

Comparação de Métodos e Ferramentas de Análise de Impacto de Ciclo de Vida, aplicados a processos químicos alternativos

José Miguel dos Santos Furtado

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em:

Engenharia e Gestão Industrial

Orientadora: Prof^ª. Ana Isabel Cerqueira de Sousa Gouveia Carvalho

Júri

Presidente: Prof^ª. Susana Isabel Carvalho Relvas

Orientadora: Prof^ª. Ana Isabel Cerqueira de Sousa Gouveia Carvalho

Vogal: Prof. Henrique Aníbal Santos de Matos

Junho 2014

Agradecimentos

Agradeço em primeiro lugar à minha orientadora, a professora Ana Carvalho, pela constante disponibilidade, pela partilha de saber e pela motivação que me transmitiu para a realização deste trabalho.

Agradeço também à Filipa Mimoso e ao Acácio Mendes, por todo o apoio que me deram e todas as dúvidas que se propuseram a resolver, tornando possível este trabalho.

Ao Tomás Freitas e ao João Amorim, o meu muito obrigado por aquilo que representam, a amizade pura e incondicional, que nos retira peso dos momentos menos bons e nos dá alento para prosseguir em frente.

A todos os que me acompanharam neste processo e que viveram comigo situações e experiências semelhantes.

Ao meu irmão Rui, pela boa disposição constante, pela incansável vontade de me ajudar no que quer que eu precise e por estar lá nos momentos certos.

Aos meus pais, sem os quais eu não seria o que sou hoje, nem teria alcançado esta fase da minha vida. O meu muito obrigado por tudo o que me ensinam diariamente, pela imensurável paciência e pelo apoio incondicional.

Aos meus avós, por tudo e por tudo o que com eles aprendi.

Resumo

O objetivo de alcançar a sustentabilidade obriga as organizações a procurarem novas e inovadoras formas de se tornarem lucrativas e, simultaneamente, considerarem as dimensões sociais e ambientais. Assim, a nível organizacional surge o conceito de *Life Cycle Thinking* – pensamento ou filosofia de ciclo de vida (United Nations Environment Programme, 2007). O desenvolvimento sustentável necessita de métodos e ferramentas que meçam, comparem e analisem os impactos ambientais das atividades humanas (Varun et al., 2009).

A necessidade de obter ferramentas que respondam às suas questões ambientais fez com que várias instituições de diferentes nacionalidades desenvolvessem diferentes metodologias. Uma das mais consensuais é sem dúvida a Análise de Ciclo de Vida para estudar potenciais impactos ambientais, tal como referido pela União Europeia (Carvalho et al., 2013). Contudo, a proliferação de metodologias de ACV tem levantado muitas questões, nomeadamente sobre quais os melhores métodos a aplicar em cada situação, criando portanto a necessidade de sistematizá-las e compará-las face a diferentes casos de estudo.

Esta dissertação pretende comparar os resultados obtidos através da aplicação de diversos métodos de ACV, quando aplicados a três casos de estudo, onde são propostos dois processos químicos alternativos para se obter o mesmo produto. A estes dois casos aplicam-se 6 métodos de ACV, onde se avalia a sua fase de caracterização e, quando aplicável, as fases de normalização e ponderação. Deste modo pretende-se concluir acerca do comportamento dos métodos face à apresentação de dois processos alternativos, assim como comparar o desempenho entre eles. Para além disso, comparam-se duas ferramentas *software*, o *SimaPro* e o *GaBi*, os resultados de cada método quando calculados pelos diferentes softwares, os seus inventários e a experiência do utilizador.

Os resultados obtidos neste estudo indicam que os processos alternativos propostos em cada caso de estudo apresentam menores impactos ambientais independente do método utilizado para os avaliar. A comparação das ferramentas (métodos e softwares) resulta em algumas diferenças nos resultados o que implica que a seleção das mesmas deve ser executada com um cuidado especial, quando se realizar a comparação de *design* de processos alternativos.

