo fator refere-se ao fato de que os estudos de ACV realizados para a obtenção de uma DAP são desenvolvidos de acordo com uma Regra de Categoria de Produto (RCP). Uma RCP é um conjunto de premissas metodológicas específicas que deve ser adotada para a realização dos estudos de ACV realizados para grupos de produtos similares, ou seja, que fazem parte de uma mesma categoria. Essa medida garante que todos os estudos são realizados de acordo com os mesmos procedimentos e favorece a comparabilidade dos resultados das ACVs entre si.

No entanto, embora haja um grande potencial de obtenção de informações a partir de uma DAP, sua capacidade de comunicação ainda é limitada a públicos-alvo específicos (FET; SKAAR, 2006; STEVENSON; INGWERSEN, 2012; IBAÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016). A norma NBR ISO 14025 afirma que a rotulagem ambiental do tipo III é destinada inicialmente ao uso na comunicação entre empresas (ABNT, 2015). Isso se deve ao fato de a interpretação desses documentos demanda conhecimentos técnicos prévios e um determinado nível de conscientização ambiental (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

Embora o formato de uma DAP possa variar de acordo com os objetivos do programa e o seu público-alvo, de maneira geral ela configura-se em um documento de muitas páginas, que fornece informações ambientais detalhadas. O conteúdo dessas declarações é voltado para uma audiência mais especializada e, dessa forma, pouco informativa para o consumidor comum, por exemplo (STEVENSON; INGWERSEN, 2012). Mesmo no ambiente da comunicação empresarial podem haver limitação no entendimento dos resultados e dos indicadores apresentados por determinados *stakeholders* que não são amplamente familiarizados com essa temática. Esse fato pode ser um dos fatores significativos pelo qual as DAPs ainda não atingiram o nível de expansão dos rótulos ambientais do tipo I, que atualmente é o tipo de rotulagem ambiental mais aplicado e mais conhecido em diferentes setores industriais (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016).

Diante disso, a comunicação dos resultados de uma ACV e, conseqüentemente, de uma DAP, pode ser considerada restrita quanto a sua aplicabilidade, pois apresenta uma linguagem extremamente técnica o que dificulta a compreensão e interpretação dos resultados (NISSINEN *et al.*, 2007; MOLINA-MURILLO; SMITH, 2009; TESTA *et al.*, 2016). O estudo de Testa *et al.* (2016) também demonstrou que embora considerem uma metodologia robusta e com resultados confiáveis, os consumidores tem dificuldade para entender a significância dos resultados apresentados. Além disso, para que haja uma completa compreensão dos resultados apresentados é necessário um entendimento prévio dos conceitos envolvidos, o que restringe sua compreensão a usuários especialistas e profissionais experientes, tais como gestores ambientais, empresas de consultoria e membros da academia.

No entanto, diante do grande potencial informativo desses documentos, percebe-se a importância de se estabelecerem condições para a utilização das DAPs como instrumento de comunicação ambiental destinada também ao público não-técnico, como por exemplo os consumidores. De acordo com Gorissen e Weijters (2016), não importa o quão bem coordenados são os esforços de comunicação ambiental, a sua contribuição potencial para a tomada de decisão depende da forma como a informação ambiental é processada pelos consumidores.

Nesse sentido, uma questão importante apontada no trabalho de Nissinen *et al.* (2007), refere-se à falta de padrões de referência,

também denominados *benchmarks*¹, que sejam familiares e acessíveis mesmo àqueles que não possuem conhecimento prévio sobre ACV, fomentando a tomada de decisão na aquisição de produtos de uma mesma categoria. Dentre as possíveis soluções apontadas, o trabalho de Gül *et al.* (2015) destaca a perspectiva de estabelecimento de um sistema de classificação de acordo com o resultado do desempenho ambiental obtido nos estudos de ACV, viabilizando a comparação entre os integrantes de uma mesma categoria.

Nesse sentido, o presente estudo buscou a elaboração de um sistema de *benchmarking* ambiental que utilize as informações de uma DAP para informar e permitir a comparação entre produtos de uma mesma categoria com base em critérios ambientais. Esta tese buscou viabilizar mecanismos para que essas informações sejam facilmente compreendidas e utilizada como ferramenta na tomada de decisão por parte dos *stakeholders*. Para tanto, se faz necessário buscar técnicas de *benchmarking* que possam ser agregadas às informações contidas em uma DAP para estabelecer comparações entre o desempenho ambiental dos produtos. A partir da aplicação dessas ferramentas, é possível elaborar um sistema de classificação com base no desempenho ambiental desses produtos. Esse sistema pode, se considerado viável e representativo, ser utilizado na comunicação dos resultados das DAPs, através de um programa de rotulagem ambiental, por exemplo.

1.2 PERGUNTAS DE PESQUISA

Diante do contexto apresentado, foram estabelecidas as seguintes perguntas como marcos norteadores do trabalho:

- 1) Como estabelecer um sistema de classificação de produtos da mesma categoria com base nas informações das DAPs?
- 2) Como otimizar a comunicação das informações contidas em uma DAP?

¹ O termo *benchmark* é utilizado aqui como sinônimo de valor referência, enquanto *benchmarking* refere-se ao processo de comparação, conforme a explicação detalhada constante no item 2.4.

1.3 HIPÓTESE

Com o objetivo de responder às perguntas propostas no item 1.2, foi estabelecida a seguinte hipótese:

- A aplicação de uma técnica de *benchmarking* permite o desenvolvimento de um sistema de classificação de produtos de uma mesma categoria com base em dados provenientes das DAPs, que otimiza a comunicação das informações ambientais do produto.

1.4 OBJETIVOS

A fim de elucidar as questões propostas para esta tese de doutorado, foram estabelecidos os seguintes objetivos geral e específicos.

1.4.1 Objetivo Geral

Desenvolver um sistema de *benchmarking* com base nas informações contidas nas Declarações Ambientais de Produto (DAPs), a fim de otimizar a comunicação dos aspectos ambientais.

1.4.2 Objetivos Específicos

1. Identificar e propor técnicas de *benchmarking* potencialmente viáveis para a aplicação nos dados contidos nas DAPs;
2. Estruturar as etapas de procedimentos a serem adotados para aplicação do sistema proposto;
3. Validar a estrutura sugerida a partir da análise da viabilidade prática da sua aplicação em dados publicados;
4. Verificar o entendimento dos *stakeholders* sobre a utilização das informações das DAPs e sobre a usabilidade da estrutura sugerida.

1.5 JUSTIFICATIVA

Nas últimas décadas, estudos tais como Clark e De Leeuw (1999), Finnveden (2000), Molina-Murillo e Smith (2009) e Testa *et al.* (2016) têm enumerado questões referentes às limitações na utilização da metodologia de ACV. Em seu artigo, Finnveden (2000) afirma que em

casos de estudos comparativos os resultados dependem das escolhas metodológicas e do nível de incertezas utilizado nos dados e, por isso, de maneira geral não é possível demonstrar que um produto A é ambientalmente preferível em relação a um produto B, mesmo que esse seja o caso. Portanto, a diversidade de procedimentos adotados na realização de estudos de ACV pode ser considerada um fator que prejudica a sua comparabilidade e restringe sua utilização.

Há na comunidade científica de ACV um desejo de fazer com que as diferentes metodologias, bases de dados e ferramentas de suporte venham a convergir no futuro (EUROPEAN COMMISSION, 2016). As DAPs têm sido citadas por diversos estudos como instrumentos importantes no sentido de fornecer informações ambientais de forma quantificada e objetiva em um formato que permita a comparação entre produtos que cumprem funções idênticas (FET; SKAAR, 2009). Essa comparação é possível devido à necessidade de realização de um estudo prévio de ACV e do estabelecimento de Regras de Categoria de Produto (RCPs) com a participação das diversas partes interessadas, como indústria, sociedade e especialistas do meio acadêmico. A utilização das DAPs tem crescido nos últimos tempos com iniciativas por todo o mundo. Atualmente, há pelo menos 27 programas de DAP em funcionamento, de acordo com o trabalho de Hunsager, Bach e Breuer (2014).

Portanto, há uma boa perspectiva para utilização das DAPs como a principal metodologia de comparação entre produtos da mesma categoria, tendo como sua principal força a utilização da ACV nas comparações, amparadas pelas RCPs estabelecidas especificamente. Diante desse desafio, a perspectiva de padronização dos critérios e considerações empregadas nas DAPs tende a minimizar a restrição referente à discrepância dos resultados obtidos e a sua possível comparação. Embora os problemas metodológicos não sejam resolvidos em sua totalidade, o desenvolvimento de ACVs sob um mesmo espectro torna possível a ampliação da utilização desse instrumento.

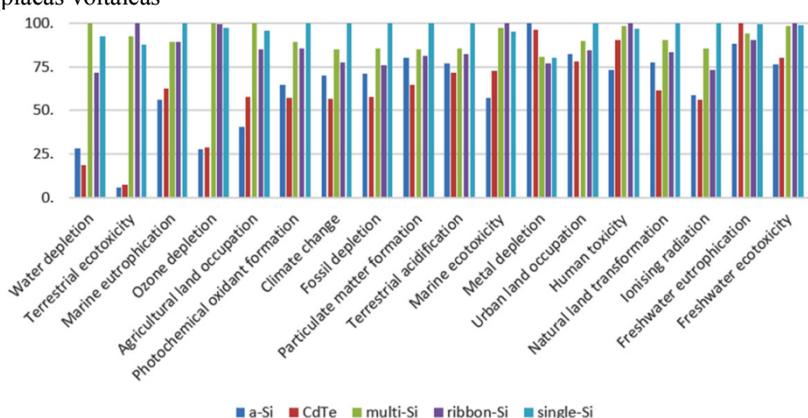
No entanto, além das questões metodológicas, a comunicação dos resultados também é apontada como uma das principais barreiras para a implementação de ACV (CLARK; DE LEEUW, 1999; TESTA *et al.*, 2016). O estudo de Prado-Lopez *et al.* (2016) destaca que apesar de uma ACV comparativa ter o objetivo de identificar as alternativas menos ambientalmente impactantes entre um conjunto de opções, orientar a seleção de materiais e processos na indústria e identificar um cenário de redução dos impactos ambientais no desenvolvimento tecnológico, os resultados desses estudos raramente são conclusivos e, quando uma

alternativa funciona melhor em alguns aspectos, muitas vezes também se apresenta pior em outros. A presença dessas chamadas *trade-offs* entre as diferentes categorias não permitem a identificação de uma alternativa que cause menor impacto ambiental do ponto de vista global (PRADO-LOPEZ *et al.*, 2016). Desse modo, a ACV requer uma interpretação mais detalhada para que os resultados possam fomentar a tomada de decisão.

O trabalho de Nemecek *et al.* (2016) destaca ainda que estudos complexos que avaliam múltiplos indicadores ambientais e várias dimensões da sustentabilidade são difíceis de comunicar aos consumidores ou a outros *stakeholders* da cadeia produtiva. A fim de melhorar a comunicação, a informação deve ser reduzida de forma significativa, a fim de contribuir na correta verificação dos impactos ambientais de seus padrões de consumo e, especialmente, orientá-los para os padrões de consumo que causem o menor impacto ambiental.

O estudo de Prado-Lopez *et al.* (2016) ilustra as dificuldades relacionadas a compreensão das *trade-offs*, bem como a conclusão de uma alternativa mais adequada do ponto de vista ambiental através da análise dos resultados de ACVs comparativas entre alternativas de produção de placas fotovoltaicas a partir de diferentes componentes. A Figura 1.1 apresenta o gráfico de barras dos resultados caracterizados, na qual o valor 100% representa a alternativa com o maior impacto em cada uma das categorias de impacto.

Figura 1.1 - Exemplo de resultados caracterizados comparativos de produção de placas voltaicas



Fonte: Prado-Lopez *et al.* (2016).

As maiores diferenças entre as alternativas de placas fotovoltaicas são identificadas em depleção de água (*water depletion*), ecotoxicidade terrestre (*terrestrial ecotoxicity*), eutrofização marinha (*marine eutrophication*) e depleção de ozônio (*ozone depletion*). As placas a base de silício amorfo (a-Si) e Telureto de Cádmiio (CdTe) desempenham melhor na maioria das categorias, embora a-Si tenha o maior impacto na depleção de metais (*metal depletion*) e CdTe na eutrofização de água doce (*freshwater eutrophication*). Através desse exemplo, percebe-se a necessidade de desenvolvimento de instrumentos que facilitem a comunicação e elucidem a interpretação dos resultados.

Nesse contexto, o estudo de Nissinen *et al.* (2007) afirma que há na comunidade de ACV esforços para desenvolver formatos ilustrativos de apresentação dos resultados, especialmente em termos de métodos de ponderação, normalização e estabelecimento de um indicador único. No entanto, Molina-Murillo e Smith (2009) apontam que embora tenha havido um crescimento nas pesquisas em ACV, a maior parte dos trabalhos focou principalmente em desenvolvimento de ferramentas e metodologias. Poucos artigos buscaram compreender como as informações são processadas e utilizadas pelas empresas no desenvolvimento de estratégias de negócio e atividades de marketing e comunicação. Além disso, embora os indicadores únicos minimizem as questões relativas aos múltiplos indicadores, os resultados das ACVs ainda carecem de referências que permitam a classificação dos produtos, que facilitariam o entendimento mesmo por parte de quem não possui conhecimento técnico sobre o assunto, tal como os utilizados em selos relativos ao consumo de energia elétrica, por exemplo.

No contexto das DAPs, Fet, Skaar e Michelsen (2009) apontam a necessidade de melhorar a comunicação desses documentos quando são destinados ao consumidor final. Embora haja um entendimento que a rotulagem ambiental tipo III pode ser considerada um mecanismo facilitador e disseminador da ACV, a sua utilização para a comunicação destinada ao consumidor ainda é considerada um desafio, diante da quantidade, diversidade e complexidade das informações que esse tipo de documento possui (FET; SKAAR; MICHELSEN, 2009).

A construção de valores de referência, também chamados de *benchmarks*, ainda é um tema pouco explorado no campo de pesquisa da ACV (GÜL *et al.*, 2015) e, por isso, também pode ser considerado um fator limitante na utilização da metodologia para a comparação entre produtos. O estabelecimento de métodos de *benchmarking* associados à ACV tem sido valorizado e incentivado em iniciativas como a Pegada Ambiental de Produtos - *Product Environmental Footprint* (PEF)

(EUROPEAN UNION, 2013). Esse programa, cuja metodologia se baseia em ACV e DAP, privilegia a comparabilidade em relação à flexibilidade dos estudos, e incentiva a criação de *benchmarks* a partir dos resultados obtidos.

Portanto, é possível afirmar que a comunicação da ACV para os consumidores finais se torna difícil e limitada devido a diversos fatores, destacando-se quatro principais: (i) comparabilidade prejudicada devido à diversidade de escolhas metodológicas adotadas, (ii) dificuldade de posicionar um produto ou serviço entre seus pares, (iii) dificuldade de entendimento da significância dos resultados para fomentar a tomada de decisão e (iv) a falta de referências de comparação (*benchmarks*).

Em levantamento bibliográfico realizado neste trabalho (ver detalhamento da pesquisa no Capítulo 3), verificou-se que há na literatura alguns trabalhos que integram sistemas de *benchmarking* aos resultados das ACV, sendo compilados 43 trabalhos científicos que integravam os dois conceitos. No entanto, apenas 13 desses estudos apresentavam a perspectiva de ACV e *benchmarking* direcionada a produtos, ou seja, buscavam desenvolver e melhorar sistemas de comparação entre os resultados da ACV de produtos. A maior parte dos trabalhos que aplicam metodologias de *benchmarking* nos resultados de ACV, o fazem sob uma ótica organizacional e operacional, com foco do desempenho produtivo da unidade fabril ou de cultivo, buscando a obtenção de índices de eficiência.

Portanto percebe-se que a ACV carece de métodos robustos de comparação entre produtos que permitam uma verificação clara e estabeleçam classes de desempenho. O resultado desse levantamento enfatiza a constatação de que as pesquisas nesse tema ainda são escassas e se faz necessária uma atenção maior da comunidade científica para desenvolver esse campo de conhecimento.

Nesse sentido, o estudo de Gül *et al.*, (2015) afirma que ainda há pouca pesquisa referente à apresentação de propostas de métodos de definição de referências, e estabelecimento de classes de desempenho ambiental. A pesquisa bibliográfica realizada encontrou apenas 4 estudos nos quais eram propostos sistemas de classificação de desempenho, desenvolvidos através de metodologias diversas (CURZONS *et al.*, 2007; GÜL *et al.*, 2015; ZEA ESCAMILLA; HABERT, 2015; LORENZO-TOJA *et al.*, 2016). No que se refere à utilização das informações contidas nas DAPs, apenas o estudo de Gül *et al.* (2015) foi desenvolvido nesse contexto, considerando, no entanto, apenas uma categoria de impacto ambiental nas análises e na proposta apresentada. Nesse sentido, até o momento da publicação desta tese não

foram identificados modelo de *benchmarking* sendo aplicados com direcionamento para produtos, utilizando-se os dados constantes em uma DAP, considerando os resultados de múltiplas categorias de impacto.

Diante do contexto de necessidade de ampliação das pesquisas referentes à comunicação dos resultados da ACV, bem como do incentivo que vem sendo aplicado em iniciativas de desenvolvimento de ferramentas que melhorem a comparabilidade dos resultados, a presente pesquisa justifica-se por tratar de um tema atual e relevante. Nesse sentido, o presente trabalho visa contribuir com a reflexão conceitual sobre a forma de tornar a linguagem de um estudo de ACV – que em sua essência é técnica e requer grande conhecimento prévio – mais acessível para a tomada de decisão na aquisição de produtos pelos vários atores da sociedade, bem como contribuir para viabilizar a sua utilização em programas de rotulagem ambiental, aqui representado pelas DAPs.

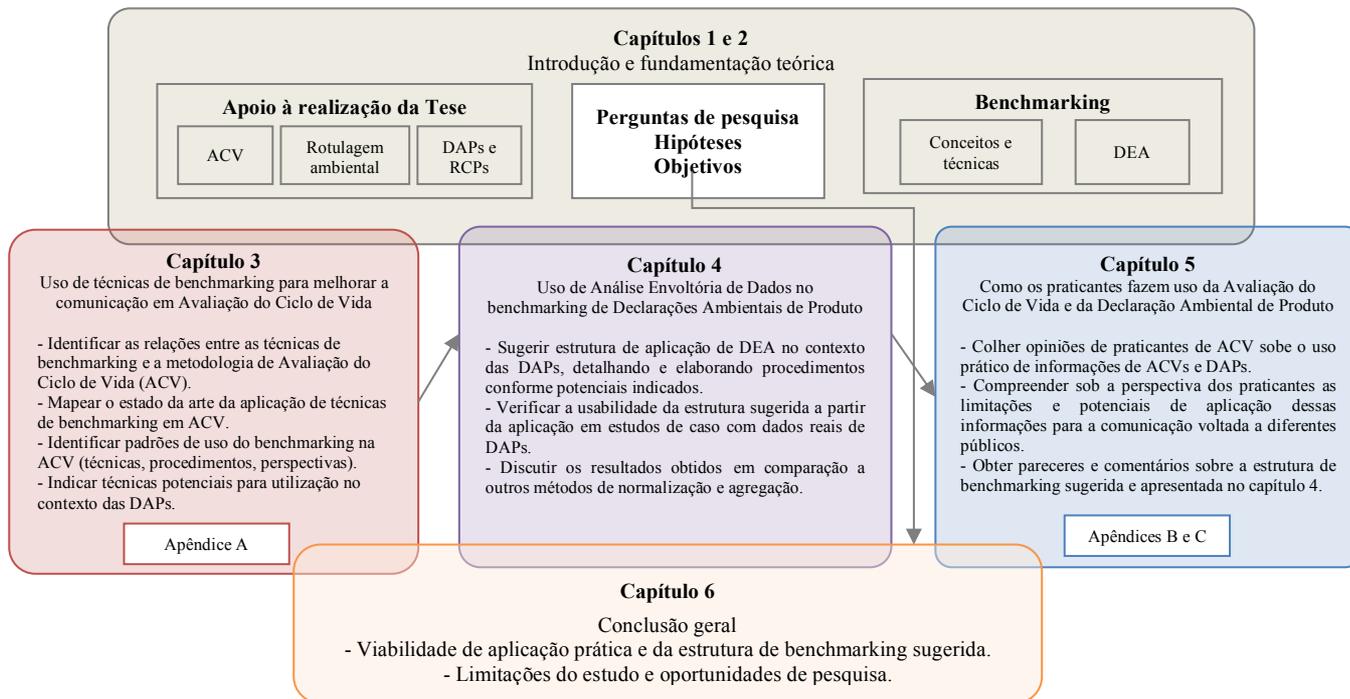
No que se refere ao Brasil, foi publicada na Portaria do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia – INMETRO n. 100/2016 (BRASIL, 2016) a regulamentação do Programa Brasileiro de Declaração Ambiental de Produto. Nesse documento, constam as diretrizes para a implementação de um programa brasileiro de declaração ambiental, que se encontra atualmente em fase de consolidação. Dessa forma, o presente trabalho visa contribuir com informações que possam ser utilizadas na continuidade desse programa, bem como em outros projetos que venham a surgir, atuando na etapa de comparação e comunicação dos resultados dos estudos.

1.6 ESTRUTURA DA TESE

A fim de facilitar a leitura e considerando o formato definido para a elaboração desta tese – como uma compilação dos artigos publicados – o documento encontra-se estruturado em seis capítulos inter-relacionados, conforme Figura 1.2. No capítulo 2, os conceitos que permeiam a execução do trabalho são apresentados na fundamentação teórica. Em seguida, os Capítulos 3, 4 e 5 representam alguns dos artigos desenvolvidos durante o período de doutoramento. O primeiro (Capítulo 3) e o segundo artigo (Capítulo 4) já foram publicados em revistas especializadas, enquanto o terceiro (Capítulo 5) foi submetido para publicação e encontra-se atualmente em processo de revisão por pares. Os três foram escritos em inglês e são acompanhados de resumos expandidos em português.

A principal finalidade desta estrutura é permitir a leitura dos capítulos isoladamente sem que haja prejuízo do entendimento por falta de informações adicionais. Por isso, os capítulos 3, 4 e 5 são acompanhados de resumo, introdução, metodologia, resultados, discussão, conclusão e referências bibliográficas individuais. No entanto, é importante ressaltar que os conteúdos dos capítulos estão relacionados, contribuindo de forma conjunta pelos objetivos estabelecidos neste capítulo. Do mesmo modo, as conclusões e a relação dos resultados de cada capítulo com o cumprimento dos objetivos são apresentadas no capítulo 6. A Figura 1.2 apresenta a estrutura da tese, no que se refere a organização das temáticas abordadas em cada capítulo.

Figura 1.2 - Estrutura da tese



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Por sua vez, o Quadro 1.1 apresenta um resumo dos objetivos, hipótese e metodologia de cada um dos capítulos.

Quadro 1.1 – Objetivos, hipótese e metodologia dos capítulos da tese

Desenvolvimento de sistema de <i>benchmarking</i> para a comunicação de Declarações Ambientais de Produto (DAPs).					
Objetivo geral	Desenvolver um sistema de <i>benchmarking</i> com base nas informações contidas nas Declarações Ambientais de Produto (DAPs), a fim de otimizar a comunicação dos aspectos ambientais.				
Perguntas de pesquisa	Objetivos específicos	Hipótese	Capítulo	Metodologia	Resultados
1 - Como estabelecer um sistema de classificação de produtos da mesma categoria com base nas informações das DAPs?	1 – Identificar e propor técnicas de <i>benchmarking</i> potencialmente viáveis para a aplicação nos dados contidos nas DAPs.	Através da aplicação de uma técnica de <i>benchmarking</i> , é possível criar um sistema de classificação de produtos de uma mesma categoria com base em dados provenientes das DAPs, que otimiza a comunicação das informações ambientais do produto.	3	- Levantamento bibliográfico da interface ACV e <i>benchmarking</i> . - Identificação de padrões e tendências de aplicação.	- Indicação de técnicas potenciais a serem aplicadas em DAPs
	2 - Estruturar as etapas de procedimentos a serem adotados para aplicação do sistema proposto.		4	- Elaboração de roteiro descritivo, conforme potenciais indicados e pré-requisitos estabelecidos. - Coleta de dados de DAPs e aplicação da estrutura. - Comparação com métodos de normalização e agregação.	- Estrutura sugerida de <i>benchmarking</i> . - Discussão dos resultados. - Análise comparativa
	3 - Validar a estrutura sugerida a partir da análise da viabilidade prática da sua aplicação em dados publicados				
2 - Como otimizar a comunicação das informações contidas em uma DAP?	4 - Verificar o entendimento dos <i>stakeholders</i> sobre a utilização das informações das DAPs e sobre a usabilidade da estrutura sugerida.		5	- Aplicação de questionários sobre o uso das informações de DAPs e ACV. - Apresentação da estrutura sugerida aos <i>stakeholders</i> . - Avaliação sobre a estrutura sugerida.	- Discussão dos resultados. - Parecer dos <i>stakeholders</i> .

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

O Capítulo 1 apresenta inicialmente a contextualização, o enquadramento do tema de pesquisa e a problemática. Em seguida, as perguntas de pesquisa são lançadas com base na problemática apresentada, enquanto a hipótese para estas perguntas é estabelecida. Para confirmar ou refutar tais hipóteses o objetivo geral é definido e estruturado pelos objetivos específicos, enquanto que a justificativa complementa a realização da pesquisa.

A seguir, o Capítulo 2 apresenta a fundamentação teórica, que representa a base de suporte metodológico desta pesquisa. Os temas abordados nesse capítulo compreendem: ACV, princípios de rotulagem ambiental, DAP (com foco especial na elaboração das RCPs), a teoria de *benchmarking* de modo mais amplo, os conceitos e modelos da técnica de Análise por Envoltória de Dados - *Data Envelopment Analysis* (DEA), bem como a sua interação com a metodologia de ACV.

O estado da arte do tema desta pesquisa é apresentado no Capítulo 3, sob forma do artigo intitulado “*Use of benchmarking techniques to improve communication in Life Cycle Assessment – a general review*”. Este capítulo complementa os Capítulos 1 e 2, pois discorre sobre as questões que envolvem a limitação da comunicação dos resultados de ACV e justifica as escolhas metodológicas adotadas no Capítulo 3, uma vez que indica a técnica com potencial para ser aplicada no contexto das DAPs.

Por sua vez, o Capítulo 4 traz o artigo central dessa tese, intitulado “*Use of Data Envelopment Analysis to benchmark Environmental Product Declarations - a suggested framework*”, no qual é apresentada a estrutura sugerida para o sistema de *benchmarking*, os procedimentos a serem adotados em cada etapa. A seguir, os resultados são discutidos através da aplicação de dois estudos de caso com dados obtidos em DAPs publicadas. Esses resultados são comparados a métodos convencionais de obtenção de indicadores únicos em estudos de ACV, item que inicia o processo de validação da estrutura do ponto de vista técnico.

O Capítulo 5 é constituído pelo artigo “*Making use of Life Cycle Assessment and Environmental Product Declarations – a survey with practitioners*”, que foi desenvolvido em parceria com pesquisadores do *International EPD System* (IES) da Suécia. O trabalho apresenta dois pontos centrais: um panorama geral da opinião dos especialistas sobre a utilização de dados de ACVs e DAPs e a validação da estrutura de sistema de *benchmarking* apresentada no Capítulo 4 sob a ótica dos *stakeholders*. Por fim, o capítulo 6 contém o fechamento da tese com

conclusões, respostas às perguntas de pesquisa, atendimento aos objetivos propostos, análise da hipótese apresentada, análise crítica e recomendações para estudos futuros.

Os apêndices compreendem os elementos de suporte para o desenvolvimento da tese, mas cuja localização pode ser considerada secundária para a compreensão do teor de cada capítulo. Desse modo, e buscando preservar a clareza e fluidez da leitura, os apêndices de cada um dos artigos foram compilados e posicionados após o Capítulo 6.

O Apêndice A compreende a tabela comparativa dos 43 artigos analisados no Capítulo 3. Nessa tabela estão contidos os parâmetros avaliados e aspectos importantes para o entendimento da utilização de técnicas de benchmarking agregadas a resultados de ACVs. Esses aspectos fomentam e justificam as escolhas metodológicas adotadas no Capítulo 4, como por exemplo a técnica de benchmarking escolhida para aplicação. Por sua vez, o Apêndice B contém os questionários aplicados aos especialistas, que serão detalhados no Capítulo 5, bem como os *links* para acesso aos *webinars* no quais as propostas de sistemas de *benchmarking* foram sugeridas e discutidas.

1.7 REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR ISO 14020**: rótulos e declarações ambientais: princípios gerais. Rio de Janeiro, 2002.

ABNT. **NBR ISO 14024**: rótulos e declarações ambientais: rotulagem ambiental do Tipo I: princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. **NBR ISO 14040**: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT. **NBR ISO 14025**: rótulos e declarações ambientais: declarações ambientais do tipo III: princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2015.

ABNT. **NBR ISO 14021**: rótulos e declarações ambientais: autodeclarações ambientais (rotulagem ambiental do tipo II): princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2017.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Portaria n. 100, de 07 de março de 2016. Aprova os Requisitos Gerais

do Programa de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP). **Diário Oficial da União**, Brasília, 08 mar. 2016.

CLARK, G.; DE LEEUW, B.. How to improve adoption of LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, n. 4, p. 184–187, 1999.

CURZONS, A. D. *et al.* Fast life cycle assessment of synthetic chemistry (FLASCTM) tool. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 4, p. 272–280, 2007.

DEL BORGHI, A. LCA and communication: environmental product declaration. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 2, p. 293–295, 2013.

ECOLABEL INDEX. **Home**. Vancouver, 2019. Disponível em <http://www.ecolabelindex.com>. Acesso em: 3 mar. 2019.

EUROPEAN COMMISSION. **Europeans' attitudes towards the issue of sustainable consumption and production**: analytical report. [S.l.], 2009. Disponível em: http://ec.europa.eu/commfrontoffice/publicopinion/flash/fl_256_en.pdf. Acesso em: 10 jan. 2017.

EUROPEAN COMMISSION. **Policies to encourage sustainable consumption**: full report. Paris, 2012a. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/report_22082012.pdf. Acesso em: 26 mar. 2017.

EUROPEAN COMMISSION. **Research on EU product label options**: final report. [S. l.] 2012b. Disponível em: <https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/2012-12-research-eu-product-label-options.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2016.

EUROPEAN COMMISSION. **Attitudes of europeans towards building the single market for green products**: report. [S.l.], 2013. Disponível em: http://ec.europa.eu/commfrontoffice/publicopinion/flash/fl_367_en.pdf. Acesso em: 10 jan. 2017.

EUROPEAN COMMISSION. **Guidance on the implementation / application of directive 2005/29/EC unfair commercial practices.** Bruxelas, 2016. Disponível em: [http:// ec.europa.eu/justice/consumer-marketing/files/ucp_guidance_en.pdf](http://ec.europa.eu/justice/consumer-marketing/files/ucp_guidance_en.pdf). Acesso em: 03 mar. 2017.

EUROPEAN UNION. European Commission Recommendations n. 2013/19/EU, of 9 april 2013. On the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organizations. **Official Journal of the European Union**, l. 124, v. 56, 4 may 2013. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32013H0179>. Acesso em: 28 fev. 2017.

FET, A. M.; SKAAR, C. Eco-labeling, product category rules and certification procedures based on ISO 14025 requirements. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 49–54, 2006.

FET, A. M.; SKAAR, C.; MICHELSEN, O. Product category rules and environmental product declarations as tools to promote sustainable products: experiences from a case study of furniture production. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 11, n. 2, p. 201-207, 2009.

FINNVEDEN, G. On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 4, p. 229–238, 2000.

HUNSAGER, E. A.; BACH, M.; BREUER, L. An institutional analysis of EPD programs and a global PCR registry. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 4, p. 786–795, 2014.

GLOBAL ECOLABELLING NETWORK. **Introduction to ecolabelling**. [S.l.], 2004. Disponível em: <http://www.globalecolabelling.net/assets/Uploads/intro-to-ecolabelling.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2016.

GÜL, S. *et al.* Benchmarking and environmental performance classes in life cycle assessment - development of a procedure for non-leather shoes in the context of the product environmental footprint. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 12, p. 1640–1648, 2015.

- IBÁÑEZ-FORÉS, V. *et al.* Environmental product declarations: exploring their evolution and the factors affecting their demand in Europe. **Journal of Cleaner Production**, v. 116, p. 157–169, 2016.
- LORENZO-TOJA, Y. *et al.* Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. **Science of the Total Environment**, v. 566–567, p. 468–479, 2016.
- MOLINA-MURILLO, S. A.; SMITH, T. M. Exploring the use and impact of LCA-based information in corporate communications. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 2, p. 184–194, 2009.
- NEMECEK, T. *et al.* Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next? **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 5, p. 607–620, 2016.
- NISSINEN, A. *et al.* Developing benchmarks for consumer-oriented life cycle assessment-based environmental information on products, services and consumption patterns. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 6, p. 538–549, 2007.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **Promoting sustainable consumption: good practices in OECD countries**. Paris, França, 2008. Disponível em: <https://www.oecd.org/greengrowth/40317373.pdf> . Acesso em: 08 set. 2017.
- PRADO-LOPEZ, V. *et al.* Tradeoff evaluation improves comparative Life Cycle Assessment: a photovoltaic case study. **Journal of Industrial Ecology**, v. 20, n. 4, p. 710–718, 2016.
- STEVENSON, M. J.; INGWERSEN, W. W. Environmental product claims and life cycle assessment. *In*: CURRAN, M. A. (org.). **Life cycle assessment handbook: a guide to environmentally sustainable products**. [S.l.]: Scrivener Publishing, 2012. p. 475–543.
- TESTA, F. *et al.* Perceptions on LCA implementation: evidence from a survey on adopters and nonadopters in Italy. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 10, p. 1501–1513, 2016.

ZACKRISSON, M. *et al.* Stepwise environmental product declarations: ten SME case studies. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 17, p. 1872–1886, 2008.

ZEA ESCAMILLA, E.; HABERT, G. Global or local construction materials for post-disaster reconstruction?: sustainability assessment of twenty post-disaster shelter designs. **Building and Environment**, v. 92, p. 692–702, 2015.

CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A fundamentação teórica tem o objetivo de fornecer embasamento científico no que se refere aos temas relevantes para o presente trabalho. Para tanto, está organizada em 3 temáticas principais: a Metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida; a Rotulagem Ambiental e as Declarações Ambientais de Produto; e por fim, os Métodos de *Benchmarking* e a Análise Envoltória de Dados (DEA).

A seguir, o item 2.2 propõe uma reflexão sobre produtos ambientalmente amigáveis e rotulagem ambiental, apresentando um panorama da sua utilização e ponderando sobre alguns problemas associados a essas práticas, complementando a discussão iniciada na Introdução deste capítulo. Também neste tópico, são apresentadas as diretrizes normatizadoras da rotulagem ambiental e um comparativo entre cada um dos procedimentos propostos, que enfatiza a robustez das Declarações Ambientais de Produto nesse contexto.

Nesse sentido, as DAPs recebem atenção especial no item 2.3, onde são detalhados os objetivos, princípios e características (essenciais para o entendimento de algumas premissas assumidas neste trabalho). Também são apresentadas as diretrizes para o desenvolvimento da etapa mais importante do processo de rotulagem ambiental tipo III: o estabelecimento das Regras de Categoria de Produto, e aqui são abordados os critérios e as considerações a serem feitas neste procedimento. Na sequência apresenta-se a descrição passo a passo do processo de desenvolvimento de uma DAP, desde o projeto até sua publicação, um panorama geral dos principais programas de DAP no mundo e também no Brasil e uma análise crítica sobre o tema, que apresenta reflexões de diversos estudos e propostas para o desenvolvimento dessa ferramenta.

Na sequência, inicia-se a conceituação geral de *Benchmarking*, no item 2.4, onde são apresentados os pontos principais, algumas classificações e tipos. Devido a sua grande relevância para este trabalho, a técnica de *benchmarking* por Análise Envoltória de Dados é apresentada em um item específico, o 2.4.3. Aqui, apresenta-se o conceito geral da técnica, são destacadas as diferenças com relação a outras ferramentas e os modelos mais utilizados (fundamental para fomentar as escolhas adotadas no capítulo 4).

2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia de gestão ambiental, cujo objetivo é identificar e quantificar os aspectos e impactos ambientais potenciais gerados por um processo de produção de um bem ou de prestação de um serviço. Sua principal aplicação se dá na condição de instrumento de apoio à tomada de decisão, uma vez que diante dos dados fornecidos por esse estudo é possível buscar rotas menos impactantes de produção ou aquisições que gerem menos dano ao meio ambiente, por exemplo.

Esta metodologia permite a avaliação de desempenho ambiental de cenários de produção estabelecidos e a comparação de alternativas para a otimização do sistema. A determinação de impactos ambientais para os diferentes cenários estudados contribui para a compreensão do quadro atual e pode indicar estratégias para os *stakeholders* em busca da sustentabilidade de um setor específico. Também pode ser aplicada no atendimento a conformidades determinadas pelos mercados ou no desenvolvimento de processos inovadores da gestão das cadeias produtivas. A norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e Baumann e Tillman (2004) elencam algumas contribuições da ACV, sob os seguintes aspectos:

- Na identificação de oportunidades para melhorar os aspectos ambientais dos produtos em vários pontos de seu ciclo de vida;
- Na tomada de decisões na indústria, organizações governamentais ou não governamentais através de planejamento estratégico, definição de prioridades, projeto ou reprojeto de produtos ou processos;
- Na seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição;
- Na comunicação, através de programas de rotulagem ambiental, declarações ambientais de produto e *benchmarking*.

Os princípios da ACV são embasados no pensamento de ciclo de vida, que consiste em uma ampliação da visão tradicional de análise de impactos ambientais, cujo foco encontra-se apenas no processo produtivo, para uma avaliação sistêmica, que inclui as etapas anteriores e posteriores à manufatura. Entende-se, portanto, o ciclo de vida como

“estágios consecutivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou geração a partir de recursos naturais até a disposição final” (ABNT, 2009a); e o sistema de produto como o “conjunto de processos elementares, com fluxos elementares de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas, e que modela o ciclo de vida de um produto” (ABNT, 2009b).

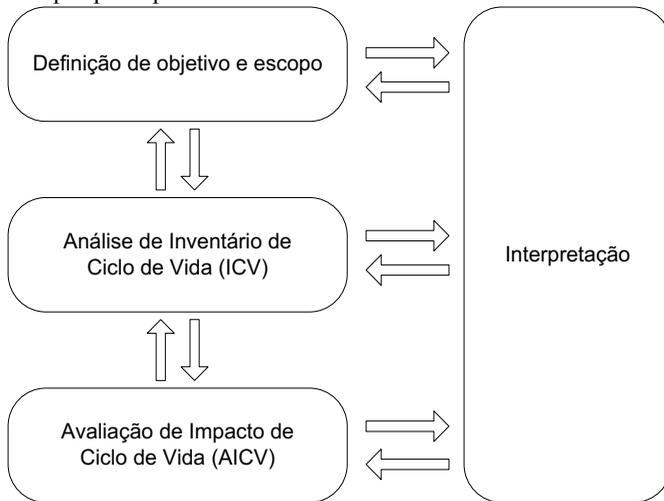
Sendo assim, uma análise que envolva todo o ciclo de vida de um produto, tal como a ACV, pode ser dita como uma avaliação de “berço-ao-túmulo”. Essas etapas incluem obtenção e consumo de recursos, processos de fabricação ou manufatura, uso e manutenção do produto, disposição final ou ainda possíveis retornos, tais como reuso, reciclagem e remanufatura. Devem ser consideradas as demandas de matéria e energia, bem como as gerações e emissões dessas etapas, que constituem os fluxos elementares, uma vez que por se tratarem de aspectos ambientais apresentam potencial para causarem impactos ao meio ambiente.

A ISO normatiza a ACV dentro de sua série relativa a gestão ambiental ISO 14000 e apresenta duas normas principais sobre o tema, que no Brasil foram traduzidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT):

- NBR ISO 14040 – Princípios e Estrutura: definição dos princípios da metodologia, seus conceitos e estrutura (ABNT, 2009a).
- NBR ISO 14044 – Requisitos e Orientações: estrutura metodológica, requisitos e diretrizes para a realização de um estudo (ABNT, 2009b).

De acordo com essas normas (ABNT, 2009a, 2009b), um estudo de ACV deve incluir 4 etapas principais, que se relacionam entre si de forma iterativa e estão estruturadas conforme a Figura 2.1.

Figura 2.1 - Etapas principais de uma ACV



Fonte: ABNT (2009a; 2009b).

Na etapa de definição de objetivo e escopo se dá definição do contexto do estudo. O objetivo define a razão principal para a condução do estudo, o público-alvo a ser atingido, e a aplicação pretendida dos resultados. Por sua vez, o escopo refere-se à abrangência e limites, à metodologia e aos procedimentos considerados necessários para a garantia da qualidade do estudo e que, portanto, deverão ser adotados e definidos (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Nessa fase, também são definidas as características de performance do produto a ser modelado, ou seja, sua função. A quantificação dessa função identificada é chamada unidade funcional (UF) e a sua medição é chamada de fluxo de referência. (BAUMANN; TILLMANN, 2004). Além disso, é estabelecido o sistema de produto (ou sistemas de produto, se houver mais de uma alternativa) a ser avaliado. Essa definição inclui determinar as fronteiras do sistema com relação a aspectos econômicos e ambientais, bem como determinar procedimentos de coleta e tratamento dos dados (GUINÉE, 2002).

Na sequência procede-se à etapa de Análise de Inventário, na qual são estabelecidos os diagramas de fluxos e os processos que compõem os sistemas de produto em estudo (GUINÉE, 2002). Nessa análise, são verificados os fluxos de massa e energia ao longo das etapas do ciclo de vida do produto referentes ao sistema determinado no escopo do estudo e relacionados à UF adotada (BAUMANN; TILLMANN,

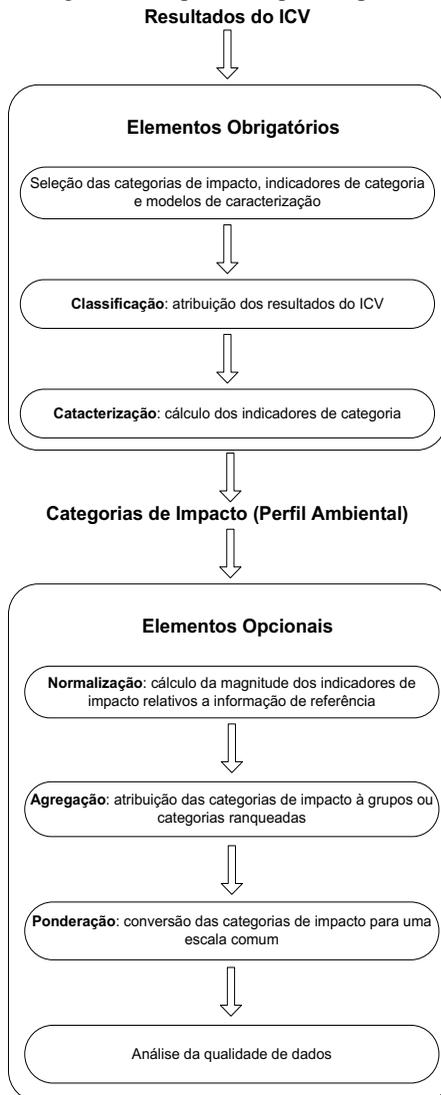
2004). Os dados coletados resultam em um Inventário de Ciclo de Vida (ICV), que consiste em uma tabela que lista as quantidades de entradas (consumo) de recursos e saídas (emissões) para o ambiente, tais como metros cúbicos de água consumida ou quilogramas de dióxido de carbono emitido, por exemplo (GUINÉE, 2002).

A terceira etapa da ACV é a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que tem o objetivo de avaliar a significância das intervenções ambientais contidas no inventário. Ou seja, a AICV descreve as consequências ambientais das cargas ambientais quantificadas no ICV, através da tradução desses fluxos em potenciais impactos. Os resultados dos impactos são separados em categorias específicas de acordo com a relevância considerada para o sistema de produto em questão e podem representar os impactos em diferentes níveis de magnitude, escala e abrangência, por exemplo (DE HAES, 2002).

Baumann e Tilmann (2004) afirmam que o objetivo dessa tradução é tornar os resultados mais ambientalmente relevantes, compreensíveis e facilitar a comunicação. Além disso, um ICV pode ser de difícil leitura, uma vez que o número de parâmetros listados nesses documentos é em geral bastante significativo. Dessa maneira, agrupar as cargas ambientais dos resultados do inventário em categorias de impacto ambiental acaba reduzindo o número de parâmetros a serem interpretados. Outra questão apontada pelos autores refere-se a comparabilidade dos resultados, pois uma vez que tem-se alternativas com perfis ambientais diferentes do ponto de vista do ICV, a tradução para categorias de impacto mais generalistas pode ser apontada como uma forma de transcender a incomparabilidade.

Para a realização desse procedimento, a norma ABNT (2009a) divide a AICV em cinco etapas, sendo duas obrigatórias, classificação e caracterização e três opcionais, normalização, ponderação e agregação. Baumann e Tillmann (2004) e De Haes (2002) ainda acrescentam a análise de qualidade dos dados como uma quarta etapa opcional a ser realizada. A Figura 2.2 representa os elementos obrigatórios e opcionais que compõem a AICV.

Figura 2.2 - Elementos obrigatórios e opcionais que compõem a AICV



Fontes: ABNT (2009a); Baumann e Tilmann (2004); De Haes (2002).

A etapa de classificação relaciona os fluxos de matéria e energia listados no ICV com cada categoria de impacto a qual esse aspecto afeta de alguma maneira, sendo relacionadas principalmente a impactos ambientais ou categorias de danos. São exemplos de categorias de

impacto ambiental: potencial de aquecimento global, demanda acumulada de energia, demanda de recursos abióticos, depleção da camada de ozônio, formação de smog fotoquímico, acidificação, eutrofização, toxicidade humana e ecotoxicidade; e de categorias de dano: consequências ao ecossistema, consequências a saúde humana e utilização de recursos naturais (BAUMANN; TILMANN, 2004).

Por sua vez, a caracterização consiste em uma etapa quantitativa, na qual o tamanho dos impactos é calculado para cada categoria utilizando fatores de equivalência definidos de acordo com a cadeia causa-efeito descrita nos modelos de caracterização (BAUMANN; TILMANN, 2004). Um método de caracterização tem o objetivo de descrever a importância de um estressor ambiental dentro de uma determinada categoria, ou seja, em relação aos outros estressores, identificado o ponto na cadeia causa-efeito na qual os mecanismos de ação são similares. Além disso, o método também agrega os estressores em um indicador único para a categoria de impacto (GUINÉE, 2002; DE HAES, 2002).

Baumann e Tilmann (2004) exemplificam a caracterização através da categoria de impacto ambiental acidificação. Todas as emissões acidificantes que constam em um ICV (tais como dióxido de enxofre – SO_2 , óxidos de nitrogênio – NO_x , ácido clorídrico – HCl , entre outros) são somadas com base em seus respectivos fatores de equivalência, resultando em um valor que indica a extensão do potencial de impacto de acidificação do sistema de produto analisado. Os fatores de equivalência dos poluentes acidificantes são definidos com base em seu mecanismo de ação comum: a liberação de íons H^+ , que causa acidificação. Cada molécula de SO_2 causa a liberação de dois H^+ enquanto cada HCl libera um íon H^+ , e, portanto, seus fatores de equivalência molar são 2 e 1, respectivamente.

A etapa opcional de normalização refere-se ao cálculo da magnitude dos resultados de um indicador com relação a uma referência de informação (GUINÉE 2002; DE HAES, 2002; BAUMANN; TILMANN, 2004). O objetivo desse procedimento é melhorar o entendimento da magnitude dos impactos ambientais causados pelo sistema em estudo, sendo possível, por exemplo, a relativização dos impactos causados por um produto com o total de impactos de determinada categoria em um determinado país (BAUMANN; TILMANN, 2004). A informação de referência pode estar relacionada a uma determinada comunidade, tal como a União Europeia, uma pessoa – um cidadão “médio” de um determinado país, ou a outro sistema, tal como uma meta futura de emissões, por exemplo (GUINÉE, 2002).

A agregação é o elemento na avaliação de impacto na qual as categorias de impacto são agrupadas em um ou mais indicadores em uma dada base ou ranqueamento (GUINÉE, 2002; DE HAES, 2002). A norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) destaca dois possíveis procedimentos para essa classificação: 1) agrupar os indicadores de categoria de impacto em uma base nominal, utilizando características tais como consumo de recursos e emissões ou escalas espaciais locais, globais e regionais; ou 2) ranquear os indicadores de categorias de impacto em uma escala ordinal, de acordo com uma ordem hierárquica, tal como a determinação de alta, média ou baixa prioridade. A norma ainda destaca que esse procedimento pode ser empregado em afirmações comparativas, mas que por se tratar de um elemento que envolve escolha de valores, pode apresentar variações entre diferentes indivíduos, organizações ou sociedades.

Por sua vez, a ponderação consiste na conversão dos indicadores de resultados de diferentes categorias em uma escala comum (DE HAES, 2002). Esse elemento pode ser definido como a atribuição quantitativa de pesos de acordo com a importância relativa de um impacto ambiental sobre o outro, sendo expressos por seus respectivos fatores de ponderação (BAUMANN; TILMANN, 2004). Esses fatores são baseados em julgamentos de valor, e escolhas subjetivas tais como monetização, consulta a especialistas, padrões determinados, entre outros. Não há, portanto, um melhor método disponível, tampouco um rol de fatores de ponderação recomendáveis (GUINÉE, 2002).

A última etapa de uma ACV, a interpretação, refere-se ao processo iterativo de análise e revisão das escolhas metodológicas adotadas no transcorrer da realização do estudo. (BAUMANN; TILMANN, 2004). A norma (ABNT, 2009a) afirma que a combinação da análise de inventário com a AICV, quando consistentes com os objetivos definidos e com o escopo proposto permite o estabelecimento de conclusões e recomendações sobre o sistema de produto avaliado.

A análise dos procedimentos e requisitos para a realização de estudo de ACV permite a compreensão da robustez metodológica que permeia os resultados obtidos através da sua aplicação. Esse fato ajuda a explicar o motivo pelo qual a ACV é apontada como metodologia a ser utilizada em processos de identificação de produtos ambientalmente amigáveis e no desenvolvimento de programas de rotulagem ambiental, Em especial aqueles relacionados às DAPs.

2.2 PRODUTOS AMBIENTALMENTE AMIGÁVEIS E ROTULAGEM AMBIENTAL

A European Commission (2013) define e denomina como “produtos ecológicos” aqueles que utilizam recursos mais eficientemente e causam menos danos ambientais ao longo do seu ciclo de vida: da extração de matérias-primas à sua produção, distribuição, utilização, até o fim de vida (incluindo a reutilização, reciclagem e valoração de resíduos) quando comparados com outros produtos semelhantes da mesma categoria. Outros termos também podem ser aplicados para essa mesma definição, tais como “produtos verdes”, “ecoprodutos” ou “produtos sustentáveis”, o que gera discussão sobre qual dessas nomenclaturas representa melhor o conceito de um produto que consome menos recursos e gera menos impactos ambientais em comparação a outros semelhantes. Uma opção que tem sido utilizada com maior frequência recentemente e se aproxima mais desse conceito é a de “produto ambientalmente amigável”.

De qualquer modo, uma maior participação desse tipo de produto no mercado associa os benefícios da redução dos danos ambientais ao aumento da satisfação dos consumidores com os potenciais benefícios econômicos para os produtores e consumidores decorrentes de uma utilização mais eficiente dos recursos naturais (EUROPEAN COMMISSION, 2013). A crescente preocupação dos governos, empresas e sociedade com a proteção do meio ambiente estimularam o desenvolvimento de melhorias de processos produtivos e redução dos impactos ambientais dos produtos.

Porém, esses ganhos ambientais de produção e consumo precisam ser conhecidos e notados pelas partes interessadas a fim de gerar demanda para os produtos ambientalmente amigáveis (GLOBAL..., 2004). Dessa forma, a rotulagem ambiental se constitui em um instrumento útil de política ambiental, capaz de incentivar a inovação no desenvolvimento de produtos ambientalmente amigáveis e, com isso, gerar “competição ambiental” entre as empresas. Esse processo permite que os consumidores reconheçam os produtos ambientalmente amigáveis, destacando aqueles que apresentam alternativas ambientais menos impactantes, servindo como orientação para as compras. Ao mesmo tempo, as empresas que apresentam maior propensão para melhorias de desempenho ambiental são capazes de obter benefícios através da transformação de seus processos produtivos (DOSI; MORETTO, 2001).

A rotulagem tornou-se uma ferramenta útil para os governos no fomento de boas práticas ambientais e para as empresas na identificação e estabelecimento de mercados – tanto nacionais, quanto internacionais – para seus produtos ambientalmente amigáveis (GLOBAL..., 2004), sendo utilizados inclusive como pré-requisitos comerciais (DEL BORGHI, 2013). Muitos países, tais como Alemanha, França e Estados Unidos têm agora alguma forma de rotulagem consolidada em vigor, enquanto outros, como o Brasil, encontram-se em fase intermediária de desenvolvimento de programas dessa natureza. Um ponto determinante para o sucesso dessas iniciativas em todo o mundo é o compromisso com objetivos claros, que embora sejam expressos de formas diferentes pelos operadores dos programas, são geralmente estabelecidos e buscados de acordo com 3 diretrizes: a proteção do meio ambiente, o incentivo à inovação e liderança nas questões ambientais e o aumento da clareza dos consumidores com relação as questões ambientais (GLOBAL..., 2004).

No entanto, a European Commission (2013) destaca que em qualquer categoria existem produtos ambientalmente amigáveis, tenham ou não rotulagem ambiental, pois é o seu desempenho ambiental que os define dessa forma. Não há uma definição consensual com base científica do que é efetivamente um produto dessa natureza, pois existem diferentes métodos que são utilizados para medição e comparação do desempenho ambiental. Paralelamente, os programas de rotulagem ambiental têm se multiplicado ao redor do mundo, com diferentes operadores atuando em diversos países. Há uma grande variedade de selos estabelecidos, cujas alegações contemplam diferentes aspectos relacionados ao ciclo de vida dos produtos, que também possuem variados métodos de avaliação e verificação (GLOBAL..., 2004).