Palavras-chave: Sustentabilidade, Análise de Ciclo de Vida, Comparação de Métodos, Processos Químicos

Abstract

Sustainability's objective implies that people and mainly organizations search for new and innovative ways of becoming profitable, and at the same time, thinking of social and environmental dimensions, combined with Life Cycle thinking concept (United Nations Environment Programme, 2007). Sustainable Development needs methods and tools that measure, compare and assess environmental impacts of human activities (Varun et al., 2009).

Such need to obtain tools that respond to its environmental issues made several institutions from several nationalities develop different methodologies. One of the most consensual methodologies to study potential life cycle impacts is, without a doubt, Life Cycle Assessment (LCA), as mentioned by European Union (Carvalho et al., 2013). The proliferation of these kind of methodologies has however raised many questions about which were the best methods to apply to each situation, making it necessary to systematize and compare them in different case studies.

This dissertation intends to compare the results obtained from the application of several LCA methods, when applied to 2 alternative chemical processes. To these 2 cases 6 LCA methods are applied and evaluated its characterisation, normalization and single score phases (when applied). It is intended to conclude about methods behaviour towards the presentation of 2 alternative processes as well as its performance. Two software tools are also compared, GaBi and SimaPro, about its methods' results, inventory and user experience.

The results obtained in this study indicate that the alternative processes have lower environmental impacts, no matter which method is applied. The tool comparison indicates that there are some differences in the results which means that the selection must be done carefully, when the design of alternative processes is compared.

Keywords: Sustainability, Life Cycle Analysis (LCA), Method Comparison, Chemical Processes

Índice

1. Introdução	1
1.1. Contextualização do Problema	1
1.2. Descrição do Problema	2
1.3. Metodologia	2
1.4. Estrutura do Documento	3
2. Revisão da Literatura	4
2.1. Sustentabilidade	4
2.2. Life cycle Thinking (LCT)	5
2.3. Análise de Ciclo de Vida	7
Definição do objetivo e do âmbito	8
Análise do Inventário de Ciclo de Vida (ICV)	8
Análise dos impactos de ciclo de vida	9
Interpretação da ACV	13
Limitações da ACV	15
2.4. Métodos AICV	15
CML (Guinée et al., 2001)	15
Eco-Indicator (EI)(Goedkoop (1995), Goedkoop & Spriensma (2001))	16
EDIP (Hauschild & Potting, 2005).....	17
EPS (Steen, 1999).....	18
Impact 2002+ (Humbert et al., 2005).....	19
ReCiPe (Goedkoop et al., 2012).....	20
TRACI (Bare J. , 2011)	20
Comparação de Métodos de AICV	21
2.5. Softwares de ACV: <i>SimaPro</i> e <i>GaBi</i>	23
2.6. Conclusões do Capítulo	24
3. Casos de Estudo	25
3.1. Produção de Amoníaco.....	25
<i>SimaPro</i>	27
<i>GaBi</i>	28
3.3. Recuperação de Clorofórmio	29
<i>SimaPro</i>	31
<i>GaBi</i>	31
3.4. Produção de tolueno (HDA)	32
<i>SimaPro</i>	34
<i>GaBi</i>	35

4. Resultados e discussão	36
4.1. Comparação de Métodos.....	36
Caracterização	36
Recuperação de Clorofórmio.....	36
Produção de Amoníaco	40
Produção de tolueno (HDA).....	42
Discussão da fase de caracterização.....	45
Normalização.....	46
Recuperação de Clorofórmio.....	47
Produção de Amoníaco	49
Produção de tolueno (HDA).....	52
Ponderação e Single Score.....	54
Recuperação de Clorofórmio.....	54
HDA	56
Amoníaco.....	57
Discussão da fase de Single-Score	59
Conclusões	60
5. Comparação de <i>Softwares</i>	61
5.1. 6.1 Comparação da fase de Caracterização entre software	61
<i>Single Score</i>	69
5.2. Análise de usabilidade do software.....	71
5.3. Conclusões.....	74
6. Conclusão e Trabalho Futuro.....	75
7. Bibliografia.....	78

Lista de Abreviaturas

ACV – Análise do Ciclo de Vida

AICV – Análise dos Impactos do Ciclo de Vida

AOP – Áreas de Proteção

EDC – Cloração direta de Etileno

EI – Eco-Indicator

ES – Ecological Scarcity

HCL – Ácido Clorídrico

HDA – *Hydrodealkylation of Toluene*

ICL – Inventário do Ciclo de Vida

ISO – International Organization for Standardization

LCT – *Life Cycle Thinking*

ONU – Organização das Nações Unidas

PET – Politereftalato de Etileno

PT – Produção em Portugal (GaBi)

RER – Produção na Europa (GaBi)

UBP – *Umweltbelastungspunkte* (Pontos de Impacto Ambiental)

UE – União Europeia

UNEP – *United Nations Environmental Program*

VCM – Cloreto de Vinilo Monómero

WTP – Willingness to Pay

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Massas de entrada das produções de Amoníaco (Carvalho, 2009).....	26
Tabela 2 - Massas de saída das produções de Amoníaco (Carvalho, 2009).....	27
Tabela 3 - Necessidades energéticas das produções de Amoníaco (Carvalho, 2009).....	27
Tabela 4 - Inputs Amoníaco no SimaPro	28
Tabela 5 - Inputs Amoníaco no GaBi	29
Tabela 6 – Massas de entrada na Recuperação de Clorofórmio.....	30
Tabela 7 - Massas de saída na Recuperação de Clorofórmio.....	30
Tabela 8 - Necessidades Energéticas da Recuperação de Clorofórmio	30
Tabela 9 – Inputs de Recuperação de Clorofórmio no SimaPro	31
Tabela 10 - Inputs Clorofórmio no GaBi.....	32
Tabela 11 - Massas de Entrada para a produção de HDA	33
Tabela 12 - Massas de Saída da produção HDA.....	34
Tabela 13 - Necessidades Energéticas da produção HDA.....	34
Tabela 14 - Inputs HDA no SimaPro	34
Tabela 15 - Inputs HDA no GaBi.....	35
Tabela 16 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML	37
Tabela 17 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EI99.....	37
Tabela 18 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Ecological Scarcity 2006....	38
Tabela 19 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP.....	38
Tabela 20 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EPS.....	38
Tabela 21 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Impact 2002+	39
Tabela 22 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe.....	39
Tabela 23 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia TRACI	39
Tabela 24 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML	40
Tabela 25 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EI99.....	40
Tabela 26 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Ecological Scarcity 2006....	41
Tabela 27 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP.....	41
Tabela 28 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EPS.....	41
Tabela 29 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Impact 2002+	41
Tabela 30 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe Amoníaco	42
Tabela 31 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia TRACI	42
Tabela 32 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML HDA.....	43
Tabela 33 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EI99 HDA	43
Tabela 34 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Ecological Scarcity 2006 HDA	43
Tabela 35 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP 2003.....	44
Tabela 36 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Impact 2002+</i>	44
Tabela 37 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>ReCiPe</i>	44
Tabela 38 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>TRACI</i>	45
Tabela 39 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>CML</i>	47
Tabela 40 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Eco-Indicator</i>	48
Tabela 41 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EDIP</i>	48
Tabela 42 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Impact 2002+</i>	49
Tabela 43 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>ReCiPe</i>	49
Tabela 44 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML	50
Tabela 45 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Eco-Indicator</i>	50
Tabela 46 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EDIP</i>	51
Tabela 47 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Impact 2002+</i>	51
Tabela 48 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>ReCiPe</i>	51
Tabela 49 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML	52