Desse modo, ao mesmo tempo em que a rotulagem ambiental é importante para que se amplie a discussão sobre o impacto ambiental gerado em processos produtivos, o excesso de informações com enfoques diferentes pode gerar dificuldades no seu entendimento, falta de coerência, clareza e comparabilidade dos dados (EUROPEAN COMMISSION, 2013). Um produto que apresenta esse tipo de informação carrega consigo a garantia de que os requisitos específicos de um determinado programa estão sendo cumpridos. No entanto, esse rótulo não garante que o produto é mais ambientalmente amigável em comparação a um que não o possua (CLANCY; FRÖLING; PETERS, 2015).

De acordo com Vázquez-Rowe *et al.* (2016), o desenvolvimento de novos programas de rotulagem ambiental tornou-se um grande desafio para as partes interessadas devido a diversos fatores: aumento na competição, mercados e consumidores mais exigentes e, especialmente, a necessidade de se encontrar um equilíbrio entre rigor científico, completeza dos dados e as estratégias para se obter reconhecimento e aceitação do mercado. Além disso, também podem ser gerados custos significativos para as empresas, sobretudo se tiverem que atender diferentes requisitos de rotulagem e verificação exigidos por vários países e mercados (EUROPEAN COMMISSION, 2013). De acordo com Fet e Skaar (2006), tem sido desafiador, especialmente para as pequenas e médias empresas, atender as diversas especificações sobre as informações ambientais.

O estudo de Hadjimichael e Hegland (2016) afirma que os incentivos criados pelo liberalismo econômico combinados com a globalização do capitalismo levaram os programas de rotulagem a fazerem alegações infundadas a fim de valorizar a si mesmas e manterem-se em suas posições de mercado. O estudo da European Commission (2016) corrobora essa constatação e afirma que muitas empresas estão em concorrência com base nas suas alegações e não com base no efetivo desempenho ambiental nos produtos. Diante disso, a preocupação com a credibilidade e a imparcialidade das informações e alegações ambientais contidas nos produtos tem conduzido às organizações tanto públicas quanto privadas ao aprimoramento dos seus programas de rotulagem ambiental (GLOBAL..., 2004).

Por isso, há a necessidade de ampliação dos instrumentos de controle e regulamentação desses programas, especialmente através de iniciativas governamentais ou de acordos internacionais (INGWERSEN, STEVENSON, 2012). É necessário que os padrões e ferramentas utilizadas sejam padronizados e explicados de forma objetiva para os consumidores, a fim de que as alegações presentes na rotulagem ambiental sejam claras e fomentem efetivamente a inserção da variável ambiental na tomada de decisão referente à aquisição de produtos. Nesse sentido, a normatização proposta pela ISO, através da norma NBR ISO 14020 (ABNT, 2002) e suas correlatas, constituem-se como um instrumento fundamental para o estabelecimento de critérios de avaliação e verificação dos programas de rotulagem.

2.2.1 Diretrizes da norma ISO 14020 e suas correlatas

A norma NBR ISO 14020 (ABNT, 2002) configura-se como o principal marco regulatório dos processos de rotulagem ambiental, bem como o processo de criação e estabelecimento de programas dessa natureza. Esse documento define rotulagem ambiental como uma afirmação que indica os aspectos ambientais de um produto, seja ele um bem ou um serviço. A norma ainda ressalta que um selo ou uma declaração ambiental podem aparecer sob a forma de um texto, um símbolo ou elemento gráfico no rótulo de um produto ou em uma embalagem, na literatura sobre o produto, em boletins técnicos, em propaganda ou em publicidade (ABNT, 2002). Esse tipo de selo ou declaração permite que o desempenho ambiental dos produtos seja comunicado de forma mais simples, precisa e confiável (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016).

Também estão destacados na norma os seguintes princípios norteadores da execução de um programa de rotulagem ambiental (ABNT, 2002):

- Participação voluntária;
- Conformidade com as normas ambientais e outras legislações relevantes;
- Consideração de “adequação ao propósito” e ao nível de desempenho ambiental;
- Base em sólidos princípios científicos e de engenharia;
- Adoção de critérios que destaquem a liderança com relação ao segmento;
- Adoção de critérios confiáveis, relevantes, atingíveis, mensuráveis e verificáveis;
- Independência na operação do programa;
- Execução dos processos de forma aberta e responsável;
- Flexibilidade às demandas de mercado;
- Coerência com as normas reguladoras e outros documentos apropriados.

A NBR ISO 14020 (ABNT, 2002) também propõe um sistema de classificação dos processos de rotulagem ambiental, dividindo-os em três principais grupos: Tipo I – Selos ambientais, Tipo II –

Autodeclarações ambientais e Tipo III – Declarações Ambientais de Produto (DAPs). Vale destacar uma questão importante referente às terminologias relacionadas à rotulagem ambiental, pois há uma grande incerteza quanto à nomenclatura associada a cada um dos termos e conceitos utilizados na literatura. Esse fato se agrava ainda mais quando há tradução de textos que contém essas palavras, o que reduz o grau de compreensão e clareza sobre esses temas, como por exemplo, na utilização dos termos “*ecolabel*” e “*green label*” para designar selos ambientais, enquanto a palavra “*ecolabelling*” é mais associada ao processo de rotulagem ambiental em si, não havendo, no entanto, consenso entre os autores quanto a essa tradução. A terminologia empregada pela norma NBR ISO 14020 (ABNT, 2002), considera: rotulagem ambiental – o processo global de geração e obtenção de alegações ou declarações ambientais de um produto; selo ambiental – o processo de obtenção de rotulagem ambiental do tipo I; e rótulo ambiental – uma das formas de aplicação de um selo ambiental em um produto.

Cada um dos tipos de rotulagem apresenta definições específicas e normas regulamentadoras também desenvolvidas pela ISO, que detalham os seus critérios, padrões e procedimentos, conforme relatado na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Definições e regulamentação dos tipos de rotulagem ambiental estabelecidos na NBR ISO 14020

Rotulagem	Definição	Características principais	Norma reguladora específica	Exemplos
Tipo I	Selos ambientais	Programas voluntários, credenciados por terceira parte, baseados em múltiplos critérios que fornecem uma licença que autoriza o uso de selos ambientais em produtos indicando o desempenho ambiental de um produto com base em considerações de ciclo de vida, de acordo com categorias de produtos específicas.	NBR ISO 14024 (ABNT, 2004)	Blue Angel, Rótulo Ecológico ABNT, Selo FSC (<i>Forest Stewardship Council</i>), GHG Protocol.
Tipo II	Autodeclarações ambientais	Alegações ambientais informativas geradas pelos próprios desenvolvedores dos produtos.	NBR ISO 14021 (ABNT, 2017)	Produto livre de CFCs, redução de 10% das emissões de CO ₂ , produzido a partir de material reciclado.
Tipo III	Declarações Ambientais de Produto (DAPs)	Programas voluntários que fornecem dados quantificados de um produto, através de categorias de parâmetros pré-definidos por uma terceira parte qualificada, baseados em Avaliação de Ciclo de Vida e verificadas pela mesma ou por outra terceira parte.	NBR ISO 14025 (ABNT, 2015)	The International EPD System, EPD Brasil, JEMAI, KEITI, IBU.

Fonte: Adaptado de Stevenson e Ingwersen (2012).

2.2.1.1 Rotulagem ambiental tipo I – Selos Ambientais

A definição de selo ambiental pode ser entendida como a aplicação de uma marca que identifica desempenho ambiental geral de um produto, com relação a uma categoria de produto específica, com base no seu ciclo de vida (GLOBAL..., 2004). A norma NBR ISO 14021 (ABNT, 2017) afirma que um rótulo ambiental do tipo I deve ser dado a produtos que satisfazem um conjunto de requisitos pré-determinados, identificando aqueles que são preferíveis do ponto de vista ambiental, dentro de uma determinada categoria. Um selo ambiental se refere especificamente ao fornecimento de informações aos consumidores sobre a qualidade ambiental relativa do produto (GLOBAL..., 2004).

Ao contrário das declarações ou símbolos ambientais desenvolvidos pela própria empresa, um selo ambiental é dado por uma terceira parte imparcial àqueles produtos que atendem critérios ambientais específicos (GLOBAL..., 2004). De acordo com Stevenson e Ingwersen (2012), a maioria dos programas de selos ambientais é gerenciada por organizações não governamentais sem fins lucrativos.

Os selos ambientais fornecem informações importantes sobre aspectos produtivos, ambientais e de sustentabilidade que os consumidores podem utilizar em seu processo de tomada de decisão de compra (CHEN; ALFNES; RICKERTSEN, 2015). Os requisitos necessários para a obtenção de um selo ambiental consistem em três processos diferentes, porém relacionados: o primeiro processo consiste no desenvolvimento de um padrão, no qual são estabelecidos os requisitos que devem ser seguidos pelos participantes do programa. Esses padrões são desenvolvidos com a participação e o consenso de diversas partes interessadas envolvidas na cadeia produtiva (STEVENSON; INGWERSEN, 2012). O segundo aspecto envolvido é a certificação, na qual a terceira parte verifica e atesta que o produto está em conformidade com os padrões estabelecidos para a sua categoria. Por sua vez, o terceiro elemento é o próprio selo, que é impresso, marcado ou indicado no produto, que indica efetivamente a adequação do produto aos critérios pré-determinados (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

No que se refere ao estabelecimento do padrão, a norma NBR ISO 14024 (ABNT, 2004) afirma que o processo é iterativo e estão incluídos os seguintes itens:

- Consulta às partes interessadas;
- Seleção das categorias de produto;

- Desenvolvimento, revisão e modificação dos critérios ambientais de produto;
- Identificação das características funcionais do produto; e
- Estabelecimento dos procedimentos de certificação e de outros elementos administrativos do programa.

A seleção dos requisitos a serem seguidos no programa é uma parte crítica do processo de rotulagem e consiste na seleção e determinação das categorias de produtos e no desenvolvimento e adoção de critérios, padrões e procedimentos apropriados. A extensão da categoria de produto pode, por exemplo, determinar o rigor dos requisitos de certificação e, por isso, as propostas provém de maneira geral da indústria ou dos gestores do programa, mas podem vir de outras organizações públicas e privadas. A seleção das categorias é realizada mediante revisão técnica feita por grupos de especialistas com base nas diretrizes do programa (GLOBAL..., 2004).

Uma vez que as categorias são selecionadas, devem ser estabelecidos os requisitos que devem ser atendidos pelos candidatos ao selo ambiental. Especialistas técnicos e científicos, tanto do governo quanto do setor privado, preparam esboços de critérios que são encaminhados para as partes interessadas para que sejam feitos comentários e considerações. Após a análise dessas observações e de revisão da equipe do programa se estabelecem os requisitos definitivos (GLOBAL..., 2004).

Em seguida, os candidatos (produtores, fornecedores, distribuidores, importadores ou provedores de serviços) podem inscrever seus produtos no programa, onde passarão por etapas de verificação de conformidade, testes e monitoramento. Devem ser enviadas informações técnicas e documentação comprobatória das alegações encaminhadas na solicitação e pode haver verificação independente das informações e inspeções *in loco*. Após a verificação positiva e concordância do programa com as alegações, é encaminhado o licenciamento e emissão do selo a ser impresso no produto (GLOBAL..., 2004).

A norma ISO 14024 indica que os selos ambientais do tipo I devem ser baseados em considerações do ciclo de vida dos produtos de forma mensurável, mas não cita especificamente que devem ser utilizados os padrões das normas ISO 14040 e ISO 14044

(STEVENSON; INGWERSEN, 2012). A NBR ISO 14024 (ABNT, 2004) define as considerações do ciclo de vida da seguinte forma:

Os estágios do ciclo de vida que devem ser considerados ao desenvolver os critérios ambientais de produto devem incluir: extração de recursos, manufatura, distribuição, uso e descarte final relacionados a indicadores ambientais relevantes. Qualquer diferença dessa abordagem ou a utilização seletiva de questões ambientais restritas deve ser justificada (ABNT, 2004 p. 3).

De acordo com Clancy, Fröling e Peters (2015), há diversos selos ambientais no mercado que são focados em apenas um aspecto do ciclo de vida (como por exemplo, o selo de alimentos de cultivo orgânico) e que não são consistentes com os requisitos da norma sendo referidos muitas vezes como selos “estilo Tipo I”.

O estudo de Stevenson e Ingwersen (2012) afirma que embora não haja um método perfeito para comparar a importância de impactos ambientais nas diversas escalas em que eles ocorrem (ex: individual, regional, nacional, global), os padrões de desenvolvimento mais promissores têm buscado uma visão mais holística que ameniza essa questão. Essa nova tendência visa a integração de métodos de ACV com a geração de informação a partir de selos ambientais, no sentido de analisar os impactos ambientais de um produto através de uma perspectiva que considera uma maior diversidade de variáveis na análise.

Os selos ambientais possuem a flexibilidade de focar nos impactos mais significativos ou mais conhecidos, mas há o risco de que não informem sobre outros impactos importantes que ocorrem na cadeia de suprimentos. Por outro lado, a ACV limita-se a avaliar os impactos para os quais há dados e metodologias validadas, podendo deixar de considerar impactos importantes ainda não estudados. Dessa forma, a integração de ambos pode capitalizar o melhor de cada uma das abordagens (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

2.2.1.2 Rotulagem ambiental tipo II – Autodeclarações ambientais

A norma NBR ISO 14021 (ABNT, 2017) define a rotulagem ambiental do tipo II como um processo voluntário de autodeclaração, desenvolvido pelo próprio fabricante, importador, distribuidor, varejista

ou por qualquer pessoa que tenha a probabilidade de se beneficiar dela. Nesse tipo de rotulagem, é atribuída alguma alegação ambiental a um determinado produto geralmente centrada em um aspecto específico do produto, como por exemplo as alegações: “reciclável”, “biodegradável”, “feito de material reciclado”, “consumo reduzido de água” e “consumo reduzido de energia”. De maneira geral, essas autodeclarações são altamente focadas em itens específicos e não englobam o pensamento de ciclo de vida em sua estrutura (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

Segundo Stevenson e Ingwersen (2012), é comum que os governos, através de suas agências de proteção aos consumidores, criem diretrizes que estabelecem a natureza das alegações ambientais que as empresas podem incluir em seus produtos. Além disso, também podem ser propostas exigências com base científica que suportem as afirmações geradas pelos produtores, a fim de minimizar a indução ao erro e o falso marketing que podem ser gerados por essa prática.

A norma estabelece critérios, evidências documentais e procedimentos de verificação das alegações geradas por autodeclaração a fim de evitar o uso indevido desse instrumento de rotulagem (ABNT, 2017). No entanto, devido ao fato de direcionarem-se para apenas um critério e geralmente estarem focados em apenas uma etapa do ciclo de vida, os programas de rotulagem ambiental tipo II são alvo de muitas críticas por diversos setores da sociedade. Entende-se que as alegações ambientais devem possuir essencialmente uma abordagem de ciclo de vida em suas avaliações e, por isso, há algumas iniciativas pontuais de relacionar estudos de ACV para fomentar alegações ambientais geradas por autodeclaração (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

2.2.1.3 Rotulagem ambiental tipo III – Declarações Ambientais de Produto (DAPs)

Uma Declaração Ambiental de Produto (DAP), ou no termo correspondente em inglês *Environmental Product Declaration (EPD)*, é definida pela norma NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) como um documento que indica o desempenho ambiental de um produto específico, fornecendo dados ambientais quantificados e detalhados, que são obtidos através da metodologia de ACV. Portanto, esse estudo deve ser desenvolvido de acordo com os procedimentos descritos nas normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b).

O principal objetivo da DAP é promover a demanda e o suprimento daqueles produtos ou serviços que causem menos impacto no ambiente, através da comunicação de informações precisas e

verificáveis. Essa prática estimula a melhoria ambiental contínua e visa estabelecer novos padrões de consumo para o mercado. A elaboração de programas de certificação ambiental através das DAPs também vai de encontro com o aumento da necessidade por transparência nas informações devido às legislações cada vez mais restritivas, no que se refere à forma como esses dados devem ser repassados aos consumidores (ABNT, 2015). Os autores Fet e Skaar (2006) afirmam que a DAP representa um conjunto de indicadores de desempenho que facilitam a comparação de diferentes produtos entre si e facilitam a interpretação das informações.

De acordo com a norma, todos os programas de DAP devem ser apoiados por um rol de regras de operação conhecidas como Regras de Categoria de Produto (RCPs), ou *Product Category Rules* (PCRs), que detalham os direcionamentos e requerimentos para o desenvolvimento do estudo de ACV (ABNT, 2015). Em uma RCP há diversos requisitos sobre como a ACV deve ser realizada a fim de que possa ser utilizada como base para a obtenção de uma DAP (DEL BORGHI, 2013).

A proposta de uma DAP é fornecer a base para a avaliação de um determinado sistema e auxiliar na identificação dos insumos e produtos que causem menor dano ambiental, considerando todo o seu ciclo de vida (ABNT, 2015). Há também a possibilidade de que a DAP contenha informações além daquelas que constam no escopo de um estudo de ACV, quando essas são relevantes para uma determinada categoria de produto. Isso permite o alinhamento da ACV com outros indicadores importantes que podem não ser quantificados suficientemente bem quando se utiliza apenas uma metodologia de avaliação (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

Os objetivos, etapas e procedimentos detalhados para a obtenção de uma DAP, bem como a descrição das etapas de determinação e de consolidação das RCPs serão apresentados e discutidos nos itens 2.2.2 e 2.2.3.

2.2.1.4 Comparação entre os tipos de rotulagem ambiental

Diferentemente das DAPs, que apresentam dados ambientais quantificados, os selos ambientais apresentam uma determinação e um reconhecimento do desempenho ambiental dos produtos, valorizando e destacando a inovação e a melhoria dos processos produtivos. Nesse sentido, os selos têm a função de sinalizar os produtos que se destacam no mercado para os consumidores, ao invés de imputar ao público em geral a tarefa de realizar a análise por si mesmo (GLOBAL..., 2004). A

Tabela 2.2 apresenta um comparativo de alguns aspectos contrastantes dos três tipos de rotulagem ambiental.

Tabela 2.2 - Comparação entre os tipos de rotulagem ambiental descritos na NBR ISO 14020

Rótulo	Formato	Crítérios avaliados	Abordagem do ciclo de vida	Capacidade de gerar seletividade	Verificação e certificação por terceira parte
Tipo I	Selo ou logomarca	Múltiplos	Sim	Sim	Sim
Tipo II	Alegação/ afirmação	Único	Não	Não	Preferencialmente
Tipo III	Documento informativo	Múltiplos	Sim	Não	Sim

Fonte: Adaptado de Global Ecolabelling Network (2004).

Das três diferentes categorias de rotulagens ambientais definidas pela ISO, as do tipo I e III são aquelas que apresentam maior alinhamento com o pensamento de ciclo de vida, sendo que as DAPs estão diretamente relacionadas com as normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044. Diante disso, é possível afirmar que os tipos I e III podem fornecer estruturas úteis para guiar a avaliação da sustentabilidade de produtos, sendo as DAPs as mais claras e rigorosas, além de mais alinhadas com a metodologia de ACV (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

De acordo com a Global Ecolabelling Network (2004), há diversos sistemas de rotulagem ambiental sendo desenvolvidos ou em vigor que são denominados “híbridos”, pois eles apresentam um foco mais restrito em comparação a um programa comum de rotulagem. Esses programas estão focados em apenas um setor (ex: indústria química ou papel e celulose), ou são relacionados a apenas uma questão ambiental específica (ex: qualidade do ar, consumo de água ou geração de gases de efeito estufa) ou ainda consideram apenas uma fase do ciclo de vida do produto (ex: manufatura, fase de uso ou descarte e reciclagem).

De acordo com o Inmetro (BRASIL, 2016b), uma DAP não se configura em um selo de qualidade ambiental, pois apesar de fornecer informações objetivas sobre aspectos ambientais de um produto, não há uma definição de exigências ambientais específicas ou um padrão de desempenho para o produto. No entanto, a resolução sugere que através dessa declaração, é possível obter uma descrição detalhada de características ambientais de um produto ao longo do seu ciclo de vida e

que essas informações, por sua vez, podem ser utilizadas para a obtenção de uma certificação ou selo ambiental para os produtos submetidos a essa análise, desde que sejam estabelecidos os critérios de desempenho da categoria de produtos semelhantes. Nesse sentido, Kikuchi-Uehara, Nakatani e Hirao (2016) afirmam que os consumidores podem vir a preferir produtos com um selo baseado em rotulagem tipo III do que um selo tipo I, devido a presença de dados quantitativos baseados em ACV.

Esse caso configura-se como um selo híbrido que apresenta, no entanto, uma abordagem mais complexa, mas que paralelamente busca uma forma de comunicação direta com o consumidor final, a fim de fornecer uma ferramenta de escolha que destaque aqueles produtos com melhor desempenho ambiental de acordo com os critérios estabelecidos para a obtenção de uma DAP. A *Product Environmental Footprint (PEF)* (EUROPEAN UNION, 2013) configura-se como o principal exemplo de selo dessa natureza, que deve entrar em vigor brevemente na União Europeia e será apresentado de forma detalhada no item 2.3.5.1.

2.3 DECLARAÇÃO AMBIENTAL DE PRODUTO (DAP)

Uma DAP é um documento que resume o perfil ambiental de um produto, fornecendo informações sobre seus aspectos ambientais de forma normatizada e objetiva (BRASIL, 2016b). O principal objetivo desse tipo de declaração é comunicar o desempenho ambiental de produtos e serviços a fim de permitir comparações entre produtos, em primeiro lugar para ser utilizada nas relações entre empresas (MODAHL *et al.*, 2013). Através de métodos padronizados, é possível realizar a avaliação de impactos ambientais gerados por produtos que apresentem as mesmas funcionalidades e comparar os seus desempenhos ambientais, independentemente da região ou do país onde foram produzidos (BRASIL, 2016b).

2.3.1 Objetivos, características e princípios gerais

A proposta das DAPs é prover informações quantificadas com objetividade, comparabilidade, credibilidade e qualidade assegurada sobre o ciclo de vida de um produto, a fim de facilitar a comparação ambiental entre produtos que desempenham funções semelhantes. Especificamente, a norma NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) cita como objetivos das declarações ambientais do tipo III:

- Fornecer informações baseadas em ACV e informações adicionais sobre os aspectos ambientais dos produtos;
- Auxiliar compradores e usuários a fazer comparações fundamentadas entre produtos;
- Incentivar a melhoria do desempenho ambiental;
- Fornecer informação para avaliar os impactos ambientais dos produtos ao longo de seu ciclo de vida.

No entanto, é importante salientar que as DAPs não fornecem critérios na preferência ambiental de um produto sobre o outro, ou mesmos requisitos mínimos a serem atingidos pelo produto (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014).

O estudo de Ibañez-Forés *et al.* (2016) afirma que as DAPs se apresentam como as ferramentas ideais para que os consumidores façam comparações entre os produtos de forma fácil. Essas declarações apresentam as seguintes características:

- Provêm informações ambientais sobre um produto ao longo de todo o seu ciclo de vida, baseado em uma ACV e de acordo com os padrões exigidos pelas normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b);
- São baseadas em dados sistemáticos verificáveis independentemente. Isso significa que uma terceira parte deve avaliar a validade e qualidade dos dados, no que se refere a unidade funcional (ou a unidade declarada) e escopo do estudo de ACV em questão;
- São apresentados como um rol de indicadores relacionados a diferentes categorias de impacto, descrevendo o desempenho ambiental de um produto;
- São processos voluntários;
- São prioritariamente destinadas à comunicação negócio-negócio (*business-to-business* – B2B), no entanto, podem também serem aplicadas na comunicação entre negócio e consumidor (*business-to-consumer* – B2C).
- São alvo da gestão de um programa operador.

A norma NBR ISO 14025 afirma que as DAPs devem ser baseadas em nove princípios, assim listados e definidos (ABNT, 2015):

1. Relação com a ISO 14020: os princípios propostos na ISO 14020 devem ser aplicados quando se desenvolve uma DAP
2. Voluntariedade: programas de DAP devem ser de natureza voluntária
3. Base na abordagem de ciclo de vida: DAP deve incluir todos aspectos ambientais do ciclo de vida. A informação ambiental do produto numa DAP tipo III deve ser baseada nos resultados de uma ACV, de acordo com as normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044
4. Modularidade: Os dados baseados em ACV (entradas e saídas) utilizados para compilar o perfil ambiental na configuração da DAP devem ser citados como módulos de informação e devem representar o todo ou uma parte do ciclo de vida do material avaliado.
5. Participação das partes interessadas: Os programas de DAP devem implementar um mecanismo aberto e formalizado de consulta para a participação das partes interessadas (fornecedores, produtores, consumidores, investidores, entre outros).
6. Comparabilidade: Os resultados da DAP devem ser comparáveis, de forma a permitir que os usuários possam escolher os produtos com o melhor desempenho ambiental. Para garantir que a comparabilidade foi atingida, a norma encoraja a harmonização dos programas e o desenvolvimento de acordos de reconhecimento mútuo.
7. Verificação: A fim de garantir que o conteúdo de uma DAP é adequado e verificável, o gestor do programa deve especificar os procedimentos para revisar as RCPs, o programa de DAP, a ACV, os dados de AICV e os resultados da DAP.
8. Flexibilidade: a DAP deve ser flexível, uma vez que o seu conteúdo pode ser modificado conforme a necessidade a pedido da empresa/organização depois de realizadas revisão externa e verificação.
9. Transparência: programas de DAP devem ser capazes de demonstrar transparência ao longo de todos os estágios do seu desenvolvimento e operação. Isso implica em que toda a informação deve estar disponível para todas as partes interessadas.

As DAPs são processos voluntários que são desenvolvidos por um operador de programa, que gerencia a sua elaboração. Um programa

de declaração ambiental estabelece os requisitos mínimos, define o envolvimento das partes interessadas, o corpo independente de inspeção e o formato da declaração, de acordo com a NBR ISO 14025 (ABNT, 2015). Além disso, inclui procedimentos para o desenvolvimento das RCPs, tudo em concordância com as normas ISO (STRAZZA *et al.*, 2015).

O operador do programa é estruturado por partes interessadas (empresa, setor industrial ou entidade independente), que define instruções específicas do programa e supervisiona o processo de DAP. Em particular, os operadores do programa devem garantir a consulta ampla, a seleção de validadores independentes competentes, manter a transparência, disponibilizar prontamente a biblioteca de suas RCPs e DAPs publicados além de harmonizar esses documentos com outros programas (ABNT, 2015). É importante ressaltar que não cabe ao operador realizar os estudos para a obtenção das DAPs (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014).

A fim de gerenciar os programas de declaração ambiental, os operadores desses programas devem preparar um documento com instruções gerais do programa. De acordo com a norma, essas instruções, geralmente chamadas de Regras do Operador do Programa devem incluir no mínimo os seguintes itens (ABNT, 2015):

- Objetivo e escopo do programa
- Comitê de administração e comitê de operação do programa
- Público-alvo
- Envolvimento de partes interessadas
- Regras para seleção e cálculo das categorias de produto
- Gestão dos dados e da documentação
- Gestão da confidencialidade dos dados
- Procedimentos de desenvolvimento, manutenção e verificação de RCPs
- Procedimentos de verificação das DAPs
- Revisão periódica das instruções do programa
- Fontes de financiamento e taxas do programa.

2.3.2 Regras de Categoria de Produto

A norma NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) define categoria de produto como um grupo de produtos que podem cumprir funções

equivalentes e que permitem comparações justas entre si. Por sua vez, as RCPs são uma série de regras de operação e diretrizes que são aplicáveis a uma determinada categoria de produto que descrevem os requisitos e a matriz de cálculo para a aplicação da metodologia de ACV para a obtenção de indicadores ambientais, que constituem a declaração ambiental.

De acordo com Fet e Skaar (2006), as RCPs definem as informações que devem ser incluídas nas DAPs para uma categoria de produto específica, adicionalmente às diretrizes gerais do programa. Essas regras fornecem orientações essenciais para que os produtores publiquem resultados de atributos ambientais quantitativos que, por sua vez, permitem aos consumidores compararem os resultados com produtos similares (INGWERSEN; STEVENSON, 2012). Dessa forma, torna-se possível a comparabilidade de resultados entre diferentes produtores de um mesmo produto (DEL BORGHI, 2013).

De acordo com Stevenson e Ingwersen (2012), as RCPs fornecem diretrizes para padronizar as escolhas metodológicas das ACVs que são mais suscetíveis a mudança e que tendem a se apresentar de diferentes formas de acordo com o objetivo e o escopo de cada estudo. A maneira de quantificar os dados, bem como o melhor formato para gerar e quantificar as informações devem ser clara e detalhadamente fornecidas, para que não haja a possibilidade de serem questionadas e desqualificadas. A RCP define todos os parâmetros necessários para a condução de um estudo de ACV, além de eliminar áreas importantes que estão sujeitas a subjetividade gerada pelas determinações feitas pelo condutor do estudo.

Por isso, a RCP tem o objetivo de prover a DAP com informações confiáveis, consistentes e comparáveis, além de garantir a comunicação referente ao desempenho ambiental de produtos para os *stakeholders*. Para tanto, as orientações presentes nas RCPs incluem: a definição do objetivo e do escopo do estudo, a determinação da unidade funcional ou unidade declarada, as fronteiras do sistema, os métodos de coleta de dados, as categorias de impacto que devem ser avaliadas, os métodos de avaliação de impacto e outras informações ambientais relevantes que devem ser incluídas no estudo (STEVENSON; INGWERSEN, 2012; DEL BORGHI, 2013; BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014).

De acordo com Bovea, Ibáñez-Forés e Agustí-Juan (2014), todas essas informações são necessárias para que se realize o estudo de ACV e para que a RCP seja desenvolvida de acordo com as normas ISO 14040, 14044 e 14025. O uso dessa ferramenta deve tornar esses cálculos os

mais claros possíveis para que os impactos sejam quantificados de forma consistente nos diversos estudos realizados (STEVENSON; INGWERSEN, 2012). Através das RCPs garante-se a comparabilidade dos dados baseados em ACV de declarações ambientais de uma determinada categoria de produto (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014; IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016). Além disso, essas regras são importantes na comparação e inclusão das fases do ciclo de vida e dos impactos ambientais mais relevantes para a análise, configurando-se na orientação mais concreta para o desenvolvimento de uma DAP (MODAHL *et al.*, 2013).

Uma RCP pode também especificar regras para a obtenção de dados que vão além do escopo do modelo de ACV, sendo denominadas “informações ambientais adicionais” (ABNT, 2015). Segundo Ingwersen e Stevenson (2012), essa categoria de informação contida nas RCPs é uma oportunidade para que haja alinhamento entre os indicadores convencionais de ACV e outros que ainda não são bem explorados nesse tipo de avaliação.

Para que se desenvolvam documentos de RCPs, é necessário que haja um processo aberto e participativo. A NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) afirma que cabe ao operador do programa iniciar o projeto da RCP com o envolvimento das partes interessadas. As partes interessadas que participam desse projeto, de forma geral, são (STRAZZA *et al.*, 2015; ABNT, 2015):

- Empresas e organizações em cooperação com outras partes e organizações.
- Instituições que envolvem especialistas em ACV e cooperação direta com empresas ou filiais e organizações interessadas
- Empresas e organizações independentes.
- Produtores, fornecedores, associações comerciais, compradores, consumidores, organizações não governamentais (ONGs), agências públicas.

O estudo de Hunsager, Bach e Breuer (2014) afirma que atualmente a maioria dos operadores delegam a responsabilidade de realizar o projeto da RCP para um comitê, garantindo o envolvimento dos principais interessados, especialmente produtores, associações de comércio e pesquisadores. De maneira geral, os governos e as organizações não governamentais (ONGs) não participam dessa etapa.

Muitos operadores também se utilizam de consultas públicas, para garantir que a sociedade civil e agências públicas possam contribuir no processo.

2.3.2.1 Desenvolvimento de uma Regra de Categoria de Produto

De acordo com Fet e Skaar (2006), há 3 etapas básicas essenciais no desenvolvimento de uma RCP (ABNT, 2015):

1. Definir uma categoria de produto;
2. Realizar a ACV apropriada para aquela categoria;
3. Especificar regras, parâmetros e requisitos para a publicação dos resultados, além de como produzir os dados necessários para as declarações de produto.

Mais detalhadamente, Bovea, Ibáñez-Forés e Agustí-Juan (2014), apresentam os estágios de desenvolvimento de uma RCP:

- Buscar RCPs e ACVs prévias referentes ao assunto
- Reunir as partes interessadas (anunciar o desenvolvimento das RCPs em um site pode levar a contatos com outras partes interessadas).
- Identificar a função do sistema e a unidade funcional
- Se necessário, realizar uma ACV de acordo com a ISO 14040 e 14044
- Escrever a RCP com base nos estudos de ACV já realizados
- Realizar um painel de revisão da RCP (procedimento de consulta às partes interessadas)
- Aprovação dos documentos da RCP por um comitê técnico (especialistas em ACV independentes dos setores acadêmico e empresarial)

A norma NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) afirma que a revisão da RCP deve ser realizada por um painel independente, tanto dos elaboradores das regras, como do operador do programa de DAP. É importante que os revisores possuam conhecimento e competências referentes aos processos industriais e a ACV. De maneira geral, a maioria dos painéis de revisores de RCPs é constituída principalmente de consultores e pesquisadores, também fazendo parte os produtores,

membros das associações comerciais, agentes públicos e membros da sociedade civil em menores números (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014).

Como um resultado desse processo, são obtidas RCPs para cada categoria de produto, sendo que permanecem válidas por um determinado período de tempo correspondente a data de sua aprovação (normalmente de 3 a 5 anos). Uma vez expirada, a RCP deve ser revisada e atualizada.

2.3.2.2 Conteúdo de uma Regra de Categoria de Produto

De acordo com Stevenson e Ingwersen (2012), é importante que mesmo que possuam diferentes operadores de programa, as RCPs sejam alinhadas e sejam elaboradas de forma consistente, a fim de que as DAPs originadas a partir deles possam ser comparadas. Em situações onde ocorre a duplicação de RCPs para uma mesma categoria de produto, gera-se um conflito e uma dificuldade na comparação das informações.

De modo geral, Fet e Skaar (2006) e Ingwersen e Stevenson (2012) afirmam que uma RCP deve conter:

- Definição de uma categoria de produto;
- Objetivo e escopo da ACV do produto (unidade funcional, unidade declarada, fronteiras do sistema, descrição dos dados, unidades, critérios para inclusão de entradas e saídas no sistema);
- Análise de inventário (método de coleta dos dados, procedimentos de cálculo, critérios de inclusão de entradas e saídas, alocação dos fluxos de matéria e energia e emissões);
- Seleção de categorias de impacto e regras de cálculo;
- Informação ambiental adicional, incluindo requisitos metodológicos;
- Materiais e substâncias a serem declarados (por exemplo, informações sobre o conteúdo do produto em termos de especificação de materiais e lista de substâncias químicas que podem afetar a saúde humana e o ambiente, nas etapas do ciclo de vida de produção, uso e disposição final);

- Parâmetros pré-determinados de divulgação dos resultados da ACV;
- Instruções para produzir os dados solicitados para criar a declaração;
- Instruções sobre o conteúdo e o formato da DAP;
- Informações e justificativas sobre etapas do ciclo de vida eventualmente não incluídas na DAP;
- Período de validade.

A NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) afirma que uma RCP pode também definir a forma como a informação ambiental está presente em um produto. Pode ser definida a forma como se faz a comunicação e o seu conteúdo, desde que essas orientações não estejam pré-estabelecidas pelo operador do programa.

2.3.3 Desenvolvimento de uma Declaração Ambiental de Produto

Declarações ambientais incluem informações quantificadas sobre o impacto na qualidade do ambiente gerado através do ciclo de vida de um produto ou serviço. Dessa forma, essa declaração deve considerar todos os aspectos ambientais associados com o seu ciclo de vida inteiro, tais como: aquisição de matéria-prima, uso de energia e eficiência, materiais e substâncias químicas utilizadas, emissões para o ar, para o solo, água e geração de resíduos (ABNT, 2015). A fim de manter a consistência entre as declarações feitas por diferentes produtores a respeito de um mesmo produto, é essencial seguir as mesmas diretrizes estabelecidas nas RCPs correspondentes a categoria de produto em questão (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014).

2.3.3.1 Projeto de uma Declaração Ambiental de Produto

Uma declaração ambiental tem o objetivo de obter indicadores ambientais através da aplicação da metodologia de ACV, regulamentada nas normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT 2009b), que propõem os seguintes estágios:

1. Definição do objetivo e escopo do estudo
2. Compilação e quantificação das entradas e saídas relevantes do sistema (Inventário de Ciclo de Vida, ICV)

3. A Avaliação da magnitude e da significância do impacto ambiental potencial do sistema baseado nas entradas e saídas (AICV)
4. A interpretação dos resultados, nos quais os dados são combinados de acordo com o objetivo e escopo de forma a atingir as conclusões e recomendações.

No que se refere a divulgação dos resultados, a NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) propõe duas opções metodológicas:

- Opção A: Inventário de Ciclo de Vida. Os resultados da DAP são expressos como uma identificação de entradas (recursos naturais, materiais e energia) e saídas (emissões para o ar, água e resíduos sólidos).
- Opção B: Avaliação de impacto de ciclo de vida. Os resultados da DAP são expressos por meios de indicadores ambientais para diferentes categorias de impacto (aquecimento global, depleção da camada de ozônio, acidificação, eutrofização, etc), dependendo do método de AICV aplicado.

Resultados de outras ferramentas de análise, que podem ou não serem derivados da aplicação da metodologia de ACV podem ser incluídos opcionalmente para fornecer informações alternativas que dão uma perspectiva complementar para uma DAP. Isso poderia incluir, por exemplo, indicadores relevantes de desenvolvimento sustentável, tais como elementos sociais e econômicos (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014).

Conforme Stevenson e Ingwersen (2012), também é relevante considerar a utilização de outras ferramentas de avaliação ambiental, uma vez que a ACV não caracteriza todos os impactos ambientais com o mesmo nível de precisão, especialmente aqueles relacionados a condições espaciais e temporais. Essas ferramentas devem ser sugeridas ainda na fase de desenvolvimento da RCP, a fim de que se estabeleça um rol de informações relevantes e compreensíveis sobre a categoria de produto em questão. As possibilidades de geração de outras informações ambientais relevantes incluem: pegada ecológica, pegada hídrica, avaliação de risco de toxicidade, avaliação de serviços ecossistêmicos, entre outras.

2.3.3.2 Processo de verificação de uma Declaração Ambiental de Produto

O objetivo do processo de verificação é determinar se uma declaração ambiental está de acordo as instruções dos programas e das RCPs para a categoria de produto considerada e também com as normas relativas, sendo as normas ISO, outra norma internacional reconhecida, ou ainda padrões nacionais e regionais (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014). O estudo de Fet e Skaar (2006) afirma que um bom sistema de verificação deve ser implementado a fim de que se confie nas informações contidas em uma DAP.

O procedimento de verificação deve ser transparente e conduzido por uma equipe independente de inspeção, podendo ser interna ou externa à organização, desde que não esteja envolvida no processo de desenvolvimento da DAP. Apenas no caso de declarações direcionadas aos consumidores a verificação deve ser realizada por uma terceira parte (ABNT, 2015). Essa etapa deve incluir o formato, a documentação, as regras e os resultados da verificação (FET; SKAAR, 2006).

As DAPs são destinadas a distribuição pública e devem fornecer uma base transparente e com credibilidade para a comparação de produtos, baseada em dados de ACV. Nas DAPs categorizadas como B2B, são fornecidas informações da ACV sobre as entradas e saídas até o fim do processo produtivo e dessa forma não precisa de verificação por terceira parte, apenas verificação independente. Por sua vez as DAPs B2C fornecem informações baseadas em ACV sobre entradas e saídas durante o processo produtivo, etapa de uso e ainda disposição final (reciclagem, valoração ou destinação para aterro) e por isso, justifica-se a exigência de verificação da DAP por terceira parte (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014). Nesse sentido, o estudo de Hunsager, Bach e Breuer (2014) afirma que quase todos os programas operam de acordo com esse requisito extra exigido na norma e que muitos utilizam-se dessa ferramenta de verificação por terceira parte mesmo nas declarações destinadas a comunicação B2B.

A equipe independente de inspeção deve preparar um relatório de verificação que deve observar a conformidade com os padrões e requerimentos do programa, bem como a qualidade, validade e a adequação da informação contida na DAP (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014). Se o gestor do programa determina que, de acordo com o relatório de verificação, algum aspecto da configuração da DAP está inadequado, essa declaração não deve ser publicada (STRAZZA *et al.*, 2015).

2.3.3.3 Publicação da Declaração Ambiental de Produto

Uma vez que a declaração ambiental tenha passado pelo processo de verificação, será enviada para publicação no programa de DAP correspondente. A norma ISO 14025 (ABNT, 2015) afirma que independentemente do programa, a DAP deve incluir três principais blocos de informação:

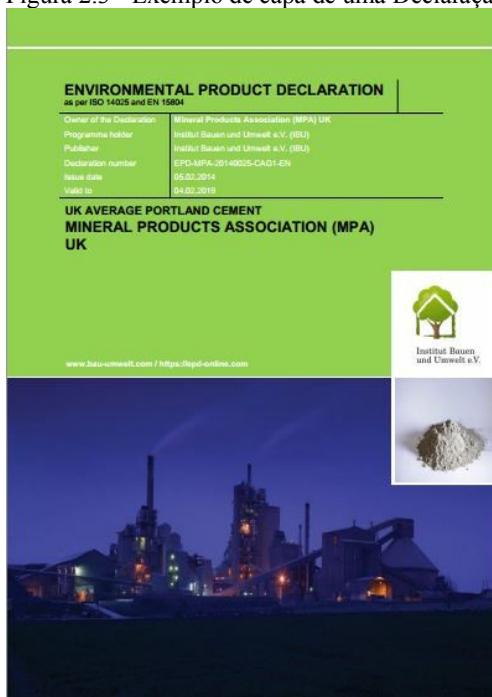
- Descrição do produto e do fabricante: Esta parte deve incluir descrições do produto e do fabricante. Também deve constar a unidade funcional que foi utilizada para a realização dos cálculos (pode ser inserida aqui ou na segunda parte);
- Desempenho ambiental: Esta parte deve apresentar o desempenho ambiental do produto avaliado, considerando todos os processos de berço ao túmulo. Consumos e emissões podem ser expressos tanto com dados de inventário quanto como influenciando diferentes categorias ambientais de impacto. Todos os resultados dos cálculos devem ser apresentados de acordo com a unidade funcional correspondente;
- Informação de organizações relacionadas e equipe certificadora: nesta parte, são fornecidos nome e endereço do administrador do programa e da equipe certificadora, podendo também serem fornecidos detalhes gerais da DAP, das RCPs e o período de validade da certificação.

Além disso, a DAP pode ser acompanhada das seguintes informações (ABNT, 2015):

- Informação que demonstra que o estabelecimento da unidade funcional, as categorias de parâmetros pré-determinadas e os requisitos específicos de cada produto estão de acordo com o escopo, princípios e procedimentos estabelecidos nas normas internacionais;
- Os métodos de verificação da informação declarada;
- Informação que demonstre a participação das partes interessadas no processo e que seus pontos de vista foram levados em consideração.

De acordo com Stevensen e Ingwerson (2012), uma DAP se assemelha muito a um relatório sobre o produto, com o nome e a imagem do produto presentes na primeira página, abaixo do logo do operador do programa, como pode ser observado no exemplo apresentado na Figura 2.3. Os números de revisão, certificação e validação também são impressos na primeira página. Nas páginas seguintes, a DAP descreve a empresa, sua participação no mercado, a localização das fábricas e escritórios, os detalhes técnicos do produto e o processo de produção. Também estão incluídas tabelas com os resultados da avaliação de impacto ambiental e informações adicionais sobre os dados e as considerações feitas em cada etapa do ciclo de vida do produto. Uma seção final com informações e referências inclui um resumo da política ambiental da empresa, informações sobre a verificação da DAP, contatos, referências bibliográficas e um glossário.

Figura 2.3 - Exemplo de capa de uma Declaração Ambiental de Produto



Fonte: MPA Cement (2019).

De forma a incluir toda a informação que gera uma DAP, Bovea, Ibáñez-Forés e Agustí-Juan (2014) propõem um índice de conteúdo da DAP, baseado em recomendações de padrões internacionais, citadas abaixo:

1. Detalhes dos produtos, incluindo referências para maiores informações - dados do fabricante ou provedor de serviço;
2. Descrição, identificação do produto e declaração de conteúdo;
3. Data de publicação da DAP e período de validade;
4. Nome do programa de DAP e do gestor/operador do programa;
5. Referências de RCPs, incluindo a data de publicação e seu período de validade;
6. Resultado da ACV - Dados baseados em ciclo de vida, inventário do ciclo de vida, avaliação de impacto de ciclo de vida e estágios do ciclo de vida não considerados;
7. Informações ambientais adicionais;
8. Comentários padrão sobre comparabilidade;
9. Informações sobre o processo de verificação e equipe - revisão das RCPs e agência responsável por essa condução; nome e empresa do coordenador e informações de contato; verificação independente da declaração e data, de acordo com a ISO 14025; Verificação por terceira parte (opcional para B2B e compulsória para B2C);
10. Referências para maiores informações.

O estudo de Ingwersen e Stevenson (2012) afirma que as DAPs são podem ser descritas analogamente como “rótulos nutricionais com informações ambientais”. No entanto, o formato de uma DAP pode variar de acordo com os objetivos do programa e o público-alvo a que se destina.

2.3.4 Aplicações das Declarações Ambientais de Produto

No que se refere às aplicações, Zackrisson *et al.* (2008) afirmam que as DAPs podem ser utilizadas no desenvolvimento de produtos dando suporte ao *ecodesign*, inovação e aplicação de novas políticas. Esse desenvolvimento estimula o mercado e as empresas concorrentes a melhorarem seus processos e apresentarem novos aprimoramentos ambientais. Bovea, Ibáñez-Forés e Agustí-Juan (2014) citam outras

formas de utilização das DAPs pelas partes interessadas envolvidas nas cadeias produtivas:

- *Designers*: como critério para seleção de materiais de acordo com o perfil ambiental da DAP;
- Produtores: comunicar, de forma crível e transparente, o desempenho ambiental dos produtos;
- Aquisição e obtenção: verificação das especificações requeridas relacionadas a desempenho ambiental;
- Consumidor final: critério para aquisição baseada na informação ambiental fornecida pela DAP.

O público-alvo das DAPs são profissionais de diferentes tipos, não necessariamente conhecedores das questões ambientais e alguns esforços devem ser feitos no sentido de facilitar o entendimento através do desenvolvimento de ferramentas de interpretação de declarações ambientais e ampliação do seu uso tanto na comunicação B2B, quanto na B2C (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014).

Um instrumento de ampliação do uso das DAPs pode estar na inclusão desse critério em compras públicas. Declarações ambientais registradas por qualquer um dos programas de DAP citados demonstram que certos padrões ambientais foram preenchidos. Em compras públicas, é possível requerer bens e serviços que apresentem esse tipo de informação. No entanto, qualquer critério de compra precisa estar alinhado com a informação que pode ser fornecida por uma declaração ambiental certificada (BOVEA; IBÁÑEZ-FORÉS; AGUSTÍ-JUAN, 2014). O estudo de Zackrisson *et al.* (2008) afirma que as DAPs podem ser úteis na decisão de critérios para a aquisição de um produto em compras públicas, mas isso requer um maior conhecimento técnico do que aquele que está geralmente disponível nesses documentos.

2.3.5 Programas de Declaração Ambiental de Produto no mundo

O estudo de Minkov *et al.* (2015) apresenta 39 programas que utilizam RCPs para desenvolver alegações ambientais com base em ACV de alguma forma ao redor do mundo. No entanto, a maioria deles tem foco em setores específicos, aproximadamente 25% não seguem os padrões estabelecidos na norma ISO 14025 e 4 deles não se encontram mais em operação. A Tabela 2.3 apresenta uma visão geral da

distribuição dos programas, com base em sua origem, alcance geográfico e setor de atuação.

Tabela 2.3 - Distribuição dos programas de DAP de acordo com a origem, alcance geográfico e setor de atuação

Distribuição	Quantidade	Porcentagem
Origem		
Europa	22	56%
América do Norte	11	28%
Ásia	3	8%
Austrália	2	5%
América do Sul	1	3%
Alcance geográfico		
Internacional	21	54%
Nacional	8	20%
Europa	4	10%
América do Norte	3	8%
Indefinido	3	8%
Setor de atuação		
Genérico	17	44%
Construção civil	14	36%
Outros setores específicos	6	15%
Indefinido	2	5%

Fonte: Minkov *et al.* (2015).

Percebe-se que há um predomínio claro dos programas de origem europeia, seguidos pelos programas norte-americanos, locais onde a ferramenta de DAP é mais conhecida e difundida. No que se refere ao alcance geográfico, a maioria dos programas estão direcionados para o mercado internacional e quanto ao setor de atuação há uma maior parte de selos direcionados para o setor de construção civil, muito direcionados pelos incentivos dados pelo selo LEED para construções sustentáveis (MINKOV *et al.*, 2015).

Por sua vez, o estudo de Hunsager, Bach e Breuer (2014) realizou um levantamento onde foram encontrados 27 programas de DAP que faziam referência a utilização norma ISO 14025. Desses 27 programas, 4 originaram-se de iniciativas públicas ou possuem cooperação público-privada e operam sozinhos em suas regiões, 5 foram iniciados pelos governos, mas não apresentam monopólio de atuação, 2 foram criados pelo setor privado, mas funcionam como programas nacionais em seus

estados de origem e 16 são originários da iniciativa privada e competem livremente em seus mercados.

Foram identificados 3614 documentos de DAP originados a partir de 556 RCPs, somados todos os programas encontrados no levantamento de Hunsager, Bach e Breuer (2014). No entanto, durante o período de realização da pesquisa apenas 16 programas estiveram ativos, ou seja, publicaram alguma RCP ou DAP. A Tabela 2.4 apresenta uma compilação dos programas de DAP encontrados na busca realizada no estudo:

Tabela 2.4 - Compilação dos programas de Declaração Ambiental de Produto (DAP) existentes no mundo

(continua)

Sigla do Programa	Nome do operador do programa (em inglês)	Ano de fundação	País / Região de origem
ADEME	<i>French Environmental and Energy Agency + AFNOR French Standard</i>	2011	França
FDES	<i>Environmental and Health Declaration Sheets + AFNOR French Standard</i>	2006	França
JEMAI	<i>Japanese Environmental Management Association of Industry</i>	2002	Japão
KEITI	<i>Korean Environmental Institute for Technology and Information</i>	2002	Coreia do Sul
CEPI	<i>Confederation of European Paper Industries</i>	2011	União Europeia
DAPc	<i>EPD System for the Construction Sector</i>	2008	Espanha
FP	<i>FP Innovations</i>	2011	Canadá
IES	<i>International EPD System</i>	1998	Suécia / União Europeia
MVD	<i>Danish Standard</i>	2006	Dinamarca
EDF	<i>Environmental Development Foundation</i>	2006	Taiwan
NEF	<i>Norwegian EPD Foundation</i>	2002	Noruega
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials International</i>	2013	Estados Unidos
BRE	<i>Building Research Establishment</i>	2008	Reino Unido
CLF	<i>Carbon Leadership Forum</i>	2009	Estados Unidos
EAA	<i>European Aluminum Association</i>	2005	União Europeia
Ecospec	<i>Ecospecifier</i>	2010	Austrália
IBU	<i>Institute for Construction and Environment</i>	2004	Alemanha / União Europeia

Tabela 2.4 - Compilação dos programas de Declaração Ambiental de Produto (DAP) existentes no mundo

(conclusão)			
ICC-ES	<i>International Code Council Evaluation Services</i>	2012	Estados Unidos
IERE	<i>Earthsure – Institute for Environmental Research and Education</i>	2000	Estados Unidos
Ift	<i>Ift Rosenheim</i>	2011	Alemanha
NRMCA	<i>National Ready Mixed Concrete Association</i>	2013	Estados Unidos
NSF	<i>National Sanitation Foundation International</i>	2011	Estados Unidos
PE	<i>Plastics Europe</i>	2006	União Europeia
PEP	<i>PEP ecopassport</i>	2007	França / União Europeia
SCS	<i>SCS Global Services</i>	2000	Estados Unidos
TGS	<i>The Green Standard</i>	2011	Estados Unidos
UL	<i>UL Environment</i>	2011	Estados Unidos

Fonte: Hunsager, Bach e Breuer (2014).

Embora haja uma grande diversidade de programas, a quantidade de documentos gerados por cada um é bastante desigual: apenas seis programas (ADEME, IBU, IES, JEMAI, KEITI e PEP) representam 78% dos documentos de RCPs e 81% de todos os documentos de DAP (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014). O programa JEMAI do Japão, juntamente com o programa IBU da Alemanha, o PEP da França e o KEITI da Coreia do Sul são os programas com o maior número de DAPs já geradas (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014). No entanto, o KEITI encerrou as atividades do seu programa de DAP e permanece apenas com o programa de rotulagem de pegada de carbono (MINKOV *et al.*, 2015).

Por sua vez, O *International EPD System* (IES) da Suécia é o programa que mais criou RCPs desde o seu lançamento, com 223 no total (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014). O IES é o programa pioneiro, sendo o primeiro a ser desenvolvido em escala mundial e é atualmente o mais implementado na Europa (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016). Por isso, muitos programas de DAP são baseados em seu sistema, que é o mais amplamente aceito ao redor do mundo, por ser reconhecido em muitos países tanto dentro quanto fora da Europa (EUROPEAN COMMISSION, 2013). O número de DAPs publicadas pelo IES desde a sua criação tem crescido exponencialmente, sendo os anos de 2009 e 2011 os de maior crescimento tanto em termos de publicação de novas declarações (taxas de 85% e 74%, respectivamente) quanto no

aumento no número de DAPs válidas (taxa de 57% em ambos os anos) (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016).

No que se refere às categorias de produtos, o estudo de Ibáñez-Forés *et al.* (2016) afirma que “alimentos e produtos agrícolas”, seguida de “produtos de construção” foram as que mais cresceram entre as DAPs publicadas pelo programa IES. Quanto aos países que mais possuem produtos com essas declarações há um grande predomínio da Itália, seguida por Suécia, Suíça e Espanha sobre os demais.