Tabela 50 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Eco-Indicator</i>	52
Tabela 51 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EDIP</i>	52
Tabela 52 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Impact 2002+</i>	53
Tabela 53 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>ReCiPe</i>	53
Tabela 54 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Eco-Indicator</i>	54
Tabela 55 - Single Score da metodologia <i>Ecological Scarcity</i>	55
Tabela 56 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EDIP</i>	55
Tabela 57 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EPS</i>	55
Tabela 58 - <i>Single Score</i> da metodologia <i>Impact 2002+</i>	55
Tabela 59 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>ReCiPe</i>	56
Tabela 60 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Eco-Indicator</i>	56
Tabela 61 - Single Score da metodologia <i>Ecological Scarcity</i>	56
Tabela 62 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EDIP</i>	57
Tabela 63 - Single Score da metodologia <i>Impact 2002+</i> ,	57
Tabela 64 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>ReCiPe</i>	57
Tabela 65 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>Eco-Indicator</i>	58
Tabela 66 - Single Score da metodologia <i>Ecological Scarcity</i>	58
Tabela 67 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EDIP</i>	58
Tabela 68 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>EPS</i>	59
Tabela 69 – Single Score da metodologia <i>Impact 2002+</i>	59
Tabela 70 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia <i>ReCiPe</i>	59
Tabela 71 – Comparação caracterização CML Recuperação de Clorofórmio	61
Tabela 72 – Comparação caracterização EI99 Recuperação de Clorofórmio.....	62
Tabela 73 – Comparação caracterização EDIP Recuperação de Clorofórmio.....	62
Tabela 74 – Comparação caracterização Impact 2002+ Recuperação de Clorofórmio	63
Tabela 75 – Comparação caracterização ReCiPe Recuperação de Clorofórmio.....	63
Tabela 76 – Comparação caracterização TRACI Recuperação de Clorofórmio	64
Tabela 77 – Comparação caracterização CML Amoníaco	64
Tabela 78 – Comparação caracterização EI99 Amoníaco.....	65
Tabela 79 – Comparação caracterização EDIP Amoníaco.....	65
Tabela 80 – Comparação caracterização Impact 2002+ Amoníaco	66
Tabela 81 – Comparação caracterização ReCiPe Amoníaco.....	66
Tabela 82 – Comparação caracterização TRACI Amoníaco	66
Tabela 83 – Comparação caracterização CML HDA	67
Tabela 84 – Comparação caracterização EI99 HDA	67
Tabela 85 – Comparação caracterização EDIP HDA	68
Tabela 86 – Comparação caracterização Impact 2002+ HDA.....	68
Tabela 87 – Comparação caracterização ReCiPe HDA	69
Tabela 88 – Comparação caracterização TRACI HDA.....	69
Tabela 89 - Exemplo das principais componentes do inventário do processo de Amoníaco no <i>SimaPro</i>	73
Tabela 90- Exemplos das principais componentes do inventário do processo de Amoníaco no <i>GaBi</i>	74

Lista de Figuras

Figura 1 - Metodologia da dissertação	2
Figura 2 – Metodologia seguida para comparação das ferramentas em estudo.....	3
Figura 3 - Dimensões da Sustentabilidade (United Nations Environment Programme, 2007).....	4
Figura 4 – Ciclo de vida de um produto (United States Energy Department, 2012).....	6
Figura 5 - Fases da ACV (ISO14040, 2006)	7
Figura 6 - Estrutura AICV (ISO14042, 2000)	10
Figura 7 - Conceito de indicadores de Categoria (ISO14042, 2000).....	11
Figura 8 - Relação entre elementos constituintes da fase de Interpretação com outras fases da ACV (ISO14044, 2006).....	14
Figura 9 - Processo sistematizado da produção de Amoníaco (Carvalho, 2009).....	25
Figura 10 - Processo de remoção da Acetona esquematizado (Carvalho, 2009).	30
Figura 11 - Processo HDA esquematizado (Coll, 2003).	33
Figura 12 - Resultados Single Score Clorofórmio	70
Figura 13 - Resultados <i>Single Score</i> Amoníaco	70
Figura 14 - Resultados <i>Single Score</i> HDA	71
Figura 15 – Inputs SimaPro.....	72
Figura 16 – Inputs <i>GaBi</i>	72
Figura 17 - Entrada de Correntes na ferramenta <i>GaBi</i>	73

1. Introdução

1.1. Contextualização do Problema

O desenvolvimento sustentável é um assunto fundamental para todas as autoridades, nomeadamente para a União Europeia (UE) e para a Organização das Nações Unidas (ONU) (United Nations Environmental Program (2005), The Gallup Organisation (2009)). A UE sublinha que o desenvolvimento sustentável é fundamental no seu objetivo de melhorar continuamente o bem-estar e a qualidade de vida das gerações atuais e futuras (The Gallup Organisation, 2009). A ONU através do seu programa ambiental (UNEP) crê que no ano 2050 sejam necessários dois planetas plenos de recursos para sustentar o atual nível de desenvolvimento (United Nations Environmental Program, 2005).