Na Ásia, além dos programas já em andamento JEMAI, KEITI e EDF também há iniciativas de sistemas na China e na Tailândia encontram-se atualmente em desenvolvimento. Por sua vez na Europa também há iniciativas de desenvolvimento de DAPs voluntárias que se encontram em fase de elaboração das RCPs na Inglaterra e Dinamarca (STEVENSON; INGWERSEN, 2012).

Nas Américas há uma iniciativa canadense em desenvolvimento mais avançado e outras em fase de discussão no Chile, Costa Rica e México (STEVENSON; INGWERSEN, 2012). A *Environmental Protection Agency – EPA*, a agência de proteção ao ambiente dos Estados Unidos está liderando um processo de elaboração de um documento de orientação sobre a forma de desenvolver regras de categorias de produtos. Também nos EUA há uma das maiores iniciativas privadas relacionadas com a determinação e comunicação da pegada ambiental dos produtos denominada *Sustainability Consortium* (STEVENSON; INGWERSEN, 2012; EUROPEAN COMMISSION, 2013). As iniciativas em âmbito brasileiro são discutidas no item 2.3.6.

Percebe-se que não há consenso entre os autores quanto ao número de programas de DAP e RCPs atuantes no cenário mundial, devido à rápida dinâmica dos processos de criação de novos programas, de readequação e de extinção de iniciativas já existente. No entanto, fica evidente o crescimento no número de operadores e programas em vigor, bem como o aumento da demanda por novas DAPs e ampliação do conhecimento sobre o tema.

Outra iniciativa que pode ser destacada é a Pegada Ambiental de Produtos (PAP) ou *Product Environmental Footprint* (PEF), que foi desenvolvida pela Comissão Europeia e está inserida no contexto de uma das diretrizes da Estratégia Europa 2020 – Uma Europa Eficiente em Recursos (EUROPEAN COMMISSION, 2012a). Nesse documento, apresenta-se o seguinte objetivo: “Estabelecer uma abordagem metodológica comum para permitir que os estados membros e o setor privado avaliem, divulguem e estabeleçam *benchmarks* do desempenho ambiental de seus produtos, serviços e empresas com base em uma

avaliação clara dos impactos ambientais ao longo do ciclo de vida”. Esta iniciativa da Comissão é um passo para melhorar a forma como é medido e comunicado o desempenho ambiental de produtos e organizações (EUROPEAN COMMISSION, 2013).

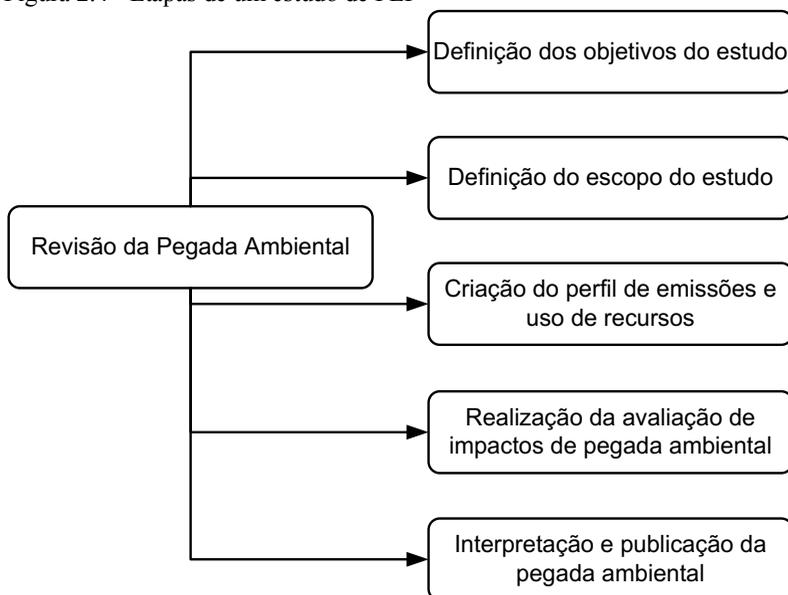
A PEF configura-se em uma medida multicritério do desempenho ambiental de um produto ou serviço através do seu ciclo de vida. As informações da PEF são produzidas com o propósito principal de buscar a redução dos impactos ambientais de bens e serviços considerando todas as atividades da cadeia de suprimentos, da extração de matérias-primas, passando pela manufatura e o uso até a disposição final. Esse projeto foi realizado com o objetivo de desenvolver uma metodologia europeia harmonizada para os estudos de pegada ambiental, que podem contemplar uma quantidade maior de critérios de desempenho ambiental utilizando a abordagem de ciclo de vida (EUROPEAN COMMISSION, 2012b; DEL BORGHI, 2013).

Embora os métodos existentes possam apresentar diversas alternativas para um ponto específico de decisão metodológica, a intenção da PEF é identificar, quando possível, um único requisito para cada ponto de decisão, ou prover orientações para que os estudos sejam mais consistentes, robustos e reprodutíveis, priorizando a comparabilidade em relação à flexibilidade (EUROPEAN COMMISSION, 2012b)

De acordo com a European Commission (2012b), as PEF podem ser aplicadas tanto em objetivos internos da organização como para fins externos. Entre os objetivos internos podem ser citados: identificação de gargalos nos sistemas de produção, melhoria e monitoramento de desempenho ambiental e oportunidades de redução de custos de produção. Por sua vez, os objetivos externos podem incluir: atender a demanda dos consumidores, marketing, estabelecimento de *benchmarking*, rotulagem ambiental, suporte técnico para *ecodesign* e atendimento a legislação.

Um estudo de PEF é dividido em seis etapas: Revisão da pegada ambiental; Definição dos objetivos do estudo; Definição do escopo do estudo; Criação do perfil de emissões e uso de recursos; Realização da avaliação de impactos de pegada ambiental; e Interpretação e publicação da pegada ambiental (EUROPEAN COMMISSION, 2012b), conforme representação na Figura 2.4.

Figura 2.4 - Etapas de um estudo de PEF



Fonte: European Commission (2012b).

Na etapa de definição dos objetivos é estabelecido o contexto geral do estudo, identificando as aplicações pretendidas o nível de aprofundamento da análise que será realizada e o rigor do estudo. Por sua vez, na etapa de definição de escopo é estabelecido o sistema a ser avaliado e suas fronteiras, bem como a unidade de análise, o fluxo de referência, as categorias de impacto a serem adotadas, as considerações feitas e as limitações do estudo (EUROPEAN COMMISSION, 2012b).

Na sequência é verificado o perfil de emissões e uso de recursos, que consiste em um inventário de todos os recursos de matéria e energia que são entradas ou saídas do sistema e das emissões para a água, o ar e o solo. Essas entradas e saídas devem ser classificadas em fluxos elementares quando são extraídos ou liberados na natureza sem sofrer transformação humana, ou em fluxos não elementares (complexos), que compreendem as demais entradas e saídas do sistema (EUROPEAN COMMISSION, 2012b).

Uma vez que o perfil de emissões e uso de recursos tenha sido estabelecido, deve-se proceder à realização da avaliação de pegada de impacto ambiental, a fim de calcular o desempenho ambiental do produto, usando os modelos e as categorias de impacto selecionadas.

Nessa etapa é realizada a classificação dos fluxos de matérias e energia de acordo com as categorias de impacto ambiental as quais estão associadas. Também é executada a caracterização, que se refere ao cálculo da magnitude da contribuição de cada fluxo classificado em relação a sua categoria de impacto e a agregação das contribuições em cada categoria. Durante essa etapa, também podem ser realizados procedimentos de normalização e ponderação dos dados, porém esses itens são opcionais (EUROPEAN COMMISSION, 2012b).

Os resultados obtidos na avaliação de pegada de impacto ambiental devem ser submetidos à etapa de interpretação de pegada ambiental de produtos, a fim de assegurar que o desempenho do produto corresponde aos objetivos e aos requisitos de qualidade do estudo. Para isso, esta fase deve incluir: avaliação da robustez do modelo da PEF, identificação de gargalos, estimativa de incerteza dos dados, conclusões, limitações e recomendações do estudo (EUROPEAN COMMISSION, 2012b).

Em seguida deve ser elaborado um relatório contendo as informações referentes a PEF, fornecendo dados relevantes, compreensíveis, consistentes, precisos e transparentes referentes aos estudos, além de apresentar os impactos ambientais calculados com relação ao produto analisado. Esse documento deve apresentar as melhores informações possíveis de forma a maximizar sua utilidade para os consumidores, reduzindo as limitações na comunicação, devendo seguir critérios de qualidade do texto e do conteúdo (EUROPEAN COMMISSION, 2012b).

Da mesma forma que outras DAPs já desenvolvidas, a PEF também exige que estudos que tenham objetivos de comparação de desempenho ou de divulgação dos resultados para o público tenham sido realizados dentro de um conjunto de regras de categoria de produto específicas, aqui denominadas *Product Environmental Footprint Category Rules* (PEFCRs). As PEFCRs têm o objetivo de fornecer orientação técnica sobre como desenvolver estudos de PEF para uma categoria específica de produto. As PEFCRs contribuem para direcionar o foco dos estudos de PEF para os aspectos e parâmetros mais importantes e também para aumentar a relevância, reprodutibilidade e consistência dos resultados (PRODUCT..., 2016).

Segundo a European Commission (2013), cada PEFCR define um “produto modelo”, que é considerado representativo da categoria de produtos no mercado da União Europeia e calcularão o desempenho ambiental desse modelo ao longo do seu ciclo de vida. O desempenho ambiental deste produto representativo passa a ser o padrão de

referência (que deve depois ser adaptado e revisto continuamente levando em conta os desenvolvimentos tecnológicos) com o qual serão comparados os desempenhos dos outros produtos vendidos no mercado. Estes desempenhos serão comunicados ao consumidor, que pode assim comparar produtos alternativos no momento da compra.

A implementação da PEF foi iniciada pela Comissão Europeia no ano de 2010, com uma fase-piloto que teve o objetivo de estabelecer e validar os processos de desenvolvimento de PEFCRs, desenvolver padrões de referência ambiental, facilitar a aplicação dos métodos de pegada ambiental, desenvolver ferramentas para essa aplicação, testar diferentes sistemas de conformidade e verificação e, por fim, testar diferentes abordagens para a comunicação com as partes interessadas – empresas e consumidores (EUROPEAN COMMISSION, 2013).

Em 2013, a Comissão Europeia convidou as partes interessadas a participarem do processo de elaboração das PEFCRs, utilizando como critério a magnitude dos impactos ambientais dos produtos, a vontade das partes interessadas em contribuir e a necessidade de assegurar a inclusão de diversos produtos e setores. Após a elaboração, as regras seguem para uma revisão em dois estágios: no primeiro, a PEFCR deve ser aprovada pelo Comitê Diretivo da Fase Piloto, que é formado pelos Coordenadores das Secretarias Técnicas, representantes da Comissão Europeia, da sociedade civil e dos membros estados; no segundo momento a Secretaria Técnica seleciona os membros do painel de especialistas revisor da PEFCR. Esses dois processos juntos garantem o envolvimento civil e governamental, bem como o conhecimento técnico e científico (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014).

No entanto, o estudo de Minkov *et al.*, (2015) afirma que apesar do desenvolvimento e do uso de RCPs específicas, a iniciativa PEF não se configura como um sistema de DAP, como é proposto pela ISO 14025. Isso se deve ao fato de que não há um operador designado para o programa ou uma orientação clara sobre os procedimentos para utilização dos resultados das avaliações feitas com base nas PEFCRs. Além disso, os métodos descritos na PEF são conflitantes com os padrões definidos pela ISO em alguns itens, como por exemplo, diferenças na aplicação, público-alvo, regras de corte, procedimentos de desenvolvimento de RCPs, entre outros (FINKBEINER, 2014; MINKOV *et al.*, 2015).

Apesar disso, a iniciativa PEF se justifica politicamente devido a necessidade de harmonizar as informações ambientais a fim de fomentar um único mercado de produtos ambientalmente amigáveis na Europa. Dessa forma pode ser vista como uma iniciativa de harmonização

liderada pela União Europeia, pois as PEFCRs são na verdade RCPs que permitem a comparação entre sistemas de produto da mesma categoria (MINKOV *et al.*, 2015).

Quanto ao andamento do programa, em 2016 foi concluída a fase piloto, que teve o objetivo de testar a criação de regras de grupos de produtos de setores específicos de acordo com os métodos da PEF, além de avaliar diferentes abordagens para a verificação das informações de pegada ambiental e possíveis veículos de comunicação a serem aplicados. Através desses testes, a Comissão Europeia buscou avaliar as regras da estrutura metodológica proposta, verificar o nível de engajamento das partes interessadas no sentido de estabelecer padrões comuns de verificação da pegada ambiental de produtos, analisar potenciais de aplicação das políticas propostas e propor, se necessário, abordagens alternativas para essa política. (REVIEW..., 2017)

O relatório “*Review report of the Environmental Footprint pilot phase*” (REVIEW..., 2017), que contém os resultados do teste piloto, afirma que uma das áreas mais críticas para a futura implementação da PEF está relacionada à falta de clareza das informações, em particular referente a comunicação dos resultados. Esse tema é considerado uma área que precisa ser mais bem explorada nos próximos anos, especialmente nas fronteiras além da União Europeia. Nesse sentido, o maior desafio colocado no documento é: “como comunicar informações confiáveis e facilmente compreensíveis, em especial na comunicação negócio-consumidor?”.

O documento também afirma que mesmo aqueles que apoiam a comunicação direta dos resultados da PEF aos consumidores, reconhecem que é necessária uma maior simplificação da informação, particularmente ao transmitir a informação em mercados onde os consumidores têm um menor grau de consciência ambiental. Por outro lado, há incertezas quanto até que ponto uma informação simplificada, ou mesmo uma única figura ou uma separação em classes de desempenho seriam, de fato, significativas (REVIEW..., 2017).

Ao mesmo tempo, na comunicação B2B parece haver um apoio maior para uma comunicação tipo III, pois se entende que um documento semelhante a uma DAP pode fornecer informação confiável, precisa e verificada a jusante na cadeia de suprimentos. Também se reconhece a PEF como uma ótima oportunidade para uma evolução dos sistemas de DAP existentes, tornando-se a base para a criação de um sistema único de declarações ambientais de produto na União Europeia. Se for esse o caso, são necessárias discussões mais profundas sobre a

necessidade de realizar o *benchmarking* para cada categoria de produto incluída nesse sistema (REVIEW..., 2017).

2.3.6 Programas de Declaração Ambiental de Produto no Brasil

As iniciativas de Declarações Ambientais de Produto no Brasil que tem base na norma NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) surgiram inicialmente a partir de instituições privadas, que buscavam incentivar o desenvolvimento e a inovação, através da melhoria de processos e redução dos impactos ambientais de produtos ou de categorias de produtos específicas. Grande parte dessas iniciativas desenvolveu-se a fim de atender a demanda de outros países que importavam produtos brasileiros e incluíram a elaboração de DAPs como pré-requisitos para a aquisição desses bens.

A Fundação Vanzolini iniciou projetos de rotulagem ambiental do tipo III através de uma DAP destinada a materiais de construção e elaborou o selo denominado RGMat, que tinha por objetivo certificar os produtos que realizassem estudos de ACV e informassem seus impactos ambientais aos consumidores. Para tanto, foram selecionadas categorias de produto cujas empresas disponibilizaram dados para elaboração desses estudos. Com o apoio da Associação Brasileira de Produtores Cerâmicos, essa foi a primeira categoria de produtos a consolidar suas RCPs e iniciar as certificações e o processo de rotulagem.

Atualmente, a Fundação Vanzolini encontra-se em processo de implementação do projeto EPD Brasil, em parceria com a *International EPD System*, cujo objetivo é a ampliação da utilização das DAPs para outros produtos. Para isso, serão incluídas outras categorias de produto, cujas regras para a elaboração das suas declarações serão debatidas com as diversas partes interessadas, sendo a Fundação responsável pela operação do programa e pela verificação do cumprimento das diretrizes estabelecidas nas RCPs para a obtenção das DAPs.

Do ponto de vista governamental, as principais iniciativas envolvendo as Declarações Ambientais de Produto são gerenciadas pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia - INMETRO com o apoio do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT. Desde 2010, com a implementação do Programa Brasileiro de Avaliação de Ciclo de Vida – PBACV (BRASIL, 2010) há um movimento no sentido de difundir a metodologia de ACV no Brasil e utilizá-la como ferramenta de incentivo ao desenvolvimento de produtos ambientalmente amigáveis e redução de impactos na cadeia produtiva. Esse programa abrange diversos temas e ações estratégicas,

dentre eles a implantação do Sistema Brasileiro de Inventários de Ciclo de Vida – SICV Brasil e o desenvolvimento de rótulos ambientais baseados em ACV.

Em 2012, a Resolução Conmetro n. 01/2012 (BRASIL, 2012) aprovou o Plano de Ação Quadrienal do PBACV, que estabeleceu entre outras diretrizes, o Projeto Estratégico – Desenvolvimento de programas de avaliação da conformidade e de rotulagem ambiental no Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade (SBAC). Nesse momento, foram convocados especialistas da comunidade científica brasileira e internacional, representantes das entidades comerciais e industriais, membros do governo e representantes da sociedade civil para reuniões e seminários nas quais foram amplamente discutidas as diretrizes e os critérios necessários para a elaboração de um programa de rotulagem ambiental. A sociedade também foi convidada a participar de maneira mais ampla através de consulta pública realizada no *website* do Inmetro, cujos resultados estão divulgados na Portaria Inmetro n. 110/2015 (BRASIL, 2015). Por sua vez, o Programa Brasileiro de Avaliação da Conformidade tem sua documentação publicada na Resolução n. 03/2016 do Conmetro (BRASIL, 2016a).

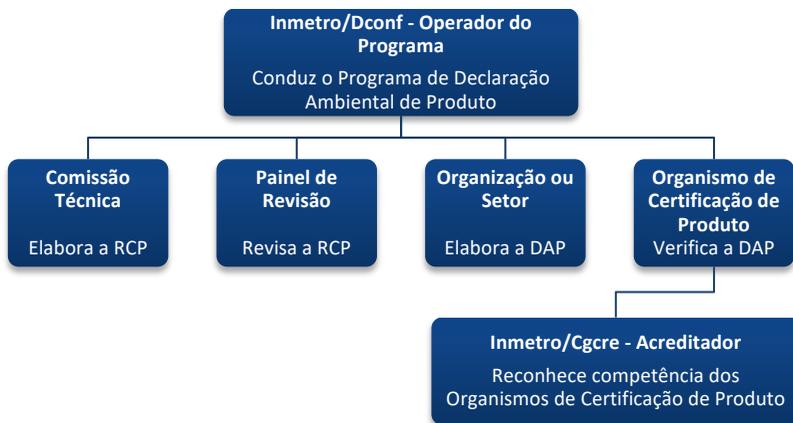
A partir dos resultados das reuniões, seminários e *workshops* realizados, juntamente com os dados obtidos na consulta pública à sociedade foi elaborado e instituído o Programa Voluntário de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP), que é apresentado na Portaria Inmetro n. 100/2016 (BRASIL, 2016b). Esse documento apresenta as diretrizes e os requisitos gerais aprovados que devem ser seguidos pelas empresas que desejarem participar do programa e obterem a concessão, manutenção ou renovação do cadastro de DAP.

O PBACV tem como objetivo estabelecer o programa brasileiro de DAP como uma ferramenta reconhecida internacionalmente, que seja utilizada em todos os processos de diferentes setores produtivos e que seja aplicável tanto na comunicação negócio-negócio (B2B) quanto na comunicação negócio-consumidor (B2C). Para isso, foi sistematizado no SBAC o cadastro das DAPs elaboradas pelas organizações produtoras, através de um mecanismo formal, voluntário, transparente e competente, de acordo com diretrizes estabelecidas nas normas internacionais (BRASIL, 2016a).

O Programa DAP é executado pela Diretoria de Avaliação da Conformidade (Dconf) do Inmetro e tem como bases a Portaria Inmetro n. 100/2016 (BRASIL, 2016b), a norma NBR ISO 14025 (ABNT, 2015)

e em requisitos específicos estabelecidos nas RCPs emitidas pelo Inmetro. A estrutura do programa está apresentada na Figura 2.5.

Figura 2.5 - Estrutura do Programa Voluntário de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP)



Fonte: Portaria Inmetro n. 100/2016 (BRASIL, 2016b).

Cabe a Dconf/Inmetro criar as Comissões Técnicas, formadas por especialistas e entidades representantes de partes interessadas que são responsáveis pela elaboração dessas RCPs. Uma vez que a Comissão Técnica apresenta ao Dconf/Inmetro a proposta de uma RCP de um produto a ser incluído no programa DAP, o Inmetro nomeia um Painel de Revisão de RC. Esse grupo é composto por, no mínimo três membros que possuam conhecimentos específicos do setor produtivo, de ACV e elaboração de RCPs e que deve realizar a verificação dos critérios e diretrizes estabelecidas na proposta e decidir por prosseguir com o processo de consolidação da RCP (BRASIL, 2016b).

Na sequência a proposta de RCP é disponibilizada em consulta pública por 60 dias no Diário Oficial da União e no *website* do Inmetro a fim de receber considerações, sugestões e comentários por parte da sociedade. Todas as contribuições são encaminhadas para análise da Comissão Técnica, que deve acatar e realizar as alterações ou justificar a não utilização das sugestões, cabendo ao Dconf/Inmetro apresentar a resposta ao interessado. Em seguida procede-se a aprovação e disponibilização da RCP na íntegra para consulta de organizações interessadas em realizar a DAP (BRASIL, 2016b).

Para que uma DAP possa ser cadastrada no Inmetro, deve ser preparada de acordo com os requisitos gerais propostos na portaria regulatória do programa e com a RCP de referência disponibilizada após aprovação. Em seguida, deve ser submetida à avaliação de um Organismo de Certificação de Produtos (OCP) que realizará uma verificação de terceira parte (BRASIL, 2016b).

Os OCPs são entidades independentes cadastradas junto ao Inmetro, sob responsabilidade da Coordenação Geral de Acreditação (Cgcre) e que demonstram conhecimento, competência e experiência em realização estudos de ACV e atuação em elaboração de declarações ambientais (BRASIL, 2016b). A verificação da competência, integridade e independência dos OCPs também é atribuição da Cgcre/Inmetro) (BRASIL, 2016b).

A verificação de terceira parte realizada pelas OCPs consiste em uma checagem na documentação apresentada pela empresa solicitante da DAP ao Inmetro. A OCP deve ser criteriosa na análise dos dados de desempenho ambiental declarado, na metodologia dos cálculos baseados em ACV realizados, na conformidade da análise com os padrões estabelecidos na RCP específica, entre outros itens. Caso os documentos estejam de acordo com as exigências e os requisitos gerais, é emitido o relatório de verificação de DAP, o qual a empresa solicitante deve encaminhar para a solicitação de cadastro (BRASIL, 2016b).

Cabe ao Dconf/Inmetro realizar a concessão do cadastro da DAP, com base nas evidências de que os pré-requisitos foram atendidos pela empresa solicitante. A esse cadastro é dada publicidade no website do Inmetro e ele possui prazo de validade vinculado àquele estabelecido na solicitação e verificado pela OCP. Após este período, deve ser solicitada a renovação do cadastro e deve ser apresentada novamente a documentação com as devidas atualizações necessárias e então o processo é reiniciado (BRASIL, 2016b).

Atualmente, o Programa Brasileiro de DAP encontra-se em fase piloto, na qual estão sendo elaboradas as primeiras RCPs para algumas categorias de produto específicas, cujas partes interessadas manifestaram interesse em participar do processo de implementação. A expectativa é que em breve possa ser iniciado o processo de elaboração das DAPs do programa.

2.3.7 Análise crítica das Declarações Ambientais de Produto

Os representantes da União Europeia afirmam que os esforços de implementação de sistemas de DAPs são positivos (EUROPEAN

COMMISSION, 2012a). Também o estudo de Fet e Skaar (2006) afirma que as empresas se beneficiam das experiências com esses projetos, pois se tornam mais conscientes no que se refere às questões ambientais que envolvem o desenvolvimento de produtos e melhoria de processos.

No entanto há um receio que estas iniciativas estejam na sua maioria sendo desenvolvidas em relativo isolamento, ao passo que as cadeias de suprimentos cada vez mais globalizadas e complexas exigiriam uma abordagem mais coordenada e capaz de permitir, por exemplo, uma maior intermutabilidade e interoperabilidade das ferramentas e plataformas existentes (EUROPEAN COMMISSION, 2012a). É crescente o surgimento de operadores de programas de rotulagem ambiental que realizam suas atividades de forma independente (INGWERSEN; STEVENSON, 2012) e de acordo com Del Borghi (2013), esse crescimento dos programas aliado aos diferentes requisitos que cada um possui pode gerar barreiras de mercado no futuro.

Todas essas iniciativas indicam um crescimento na demanda por essas informações, tanto do poder público quanto da iniciativa privada. No entanto, também significam um problema, pois essas DAPs são de maneira geral “similares, mas diferentes”, o que limita a sua aplicabilidade na realização de comparações com base em informações entre produtos da mesma categoria (EUROPEAN COMMISSION, 2012c). O estudo de Ingwersen e Stevenson (2012) afirma que se quando há diferentes RCPs para uma mesma categoria de produto, as alegações feitas a partir de cada uma dessas regras não são comparáveis entre si. Muitas empresas citam a falta de um padrão internacional das RCPs como um fator de desvantagem na obtenção dessas declarações ambientais (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016).

Segundo a European Commission (2012c), espera-se que haja um desenvolvimento metodológico em nível internacional, porém, para isso são necessárias ações mais focadas e uma melhor criação de consensos. Atualmente não há uma organização internacional que supervisione a operação desses programas ou o desenvolvimento das RCPs, tampouco um sistema ou estrutura definida em norma que apresente um roteiro para orientar esse processo (INGWERSEN; STEVENSON, 2012).

Diante disso, há uma necessidade de trabalhar em direção a harmonização das RCPs e das DAPs a fim de reduzir a sobreposição da documentação, tempo e custos dos programas (FET; SKAAR, 2006; INGWERSEN; STEVENSON, 2012; DEL BORGHI, 2013; MINKOV *et al.*, 2015). Entende-se por harmonização ou alinhamento o processo de tornar as RCPs – e, conseqüentemente, as alegações feitas a partir

delas – comparáveis (INGWERSEN; STEVENSON, 2012). De acordo com Ibáñez-Forés *et al.* (2016), uma maior coordenação e compatibilidade entre os programas de DAP contribuiria para aumentar a credibilidade das comparações ambientais geradas a partir dessa ferramenta.

No que se refere a essa temática, os autores Modahl *et al.* (2013) afirmam que os programas de DAP e o documentos das RCPs devem estabelecer um vocabulário com definições precisas e não ambíguas com relação à qualidade dos dados e as considerações feitas sobre os sistemas de produto. Isso evitaria interpretações erradas e discordâncias por parte das partes interessadas, além de evitar comparações erradas entre produtos cujas análises foram realizadas com base em considerações muito diferentes (MODAHL *et al.*, 2013). O estudo de Fet e Skaar (2006) afirma que há muito trabalho a ser feito no sentido de tornar os documentos das RCPs fáceis de serem lidos e utilizados.

O estudo de Minkov *et al.* (2015) afirma que a ausência de uma coordenação no desenvolvimento das RCPs em nível internacional, através de um banco de dados de RCPs por exemplo, leva a dificuldades para buscar e encontrar esses documentos. Com isso, pode ser gerada uma duplicidade ou sobreposição de regras entre os diferentes operadores na DAP para as mesmas categorias de produto. Se as regras para uma mesma categoria oriundas de diferentes operadores forem alinhadas ou consistentes, as declarações originadas desses programas podem ser comparáveis (INGWERSEN; STEVENSON, 2012).

Outra questão importante apresentada por Hunsager, Bach e Breuer (2014) questiona a atual participação das partes interessadas na elaboração das RCPs, pois no cenário atual a representatividade encontra-se desproporcional. Há uma grande participação de produtores, associações comerciais, consultores e pesquisadores, enquanto que a sociedade civil e entidades governamentais representam uma parcela pouco significativa dos comitês que elaboram as regras. É importante buscar mecanismos de inserção das partes interessadas a fim de que todas as demandas relevantes sejam contempladas no processo de elaboração de uma RCP (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014).

Uma abordagem importante para reduzir o tempo, os custos e a duplicidade de documentação das DAPs tem sido dada a partir de iniciativas dos programas de DAP através do reconhecimento mútuo de suas ações, onde são feitos esforços para buscar a harmonização das RCPs (DEL BORGHI, 2013; HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014; MINKOV *et al.*, 2015). O reconhecimento mútuo significa que as DAPs de ambos os programas são aceitas mutuamente sem a necessidade de

verificações posteriores (DEL BORGHI, 2013). O estudo de Hunsager, Bach e Breuer (2014) afirma que os operadores que utilizam RCPs de outros programas reduzem a sua própria carga de trabalho e de gastos, valorizando o trabalho colaborativo entre os programas.

A norma NBR ISO 14025 (ABNT, 2015) afirma que a harmonização de instruções gerais de programa e, particularmente, das RCPs é incentivada entre programas para atender ao princípio de comparabilidade. Isto inclui o reconhecimento mútuo das regras no que se refere aos procedimentos de desenvolvimento, revisão e verificação, além dos processos administrativos e do formato da declaração.

Nesse sentido, Minkov *et al.* (2015), apresenta duas iniciativas importantes que buscam a harmonização das RCPs que são resultado da demanda dos usuários por maior detalhamento nas instruções de elaboração: a publicação do *Guidance for Product Category Rule Development (GPCRD)* – Guia para o Desenvolvimento de Categorias de Produto e a elaboração da norma técnica ISO/DTS 14027. O GRPCD foi publicado em 2013 e é resultado do trabalho de 40 organizações de 13 países diferentes na busca por detalhar e alinhar o desenvolvimento das RCPs. O GPCRD demonstra ser um instrumento efetivo para documentar as medidas e avanços no sentido de identificar e envolver todas as partes interessadas no processo (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014).

Por sua vez, a ISO aprovou o desenvolvimento da especificação Técnica ISO/DTS 14027 através do seu comitê técnico de rotulagem (ISO/TC 207/SC 3). Esse documento visa complementar a norma ISO 14025 fornecendo maiores detalhes sobre o desenvolvimento das RCPs, uma vez que os usuários da norma têm considerado insuficientes as diretrizes presentes nesse documento (MINKOV *et al.*, 2015).

O estudo de Del Borghi (2013) afirma que as iniciativas colaborativas dos programas de DAP desempenham um papel fundamental para que se atinja a harmonização. Uma dessas iniciativas é a *Global Environmental Declarations Network - GEDnet*, que se propõe a incentivar a cooperação e troca de informações entre os operadores de programas, para que se discutam pontos importantes no desenvolvimento dessa ferramenta. Recentemente, a GEDnet desenvolveu um registro global de RCPs a fim de disseminar conhecimento básico sobre essas regras e seus conteúdos, mapear regras já existentes e, assim, evitar a duplicidade e reduzir custos (DEL BORGHI, 2013).

A fim de contribuir para os procedimentos de harmonização do desenvolvimento das RCPs, os estudos de Ingwersen e Stevenson

(2012) e Hunsager, Bach e Breuer (2014) e propõem algumas medidas que aumentariam a transparência e a comparabilidade desses documentos:

- Definir um sistema internacional de categorização de produtos.
- Incentivar o desenvolvimento de bancos de dados nacionais e internacionais para os processos mais importantes da cadeia de suprimentos.
- Estabelecer um procedimento de identificação das partes interessadas.
- Manter um alto nível de transparência e colaboração no desenvolvimento das RCPs.
- Considerar a possibilidade de tornar obrigatória a participação de consumidores e órgãos ambientais no painel revisor.
- Requerer aos revisores que declarem possíveis conflitos de interesse.
- Considerar a possibilidade de exigência obrigatória de verificação por terceira parte externa nas declarações destinadas a todos os fins.
- Criar RCPs globais que permitam flexibilidade regional ao invés de criar regras restritas a algumas áreas geográficas.
- Evitar o desenvolvimento de RCPs e DAPs conflitantes ou ainda outros tipos de alegações ambientais.
- Financiar e sustentar mecanismos que facilitem a harmonização.
- Utilizar as informações ambientais adicionais para incentivar a inclusão de fatores não avaliados pela ACV às RCPs.

Outra questão importante abordada por Modahl *et al.* (2013) refere-se ao desenvolvimento de DAPs através de dados genéricos, especialmente de bancos de dados, em detrimento da utilização de dados específicos gerados pela própria empresa solicitante da declaração. O estudo afirma que há discrepâncias significativas nos resultados da ACV quando são utilizadas essas diferentes fontes de dados. O uso de dados específicos da empresa não é importante apenas para gerar ACVs e DAPs precisas e realistas, mas também para que se aumente o conhecimento sobre o processo produtivo, o que permite que produtores

e fornecedores implementem melhorias ambientais na cadeia de valor (MODAHL *et al.*, 2013).

O estudo de Hunsager, Bach e Breuer (2014), ressalta também que a referência de valor de uma rotulagem ambiental tipo III é a sua credibilidade. É muito importante que os legisladores e os operadores assegurem aos consumidores que os procedimentos para a determinação de parâmetros são justos e que os dados publicados sejam corretos. Para isso, é fundamental que haja um grande envolvimento no desenvolvimento das RCPs e transparência na verificação das DAPs (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014; IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016). Os operadores dos programas podem aumentar a credibilidade da determinação dos parâmetros e das declarações se estiver garantida a participação de todas as partes interessadas e assegurar a verificação independente por terceira parte do seu conteúdo (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014).

Os programas de DAP e o desenvolvimento de RCPs tem sido um campo muito dinâmico nos últimos anos, no entanto ainda não é possível encontrar muitos artigos relacionados a DAPs na literatura científica (MINKOV *et al.*, 2015). O estudo de Ibáñez-Forés *et al.* (2016), ressalta que há uma carência de trabalhos focados em analisar a evolução do uso das DAPs como ferramentas de comunicação ambiental, associado com os fatores que afetam seu uso. Conhecer os aspectos que influenciam a sua demanda pode ser um ponto importante para orientar as estratégias dos operadores para ampliar a sua utilização.

Além disso, percebe-se também uma falta de incentivos governamentais ou campanhas de estímulo ao uso dessa ferramenta, pois poucas empresas obtêm informações sobre as DAPs através da mídia, que é o principal meio de disseminação de informações em escala mundial (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2016). Também é importante avançar em questões como a redução de custos dos processos de obtenção e renovação dessas declarações. De acordo com Zackrisson *et al.*, (2008) as empresas citam esses dois fatores como questões limitantes para a disseminação dessa ferramenta, uma vez que se torna muito caro manter as DAPs atualizadas à medida em que os produtos vão sendo modificados e melhorados.

2.4 BENCHMARKING

Benchmarking é o processo contínuo de medição de indicadores relativos a produtos, serviços e práticas em relação aos mais fortes

concorrentes, ou às empresas reconhecidas como líderes em suas indústrias (CAMP, 2002). De acordo com Watson (1994), o termo técnico *benchmarking*, que traduzido literalmente significa “padrões de referência” é, contudo, um processo empresarial, cujo sentido é comparar com referências de excelência. O mesmo autor ressalta que, por isso, a tradução literal do termo não refletiria os princípios que permeiam o conceito de *benchmarking* e assim, justifica-se mantê-lo em sua forma original em inglês. Da mesma forma também se utiliza o mesmo critério para os derivativos desse termo, tais como o substantivo *benchmark*, que significa “valor referencial” (WATSON, 1994).

Podem ser encontradas outras definições complementares na literatura, tais como a de Slack, Chambers e Johnson (2009), que afirmam que *benchmarking* é o processo de aprender com os outros e envolve a comparação do seu próprio desempenho ou método com o de outras operações comparáveis. O trabalho de Donthu, Hershberger e Osmonbekov (2005) define *benchmarking* como o processo de avaliar e emular os produtos, processos e serviços das organizações que apresentam o melhor desempenho. O estudo de Francis e Holloway (2007) corrobora com essa visão e destaca que *benchmarking* consiste em um método para identificar aspectos das atividades de uma organização que podem ser mais efetivos e/ou eficientes na comparação com o desempenho de outras organizações relevantes. Slack, Chambers e Johnson (2009) destacam ainda que se trata de uma questão mais ampla do que estabelecer metas de desempenho e inclui investigar práticas de operações de outras organizações, de modo a derivar ideias que poderiam contribuir para o melhoramento de desempenho.

O trabalho de Watson (1994) destaca que *benchmarking* pode ser considerado um recurso eficiente para obtenção da qualidade total nas empresas, em termos de competitividade frente aos concorrentes em uma economia globalizada. De fato, Donthu, Hershberger e Osmonbekov (2005) ressaltam que as empresas têm adotado essa abordagem buscando melhorar aspectos específicos dos seus processos e isso tem se convertido em uma maior produtividade e uma melhor posição de mercado. Diversas empresas entre as maiores corporações do mundo, tais como a Xerox Corporation, a AT&T, a Chevron, a American Express e a 3M empenham-se em aplicar *benchmarking* e usam a técnica para se destacar em suas respectivas indústrias em escala global (DONTU; HERSHBERGER; OSMONBEKOV, 2005).

2.4.1 Tipos de benchmarking

Há diversos tipos diferentes de *benchmarking*, que não são necessariamente excludentes entre si (SLACK; CHAMBERS; JOHNSON, 2009). Há na literatura diversas iniciativas diferentes de classificação das atividades relacionadas a essa técnica e, portanto, não há consenso quanto a essa tipologia (FRANCIS; HOLLOWAY, 2007). Abaixo estão listados alguns tipos mais comuns, de acordo com Slack, Chambers e Johnson (2009):

- *Benchmarking* interno: comparação entre operações ou partes de operações que estão dentro de uma mesma organização, como por exemplo, uma indústria de manufatura que compara o desempenho de uma fábrica em relação às outras.
- *Benchmarking* externo: comparação entre uma operação e outras operações que são partes de diferentes organizações.
- *Benchmarking* não competitivo: comparação contra organizações externas que não concorrem diretamente nos mesmos mercados.
- Benchmarking competitivo: comparação direta entre concorrentes no mesmo mercado ou em mercados similares.
- Benchmarking de desempenho: comparação entre níveis de desempenho atingidos em diferentes operações com o de outras organizações relativos aos mesmos aspectos.
- Benchmarking de práticas: comparação entre práticas de operação de uma organização com aquelas adotadas por outra organização.

No entanto, outras propostas de classificação também podem ser encontradas na literatura, seguindo diferentes perspectivas. Em seu trabalho, Francis e Holloway (2007) destacam diferenças entre *benchmarking* de resultados e de processos, voluntário ou compulsório, unilateral ou cooperativo, implícito ou explícito e nacional, internacional ou global.

No cenário do presente trabalho, o modelo de *benchmarking* proposto pode ser enquadrado como de desempenho externo, de acordo com a classificação de Slack, Chambers e Johnson (2009). *Benchmarking* de desempenho porque compara a eficiência ambiental dos processos produtivos com base nos resultados da ACV; externo porque compara diferentes empresas do mesmo setor, que tenham publicado DAPs de acordo com as mesmas RCPs, sejam concorrentes ou não.

2.4.2 Etapas de benchmarking

O processo de *benchmarking* pode ser executado através de diferentes procedimentos, seguindo, no entanto uma lógica comum de três etapas básicas, conforme afirmam Donthu, Hershberger e Osmonbekov (2005):

- Identificação do melhor desempenho;
- Definição dos objetivos de *benchmarking*; e
- Implementação.

Outros autores apresentam um maior detalhamento dos procedimentos a serem adotados. Watson (1994) relaciona as etapas de benchmarking à lógica de melhoria contínua baseada em PDCA (*Plan* - Planejar, *Do* - Executar, *Check* - Verificar e *Act* - Agir). O trabalho de Camp (2002) estabelece a mesma correlação, denominando as 4 etapas como Planejamento, Análise, Integração e Ação as subdivide em 10 passos, além de acrescentar a etapa de Maturidade ao final, no qual a empresa atinge a liderança do mercado ao adotar todas as práticas aos seus processos. Os passos são classificados por Camp (2002) da seguinte forma:

1. Identificação do objeto do *benchmarking* – são definidos os produtos, processos ou funções a serem comparados pela empresa. Neste passo é necessário responder à pergunta: “O que devo comparar?”.
2. Identificação dos parceiros de *benchmarking* – é estabelecido tipo de benchmarking a ser adotado bem como a identificação de potenciais fontes de informação a serem

utilizadas na comparação. Aqui é respondida a questão: “Com quem comparar?”.

3. Coleta de dados – Nesta etapa são definidos os tipos de dados a serem coletados (indicadores quantitativos e/ou qualitativos), bem como o método de coleta de dados a ser utilizado.
4. Determinação da diferença de desempenho – mediante a obtenção dos dados, são estabelecidos os *benchmarks*, ou valores de referência, que indicam aqueles que apresentam o melhor desempenho para cada um dos indicadores selecionados. A seguir verifica-se o posicionamento da empresa diante desses *benchmarks*.
5. Projeção de desempenho futuro – A partir das diferenças de desempenho detectadas devem ser estabelecidas projeções, metas e prazos a serem cumpridos mediante a incorporação e aplicação dos aprendizados obtidos através dos *benchmarks*.
6. Divulgação dos resultados – Os resultados obtidos através do *benchmarking* devem ser comunicados em todos os níveis da organização a fim de garantir o sucesso da implantação das novas medidas, bem como o engajamento dos colaboradores.
7. Estabelecimento de metas – Devem ser propostas metas operacionais específicas para as atividades da empresa, cuja hierarquia deve ser considerada de acordo com a sua relevância, bem como deve também ser estabelecido o prazo para o seu cumprimento.
8. Desenvolvimento do plano de ação – O plano de ação deve conter a descrição detalhada das mudanças a serem implementadas nas atividades, relacionando-as com o cumprimento de cada uma das metas estabelecidas. Também devem ser apresentados os procedimentos para verificação dos resultados e para redefinição de metas, caso necessário.

9. Implementação e monitoramento das ações – Os colaboradores ou equipes responsáveis pelas atividades definidas no plano de ação devem encarregar-se da execução das ações propostas, devendo reportar-se a uma gerência determinada, para que seja monitorado e verificado o cumprimento das metas estabelecidas.
10. Recalibração dos *benchmarks* – os indicadores devem ser atualizados e a posição da empresa com relação aos parceiros deve ser revista periodicamente, onde se reinicia o processo, seguindo a lógica da melhoria contínua.

No contexto do presente trabalho, esta tese engloba as etapas 1 a 4 dos procedimentos de *benchmarking*. No que refere à fase de planejamento foram definidos os produtos a serem comparados que são aqueles pertencentes a uma mesma categoria, foram identificados os parceiros como as empresas que possuem DAPs publicadas e determinou-se o método de coleta das informações como sendo os resultados das ACVs apresentadas nessas declarações. A ACV, por definição, pode ser considerada uma metodologia voltada a mensuração de impactos ambientais que são apresentados na forma de indicadores, cuja comunicação será desenvolvida neste trabalho. Quanto à etapa de análise, os resultados obtidos poderão ser utilizados na determinação do posicionamento de cada produto através do estabelecimento dos níveis de desempenho ambiental. A interface entre aplicação de técnicas de *benchmarking* e ACV é discutida em maiores detalhes no Capítulo 3. Além disso, o Apêndice A apresenta um resumo do estado da arte dessa interface, no qual estão listados os principais artigos publicados, as técnicas utilizadas, os produtos ou serviços avaliados e as principais perspectivas consideradas. A seguir é apresentada e discutida a técnica de benchmarking aplicada nesta tese, a Análise Envoltória de Dados (DEA). As razões pelas quais optou-se pela sua utilização são apresentadas e explicadas em detalhes ao longo do Capítulo 3. No entanto, faz-se necessário apresentar no item 2.4.3 a fundamentação teórica que permeia essa técnica e suas aplicações.

2.4.3 Análise Envoltória de Dados (DEA)

A Análise Envoltória de Dados, também conhecida como Análise por Envolvimento de Dados, ou pela sigla DEA – do termo em inglês,

Data Envelopment Analysis – é uma metodologia de avaliação de eficiência relativa de unidades produtivas homogêneas (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007; COOK; SEIFORD; ZHU, 2013). Essas unidades, conhecidas como *Decision Making Units* (DMUs), ou Unidades de Tomada de Decisão, são constituídas por instituições que atuam em um ramo econômico específico, produzindo bens e serviços semelhantes entre si (FRIES, 2013).

A DEA é desenvolvida a partir de uma técnica não paramétrica de estimativa de fronteiras de produção de múltiplas entradas (*inputs*) em múltiplas saídas (*outputs*) (FRIES, 2013), projetando cada uma das DMUs nas fronteiras de eficiência determinadas pelas melhores práticas (LOZANO *et al.*, 2010). As fronteiras de produção representam o limite da capacidade produtiva de uma determinada instituição ou empresa.

Assim, os modelos de estimativa de eficiência produtiva não paramétricos buscam referência sobre uma linha de fronteira desenhada com base nas unidades de máximo desempenho observado. O estudo de Kassai (2002) destaca que a DEA define a curva de eficiência (ou de máxima produtividade), considerando a relação ótima entre *inputs* e *outputs* e são identificadas as DMUs que maximizam essa relação, que são, então, denominadas de eficientes e estão posicionadas na curva de máxima eficiência relativa. As unidades não eficientes estão posicionadas abaixo da curva, “envolvidas” pelo desempenho das unidades eficientes. Nessa proposta, os modelos partem de situações concretas e as unidades observadas permitem a construção de uma fronteira de produção empírica que constituem modelos de desempenho, que passam atuar como *benchmarks* para as demais unidades (ANJOS, 2005).

Através de um mecanismo de programação linear proposto por Charnes, Cooper e Rhodes, (1978), a DEA formula e resolve um modelo de otimização que produz um score de eficiência e um ponto alvo de operação para cada uma das DMUs (LOZANO *et al.*, 2009; VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2010). Cooper, Seiford e Tone (2007) afirmam que uma das vantagens da DEA está no fato de que não há exigência que o usuário defina pesos para cada *input* e *output*, nem o estabelecimento de qualquer forma funcional específica, como em abordagens que utilizam regressões estatísticas. Ao invés disso, essa técnica simplesmente se baseia nos dados coletados e em alguns pressupostos básicos para resolver o modelo e estimar as fronteiras eficientes de produção. Em termos matemáticos, diz-se que essas fronteiras envolvem (ou envelopam) todas as unidades, por isso a denominação da técnica. A região determinada pelas fronteiras

eficientes é chamada de conjunto de possibilidades de produção, e as DMUs nas fronteiras constituem o conjunto de referência (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007; VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2010).

Ainda de acordo com Vázquez-Rowe *et al.* (2010), os valores de referência de eficiência operacional estabelecidos servem como base para a prática do *benchmarking*, buscando basicamente o decréscimo da quantidade de *inputs* para cada unidade de *output* produzida, o que resultaria em melhoria de eficiência. Além disso, a DEA fornece uma vasta diversidade de informações na forma de estimativas de ineficiências tanto de *inputs* quanto de *outputs* para cada uma das unidades. Também identifica o grupo de empresas eficientes usado para obter essas estimativas e efetuar essas avaliações, permitindo a comparação entre os pares (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007).

Desde o seu advento em 1978, houve um crescimento impressionante tanto nos desenvolvimentos teóricos quanto nas aplicações da DEA em situações práticas (COOK; SEIFORD; ZHU, 2013). Além disso, nos últimos anos, tem se observado uma grande variedade de aplicações dessa técnica na avaliação de desempenho de muitos tipos diferentes de instituições envolvidas nos mais diversos tipos de atividades em diferentes países e contextos. Uma das principais razões para essa ampla utilização está no fato que a DEA abre possibilidades de uso em casos cuja utilização de outras abordagens é restrita, devido à natureza complexa e, muitas vezes desconhecida, das relações entre os múltiplos *inputs* e *outputs* envolvidos nessas atividades (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007).

As abordagens de análise de eficiência através da DEA variam de acordo com duas características principais a serem consideradas: as propriedades de retorno de escala de produção e a orientação do modelo construído.

O trabalho de Anjos (2005) ressalta que os retornos de escala se referem à resposta da produção à variação da quantidade de insumos produtivos, que pode resultar em retornos constantes ou variáveis. Retornos constantes de escala (*Constant Returns to Scale – CRS*) verificam-se quando variações nas quantidades de insumos provocam variações proporcionais nos produtos, assumindo-se assim que as unidades operam em escala ótima, com maximização da utilização dos insumos. Por sua vez, na situação de retornos de escala variável (*Variable Returns to Scale – VRS*), as variações nas quantidades de insumos provocam retornos não proporcionais nos produtos, podendo assumir retornos crescentes, decrescentes, não crescentes ou constantes (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007).

Quanto à orientação do modelo, pode-se analisar a eficiência produtiva do ponto de vista dos *inputs* (insumos) ou dos *outputs* (produto). A orientação para *inputs* busca minimizar o consumo de insumos para a obtenção de uma quantidade determinada de produtos, enquanto a orientação para *outputs* considera eficientes as unidades que obtém a maior quantidade de produtos considerando uma mesma quantidade de insumos. Anjos (2005) sugere que a opção pela orientação de análise de eficiência a ser escolhida seja feita considerando as variáveis (*inputs* ou *outputs*) sob as quais a unidade produtiva possui maior controle.

Diante dessas características apresentadas, podem ser destacados dois modelos clássicos de aplicação de DEA e suas variações:

- Modelo CCR (1978): desenvolvido por Charnes, Cooper e Rhodes em 1978, estabelece o índice obtido com o modelo CRS de eficiência técnica global (CHARNES; COOPER; RHODES, 1978; COOPER; SEIFORD; TONE, 2007; FRIES, 2013), podendo ser orientado para *inputs* ou *outputs*.

- Modelo BCC (1984): sugerido por Banker, Charnes e Cooper, faz distinção entre ineficiências técnicas e de escala, destacando as eficiências obtidas através do modelo VRS (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007; FRIES, 2013), também podendo ser aplicado sob ambas as orientações.

De acordo com Fries (2013), a formulação matemática do modelo CCR pode ser assim apresentada:

Para uma dada DMU o de um conjunto de n unidades de produção usando tecnologia similar com r *inputs* X e s *outputs* Y , o objetivo é determinar o conjunto de pesos v_i , ($i = 1, \dots, r$), e u_j , ($j = 1, \dots, s$), que maximiza a relação entre seus *outputs* e *inputs* ponderados, sujeito à restrição de que para cada DMU do conjunto a ser analisado, a soma ponderada dos seus *outputs* seja limitada pela soma ponderada de seus *inputs* (FRIES, 2013, p. 48).

Sendo assim, a formulação do modelo CCR orientado para *input* apresenta-se na Equação 1 (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007):

Equação 1 - Modelo DEA CCR orientado para *input*

$$\text{maximizar } (u, v) e_o = \sum_{j=1}^s u_j Y_{jo}$$

Sujeito a

$$\sum_{i=1}^r v_i X_{io} = 1$$

$$\sum_{j=1}^s u_j Y_{jm} \leq \sum_{i=1}^r v_i X_{im} \quad m = 1, \dots, n$$

$$v_i \geq 0 \quad i = 1, \dots, r$$

$$u_j \geq 0 \quad j = 1, \dots, s$$

$X = \text{inputs}; Y = \text{outputs}; u, v = \text{pesos}$

Onde Y_{jm} e X_{im} são os inputs e outputs da m -ésima DMU, u_j e v_i representam os pesos a serem determinados pela solução do problema. Este processo é repetido para cada uma das DMUs, obtendo-se diferentes valores para u_j e v_i . O modelo busca minimizar os consumos de *inputs* Y de forma a produzir um dado nível de produção, representado pela maximização do somatório dos *outputs* Y multiplicada pelos pesos u .

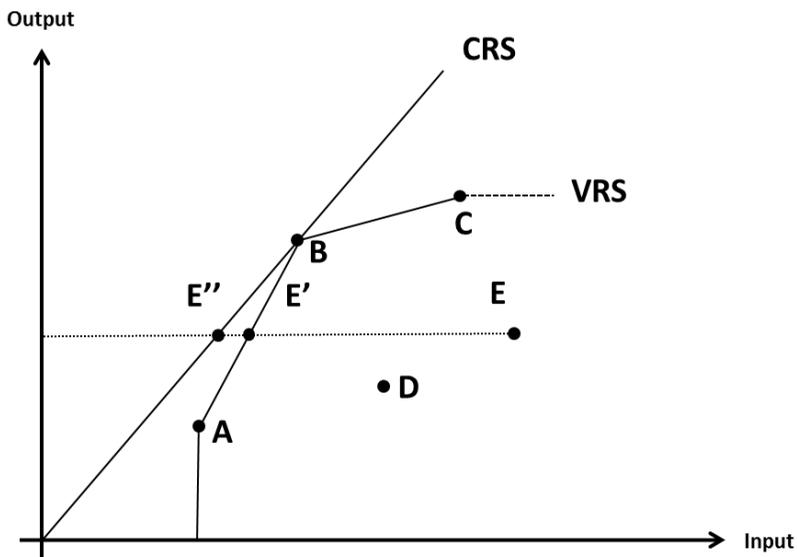
Na primeira restrição, o somatório dos produtos dos *inputs* pelos pesos para uma dada DMU_o ($\sum_{i=1}^r v_i X_{io}$) é igual a 1, o que significa que o máximo valor possível a ser obtido para e_m é 1. Dessa forma, é possível afirmar que as DMUs com $e_m = 1$ estão operando com planos de produção na fronteira de eficiência, enquanto aquelas com $e_m < 1$ estão operando fora desta fronteira e são consideradas ineficientes quando comparadas com as primeiras (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007; FRIES, 2013). A segunda restrição, por sua vez, refere-se à limitação dos somatórios do produto dos *outputs* pelos pesos ($\sum_{j=1}^s u_j Y_{jm}$) em um valor máximo menor ou igual ao obtido pelo somatório do produto dos inputs pelos seus respectivos pesos ($\sum_{i=1}^r v_i X_{im}$), pois se considera que o máximo de eficiência é atingido quando todos os *inputs* são convertidos em *outputs*.

O modelo CCR pode apresentar ainda uma formulação orientada para output, cujo objetivo é a maximização da quantidade de produção utilizando a maior quantidade de *inputs* observados. Os modelos são equivalentes e pressupõem retornos constantes de escala (KASSAI, 2002).

Por sua vez, o modelo BCC resulta da divisão do modelo CCR em duas componentes: eficiência e escala, conforme mencionado acima. A medida de eficiência técnica, obtida através de BCC, identifica a real utilização dos inputs na operação da DMU, enquanto a eficiência de escala refere-se a um quociente da eficiência VRS em relação a eficiência CRS, e dá uma medida da distância da DMU em análise até uma DMU fictícia, que opera com o tamanho da escala mais produtivo.

A título de exemplificação, a Figura 2.6, apresenta as fronteiras dos modelos CCR (CRS) e BCC (VRS) para um problema bidimensional (considerando 1 input e 1 output). Percebe-se que as DMUs A, B e C são VRS eficientes, a DMU B é CRS eficiente e as DMUs D e E são consideradas ineficientes nos dois modelos. A indicação E' refere-se a DMU fictícia que projeta a eficiência de E em relação a fronteira VRS, enquanto E'' projeta a eficiência de E em relação a CRS. Dessa forma, tem-se que a distância entre E' e E'' resulta na medida de eficiência de escala.

Figura 2.6 - Exemplo de fronteiras DEA – VRS e CRS para um caso bidimensional (considerando 1 input e 1 output)



Fonte: Adaptado de Gramani e Duarte, (2011).

Do ponto de vista da formulação, o modelo BCC orientado para *input* pode ser representado conforme a Equação 2 (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007):

Equação 2 - Modelo DEA BCC orientado para input

$$\text{maximizar } (u, v)e_o = \sum_{j=1}^s u_j Y_{jo} - u_m$$

Sujeito a

$$\sum_{i=1}^r v_i X_{io} = 1$$

$$\sum_{j=1}^s u_j Y_{jm} \leq \sum_{i=1}^r v_i X_{im} + u_m \quad m = 1, \dots, n$$

$$v_i \geq 0 \quad i = l, \dots, r$$

$$u_j \geq 0 \quad j = l, \dots, s$$

$$u_m \in \mathbb{R}$$

$X = \text{inputs}; Y = \text{outputs}; u, v = \text{pesos}$

A introdução da variável u_m representa os retornos variáveis de escala e refere-se ao quociente de eficiência em escala referente à projeção das distâncias da DMUs real em relação à DMU fictícia. Fries (2013) argumenta que a adição dessa variável ao modelo inclui na análise a restrição de convexidade, que limita a região de soluções viáveis do modelo CRS às combinações convexas geradas pelos planos de produção das DMUs observadas. Além disso, a condição $u_m \in \mathbb{R}$ é aplicada, pois essa variável não deve atender à restrição de positividade, podendo, portanto, assumir valores negativos (KASSAI, 2002).

Assim como nas demais técnicas de *benchmarking*, a integração entre DEA e ACV será apresentada em maiores detalhes no Capítulo 3. Do mesmo modo, o modelo de DEA utilizado especificamente nesta tese é apresentado e discutido de forma mais aprofundada no Capítulo 4.

2.5 CONCLUSÕES DA FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A partir da fundamentação teórica apresentada, alguns tópicos podem ser destacados. De modo geral, a rotulagem ambiental tem por objetivo apresentar informações ambientais sobre um determinado produto ou serviço. Dentre as diversas possibilidades de obtenção dessas informações, aquelas embasadas pelo pensamento do ciclo de vida e, principalmente, aquelas que se baseiam em ACVs são amparadas pela robustez da metodologia por evidências científicas para apresentarem seus resultados. Nesse sentido, uma DAP, que atende a essas premissas e ainda atende a uma RCP pode ser considerada uma fonte de informação ambiental importante e com grande potencial de aplicação para políticas públicas, tomadas de decisão, aplicação em selos ambientais, entre outras.

No entanto, o seu caráter descritivo e perfil técnico, que são herdados da estrutura convencional de uma ACV, acabam por limitar a sua utilização. A análise dos resultados de uma DAP de modo geral

demanda um conhecimento prévio dos parâmetros analisados e dos indicadores apresentados. Essas questões são ainda mais evidentes quando se refere a comparabilidade entre produtos, que pode ser considerada uma das principais virtudes das DAPs, mas cuja aplicação prática ainda é limitada. O posicionamento de um produto entre outros de sua categoria, sejam concorrentes ou não, é potencialmente uma maneira de tornar as informações das DAPs mais claras e aplicadas.

Nesse sentido, integrar a prática do *benchmarking* ao processo de publicação desses documentos pode contribuir para tornar esse posicionamento metódico e sistematizado. Considerando-se a premissa de que DAPs publicadas de acordo com uma mesma RCP são comparáveis entre si, abre-se a possibilidade de aplicação de uma ou mais técnicas de *benchmarking* aos resultados. Análises de eficiência como a DEA, por exemplo, apresentam indicadores diferentes dos métodos tradicionais de ACV, como, por exemplo, aqueles resultantes dos procedimentos de normalização, ponderação e agregação. Assim, uma nova perspectiva de apresentação dos resultados e, conseqüentemente, de comunicação das DAPs apresenta-se como uma alternativa interessante para melhorar a usabilidade dessas declarações.

2.6 REFERÊNCIAS

ANJOS, M. A. dos. **Aplicação da análise envoltória de dados (DEA) no estudo da eficiência econômica da indústria têxtil brasileira nos anos 90**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção e Sistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

ABNT. **NBR ISO 14020**: rótulos e declarações ambientais: princípios gerais. Rio de Janeiro, 2002.

ABNT. **NBR ISO 14024**: rótulos e declarações ambientais: rotulagem ambiental do Tipo I: princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. **NBR ISO 14040**: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

ABNT. **NBR ISO 14044**: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

ABNT. **NBR ISO 14025**: rótulos e declarações ambientais: declarações ambientais do tipo III: princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2015.

ABNT. **NBR ISO 14021**: rótulos e declarações ambientais: autodeclarações ambientais (rotulagem ambiental do tipo II): princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2017.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A.-M. **The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application**. 1. ed. Lund: Studentlitteratur, 2004.

BOVEA, M. D.; IBÁÑEZ-FORÉS, V.; AGUSTÍ-JUAN, I. Environmental product declaration (EPD) labelling of construction and building materials. *In*: PACHECO-TORGAL, F.; CABEZA, L. F.; LABRINCHA, J.; MAGALHÃES, A. G. de. **Eco-efficient construction and building materials**. Oxford: Woodhead Publishing, 2014. p. 125–150.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. Resolução n. 03, de 22 de abril de 2010. Dispõe sobre a aprovação do Termo de Referência do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 23 abr. 2010.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. Resolução n. 01, de 16 de maio de 2012. Dispõe sobre a aprovação do Plano de Ação Quadrienal 2012-2015 do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 maio 2012.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Portaria n. 110, de 25 de fevereiro de 2015. Disponibiliza as propostas de textos da Portaria Definitiva e dos Requisitos Gerais do Programa de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP). Dispõe sobre aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação da Conformidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 fev. 2015.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Resolução n. 03, de 22 de dezembro de 2016. Dispõe sobre aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação da Conformidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 23 dez. 2016a.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Portaria n. 100, de 07 de março de 2016. Aprova os Requisitos Gerais do Programa de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP). **Diário Oficial da União**, Brasília, 08 mar. 2016b.

CAMP, R. C. **Benchmarking: o caminho da qualidade total**. 3. ed. São Paulo: Pioneira, 2002.

CHARNES, A.; COOPER, W. W.; RHODES, E. Measuring the efficiency of decision making units. **European Journal of Operational Research**, v. 2, n. 6, p. 429–444, 1978.

CHEN, X.; ALFNES, F.; RICKERTSEN, K. Consumer preferences, ecolabels, and effects of negative environmental information. **AgBioForum**, v. 18, n. 3, p. 327–336, 2015.

CLANCY, G.; FRÖLING, M.; PETERS, G. Ecolabels as drivers of clothing design. **Journal of Cleaner Production**, v. 99, p. 345–353, 2015.

COOK, W. D.; SEIFORD, L. M.; ZHU, J. Data envelopment analysis: The research frontier. **Omega**, v. 41, n. 1, p. 1–2, 2013.

COOPER, W. W.; SEIFORD, L. M.; TONE, K. **Data envelopment analysis: a comprehensive text with models, applications, references and DEA-solver software**. 2. ed. [S.l.: s.n.], 2007.

DE HAES, H. A. U. **Life-cycle impact assessment: striving towards Best Practice**. Pensacola: SETAC Press, 2002.

DEL BORGHI, A. LCA and communication: environmental product declaration. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 2, p. 293–295, 2013.

DONTHU, N.; HERSHBERGER, E. K.; OSMONBEKOV, T.
 Benchmarking marketing productivity using data envelopment analysis.
Journal of Business Research, v. 58, n. 11 p. 1474–1482, 2005.

DOSI, C.; MORETTO, M. Is ecolabelling a reliable environmental policy measure? **Environmental and Resource Economics**, v. 18, n. 1, p. 113–127, 2001.

EUROPEAN COMMISSION. **Policies to encourage sustainable consumption**: full report. Paris, 2012a. Disponível em:
http://ec.europa.eu/environment/eusdd/pdf/report_22082012.pdf.
 Acesso em: 26 mar. 2017.

EUROPEAN COMMISSION. **Product environmental footprint (PEF) guide**. Ispra, 2012b. Disponível em:
<http://ec.europa.eu/environment/eusdd/pdf/footprint/PEF%20methodology%20final%20draft.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2017.

EUROPEAN COMMISSION. **Study on different options for communicating environmental information for products**: final report. Paris, 2012c. Disponível em:
http://ec.europa.eu/environment/eusdd/pdf/footprint/ProductsCommunication_Final%20Report.pdf. Acesso em: 13 jan. 2017.

EUROPEAN COMMISSION. **Building the single market for green products**: facilitating better information on the environmental performance of products and organisations. Bruxelas, 2013. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/eusdd/smgp/>. Acesso em: 10 dez. 2016.

EUROPEAN COMMISSION. **Guidance on the implementation / application of directive 2005/29/EC unfair commercial practices**. Bruxelas, 2016. Disponível em: http://ec.europa.eu/justice/consumer-marketing/files/ucp_guidance_en.pdf. Acesso em: 03 mar. 2017.

EUROPEAN UNION. European Commission Recommendations n. 2013/19/EU, of 9 april 2013. On the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organizations. **Official Journal of the European Union**, l. 124, v. 56, 4 may 2013. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal->

content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32013H0179. Acesso em: 28 fev. 2017

FET, A. M.; SKAAR, C. Eco-labeling, product category rules and certification procedures based on ISO 14025 requirements. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 49–54, 2006.

FINKBEINER, M. Product environmental footprint: breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 2, p. 266–271, 2014.

FRANCIS, G.; HOLLOWAY, J. What have we learned?: themes from the literature on best-practice benchmarking. **International Journal of Management Reviews**, v. 9, n. 3, p. 171–189, 2007.

FRIES, C. E. **Avaliação do impacto do uso de tecnologias de informação e comunicação na eficiência de prestadores de serviços logísticos**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia da Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

GLOBAL ECOLABELLING NETWORK. **Introduction to ecolabelling**. [S.l.], 2004. Disponível em: <http://www.globalecolabelling.net/assets/Uploads/intro-to-ecolabelling.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2016.

GUINÉE, J. B. **Handbook on life cycle assessment**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2002. v. 7.

HADJIMICHAEL, M.; HEGLAND, T. J. Really sustainable?: inherent risks of eco-labeling in fisheries. **Fisheries Research**, v. 174, p. 129–135, fev. 2016.

HUNSAGER, E. A.; BACH, M.; BREUER, L. An institutional analysis of EPD programs and a global PCR registry. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 4, p. 786–795, 2014.

IBÁÑEZ-FORÉS, V. *et al.* Environmental product declarations: exploring their evolution and the factors affecting their demand in Europe. **Journal of Cleaner Production**, v. 116, p. 157–169, 2016.

INGWERSEN, W. W.; STEVENSON, M. J. Can we compare the environmental performance of this product to that one?: an update on the development of product category rules and future challenges toward alignment. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, p. 102–108, 2012.

KASSAI, S. **Utilização da análise por envoltória de dados (DEA) na análise de demonstrações contábeis**. 2002. Tese (Doutorado em Contabilidade e Economia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

KIKUCHI-UEHARA, E.; NAKATANI, J.; HIRAO, M. Analysis of factors influencing consumers' proenvironmental behavior based on life cycle thinking: part I: effect of environmental awareness and trust in environmental information on product choice. **Journal of Cleaner Production**, v. 117, p. 10–18, 2016.

LOZANO, S. *et al.* Environmental impact efficiency in mussel cultivation. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 12, p. 1269–1277, 2010.

MINKOV, N. *et al.* Type III environmental declaration programmes and harmonization of product category rules: status quo and practical challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 236–246, 2015.

MODAHL, I. S. *et al.* Comparison of two versions of an EPD, using generic and specific data for the foreground system, and some methodological implications. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 1, p. 241–251, 2013.

MPA CEMENT. **Environmental product declaration**. London, 2019. Disponível em: https://cement.mineralproducts.org/sustainability/sustainable_production/environmental_product_declaration.php. Acesso em: mar. 2019.

PRODUCT environmental footprint pilot guidance: guidance for the implementation of the EU product... [S.l.], 2016. Disponível em: <http://>

ec.europa.eu/environment/eusds/smgp/pdf/ Guidance_products.pdf
Acesso em: 18 ago. 2017.

REVIEW report of the environmental footprint pilot phase. [S. L.],
2017. Disponível em:
http://ec.europa.eu/environment/eusds/smgp/pdf/2017_peer_rev_finrep.pdf. Acesso em: 18 out. 2017.

SLACK, N.; CHAMBERS, S.; JOHNSON, R. **Administração da Produção**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2009.

STEVENSON, M. J.; INGWERSEN, W. W. Environmental product claims and life cycle assessment. *In*: CURRAN, M. A. (org.). **Life cycle assessment handbook: a guide to environmentally sustainable products**. [S.l.]: Scrivener Publishing, 2012, p. 475–543.

STRAZZA, C. *et al.* Using environmental product declaration as source of data for life cycle assessment: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 333–342, 2015.

TESTA, F. *et al.* Perceptions on LCA implementation: evidence from a survey on adopters and nonadopters in Italy. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 10, p. 1501–1513, 2016.

VÁZQUEZ-ROWE, I. *et al.* Combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 3, p. 272–283, 2010.

VÁZQUEZ-ROWE, I. *et al.* Opportunities and challenges of implementing life cycle assessment in seafood certification: a case study for Spain. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 4, p. 451–464, 2016.

WATSON, G. H. **Benchmarking Estratégico**. 1. ed. São Paulo: Makron Books, 1994.

ZACKRISSON, M. *et al.* Stepwise environmental product declarations: ten SME case studies. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 17, p. 1872–1886, 2008.

ZEA ESCAMILLA, E.; HABERT, G. Global or local construction materials for post-disaster reconstruction?: sustainability assessment of twenty post-disaster shelter designs. **Building and Environment**, v. 92, p. 692–702, 2015.

CAPÍTULO 3 – Use of benchmarking techniques to improve communication in Life Cycle Assessment: a general review²

Bruno Menezes Galindo^{a,b*}; Guilherme Marcelo Zanghelini^c;
Sebastião Roberto Soares^b

*bruno.menezes@ifsc.edu.br

^a IFSC – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina, Câmpus Gaspar, Brazil.

^b CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida, UFSC. Florianópolis, Brazil.

^c EnCiclo Soluções Sustentáveis Ltda. Florianópolis, Brazil.

Abstract: Communicating the results of Life Cycle Assessment (LCA) studies is considered a challenge for researchers and practitioners, that state that one of the main issues refer to the lack of reference to position a product or service among its peers. The use of benchmarking emerges as a possible solution and is being encouraged by initiatives such as the Product Environmental Footprint. Therefore, this article aims to evaluate how benchmarking techniques have been applied in LCA. Specific keywords were investigated in relevant databases and resulted in 478 papers identified, which after refining, were reduced to 43. The techniques were classified in four categories: anchoring, creation of indicators, statistical analyses and Data Envelopment Analysis (DEA). Likewise, two perspectives were identified: a product-oriented, whenever the results are applied to one or more specific goods; and an organization-oriented, in which the data used for comparison refers to a whole production unit. DEA is mostly applied when productivity data is used, while statistical analysis were applied to establish performance classes and creation of indicators to meet specific demands. DEA is adequate for use in organizational-oriented benchmarking, but it is not possible to indicate a more appropriate technique for use in product-oriented studies. The combination of a dimensionality reduction of the LCAs, with an efficiency analysis using DEA and the establishment of performance classes can contribute to improve comparability and reporting of results. The development of LCA studies in line with

² Artigo publicado no Journal of Cleaner Production, v. 213, p. 143-157, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.12.147. Conforme diretrizes da revista, os autores podem utilizar trechos ou a íntegra do artigo publicado em dissertações ou teses, desde que haja consentimento dos demais coautores. Por isso, é dispensada a autorização por parte da revista.

Product Category Rules (PCRs), allows a greater use of DEA in product-oriented benchmarking.

Keywords: Benchmarking; Life Cycle Assessment; Comparability; Communication; Data Envelopment Analysis; Statistical analysis.

RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS

Introdução: A comunicação dos resultados de uma ACV é considerada um desafio por pesquisadores e profissionais da área, que apontam algumas questões a serem resolvidas, destacando-se entre elas a falta de posicionamento de um determinado produto, serviço ou organização entre seus pares. Embora existam diferentes iniciativas e propostas para resolver as demais questões, o mesmo não pode ser dito sobre esta, pois apesar do caráter comparativo que uma análise baseada em ACV permite, as ferramentas necessárias para melhorar a sua comparabilidade ainda precisam ser desenvolvidas. Nesse contexto, alguns autores indicaram um importante potencial na integração entre ACV e técnicas de *benchmarking* e sua aplicação tem sido incentivada por iniciativas tais como a PEF. Por isso, o objetivo desse capítulo é identificar, quantificar e discutir padrões, tendências e perspectiva de utilização de técnicas de *benchmarking* sendo aplicadas atualmente em ACV, buscando entender e mapear a produção científica sobre a combinação dessas duas metodologias. A partir disso, também se objetiva a indicação de potenciais aplicações futuras dessa interface ACV/*Benchmarking*, especialmente na criação de sistemas de comparação entre produtos, serviços ou organizações.

Material e métodos: Para isso, foi proposta uma revisão bibliográfica com base em palavras-chave específicas, aplicadas nos campos de busca de dois dos principais bancos de dados de trabalhos científicos: *Scopus* e *Web of Science* (WoS), que possuem alta incidência de acessos e de publicações indexadas nos campos científico e acadêmico. As palavras-chave, definidas com o objetivo de delinear as publicações relacionadas a ACV e *benchmarking*, foram: “*Life Cycle Assessment*” ou “*Life Cycle Analysis*” ou o acrônimo “LCA” e “*benchmark*” ou “*benchmarking*”, em todas as possíveis combinações entre as mesmas. No *Scopus*, as palavras foram inseridas nos campos de busca (*article title*), (*abstract*) e (*keywords*), publicados em todos os anos até 2017, para todos os tipos de documentos. No WoS, as palavras-chave foram buscadas como (*title*), (*abstract*) e (*keywords*), também considerando todas as

publicações até 2017. Na sequência, o grupo de publicações foi refinado através da leitura do título, resumo e palavras-chave, na qual os artigos repetidos ou que não aplicaram técnicas de benchmarking em ACV foram descartados da análise mais aprofundada. A partir da construção de uma tabela comparativa com diferentes aspectos qualitativos, a análise aprofundada foi dividida em análise do campo de pesquisa e interpretação do conteúdo dos artigos.

Resultados e discussão: Inicialmente foram identificados 478 documentos no Scopus e 577 no WoS, que após o refinamento foram reduzidos a 43 artigos considerados para análise. As técnicas de *benchmarking* utilizadas conjuntamente à ACV foram classificadas em quatro grupos: ancoragem, criação de indicadores, análises estatísticas e DEA. Além disso, duas perspectivas de aplicação foram identificadas: uma orientada para produtos, quando os resultados são referentes a comparação entre bens específicos; e uma voltada para as organizações, na qual os dados referem-se a organizações produtivas inteiras. Os resultados também demonstram que DEA foi mais utilizada quando eram considerados dados referentes a produtividade e, por isso, foi mais utilizada na perspectiva organizacional. Por sua vez, as análises estatísticas foram empregadas quando o objetivo era estabelecer classes de desempenho, a criação de indicadores quando o objetivo era atender demandas específicas de um determinado setor ou empresa, enquanto a ancoragem foi utilizada em apenas um artigo, possivelmente por sua grande semelhança com métodos tradicionais de normalização.

Conclusões: Foi possível identificar o grande potencial de combinação de benchmarking e ACV na comparação de unidades produtivas ou na perspectiva de análise de produtos que desempenhem funções semelhantes. Quanto às técnicas, concluiu-se que DEA é adequada para a utilização em resultados de ACV com a perspectiva organizacional e não é possível indicar uma técnica mais apropriada para utilização na perspectiva orientada para produtos. A aplicação da redução de dimensionalidade dos indicadores de ACV, combinada a análise de eficiência através de DEA e a criação de classes de desempenho pode contribuir para melhorar a comparabilidade e a comunicação dos resultados, especialmente com relação a produtos. Nesse sentido, o desenvolvimento de estudos de ACV de acordo com RCPs específicas, permitiria uma ampliação do uso de DEA na perspectiva de *benchmarking* orientada a produtos, o que favorece sua aplicação em dados de DAPs. Para estudos futuros, recomenda-se avaliar e testar as

diferentes técnicas, comparando os resultados aplicados a dados semelhantes. A integração de diferentes sistemas de *benchmarking* para criar uma análise mais robusta, por exemplo. O uso de análises estatísticas para escolher os dados a serem usados na criação de indicadores também é recomendada.

3.1 INTRODUCTION

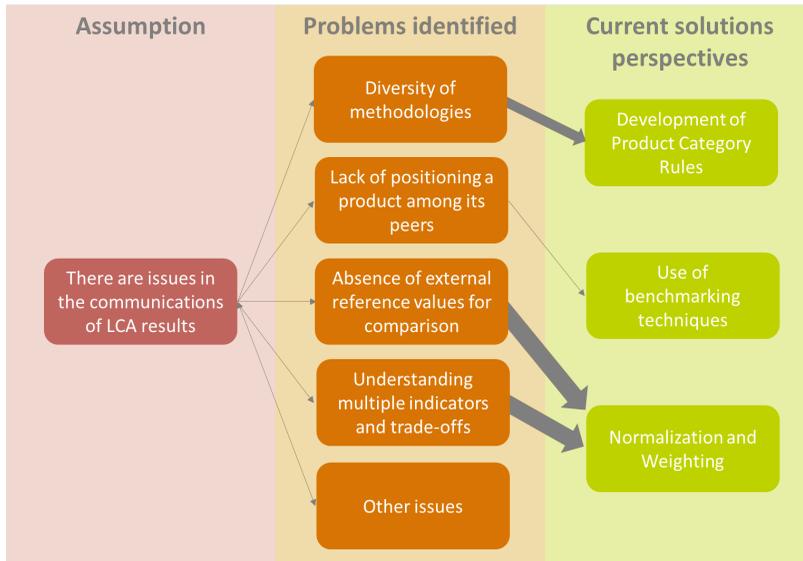
Life Cycle Assessment (LCA) is the main methodology for the quantification of environmental indicators, compiling the inputs and outputs of a product or service and quantifying its potential impacts (ISO, 2006a; Baumann and Tillman, 2004; Guinée et al., 2002). LCA is considered an important tool and a robust method to assess systems and products (Guinée et al., 2002; Reap et al., 2008a; Von Doderer and Kleyhans, 2014). Perhaps the greatest asset of LCA is its ability to provide a wide view of the environmental aspects and potential impacts of the product or process and a more accurate picture of the true environmental trade-offs in product and process selections (SAIC, 2006). Because of this decision-making potential, LCA has diverse uses, from eco-design of products, optimizations on manufacturing and supply-chain management, to strategic decisions, marketing and transparency of activities (Hellweg and Milà i Canals, 2014). Consequently, several authors have reported a growing application in terms of economic sector and organization levels in the past years (Chen et al., 2014; Guinée et al., 2011; Hou et al., 2015; Xu and Boeing, 2013; Zanghelini et al., 2016). Other indicative is the acceptance, support and strength of LCA in political decision-making (Kalbar et al., 2016), in policies or in voluntary actions (Guinée et al., 2011).

However, despite this important evolution and consolidation in the last years, LCA faces problems regarding the communication of results (Clark and De Leeuw, 1999; Finnveden, 2000; Molina-Murillo and Smith, 2009; Reap et al., 2008a, 2008b; Testa et al., 2016). Kägi et al. (2016) emphasizes the main concern behind a poor communication regarding LCA results: “if LCA is not able to deliver answers and only confuses decision-makers, it will lead to a decrease in interest”. Molina-Murillo and Smith (2009) point other indicative of this situation when affirms that most of the development on LCA focused mainly on developing tools and methodologies, while few articles have attempted to understand how information is processed and used by companies in the development of business strategies, marketing and communication. Actually, one may find an extended discussion on scientific literature

with relation to weak points, existing gaps and the necessary developments to improve LCA (see for instance, Reap et al., 2008a; 2008b and Guineé et al., 2011). In this context, LCA communication to non-specialists have generally an important presence.

Figure 3.1 highlights the main reasons behind LCA communication difficulties and indicates current solving propositions according to Finnveden, (2000), Reap et al. (2008a, 2008b), European Commission (2013), Nemecek et al. (2016), Prado-Lopez et al. (2016) and Testa et al. (2016). In this framework, four causes were identified: (i) the diversity of methodologies applied in LCAs, (ii) the absence of external reference values that allows comparisons between different products, (iii) the understanding of multidimensional indicators and the trade-offs that emerge from different product systems and/or different LCA scopes, and (iv) lack of reference values to position the product, service or organization among its peers or competitors. Complimentary, the current solution perspectives or solving paths (wherein the thickness represents the solution maturity in scientific community) are presented in Figure 3.1 linked to the problem that they aim to elucidate. Regarding (i) the development of Product Category Rules (PCRs), for (ii) and (iii) the development of Normalization and Weighting factors, and for the problem (iv) the integration of benchmarking techniques into LCA.

Figure 3.1 - Problems and solution perspectives of the communication of the results of the LCA studies



When it comes to (i) Diversity of Methodologies (at Figure 3.1), Finnveden (2000) states that in comparative studies, the results depend on the methodological choices and on the uncertainty level of the data used. This condition is well illustrated by Gregory et al., (2016), Groen et al., (2014) and Cherubini et al. (2018) regarding Life Cycle Inventory (LCI) parameters, Life Cycle Impact Assessment (LCIA) variation and LCIA plus allocation choices, respectively. According to the authors, the comparison is impaired, and in some cases, it is not possible to demonstrate that product A is environmentally preferable in relation to a product B, even if this is the case. On that issue, the development of the Environmental Product Declarations (EPDs) have emerged as important means for providing quantified and objective environmental information in a format that allows comparison between products that perform similar functions (Fet et al., 2009). This comparison is possible owing to the need to conduct a previous study of LCA and the establishment of Product Category Rules (PCRs) with the participation of various stakeholders such as industry, society and academic experts. Although the methodological problems are not completely solved, the development of LCAs under the same methodological spectrum makes it possible to extend the use of this instrument. Maybe attributable to

those facts, the use of EPDs has grown in recent times with initiatives worldwide, according to Hunsager et al. (2014), currently there are at least 27 EPD programs in operation.

Regarding multidimensional results and the lack of external reference values that allows comparisons between different studies (problems (ii) and (iii) in Figure 3.1), Prado-Lopez et al. (2016) points out that a comparative LCA have many important outcomes but results are rarely conclusive. Although this condition may also be caused (or worsened) by the aforementioned methodological diversity, here, the problem is related to the complexity in comprehend the different LCA indicators and their magnitudes. Benetto et al. (2008), Nemecek et al. (2016) and Steinmann et al. (2016) emphasize that complex studies that assess multiple environmental indicators (such as LCA) and various dimensions of sustainability are difficult to interpret and communicate to consumers or other stakeholders. On top of that, more difficulty is added when trade-offs occur (Seppälä et al., 2002; Geldermann and Rentz, 2005; Boufateh et al., 2011; Subramanian et al., 2015; Laurin et al., 2016). Thus, information must be significantly reduced in order to help the consumers to correctly verify the environmental impacts of their consumption patterns and, in particular, to guide them towards less harmful consumption patterns.

To support this interpretation and allow a grounded decision-making, standard foresees optional steps to mandatory LCA phases, composed by normalization, aggregation and weighting. The combined application of normalization and weighting may result in a final value, or a single score, and embrace all multidimensionality of LCIA results. Thus, normalization brings an external reference from which a LCA result may be measured in terms of magnitude (solving problem ii) whereas weighting deals with trade-off and multiple criteria, exempting the decision-maker of the complex interpretations (answering to problem iii). Due to this perspective of facilitating interpretation, many normalization and weighting procedures can be found (Pizzol et al., 2017) such as Huppel and Van Oers (2011) and Soares et al. (2006). Therefore, one may find a reasonable and continuously development regarding problems (ii) and (iii) as shown in Figure 3.1.

But, if we can note a satisfactory development in progress to solve problems (i), (ii) and (iii), as previously indicated, the same cannot be affirmed regarding (iv) (Figure 3.1). Being the nature of LCA grounded on comparative analysis with one of the main goals to allow consumers to choose an environmentally preferable product, this is still a major issue to be evolved (Turconi et al., 2013; Rainville et al., 2015;

Corrado et al., 2017). Accordingly, European Commission (2013) indicates that comparability is important to enable competition based on environmental performance. Therefore, there is an important issue related to the lack of understanding of the positioning of a particular product or service among its peers or competitors from the environmental standpoint based on the results of an LCA. Inside this gap, recently, authors have indicated an important synergy and development potential between LCA and the business management practice known as benchmarking (Häkkinen, 2012; European Union, 2013; Gül et al., 2015). For instance, due to the benchmarking comparison potential and the constant necessity of decision-making on LCA, their joint application has been valued and encouraged by initiatives as the Environmental Product Footprint (PEF) (European Union, 2013). With PEF being especially valuable for public policies associated with Sustainable Consumption and Production, and LCA becoming more spread to different economic sectors, it is expected a positive influence on LCA/benchmarking publishing and overall development. Nonetheless, to date, there is no article approaching how both concepts and methodologies are being applied in scientific publishing and if they are, in fact, solving LCA communication/comparability problem.

Thus, the aim of this paper is to identify, quantify and discuss perspectives, trends and patterns of the benchmarking methods currently applied to LCA by understanding and mapping the scientific production of the combination of these two tools. The expectation is that this paper will work as a guide for future advances in this specific field, indicating future applications and providing support for the creation of systems for comparing products and organizations.

Apart from Introduction (section 3.1), this article is organized in four additional chapters. The following section “3.2. Benchmarking and LCA” bring the basis for LCA and Benchmarking in existing publishing, relating both methodologies in terms of similarities and application. In sequence, section “3.3. Materials and Methods” explains the methodology applied in this article, supported by a methodological roadmap. Section “3.4. Results and Discussion” is dedicated to the outcomes of this research, and is divided into 3 subsections: “3.4.1 Overview of LCA/Benchmarking interface” that contains a general analysis of the publishing gathered, with quantitative and descriptive evaluations; “3.4.2 LCA/Benchmarking application framework”, which is dedicated to trace the current status of Benchmarking and LCA, characterizing the main perspectives, techniques, motivations and results

reached by the authors; and “3.4.3 Patterns and trends in LCA/Benchmarking”, subsection that deepens the theme, indicating convergences of LCA and Benchmarking application. Lastly, section “3.5. Conclusions” compiles the main inferences of the paper and provide directions for further developments on this specific research field.

3.2 BENCHMARKING AND LCA

The benchmarking has its origin on business management field, and even though it has small variations on the definition concept, its core is linked to comparative procedure and improvements from knowledge acquired in this exercise. Thus, one may anticipate a wide range of applications of benchmarking to reach also a wide variation of objectives. Perhaps due these characteristics, there are many different types of benchmarking techniques, which are not necessarily exclusive (Slack et al. 2009). Accordingly, Francis and Holloway (2007) indicate a big diversity of definitions and typologies, ranging from those sorted by scale of operation (i.e. regional, local and global, as in Watson, 1994), those sorted by achieved results (internal / external or implicit / explicit, such as Camp, 2002 and Schofield, 1998) or those that are defined by the companies involved (unilateral or cooperative, such as Elnathan et al., 1996). Amongst those references, perhaps the most directed classification in common application characteristics is proposed by Slack et al. (2009), that presents 6 types of benchmarking:

- Internal Benchmarking: comparison between operations or parts of operations that are within the same organization, for example, a manufacturing industry that compares the performance of one plant in relation to others.
- External Benchmarking: comparison between an operation and other operations that are parts of different organizations.
- Non-competitive Benchmarking: comparison against outside organizations that do not compete in the same markets.
- Competitive Benchmarking: direct comparison against competitors in the same or in similar markets.
- Performance Benchmarking: comparison between performance levels achieved in different operations with that of other organizations related to the same aspects.

- Practice Benchmarking: comparison between an organization's operating practices with those adopted by other organizations.

Likewise as Benchmarking, LCA also has a strict connection to business, once it was created to indicate better options (initially for packaging) in terms of product system's raw material economy and processes efficiencies (see Hunt and Franklin, 1996; Klöpffer, 1997; Guineé et al., 2011). When it comes to environmental LCA, concept and methodology are well defined and accepted between specialist and practitioners. LCA stand for “compilation and evaluation of the inputs, outputs and the potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle” (ISO, 2006a) and has special application in a comparative context. It is common to find LCAs that are applied to compare production possibilities from a unique product system (e.g. Curzons et al., 2007) what is aligned with the Internal Benchmarking (Slack et al., 2009), applied to compare market competitors (e.g. Zea Escamilla and Habert, 2015) as Competitive Benchmarking (Slack et al., 2009), and so on. In terms, LCA has a comparative essence and Benchmarking is, strictly, comparison. This potential synergy between both methods may also be identified when the methodological steps are counterpointed.

With regard to the stages of the benchmarking, Donthu et al. (2005) affirm that the process can be performed through different procedures, following a common logic of three basic steps: definition of objectives, identification of the best performance and implementation. Deriving from these three main elements, Watson (1994) relates the benchmarking steps to PDCA (Plan, Do, Check and Act) based on continuous improvement logic. Aligned with Watson (1994), Camp (2002) establishes the 4 phases as Planning, Analysis, Integration and Action subdividing them into 10 steps and adding the Maturity step at the end, in which the company achieves market leadership by adopting all the practices to their processes (Figure II.2). LCA has fewer steps than benchmarking framework exposed by Camp (2002). The traditional methodology (i.e. mandatory by standards) is composed by four stages and starts with the Goal and Scope Definition, passes through the Life Cycle Inventory Analysis and the Life Cycle Impact Assessment, ending with the Interpretation of results (ISO, 2006a; 2006b).

In this comparison, the third step of benchmarking – Data collection from Figure 3.2 – specifically, has a close relation to standardized LCA. This is where the types of data to be collected are defined (quantitative and / or qualitative indicators), as well as the

method of data collection to be used. In this sense, if the objective is to obtain environmental benchmarks, LCA studies can be used to provide the results and information required, as in Murphy et al. (2015) and Rönnlund et al. (2016). The evaluations can be carried out by addressing different aspects of the life cycle of products and organizations and the results can be obtained both at the level of the LCI (e.g. Collado-Ruiz and Ostad-Ahmad-Gorabi, 2011) and the midpoint and endpoint levels of LCIA (e.g. Hagemann et al., 2011 and Kluczek, 2017, respectively). Aligned to step 3, the Determination of performance difference also has an important integration with LCA. In stage 4 - benchmarks, or reference values, are established and indicate those that present the best performance for each of the selected indicators, followed by the positioning of the product/company against these benchmarks, as in Basurko and Mesbahi (2014). In that sense, the data provided from LCA studies can be used in its standard form, as presented in technical reports or case study publications or it can be combined with specific benchmarking methods that complement the analysis and generate the reference values and establishes the comparisons (see Häkkinen, 2012).

Figure 3.2 - 10 steps of the benchmarking process and the maturity achieved

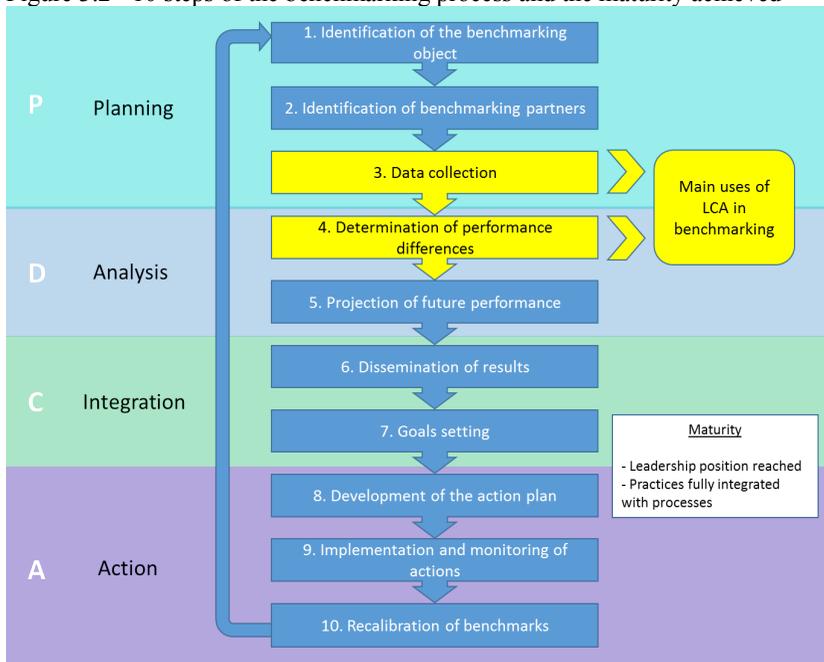


Figure 3.2 demonstrates how LCA can contribute in obtaining information for the benchmarking process, but the same cannot be said about the use of benchmarking techniques in LCA. The interface “benchmarking/LCA” is still timidly addressed in scientific community and little has been done about the integration of benchmarking principles in LCA (Gül et al., 2015). In general, many published LCA case studies are presented in a comparative way, whether for production routes scenarios (e.g. Turconi et al., 2013) or for product consumption alternatives (e.g. Rainville et al., 2015). The results of these studies are often referred to as reference values or benchmarks, since they can be used as guidelines for future comparisons with new results, such as Van der Velden et al. (2014). That is, although there is practical use of these techniques, it is still not clear how to develop these benchmarks and establish a fair comparison in a systematized way, since there is no standardized procedure established. So far, since there is no specific guideline or even a standard detailing how these techniques should be applied, the benchmarking initiatives are still isolated and scattered. In order to make the procedure reproducible and standardized, it is

necessary to know the practices and the benchmarking techniques that have been used and to identify those with potential to be widely applied in LCA studies.

3.3 MATERIAL AND METHODS

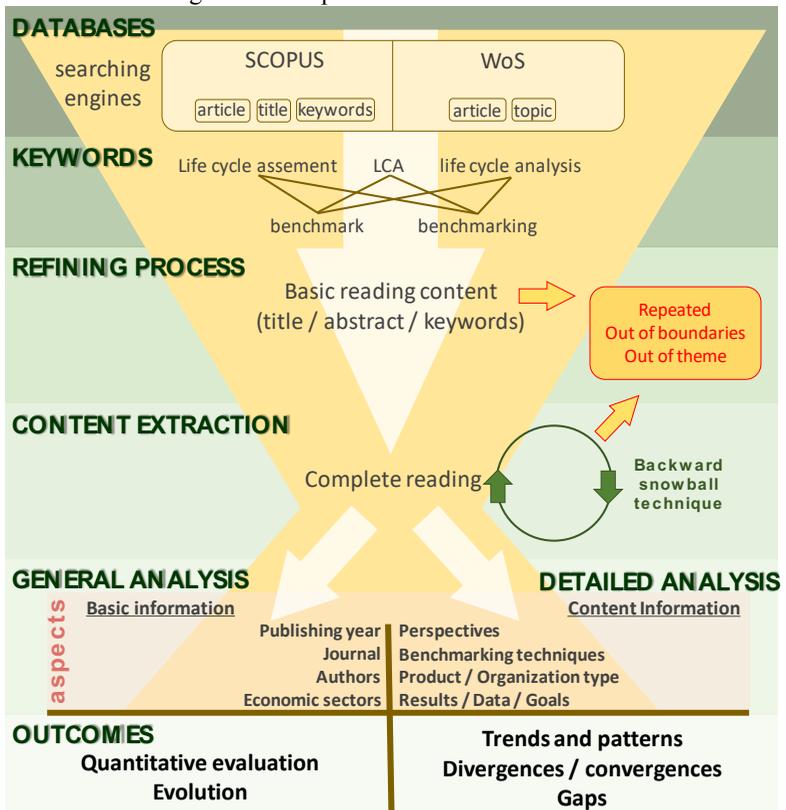
To find the set of publishing fitting the theme of this review, articles were searched through specific keywords in the SCOPUS and Web of Science (WoS) databases. Many authors have established both databases for different surveys (De Souza and Barbastefano, 2011; Hou et al., 2015; Qian, 2014; Xu and Boeing, 2013; Zanghelini et al., 2016; 2018) due mainly to their elevated frequency of publications, straightforward search engines and possibilities of different analyses, such as bibliometry. In addition, they were outlined due to their multidisciplinary and high covering incidence of scientific publishing. Scopus (2018) claims itself as “the largest abstract and citation database of peer-reviewed literature: scientific journals, books and conference proceedings”, whereas WoS indexes more than 12,000 of the highest impact journals worldwide and over 150,000 conference proceedings (Smithsonian Libraries, 2018; University of Wisconsin-Madison Libraries, 2018). Thus, following Estrela (2015) recommendations for scientific surveys in the field of LCA, the applied keywords were: “Life Cycle Assessment”, “Life Cycle Analysis” or its acronym “LCA” and “benchmark” or “benchmarking” and all possible combinations between them until 2017 (full publishing year). In SCOPUS, keywords were inserted in “article title”, “keywords” and “abstract” search fields whereas in WoS, “article” and “topic” fields were considered (see Databases and Keywords at Figure II.3). Although the wide sense that this set of keywords may represent, they were necessary in order to include all publishing in the “LCA/Benchmark” interface, allowing one to perform an initial and more global analysis of this specific field.

From this broader group of papers, a second step was carried out to process the sample, here called refining. The refining process was done first by reading the title, keywords and abstracts of the papers, eliminating repeated articles i.e. unrelated with LCA or out of research boundaries (for example, papers that used the term “benchmark” as a synonym for “reference value”, meaning that the results from the LCA can be used for that matter were not considered). Secondly, a full-text reading was performed to extract information, and to identify which articles actually applied benchmarking techniques on the results of the LCAs. Complementarily, relevant publications were included based on

the “Backward Snowball Technique”, as proposed by Jalali and Wholin (2012) and used in Zanghelini et al. (2016), in which the references of the papers read are included in the analysis, if relevant. The methodological roadmap of the filtering, incorporation through snowballing and content extraction processes are demonstrated in Figure 3.3.

In sequence, data was extracted from the selected papers with focus, in a first moment, on more basic information such as reference, year of publishing, authors (see General Analysis section on Figure 3.3). Then, attention was directed to extract a more in deep interpretative subject as shown in Figure 3.3 by the name of Detailed Analysis. The last one includes, for instance, the perspective analyzed, the type of product or organization, main results, data used and the objectives of the study. Information that allowed to trace some patterns in the sample, including the main benchmarking approaches, correlations between the perspective and benchmarking techniques, the presence or lack of performance class proposals was and their correlation with the objectives of the work and the perspectives and techniques adopted (Figure 3.3).

Figure 3.3 - Methodological roadmap and outcomes



3.4 RESULTS AND DISCUSSION

Initially 478 articles were identified in SCOPUS, using all possible combinations of the selected keywords. In its turn, the survey in WoS was divided into three moments due to its operability: 224 articles were found using “lca” and “benchmarking” or “benchmark”; 308 using “life cycle assessment” and “benchmarking” or “benchmark”; and 45 papers when using “life cycle analysis” and “benchmarking” or “benchmark” as keywords. After the refining process, 43 papers that show application of benchmarking techniques in LCA results (listed in supplementary material) were identified.

3.4.1 Overview of LCA/Benchmarking interface

Chronologically, the first articles identified are dated from 2007 and, since then, there has been an increase in the number of publications, especially in 2010 and more consistently since 2014. Despite this recent growth, however, one may note the total amount of papers found on this survey (43) represents less than 10% of the initial sample (478 articles) and can be considered a small quantity regarding international publishing. Three conditions may be extracted from this initial framework. First: when using the acronym "LCA" in the searches, there were results that were related to other terms that use this same nomenclature and, therefore, were discarded in the reading of the abstracts. Second: most of the articles found refer to the term "benchmark" in the sense of "reference value" or indicate "benchmarking" as a future possibility based on the results found in their study. For instance, Miller et al. (2011) used LCA to provide an initial benchmark to measure Hidrokynetic Energy Extraction environmental impacts. There are still cases where the term "benchmarking" is used only as a synonym for "comparison", as for example in Van der Velden et al. (2014), which carried out an LCA study on textiles to identify the main material and the life cycle stage that have the greatest impact on the environment. Since these studies did not apply any specific benchmarking technique, they were not subject to detailed analysis in this work. This also underscores the importance of discussing the validity of the use of the terms "benchmark" and "benchmarking" in this type of article, since these applications do not correspond to the definitions most used in the literature, as mentioned above. Third: the recent interest in benchmarking/LCA may be following a trend also indicated by Kalbar et al. (2016), Pizzol et al. (2017) and Zanghelini et al. (2018), with efforts to improve interpretation and communication of results for multi-stakeholders. This behavior may be a natural LCA progression, pushed by LCA popularization and spread over economic and public sectors as suggested by Hellweg and Milà i Canals (2014), concern already present in Nissinen et al. (2007), the first reference identified in this survey. According to the authors, there was an urgent need to develop methods of interpretation and presentation of the results of the LCA to consumers.

Regarding the type of publication, the work of Li *et al.* (2013) was the only one published in conference proceedings, specifically the Airfield and Highway Pavement Conference. The other 42 articles

identified were published in scientific journals, being the Journal of Cleaner Production the main vehicle with 10 publications, followed by The International Journal of Life Cycle Assessment, with 5 articles and Science of the Total Environment with 4 papers (Table 3.1). As pointed out by Zanghelini et al. (2018), those are journals strongly involved in the promotion of LCA and sustainability, so they tend to stand out in the publishing of this kind of paper. Other journals where the articles were identified are mainly dedicated to specific resources (i.e. energy, water, bioresources) or deal with specific economic sectors, such as agriculture and construction.

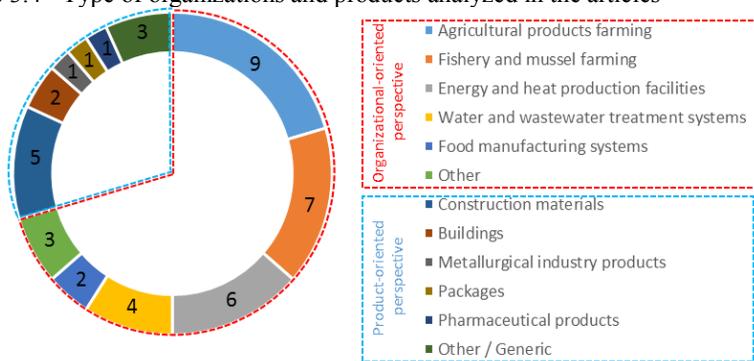
Table 3.1 - General information

Year	N	Publishing Vehicle	N
2007	2	Journals	42
2008	0	Conference Proceedings	1
2009	1	Journal	N
2010	6	Journal of Cleaner Production	10
2011	3	International Journal of LCA	5
2012	2	Science of the Total Environment	4
2013	3	Energy	3
2014	7	Energy and Buildings	2
2015	7	Journal of Industrial Ecology	2
2016	6	Resources, Conservation and Recycling	2
2017	6	Others	15

With regard to the object of analysis, it was possible to identify two main perspectives amongst the papers: product-oriented and organizational-oriented. The first focused on the assessment of the environmental impacts of specific products, such as active pharmaceutical ingredients (Curzons et al., 2007) and electronics (Gutiérrez et al., 2010), while the last compared different systems of production or manufacturing facilities, for instance dairy farms from Iribarren et al. (2011). These two approaches make sense, since the very LCA methodology itself also has this feature to allow the environmental assessment of production systems under these different points of view. As for the quantities, of the 43 papers identified, 30 were classified as presenting the organizational-oriented perspective, while 13 presented product-oriented perspective. Elmuti and Kathawala (1997) point out that one of the simplest forms of benchmarking is against operations, since most companies have similar functions inside their business units, while Francis and Holloway (2007) reinforce that benchmarking is a

widely used technique for comparing the performance of organizations. This can help explain the predominance of the organizational-oriented perspective studies, although LCA was originally developed for product analysis and the extension of its use in the evaluation of organizations has expanded more recently (UNEP, 2015).

The detail of the organizations and products evaluated in these articles is presented in the supplementary material, with specific authors, years and objects of each study, as summarized in Figure 3.4. It is possible to identify that the most evaluated productive units were those referring to agricultural farming products (9 studies), whereas most of the product-oriented studies are related to the civil construction (construction materials and buildings, 5 and 2, respectively). When it comes to these economic segments, one may find similarities between other references on literature. For instance, Agribusiness products and the Energy sector were also identified in bibliometric studies from Hou et al. (2015) and Zanghelini et al. (2016) as the main areas of interest in LCA publishing worldwide and in Brazil, respectively. Surprisingly, on the other hand, important themes, such as fuels and biofuels (Chen et al., 2014; Zanghelini et al., 2016), were not have representative in this survey. This may, to some extent, be explained due to recent developments in biofuel production and use of biofuel technologies, what could influence the lack (or non-necessity) of comparisons at the moment (i.e., if there is not a consolidated market/consumer for such a product, it will not impel a benchmarking application). The opposite may also explain the important presence of food, energy and construction sectors as the benchmarking target of publishing gathered in this survey (see Figure 3.4). All these economic segments are fully consolidated with an extensive range of possibilities to be chosen by consumers spread all over the world with constant expansion as the population continues to grow. In such conditions, such sectors perform competition, which reflects directly on the benchmarking necessity of companies. Other indications of this state are the ecolabels programs and environmental certifications that may be associated to construction elements as cement and roof tiles and food products, such as grains and beef.

Figure 3.4 - Type of organizations and products analyzed in the articles³

The rationale behind the orientation of each benchmarking application (i.e. organizational or product-oriented) is not clearly extracted from the papers under analyses. However, it is possible to conjecture some hypotheses based on the product systems categories and their characteristics. For instance, one may understand the organizational perspective as a top-down approach applied to product systems where it is not entirely possible to control unit processes or relate inputs and outputs to a specific product unit, as it is with agriculture, pisciculture and livestock farms. Conversely, manufacturers from product-oriented perspective on Figure 13.4 have a close control of their processes, enabling the mapping of product systems into a set of interlinked unit processes, with their inputs and outputs associated to the process efficiency. In this situation, it is more logical to go with the bottom-up concept and benchmark product units rather than production systems.

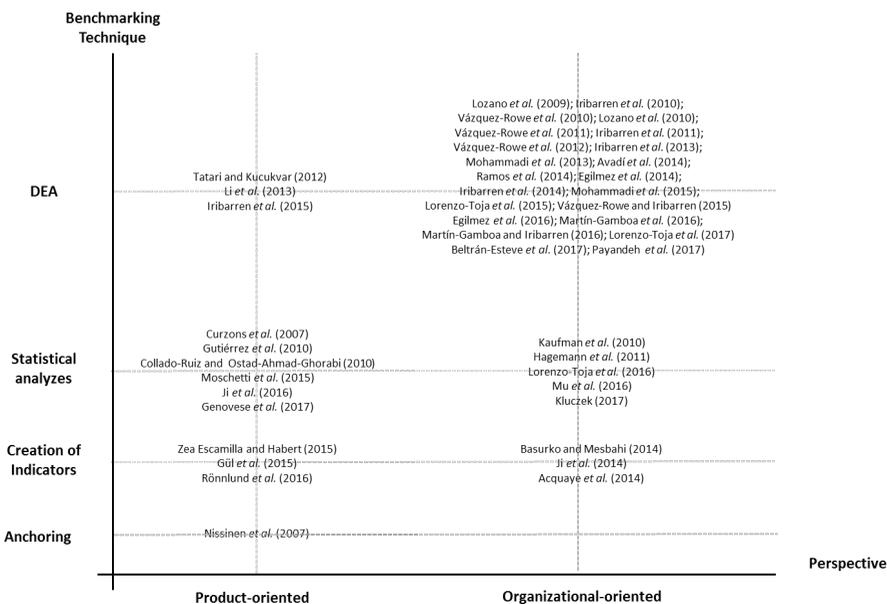
3.4.2 LCA/Benchmarking application framework

The benchmarking techniques were classified based on the identification of similarities and characteristics common among those used in each of the studies. Four general types were identified: anchoring, statistical analysis, creation of indicators and Data Envelopment Analysis (DEA). In some situations, there were

³ Note: Iribarren et al. (2010) evaluated dairy and mussel farms and, therefore, is included in both agricultural products and mussel farming categories.

overlapping techniques, but for classification purposes the most relevant for each of the articles analyzed were considered. Figure 3.5 shows the articles identified and classified into each of the techniques and its orientation relative to the perspective (product or organizational-oriented), while Table 3.2 describes the main objectives and procedures adopted in the use of these approaches. The detailing of the procedures identified in Table 3.2 are discussed in the following sections and the application trends that are illustrated in Figure II.5 are further addressed in section 3.4.3. Regarding the quantities, of the 43 papers identified, 1 was developed through anchoring techniques, 11 used statistical analyzes, 6 developed indicators and 25 used the DEA technique.

Figure 3.5 - Classification of the paper according to perspective and benchmarking technique



The greater number of DEA studies found may be related to the great flexibility of this technique in evaluating different productive systems and using different data sources, especially those related to productivity. In turn, statistical analyzes and the creation of indicators have been identified with some use due to their application in specific situations and demands in different production chains and product

systems (Castro and Frazzon, 2017; Cooper et al., 2007). On the other hand, the anchoring technique was identified, being used in only one article possibly due to the similarity of its interface with normalization procedures, which constitute a different research theme in the field of LCA and that have been developed in a more intense way. The inferences about the frequency of each approach in the sample as well as their potentials are addressed in more detail below.