Quando considerados produtos e serviços num desenvolvimento sustentável, a perspetiva do ciclo de vida ganha cada vez maior importância (United Nations Environmental Program, 2009). Esta perspetiva visa a minimização do impacto ambiental de um produto, processo ou serviço tratando o seu ciclo de vida como um todo, sendo fulcral que se evite a transferência da responsabilidade entre cada etapa desse ciclo (European Commission, 2008).

A importância acrescida desta nova perspetiva cria a necessidade de existência de ferramentas que, eficientemente avaliem o desempenho ambiental dos ciclos de vida de produtos e serviços. Atualmente está disponível um considerável número destas ferramentas. Contudo, a Análise de Ciclo de Vida (ACV) é a mais aceite para quantificar os ónus ambientais e os potenciais impactos ao longo de todo o ciclo de vida de um produto ou serviço (Pieragostini et al., 2012). A utilização desta ferramenta é cada vez maior, sendo atualmente utilizada por governos, organizações não-governamentais, indústria, particulares e académicos. (Carvalho et al., 2013).

Vários métodos têm sido apresentados recentemente pela comunidade científica, particularmente desde os anos 90. Estes métodos, sendo desenvolvidos separadamente por diferentes organizações, são necessariamente diferentes a vários níveis. Esta proliferação de métodos disponíveis leva à indefinição de quais os mais adequados para a avaliação dos impactos ambientais, se os métodos avaliam as mesmas categorias de impactos, quais as categorias mais importantes, etc. (Carvalho et al., 2013). A própria UE sublinha a necessidade de sistematizar a utilização dos métodos, de maneira a que os dados existentes sejam mais consistentes e a metodologia de ACV mais consensual (European Commission, 2012). Para tal, são necessários estudos que comparem as metodologias e ferramentas existentes e que indiquem qual o caminho a seguir rumo à sistematização de metodologias e de utilização das mesmas. Este é o contexto desta dissertação.

1.2. Descrição do Problema

Esta dissertação visa contribuir para a sistematização solicitada pela UE, comparando diferentes métodos de Análise de Impacto de Ciclo de Vida (AICV). Para elaborar esta comparação aplicar-se-ão aos mesmos processos químicos industriais várias metodologias de AICV através de duas ferramentas de *software* utilizadas na ACV. Este estudo visa fazer um levantamento dos métodos AICV existentes (através de uma revisão bibliográfica), perceber qual o seu âmbito na ACV e quais as ferramentas de estudo que existem no mercado para a sua análise, através da sua aplicação a casos práticos. Tal permitirá facilitar os futuros utilizadores destes métodos, orientando-os quanto às melhores práticas na realização de uma ACV.

1.3. Metodologia

A Figura 1 ilustra a metodologia a seguir neste documento, sendo eles os seguintes:

Etapa 1 – Nesta primeira etapa, desenvolve-se a caracterização e contextualização do problema em estudo;

Etapa 2 – Realiza-se uma revisão da literatura e procede-se à identificação das ferramentas e metodologias a analisar;

Etapa 3 – Identificação das melhores práticas face às ferramentas utilizadas e aos resultados obtidos;

Etapa 4 – Discussão de resultados que possibilitarão concluir sobre os processos em estudo e que trarão ainda conclusões e sugestões sobre as metodologias e ferramentas utilizadas.