Table 3.2 - Main objectives and procedures adopted in the articles identified in the survey

Benchmarking technique	Main objective	Procedures adopted	Perspective
DEA	Environmental efficiency assessment	3-step LCA + DEA (may include economic aspects)	Organization-oriented Lozano et al. (2009); Ramos et al. (2014); Egilmez et al. (2014); Iribarren et al. (2014); Egilmez et al. (2016); Martin-Gamboa and Iribarren (2016); Lorenzo-Toja et al. (2017); Beltrán-Esteve et al. (2017); Payandeh et al. (2017)
	Integrative efficiency assessment	5-step LCA + DEA (includes environmental, social and economic aspects)	Product-oriented Tatari and Kuckuvar (2012); Li et al. (2013); Iribarren et al. (2015)
Statistical analyzes	Dimensionality reduction of variables	PCA, cluster analysis, linear and parametric correlations	Organization-oriented Kaufman et al. (2010); Mu et al. (2017)
	Determination of reference values	Mean, standard deviation, quartile analysis, mean + fuzzy numbers	Product-oriented Curzons et al. (2007); Gutiérrez et al. (2010); Genovese et al. (2017); Ji et al. (2016);
Creation of indicators	Integrative assessment	Technical, social, environmental, financial and efficiency aspects	Organization-oriented Hagemann et al (2011); Lorenzo-Toja et al. (2016); Kluczek (2017)
	Single indicator assessment	Sensitivity analysis	Product-oriented Collado-Ruiz and Ostad-Ahmad-Ghorabi (2010); Moschetti et al. (2015)
Anchoring	Link results to a known reference	Relation with total daily impact	Organization-oriented Acquaye et al. (2014); Basurko and Mesbahi (2014); Ji et al. (2014);
			Product-oriented Zea Escamilla and Habert (2015); Rönnlund et al. (2016)
			Product-oriented Gül et al. (2015)
			Product-oriented Nissinen et al. (2007)

The concept of "anchoring" was initially proposed by Nissinen et al. (2007), based on the premise that the results of LCA are easier to understand if they were linked to a known reference and compared to a daily object. This form of "anchoring" means that new concepts are adopted following the logic of relation with past references. Thus, it is assumed that products and activities of daily consumption can offer benchmarks with references closer to the life of the consumers and, with this, a better understanding of the practical implications of environmental information for their daily activities and decisions. In their study, Nissinen et al. (2007) developed a benchmark that allows, according to the measure of the "total daily impact" of a Finnish citizen, to estimate the average daily per capita environmental impacts of the entire Finnish economy (Table 3.2). They then developed references related to the environmental impact of some common products and services on the life of the Finnish citizen: bread, cheese, laundry, standard apartment use and car rides. From the relationship between these benchmarks, it was possible to compare products and services that are different from each other, but which have significance in comparison with the total daily impacts of the citizen. In effect, this approach allowed a better understanding of the relative environmental impacts among the participants. The use of an external reference, such as total daily impact or the average impacts of a country or region is an optional but common practice amongst LCA practitioners, known as normalization (Baumann and Tillman, 2004; Guinée et al., 2002). Perhaps due to this fact, just a single work used this technique, since efforts of the LCA scientific community may have been focused on developing normalization itself (see Pizzol et al., 2017), instead of supporting a new procedure.

As for the technique "creation of indicators", although the results of the LCA studies themselves are presented in the form of indicators, this study considered in this category the articles that went beyond LCA and incorporated other characteristics into the results to build new indicators. The studies that propose the creation of indicators present different perspectives of analysis, from the creation of performance classes, comparisons of pairs and multi-criteria consideration, alongside LCA scores, such as costs and technical performance, as seen in Table 3.2. The common feature among most of the studies that have produced indicators is the use of external elements for the LCA to complement the evaluation and integrate the results to meet the specific demands of a particular production system or group of organizations. Basurko and Mesbahi (2014) integrate social, environmental and economic

dimensions into a sustainability assessment tool for ballast water treatment units, while Zea Escamilla and Habert (2015) use environmental, technical and cost aspects to compare building materials in transitional shelters. Efficiency elements are integrated with LCA results in Ji et al. (2014) to compare school buildings and Supply Chains Maps are used combined with LCA to develop a benchmarking tool for the steel industry in Acquaye et al. (2014). Eco-efficiency is also the focus of Rönnlund et al. (2016) that brings external references such as reference groups, sustainability limits and sustainability criteria applied in previous studies to benchmark metallurgical industry products using the LCA results. Contrarily, the article by Gül et al. (2015) uses just the results of the LCA (specifically the Global Warming Potential impact category) and a sensitivity analysis to propose benchmarks and classes of environmental performance for products that are evaluated by the PEF framework. Although more restrictive in terms of the dimensions evaluated, the latter presents the greatest reproducibility potential, since it demands a smaller amount of data and variables to be considered. In addition, the procedure adopted in this case can be used in different products and organizations without the need for further adjustments, which can be considered as a facilitator for its use in relation to other multidimensional systems, each with specific requirements according to the object to be assessed.

Statistical analyzes do not act as benchmarking techniques, but these tools have been used in LCA studies to point out the most significant results among the data obtained, and should be used as references in comparative studies, to denote trends and indicate patterns or benchmarks for comparison. Table 3.2 summarizes the two applications of statistical analyzes in the LCA / Benchmarking interface: in the reduction of the dimensionality of the results and in the obtaining of average reference values. With respect to the first approach, Gutiérrez et al. (2010) stress that there is a great deal of redundancy in many LCA studies, especially those that present their results under a series of different indicators of environmental impacts. To minimize this effect and to identify the most representative variables of environmental impacts in a given group of products or organizations, different statistical analyzes can be applied, such as: Principal Component Analysis (PCA) and cluster analysis in Curzons et al. (2007) and Gutiérrez et al. (2010); PCA and linear correlations in Genovese et al. (2017); parametric correlations in Kaufman et al. (2010), Ji et al. (2016) and Mu et al. (2017). In turn, the second approach seeks to identify representative values of impact generation and establish benchmarking.

For this, the statistical analyzes identified were: mean and standard deviation in Collado-Ruiz and Ostad-Ahmad-Ghorabi (2010), Hagemann et al (2011) and Moschetti et al. (2015); quartile analysis in Lorenzo-Toja et al. (2016); and mean and linguistic scales (fuzzy numbers) in Kluczek (2017). In the same way, as in the creation of indicators, here a miscellany of procedures that meet the specific demands of a given sector can be seen, which are dependent on the availability of data and the approach that is expected to be given to the proposed analysis. Nevertheless, reducing the dimensionality of results, removing redundant and highly correlated variable, and obtaining average values of environmental impacts are perspectives that can be incorporated into future benchmarking techniques.

Data Envelopment Analysis (DEA) is a linear programming methodology used to evaluate the relative efficiency of homogeneous production units (Cooper et al., 2007; Cook et al., 2013). These units, known as Decision Making Units (DMUs), consist of institutions that operate in a particular economic sector, producing similar goods and services among themselves (Fries, 2013). The DEA is developed from a non-parametric technique to estimate the frontiers of multiple outputs (Fries, 2013), projecting each of the DMUs at the efficiency frontiers determined by the best practices (Lozano et al., 2010). The first study identified that used DEA in LCA results dates from the year 2009, where Lozano et al. (2009) propose the connection between operational efficiency and the generation of environmental impacts on mussel cultivation. With the development of this technique, the most recent proposed combinations of LCA and DEA have sought to broaden the analysis by integrating economic, environmental and social aspects in the evaluation of multiple similar units (Iribarren et al., 2016), in addition to presenting variations of life-cycle approaches such as emergy analysis or carbon footprint (see Vázquez-Rowe and Iribarren, 2015 and Laso et al., 2018). Regarding the objects of study, there was a prevalence of organizational-oriented articles, as shown in Figure 5, which may be related to the fact that DEA is a widely used technique to evaluate productive efficiency of manufacturing or cultivation units or production and culture (Castro and Frazzon, 2017). The application of the organizational-oriented LCA + DEA was identified in 21 studies, which included different production systems such as: agricultural crops and livestock (Beltrán-Esteve et al., 2017; Iribarren et al., 2010; 2011; Mohammadi et al., 2013; 2015; Payandeh et al., 2017; Vázquez-Rowe et al., 2012), fisheries and mussels cultivation (Avadí et al, 2014; Iribarren et al., 2010; Lozano et al., 2009, 2010; Ramos et al., 2014; Vázquez-

Rowe et al., 2010, 2011), energy production (Iribarren et al., 2013; 2014; Martín-Gamboa et al., 2016; Martín-Gamboa and Iribarren, 2016; Vázquez-Rowe and Iribarren, 2015), water and effluent treatment systems (Lorenzo-Toja et al., 2015; 2017) and food production (Egilmez et al., 2014; 2016). Therefore, the use of LCA + DEA in the context of product-oriented analysis was verified in only 3 articles among those identified through the bibliographic survey: Iribarren et al. (2015), Li et al. (2013) and Tatari and Kucukvar (2012). The largest number of articles found that use DEA as a benchmarking technique is in agreement with Cooper et al. (2007), which affirms that DEA is widely used due to some advantages, such as its practical orientation and its flexibility in use for many applications. Shewell and Migiro (2016) corroborates with that statement and claim that DEA allows for benchmarking against the 'best in class' performer, which is opposed to parametric methods, such as regression analysis that allows comparisons only against the average performance. Nonetheless, despite the potential use of this technique, its limited use in the product-oriented perspective indicates a gap in the development of LCA + DEA studies, which will be further discussed.

With regard to the procedures for the application of the LCA + DEA techniques, two basic structures of use were identified: 3-step LCA + DEA and 5-step LCA + DEA, as shown in Table 2. In general, a greater use of the 3-step structure in the studies that used only the data of LCI and LCIA in the analysis can be observed, while the 5-step system was applied in most of the studies that used economic and social data. The use of 3-step LCA + DEA is considered a preliminary method for simultaneous benchmarking of operational and environmental parameters, as opposed to the 5-step approach in which environmental benchmarks are calculated as a consequence of operational benchmarking of different units (Iribarren et al., 2010). On the other hand, the 3-step approach does not require the LCA of each target DMU, once the target values of the DEA categories are constituted in the life cycle benchmarks, while the DEA results of the 5-step method are modified LCIA's that will later be re-evaluated to obtain the environmental benchmarks (Iribarren and Martín-Gamboa, 2014). Although the 5-step method is considered to provide more robust results due to its methodological consistency (Iribarren et al., 2013), the 3-step approach can be structured from the LCA data only, dismissing the use of productivity data and socioeconomic aspects. There is, however, no rule or standardization that establishes application patterns of these

structures, depending only on the objectives and criteria adopted by the researchers, in addition to the data available for analysis. The work of Iribarren et al. (2015) points out that the main difference between the methods lies in the fact that the 3-step procedure includes environmental impact potentials and primary energy demands as the only DEA inputs and uses the functional unit as output. Avoiding operational inputs as DEA elements is necessary to deal with products whose composition of the material or production technologies are different. In other words, this approach based on environmental impacts allows the use of goods with the same function to be considered as DMUs, even if these products or services involve a different set of operational inputs. Thus, the proposed approach limits the definition of DMU regarding functional homogeneity, but not of structural or material homogeneity. This feature gives high applicability to the 3-step method to be used in any sector with products or services in which different inputs fulfill the same function (Iribarren et al., 2015).

3.4.3 Patterns and Trends in LCA/Benchmarking

A deeper analysis of Figure 3.5 allows the identification of some patterns in the application of each of the benchmarking techniques regarding the perspectives. As previously mentioned, the DEA technique was more frequently applied in the organizational-oriented perspective than in the product perspective. This may be related to the origin of the development of this tool, which initially had the objective of evaluating and comparing units from the point of view of productive efficiency, that is, to identify which DMUs were able to generate more outputs using fewer inputs (Cooper et al., 2007). The subsequent addition of environmental data to the analysis, such as the generation of residues and emission of pollutants, the so-called undesirable outputs (Seiford and Zhu, 2002), allowed a new perspective on using DEA as an environmental benchmarking tool. In this sense, the results from an LCA can be considered an interesting source of data to be incorporated in these analyzes, which started to occur more consistently from the publication of Lozano et al. (2009). Therefore, the multidimensional interface of the LCA + DEA, which can include, besides environmental data, socioeconomic and productivity indicators favoring its application in the comparison of plants or cultivation units, for example.

Overall, in the LCA + DEA articles developed from an organizational-oriented perspective, the environmental data are complemented by productivity and operational efficiency data. These

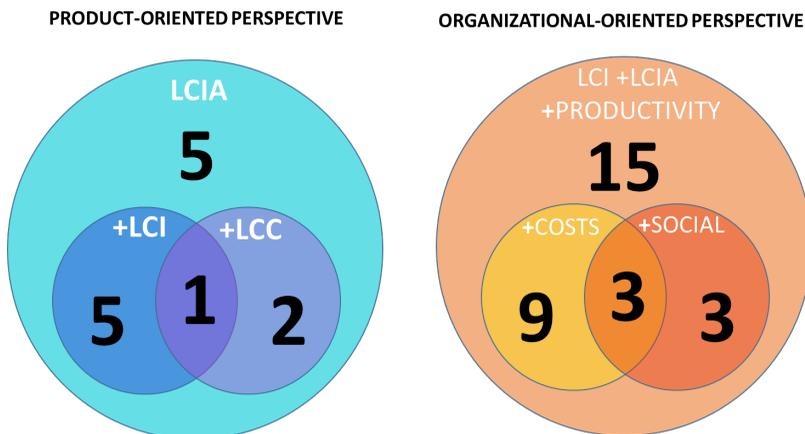
data can be presented in the form of resource consumption and production per year, as in Iribarren et al. (2010), Mohammadi et al. (2015) and Ramos et al. (2014), for example. It is also impossible to find the data plotted in order to measure the produced per unit as in the example of Avadí et al. (2014) and Payandeh et al. (2017). Other studies also complement analysis with operational costs data, such as Iribarren et al. (2011) and Vázquez-Rowe et al. (2010) or with data referring to social indicators, for example, Mohammadi et al. (2013) which includes human labor data in units per hectare of soybeans produced. In line, the Iribarren et al. (2013) study sought a more sustainability-oriented approach, since social indicators (human labor), economic and productivity were included in addition to the environmental dimension.

On the other hand, the studies that used the LCA + DEA methodology from a product-oriented perspective presented the main distinguishing feature of the absence of operational data among the inputs. As specified by Iribarren et al. (2015), the use of operational inputs as DEA elements must be avoided when dealing with different inputs that fulfill the same function. This approach therefore serves to deal with DMUs which are defined in terms of functional homogeneity but do not necessarily have the same productive processes, for example. The data needed for this analysis may include only the LCA results, as in the case of Iribarren et al. (2015) or may include economic data (Li et al., 2013) or even a life cycle cost analysis (LCC), as in Tatari and Kuckuvar (2012). This technique, although still infrequently used, has great potential to be employed in comparative analyzes of products of the same category as clearly identified by Iribarren et al. (2015) statement: “this approach is able to provide eco-efficiency scores and target impacts, proving to be a useful method to enhance decision making and environmental benchmarking”. Unlike the DEA, the other benchmarking methods applied to LCA presented a more homogeneous distribution of identified studies with regard to their application perspective. That is, they are techniques that have been used by the authors in a proportional way both in product and organization LCAs. This may indicate that, in general, there are no restrictions in the use of anchoring, indicators and statistical analyzes to meet the specific demands of the companies and the needs of the practitioners regarding those perspectives.

Concerning the data used, Figure 3.6 shows the quantity and the ratio of the data according to each of the perspectives. Initially it is possible to identify that the studies realized from the organizational-oriented perspective are all used from data of LCI, LCIA and

productivity. Of the 30 studies identified, 9 complement the analysis with cost data (simple costs or LCC), 3 with social data (especially human work) and 3 present a perspective of sustainability and somehow consider the 3 aspects of the tripod. In contrast, from the product-oriented perspective, the 13 studies found used LCIA data, 5 complied the analysis with LCI data, 2 with LCC data and 1 study considered data from the three parameters in the application of the benchmarking technique. As implied previously, productivity is highly related to studies that approach the organizational perspective, since the main focus in these cases is to verify the performance of a production unit among its peers. This is also why there is a significant use of data related to costs, whether considering the LCC or only costs of raw materials or the production stage. In the case of the product perspective, the use of LCI data not characterized in addition to the LCIA results may indicate that in some cases this type of information is more easily understood and can be used as a more accessible reference for non-specialist audiences. As examples of such applications are the works of Rönnlund et al. (2016) using water and energy consumption and Li et al. (2013) applying raw emission data (NO_x and CO for example) and toxicity data in the analyzes.

Figure 3.6 - Type of data used in consonance with benchmarking techniques by perspectives



The low use of LCC and social aspects from the organizational-oriented perspective make sense, since they are still rarely used

methodologies generally in LCA studies and are still developing and consolidating, as pointed out by Du et al. (2014) and Zanghelini et al. (2018). Therefore, it is expected that the application of this analysis, involving all aspects of sustainability will grow and expand in the coming years as driven by Directive 2014/24/EU on LCC and UNEP's guidelines on S-LCA (UNEP, 2009), a milestone that was a reference for the Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (Benoit-Norris et al., 2011), and is being revised for publication in 2019 (SLC Alliance, 2017).

With respect to the development of performance classification systems, of the 43 works identified, 9 have presented proposals in this sense. Of these, 5 approached the organizational-oriented perspective and 4 the product-oriented perspective. Regarding the type of technique used, 4 were used for statistical analysis, 4 for the creation of indicators and only 1 was developed from DEA. In general, the classification proposals subdivided the results into 4 or 5 performance classes and presented results based on letter systems, colors or a combination of both. This may indicate that the authors have considered the use of indicators and statistical analyzes as instruments more suitable for application as benchmarking techniques when the objective is to establish classes of environmental performance. However, the analysis of each of the proposals shows that the criteria adopted by each of the studies proposed meets specific demands of a particular group of products or organizations, for example. With this, it can be seen that there not yet a methodology that can be considered more suitable for the establishment of these classes and that is replicable for different classes of products or organizations.

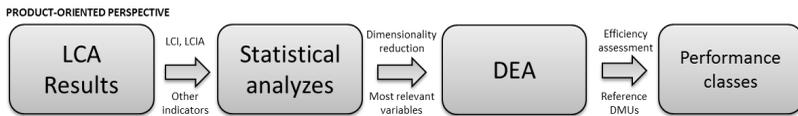
Figure 3.7 presents a summary of the main trends found in the studies analyzed in this article. In general, the studies that aimed to search for a comparative analysis between organizations and that considered productivity data in their analysis were used more by the DEA benchmarking technique applied to the results. On the other hand, studies that sought to meet specific demands of particular groups of products or organizations, or that still sought the establishment of classes of environmental performance tended to adopt the techniques of creation of indicators and statistical analysis. The results obtained are in line with those found by Castro and Frazzon (2017) that, when reviewing benchmarking techniques of best practices, identified two different groups of authors and publications: one related specifically to DEA, and other that presented a wide variation of methods and approaches.

Figure 3.7 - main trends of the use of benchmarking techniques found in the studies



Through this analysis it can be inferred that, from the organizational point of view, DEA is shown as a more robust tool to be used as a benchmarking technique. Its application allows for comparative evaluation from the environmental and productivity point of view and allows the inclusion of socioeconomic aspects, making the analysis broad and integrated to the concepts of sustainability. The results allow the indication of the most efficient productive units and from there, allows the comparison among their peers. As for the product-oriented perspective, it is noticed that the initiatives of application of benchmarking techniques are still few and need to be developed more intensively. In spite of this, it is important that the development of this system be guided by a procedure of standardization and standardization in actions. The initiatives observed so far have occurred in a timely and dispersed way, aiming at meeting the specific demands of a given productive sector and in many cases not being reproducible in other groups. With regard to methodological possibilities, Figure 3.8 presents a possible route to be developed in order to establish a benchmarking system in the product-oriented perspective that integrates some practices identified in this research. It is suggested that the application of a system in which the information obtained through LCA, both LCI and LCIA and other indicators be analyzed statistically, in order to reduce the dimensionality and identify the most significant variables. Then, the analysis through DEA identifies the most efficient DMUs (reference) and establishes the comparison between the products, from which classes of environmental performance can be determined.

Figure 3.8 - Possible route to establish a benchmarking system using LCA in a product-oriented perspective



The use of DEA in the creation of a benchmarking system among products has the potential to contribute to improving comparability and communication between LCAs. In order to favor comparability, it is important that the studies have been developed under the same framework and method, which can be obtained, for example, through RCPs, as mentioned in item 3.1. Thus, this proposal becomes more appropriate if it is developed within that context.

3.5 CONCLUSIONS

This paper reviewed the scientific publishing that integrated benchmarking techniques to the results of LCAs in order to improve the communication of the results. We aimed to investigate such integration in terms of general analysis (i.e. quantitative evaluation, publishing indicators, etc.), complemented by a more in deep assessment, where preferences and trends were identified and gaps were indicated. The publishing universe was composed by a total amount of 43 papers that remained after the methodological steps of refinements were applied.

The perspective orientation extracted for this sample indicates that benchmarking techniques can be combined with the LCA results in an organizational mode, to compare productive units or in a product-oriented perspective, which compares goods belonging to the same category or performing similar functions. Regarding the techniques, DEA was the most applied approach followed by statistical analyzes. The greater application of DEA occurs in the organizational-oriented perspective and can be explained by the fact that this technique originates from the comparison of productive efficiency. In this way, it makes sense that the comparison between plants or competing companies complements the environmental analysis done through LCA with productivity data, like units produced and production costs. In addition, the use of DEA depends on data that have been assessed under the same methodological framework, which also helps to explain the minor use of this technique from a product-oriented perspective. In turn,

statistical analyzes have been used to identify patterns of distribution and correlation between data, and contribute to the establishment of performance classes. The use of this technique is justified in these approaches, because it brings robustness to the results since it is supported by mathematical methods. The other techniques are used in a scattered way, as each article has created specific indicators according to the demand and the available data.

Therefore, DEA is adequate for use in organizational-oriented benchmarking once it an integrative analysis of several aspects of the organization. On the other hand, it is not possible to point out a technique that is more appropriate for use in product-oriented studies. The number of articles identified reinforces the understanding that it is a field that has not yet been explored and has the potential to be better developed by the LCA community. However, due to its applicability in the organizational-oriented perspective, DEA presents potential to be more used also in the product-oriented perspective. This future trend will be even greater as far as the studies of LCA are developed in alignment with the PCRs.

Despite the reasonable number of experiences identified in the sample (43), it is still not possible to state that the use of benchmarking improves the communication of the results of the LCA studies, since this improvement depends on the integration of all the perspectives of solutions mentioned (PCRs, normalization, weighting and benchmarking). Despite of this condition, a very promising path is the reduction of dimensionality of LCAs through statistical analysis, combined with efficiency analysis through DEA and the establishment of classes of environmental performance classes. In this way, it will be possible to reduce the complexity of the multi-criteria, incorporate the trade-offs to the analysis and standardize the quantity and format of the information presented. If the studies are developed under the same methodological framework, i.e. according to a PCR, the uncertainty generated by the methodological variations is also minimized.

In order to make benchmarking widely used in LCA, efforts are needed regarding the standardization and integration of these techniques. The establishment of pre-defined and harmonized criteria can make the results more comparable and contribute to reduce communication problems. At the same time, it is important to integrate the benchmarking process with other harmonization strategies, such as the PCRs. This would allow, for example, the creation of a benchmarking system standardized within the product category, since comparability is facilitated by the homogeneity of methodological

choices. Initiatives, such as the PEF, should consider establishing specific criteria and guidelines for applying benchmarking techniques to the results of the evaluated products. For this, the LCA scientific community should also contribute to identifying which benchmarking techniques allow fairer comparability and make communication more accessible to both specialist and lay audiences. For future studies, it is recommended to evaluate and test the different techniques using similar data in order to verify similarities, differences and potentials between them. The integration of different benchmarking systems to create a more robust analysis, e.g. the use of statistical analyzes to choose the data to be used in the creation of indicators is advised as well.

3.6 REFERENCES

Acquaye, A., Genovese, A., Barrett, J., Koh, S.C.L., 2014.

Benchmarking carbon emissions performance in supply chains. *Supply Chain Manag. an Int. J.* 19, 306–321. <https://doi.org/10.1108/scm-11-2013-0419>

Avadí, Á., Vázquez-Rowe, I., Fréon, P., 2014. Eco-efficiency assessment of the Peruvian anchoveta steel and wooden fleets using the LCA x DEA framework. *J. Clean. Prod.* 70, 118–131. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.047>

Basurko, O.C., Mesbahi, E., 2014. Methodology for the sustainability assessment of marine technologies. *J. Clean. Prod.* 68, 155–164. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.01.022>

Baumann, H., Tillman, A.M., 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA: An orientation in life cycle assessment methodology and application*, 1st ed. Studentlitteratur, Lund.

Beltrán-Esteve, M., Reig-Martínez, E., Estruch-Guitart, V., 2017. Assessing eco-efficiency: a metafrontier directional distance function approach using life cycle analysis. *Environ. Impact Assess. Rev.* 63, 116–127. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.01.001>

Benetto, E., Dujet, C., Rousseaux, P., 2008. Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty evaluation in life cycle assessment. *Environ. Model. Softw.* 23, 1461–1467. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.04.008>

- Benoît-Norris, C., Vickery-Niederman, G., Valdivia, S., Franze, J., Traverso, M., Citroth, A., Mazijn, B., 2011. Introducing the UNEP/SETAC methodological sheets for subcategories of social LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 682–690. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0301-y>
- Boufateh, I., Perwuelz, A., Rabenasolo, B., Jolly-Desodt, A. M., 2011. Multiple criteria decision-making for environmental impacts optimization. *Int. J. Bus. Perform. Supply Chain Model.* 3 (1), 28–42. <https://doi.org/10.1504/ijbpscm.2011.039972>.
- Camp, R.C., 2002. *Benchmarking: the search for industry best practices that lead to superior performance*, 3rd ed. Pioneira, São Paulo.
- Castro, V.F. de, Frazzon, E.M., 2017. Benchmarking of best practices: an overview of the academic literature. *Benchmarking An Int. J.* 24, 750–774. <https://doi.org/10.1108/BIJ-03-2016-0031>
- Chen, H., Yang, Y., Yang Jiang, W., Zhou, J., 2014. A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1674–1685. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0777-3>.
- Cherubini, E., Franco, D., Zanghelini, G.M., Soares, S.R., 2018. Uncertainty in LCA case study due to allocation approaches and life cycle impact assessment methods. *Int. J. Life Cycle Assess.* 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1432-6>
- Clark, G., de Leeuw, B., 1999. How to improve adoption of LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 4, 184–187. <https://doi.org/10.1007/BF02979492>
- Collado-Ruiz, D., Ostad-Ahmad-Ghorabi, H., 2010. Comparing LCA results out of competing products: developing reference ranges from a product family approach. *J. Clean. Prod.* 18, 355–364. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.11.003>
- Cook, W.D., Seiford, L.M., Zhu, J., 2013. Data envelopment analysis: the research frontier. *Omega.* 41, 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.omega.2012.01.011>

- Cooper, W.W., Seiford, L.M., Tone, K., 2007. Data Envelopment Analysis: a Comprehensive Text with Models, Applications, References and DEA-Solver Software, 2nd ed. Springer.
- Corrado, S., Ardente, F., Sala, S., Saouter, E., 2017. Modelling of food loss within life cycle assessment: From current practice towards a systematisation. *J. Clean. Pro.* 140 (2), 847-859
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.050>
- Curzons, A.D., Jiménez-González, C., Duncan, A.L., Constable, D.J.C., Cunningham, V.L., 2007. Fast life cycle assessment of synthetic chemistry (FLASCTM) tool. *Int. J. Life Cycle Assess.* 12, 272–280.
<https://doi.org/10.1007/s11367-007-0315-7>
- De Souza, C.G., Barbastefano, R.G., 2011. Knowledge diffusion and collaboration networks on life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 561–568. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0290-x>
- Del Borghi, A., 2013. LCA and communication: Environmental Product Declaration. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 293–295.
<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0513-9>
- Donthu, N., Hershberger, E.K., Osmonbekov, T., 2005. Benchmarking marketing productivity using data envelopment analysis. *J. Bus. Res.* 58, 1474–1482. <https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2004.05.007>
- Du, C, Freire, F; Dias, L. 2014. Overview of social life cycle assessment. In: 2014 [avniR] conference: life cycle in practice. At: Lille, France.
- Egilmez, G., Gumus, S., Kucukvar, M., Tatari, O., 2016. A fuzzy data envelopment analysis framework for dealing with uncertainty impacts of input–output Life Cycle Assessment models on eco-efficiency assessment. *J. Clean. Prod.* 129, 622–636.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.111>
- Egilmez, G., Kucukvar, M., Tatari, O., Bhutta, M.K.S., 2014. Supply chain sustainability assessment of the U.S. food manufacturing sectors: a life cycle-based frontier approach. *Resour. Conserv. Recycl.* 82, 8–20.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.008>

Elmuti, D., Kathawala, Y., 1997. An overview of benchmarking process: a tool for continuous improvement and competitive advantage. *Benchmarking Qual. Manag. Technol.* 4, 229–243. <https://doi.org/10.1108/14635779710195087>

Elnathan, D., Lin, T., Young, S., 1996. Benchmarking and management accounting: a framework for research. *J. Man. Acco. Res.* 8, 37–54.

Estrela, S., 2015. I publish, therefore I am. Or am I? A reply to A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases by Chen et al. (2014) and Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis by Hou et al. (2015). *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 1601–1603. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0951-2>

European Commission, 2013. Building the single market for green products: facilitating better information on the environmental performance of products and organizations. Brussels. Available at: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52013DC0196>> Accessed on: Dec 10th, 2017)

European Union, 2013. European Commission recommendations n. 2013/19/EU of 9 april 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organizations. *Off. J. Eur. Union.*

Fet, A.M., Skaar, C., Michelsen, O., 2009. Product category rules and environmental product declarations as tools to promote sustainable products: Experiences from a case study of furniture production. *Clean Technol. Environ. Policy* 11, 201–207. <https://doi.org/10.1007/s10098-008-0163-6>

Finnveden, G., 2000. On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. *Int. J. Life Cycle Assess.* 5, 229–238. <https://doi.org/10.1007/BF02979365>

Francis, G., Holloway, J., 2007. What have we learned? Themes from the literature on best-practice benchmarking. *Int. J. Manag. Rev.* 9, 171–189. <https://doi.org/10.1111/j.1468-2370.2007.00204.x>

Fries, C.E., 2013. Avaliação do Impacto do uso de Tecnologias de Informação e Comunicação na Eficiência de Prestadores de Serviços Logísticos. 195 p. PhD Thesis. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis.

Geldermann, J., Rentz, O., 2005. Multi-criteria analysis for technique assessment: case study from industrial coating. *J. Ind. Ecol.* 9, 127–142. <https://doi.org/10.1162/1088198054821591>

Genovese, A., Morris, J., Piccolo, C., Koh, S.C.L., 2017. Assessing redundancies in environmental performance measures for supply chains. *J. Clean. Prod.* 167, 1290–1302. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.186>

Gregory, J.R., Noshadravan, A., Olivetti, E.A., Kirchain, R.E. 2016. A Methodology for Robust Comparative Life Cycle Assessments Incorporating Uncertainty. *Environ Sci Technol.* 50:6397–6405. doi: 10.1021/acs.est.5b04969

Groen, E.A., Heijungs, R., Bokkers, E.A.M., de Boer, I.J.M. 2014. Methods for uncertainty propagation in life cycle assessment. *Environmental Modelling & Software* 62 (2014) 316e325.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., De Koning, A., Van Oers, L., Sleeswijk, A.W., Suh, S., Udo De Haes, H.A., De Bruijn, H., Van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberd, T., 2011. Life Cycle Assessment: past, present, and future. *Environ. Sci. Technol.* 45, 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>

Gül, S., Spielmann, M., Lehmann, A., Eggert, D., Bach, V., Finkbeiner, M., 2015. Benchmarking and environmental performance classes in life cycle assessment - development of a procedure for non-leather shoes in the context of the Product Environmental Footprint. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 1640–1648. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0975-7>

- Gutiérrez, E., Lozano, S., Adenso-Díaz, B., 2010. Dimensionality reduction and visualization of the environmental impacts of domestic appliances. *J. Ind. Ecol.* 14, 878–889. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00291.x>
- Häkkinen, T., 2012. Sustainability and performance assessment and benchmarking of building – final report. Available at: < <https://www.vtt.fi/inf/pdf/technology/2012/T72.pdf> > Accessed on: Sep 21st, 2018.
- Hagemann, M., Hemme, T., Ndambi, A., Alqaisi, O., Sultana, M.N., 2011. Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167, 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.002>
- Hellweg, S., Milà i Canals, L., 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science.* 344, 1109–1113. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>
- Hou, Q., Mao, G., Zhao, L., Du, H., Zuo, J., 2015. Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 541–555. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0846-2>
- Hunsager, E.A., Bach, M., Breuer, L., 2014. An institutional analysis of EPD programs and a global PCR registry. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 786–795. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0711-8>
- Hunt, R.G., Franklin, W. E. 1996. LCA- How it Came About - Personal Reflections on the Origin and LCA in the USA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 1, 4-7. <https://doi.org/10.1007/BF02978624>
- Huppés, G., Van Oers, L., 2011. Background review of existing weighting approaches in life cycle impact assessment (LCIA). Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg.
- Iribarren, D., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2011. Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Sci. Total Environ.* 409, 1786–1798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.013>

Iribarren, D., Martín-Gamboa, M., 2014. Enhancing the economic dimension of LCA + DEA studies for sustainability assessment, in: World Sustainability Forum 2014 – Conference Proceedings Paper.

Iribarren, D., Martín-Gamboa, M., Dufour, J., 2013. Environmental benchmarking of wind farms according to their operational performance. *Energy* 61, 589–597.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.09.005>

Iribarren, D., Martín-Gamboa, M., O'Mahony, T., Dufour, J., 2016. Screening of socio-economic indicators for sustainability assessment: a combined Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 202–214.
<https://doi.org/10.1007/s11367-015-1002-8>

Iribarren, D., Marvuglia, A., Hild, P., Guiton, M., Popovici, E., Benetto, E., 2015. Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis approach for the selection of building components according to their environmental impact efficiency: a case study for external walls. *J. Clean. Prod.* 87, 707–716. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.073>

Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010. Further potentials in the joint implementation of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Sci. Total Environ.* 408, 5265–5272.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.078>

Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Rugani, B., Benetto, E., 2014. On the feasibility of using emergy analysis as a source of benchmarking criteria through data envelopment analysis: A case study for wind energy. *Energy*. 67, 527–537. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.01.109>

ISO, 2006a. ISO 14040:2006 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Organization for Standardization.

ISO, 2006b. ISO 14044:2006 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization.

Jalali, S., Wohlin, C., 2012. Systematic literature studies: database searches vs. backward snowballing, in: Proceedings of the ACM-IEEE

International Symposium on Empirical Software Engineering and Measurement - ESEM '12. p. 29-38.
<https://doi.org/10.1145/2372251.2372257>

Ji, C., Hong, T., Jeong, J., Kim, J., Lee, M., Jeong, K., 2016. Establishing environmental benchmarks to determine the environmental performance of elementary school buildings using LCA. *Energy Build.* 127, 818–829. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.06.042>

Ji, C., Hong, T., Jeong, K., Leigh, S.B., 2014. A model for evaluating the environmental benefits of elementary school facilities. *J. Environ. Manage.* 132, 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.022>

JRC European Commission, 2011. *ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context*, Vasa. <https://doi.org/10.278/33030>

Kägi, T., Dinkel, F., Frischknecht, R., Humbert, S., Lindberg, J., De Mester, S., Ponsioen, T., Sala, S., Schenker, U.W., 2016. Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?”—SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 129–132. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0998-0>

Kalbar, P.P., Birkved, M., Nygaard, S.E., Hauschild, M., 2016. Weighting and aggregation in Life Cycle Assessment: do present aggregated single scores provide correct decision support? *J. Ind. Ecol.* 21, 1591–1600. <https://doi.org/10.1111/jiec.12520>

Kaufman, S.M., Krishnan, N., Themelis, N.J., 2010. A screening life cycle metric to benchmark the environmental sustainability of waste management systems. *Environ. Sci. Technol.* 44, 5949–5955. <https://doi.org/10.1021/es100505u>

Klöppfer, W. 1997. Life cycle assessment. From the beginning to the current state. *Env. Sci. Pol. Res.* 4, 223-228. <https://doi.org/10.1007/BF02986351>

Kluczek, A., 2017. Quick Green Scan: a methodology for improving green performance in terms of manufacturing processes. *Sustainability.* 9, 1–28. <https://doi.org/10.3390/su9010088>

Laso, J., Vázquez-Rowe, I., Margallo, M., Irabien, Á., Aldaco, R., 2018. Revisiting the LCA+DEA method in fishing fleets. How should we be measuring efficiency? *Mar. Policy*. 91, 34–40.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.030>

Laurin, L., Amor, B., Bachmann, T.M., Bare, J., Koffler, C., Genest, S., Preiss, P., Pierce, J., Satterfield, B., Vigon, B., 2016. Life cycle assessment capacity roadmap (section 1): decision-making support using LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 443–447.
<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1031-y>

Li, Q.J., Wang, K.C.P., Cross, S.A., 2013. Evaluation of warm mix asphalt (WMA): A case study, in: 2013 Airfield and Highway Pavement Conference: Sustainable and Efficient Pavements. p. 118–127.
<https://doi.org/10.1061/9780784413005.011>

Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Amores, M.J., Termes-Rifé, M., Marín-Navarro, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2016. Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Sci. Total Environ.* 566–567, 468–479.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.110>

Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Chenel, S., Marín-Navarro, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2015. Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA + DEA method. *Water Res.* 8, 651–666.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.040>

Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Marín-Navarro, D., Crujeiras, R.M., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2017. Dynamic environmental efficiency assessment for wastewater treatment plants. *Int. J. Life Cycle Assess.* 1–11. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1316-9>

Lozano, S., Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2009. The link between operational efficiency and environmental impacts: a joint application of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Sci. Total Environ.* 407, 1744–1754.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.062>

Lozano, S., Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010. Environmental impact efficiency in mussel cultivation. *Resour.*

Conserv. Recycl. 54, 1269–1277.

<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.04.004>

Martín-Gamboa, M., Iribarren, D., 2016. Dynamic Ecocentric Assessment combining Emery and Data Envelopment Analysis: application to wind farms. Resources. 5, 8.

<https://doi.org/10.3390/resources5010008>

Martín-Gamboa, M., Iribarren, D., Susmozas, A., Dufour, J., 2016. Delving into sensible measures to enhance the environmental performance of biohydrogen: a quantitative approach based on process simulation, Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. Bioresour. Technol. 214, 376–385.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.133>

Miller, V.B., Landis, A.E., Schaefer, L.A., 2011. A benchmark for life cycle air emissions and life cycle impact assessment of hydrokinetic energy extraction using life cycle assessment. Renew. Energy 36, 1040–1046. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2010.08.016>

Minkov, N., Schneider, L., Lehmann, A., Finkbeiner, M., 2015. Type III Environmental Declaration Programmes and harmonization of product category rules: Status quo and practical challenges. J. Clean. Prod. 94, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.012>

Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H., Hermansen, J.E., 2013. Potential greenhouse gas emission reductions in soybean farming: A combined use of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. J. Clean. Prod. 54, 89–100. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.019>

Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Keyhani, A., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Nguyen, T.L.T., Borek, R., Hermansen, J.E., 2015. Joint Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis for the benchmarking of environmental impacts in rice paddy production. J. Clean. Prod. 106, 521–532.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.008>

Molina-Murillo, S.A., Smith, T.M., 2009. Exploring the use and impact of LCA-based information in corporate communications. Int. J. Life Cycle Assess. 14, 184–194. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0042-8>

Moschetti, R., Mazzarella, L., Nord, N., 2015. An overall methodology to define reference values for building sustainability parameters. *Energy Build.* 88, 413–427. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.11.071>

Mu, W., van Middelaar, C.E., Bloemhof, J.M., Engel, B., de Boer, I.J.M., 2017. Benchmarking the environmental performance of specialized milk production systems: selection of a set of indicators. *Ecol. Indic.* 72, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.009>

Murphy, F., Devlin, G., McDonnel, K., 2015. Benchmarking environmental impacts of peat use for electricity generation in Ireland — a Life Cycle Assessment. *Sustainability.* 7, 6376–6393. <https://doi.org/10.3390/su7066376>

Nemecek, T., Jungbluth, N., Milà i Canals, L., Schenck, R., 2016. Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next? *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 607–620. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1071-3>

Nissinen, A., Grönroos, J., Heiskanen, E., Honkanen, A., Katajajuuri, J.M., Kurppa, S., Mäkinen, T., Mäenpää, I., Seppälä, J., Timonen, P., Usva, K., Virtanen, Y., Voutilainen, P., 2007. Developing benchmarks for consumer-oriented life cycle assessment-based environmental information on products, services and consumption patterns. *J. Clean. Prod.* 15, 538–549. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.05.016>

Payandeh, Z., Kheiralipour, K., Karimi, M., Khoshnevisan, B., 2017. Joint data envelopment analysis and life cycle assessment for environmental impact reduction in broiler production systems. *Energy.* 127, 768–774. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.112>

Pizzol, M., Laurent, A., Sala, S., Weidema, B., Verones, F., Koffler, C., 2017. Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 853–866. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1199-1>

Prado-Lopez, V., Wender, B.A., Seager, T.P., Laurin, L., Chester, M., Arslan, E., 2016. Tradeoff evaluation improves comparative Life Cycle Assessment: a photovoltaic case study. *J. Ind. Ecol.* 20, 710–718. <https://doi.org/10.1111/jiec.12292>

Qian, G., 2014. Scientometric sorting by importance for literatures on life cycle assessments and some related methodological discussions. *Int. J. Life Cycle Assess.* <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0747-9>

Rainville, A., Hawkins, R., Bergerson, J., 2015. Building consensus in life cycle assessment: the potential for a Canadian product category rules standard to enhance credibility in greenhouse gas emissions estimates for Alberta's oil sands. *J. Clean Pro.* 103, 525-533. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.067>

Ramos, S., Vázquez-Rowe, I., Artetxe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G., Zufia, J., 2014. Operational efficiency and environmental impact fluctuations of the basque trawling fleet using LCA+DEA methodology. *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* 14, 77–70. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14_1_10

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008a. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: Goal and scope and inventory analysis. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 290–300. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x>

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 374–388. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0009-9>

Rönnlund, I., Reuter, M., Horn, S., Aho, J., Aho, M., Päällysaho, M., Ylimäki, L., Pursula, T., 2016. Eco-efficiency indicator framework implemented in the metallurgical industry: part 1— a comprehensive view and benchmark. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1473–1500. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1123-8>

SAIC, 2006. Life Cycle Assessment: Principles and Practice. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, The U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati. <https://doi.org/EPA/600/R-06/060>

Schofield, A. 1998. Benchmarking in higher education: an international review. CHEMS: London and UNESCO: Paris. Available at: < <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.123.8848&rep=rep1&type=pdf> > Accessed on: Sep 21st, 2018.

SCOPUS, 2018. About Scopus. Available at: <<https://www.elsevier.com/solutions/scopus>>. Accessed on: Sep 20th, 2018.

Seiford, L.M., Zhu, J., 2002. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation. *Eur. J. Oper. Res.* 142, 16–20. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(01\)00293-4](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(01)00293-4)

Seppälä, J., Basson, L., Norris, G.A., 2002. Decision Analysis Frameworks for Life-Cycle Impact Assessment. *J. Ind. Ecol.* 5, 45–68. <https://doi.org/10.1162/10881980160084033>

Shewell, P., Migiro, S., 2016. Data envelopment analysis in performance measurement: A critical analysis of the literature. *Probl. Perspect. Manag.* 14, 705–713. [https://doi.org/10.21511/ppm.14\(3-3\).2016.14](https://doi.org/10.21511/ppm.14(3-3).2016.14)

Slack, N., Chambers, S., Johnson, R., 2009. *Operations Management*, 3rd ed. Atlas, São Paulo.

SLC Alliance, 2017. The revision of the SLCA Guidelines. Social LC Alliance. Advancing sustainability globally. Available at: <https://www.social-lca.org/the-revision-of-the-slca-guidelines/>. Accessed on: May 3rd, 2018.

Smithsonian Libraries, 2018. Research Tools. Databases for Science Research. Available at <https://library.si.edu/research/databases-science-research>. Accessed on September 20th, 2018.

Soares, S.R., Toffoletto, L., Deschênes, L., 2006. Development of weighting factors in the context of LCIA. *J. Clean. Prod.* 14 (6-7), 649-660. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.018>

Steinmann, Z.J.N., Schipper, A.M., Hauck, M., Huijbregts, M.A.J., 2016. How many environmental impact indicators are needed in the evaluation of product life cycles? *Environ. Sci. Technol.* 50, 3913–3919. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05179>

Subramanian, V., Semenzin, E., Hristozov, D., Zondervan-van den Beuken, E., Linkov, I., Marcomini, A., 2015. Review of decision

analytic tools for sustainable nanotechnology. *Environ. Syst. Decis.* 35, 29–41. <https://doi.org/10.1007/s10669-015-9541-x>

Testa, F., Nucci, B., Tessitore, S., Iraldo, F., Daddi, T., 2016. Perceptions on LCA implementation: evidence from a survey on adopters and nonadopters in Italy. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1501–1513. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1106-9>

Turconi, R., Boldrin, A., Astrup, T., 2013. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Ren. Sus. En. Rev.* 28, 555-565. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.013>

UNEP, 2009. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development. United Nations Environment Programme, Paris, France.

UNEP, 2015. Guidance on Organizational Life Cycle Assessment. United Nations Environment Programme, Paris, France.

University of Wisconsin-Madison Libraries, 2018. Search - Databases, Web of Science. Available at <https://search.library.wisc.edu/database/UWI03657>. Accessed on September 20th, 2018.

Van der Velden, N.M., Patel, M.K., Vogtländer, J.G., 2014. LCA benchmarking study on textiles made of cotton, polyester, nylon, acryl, or elastane. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 331–356. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0626-9>

Vázquez-Rowe, I., Iribarren, D., 2015. Review of life-cycle approaches coupled with data envelopment analysis: Launching the CFP + DEA method for energy policy making. *Sci. World J.* 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/813921>

Vázquez-Rowe, I., Iribarren, D., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2011. Computation of operational and environmental benchmarks within selected galician fishing fleets. *J. Ind. Ecol.* 15, 776–795.

Vázquez-Rowe, I., Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010. Combined application of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 272–283. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0154-9>

Vázquez-Rowe, I., Villanueva-Rey, P., Iribarren, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2012. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis of grape production for vinification in the Rías Baixas appellation (NW Spain). *J. Clean. Prod.* 27, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.039>

Von Doderer, C.C.C., Kleynhans, T.E., 2014. Determining the most sustainable lignocellulosic bioenergy system following a case study approach. *Biomass and Bioenergy* 70, 273–286. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.014>

Watson, G.H., 1994. *Strategic Benchmarking*, 1st ed. Makron Books, São Paulo.

Xu, Y., Boeing, W.J., 2013. Mapping biofuel field: A bibliometric evaluation of research output. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 28, 82–91. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2013.07.027>

Zanghelini, G.M., Cherubini, E., Soares, S.R., 2018. How Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) is aiding Life Cycle Assessment (LCA) in results interpretation. *J. Clean. Prod.* 172, 609–622. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.230>

Zanghelini, G.M., de Souza Junior, H.R.A., Kulay, L., Cherubini, E., Ribeiro, P.T., Soares, S.R., 2016. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1759–1775. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1132-7>

Zea Escamilla, E., Habert, G., 2015. Global or local construction materials for post-disaster reconstruction? Sustainability assessment of twenty post-disaster shelter designs. *Build. Environ.* 92, 692–702. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2015.05.027>

CAPÍTULO 4 – Use of Data Envelopment Analysis to benchmark Environmental Product Declarations – a suggested framework⁴

Bruno Menezes Galindro^{a,b*}; Niki Bey^c; Stig Irving Olsen^c; Carlos Ernani Fries^d; Sebastião Roberto Soares^b

*bruno.menezes@ifsc.edu.br

^a IFSC – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina, Câmpus Gaspar, Brazil.

^b CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida, UFSC. Florianópolis, Brazil.

^c Sustainability Division, Department of Technology, Management and Economics, Technical University of Denmark - DTU, Kgs. Lyngby, Denmark.

^d Department of Production Engineering, Federal University of Santa Catarina – UFSC – Florianópolis, Brazil.

Abstract: Environmental Product Declarations (EPDs) are standardized tools based on Life Cycle Assessment (LCA) to communicate and compare environmental performance of products according to well-defined Product Category Rules (PCRs). However, despite the comparability enabled by the PCRs, the use of this information for benchmarking is still challenging, since there is still no consensus or standardization regarding techniques and procedures to be adopted. Therefore, here we suggest and apply a framework to benchmark and develop a ranking system for the products based on data from EPDs. The proposed framework is based on efficiency assessment using Data Envelopment Analysis (DEA). The main advantages of DEA are that it does not require potentially non-scientific factors, e.g. for normalization and that it provides an efficiency score based on all the used indicators, rather than just based on a subset of them. A five-step benchmarking framework is presented which includes: data collection from EPDs, statistical analyzes, selection of the variables, application of DEA, and cluster analysis to establish the environmental performance ranking on a scale from A (best) to E (worst). In order to illustrate the applicability of the proposal, two case studies of different product categories are presented: bakery products and insulation materials. In the first case, 72 bakery products are evaluated of which 9 were ranked in the category A, while 9 other products are considered the most inefficient and were

⁴ Artigo publicado no International Journal of Life Cycle Assessment, 2019. DOI: 10.1007/s11367-019-01639-1. Conforme diretrizes da revista, os autores podem utilizar trechos ou a íntegra do artigo publicado em dissertações ou teses, desde que haja consentimento dos demais coautores. Por isso, é dispensada a necessidade de autorização por parte da revista.

ranked in category E. For insulation materials, 89 products are evaluated and 9 are categorized as A of which 5 are considered efficient, while the category E comprises 20 products. The results obtained through DEA are compared with those from other approaches (being internal normalization and external normalization, respectively, each with subsequent aggregation) to obtain single scores. There are significant differences in the results obtained from the three approaches, especially when dealing with trade-offs, because DEA does not relate the scores to specific values, but to a so-called “efficiency frontier”. The use of DEA allows an analysis based on the efficiency of the products in terms of environmental performance and can be applied using data from EPDs. The framework proposed allows benchmarking of the results and opens a new perspective to contribute to the issue of limitations in the communication function of EPDs. However, DEA is limited to analyzing the efficiency of a given product in relation to a pre-determined group.

Keywords: Data Envelopment Analysis, benchmarking, comparability, Environmental Product Declarations, Life Cycle Assessment, communication.

RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS

Introdução As Declarações Ambientais de Produtos (DAPs) compõem o tipo III de rotulagem ambiental conforme a normatização ISO 14020 e são baseadas na metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). O objetivo principal das DAPs é comunicar e comparar o desempenho ambiental de produtos com base em Regras de Categoria de Produtos (RCPs) bem definidas. No entanto, apesar da comparabilidade favorecida pelas RCPs, o uso dessa informação na prática do *benchmarking* ainda é considerado um desafio, pois não há consenso nem padronização quanto às técnicas e procedimentos a serem adotados. Uma das técnicas de *benchmarking* indicadas como potencialmente adequada a ser aplicada em informações das DAPs é a Análise de Envoltória de Dados (DEA), que tem sido usada em combinação aos resultados de ACV em diferentes contextos, conforme apontado em Galindro et al. (2019). Desse modo, o objetivo desse trabalho é sugerir uma estrutura de benchmarking com base em DEA e em um sistema de ranking de desempenho ambiental, a fim de facilitar o entendimento, a tomada de decisão e a comunicação das informações das DAPs entre os *stakeholders*.

Material e Métodos A estrutura proposta baseia-se na avaliação de eficiência usando a DEA. As principais vantagens dessa técnica são a não utilização de fatores potencialmente subjetivos, como por exemplo, para normalização e a obtenção de pontuação de eficiência com base em todos os indicadores utilizados, ao invés de utilizar apenas um subconjunto. A estrutura de *benchmarking* apresentada é composta por cinco etapas e inclui: (i) coleta de dados de DAPs, (ii) análises estatísticas, (iii) seleção das variáveis, (iv) aplicação de DEA e (v) análise de clusters para estabelecer o ranking de desempenho ambiental em uma escala de A (melhor) a E (pior). A fim de verificar a aplicação prática da estrutura sugerida, dois estudos de caso foram realizados com dados de DAPs publicadas. Como fonte de informação, foi utilizado o banco de dados do *The International EPD System*, que é o programa com o maior número de DAPs e RCPs publicados. As categorias selecionadas foram produtos de panificação e materiais de isolamento, que têm o maior número de DAPs publicados para uma mesma RCP dentro deste programa (72 e 89, respectivamente). Os resultados obtidos através da estrutura sugerida foram comparados com os de outras abordagens (sendo normalização interna e normalização externa, respectivamente, cada uma com agregação subsequente).

Resultados e discussão Dos 72 produtos de panificação avaliados, 9 foram classificados na categoria A, com 4 considerados eficientes (valor de DEA igual a 1), enquanto outros 9 produtos são considerados os mais ineficientes e foram classificados na categoria E. Alguns produtos indicaram valores reduzidos em alguns parâmetros, porém apresentaram valores acima da média para outros e, desse modo, foram classificados como na categoria D. No caso dos materiais de isolamento, dos 89 produtos avaliados 9 foram categorizados como A, dos quais 5 são considerados eficientes, enquanto a categoria E compreende 20 produtos. Aqui também há a ocorrência de *trade-offs* sob os quais a abordagem DEA pode ser destacada, como os produtos que apresentam indicadores altos em alguns parâmetros, mas que é compensado pelo bom desempenho em outras categorias, e por isso são considerados eficientes. A comparação da estrutura sugerida com outras abordagens demonstra que existem diferenças significativas nos resultados obtidos das três abordagens, especialmente quando se trata de *trade-offs*, porque a DEA não relaciona as pontuações a valores específicos, mas a uma chamada “fronteira de eficiência”.

Conclusões O uso de DEA permite uma análise baseada na eficiência dos produtos em termos de desempenho ambiental e pode ser aplicada usando dados de DAPs. Os indicadores resultantes do DEA podem ser usados, por exemplo, por profissionais que podem avaliar seus produtos em relação a seus concorrentes ou dentro de sua própria empresa, identificando ineficiências e oportunidades para melhorar seus processos. A estrutura apresentada também pode ser usada para comunicação com consumidores finais por meio da produção de um rótulo indicativo de desempenho ambiental entre produtos da mesma categoria. No entanto, a DEA limita-se a analisar a eficiência de um determinado produto em relação a um grupo pré-determinado. A entrada de um novo produto pode estabelecer novos parâmetros de eficiência para o grupo, portanto, uma nova análise deve ser realizada. Além disso, a limitação de uma análise "do berço ao portão" pode estar desconsiderando impactos ambientais importantes de outros estágios do ciclo de vida do produto. Para que a estrutura sugerida seja aplicada com sucesso, recomenda-se aumentar os esforços em relação à harmonização de RCPs e uma maior rigidez e clareza nas diretrizes contidas nesses documentos. Para estudos futuros, recomenda-se um teste prático de aplicação da estrutura a fim de verificar a efetiva melhoria da comunicação e a compreensão dos indicadores ambientais.

4.1 INTRODUCTION

Environmental labeling can be defined as a statement that indicates the environmental performance of a product, whether it is a good or a service. The ISO 14020:2000 establishes guidelines for environmental labeling processes, as well as creating and maintaining programs. According to the norm, an environmental claim or statement may appear in the form of a text, a symbol or a graphic element on a product or packaging label, product literature, technical bulletins, advertising or publicity (ISO 2000). ISO 14020 also proposes a classification system for environmental labeling processes, dividing them into three main groups: Type I - Environmental Labels, Type II - Environmental Self-declarations and Type III - Environmental Product Declarations (EPDs). The principles for developing Type III EPDs are standardized in the ISO 14025 (ISO 2006a), which establish that EPDs must present quantitative information on the environmental performance of a specific product, based on the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Ibáñez-Forés et al. (2016) suggest that, opposite to Type I ecolabels, the use of EPDs could prevent the confusion in the

communication of the environmental performance of products. EPD programs are currently growing, in terms of the number of programs being implemented worldwide and the number of declarations issued by these initiatives, with 27 programs listed by Hunsager et al. (2014) and 39 in the updated list by Minkov et al. (2015).

According to Fet and Skaar (2006), the so-called Product Category Rules (PCRs) of an EPD program define the information that should be included in the EPDs for a specific product category, in addition to the general program guidelines. One of the essential requirements for obtaining an EPD is that it is based on reliable, consistent and comparable information. The EPDs must be based on LCA studies that are all in accordance with a common standard in terms of methodological decisions, such as the functional unit adopted and the impact assessment methodologies considered. Additionally, PCRs have the objective of facilitating communication regarding the environmental performance of products among stakeholders (Fet and Skaar 2006, Ingwersen and Stevenson 2012, Del Borghi 2013).

However, in practice the comparability across EPDs from different programs is still limited by some issues as the need for harmonization of PCRs (Del Borghi 2013, Hunsager et al. 2014, Minkov et al. 2015, Gelowitz and McArthur 2017) and the use of generic data in the development of analyzes (Modahl et al. 2013). In addition, standards and procedures for benchmarking have not yet been established, although they are encouraged by initiatives such as the European Commission in the development of the Product Environmental Footprint (PEF) (European Commission 2013). In terms of EPDs, benchmarking initiatives are still timidly addressed, such as Gül et al. (2015), which proposes a ranking system based on the results of potential global warming impacts. Other attempts for making comparisons across LCA studies, e.g. on the basis of uncertainty analysis, showed to be limited in the outcomes and potentials (Henriksson et al. 2015, Heijungs et al. 2017). In a broader perspective, the application of benchmarking techniques to LCA studies was evaluated by Galindro et al. (2019) and it is noticed that although some initiatives are adopted, there is still no consensus nor norms to develop this practice.

One of the potentially suitable benchmarking techniques to be applied in EPD-information is Data Envelopment Analysis (DEA), that has been used as benchmarking technique combined with LCA results, (see Vázquez-Rowe and Iribarren 2015, Laso et al. 2018, Galindro et al. 2019). The combination of LCA+DEA have been used as an efficiency analysis and benchmarking tool both in product-oriented as in

organization-oriented perspectives (Galindro et al. 2019). It was identified the application of this technique in studies which included different production systems, such as: livestock and agricultural crops (Iribarren et al. 2010; 2011, Mohammadi et al. 2013; 2015, Vázquez-Rowe et al. 2012, Beltrán-Esteve et al. 2017), marine crops (Iribarren et al. 2010, Lozano et al. 2009; 2010, Ramos et al. 2014, Vázquez-Rowe et al. 2010; 2011, Avadí et al. 2014), energy production (Iribarren et al. 2013; 2014, Vázquez-Rowe and Iribarren, 2015, Martín-Gamboa et al. 2016, Martín-Gamboa and Iribarren 2016,), water and wastewater treatment systems (Lorenzo-Toja et al. 2015; 2016; 2018), food production (Egilmez et al. 2014; 2016) and construction materials (Li et al. 2013, Iribarren et al. 2015).

Therefore, the present study aims to contribute to the development of benchmarking of products based on their EPDs, supported by the comparability ensured by the fact that the EPDs belong to the same PCR. For this, we propose a framework based on DEA and on an environmental performance ranking system. It is intended that the information obtained based on the suggested framework will facilitate the understanding, decision making and communication among stakeholders. Also, it is expected that it can be applied both in the communication between practitioners and in the non-specialist stakeholders.

For this, the present study is organized as follows: Section 4.2 presents a general view on LCA, DEA and the chosen model, while Section 4.3 presents and details the suggested framework and the assumptions adopted. In order to illustrate and demonstrate the applicability of the framework, Section 4.4 presents two case studies, specifically for the product categories of bakery products and insulation materials. Also in this Section, there is a comparison between the results obtained with the proposed framework and other single scores methods (internal normalization or external normalization and aggregation) and a discussion of the results. Finally, Section 4.5 presents the conclusions and recommendations.

4.2 LCA AND DEA OVERVIEW

4.2.1 Life Cycle Assessment (LCA)

The core of an EPD is grounded by a LCA of a product system, carried out in accordance with the criteria in the ISO standardization 14025, 14040 and 14044 (ISO 2006a, b, c). Complimentary, but also

respecting the ISO standards, specific guidelines for each product category defined in the corresponding PCR should be followed. Thus, consequently, the methodological four phases of a LCA study (Goal and scope definition; Life Cycle Inventory (LCI) analysis; Life Cycle Impact Assessment (LCIA); and Interpretation) should be covered prior to (or to reach) the publication of an EPD publication. In addition, the specific standards for each product category defined in the corresponding PCR should be followed. This means that the objective and scope must be outlined, the LCI must be reported, the LCIA methodology must be declared and the results must be discussed in the interpretation phase.

4.2.2 Data Envelopment Analysis (DEA)

DEA is a non-parametric estimation technique of relative efficiency of productive units, known as Decision Making Units (DMUs), that can represent companies of a particular economic sector, products or services with common characteristics (like products relating to a PCR), for example. The main objective of the DEA is to identify and classify the performance/efficiency of the DMUs regarding their capability of converting inputs to outputs (Cooper et al. 2007, Cylus et al. 2017). For this, a linear programming methodology proposed by Charnes, Cooper and Rhodes (1978) is used, with which DEA formulates and solves an optimization model that produces an efficiency score and a target operating point for each of the DMUs (Lozano et al. 2009; Vázquez-Rowe et al. 2010; Cook et al. 2013). Thus, DEA defines the efficiency curve, considering the optimal relation between inputs and outputs and the DMUs that maximize this relation, the so called “efficient” or “best-in-class”. In turn, the inefficient units are positioned below the curve, "enveloped" by the performance of the efficient units (Fries 2013, Zhu 2015). Thereby, the operational efficiency reference values established serve as the basis for the benchmarking practice, basically seeking to decrease the magnitude of inputs for each unit of output produced, which would result in improved efficiency (Vázquez-Rowe et al. 2010).

The efficiency analysis through DEA varies according to two main characteristics: the properties of returns to production scale and the orientation of the model (Fries 2013). Returns to scale refer to the production response to the change in the quantity of productive inputs, which can result in constant or variable returns regarding the outputs. Constant Returns to Scale (CRS) occurs when variations in the quantities of inputs cause proportional variations in the products – here

represented by the outputs, assuming that the units operate at an optimum scale, with a maximized use of the inputs. On the other hand, in the situation of Variable Returns to Scale (VRS), the variations in the quantities of inputs cause non-proportional returns in the products, being able to assume increasing, decreasing, non-increasing or constant returns (Cooper et al. 2007, Zhu 2015). Regarding the orientation of the model, productive efficiency can be analyzed from the point of view of inputs or outputs. The orientation to inputs seeks to minimize the consumption of inputs to obtain a certain quantity of products, while the orientation to outputs considers efficient the units that obtain the largest quantity of products considering the same quantity of inputs.

4.2.3 LCA + DEA Application

Different application formats of DEA integrated with LCA results data can be found in the literature, such as CRS, VRS, 3-step, 5-step, for example (see Galindro et al. 2019). Specifically for this proposal, the BCC model, suggested by Banker, Charnes and Cooper, that distinguishes between technical and scale inefficiencies, highlighting the efficiencies obtained through the VRS model (Cooper et al. 2007, Fries 2013, Zhu 2015) is chosen, in order to guarantee a greater detailing of the results. Avadí et al. (2014) affirm that suggesting that DMUs operate efficiently from a CRS perspective may have hidden inefficiencies that are only visible if a VRS is applied to the systems evaluated. Likewise, the input-oriented model was selected because it is the one that best applies to the data available in the EPDs. In this case, DEA is used to understand who is capable of producing a certain quantity of outputs (represented by the functional/declared unit), generating a smaller amount of inputs (the environmental impacts, here represented by the LCIA indicators). This approach is recommended by Seiford and Zhu (2002) when using environmental impact data in the analysis, referred to as "undesired inputs".

According to Fries (2013), the mathematical concept of the BCC input-oriented model can be presented as follows: "For a given DMU or a set of n production units with r inputs X and s outputs Y , the goal is to determine the set of weights v_i , ($i = 1, \dots, r$), and u_j , ($j = 1, \dots, s$), which maximizes the relation between its weighted outputs and inputs, subject to the restriction that for each DMU of the set to be analyzed, the weighted sum of its outputs is limited by the weighted sum of its inputs".

Regarding the formulation, the input-oriented BCC model can be represented according to Equation 3 (Cooper et al. 2007):

$$\text{maximize } (u, v)e_o = \sum_{j=1}^s u_j Y_{jo} - u_m$$

Subject to:

$$\sum_{j=1}^s u_j Y_{jm} \leq \sum_{i=1}^r v_i X_{im} + u_m \quad m = l, \dots, n$$

$$v_i \geq 0 \quad i = l, \dots, r$$

$$u_j \geq 0 \quad j = l, \dots, s$$

$$u_m \in \mathbb{R}$$

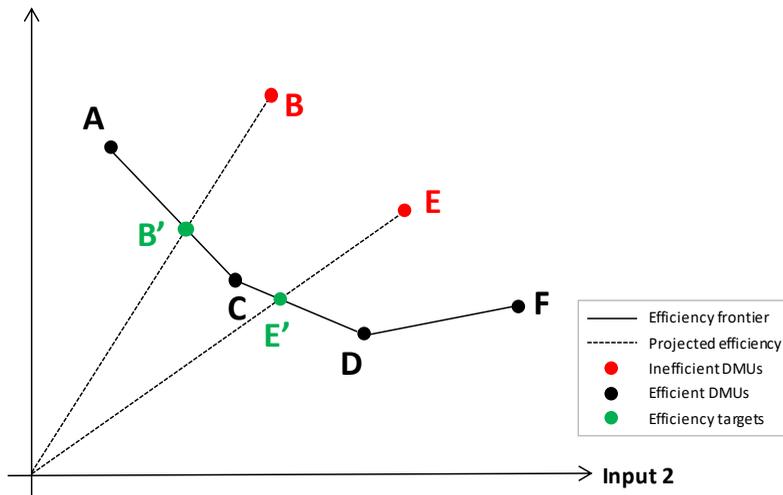
$X = \text{inputs}; Y = \text{outputs}; u, v = \text{weights}$

Where Y_{jm} and X_{im} are the inputs and outputs of the m -th DMU, u_j and v_i represent the weights to be determined by the solution of the problem. This process is repeated for each of the DMUs, obtaining different values for u_j and v_i . The model seeks to minimize the consumption of inputs Y in order to produce a given level of production, represented by the maximization of the sum of the outputs Y multiplied by the weights u .

In the first restriction, the sum of the products of the inputs by the weights for a given DMU _{o} , $\sum_{i=1}^r v_i X_{io}$ is equal to 1, which means that the maximum possible value to be obtained is 1. Thus, it can be stated that the DMUs with $e_m = 1$ are operating at the efficiency frontier, while those with $e_m < 1$ are operating outside this frontier and are considered inefficient when compared to the first ones (Cooper et al. 2007, Fries 2013). In turn, the second restriction ($\sum_{j=1}^s u_j Y_{jm}$) refers to the limitation of the sum of the product of the outputs by the weights in a maximum value less than or equal to that obtained by the sum of the product of the inputs by their respective weights ($\sum_{i=1}^r v_i X_{im}$), since it is considered that the maximum efficiency is reached when all inputs are converted into outputs. The introduction of variable u_m represents the variable returns of scale and refers to the scaling efficiency quotient referring to the projection of the distances of the real DMUs in relation to the target DMUs. An example of the operation of the input-oriented DEA VRS model can be seen in Figure 4.1.

Figure 4.1 - Example of the DEA BCC input-oriented model application, considering two inputs and one constant output.

Input 1



In the example shown in Figure 4.1, two variable inputs are considered for a given constant output, e.g., the functional unit. The solid line represents the efficiency boundary formed by the efficient DMUs (black bullets – A, C, D and F). In turn, the inefficient DMUs are represented by red bullets (B and E) and their efficiency projections are marked by dashed lines. Thus, the green bullets (B' and E') represent the target input values required for these DMUs to be considered efficient.

4.3 DEVELOPMENT OF THE BENCHMARKING FRAMEWORK

In this section, the framework of the proposed environmental performance benchmarking system and the application in the case studies are presented.

4.3.1 Suggested framework

Based on recommendations from Galindro et al. (2019) to use statistical analyzes to reduce the dimensionality of the indicators, to use DEA to assess the efficiency and to establish a ranking system based on

the results, a 5-step approach is proposed. The justifications of the methodological choices, as well as the detail of the procedures adopted in each step, are presented in items 1 to 5.

1. Data collection from EPDs: In order to increase the comparability of the data, the following data selection criteria are adopted:

- data is collected from EPDs built under the same PCR, including the specific version;
- only EPDs that have the same functional/declared unit must be used in order to ensure comparability;
- only the data referring to the LCIA indicators were selected, since the lists of LCI indicators are not consistent even between products of the same category;
- only the results of the evaluation of modules A1 to A3, which refers to the upstream and core processes, or a "cradle-to-gate" life cycle are considered (A1 is raw material supply stage, A2 is the transport of the raw material stage and A3 is the manufacturing stage). The choice of these modules is because the considerations used in the following stages may vary between the different declarations i.e., the delivery location of the product in the transport stage.

2. Statistical analyzes: Limleamthong et al. (2016) affirm that DEA is very sensitive regarding the number of variables considered in the analysis. In fact, Cooper et al. (2007) state that the number of inputs adopted should be enough to discriminate efficient DMUs, but not to deem many units as efficient, which could lead to a poor analysis. That is particularly observed when variables are highly correlated and can be avoided by performing linear correlation analysis and Principal Component Analysis (PCA). Thus, the correlated variables can be identified and, if necessary, its importance in the formation of the data components can be clarified.

3. Selection of variables: the LCIA indicators selected are those not strongly correlated (correlation less than 0,9). If a strong correlation is identified, it is recommended to select the variable that presents the highest eigenvalue, according to the PCA results.

4. Application of DEA: As previously mentioned, the DEA model selected for use in this system is the BCC with Variable Returns of Scale (VRS), since this approach guarantees a greater detailing for the

results (Avadí et al. 2014). The input-oriented model is also adopted, once the functional/declared unit is considered the single output of this system. In this way, it is sought to identify which DMUs are capable of producing the same quantity of product – here represented by the functional/declared unit – generating the least amount of undesirable inputs (Seiford and Zhu 2002), that is, causing less environmental impact, concerning the LCIA indicators. The outcomes of this analysis are values ranging from close to 0 to 1, with 1 being attributed the efficient DMUs and values close to 0 indicating the least efficient. It is worth mentioning that DEA constitutes an evaluation of relative efficiency among the DMUs analyzed (Cooper et al. 2007), thus not presenting an absolute efficiency index (Iribarren et al. 2015). The inclusion of a new DMU to the analysis can establish a new panorama of efficiency for the others (Limleamthong et al. 2016). As for the application of DEA, many different tools and software are available depending on the demands and specificities of each situation (see Paradi et al. 2018). Specifically, in this study the online software Gurobi Optimizer Gams (Gropp and Moré 1997) was used because it is able to run the selected model.

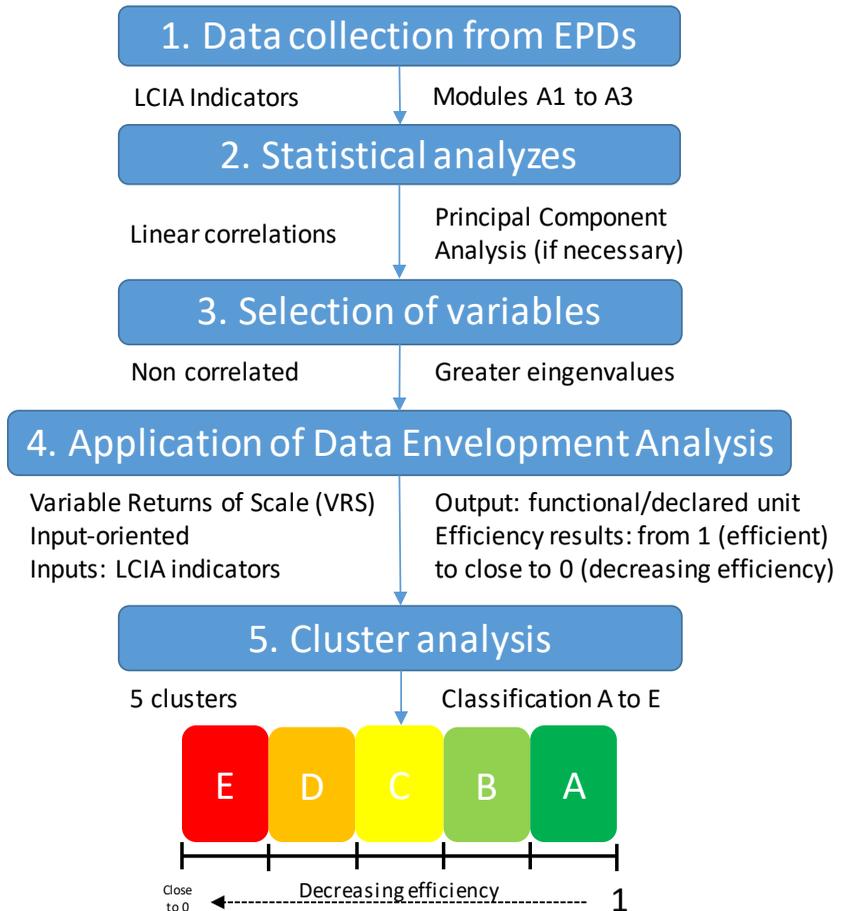
Regarding the weighting, it is considered that all the indicators used in the analysis have the same weight, that is, equal to 1 since the focus of the paper is on demonstrating the applicability of the framework. DEA establishes itself a sum of weights for each inefficient DMU based on its projection in the efficiency frontier, e.g., if the result of the DEA is 0,8 for a given DMU, it means that overall the inputs should be reduced to 0,8 of the current values so this DMU can be considered efficient. However, it is important to note that DEA allows the use of different sets of weights for the variables, either by criteria defined by the decision maker or by a set of pre-established weights (Cooper et al. 2007, Limleamthong et al. 2016).

5. Cluster analysis: Through the efficiency results generated by the DEA, a cluster analysis is performed, in which it is possible to group the DMUs according to their environmental performance. In this case, the standard of 5 clusters is adopted according to the orientation of the European Union regarding the benchmarking of the results of PEF (European Commission 2013). Once the number is predefined, K-means clustering is applied, and the members of each cluster are defined based on the distance of cluster members to the center. There is no predetermined size of the clusters, and they do not need to have the same number of DMUs. In addition, a color scale and a letter system (A - best to E - worst) are used to name the groups, also based on

guidelines for PEF (BIO Intelligence Service 2012), as can be seen in Figure 4.2.

Figure 4.2 presents an overview of the framework and the steps involved.

Figure 4.2 - Framework of the benchmarking and performance ranking system using data from EPDs proposed in this study.



4.3.2 Application in case studies

In order to verify the practical application of the suggested framework, two case studies were conducted with data from published

EPDs. As a source of information, the database of The International EPD System was used, which is the program with the highest number of EPDs and PCRs published (Minkov et al. 2015). The categories of bakery products and insulation materials, which have the highest number of published EPDs for the same PCR within this program (72 and 89, respectively), were selected for study and only the LCIA data published in the EPDs of both categories of products were considered for analysis, following the suggested framework, although this may omit some relevant categories. In both cases, the LCIA method to obtain the EPDs followed the CML-IA method (Oers 2015), according to the program recommendation, although the impact categories evaluated were not the same (see items 4.4.1 and 4.4.2). The LCIA method and the categories to be evaluated are chosen by the performers of the LCA and the respective EPD, according to the recommendations contained in the specific PCRs and in agreement with the program operator. For bakery products, the EPDs are built according to the PCR 2012:06 version 2.0 (Environdec 2012), while for insulation materials the PCR 2014:13 version 1.0 (Environdec 2014) is followed. To identify the products, a code was adopted that includes the acronym "BP" for bakery products or "IM" for insulation materials, each followed by a number.

4.4 RESULTS AND DISCUSSION

The results based on the proposed methodology are presented in the two practical applications: bakery products and insulation materials. The detail of each of the case studies will be discussed below.

4.4.1 Case study: bakery products

In the information collected on the 72 products the results are presented according to the declared unit "1 kg of product and the related packaging for the selling units" and include bread, cakes, cookies and crackers, for example. Based on the PCR recommendations, the LCIA results are presented in four characterized impact categories:

- Global Warming Potential – fossil contribution (GWP), in kg CO₂ equivalent;
- Acidification Potential (AP), in g SO₂ equivalent;
- Eutrophication Potential (EP), in g PO₄⁻ equivalent;
- Photochemical Ozone Creation Potentials (POCP), in g C₂H₄ equivalent.

Statistical analyzes show that there is no high correlation (values above 0,9) between the 4 categories analyzed, which means that all can be used as inputs in the DEA (Table 4.1).

Table 4.1 - linear correlations between the impact category values from the EPDs of the insulation materials and bakery products analyzed.

Insulation materials							Bakery products			
	GWP	ODP	AP	EP	POCP	ADPE		GWP	AP	EP
ODP	0,53						AP	0,85		
AP	0,68	0,77					EP	0,78	0,86	
EP	0,57	0,41	0,66				POCP	0,57	0,22	0,15
POCP	0,75	0,42	0,43	0,34						
ADPE	0,48	0,21	0,11	0,33	0,54					
ADPF	0,88	0,39	0,70	0,76	0,64	0,32				

The values of the impact categories evaluated (modules A1-A3) are presented in Table 4.2. The table also presents the results of the DEA application and the proposed classification from the cluster analysis of the resulting efficiency values established via DEA. For example, BP1 has a GWP of 12,04 kg CO₂ eq, AP of 8,95 g SO₂ eq, EP of 5,30 g PO₄⁻ eq and a POCP of 0,80 g C₂H₄ eq, leading to the DEA value of 0,53. Then, BP1 is clustered in the ranking B of the products analyzed.

Table 4.2 - Indicators of LCIA (GWP, AP, EP and POCP), DEA and classification (letter and coloring), considering modules A1-A3 of EPDs of bakery products

	GWP (kg CO ₂ eq)	AP (g SO ₂ eq)	EP (g PO ₄ ⁻ eq)	POCP (g C ₂ H ₄ eq)	DEA	CLASS
BP01	1,204	8,95	5,30	0,80	0,53	B
BP02	1,154	7,91	5,01	0,79	0,56	B
BP03	0,661	7,42	4,38	0,09	0,78	A
BP04	0,594	5,73	3,87	0,09	0,78	A
BP05	0,587	5,90	4,04	0,09	0,78	A
BP06	1,625	16,43	9,27	0,33	0,30	D
BP07	0,636	6,07	4,22	0,14	0,67	B
BP08	1,309	10,50	8,16	0,24	0,35	D
BP09	1,644	12,90	9,31	0,34	0,30	D
BP10	1,285	10,05	7,33	0,22	0,39	C
BP11	1,279	9,79	7,19	0,22	0,39	C
BP12	1,493	11,77	8,45	0,30	0,33	D

BP13	1,369	11,21	7,71	0,63	0,37	C
BP14	0,838	6,50	4,31	0,13	0,65	B
BP15	0,667	6,60	4,28	0,13	0,66	B
BP16	0,913	8,76	6,33	0,13	0,54	B
BP17	0,748	5,97	4,73	0,13	0,60	B
BP18	1,098	3,57	5,03	0,92	0,84	A
BP19	1,091	3,54	4,98	0,91	0,85	A
BP20	2,594	23,07	15,06	0,63	0,19	E
BP21	1,421	12,01	7,11	0,72	0,40	C
BP22	2,468	21,01	13,13	0,58	0,22	E
BP23	1,564	14,18	11,56	0,37	0,26	D
BP24	1,705	10,79	7,90	0,75	0,36	C
BP25	2,498	16,64	8,70	0,71	0,32	D
BP26	2,267	18,17	10,49	0,74	0,27	D
BP27	2,498	16,64	8,70	0,71	0,32	D
BP28	2,504	21,34	12,17	0,72	0,23	E
BP29	2,209	17,07	10,59	0,82	0,27	D
BP30	1,475	10,35	6,39	0,28	0,44	C
BP31	1,869	13,27	10,45	0,40	0,27	D
BP32	1,897	10,74	7,31	1,29	0,39	C
BP33	2,009	11,84	7,79	1,39	0,36	C
BP34	1,997	9,28	5,31	1,07	0,53	B
BP35	1,430	10,59	11,49	0,27	0,29	D
BP36	1,786	13,13	10,35	0,38	0,27	D
BP37	1,392	10,53	10,95	0,25	0,30	D
BP38	1,498	10,44	6,47	0,72	0,44	C
BP39	1,506	10,32	6,34	0,77	0,45	C
BP40	2,171	18,47	14,86	0,46	0,19	E
BP41	1,691	11,92	9,39	0,32	0,30	D
BP42	1,297	7,11	5,98	0,73	0,47	C
BP43	1,044	7,36	4,81	0,07	1,00	A
BP44	0,975	7,04	5,15	0,07	1,00	A
BP45	0,813	6,78	4,39	0,33	0,64	B
BP46	1,213	12,75	6,79	0,35	0,42	C
BP47	2,062	17,52	9,31	0,84	0,30	D
BP48	2,184	17,64	9,06	1,17	0,31	D
BP49	2,284	19,38	13,78	0,22	0,32	D
BP50	2,015	12,46	6,09	0,83	0,46	C
BP51	1,450	10,56	5,88	0,87	0,48	C
BP52	1,545	10,74	9,24	0,28	0,31	D
BP53	1,571	11,63	11,53	0,27	0,26	D

BP54	2,759	26,07	14,84	0,71	0,19	E
BP55	1,818	15,25	11,35	0,51	0,25	E
BP56	2,065	20,00	10,55	0,67	0,27	D
BP57	3,049	23,61	12,17	0,95	0,23	E
BP58	2,664	25,32	13,24	0,88	0,21	E
BP59	0,889	4,73	6,20	0,74	0,64	B
BP60	1,548	11,54	10,47	0,65	0,27	D
BP61	2,310	19,65	11,21	0,49	0,25	E
BP62	1,659	7,26	6,74	1,03	0,42	C
BP63	1,471	6,46	5,53	1,42	0,51	B
BP64	1,711	8,10	6,63	1,53	0,43	C
BP65	0,837	6,00	9,07	0,13	0,54	B
BP66	0,812	9,77	6,96	0,07	1,00	A
BP67	0,610	8,17	5,19	0,15	0,68	B
BP68	0,412	3,01	2,82	0,07	1,00	A
BP69	0,773	16,75	8,73	0,08	0,88	A
BP70	0,754	13,58	7,23	0,09	0,78	A
BP71	0,478	5,10	3,68	0,08	0,88	A
BP72	0,611	8,17	5,19	0,09	0,78	A

The DEA results indicate that of the 72 analyzed products, 4 are efficient and present a score equal to 1 (BP43, BP44, BP66 and BP68), which are then the efficient DMUs. Another 9 products do not present efficiency indicators equal to 1 but were also allocated in performance category A, based on cluster analysis, being the lowest value 0,78. At the same time, 9 products were considered the most inefficient and were classified in category E (BP20, BP22, BP28, BP40, BP54, BP55, BP57, BP58 and BP61), with the lowest values being equal to 0,19.

As for the application of the framework, some particular products can be highlighted in order to observe how the DEA handled the trade-offs between the indicators. For example, the products BP49, BP52 and BP53 present reduced LCIA indicator values in the POCP category (0,22, 0,28 and 0,27, respectively) compared to the highest values for this category (1,42). However, as their indicators for other categories are above average, they are classified as category D products. On the other hand, BP18 and BP19 present above-average values for POCP (0,92 and 0,91, respectively), but also show reduced values in the other categories, especially AP, where they present values close to the lowest in the category (3,57 and 3,54, respectively). Thus, despite below-average performance in one of the categories, they are still classified as category A products.

4.4.2 Case study: insulation materials

For this category, in the 89 products analyzed the functional unit presented in the documents is “Providing a thermal insulation of 1 m² with a thermal resistance equal to 1,0 K.m².W⁻¹” and the category includes, for example, glass wool, mineral wool and thermal panels. Regarding the LCIA indicators, seven categories of environmental impacts were evaluated, as follows:

- Global Warming Potential (GWP), in kg CO₂ equivalent;
- Ozone Layer Depletion Potential (ODP), in g CFC11 equivalent.10⁻⁴,
- Acidification Potential (AP), in g SO₂ equivalent;
- Eutrophication Potential (EP), in g PO₄⁻ equivalent;
- Photochemical Ozone Creation Potentials (POCP), in g C₂H₄ equivalent;
- Abiotic Depletion Potential for Non-fossil Resources, Elements (ADPE), in kg Sb equivalent;
- Abiotic Depletion Potential for Fossil Resources (ADPF), in MJ.

Statistical analyzes do not verify variables with linear correlations greater than 0,9 between them, as can be observed in Table 4.1. Thus, the 7 indicators are used as inputs for the application of DEA.

The values obtained for each impact category, as well as the results of DEA and classification proposed from the analysis of clusters, are presented in Table 4.3.

Table 4.3 - Indicators of LCIA (GWP, ODP, AP, EP, POCP, ADPE and ADPF), DEA and classification (letter and coloring), considering modules A1-A3 of EPDs of insulation materials

	GWP (kg CO ₂ eq)	ODP (g CFC11 eq.10 ⁻⁴)	AP (g SO ₂ eq)	EP (g PO ₄ ⁻ eq)	POCP (g C ₂ H ₄ eq)	ADPE (g Sb eq)	ADPF (MJ)	DEA	CLASS
IM01	15,515	12,930	41,653	7,840	8,570	6,031	119,480	0,069	E
IM02	17,659	13,030	48,863	8,794	9,665	6,031	177,510	0,046	E
IM03	13,698	11,426	36,924	6,959	7,580	5,341	105,960	0,077	D
IM04	15,592	11,526	43,234	7,782	8,555	5,341	156,980	0,052	E
IM05	12,837	10,725	34,403	6,487	7,066	4,970	98,590	0,083	D
IM06	14,599	10,825	40,313	7,250	7,971	4,970	146,710	0,056	E
IM07	11,981	9,973	32,105	6,067	6,589	4,640	92,040	0,089	D
IM08	13,626	10,023	37,605	6,770	7,435	4,640	136,460	0,060	E
IM09	16,587	13,932	44,689	8,436	9,178	6,461	127,790	0,064	E
IM10	18,885	14,032	52,299	9,430	10,352	6,461	189,820	0,043	E
IM11	14,662	12,328	39,546	7,462	8,122	5,721	113,240	0,072	D
IM12	17,659	13,030	48,863	8,794	9,665	6,031	177,510	0,046	E
IM13	13,696	11,426	36,823	6,948	7,571	5,331	105,950	0,077	D
IM14	15,582	11,526	43,133	7,771	8,536	5,331	156,980	0,052	E
IM15	14,766	12,329	39,759	7,503	8,159	5,751	113,260	0,072	D
IM16	16,808	12,429	46,569	8,386	9,204	5,751	169,290	0,048	E
IM17	12,734	10,625	34,302	6,476	7,047	4,960	98,170	0,083	D
IM18	14,488	10,725	40,112	7,229	7,943	4,960	145,700	0,056	E
IM19	13,806	11,527	37,238	7,032	7,655	5,391	107,000	0,077	D
IM20	15,714	11,627	43,648	7,865	8,640	5,391	158,020	0,052	E

IM21	11,125	9,261	29,797	5,633	6,122	4,310	85,600	0,096	D
IM22	12,653	9,341	34,907	6,295	6,908	4,310	127,220	0,064	E
IM23	11,986	10,023	32,308	6,099	6,636	4,670	92,670	0,088	D
IM24	13,647	10,123	37,818	6,822	7,482	4,670	137,490	0,060	E
IM25	11,125	9,261	29,797	5,633	6,122	4,310	85,600	0,096	D
IM26	12,653	9,341	34,907	6,295	6,908	4,310	127,220	0,064	E
IM27	9,993	8,339	26,855	5,070	5,514	3,880	77,283	0,106	D
IM28	11,367	8,409	31,463	5,662	6,221	3,880	114,903	0,071	E
IM29	9,628	8,029	25,908	4,879	5,309	3,730	74,471	0,110	C
IM30	11,367	8,409	31,463	5,662	6,221	3,880	114,903	0,071	D
IM31	3,980	0,915	15,700	1,840	0,939	0,002	88,200	0,286	C
IM32	1,260	0,696	8,890	1,560	0,370	0,001	19,300	0,492	B
IM33	3,400	3,000	34,000	5,300	1,200	0,001	52,000	0,158	C
IM34	1,500	1,200	20,000	2,600	0,870	0,001	23,000	0,356	B
IM35	5,120	65,300	114,000	19,200	4,480	0,001	78,300	0,116	C
IM36	7,440	8,850	79,500	8,970	4,360	0,002	119,000	0,069	E
IM37	5,600	6,300	53,000	8,000	2,100	0,002	83,000	0,099	D
IM38	8,080	10,400	83,300	9,230	4,490	0,002	128,000	0,064	E
IM39	1,940	1,710	22,400	2,710	1,180	0,001	30,000	0,321	C
IM40	2,100	1,500	22,000	2,900	1,100	0,001	33,000	0,259	C
IM41	0,740	0,530	34,000	0,570	0,330	0,001	15,000	0,660	B
IM42	0,900	1,300	4,800	0,550	0,360	0,001	17,000	0,725	B
IM43	0,570	0,270	2,400	0,430	0,170	0,001	11,000	1,000	A
IM44	0,870	0,350	4,100	0,440	0,430	0,001	16,000	0,789	A

IM45	3,200	1,300	15,000	1,800	1,800	0,002	60,000	0,207	C
IM46	2,900	1,200	13,000	1,600	1,700	0,002	56,000	0,228	C
IM47	4,700	5,600	26,000	2,600	2,900	0,003	88,000	0,128	C
IM48	1,400	0,550	6,300	0,690	0,660	0,001	26,000	0,498	B
IM49	0,680	0,270	3,200	0,340	0,320	0,001	13,000	1,000	A
IM50	1,100	2,000	6,900	0,520	0,590	0,001	21,000	0,638	B
IM51	1,100	2,000	6,900	0,520	0,590	0,001	21,000	0,638	B
IM52	0,730	0,490	3,600	0,430	0,350	0,001	13,000	0,776	A
IM53	2,900	1,700	14,000	2,400	1,500	0,002	60,000	0,182	C
IM54	0,990	0,250	6,700	1,100	0,210	0,001	15,000	0,975	A
IM55	1,300	1,150	15,000	1,850	0,750	0,001	20,500	0,469	B
IM56	0,432	0,406	2,240	0,332	0,097	0,001	8,190	1,000	A
IM57	1,400	1,900	13,000	1,900	0,500	0,001	20,000	0,441	B
IM58	4,100	3,500	35,000	5,600	1,400	0,001	61,000	0,138	C
IM59	3,600	3,100	33,000	5,400	1,200	0,001	52,000	0,159	C
IM60	4,550	2,640	33,200	5,450	1,410	0,001	72,700	0,130	C
IM61	6,510	4,230	39,000	7,370	2,090	0,007	112,000	0,083	D
IM62	4,300	2,400	18,000	3,300	2,200	0,002	86,000	0,131	C
IM63	0,960	0,240	6,500	1,000	0,210	0,001	15,000	1,000	A
IM64	21,400	14,100	86,700	18,100	3,940	0,023	191,000	0,043	E
IM65	10,100	7,310	41,800	9,820	1,950	0,013	102,000	0,080	D
IM66	1,100	0,280	7,700	1,300	0,240	0,001	17,000	0,865	A
IM67	1,500	0,390	11,000	1,700	0,330	0,001	23,000	0,627	B
IM68	2,920	2,310	0,794	18,600	5,240	27,700	51,100	1,000	A

IM69	4,700	0,690	19,000	6,200	1,400	0,017	89,000	0,348	B
IM70	4,400	0,550	18,000	5,300	1,200	0,014	84,000	0,436	B
IM71	8,200	1,500	33,000	12,000	2,600	0,038	150,000	0,165	C
IM72	6,400	1,600	26,000	9,700	2,100	0,029	110,000	0,161	C
IM73	9,500	2,600	38,000	17,000	3,600	0,066	160,000	0,100	D
IM74	5,200	0,920	21,000	7,700	1,600	0,023	97,000	0,268	C
IM75	15,000	4,700	58,000	29,000	6,100	0,120	240,000	0,056	E
IM76	11,000	3,000	42,000	20,000	4,100	0,078	180,000	0,087	D
IM77	6,400	1,400	25,000	9,900	2,100	0,033	120,000	0,182	C
IM78	5,090	1,480	22,600	8,370	1,300	0,005	110,000	0,175	C
IM79	3,890	1,130	17,200	6,390	0,990	0,004	83,900	0,229	C
IM80	3,760	2,450	13,500	6,450	1,070	0,001	66,400	0,166	C
IM81	1,920	1,250	6,890	3,300	0,548	0,001	33,900	0,325	B
IM82	1,570	1,020	5,620	2,690	0,447	0,001	27,700	0,399	B
IM83	1,380	0,897	4,950	2,360	0,393	0,001	24,300	0,453	B
IM84	1,190	0,775	4,270	2,040	0,340	0,001	21,000	0,525	B
IM85	0,990	0,644	3,550	1,700	0,284	0,001	17,500	0,631	B
IM86	2,311	0,882	7,357	1,372	15,883	0,001	55,134	0,324	B
IM87	1,991	0,773	6,373	1,197	13,447	0,001	47,344	0,373	B
IM88	12,800	27,400	65,200	5,930	3,740	0,082	99,100	0,083	D
IM89	12,300	33,900	58,100	5,940	4,080	0,049	91,300	0,090	D

In the case of insulation materials, 5 products (IM42, IM49, IM56, IM63 and IM68) are considered efficient (score equal to 1) and along with 4 other products (IM44, IM52, IM54 and IM66) form the category A. The 20 products that present scores less than 0,071 are considered the least efficient and classified in category E. Other 20 products are placed in category D (values of 0,072 to 0,106), 21 products in category C (0,110 to 0,321) and 19 in category B (0,324 to 0,725).

Here there is also the occurrence of trade-offs under which the DEA approach can be highlighted, especially regarding the categories ADPF, ADPE and POCP. For example, for IM35, IM36, IM37 and IM38 there is a reduced value in the indicators for ADPF and, however, these DMUs are considered inefficient and allocated in categories C, E, D and E, respectively. As for ADPE, one of the DMUs considered efficient was IM68, although it presents the highest value for this product category (0,0277), which is compensated by the good performance in other categories, such as GWP and AP. On the other hand, IM86 and IM87 present the lowest values in the POCP category, which are partially compensated by above-average performance in the other categories, which place them in the classification B.

4.4.3 Comparison between DEA and other single score methods

In order to verify the product ranking and classification under different approaches, a comparison between the results obtained through i) DEA, ii) external normalization + aggregation of impact categories and iii) internal normalization + aggregation of impact categories is presented. For the external normalization, the normalization factors of the CML-IA method (Oers 2015) are used. In the internal normalization, the highest values among the results in each of the impact categories are used as factors. The results of the application of these factors for bakery products and the subsequent ranking obtained through cluster analysis are presented in Table 4.4.

Table 4.4 - Results and classification of bakery products based on DEA, external and internal normalization with aggregation

	DEA	CLASS	EXT. NORM.	CLASS	INT. NORM.	CLASS
BP19	0,187	E	6,761	E	0,787	E
BP40	0,190	E	5,882	D	0,677	E
BP54	0,190	E	7,192	E	0,839	E
BP58	0,213	E	6,920	E	0,825	E
BP22	0,215	E	6,131	E	0,717	E
BP28	0,232	E	6,130	E	0,730	E
BP57	0,232	E	6,847	E	0,834	E
BP55	0,248	E	4,814	D	0,567	D
BP61	0,252	E	5,531	D	0,644	E
BP53	0,262	D	4,155	C	0,476	C
BP23	0,264	D	4,490	C	0,517	D
BP29	0,266	D	5,327	D	0,655	E
BP56	0,267	D	5,440	D	0,646	E
BP26	0,269	D	5,406	D	0,655	E
BP60	0,269	D	4,223	C	0,518	D
BP31	0,270	D	4,421	C	0,519	D
BP36	0,272	D	4,327	C	0,506	D
BP35	0,288	D	3,956	C	0,454	C
BP37	0,296	D	3,828	C	0,438	C
BP41	0,300	D	3,952	C	0,461	C
BP09	0,303	D	4,028	C	0,469	C
BP47	0,303	D	5,098	D	0,629	E
BP06	0,304	D	4,372	C	0,499	D
BP52	0,305	D	3,691	C	0,429	C
BP48	0,311	D	5,368	D	0,690	E
BP49	0,318	D	5,710	D	0,638	E
BP25	0,324	D	5,079	D	0,625	E
BP27	0,324	D	5,079	D	0,625	E
BP12	0,334	D	3,657	C	0,425	C
BP08	0,346	D	3,328	B	0,383	B
BP24	0,357	C	3,898	C	0,497	D
BP33	0,362	C	4,606	C	0,635	E
BP13	0,366	C	3,631	C	0,451	C
BP10	0,385	C	3,122	B	0,359	B
BP32	0,386	C	4,280	C	0,591	D
BP11	0,392	C	3,069	B	0,354	B

BP21	0,397	C	3,713	C	0,467	C
BP46	0,415	C	3,364	B	0,392	B
BP62	0,418	C	3,508	C	0,486	C
BP64	0,425	C	3,949	C	0,578	D
BP38	0,436	C	3,493	C	0,448	C
BP30	0,441	C	3,158	B	0,372	B
BP39	0,445	C	3,498	C	0,454	C
BP50	0,463	C	4,024	C	0,521	D
BP42	0,472	C	2,954	B	0,393	B
BP51	0,480	C	3,515	C	0,464	C
BP63	0,510	B	3,387	B	0,506	D
BP34	0,531	B	3,721	C	0,516	D
BP01	0,532	B	3,032	B	0,403	B
BP16	0,538	B	2,547	B	0,285	A
BP65	0,538	B	2,647	B	0,298	B
BP02	0,563	B	2,841	B	0,383	B
BP17	0,596	B	1,905	A	0,218	A
BP59	0,636	B	2,505	B	0,342	B
BP45	0,642	B	2,110	A	0,259	A
BP14	0,654	B	1,947	A	0,224	A
BP15	0,659	B	1,851	A	0,210	A
BP07	0,668	B	1,775	A	0,203	A
BP67	0,675	B	2,140	A	0,239	A
BP03	0,778	A	1,922	A	0,213	A
BP04	0,778	A	1,625	A	0,183	A
BP05	0,778	A	1,665	A	0,186	A
BP70	0,778	A	3,072	B	0,327	B
BP72	0,778	A	2,099	A	0,229	A
BP18	0,843	A	2,445	B	0,358	B
BP12	0,850	A	2,423	B	0,355	B
BP69	0,875	A	3,646	C	0,382	B
BP71	0,875	A	1,453	A	0,162	A
BP43	1,000	A	2,197	A	0,247	A
BP44	1,000	A	2,177	A	0,244	A
BP66	1,000	A	2,652	B	0,287	A
BP68	1,000	A	1,053	A	0,121	A

It is possible to identify some similarity in the results in the 3 different approaches, which can also be verified through the linear correlation between the values. For both DEA and external normalization and for DEA and internal normalization, there is a -0,81

correlation between the results. However, it is also possible to identify significant differences in the clusters formed in the three approaches, especially in cases involving trade-offs, such as BP69, for example, where there are different rankings in each of the approaches adopted. For BP69, values close to the efficiency frontier for GWP and POCP make DEA results high for this product (0,875) and should to be considered in category A, despite the fact that the values for AP and EP are below average. In the other approaches, these low values result in significant contributions for the formation of the aggregated single score, and therefore, this product is classified in category B, when using internal normalization, and in C when using external normalization. The input-oriented model of DEA seeks to verify whether a DMU can potentially reduce its current input and still produce the same amount of inputs (Zhu 2015). So, if a DMU is close to the efficiency frontier in some categories, the product has a high rating for DEA, since it is considered that it is already close to the overall target DMU, established by the best practices of the current dataset.

As for the material insulation, the results are shown in Table 4.5.

Table 4.5 - Results and classification of insulation materials based on DEA, external and internal normalization with aggregation

	DEA	CLASS	EXT. CLASS	INT. CLASS	CLASS
			NORM.	NORM.	
IM10	0,043	E	2,773	E	E
IM64	0,043	E	0,238	D	E
IM02	0,046	E	2,588	E	E
IM12	0,046	E	2,588	E	E
IM16	0,048	E	2,468	E	E
IM04	0,052	E	2,292	E	E
IM14	0,052	E	2,288	E	E
IM20	0,052	E	2,313	E	E
IM06	0,056	E	2,134	E	D
IM18	0,056	E	2,129	E	D
IM75	0,056	E	0,273	D	E
IM08	0,060	E	1,992	E	D
IM24	0,060	E	2,005	E	D
IM09	0,064	E	2,732	E	E
IM22	0,064	E	1,850	E	D
IM26	0,064	E	1,850	E	D
IM38	0,064	E	0,153	C	D
IM01	0,069	E	2,550	E	D

IM36	0,069	E	0,144	E	0,323	D
IM28	0,071	E	1,666	E	0,306	D
IM30	0,071	D	1,666	E	0,306	D
IM11	0,072	D	2,419	E	0,381	D
IM15	0,072	D	2,431	E	0,383	D
IM03	0,077	D	2,258	E	0,356	D
IM13	0,077	D	2,254	E	0,355	D
IM19	0,077	D	2,279	E	0,359	D
IM65	0,080	D	0,119	C	0,262	C
IM05	0,083	D	2,102	E	0,332	D
IM17	0,083	D	2,097	E	0,331	D
IM61	0,083	D	0,105	B	0,223	C
IM88	0,083	D	0,174	C	0,349	D
IM76	0,087	D	0,195	C	0,376	D
IM23	0,088	D	1,975	E	0,311	D
IM07	0,089	D	1,962	E	0,310	D
IM89	0,090	D	0,153	C	0,350	D
IM21	0,096	D	1,823	E	0,288	C
IM25	0,096	D	1,823	E	0,288	C
IM37	0,099	D	0,099	B	0,225	C
IM73	0,100	D	0,171	C	0,328	D
IM27	0,106	D	1,641	E	0,259	C
IM29	0,110	C	1,578	E	0,250	C
IM35	0,116	C	0,154	C	0,501	E
IM47	0,128	C	0,080	B	0,167	B
IM60	0,130	C	0,074	B	0,161	B
IM62	0,131	C	0,070	B	0,144	B
IM58	0,138	C	0,069	B	0,155	B
IM33	0,158	C	0,061	B	0,140	B
IM59	0,159	C	0,062	B	0,141	B
IM72	0,161	C	0,107	B	0,211	C
IM71	0,165	C	0,140	C	0,271	C
IM80	0,166	C	0,056	B	0,128	B
IM78	0,175	C	0,087	B	0,184	B
IM53	0,182	C	0,049	A	0,102	B
IM77	0,182	C	0,112	B	0,216	C
IM45	0,207	C	0,052	B	0,104	B
IM46	0,228	C	0,047	A	0,095	A
IM79	0,229	C	0,066	B	0,140	B
IM40	0,259	C	0,040	A	0,089	A
IM74	0,268	C	0,089	B	0,173	B

IM31	0,286	C	0,062	B	0,118	B
IM39	0,321	C	0,039	A	0,087	A
IM88	0,324	B	0,096	B	0,209	C
IM81	0,325	B	0,029	A	0,066	A
IM69	0,348	B	0,079	B	0,153	B
IM34	0,356	B	0,032	A	0,072	A
IM87	0,373	B	0,082	B	0,178	B
IM82	0,399	B	0,023	A	0,054	A
IM70	0,436	B	0,072	B	0,140	B
IM57	0,441	B	0,024	A	0,056	A
IM83	0,453	B	0,021	A	0,047	A
IM55	0,469	B	0,026	A	0,058	A
IM31	0,492	B	0,020	A	0,044	A
IM48	0,498	B	0,022	A	0,043	A
IM84	0,525	B	0,018	A	0,041	A
IM67	0,627	B	0,023	A	0,050	A
IM86	0,631	B	0,015	A	0,034	A
IM50	0,638	B	0,019	A	0,041	A
IM51	0,638	B	0,019	A	0,041	A
IM41	0,660	B	0,030	A	0,063	A
IM42	0,725	B	0,014	A	0,031	A
IM52	0,776	A	0,011	A	0,023	A
IM44	0,789	A	0,014	A	0,027	A
IM66	0,865	A	0,017	A	0,036	A
IM54	0,975	A	0,015	A	0,032	A
IM43	1,000	A	0,009	A	0,018	A
IM49	1,000	A	0,011	A	0,021	A
IM56	1,000	A	0,007	A	0,014	A
IM63	1,000	A	0,015	A	0,031	A
IM68	1,000	A	11,028	E	0,338	D

In this case, a lower similarity between the rankings proposed in each of the approaches is observed, which can be verified by the linear correlations coefficients of -0,73 between DEA and internal normalization and -0,15 between DEA and external normalization. This may be related to the higher number of variables included in the analysis, 7 against 4 for bakery products, which reduces the relative importance of each of the variables for the single score.

Also, some products like IM38, IM61 and IM68, can be highlighted, since they assume different rankings in each of the approaches adopted. This may be associated with the fact that these

products have very high or low values for one or more categories, for example. Especially in the case of IM68, its relatively high impact value in ADPE makes the normalized indicators for this category very high in relation to the others, which contributes significantly to its high final score. At the same time, in DEA its good performance in other categories compensates this high value, especially for AP, in which IM68 is the “best-in-class”, and therefore it is considered efficient, presenting a value equal to 1. DEA can be sensitive to the presence of outliers among the variables (Cooper et al. 2007, Zhu 2015), such as the value for ADPE in IM68, which can explain the different rankings of this product in the three different approaches shown. These cases must be identified and analyzed in order to verify the feasibility of their inclusion in the data set, as they may represent limitations to the application of the DEA.

The difference between the DEA technique and the other approaches analyzed lies in the fact that in the first case there is no common defined value to benchmark all products, e.g. the normalization value for ADPE. Instead, an efficiency frontier is established, determined by the DMUs that are part of the sample, which takes into account the variable returns of scale in the analysis and, therefore, each of the inefficient DMUs has its own reference value, related to its projection towards this frontier.

4.4.4 Applicability of the suggested framework

The case studies demonstrate that the proposed framework to benchmark data from EPDs is feasible to be applied for different product categories. Due to the use of DEA, firstly, single scores can be obtained without the use of normalization factors and aggregation, and secondly, trade-offs between impact categories can be dealt with in a way so that inefficiency regarding some categories may be compensated by an efficient indicator in others. The input-oriented approach with variable returns to scale can be useful when LCIA indicators are used as inputs, and the functional/declared unit is used as the single output. Likewise, the cluster analysis allows the establishment of a ranking system based on the efficiency scores.

4.5 CONCLUSIONS

In this article, we present a new approach to the use of the results of LCA studies for benchmarking. This system is particularly interesting

for data from EPDs since their comparability is ensured by the PCRs under which they are developed. The suggested framework differs from traditional methods of obtaining single scores, e.g., internal normalization with aggregation and external normalization with aggregation. While the absolute normative reference of external normalization and the equalization of indicators through the internal normalization relate the variables with specific values, DEA relates the indicators with an efficiency frontier established by the current dataset assessed. Thus, DEA contributes to the reduction of the use of non-scientific factors in order to obtain a single indicator, since it eliminates the normalization stage and the use of reference values. Although not applied in the two cases, DEA is also flexible to the use of different sets of weights for impact categories, according to the criteria of the decision-makers or to pre-established weighting systems.

The indicators resulting from the DEA can be used, for example, by practitioners, who can benchmark their products in relation to their competitors or within their own company, identifying inefficiencies and opportunities to improve their processes. The framework presented can also be used for communication to final consumers through the production of an indicative label of environmental performance between products of the same category if this can be agreed upon in the industry. Therefore, a ranking based on this technique contributes to benchmark the results of LCA studies and opens a new perspective that addresses the complexity of communicating LCA results. Since methodological diversity is limited by PCRs, DEA contributes to reducing the multidimensionality of results, indicates ways to tackle trade-off issues, and allows comparison of a product among its peers.