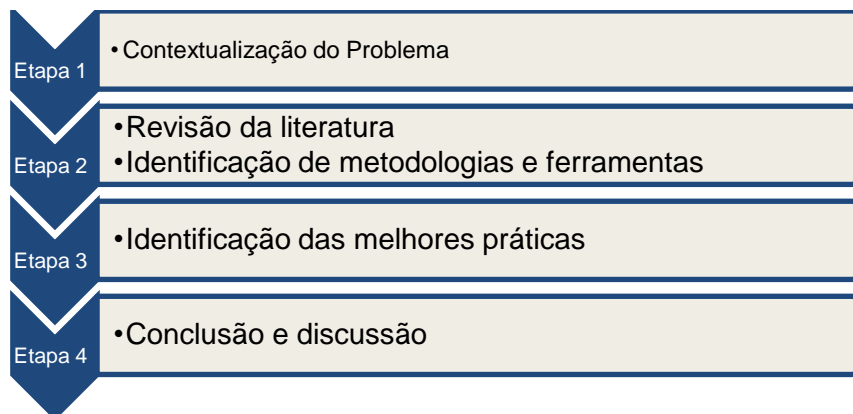


Figura 1 - Metodologia da dissertação

A Figura 2 ilustra a metodologia seguida na comparação dos casos de estudo:

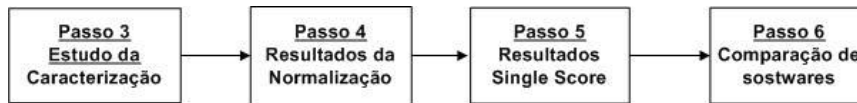


Figura 2 – Metodologia seguida para comparação das ferramentas em estudo

- No primeiro passo ir-se-ão comparar os resultados dos diversos métodos a nível de caracterização. Serão ainda comparados os resultados provenientes dos mesmo método quando utilizadas as duas ferramentas.
- Seguidamente, no passo 2, serão analisados os resultados da normalização para os métodos em que tal fase se aplique. Os valores obtidos através dos mesmos métodos obtidos pela aplicação de dois softwares.
- No terceiro passo, serão observados os valores de ponderação, nomeadamente os fatores utilizados e o resultado do *Single Score* para cada caso de estudo e cada ferramenta.
- No quarto passo será realizada uma comparação qualitativa da aplicabilidade das duas ferramentas.

1.4. Estrutura do Documento

No presente capítulo contextualizou-se o problema em estudo, definiram-se os objetivos e apresentou-se a metodologia seguida ao longo desta dissertação em Engenharia e Gestão Industrial.

No segundo capítulo elabora-se um estudo bibliográfico referente aos conteúdos científicos importantes para a elaboração desta dissertação, justificando a elaboração da mesma. Neste estudo são abordados vários conceitos, nomeadamente o de Análise dos Impactos de Ciclo de Vida (AICV). Consta ainda neste capítulo o estudo de 8 métodos e um levantamento de publicações científicas referentes à comparação de métodos de AICV.

No terceiro capítulo é descrita a metodologia seguida para a execução da análise proposta.

Seguidamente, no quarto capítulo são descritos os casos de estudo referentes a processos químicos e às suas respetivas melhorias. Neste capítulo são quantificados os *inputs* e *outputs* desses processos assim como as entradas de dados nos *softwares* utilizados.

No capítulo cinco são apresentados os resultados, provenientes da comparação dos métodos estudados e os casos de estudo face às melhorias de processo propostas.

De seguida, no capítulo 6, são comparados os softwares, quanto à sua performance nas fases de caracterização, normalização e ponderação. Analisam-se ainda os inputs de cada ferramenta assim como os resultados dos inventários de ciclo de vida.

No sétimo e último capítulo será concluída esta dissertação. Neste capítulo são levantadas as principais conclusões tiradas ao longo deste trabalho e serão feitas sugestões para trabalho futuro.

2. Revisão da Literatura

Neste capítulo será apresentada uma revisão da literatura existente referente estudo aos processos de avaliação de impactos ambientais. Primeiramente, de modo a enquadrar o trabalho desenvolvido, abordar-se-ão os conceitos de sustentabilidade e mais propriamente de sustentabilidade ambiental (Secção 2.1). Seguidamente, na secção 2.2, é apresentado o conceito de *Life Cycle Thinking* (LCT) e descrito como é que este conceito foi implementado na prática. Fez-se a ligação entre o LCT e o conceito da Análise de Ciclo de Vida, que será abordado de seguida na secção 2.3. De forma a poder tratar o tema proposto, serão estudados as quatro fases da ACV, em especial a análise de impacto do ciclo de vida (AICV) e de alguns dos seus métodos mais utilizados. Esse estudo será complementado com a análise de literatura referente à comparação entre este tipo de métodos (secção 2.4), apresentando-se também uma revisão da literatura relativa a *softwares* (Secção 2.5). Por último, serão apresentadas conclusões que descrevem as lacunas existentes na literatura e que darão o mote para a elaboração desta dissertação de mestrado (Secção 2.6).