However, it should be noted that DEA is limited to analyzing the efficiency of a given product in relation to a pre-determined group of products. That is, the analysis only indicates that certain products are more efficient in relation to those that are also part of the data set, which does not necessarily mean that they are generally efficient. The entry of a new DMU can establish new efficiency parameters for the group, so a new analysis must be performed. In addition, the limitation to a "cradle-to-gate" analysis may be disregarding important environmental impacts from other stages of the product life cycle. This is particularly important in the analysis of insulation materials or electrical appliances, for example, where most of the environmental impacts are known to typically be concentrated at the use stage.

Regarding product categories, their homogeneity in different EPD schemes may be questioned, since products with distinct characteristics,

such as bakery products, which include bread, cakes, cookies and crackers, for example, and therefore, could not be directly compared. We understand that this limitation is not an impediment to the application of the benchmarking system proposed in this paper since in the decision-making process these issues are directed previously to the application of the environmental criterion. That is, the decision maker can be assumed to establish the desired characteristics of the product and then to apply the other selection criteria, such as the environmental performance indicator. Therefore, perhaps no product with a given specific characteristic is considered as efficient overall, but there will be within the broader category an efficiency reference based on a similar functional/declared unit.

In order for the proposed framework to be applied successfully, it is recommended to increase efforts regarding the use of EPDs in several directions. It is important to seek both harmonization of PCRs and greater rigidity and clarity in the guidelines contained in these documents. Too flexible rules may result in different considerations being adopted for products and tend to decrease the applicability of these data for benchmarking. In addition, it is proposed that this framework is adopted in line with the updating of the rules, that is, establishing a period of validity of the environmental performance ranking and, when new data is available, the analysis should be performed again to establish the new efficiency parameters and the new levels for each category. For future studies, it is recommended a practical test of the application of the proposed system to verify the improvement of the communication and the understanding of the environmental indicators.

4.6 REFERENCES

Avadí Á, Vázquez-Rowe I, Fréon P (2014) Eco-efficiency assessment of the Peruvian anchoveta steel and wooden fleets using the LCA x DEA framework. *J Clean Prod* 70:118–131.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.047>

BIO Intelligence Service (2012) Study on different options for communicating environmental information for products, Final report prepared for the European Commission – DG Environment.

Beltrán-Esteve M, Reig-Martínez E, Estruch-Guitart V (2017) Assessing eco-efficiency: a metafrontier directional distance function approach

using life cycle analysis. *Environ Impact Assess Rev* 63:116–127.
<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.01.001>

Charnes A, Cooper WW, Rhodes E (1978) Measuring the efficiency of decision making units. *Eur J Oper Res* 2:429–444. doi: 10.1016/0377-2217(78)90138-8

Cook WD, Seiford LM, Zhu J (2013) Data envelopment analysis: The research frontier. *Omega* 41:1–2.
<https://doi.org/10.1016/j.omega.2012.01.011>

Cooper WW, Seiford LM, Tone K (2007) *Data Envelopment Analysis: A Comprehensive text with models, applications, references and DEA-Solver software*, 2nd ed. Springer.

Cylus J, Papanicolas I, Smith PC (2017) Using Data Envelopment Analysis to address the challenges of comparing health system efficiency. *Glob Policy* 8:60–68. <https://doi.org/10.1111/1758-5899.12212>

Del Borghi A (2013) LCA and communication: Environmental Product Declaration. *Int J Life Cycle Assess* 18:293–295.
<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0513-9>

Egilmez G, Gumus S, Kucukvar M, Tatari O (2016) A fuzzy data envelopment analysis framework for dealing with uncertainty impacts of input–output Life Cycle Assessment models on eco-efficiency assessment. *J Clean Prod* 129: 622–636.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.111>

Egilmez G, Kucukvar M, Tatari O, Bhutta MKS (2014). Supply chain sustainability assessment of the U.S. food manufacturing sectors: a life cycle-based frontier approach. *Resour Conserv Recycl* 82:8–20.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.008>

Environdec (2012) *Product Category Rules for Bakery Products* (2012:06) version 2.0

Environdec (2014) *Product Category Rules for Insulation Materials* (2014:13) version 1.0

European Commission (2013) Commission recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organizations (2013/179/EU). European Commission, Brussels

Fet AM, Skaar C (2006) Eco-labeling, Product Category Rules and certification procedures based on ISO 14025 requirements. *Int J Life Cycle Assess* 11:49–54. <https://doi.org/10.1065/lca2006.01.237>

Fries CE (2013) Avaliação do Impacto do uso de Tecnologias de Informação e Comunicação na Eficiência de Prestadores de Serviços Logísticos. Thesis, Universidade Federal de Santa Catarina

Galindro BM, Zanghelini GM, Soares SR (2019) Use of benchmarking techniques to improve communication in Life Cycle Assessment: a general review. *J Clean Prod.* 213:143-157. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.147>

Gelowitz MDC, McArthur JJ (2017) Comparison of type III environmental product declarations for construction products: Material sourcing and harmonization evaluation. *J Clean Prod* 157:125–133. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.133>

Gropp, W, Moré, JJ (1997) Optimization Environments and the NEOS Server. In: *Approximation Theory and Optimization*, M. D. Buhmann MD, Iserles, A (eds.). Cambridge University Press, p. 167-182.

Gül S, Spielmann M, Lehmann A, et al (2015) Benchmarking and environmental performance classes in life cycle assessment - development of a procedure for non-leather shoes in the context of the Product Environmental Footprint. *Int J Life Cycle Assess* 20:1640–1648. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0975-7>

Heijungs R, Henriksson PJG, Guinée JB (2017) Pre-calculated LCI systems with uncertainties cannot be used in comparative LCA. *Int J Life Cycle Assess* 22:461–461 <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1265-3>

Henriksson PJG, Heijungs R, Dao HM, et al (2015) Product Carbon Footprints and their uncertainties in comparative decision contexts. *PLoS One* 10:1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.012122>

Hunsager EA, Bach M, Breuer L (2014) An institutional analysis of EPD programs and a global PCR registry. *Int J Life Cycle Assess* 19:786–795. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0711-8>

Ibáñez-Forés V, Pacheco-Blanco B, Capuz-Rizo SF, Bovea MD (2016) Environmental Product Declarations: exploring their evolution and the factors affecting their demand in Europe. *J Clean Prod* 116:157–169. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.078>

Ingwersen WW, Stevenson MJ (2012) Can we compare the environmental performance of this product to that one? An update on the development of product category rules and future challenges toward alignment. *J Clean Prod* 24:102–108. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.040>

Iribarren D, Hospido A, Moreira MT, Feijoo G (2011) Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Sci Total Environ* 409:1786–1798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.013>

Iribarren D, Martín-Gamboa M, Dufour J (2013) Environmental benchmarking of wind farms according to their operational performance. *Energy* 61:589–597. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.09.005>

Iribarren D, Marvuglia A, Hild P, et al (2015) Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis approach for the selection of building components according to their environmental impact efficiency: a case study for external walls. *J Clean Prod* 87:707–716. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.073>

Iribarren D, Vázquez-Rowe I, Moreira MT, Feijoo G (2010) Further potentials in the joint implementation of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Sci Total Environ* 408:5265–5272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.078>

Iribarren D, Vázquez-Rowe I, Rugani B, Benetto E (2014) On the feasibility of using emergy analysis as a source of benchmarking criteria through data envelopment analysis: A case study for wind energy. *Energy* 67:527–537. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.01.109>

ISO 14020:2000 (2000) International standard – Environmental labels and declarations – General principles. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

ISO 14025:2006 (2006a) International standard – Environmental labels and declarations. Type III environmental declarations—principles and procedures. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

ISO 14040:2006 (2006b) International standard – Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

ISO 14044:2006 (2006c) International standard – Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

Laso J, Vázquez-Rowe I, Margallo M, et al (2018) Revisiting the LCA+DEA method in fishing fleets. How should we be measuring efficiency? *Mar Policy* 91:34–40.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.030>

Li QJ, Wang KCP, Cross SA (2013) Evaluation of warm mix asphalt (WMA): A case study. 2013 Airfield and Highway Pavement Conference: Sustainable and Efficient Pavements. p. 118–127.
<https://doi.org/10.1061/9780784413005.011>

Limleamthong P, Gonzalez-Miquel M, Papadokonstantakis S, et al (2016) Multi-criteria screening of chemicals considering thermodynamic and life cycle assessment metrics via data envelopment analysis: application to CO₂ capture. *Green Chem* 18:6468–6481.
<https://doi.org/10.1039/C6GC01696K>

Lorenzo-Toja Y, Vázquez-Rowe I, Amores MJ, et al (2016) Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Sci Total Environ* 567:468–479.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.110>

Lorenzo-Toja Y, Vázquez-Rowe I, Chenel S, et al (2015) Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA + DEA method. *Water Res* 8:651–666. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.040>

Lorenzo-Toja Y, Vázquez-Rowe I, Marín-Navarro D, et al (2018). Dynamic environmental efficiency assessment for wastewater treatment plants. *Int J Life Cycle Assess* 23(2):357-367.

Lozano S, Iribarren D, Moreira MT, Feijoo G (2009) The link between operational efficiency and environmental impacts: a joint application of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Sci Total Environ* 407:1744–1754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.062>

Lozano S, Iribarren D, Moreira MT, Feijoo G (2010) Environmental impact efficiency in mussel cultivation. *Resour Conserv Recycl* 54:1269–1277. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.04.004>

Martín-Gamboa M, Iribarren D (2016). Dynamic Ecocentric Assessment combining Emergy and Data Envelopment Analysis: application to wind farms. *Resources* 5:8. <https://doi.org/10.3390/resources5010008>

Martín-Gamboa M, Iribarren D, Susmozas A, Dufour J (2016) Delving into sensible measures to enhance the environmental performance of biohydrogen: a quantitative approach based on process simulation, Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Bioresour Technol* 214:376–385. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.133>

Minkov N, Schneider L, Lehmann A, Finkbeiner M (2015) Type III Environmental Declaration Programmes and harmonization of product category rules: Status quo and practical challenges. *J Clean Prod* 94:236–246. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.012>

Modahl IS, Askham C, Lyng KA, et al (2013) Comparison of two versions of an EPD, using generic and specific data for the foreground system, and some methodological implications. *Int J Life Cycle Assess* 18:241–251. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0449-0>

Mohammadi A, Rafiee S, Jafar, A, et al (2013) Potential greenhouse gas emission reductions in soybean farming: A combined use of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *J Clean Prod* 54:89–100. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.019>

Mohammadi A, Rafiee S, Jafari A, et al (2015) Joint Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis for the benchmarking of

environmental impacts in rice paddy production. *J Clean Prod* 106:521–532. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.008>

Oers, L. van, 2015. CML-IA database, characterization and normalization factors for midpoint impact category indicators. Version 4.5, April 2015. Available at: <http://clm.leiden.edu/software/data-cmlia.html>

Paradi JC, Sherman HD, Tam FK (2018) DEA Models Overview. In: *Data Envelopment Analysis in the Financial Services Industry*. International Series in Operations Research & Management Science, vol 266. Springer, Cham

Ramos S, Vázquez-Rowe I, Artetxe I, et al (2014) Operational efficiency and environmental impact fluctuations of the basque trawling fleet using LCA+DEA methodology. *Turkish J Fish Aquat Sci* 14:77–70. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14_1_10

Seiford LM, Zhu J (2002) Modeling undesirable factors in efficiency evaluation. *Eur J Oper Res* 142:16–20. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(01\)00293-4](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(01)00293-4)

Vázquez-Rowe I, Iribarren D (2015) Review of life-cycle approaches coupled with data envelopment analysis: Launching the CFP + DEA method for energy policy making. *Sci World J* 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/813921>

Vázquez-Rowe I, Iribarren D, Hospido A, et al (2011) Computation of operational and environmental benchmarks within selected galician fishing fleets. *J Ind Ecol* 15:776–795.

Vázquez-Rowe I, Iribarren D, Moreira MT, Feijoo G (2010) Combined application of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. *Int J Life Cycle Assess* 15:272–283. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0154-9>

Vázquez-Rowe I, Villanueva-Rey P, Iribarren D, et al (2012) Joint life cycle assessment and data envelopment analysis of grape production for vinification in the Rías Baixas appellation (NW Spain). *J Clean Prod* 27:92–102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.039>

Zhu J (2015) Data envelopment analysis. A handbook of models and methods. 1st ed. Springer.

CAPÍTULO 5 – Making use of Life Cycle Assessment and Environmental Product Declarations – a survey with practitioners⁵

Bruno Menezes Galindro^{1,2}, Sebastian Welling³, Niki Bey⁴, Stig Irving Olsen⁴, Sebastião Roberto Soares², Sven-Olof Ryding³

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina – IFSC – Câmpus Gaspar, Brazil

² Department of Environmental Engineering - Federal University of Santa Catarina – UFSC – Florianópolis, Brazil

³ IVL Swedish Environmental Research Institute, Valhallavägen 81, 114 27 Stockholm, Sweden

⁴ Sustainability Division, Department of Technology, Management and Economics, Technical University of Denmark - DTU, Kgs. Lyngby, Denmark.

Abstract: Life Cycle Assessment (LCA) and Environmental Product Declarations (EPDs) represent important sources of information concerning the environmental performance of goods and services. However, their use is limited by comparability and communication issues. Therefore, this article aims to understand the use of LCA- and EPD-information from the perspective of the practitioners i.e. professionals with experience in dealing with these types of information. A survey was designed consisting of two questionnaires and two webinars, with questions related to core themes: frequency and purpose of use, comparability of LCAs and EPDs, advantages and disadvantages for practical use and reliability of different presentation formats. Also, two suggested benchmarking frameworks were presented and discussed, being later commented and evaluated by the practitioners. Out of the 55 respondents, 76% stated that they use both LCA- and EPD- information, primarily to fulfill requirements from customers, in environmental management systems and for marketing purposes. It was also stated that they use LCA- (73%) and EPD- (56%) information to make comparisons but presented different responses and no established patterns as to how it was done. Methodological limitations and harmonization of Product Category Rules (PCRs) were mentioned as limiting factors for comparisons between studies. Regarding the benchmarking frameworks, both were considered applicable in communication with consumers and between companies. It is concluded that the practitioners' view is positive regarding the use of LCA- and EPD- information in general. However, there is a need to increase

⁵ Artigo submetido para publicação no Journal of Industry Ecology.

efforts on the standardization of benchmarking procedures, in order to improve communication with non-specialist audiences.

Keywords: Life Cycle Assessment, Environmental Product Declarations, benchmarking, communication, industrial ecology.

RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS

Introdução A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e a Declaração Ambiental de Produto (DAP) representam importantes fontes de informação sobre o desempenho ambiental de produtos e serviços. No entanto, seu uso ainda é limitado por questões de comparabilidade, relacionada, por exemplo, à falta de harmonização de Regras de Categoria de Produto (RCPs) oriundas de diferentes operadores de programas. Outro fator limitante refere-se à comunicação dos resultados, uma vez que se tratam de documentos técnicos cujo entendimento pode ser difícil para públicos não-técnicos. Assim, o presente artigo busca compreender o uso das informações ambientais fornecidas pelas ACVs e DAPs do ponto de vista dos praticantes e usuários desses documentos, os profissionais com experiência em lidar com esse tipo de informação. Também objetivou-se receber comentários e sugestões sobre os formatos de apresentação dos dados e sobre duas estruturas de *benchmarking* propostas.

Material e métodos Para isso, foi elaborada uma pesquisa composta por dois questionários e dois seminários virtuais, direcionadas para profissionais com experiência prática de utilização de pelo menos um dos tipos de informação, que foram contatados inicialmente através da rede de contatos do International EPD System e por grupos de profissionais relacionados ao tema em plataformas digitais. Os questionários continham perguntas relacionadas aos temas centrais: frequência e finalidade de uso, comparabilidade das ACVs e DAPs, vantagens e desvantagens de cada um e confiabilidade dos diferentes formatos de apresentação. Nos seminários virtuais, os praticantes foram apresentados a duas propostas de estruturas de *benchmarking*: Galindro, Bey et al. (2019) e Welling e Ryding (2019), sendo posteriormente convidados a analisarem e enviarem sugestões e questionamentos para os autores. As respostas dos questionários foram organizadas e analisadas considerando as porcentagens de alternativas respondidas nas questões objetivas, enquanto as questões com respostas abertas foram analisadas e a grupadas em categorias de acordo com critérios de similaridade estabelecido pelos autores deste trabalho.

Resultados e discussão O primeiro questionário foi respondido por um total de 55 profissionais de 21 países com predomínio de europeus (76%) dos setores de serviços empresariais (16%), indústria de transformação (15%) e governo (11%). Em relação ao uso de informações ambientais, 76% dos entrevistados afirmaram utilizar tanto as informações de ACV quanto as de DAP, sendo que 43% informaram utilizar informações de ACV diariamente e 38% utilizam DAPs nessa mesma frequência. Quanto ao propósito do uso, os praticantes afirmaram que buscam essas informações principalmente para atender aos requisitos dos clientes, nos sistemas de gestão ambiental e de marketing. Em relação ao uso das informações para comparar diferentes produtos, percebe-se que há uma diferença na percepção dos praticantes em relação a DAP e ACV. Embora a maioria dos entrevistados tenha usado essas informações para fazer comparações em ambos os casos, 73% dos profissionais afirmaram usar informações de ACV, enquanto o uso de informações de DAP para esse fim foi citado por 56% mas apresentaram respostas diferentes sem nenhum padrão estabelecido sobre como fazê-lo. Entre as razões para não usar informações de DAP para comparações, foram citadas limitações metodológicas, a proliferação de operadores de programas, diferentes escopos nos estudos e a ausência de *benchmarks*. Em relação às propostas apresentadas, ambas foram consideradas aplicáveis na comunicação com os consumidores, entre as empresas bem como em sistemas de certificação e rotulagem.

Conclusões Conclui-se que a visão dos praticantes é positiva quanto ao uso destas informações, especialmente quanto a ACV, e ambas são consideradas mais confiáveis quando comparadas com outras formas de comunicação ambiental. As respostas mostram que as informações das ACVs são utilizadas inclusive em comparações, que não são necessariamente previstas na norma e dependem de muitas premissas para serem realizadas. O segundo questionário mostrou que os praticantes entendem que, no caso de comunicação voltada para públicos não especializados, devem ser buscados formatos de apresentação mais simples, como pontuações individuais agregadas ou indicadores únicos. Percebe-se que a comparabilidade, embora limitada em muitas situações, é uma prática recorrente entre os praticantes e a falta de diretrizes e normas nesse sentido é percebida, uma vez que as iniciativas tendem a ser isoladas e utilizam procedimentos e técnicas específicas. Portanto, é importante que sejam realizados esforços para

orientar o processo de *benchmarking*, de modo que as comparações por meio de ACVs e DAPs sejam realizadas de maneira apropriada, transparente e justa, de modo que sejam obtidos resultados confiáveis e comunicáveis.

5.1 INTRODUCTION

International standards for Life Cycle Assessments (LCA) (ISO, 2006b; c) lay the foundation for the calculation of environmental performance of products and services in accordance with a life cycle perspective. Their robust methodologies, established over more than 30 years of scientific research development, are capable of providing reliable information for the generation of potential environmental impacts of a given production chain (Guinée, 2002; Hauschild, Rosenbaum, & Olsen, 2018). However, LCA still has issues prone for improvement in order for the methodology to be recognized and expanded, such as for communication purposes and enabling comparability of the results from different LCA studies (Molina-Murillo & Smith, 2009; Reap, Roman, Duncan, & Bras, 2008; Testa, Nucci, Tessitore, Iraldo, & Daddi, 2016). One of the attempts to cope with these issues was through the standardization of environmental labelling in the ISO 14020 series of standards (ISO, 2000), especially for Type III labelling, called Environmental Product Declarations (EPDs) (Ibáñez-Forés, Pacheco-Blanco, Capuz-Rizo, & Bovea, 2016)

EPDs, the principles and requirements are described in ISO 14025 (ISO, 2006a), give information about the environmental profile of a product, in terms of resource consumption and generation of environmental impacts based on the results from Life Cycle Inventory, LCI (Fet & Skaar, 2006; Stevenson & Ingwersen, 2012). LCA studies for this purpose should be conducted according to calculation rules specified in so-called Product Category Rules (PCR) for the specific product (Del Borghi, 2013; Ingwersen & Stevenson, 2012). A PCR contains, for example, criteria for goal and scope definition, allocation procedures, cut-off criteria and selected databases for generic data, which are fundamental elements to ensure the comparability of the results of developed EPDs (Bovea, Ibáñez-Forés, & Agustí-Juan, 2014; Del Borghi, 2013; Modahl, Askham, Lyng, Skjerve-Nielssen, & Nereng, 2013; Stevenson & Ingwersen, 2012).

However, just like LCA, the EPDs also face some difficulties to enable comparability between different products and communication of the results. The first issue refers mainly to the lack of harmonization of

PCRs from different program operators (Del Borghi, 2013; Fet, Skaar, & Michelsen, 2009; Hunsager, Bach, & Breuer, 2014; Ingwersen & Stevenson, 2012; Minkov, Schneider, Lehmann, & Finkbeiner, 2015). The second issue is related to the fact that EPDs usually are seen as a technical document where the information can be difficult to understand for a non-specialist audience (Fet & Skaar, 2006; Ibáñez-Forés et al., 2016; Modahl et al., 2013; Passer et al., 2015). Rex, Fernqvist and Ryding (2019) indicate that further guidance is needed for the interpretation of the results from an LCA study, as also is addressed by Sala and Andreasson (2017), pointing out that the results need to be presented and visualized better and in understandable ways. In this sense, initiatives to benchmark results appear as a possible solution to position the environmental performance of a product among its competitors, thereby facilitating communication. However, Galindro, Zanghelini and Soares (2019) show that such initiatives are still seldom and scattered, meeting specific demands of each category of products or organizations. Brinkmann, Köhler, Boeth and Metzger (2018) point out that expectations by stakeholders on EPDs to function as a benchmarking tool are still not fulfilled. New fields of applications for LCA- and EPD-information have recently emerged in the construction sector, with credits and points granted for building certification schemes such as LEED or BREEAM (Bernardi, Carlucci, Cornaro, & Bohne, 2017; Gelowitz & McArthur, 2016). However, the use of EPDs in these certifications in practice is still low (Gelowitz & McArthur, 2016; Bienert, Geiger, & Hirsch, 2017).

In order to contribute to the development of solutions to the shortcomings highlighted above, it is important to understand the views of key stakeholders in the production chain, especially those directly involved in the elaboration, development and application of LCA- and EPD-information, namely the practitioners. The way information is used by practitioners and how to improve it are still vital aspects to be explored. The engagement of practitioners in such a process is fundamental for a successful outcome, especially for the validation and application of techniques and different presentation formats. Thus, the present article seeks to understand the use of the environmental information provided by LCAs and EPDs from the point of view of the practitioners and users of the information. This was achieved by receiving their comments and suggestions on different types of data presentation as well as feedback on two benchmarking frameworks presented. The stakeholders invited to be part of the survey are familiar with LCA- and EPD-information, thereby having good

knowledge and know-how for providing different theoretical and practical feedback to the information presented. For this, this paper is structured as follows: Section 5.2 presents the methodology involved in the application of the survey, Section 5.3 presents and discusses the results, regarding the profile of practitioners and their feedback and Section 5.4 presents the conclusions and final recommendations.

5.2 METHODS

A survey was prepared to obtain the opinion of practitioners, basically formed by professionals with quite some experience in working with information from LCAs and EPDs. The group of practitioners covers, for example, researchers, managers, directors, consultants, and advisors from different sectors of society such as business services, government, manufacturing. In common, the practitioners interviewed have experiences of using at least one type of environmental information from either EPDs or LCAs.

Three audiences were used as starting points: the large network of the International EPD[®] System including collaborators and partner companies in several countries around the world; professional groups related to the subject of LCA and EPD in the platform LinkedIn and personal contacts of the authors of this study, which together made up a total of approximately 8000 practitioners. From the contact established by E-mail, newsletters or in posts in the LinkedIn groups, practitioners were also asked to share the invitation to the survey with relevant persons in their own networks. The invitation sent to the target audience included descriptive texts of research activities of interest, with further explanations of the issues addressed, together with a link to the questionnaires, which were made available online in the Google Forms platform. To facilitate the process of getting feedback, the respondents only needed to answer the questions on the platform and submit the answers online to the researchers.

The survey consisted of two questionnaires and two webinars, details of which can be found in Supporting Information. The first questionnaire contained 26 questions related to core themes: frequency and purpose of use of the information, comparability of LCAs and EPDs, advantages and disadvantages of using such information, and reliability of different types of environmental information. In this sense, different question formats were presented, depending on the need and detail of each one of the questions, such as multiple choices, open texts, and scale assignments. The practitioners were also directed to different

questions, for example, when responding to the questions "Do you use LCA and / or EPD information?" the answer could be "Yes, I use both,". If so, the practitioner would have to answer follow-up questions for both subjects, while if the answer was "Yes, I use LCA information", the practitioner would only have to answer questions related to the use of LCA information. Therefore, the number of questions and answers given could vary among the participants.

Following the survey, practitioners were invited to attend and participate in a webinar in which two suggested benchmarking frameworks were presented and discussed according to Galindro, Bey, Olsen, Fries, and Soares (2019) and Welling and Ryding (2019). The participants were able to chat online during the webinar with the authors of the proposals, including both asking questions and giving suggestions. The second questionnaire contained 25 questions, which referred to analyses of different formats of data presentation, future perspectives of use of LCA and EPD information and feedback on the proposals presented at the first webinar. The feedback from both questionnaires was presented in a second webinar where the participants again were able to ask questions and give their feedback on the study. For those who were not able to participate in real time at the webinars, these were recorded and made available later on, where links are also available in the Supporting Information. The entire process, including questionnaires and webinars took place from August/2018 to February/2019.

The feedback given on both questionnaires was assessed and analyzed in Excel spreadsheets. For objective responses, the final percentage of respondents was considered for each of the alternatives presented. Questions with open text feedback were analyzed and grouped in categories by the authors.

5.3 RESULTS AND DISCUSSION

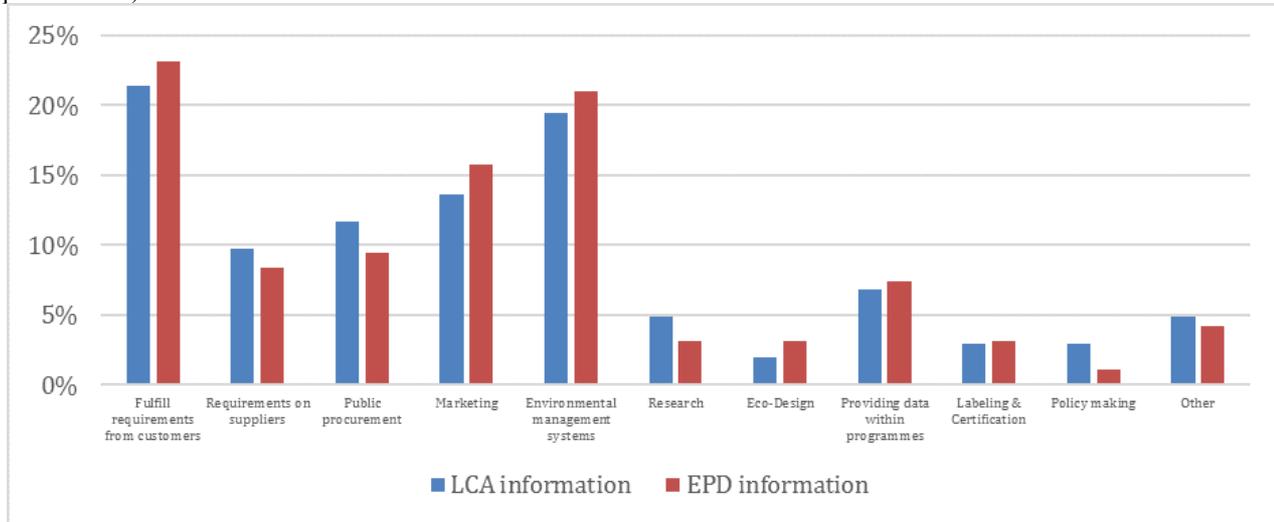
The first questionnaire was responded to by a total of 55 practitioners, divided into different sectors of society and their organizational positions. There was a presence of stakeholders from 21 different countries with a predominance of European countries (76% of the respondents). In terms of sectors, business services were the most represented (16%), followed by manufacturing companies (15%) and from governments (11%). It is worth noting that 27% of the practitioners stated to come from other sectors, which were not further specified. As for the organizational positions, most of the practitioners

were managers/leaders (33%), heads/CEOs (25%), researchers (18%) and consultants (13%).

Regarding the use of environmental information, 76% of the practitioners stated that they use both LCA- and EPD- information, 10% only LCA information, 5% only EPD information and 10% not using either type of information. When asked about the frequency of using this type of information, 43% stated using LCA- and 38% EPD-information daily. A slightly higher frequency of using LCA-information may be noted compared to EPD-information. The share of the participants that use EPD-information weekly (35%) is higher than for LCA-information (25%). Approximately a quarter of the practitioners stated that they use LCA-information (24%) or EPD-information (21%) on a monthly basis. Only a minority of practitioners stated that LCA- (8%) or EPD-information (6%) is used yearly.

Concerning the purpose of using the information, practitioners were given several options and could choose more than one for using both LCA- and EPD-information. In general, both LCA- and EPD-information were indicated with similar extent of uses with small variations between them. The numbers in terms of total responses and percentages of use in all items are presented in Figure 1. Despite the less frequent use of EPD-information, practitioners indicated that both seem to have similar applications. Specifically, the use to "Fulfill requirements from customers" was the most stated option by practitioners for both LCA- (21%) and EPD-information (23%), followed by "Environmental management systems" (19% and 21% respectively) and "Marketing" (14% and 16%, respectively). Other relevant purposes of use such as "Public procurement", "Fulfill requirements from suppliers" and "Providing data within programs" were also stated but with less frequent applications. Figure 5.1 presents the results obtained for the questions regarding the purpose of using the information.

Figure 5.1 - Purpose of using environmental information as stated by the respondents of the questionnaire (in % of the practitioners)



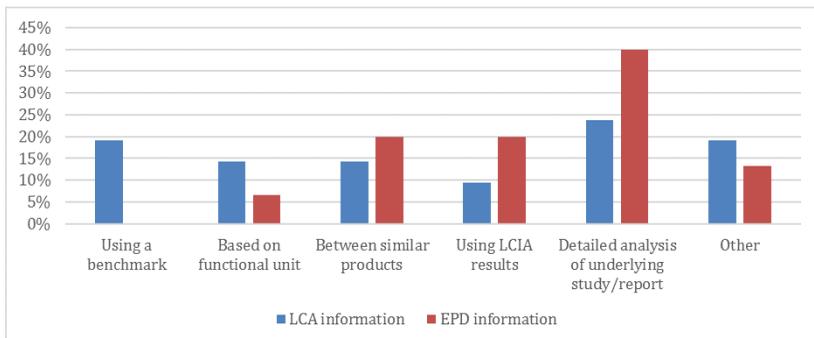
The reasons for using LCA- and EPD- information for these purposes can be clustered into six main categories. The practitioner's position and role in their organizations (38%) is by far the most relevant motive for using LCA-information, as it is the same for using EPD-information but not to the same extent (27%), following the need and requirements from the market (24%) and the quality and credibility of the information (24%). Improvement of processes and products (15%) as well as marked needs and requirements (13%) are additional motives for using LCA information.

Regarding the use of the information for comparisons of the environmental performances between different products, it is noticed that there is a difference in the perception of the practitioners in relation to LCA- and EPD-information. Most of the practitioners used this information to make comparisons both for LCA- and EPD-information. 73% of the practitioners claimed to use LCA-information for comparisons, while the corresponding use of EPD-information was less cited (56%). Methodological limitations, the proliferation of EPD program operators, different calculation assumptions in the studies and the absence of benchmarks were mentioned as some of the reasons for not using EPD-information for comparisons. It is worth noting that 73% of practitioners claimed to use EPD-information from more than one EPD program operator. Although the initial objective of using EPD-information (as advocated in ISO 14025) is to facilitate and enable comparability between the environmental performance of products, the results of the questionnaire indicate somewhat of a diversity of rules created, which may contribute to explain the lower use of EPD-information in comparisons. The many initiatives developed for making comparisons seem to indicate separate ways of following the ISO 14025 on this issue, as pointed out by Ingwersen and Stevenson (2012), Hunsager et al. (2014) and Modahl et al. (2015).

For those practitioners who answered "Yes" to the question about using the information to make comparisons, the questionnaire also included the questions "Is it possible to indicate a product with less impact to the environment through these comparisons?" and "How?". For both LCA- and EPD- information, approximately 67% of practitioners stated that "Yes" - it is possible, but with different methods and techniques applied by each of the practitioners. The methods for performing comparisons were clustered as illustrated in Figure 5.2. A detailed analysis of the underlying report and study is carried out by 40% of the practitioners that use EPD- and 24% that use LCA-information to indicate a product with less impact. The use of

benchmarks for comparisons, such as average data, best-in-class values and the worst-case scenario, was stated by 19% of the practitioners. Comparisons with similar products (19%), and the use of the results from the impact assessment (19%), including the use of Key Performance Indicators (KPIs) were stated by practitioners that use EPD-information to perform comparisons. It was noted that practitioners seem to apply the comparisons in a specific way trying to meet this demand based on the personal or stakeholders' understanding of how to interpret the LCA- or the EPD-information. None of the respondents mentioned any rule or regulations that would have been followed in relation to these procedures.

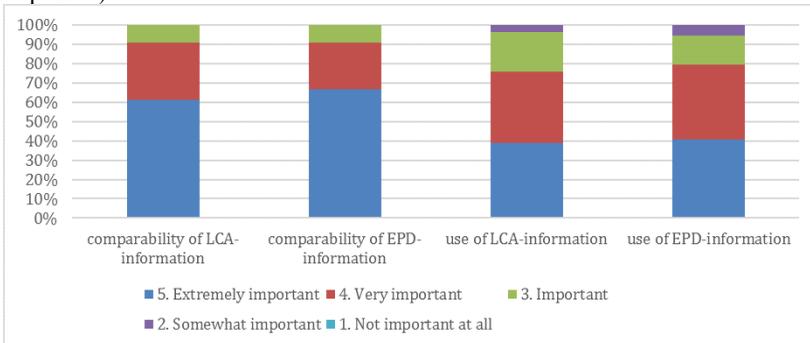
Figure 5.2 - Different methods for performing comparisons based on various environmental information (in % of the responses)



Practitioners were also asked about the importance of common calculation rules for the comparability and the use of LCA and EPD information (see Figure 5.3). For each of the four situations (use of LCA-information; use of EPD-information; comparability of LCA-information; and comparability of EPD-information), a ranking was attributed ranging from 1 "Not important at all" to 5 "Extremely important". Among all the situations presented, the comparability of EPD-information was the one where the use of common calculation rules was considered the most important, ranked 5 by 67% of practitioners and ranked 4 by 24%. Next, to the comparability of LCA-information, the calculation rules were considered "5 - extremely important" by 61% of practitioners and "4 - very important" by 30%. For the "use of EPD-information", the use of common calculation rules was ranked 5 by 39%, 4 by 37% and 3 by 20% of the practitioners. In

turn, for the "use of LCA-information" 39% practitioners considered the rules "5 - extremely important", 37% "4 - very important", and 20% "3 - important". In general, the use of common calculation rules was considered more important for comparability than for use of LCA- and EPD-information and slightly more important for EPD- than for LCA-information. This might be considered to have been expectable, since the EPDs are based on specific PCRs and their comparability is supported by applying the same calculation rules. This is not the case for traditional LCA studies in the absence of PCRs. The results from the questionnaire also show that the behavior of carrying-out comparisons differs from the requirements for comparability, as stated earlier with 73% of practitioners performing comparisons based on LCA-information and 56% of respondents based on EPD-information.

Figure 5.3 - Importance of the use of common calculation rules, i.e. based on PCRs for the use and comparability of LCA- and EPD-information (in % of the responses)



Through the options of free text answers, practitioners were able to leave their opinions of main advantages, disadvantages, strengths and weaknesses of using LCA- and EPD-information. Regarding advantages and strengths, the main aspects indicated were Credibility / Transparency (38% for LCA- and 35% for EPD-information), Decision support / Understanding of the product (21% for LCA and 27% for EPD-information) and Usability for comparisons (15% for LCA- and 31% for EPD-information). Regarding disadvantages and weaknesses, the main aspects indicated were Comparability issues (31% for LCA- and 41% for EPD-information), Difficulties to understand and interpret results (23% for LCA- and 17% for EPD-information), Uncertainty of results (21% for LCA- and 7% for EPD-information) and

methodological issues (8% for LCA- and 14% for EPD-information). Figure 5.4 and Figure 5.5 show the detail of the answers given by the practitioners. Although they are indicated as credible and transparent information by many practitioners, it is noticed that once again the limitations of comparability are indicated by practitioners as points to be improved in the future developments of LCAs and EPDs. In addition, limitations in communication and in the understanding of the results and their significance are also mentioned and address issues observed in previous studies, such as Reap et al. (2008), Molina-Murillo and Smith (2009) and Galindro, Zanghelini and Soares (2019). It is worth noting that in relation to the uncertainties of the results, practitioners considered this limitation to be more related to LCA- than to EPD-information, which may indicate that there is a common understanding that PCRs play an important role for a proper understanding of the results.

Figure 5.4 - Advantages and strengths of LCA- and EPD-information (in % of the responses)

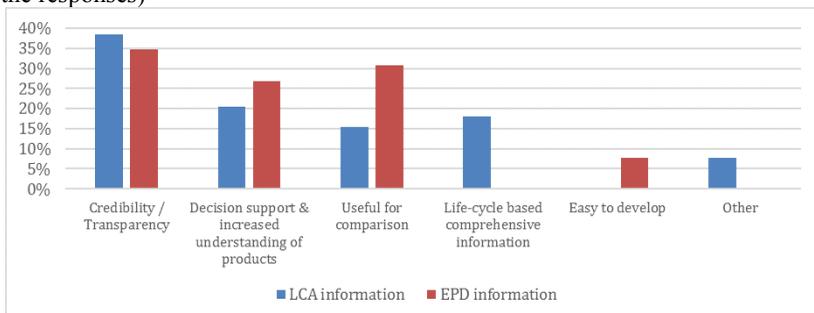
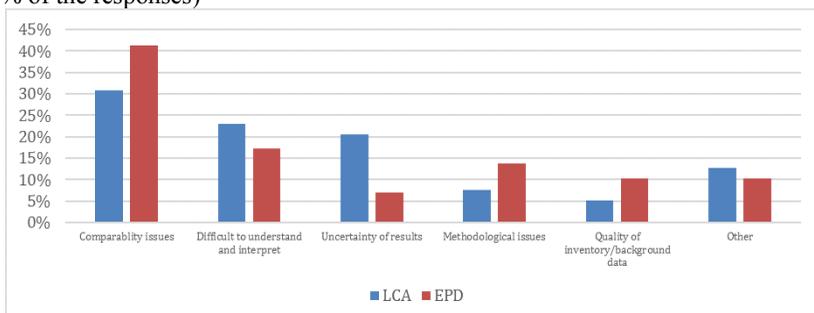
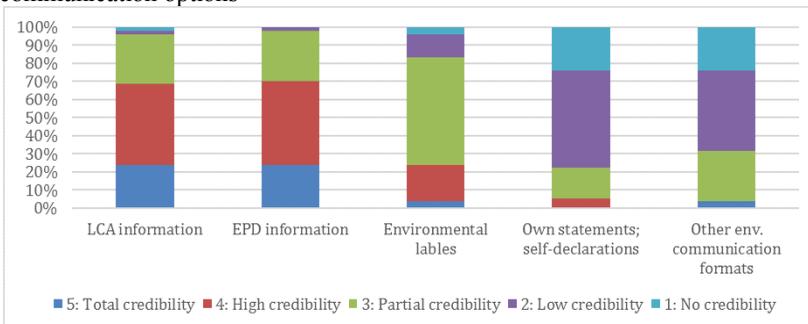


Figure 5.5 - Disadvantages and weaknesses of LCA- and EPD-information (in % of the responses)



On the concept of credibility, practitioners were asked to evaluate 5 environmental communication options: LCA-information, EPD-information, environmental labels, own statements / self-declarations and other communication formats. For this, a scale of 5 levels was presented: 1 - No credibility, 2 - Low credibility, 3 - Partial credibility, 4 - High credibility and 5 - Total credibility. EPD-information was considered to have the highest credibility, being evaluated positively (ranking 4 and 5 combined) by 70% of the practitioners. LCA-information was also positively assessed by 68% of the practitioners. In turn, the environmental labels were considered having less credibility - 59% of the practitioners. Self-declarations and other forms of communication were evaluated negatively, with rankings 1 and 2 combined by 78% and 68% of practitioners, respectively. Figure 5.6 shows the detail of practitioners' assessments of these communication options.

Figure 5.6 - Evaluation of the credibility of different environmental communication options



Practitioners' views on the credibility of environmental labels may be associated with a large proliferation of labels on the market with different approaches and methodologies with no further explanations, as indicated in the reports from the European Commission (2009, 2013a). Because the respondents are mostly familiar with experiences in the LCA field being more descriptive, it is likely that they will consider the environmental communication options that involve this methodology as being more credible. However, the result indicates that despite limitations for making use of comparisons and other related issues mentioned above, practitioners tended to prefer environmental communication options that were more closely related to a life-cycle

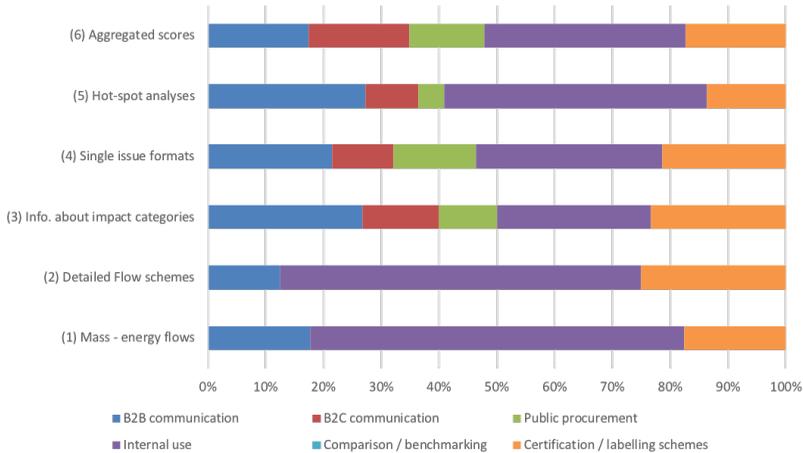
perspective, with no significant variations between LCA- and EPD-information.

The second questionnaire was given feedback to answered by 14 practitioners out of 55 possible respondents from the first questionnaire. This was to some extent expected since it was based on a follow-up from the first webinar where the benchmarking frameworks were presented. The composition of the practitioners that responded the survey showed a majority of European representatives (71%), with organizational positions of researchers (50%) and consultants (14%) working in the education (36%) and manufacturing (29%) sectors.

In this second questionnaire, participants were asked what type of application they would prefer to use for six different presentation formats for information based on LCA- or EPD-information. The results are presented Figure 5.7, where (1) results describe mass- and energy flows in an inventory table, (2) detailed flow schemes covering inputs and outputs to and from all unit processes, (3) information about environmental problems for different so-called environmental impact categories, (4) specific information on “single issue” communication formats such as Carbon Footprint, (5) results from “hot-spot analyses” giving a rough indication of the extent of the environmental impact in the various phases of a product’s life cycle, and (6) as an aggregated and weighed assessment of the total environmental impact expressed in simple quantitative ways indicated by ranges and simple scales using different colors.

In general, all presentation formats were considered appropriate for internal use, highlighted as the most appropriate use for five of the six formats. In addition, it may be noted that the simpler presentation formats (e.g. aggregated single scores and hot-spot analyses) were considered more appropriate to perform comparisons and benchmarking. However, none of the suggested formats was generally recommended by most practitioners for use directed to non-specialist audiences such as certification/labelling schemes, business-to-business (B2B) and business-to-consumer (B2C) communication.

Figure 5.7 - Types of applications for different presentation formats for LCA- and EPD-information



When practitioners were asked “Is it able to develop a fair benchmark based on products of the same product category, as defined in product category rules, used to develop EPDs?”, the responses were divided in their understanding since 50% answered “Yes” and 50% answered “No”. Among the limitations in the development of benchmarks, issues regarding the consistency of the databases used, variations of the boundaries of the evaluated system, methodological choices (such as the adopted emission factors) and the granularity of product categories were all mentioned. In general, some problems pointed out seem to be especially related to the need for harmonization and consistency of PCRs, as well as the understanding of some practitioners that products within the same product category are not comparable because they may have different functions. However, some practitioners claimed that it is not possible to find an ideal solution and that a benchmark initiative can contribute to a better comparability of EPD-information and support decision making, since they have been developed for the same PCRs.

The overall opinions of the practitioners as a result of the second questionnaire seem to be consistent with the questions already pointed out by some previous studies such as Fet and Skaar (2006), Ingwersen and Stevenson (2012), Modahl et al. (2013), Hunsager et al. (2014), Minkov et al. (2015) and Ibáñez-Forés et al. (2016) regarding the need

to increase efforts to harmonize PCRs. Such an attempt should preferably establish common calculation rules that meet the specifications of each product category and provide a detailed framework of guidelines and procedures to be adopted for proper communication. Despite the efforts already made in the harmonization of the PCRs, such as the publication of the Guidance for Product Category Rule Development (GPCRD) (Ingwersen & Subramanian 2014), the development of the technical standard ISO/TS 14027:2017 (ISO 2017) and recent initiatives to harmonize Mutual Recognition Agreements (MRA), the practitioners seem to consider that the use of EPD-information for comparison and benchmarking is still somewhat limited.

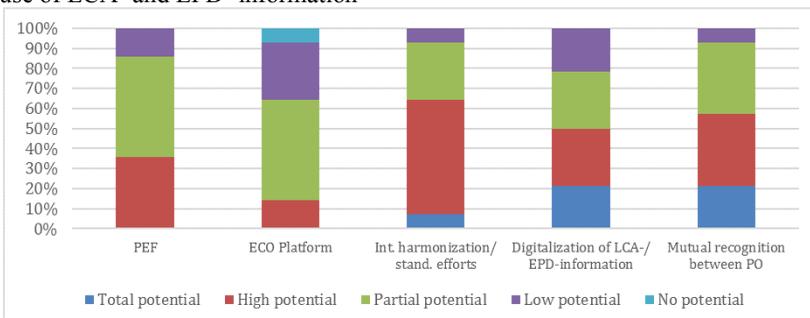
Regarding the feedback of the benchmarking frameworks presented (see Supporting Material), 43% of the respondents considered the work of Welling and Ryding (2019) to be applicable in B2B communication and Eco-design. B2B communication, marketing, policy-making, public procurement and research were considered by 36% of the respondents as important application areas for broader applications. Despite the fact that variations in the communication formats facilitate meeting a number of needs for different audiences of the environmental information, the foundation elements for the comparability, e.g. functional unit, system boundaries and other underlying calculation rules, of the information, were all identified as key aspects for the applicability of the benchmarking proposal. A further regional or product specific division of the properties is suggested by the respondents of the study, as well as consideration of geographical validity and time representativeness of the results. 57% of the practitioners considered the proposal of Welling and Ryding (2019) feasible for application in different product categories. It is stated that due to the current lack of data within other product categories, the applicability may increase with greater availability of LCA- and EPD-information.

The benchmarking framework suggested in Galindro, Bey et al. (2019) was considered to be applicable in B2C communication by 43% of practitioners, in product comparisons by 36% and in research by 29% of respondents. In general, despite considering the proposal complex and requiring more information for a better understanding of the framework, 64% of practitioners considered the proposal somewhat applicable for application in different product categories. Because the benchmarking framework of Galindro, Bey et al. (2019) is based on a linear programming methodology, there are some procedures and

considerations that need to be presented in more detail. This may have caused the difficulty in understanding the framework by the practitioners, once they were introduced to the concepts through the webinar presentation. It is expected that further dissemination of the proposal will make its content clearer as well as its feasibility for implementation. In any case, also this suggested framework was perceived as having the potential to contribute to communication and made the results clearer for non-specialist audiences.

In terms of potentials to promote and facilitate the interpretation and use of LCA- and EPD-information in the future, practitioners were asked to evaluate five different options: Product Environmental Footprint (PEF); ECO Platform; International harmonization and standardization efforts; Digitalization of LCA and EPD information; and MRA (see Supporting Material for further information and references). The practitioners considered that international harmonization and standardization efforts, MRA between program operators and digitalization of LCA- and EPD-information have greater potential for practical use, being indicated as high or total potential by 64%, 57% and 50% of practitioners, respectively (Figure 5.8). The results from the questionnaire may indicate that initiatives taken at an early stage of development are expected to have greater potential compared to programs in more advanced stages of implementation or already in operation, such as PEF (European Commission, 2013b) and ECO Platform (2019). However, it is worth mentioning that the question of harmonization and standardization seems to arise as a very recurrent demand by practitioners, together with other initiatives with complementary objectives.

Figure 5.8 - Potentials of selected options to promote future interpretation and use of LCA- and EPD- information



5.4 CONCLUSIONS

This article describes results from a study that intended to understand how environmental information from LCAs and EPDs are used by different practitioners. Through two online questionnaires, stakeholders were able to provide their views about the reliability, use, and application of the results of LCA- and EPD-information. The study also captured practitioners' opinions and suggestions on suitable ways to present the information, as well as their feedback on two suggested frameworks for benchmarking, via two webinars.

Regarding reliability of LCA- and EPD-information, practitioners generally have a positive view regarding the use and application of these types of data, being somewhat more pronounced for LCA-information. Results from LCA and EPD studies can be used for different applications, such as marketing, public procurement, communication, environmental management, and strategic development. These applications are generally considered more reliable when compared to other forms of environmental communication, such as ecolabels and self-declarations. LCA typically is seen as a more robust methodology and should therefore be used more widely in several practical market applications.

The practitioners' general perception showed that the LCA-information are applied even when comparing the environmental performance of products, which is not necessarily the main focus of LCA, according to relevant international standards. EPD-information are also used for such comparisons, but to a lesser extent than for LCA-information, which were claimed being due to the limited use of common calculation rules. Common calculation rules are very important both for the use and comparability of results from LCA- and EPD-information, emphasizing the need for more harmonization efforts when developing PCRs. This article shows that comparing the environmental performance of products, despite of current limitations, is a recurrent activity among practitioners. The perceived lack of official guidance tends to increase diversification of initiatives in terms of use of specific procedures and techniques for calculations and comparisons. It is therefore important that efforts are made to guide harmonization of PCRs so that comparisons based on LCA- and EPD-information can be carried out in an appropriate, transparent and fair manner.

The second questionnaire showed that practitioners agree that in the case of communication aimed at non-specialist audiences (B2B and B2C, for example), simpler presentation formats such as aggregated

single scores or unique indicators should be preferred. Benchmarking frameworks proposed by the authors in previous studies, were seen as having good potential for being implemented for both B2C communication and for use in certification/labelling schemes. Limitations were brought forward also for these types of applications based on EPD data due to lack of both harmonization and common calculation rules, which underlines the need for progress to overcome some of the limitations. However, the limited number of respondents to the questionnaire does not allow a dedicated in-depth analysis on the validation of the proposals, requiring a greater dissemination and presentation of these proposals for a wider range of practitioners in the future.

The comparatively low number of respondents of the first and especially of the second questionnaire can be considered limiting factors for the analysis of the results drawn in this study. Of course, the approach taken in this study, even though it is practical and cost-effective to be able to receive inputs from experts on a global scale, limits responses to participants who are willing to fill the forms and attend webinars. Other approaches such as hosting workshops or organizing side events for specific purposes at conferences could increase response rates but could as well restrict access to certain stakeholders having possibilities to participate at international events. Nevertheless, this study still allowed to infer that practitioners in fact ask for more comparability. It was possible to understand the practitioners' practice in relatively high detail and also to capture their future needs towards LCA and EPD application.

5.5 REFERENCES

- Bernardi, E., Carlucci, S., Cornaro, C., & Bohne, R. A. (2017). An analysis of the most adopted rating systems for assessing the environmental impact of buildings. *Sustainability (Switzerland)*, 9(7), 1–27. <https://doi.org/10.3390/su9071226>
- Bienert, S., Geiger, P., & Hirsch, J., 2017. *Grün kommt! Europäische Nachhaltigkeitsstatistik 2017*, Frankfurt am Main: RICS Deutschland.
- Bovea, M. D., Ibáñez-Forés, V., & Agustí-Juan, I. (2014). Environmental product declaration (EPD) labelling of construction and building materials. In *Eco-Efficient Construction and Building Materials* (pp. 125–150).

Brinkmann, T., Köhler, S., Boeth, A., Metzger, L., 2018. Environmental Product Declarations. Benefits, Expectations and Fulfilments – A Stakeholder View. Part 1. Retrieved from: <https://www.brandsandvalues.com/study1-epd-environmentalproductdecl>

Del Borghi, A. (2013). LCA and communication: Environmental Product Declaration. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(2), 293–295. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0513-9>

ECO Platform (2019). *Welcome to ECO Platform*. Retrieved from: <https://www.eco-platform.org/>.

European Commission. (2009). Europeans' attitudes towards the issue of sustainable consumption and production: analytical report. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

European Commission. (2013a). Attitudes of Europeans towards building the single market for green products. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

European Commission. (2013b). Communication from the commission to the European Parliament and the Council. Building the Single Market for Green Products Facilitating better information on the environmental performance of products and organisations. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Fet, A. M., & Skaar, C. (2006). Eco-labeling, Product Category Rules and certification procedures based on ISO 14025 requirements. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 49–54. <https://doi.org/10.1065/lca2006.01.237>

Fet, A. M., Skaar, C., & Michelsen, O. (2009). Product category rules and environmental product declarations as tools to promote sustainable products: Experiences from a case study of furniture production. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 11(2), 201–207. <https://doi.org/10.1007/s10098-008-0163-6>

Galindro, B. M., Bey, N., Olsen, S. I., Fries, C. E., & Soares, S. R. (2019). Use of Data Envelopment Analysis to benchmark

Environmental Product Declarations - a suggested framework. *International Journal of Life Cycle Assessment*. (Under publication). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01639-1>

Galindro, B. M., Zanghelini, G. M., & Soares, S. R. (2019). Use of benchmarking techniques to improve communication in life cycle assessment: A general review. *Journal of Cleaner Production*, 213, 143–157. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.147>

Gelowitz, M. D. C., & McArthur, J. J. (2016). Investigating the Effect of Environmental Product Declaration Adoption in LEED® on the Construction Industry: A Case Study. *Procedia Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.04.014>

Guinée, J. B. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment, Operational Guide to the ISO Standards*. Geneva, Switzerland: Springer.

Hauschild, M.Z.; Rosenbaum, R.K.; Olsen, S.I. (2018) *Life Cycle Assessment: theory and practice*. Geneva, Switzerland: Springer.

Hunsager, E. A., Bach, M., & Breuer, L. (2014). An institutional analysis of EPD programs and a global PCR registry. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 786–795. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0711-8>

Ibáñez-Forés, V., Pacheco-Blanco, B., Capuz-Rizo, S. F., & Bovea, M. D. (2016). Environmental Product Declarations: exploring their evolution and the factors affecting their demand in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 116, 157–169. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.078>

Ingwersen, W. W., & Stevenson, M. J. (2012). Can we compare the environmental performance of this product to that one? An update on the development of product category rules and future challenges toward alignment. *Journal of Cleaner Production*, 24, 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.040>

Ingwersen, W.W. and V. Subramanian. 2014. Guidance for product category rule development: process, outcome, and next steps. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19(3): 532–537.

ISO 14020:2000 (2000) International standard – Environmental labels and declarations – General principles. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

ISO 14025:2006 (2006a) International standard – Environmental labels and declarations. Type III environmental declarations—principles and procedures. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

ISO 14040:2006 (2006b) International standard – Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

ISO 14044:2006 (2006c) International standard – Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

ISO/TS 14027:2017 (2017) International standard — Environmental labels and declarations — Development of product category rules. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland

Minkov, N., Schneider, L., Lehmann, A., & Finkbeiner, M. (2015). Type III Environmental Declaration Programmes and harmonization of product category rules: Status quo and practical challenges. *Journal of Cleaner Production*, 94, 236–246.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.012>

Modahl, I. S., Askham, C., Lyng, K. A., Skjerve-Nielssen, C., & Nereng, G. (2013). Comparison of two versions of an EPD, using generic and specific data for the foreground system, and some methodological implications. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 241–251. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0449-0>

Molina-Murillo, S. A., & Smith, T. M. (2009). Exploring the use and impact of LCA-based information in corporate communications. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(2), 184–194.
<https://doi.org/10.1007/s11367-008-0042-8>

Passer, A., Lasvaux, S., Allacker, K., De Lathauwer, D., Spirinckx, C., Wittstock, B., Kellenberger, D., Gschösser, F., Wall, J., Wallbaum, H. (2015). Environmental product declarations entering the building sector: critical reflections based on 5 to 10 years experience in different European countries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(9), 1199–1212. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0926-3>

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: Goal and scope and inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 290–300. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x>

Rex, E., Fernqvist, N., Ryding, S-O, 2019. Recommendation and context: the missing links for increased life cycle impact in large industry organisations. Submitted to *International Journal of Life Cycle Assessment*.

Sala, S., & Andreasson, J. (2018). Improving Interpretation, Presentation and Visualisation of LCA Studies for Decision Making Support. In E. Benetto, K. Gericke, & M. Guiton (Eds.), *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies: From Science to Innovation* (pp. 337–342). https://doi.org/10.1007/978-3-319-66981-6_37

Stevenson, M. J., & Ingwersen, W. W. (2012). Environmental Product Claims and Life Cycle Assessment. In M. A. Curran (Ed.), *Life Cycle Assessment handbook: a guide to environmentally sustainable products* (pp. 475–543). <https://doi.org/10.1002/9781118528372.ch22>

Testa, F., Nucci, B., Tessitore, S., Iraldo, F., & Daddi, T. (2016). Perceptions on LCA implementation: evidence from a survey on adopters and nonadopters in Italy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(10), 1501–1513. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1106-9>

Welling, S., Ryding, S-O., 2019. Making use of LCA- and EPD-information in Market Applications: Statistical Analyses of the distribution of environmental performance of products in the food- and construction sector. Submitted to *International Journal of Life Cycle Assessment*.

CAPÍTULO 6 – Conclusão geral

Diante do exposto na fundamentação teórica (Capítulo 2) e apresentados nos elementos introdutórios dos capítulos 3, 4 e 5, pode-se afirmar que a comunicação é um elemento fundamental a ser explorado a fim de facilitar o entendimento das informações apresentadas em estudos de Avaliação de Ciclo de Vida e, conseqüentemente, nas Declarações Ambientais de Produto. A alta complexidade que acompanha os resultados de uma ACV, observada, por exemplo, na ocorrência de *trade-offs* entre os indicadores, reforça a necessidade de inclusão de técnicas tais como as de *benchmarking* na etapa de interpretação. Desse modo, é possível aumentar a abrangência da ACV em termos de usuários e ao envolvimento de diferentes *stakeholders*, nas diferentes etapas do processo de tomada de decisão.

Nesta tese, foram identificadas técnicas potenciais a serem aplicadas no contexto das DAPs (Capítulo 3), limitações e procedimentos a serem adotados (Capítulo 4) e o entendimento dos praticantes de ACV quanto ao uso dessas informações, bem como a avaliação da estrutura sugerida (Capítulo 5). Os resultados serão apresentados resumidamente de acordo com as perguntas de pesquisa definidas na presente tese, em atendimento a hipótese estabelecida e aos objetivos propostos.

6.1 RESPOSTAS ÀS PERGUNTAS DE PESQUISA E ANÁLISE DA HIPÓTESE

Com relação à pergunta de pesquisa número (1) **“Como estabelecer um sistema de classificação de produtos da mesma categoria com base nas informações das DAPs?”**, percebe-se que a Análise Envoltória de Dados (DEA) demonstrou ser uma técnica com capacidade para servir como base para o desenvolvimento desse sistema. A partir da premissa de comparabilidade conferida aos estudos desenvolvidos no contexto de uma mesma Regra de Categoria de Produto (RCP), é possível utilizar os dados apresentados nas DAPs para executar uma análise de eficiência com base nos indicadores de AICV.

Em termos de inovação, a presente tese se utiliza dessa característica de comparabilidade para buscar uma alternativa que até então vinha sendo aplicada em contexto mais voltado a eficiência organizacional, para servir como fundamento nas comparações de produtos dentro de uma mesma categoria. O resultado final da estrutura proposta, que estabelece um indicador de eficiência entre 0 (menos

eficiente) a 1 (mais eficiente) e subsequentemente, uma classificação em 5 níveis, demonstrou-se replicável a diferentes categorias de produto e identifica aqueles que foram capazes de produzir uma mesma unidade funcional/declarada gerando menores impactos ambientais, conforme os parâmetros estabelecidos na análise.

Dessa forma, considera-se que a estrutura proposta é representativa para as categorias de produtos a serem analisadas e contribui para a tomada de decisão dos *stakeholders* envolvidos. Isso torna a proposta uma alternativa importante para auxílio da interpretação e comunicação das DAPs no Brasil, e a posiciona como um elemento complementar da discussão sobre utilização de técnicas de *benchmarking* em ACV e DAP também em nível internacional.

A segunda pergunta de pesquisa (2) **“Como otimizar a comunicação das informações contidas em uma DAP?”** é respondida em dois momentos: do ponto de vista técnico, é respondida no item 4.4.3 do Capítulo 4, onde em comparação a métodos convencionais de pontuação única, a estrutura proposta foi capaz de classificar os produtos dispensando procedimentos de normalização e ponderação; do ponto de vista dos *stakeholders*, pelos resultados da consulta aos praticantes de ACV (item 5.3, Capítulo 5), que afirmam que as DAPs devem apresentar informações simplificadas, indicadores únicos e sistemas de códigos de letras e cores, além de outras diretrizes apontadas em detalhes no capítulo 5. Dessa forma, considera-se que a estrutura proposta nesta tese vai ao encontro das demandas apontadas pelos praticantes e, por isso, tende a contribuir na melhoria da comunicação das DAPs.

Portanto, é confirmada assim a hipótese, de que a aplicação de uma técnica de *benchmarking* permite o desenvolvimento de um sistema de classificação de produtos de uma mesma categoria com base em dados provenientes das DAPs, que otimiza a comunicação das informações ambientais do produto.

6.2 ATENDIMENTO AOS OBJETIVOS PROPOSTOS

O objetivo geral desta tese, definido como **“desenvolver um sistema de benchmarking com base nas informações contidas nas Declarações Ambientais de Produto, a fim de otimizar a comunicação dos aspectos ambientais”** foi alcançado por meio da criação de uma estrutura fundamentada em DEA e um sistema de classificação, com a descrição detalhada dos procedimentos, testes em

estudos de caso, comparação com outros métodos de pontuação única e apresentação para praticantes de ACV.

Com relação ao atendimento ao objetivo específico (1) **Identificar e propor técnicas de *benchmarking* potencialmente viáveis para a aplicação nos dados contidos nas DAPs**, considera-se que foi alcançado pela revisão bibliográfica apresentada no Capítulo 3 e listada no Apêndice A desta tese. A consolidação desse objetivo foi fundamental para o embasamento da definição dos elementos da estrutura de *benchmarking* proposta.

Por sua vez, o objetivo específico (2) **Estruturar as etapas de procedimentos a serem adotados para aplicação do sistema proposto** compõe o elemento central dessa tese. Seus resultados foram alcançados através da implementação de uma estrutura mista envolvendo análises estatísticas, DEA e análise de *clusters* para estabelecer um sistema de classificação. A síntese desse objetivo é apresentada no Capítulo 4, especificamente dentro do item 4.3.1 – **Suggested framework**.

Quanto ao objetivo específico (3) **Validar a estrutura sugerida a partir da análise da viabilidade prática da sua aplicação em dados publicados**, considera-se que seu resultado foi atingido com a aplicação de estudos de caso de produtos de panificação e materiais de isolamento. Tal objetivo foi traçado para investigar a efetividade da estrutura proposta e compará-la a outros métodos utilizados no processo de elaboração de sistemas de classificação. Sua concretização é apresentada em maiores detalhes no capítulo 4, mais especificamente nos itens 4.3.2 e 4.4.

Da mesma forma, o objetivo específico (4) **Verificar o entendimento dos *stakeholders* sobre a utilização das informações das DAPs e sobre a usabilidade da estrutura sugerida** foi estabelecido para complementar a validação proposta no objetivo específico 3, além de coletar informações dos praticantes de ACV quanto a sugestões e alterações na estrutura. Seu resultado é apresentado e discutido ao longo do Capítulo 5, mais especificamente no item 5.3.

6.3 ANÁLISE CRÍTICA

Apesar dos objetivos propostos terem sido atendidos, foram identificadas algumas limitações na presente tese no decorrer do seu desenvolvimento. Essas questões devem ser percebidas como oportunidades de estudos futuros, sugestões para desenvolvimento de programas, políticas públicas e eventuais análises complementares.

A premissa assumida nessa tese, de que DAPs construídas com base em uma mesma RCP são comparáveis, é questionada por alguns pesquisadores e ou *stakeholders* na cadeia produtiva. A partir dessa linha de raciocínio, há um entendimento de que embora façam parte de uma mesma categoria, alguns produtos não são comparáveis entre si, pois executam funções diferentes. Alguns exemplos citados quanto a essa restrição são os tipos de cimento que são utilizados em aplicações diferentes (fundação, contrapisos, lajes e paredes) ou ainda, produtos absorventes de higiene, que incluem fraldas para diferentes faixas etárias, toalhas de papel e absorventes íntimos. O entendimento desta tese, conforme citado na conclusão do capítulo 4 é de que essa limitação em termos de função quando ocorre, não é impeditiva de uma análise de eficiência, que resulte em um sistema de comparação. Entende-se também que a decisão de compra considera prioritariamente outros critérios, tais como custos, qualidade e função antes de considerar o critério ambiental. De tal modo que o tomador de decisão ponderará esses critérios previamente, ou seja, o critério ambiental será adotado somente quando as prioridades tiverem sido atendidas. Sendo assim, na prática afasta-se a possibilidade de uma comparação injusta entre produtos destinados a funções diferentes.

No entanto, a investigação prática nos dados das DAPs revelou limitações mesmo dentro de uma única categoria de produtos. Há diversas situações nas quais são encontradas diferentes unidades funcionais ou declaradas mesmo nesse contexto o que, nesse caso, limita a comparabilidade entre os dados de DAPs e contraria o princípio básico que rege a elaboração desses documentos. Do mesmo modo, dentro de uma mesma RCP há margem para utilização de diferentes métodos de AICV e diferentes formas de apresentação do ICV (como por exemplo, o consumo de energia, que pode ser apresentado em massa de combustíveis ou em poder calorífico). Também podem ser encontrados diferentes métodos de alocação, regras de corte, considerações sobre transporte dos produtos. Ou seja, a necessidade de harmonização das RCPs, mencionada no item 5.5 do Capítulo 5 é reforçada e precisa ir além do que já tem sido questionado: é preciso rediscutir a formação das categorias de produto e restringir as possibilidades de diferentes abordagens durante a elaboração das DAPs. Critérios mais claros e detalhados tendem a favorecer a comparabilidade e contribuir no cumprimento das premissas básicas da rotulagem tipo III.

Quanto a validação por *stakeholders* da estrutura sugerida, a representatividade do grupo de respondentes aos questionários apresentados nos apêndices B e C pode ser questionada, em especial por

dois motivos: a limitação da análise aos praticantes de ACV e ao número de respondentes, principalmente do segundo questionário. No que se refere ao primeiro ponto, entende-se que de fato é uma lacuna a ser preenchida nessa tese, mas com a ressalva de que por se tratar de procedimentos que demandam algum conhecimento técnico e dessa forma, de difícil compreensão para o consumidor final, por exemplo. Um segundo momento deveria incluir outros membros não-organizados da sociedade, analisando especialmente a compreensão dos resultados finais, apresentados em letras ou escala de cores. Quanto ao número de respondentes, entende-se que por se tratar de uma proposta nova, que incorpora elementos de engenharia de produção, tais como a análise de eficiência, a estrutura tornou-se de difícil compreensão em uma primeira análise mesmo para aqueles que possuem conhecimento técnico e especializado sobre DAPs e ACVs. Espera-se que futuramente, com análises mais prolongadas e maiores debates sobre essa proposta, seja possível um diagnóstico mais preciso.

6.4 CONCLUSÃO

Conclui-se, portanto, que a comunicação das informações contidas em uma DAP é beneficiada pela aplicação de técnicas de *benchmarking* aos dados. A introdução desses elementos ao processo de interpretação dos resultados contribui para o estabelecimento efetivo da premissa de comparabilidade estabelecida na concepção desse tipo de rotulagem ambiental. Um sistema de classificação entre produtos de uma mesma categoria torna a informação mais acessível a diversos *stakeholders* da cadeia produtiva, em especial àqueles que não possuem conhecimento prévio avançado sobre o desenvolvimento de estudos de ACV. Dessa forma, é possível apresentar as informações sobre o desempenho ambiental dos produtos de forma a fomentar a tomada de decisão em busca daqueles considerados ambientalmente mais amigáveis.

Nesse sentido, a estrutura sugerida nesta tese, que inclui análises estatísticas, análise de eficiência através de DEA e formação de *clusters* para classificação dos produtos apresenta potencial para implementação em políticas públicas e em programas voluntários de rotulagem ambiental, por exemplo. Conforme demonstrado, a estrutura é capaz de estabelecer um indicador único de eficiência, que indica aqueles produtos que foram capazes de produzir uma mesma unidade funcional/declarada gerando menos impactos ambientais, conforme os indicadores considerados, além de dispensar o uso de fatores, tais como

os de normalização. Esta condição permite que a estrutura seja utilizada para classificar os produtos de forma a otimizar a comunicação das informações ambientais.

Portanto e por fim, considera-se a estrutura sugerida representativa das categorias de produto e aplicável ao contexto das informações provenientes das Declarações Ambientais de Produto.

6.5 PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS

Algumas lacunas são identificadas para o desenvolvimento dos campos de pesquisa relacionados a esta tese. Além das sugestões apresentadas nas conclusões dos capítulos 3, 4 e 5, outras possibilidades para estudos e trabalhos futuros são indicadas a seguir:

- Análise de composição das categorias de produto, de forma a sugerir estruturas mais homogêneas, especialmente no que se refere a unidades funcionais/declaradas.

- Análise do teor das informações contidas das DAPs, em uma perspectiva semelhante a uma “auditoria”, verificar a completeza, a precisão dos dados e aprimorar o processo de verificação por terceira parte.

- Testar a estrutura sugerida em novas categorias de produto, de forma a confirmar a viabilidade e usabilidade dos resultados obtidos.

- Verificar a percepção dos consumidores finais quanto a possibilidade de utilização dos resultados em um selo ambiental, de modo a contribuir na comunicação com esse público específico.

- Desenvolver um sistema *online* dinâmico de aplicação da estrutura, no qual o banco de dados das DAPs mantém-se atualizado e os resultados são obtidos conforme as informações incluídas. Uma interface dessa natureza poderia ser acessada por diferentes *stakeholders*, incluindo os consumidores finais, no qual há possibilidade de comparações conforme critérios estabelecidos pelo tomador de decisão.

- Relação dos indicadores de DAPs com limites absolutos de sustentabilidade, tais como as fronteiras planetárias, a fim de obter resultados que relacionem os produtos a uma perspectiva global de geração de impactos ambientais.

APÉNDICE A - References considered in Chapter 3 (chronologically ordered), publishing year, perspective and benchmarking technique applied

N	Authors	Year	Vehicle publication of	Perspective	Benchmarking technique	Object of study	Main objective
1	Nissinen et al.	2007	Journal of Cleaner Production	Product	Anchoring	Generic	Develop different benchmarks to which the LCA results of various products can be compared
2	Curzons et al.	2007	International Journal of Life Cycle Assessment	Product	Statistical Analyzes	Active Pharmaceutical Ingredients (APIs)	Develop an environmental assessment tool for GlaxoSmithKline products and processes
3	Lozano et al.	2009	Science of The Total Environment	Organizational	DEA	Mussel cultivation	Establish a direct link between operational efficiency and environmental impacts using LCA + DEA
4	Iribarren et al.	2010	Science of the Total Environment	Organizational	DEA	Dairy farms / mussels	Make way for the implementation of LCA + DEA methodology, check its limitations and advantages
5	Kaufman et al.	2010	Environmental Science and Technology	Organizational	Statistical Analyzes	Waste management systems	Develop a Cumulative Energy Demand-based metric called Resource Conservation Efficiency
6	Gutiérrez et al.	2010	Journal of Industrial Ecology	Product	Statistical Analyzes	Electrical and electronical consumer products	Reduce the dimensionality of the data of a LCA through statistical analysis Principal Component Analysis (PCA) and Multidimensional Scaling (MDS)
7	Vázquez-Rowe et al.	2010	International Journal of Life Cycle Assessment	Organizational	DEA	Fisheries (trawling vessels)	Propose a methodology that combines operational and environmental performance through LCA + DEA
8	Lozano et al.	2010	Resources, Conservation and	Organizational	DEA	Mussel cultivation	Verify eco-efficiency through the application of LCA+ DEA

9	Collado-Ruiz and Ostad-Ahmad-Ghorabi	2010	Recycling Journal of Cleaner Production	Product	Statistical Analyzes	Packages	Develop reference ranges for a new product being developed in comparison to competing products
10	Vázquez-Rowe et al.	2011	Journal of Industrial Ecology	Organizational	DEA	Fisheries (trawling vessels)	Evaluate the operational and environmental performance of fishing activities, integrating these two aspects
11	Iribarren et al.	2011	Science of the Total Environment	Organizational	DEA	Dairy farms	Conduct eco-efficiency evaluation of dairy farms
12	Hagemann et al.	2011	Animal Feed Science and Technology	Organizational	Statistical Analyzes	Dairy farms	Develop a benchmarking approach and evaluate GHG emissions in different types of dairy farms
13	Tatari and Kuckuvar	2012	Journal of Construction Engineering and Management	Product	DEA	Construction materials	Analyze the eco-efficiency of construction materials
14	Vázquez-Rowe et al.	2012	Journal of Cleaner Production	Organizational	DEA	Vineyards	Apply LCA + DEA to wineries
15	Iribarren et al.	2013	Energy	Organizational	DEA	Wind farms	Conduct benchmarking of operational and environmental performance of wind farms
16	Li et al.	2013	Proceedings of the 2013 Airfield and Highway Pavement Conference	Product	DEA	Warm mix asphalt	Evaluate the performance of warm mix asphalt technology
17	Mohammadi et al.	2013	Journal of Cleaner Production	Organizational	DEA	Soybean farms	Evaluate operational and environmental efficiency of soybean farms
18	Avadí et al.	2014	Journal of Cleaner Production	Organizational	DEA	Fisheries (trawling vessels)	Assess the environmental and operational performance of the anchoveta fishing fleet

19	Ramos et al.	2014	Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences	Organizational	DEA	Fisheries (trawling vessels)	Verify ecoefficiency through the application of LCA + DEA. Assess the variability of annual generation of environmental impacts
20	Basurko and Mesbahi	2014	Journal of Cleaner Production	Organizational	Creation of Indicators	Ballast water treatment units	Integrate social, environmental and economic dimensions into a sustainability assessment tool
21	Egilmez et al.	2014	Resources, Conservation and Recycling	Organizational	DEA	Food manufacturing	Analyze and compare the efficiency of US food production systems
22	Ji et al.	2014	Journal of Environmental Management	Organizational	Creation of Indicators	School buildings (Facilities)	To compare the efficiency of a new school building with a reference.
23	Acquaye et al.	2014	Supply Chain Management: An International Journal	Organizational	Creation of Indicators	Steel industry	Develop a benchmarking tool for supply chains
24	Iribarren et al.	2014	Energy	Organizational	DEA	Wind farms	Evaluate the use of energy-based criteria based to establish benchmarks
25	Gül et al.	2015	International Journal of Life Cycle Assessment	Product	Creation of Indicators	Shoes	Develop a procedure for creating benchmarks and environmental performance classes
26	Iribarren et al.	2015	Journal of Cleaner Production	Product	DEA	Construction materials	Develop a methodology for selection of construction materials according to their environmental efficiency
27	Mohammadi et al.	2015	Journal of Cleaner Production	Organizational	DEA	Rice paddy production	Assess the environmental and economic performance of Iranian rice cultivation
28	Moschetti et al.	2015	Energy And Buildings	Product	Statistical Analyzes	Italian residential buildings	Define reference values for various sustainability parameters
29	Lorenzo-Toja et al.	2015	Water Research	Organizational	DEA	Wastewater treatment plants	Analyze the eco-efficiency of wastewater treatment systems

30	Zea Escamilla and Habert	2015	Building and Environment	Product	Creation of Indicators	(WWTPs) Construction materials for transition shelters	Develop a benchmarking system to compare the use of local or global construction materials.
31	Vázquez-Rowe and Iribarren	2015	The Scientific World Journal	Organizational	DEA	Energy policy	Present a proposal for an approach for carbon footprint + DEA
32	Egilmez et al.	2016	Journal of Cleaner Production	Organizational	DEA	Food Manufacturing	Develop a sustainability index system that could deal with the uncertainties in the LCI
33	Lorenzo-Toja et al.	2016	Science of The Total Environment	Organizational	Statistical Analyzes	Wastewater treatment plants (WWTPs)	Propose an eco-efficiency evaluation and a rating system methodology combining LCA and LCC
34	Ji et al.	2016	Energy and Buildings	Product	Statistical Analyzes	School buildings (Facilities)	Evaluate the environmental impact of various constructions through LCA
35	Rönnlund et al.	2016	International Journal of Life Cycle Assessment	Product	Creation of Indicators	Metalurgical industry	Develop the environmental sustainability benchmarking framework for metallurgical industry products
36	Martín-Gamboa et al.	2016	Bioresources Technology	Organizational	DEA	Biohydrogen production	Verify eco-efficiency through the application of LCA + DEA
37	Martín-Gamboa and Iribarren	2016	Resources	Organizational	DEA	Wind farms	Propose methodology of evaluation based on Energy + Dynamic DEA
38	Mu et al.	2017	Ecological Indicators	Organizational	Statistical Analyzes	Dairy farms	Verify correlations between indicators of nutrient balance and LCA
39	Kluczek	2017	Sustainability	Organizational	Statistical Analyzes	Heating devices (central heating boilers)	Develop a performance evaluation method of green manufacturing companies
40	Lorenzo-Toja et al.	2017	International Journal of Life Cycle Assessment	Organizational	DEA	Wastewater treatment plants (WWTPs)	Evaluate the eco-efficiency of wastewater treatment, considering the temporal variation

41	Beltrán-Esteve et al.	2017	Environmental Impact Assessment Review	Organizational	DEA	Farming systems (conventional x organic)	Propose new approaches in the application of LCA + DEA, to evaluate potential impact reduction
42	Genovese et al.	2017	Journal of Cleaner Production	Product	Statistical Analyzes	Cement, Glass, Steel, Transport	Reduce the dimensionality of the data of a LCA through statistical analysis using Principal Component Analysis (PCA) and linear correlation
43	Payandeh et al.	2017	Energy	Organizational	DEA	Broiler production	Assess environmental impacts of broiler production farms using LCA + DEA

APÊNDICE B – Form of the first questionnaire applied to practitioners in Chapter 5

Making use of environmental information

The lack of trustworthy approaches to interpret, benchmark and compare LCA- and EPD-information has resulted in less use of LCA-data for different market applications than expected. The development of a series of ISO standards with regards to LCA during the 1990s failed in finding a consensus on how to communicate LCA-data to a broader audience. Several suggestions were brought forward and discussed during the standardization process, such as procedures for normalization and weighting, but none of them found any wider acceptance. Such ways of communication are typically based on personal valuations and as such, they cannot be standardized.

This questionnaire is part of research projects that study the use of environmental information, i.e. LCA- and EPD-information in the communication destined to businesses and consumers. The questionnaire aims to understand the current use of LCA- and EPD-information within B2B and B2C communication as well as requirements for the successful application of this type of information.

The results from this questionnaire will be an important input for the research projects and the results of the questionnaire and research projects will be presented at an online webinar on October, 24 (2-3:30 pm CEST). Please leave your contact information at the end of the questionnaire if you want to receive an invitation to the webinar and more information, publications, etc. After the presentation of the results at the webinar, a follow-up questionnaire will be planned for the end of October to validate the proposed communication formats of LCA- and EPD-information.

1. **Institution / Organisation** (Text)
2. **Position** (Text)
3. **Country** (Text)
4. **Sector** (Drop-down: Agriculture and Mining; Business Services; Computer and Electronics; Consumer Services; Education; Energy and Utilities; Financial

Services; Government; Health, Pharmaceuticals, and Biotech; Manufacturing; Media and Entertainment; Non-profit; Other; Real Estate and Construction; Retail; Software and Internet; Telecommunications; Transportation and Storage; Travel Recreation and Leisure; Wholesale and Distribution)

A. Use of LCA- and EPD-information today

An Environmental Product Declaration (EPD) is an independently verified and registered document that communicates transparent and comparable information about the life-cycle environmental impact of products. As a voluntary declaration of the life-cycle environmental impact, having an EPD for a product does not imply that the declared product is environmentally superior to alternatives.

The relevant standard for Environmental Product Declarations is ISO 14025, where they are referred to as "type III environmental declarations". A type III environmental declaration is created and registered in the framework of a programme, such as the International EPD® System.

Product Category Rules (PCR) define the rules and requirements for EPDs of a certain product category. They are a key part of ISO 14025 as they enable transparency and comparability between EPDs.

Product Category Rules (PCR) are documents that provide rules, requirements, and guidelines for developing an EPD for a specific product category. They are used as complements to the programme instructions, e.g. in terms of calculation rules, scenarios, and EPD contents. A PCR should enable different practitioners using the PCR to generate consistent results when assessing products of the same product category.

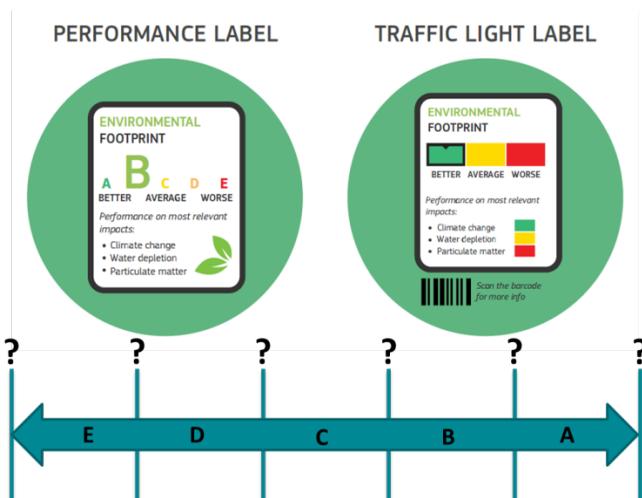
This block of questions aims at understanding how LCA- and EPD-information is used today and which implications can be drawn from the current use. Examples of the presentation of LCA results in an EPD are illustrated below.

ENVIRONMENTAL IMPACTS															
Parameters	Product stage		Construction stage		Use stage							End of life stage		D Heat, economy, recycling	
	A1/A2/A3	A3 Transport	A3 Installation	B1 Use	B2 Maintenance	B3 Repair	B4 Replacement	B5 Refurbishment	B6 Operational energy use	B7 Operational water use	C1 Depreciable maintenance	C2 Transport	C3 Waste processing		C4 Disposal
Global Warming Potential (GWP) - kg CO ₂ equiv/FU	9.0E-01	2.4E-01	5.8E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	4.8E-03	0	1.3E-02	MND
The global warming potential of a gas refers to the total contribution to global warming resulting from the emission of one unit of that gas relative to one unit of the reference gas, carbon dioxide, which is assigned a value of 1.															
Ozone Depletion (ODP) - kg CFC-11 equiv/FU	1.3E-07	1.7E-07	1.5E-08	0	0	0	0	0	0	0	0	3.4E-09	0	1.1E-09	MND
Destruction of the stratospheric ozone layer which shields the earth from ultraviolet radiation harmful to life. This destruction of ozone is caused by the breakdown of certain chlorine and/or bromine containing compounds (chlorofluorocarbons or halons), which break down when they reach the stratosphere and their catalytic destroy ozone molecules.															
Acidification potential (AP) - kg SO ₂ equiv/FU	4.0E-03	1.1E-03	3.0E-04	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1E-05	0	6.1E-05	MND
Acid depositions have negative impacts on natural ecosystems and the man-made environment (i.e. buildings). The main sources for emissions of acidifying substances are agriculture and fossil fuel combustion used for electricity production, heating and transport.															
Eutrophication potential (EP) - kg PO ₄ -P equiv/FU	5.3E-04	2.6E-04	4.2E-05	0	0	0	0	0	0	0	0	5.0E-06	0	2.3E-05	MND
Excessive enrichment of waters and continental surfaces with nutrients, and the associated adverse biological effects.															
Photochemical ozone creation (POCP) - Ethane equiv/FU	3.6E-04	1.7E-04	2.7E-05	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3E-06	0	4.7E-06	MND
Chemical reactions brought about by the light energy of the sun. The reaction of nitrogen oxides with hydrocarbons in the presence of sunlight to form ozone is an example of a photochemical reaction.															
Abiotic depletion potential for non-fossil resources (ADP-nf) - kg Sb equiv/FU	1.2E-07	6.6E-11	5.8E-09	0	0	0	0	0	0	0	0	1.3E-12	0	9.0E-12	MND
Abiotic depletion potential for fossil resources (ADP-fossil) - kg Sb/FU	1.7E+01	3.1E+00	1.0E+00	0	0	0	0	0	0	0	0	5.9E-02	0	1.9E-02	MND
Consumption of non-renewable resources, thereby lowering their availability for future generations.															

WATER CONSUMPTION data in liters per 1 kg of product	UPSTREAM		CORE		DOWNSTREAM		TOTAL
	Raw material production	Packaging production	Production	Distribution	Primary packaging end of life		
Water consumption	2.85	2.48	2.17	0.03	0.02		7.55
Direct water amount used by the core process	-	-	1.93	-	-		1.93
IMPACT INDICATORS data per 1 kg of product	UPSTREAM		CORE		DOWNSTREAM		TOTAL
	Raw material production	Packaging production	Production	Distribution	Primary packaging end of life		
Global Warming Potential - fossil contrib. g CO ₂ eq.	277.58	153.94	46.37	32.54	9.91		520.34
Global Warming Potential - biogenic contrib. g CO ₂ eq.	-	-126.69	3.40	13.08	24.70		-85.51
Acidification g SO ₂ equivalent	4.27	0.77	0.06	0.24	0.01		5.35
Eutrophication g PO ₄ -P equivalent	3.35	0.15	0.18	0.05	<0.01		3.73
POCP g C ₂ H ₄ equivalent	<0.01	0.07	0.01	0.02	<0.01		0.10
WASTE data in grams per 1 kg of product	UPSTREAM		CORE		DOWNSTREAM		TOTAL
	Raw material production	Packaging production	Production	Distribution	Primary packaging end of life		
to recycling	0.18	<0.01	38.30	23.30	9.43		71.21
PACKAGING FUELS/POWER ENERGY data in MJ	UPSTREAM		CORE		DOWNSTREAM		TOTAL
	Raw material production	Packaging production	Production	Distribution	Primary packaging end of life		
CO-PRODUCTS TO ANIMAL FEED data in grams				268.16			268.16

- Do you use LCA- and/or EPD-information? (Yes, I use both LCA- and EPD-information; Yes, I use LCA-information; Yes, I use EPD-information; No)
- To what extend do you use LCA- information in your organization / professional life? (Scale from 1-4; 1: yearly, 2: monthly, 3: weekly, 4: daily)
- To what extend do you use EPD- information in your organization / professional life? (Scale from 1-5; 1: yearly, 2: monthly, 3: weekly, 4: daily)
- For what purpose do you use LCA- information? (drop-down list; fulfill requirements from customers, public procurement, marketing, environmental management systems, requirements on suppliers, other: please state)
- Why do you use LCA- information **in these purposes?** (Text)

10. Do you use LCA- information to perform comparisons of different products? (Yes, No) – when choosing “no”, continue with section D
11. For what purpose do you use EPD- information? (drop-down list; fulfill requirements from customers, public procurement, marketing, environmental management systems, requirements on suppliers, other: please state)
12. Why do you use EPD- information **in these purposes**? (Text)
13. Do you use EPD- information to perform comparisons of different products? (Yes, No) – when choosing “no”, continue with section D

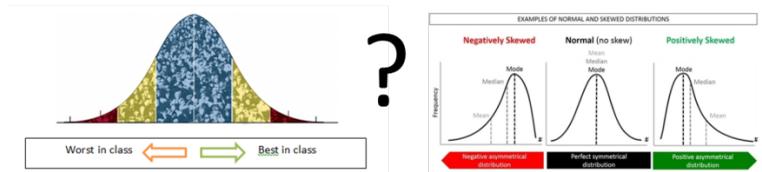


B. Use of LCA- and EPD-information today (cont.)

14. Based on the LCA information you are using for the comparison, is it possible to indicate the product with the lowest impact on the environment? (Yes, No)
15. How do you perform comparisons based on LCA- information? (Text)
16. Based on the EPD information you are using for the comparison, is it possible to indicate the product with the lowest impact on the environment? (Yes, No)

17. How do you perform comparisons based on EPD-information? (Text)

C. Use of LCA- and EPD-information today (cont.)



18. Is the distribution of the environmental performances for the products you are interested in important for your decision making? (Yes, No)

D. Framework of LCA- and EPD-information

This block of questions aims at understanding the implications of the framework of LCA- and EPD-information for its use.

19. Please rank the following environmental communication options regarding the credibility. (1: no credibility, 2 - Low credibility, 3 - Partial credibility, 4 - High credibility, 5 - Total credibility; options: LCA information, EPD information, environmental labels, own statements / self-declarations, other environmental communication formats)
20. Which advantages/strengths do you experience with the use of LCA- information? (Text)
21. Which advantages/strengths do you experience with the use of EPD-information? (Text)
22. Which disadvantages/weaknesses do you experience with the use of LCA- information (Text)
23. Which disadvantages/weaknesses do you experience with the use of EPD-information (Text)
24. How important is the use of common calculation rules, i.e. product category rules, for the....? (Scale from 1-5; 1 - not important at all, 2 - somewhat important, 3 - important, 4 - Very important, 5 -

Extremely important, options: 1 – comparability of LCA-information, 2 – comparability of EPD information, 3 – use of LCA information, 4 use of EPD - information)

25. Do you use EPD-information from more than one programme operator (e.g. International EPD® System, Institut Bauen und Umwelt e.V., Norwegian EPD Foundation, AENOR Global EPD, etc.)? (Yes, No)
26. Do you see any obstacles and/or challenges in collecting EPD-information from several programme operators? (Text)

E. Are you interested in the results of this study?

Please leave your e-mail address if you want to get updates about the project and an invitation for the webinar on October, 24 (2-3:30pm CEST) where the results from this questionnaire and the research projects will be presented.

Please feel free to forward this questionnaire within your networks.

F. Completion of the survey

Thank you for your time and participation in the survey!

APÊNDICE C – Form of the second questionnaire applied to practitioners in Chapter 5

Making use of environmental information #2

The lack of trustworthy approaches to interpret, benchmark and compare LCA- and EPD-information has resulted in less use of LCA-data for different market applications than expected. The development of a series of ISO standards with regards to LCA during the 1990s failed in finding a consensus on how to communicate LCA-data to a broader audience. Several suggestions were brought forward and discussed during the standardization process, such as procedures for normalization and weighting, but none of them found any wider acceptance. Such ways of communication are typically based on personal valuations and as such, they cannot be standardized.

This questionnaire is part of research projects that study the use of environmental information, i.e. LCA- and EPD-information in the communication destined to businesses and consumers. The aim of this questionnaire is to validate the proposed communication formats and the subsequent adaptations and modifications of the systems. Please find the recording from the webinar where both proposals were presented via the following link: <https://global.gotomeeting.com/play/recording/66c689237dd7845c5b419b989db978b761f5132835029882f020c4681a2c60c4>

The results from this questionnaire will be an important input for the research projects and the results of the questionnaire will be presented at an online webinar on January 29, 2019 (2-3.30pm CET). Please leave your contact information at the end of the questionnaire if you want to receive an invitation to the webinar and more information, publications, etc.

Thank you for your time and support!

1. Institution / Organisation (Text)
2. Position (Text)
3. Country (Text)

4. **Sector** (Drop-down: Agriculture and Mining; Business Services; Computer and Electronics; Consumer Services; Education; Energy and Utilities; Financial Services; Government; Health, Pharmaceuticals, and Biotech; Manufacturing; Media and Entertainment; Non-profit; Other; Real Estate and Construction; Retail; Software and Internet; Telecommunications; Transportation and Storage; Travel Recreation and Leisure; Wholesale and Distribution)

A. Initial analysis

5. For what type of applications do you use the following presentation formats (1-6) of LCA- and EPD-information? (several answers are possible per presentation format) (Rows: 1 - Results describing mass- and energy flows in an inventory table, 2 - Detailed flow schemes covering inputs and outputs to and from all unit processes, 3 - Information about environmental problems for different so-called environmental impact categories, 4 - Specific information on "single issues" such as product's Carbon Footprint, 5 - results from "hot-spot analyses" giving a rough indication of the extent of the environmental impact in the various phases of a product's life cycle, 6 - An aggregated and weighed assessment of the total environmental impact expressed in simple quantitative ways indicated by ranges, simple scales using different colours; Columns: B2B Communication, B2C Communication, Public procurement, Internal use, Comparison/benchmarking, Certification/labelling schemes).
6. Is it able to develop a fair benchmark based on products of the same product category, as defined in product category rules, used to develop EPDs? (Options: Yes, No)
7. Please elaborate on your answer for the previous question. (Open text)

B. Feedback on the proposal from the research project "A market-based approach for interpreting, benchmarking and comparisons of LCA- and EPD-information"

The research project, financed by the Swedish Energy Agency, which Sven-Olof and Sebastian are working on, examines the current use of LCA- and EPD-information. The lack of generally-accepted approaches to benchmark and compare LCA- and EPD-information sets the starting point for this project. In order to enable benchmark and comparisons of environmental performances between separate products, LCA- and EPD-data as they appear on the market have been analysed. The database of the International EPD® system has been used to perform statistical analysis in order to provide input to methods for

bench-marking and comparisons between the environmental performances of products. The illustrations below give an overview of the interim results of the project.

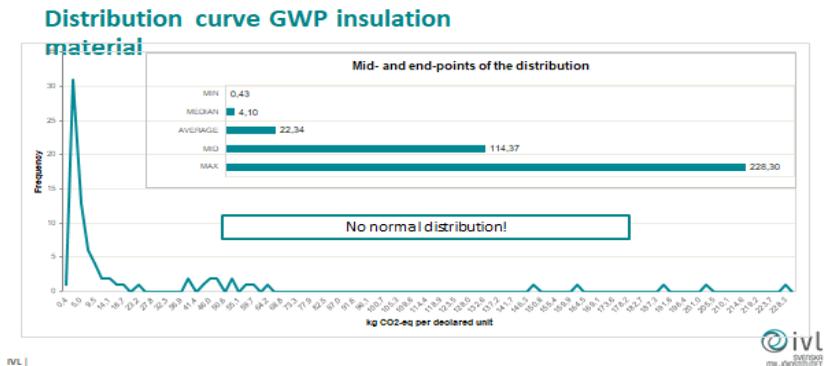


Figure 1 Results for the analysis for insulation materials - distribution and mid- and end-points for the environmental performance (impact on climate change) for insulation products.

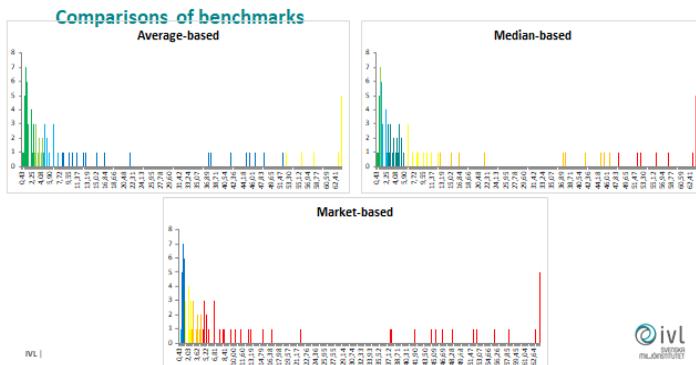


Figure 2 Comparison of proposals for a benchmark - average-based, median-based and market-based benchmark.

Distribution curves for bakery products

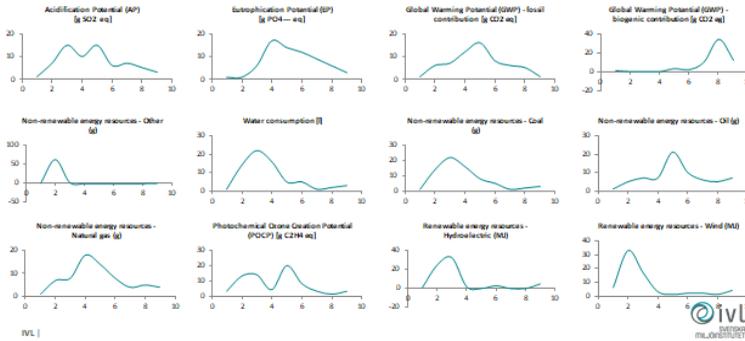


Figure 3 Overview of the market distribution of the performance for selected environmental indicators for bakery products

Communication formats

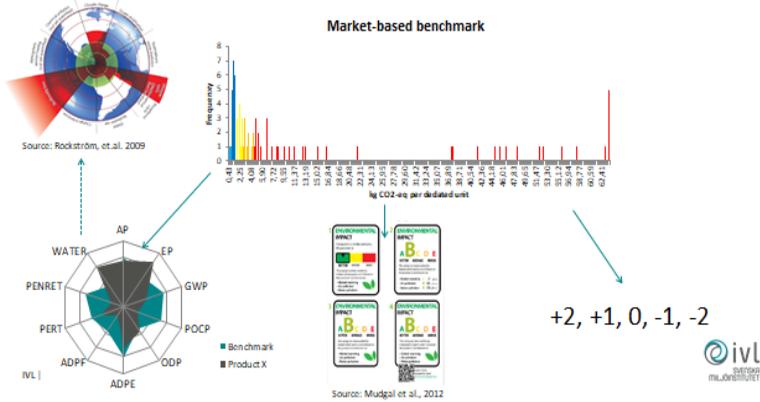
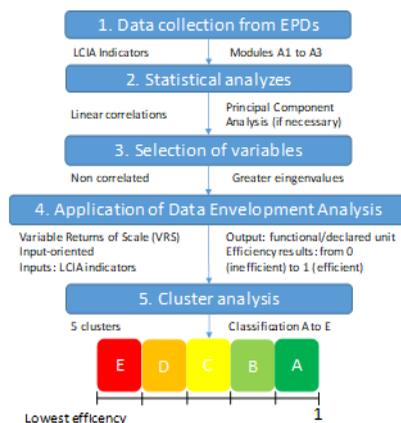


Figure 4 Proposed benchmarking system and illustration for different communication formats.

8. Please provide a brief opinion (including strength and weaknesses) with your impressions of the proposal and its applicability. (Open text)
9. What adjustments or changes would you suggest to improve the system? (Open text)

10. In what situations and contexts would you apply the proposed model? (Drop-down list: Business-to-business communication, Business-to-consumer communication, Public procurement, Fulfill requirements from customers, Requirements on suppliers, Marketing, Environmental management systems, Research, Consultancy, Policy making, Purchasing decisions, Environmental labeling, EPD, Environmental databases, Sustainability assessment, Certification schemes, Eco-design, Strategy development, Product comparisons, Other)
11. Is the proposal feasible for application in different product categories? (Options: Yes, No)
12. Please elaborate on your answer for the previous question. (Open text)
- C. Feedback on the proposal from the research project "Use of Data Envelopment Analysis to benchmark Environmental Product Declarations".**

Proposal



Source: Galindo et al., 2018, under publication



DTU
Denmarks
Tekniske
Universitet



Figure 5 Overview of the research proposal.

Data Envelopment Analysis (DEA)

- Linear programming methodology to evaluate relative efficiency of homogenous production units.

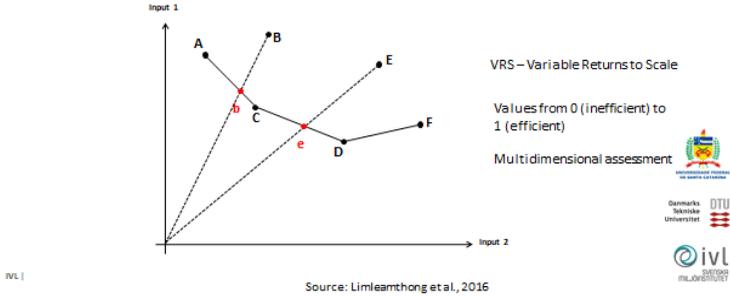


Figure 6 Data Envelopment Analysis.

Case study: Bakery Products – Linear Correlations

LCIA Indicators

- Global Warming Potential –fossil contribution (GWP)–g CO₂ eq
- Acidification (ACID)– g SO₂ eq
- Eutrophication (EUT) – g (PO₄)₃ eq
- Photochemical Ozone Creation Potencial (POCP)– g C₂H₄ eq

	GWP	ACID	EUT
ACID	0,85		
EUT	0,78	0,86	
POCP	0,57	0,22	0,15

Source: Galindro et al., 2018, under publication

Figure 7 Linear correlations.

Case study: Bakery Products – Results

	ACC	EFF	VOF	OWP	DFA	CRAS	
MR11	20.97	17.25	0.0	2084.8	0.107		
MR31	18.47	16.66	0.0	2271.2	0.19		
MR67	20.03	16.66	0.75	2264.9	0.19		
PAW1	21.30	13.26	0.0	2064.3	0.213		
MR15	20.01	13.13	0.50	2462.9	0.215		
MR21	21.38	12.17	0.75	2333.6	0.216		
PAK1	20.61	12.17	0.75	2090.2	0.212		
PAW1	17.75	11.95	0.51	1817.9	0.218		
MR21	16.60	11.92	0.75	2262.9	0.222		
MR56	15.03	11.53	0.27	1701.0	0.262		
MR15	15.10	11.56	0.27	1761.1	0.269		
MR22	17.07	10.59	0.82	2206.3	0.266		
PAW2	20.00	10.55	0.67	2401.3	0.267		
MR21	16.17	10.48	0.76	2266.9	0.269		
PAW2	15.54	10.47	0.65	1708.9	0.269		
MR21	17.27	10.05	0.40	1880.8	0.27		
MR29	13.11	10.35	0.38	1362.7	0.272		
MR28	15.79	10.98	0.27	1401.9	0.288		
MR20	15.13	10.95	0.28	1381.07	0.296		
MR31	15.92	9.39	0.32	1851.31	0.3		
MR21	17.50	8.81	0.31	1694.8	0.301		
MR40	17.52	8.31	0.34	2461.78	0.303		
HAF1	16.43	8.27	0.33	1621.29	0.309		
MR55	15.71	8.24	0.28	1561.1	0.305		
MR41	17.64	9.05	0.17	2284.2	0.311		
MR42	16.36	10.08	0.22	2213.76	0.318		
MR11	16.60	8.70	0.71	2407.6	0.324		
MR20	16.68	8.70	0.71	2402.8	0.324		
MR55	17.77	8.01	0.29	1861.03	0.328		
MR1	15.50	8.16	0.28	1300.8	0.336		
MR17	16.79	7.90	0.76	1791.6	0.337		
MR25	15.48	7.79	0.38	2089.2	0.352		
MR2	15.71	7.71	0.63	1868.75	0.356		
MR3	16.05	7.69	0.73	1801.7	0.357		
MR25	15.71	7.41	0.78	1807.38	0.356		
MR4	9.79	7.59	0.22	1296.48	0.392		
MR18	10.01	7.11	0.77	1611.79	0.397		
MR39	11.75	6.79	0.45	1513.03	0.415		
PAW1	12.8	6.76	1.03	1028.93	0.418		
PAW5	8.10	6.64	0.89	1710.95	0.427		
MR31	10.46	6.47	0.72	1046.1	0.436		
MR23	10.95	6.39	0.89	1076.74	0.441		
MR32	10.92	6.36	0.77	1056.20	0.445		
MR43	11.60	6.09	0.83	2016.82	0.463		
MR25	11.11	5.88	0.73	1206.99	0.473		
MR48	10.56	5.88	0.87	1049.51	0.48		
PAW7	8.86	5.53	0.89	1071.04	0.513		
MR17	9.08	5.31	0.67	1891.35	0.511		
GM1	8.95	5.30	0.80	1206.05	0.533		
MR3	8.76	5.12	0.83	1912.20	0.538		
MR11	6.08	5.07	0.13	832.33	0.538		
GM2	7.01	5.01	0.59	1154.24	0.563		
MR10	5.97	4.76	0.81	1062.9	0.566		
PAW1	8.79	5.20	0.76	880.71	0.536		
MR38	6.76	4.39	0.13	812.88	0.645		
MR17	6.50	4.11	0.13	832.07	0.654		
MR18	6.00	4.26	0.13	801.09	0.659		
HAF1	6.07	4.22	0.14	824.29	0.666		
MR13	6.17	5.19	0.15	630.79	0.675		
HAF1	7.57	4.36	0.69	664.83	0.778		
HAF2	7.79	3.87	0.69	591.28	0.779		
HAF1	5.00	4.04	0.69	596.88	0.779		
MR55	6.19	4.74	0.69	714.13	0.779		
MR18	6.17	5.19	0.68	630.79	0.779		
MR11	6.27	5.03	0.82	1001.77	0.815		
MR12	6.58	4.98	0.81	1041.47	0.815		
MR55	6.19	4.71	0.88	772.95	0.819		
MR17	6.16	3.66	0.83	872.88	0.819		
MR36	7.36	4.81	0.87	1044.07	0.819		
MR17	5.06	4.55	0.87	1075.05	0.819		
MR12	6.77	4.65	0.87	811.67	0.819		
MR4	5.01	3.87	0.87	832.2	0.819		

Source: Galindo et al., 2018, under publication



Figure 8 Results for the case study using DEA.

13. Please provide a brief opinion (including strength and weaknesses) with your impressions of the proposal and its applicability. (Open text)
14. What adjustments or changes would you suggest to improve the system? (Open text)
15. In what situations and contexts would you apply the proposed model? (Drop-down list: Business-to-business communication, Business-to-consumer communication, Public procurement, Fulfill requirements from customers, Requirements on suppliers, Marketing, Environmental management systems, Research, Consultancy, Policy making, Purchasing decisions, Environmental labeling, EPD, Environmental databases, Sustainability assessment, Certification schemes, Eco-design, Strategy development, Product comparisons, Other)
16. Is the proposal feasible for application in different product categories? (Options: Yes, No)
17. Please elaborate on your answer for the previous question. (Open text)

D. Linking research

18. Do you see a benefit from combining the two presented proposals from the research projects? (Options: Yes, No)

19. Please elaborate on your answer for the previous question.
(Open text)

20. How would you suggest joining the proposals in a single system? (Open text)

E. Outlook: The future of using LCA- and EPD-information

21. Do you think the use of environmental information will change in the future? (Options: Yes, it will increase; Yes it will decrease; No, it will stay the same as today)

22. Please elaborate on your answer for the previous question.
(Open text)

23. Is there any potential for improvement of the framework in which EPD-information is published? (Open text)

24. Please value the following options regarding their potential to promote and facilitate the interpretation and use of LCA- and EPD-information in the future. (Rows: PEF, EcoPlatform, International harmonization & standardization efforts, Digitalization of LCA and EPD-information, Mutual recognition between programme operators. Columns: No potential, Low potential, Partial potential, High potential, Total potential)

25. Please elaborate on your answers for the previous question and add other relevant options and their potential to promote and facilitate the interpretation and use of LCA- and EPD-information. (Open text)

G. Are you interested in the results of this study?

Please leave your e-mail address if you want to get updates about the project and an invitation for the webinar on January, 29 (2pm-3.30pm CET) where the results from this questionnaire and the research projects will be presented. We will send out more information on how to connect to the webinar (GoToMeeting) prior to the webinar. Please feel free to forward this questionnaire within your networks.

H. Completion of the survey

Thank you for your time and participation in the survey!