2.1. Sustentabilidade

A evolução e a integração da economia mundial são responsáveis pela alteração dos perfis políticos e sociais de hoje em dia. Sendo o desenvolvimento realizado através da maior utilização de recursos naturais, os efeitos da expansão económica e da atividade Humana fazem-se sentir cada vez mais no meio ambiente. À medida que o tempo avança, fica mais notória a potencial colisão entre os aspetos sociais e ambientais, criados pelo crescimento desmedido e pelas desigualdades sociais entretanto criadas. Contudo, o confronto com esta realidade gera a oportunidade da passagem para uma sociedade mais justa e sustentável (Raskin et al., 1998).

Sustentabilidade é a capacidade de criar e a manter as condições sob as quais a raça humana e a natureza conseguem subsistir em harmonia, no presente, cumprindo os requisitos sociais, económicos e ambientais, sem comprometer a mesma capacidade de subsistência das gerações futuras (WCED, 1987) (United Nations Environment Programme, 2007) (Elkington, 1987). A sustentabilidade obtém-se então através do equilíbrio entre esses três requisitos, ou dimensões, tal como se demonstra na Figura 3.

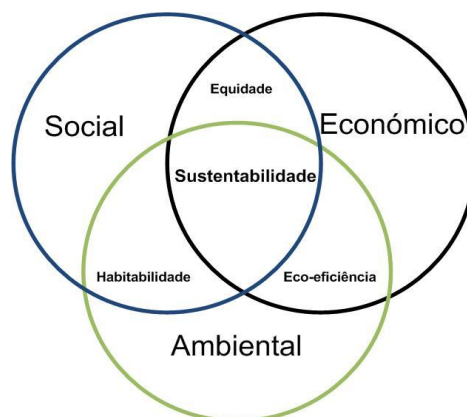


Figura 3 - Dimensões da Sustentabilidade (United Nations Environment Programme, 2007).

O equilíbrio entre cada par de requisitos tem a sua própria designação, sendo o equilíbrio dos aspetos social, ambiental e económico designados por equidade, habitabilidade e eco-eficiência.

A sustentabilidade socioeconómica baseia-se na redução da desigualdade extrema em aspetos morais e práticos. Em termos morais, a busca desta sustentabilidade, deste equilíbrio, exige que se alcancem objetivos mais intangíveis como a igualdade de direitos e deveres, qualquer que seja o indivíduo (Raskin et al., 1998). Em termos práticos, os objetivos sociais variam consoante a região e a sociedade em questão. Aqueles que, segundo Raskin et al. (1998) geram maior consenso internacional são os que estão relacionados com a provisão das necessidades básicas de vida como a alimentação adequada, o acesso a água potável, à educação e a um sistema de saúde.

Em termos ambientais, sustentabilidade significa a manutenção de ecossistemas, de ciclos biogeoquímicos e recursos naturais, assegurando também o desenvolvimento humano (Raskin et al., 1998). Para assegurar esta sustentabilidade, é fundamental preservar-se o capital natural existente, ou seja, os recursos e serviços necessários à subsistência dos ecossistemas tanto no presente como no futuro (Goodland (1995), Morelli (2011)). O capital natural é composto por dois conjuntos de capacidades, a capacidade de exploração e a capacidade de sumidouro. A capacidade de exploração dos ecossistemas é a sua apetência para fornecer recursos naturais essenciais à vida como água, energia, ar, alimento, etc. A capacidade de sumidouro está relacionada com a assimilação dos *outputs* da actividade natural ou dos resíduos criados (Goodland, 1995).

O mundo necessita que seja feita a transição para um desenvolvimento sustentável, que permita o equilíbrio entre as dimensões acima mencionadas, atendendo à sua interdependência. Essa transição requer que não só as entidades responsáveis, empresas, governos e outras organizações mas também os indivíduos ajam, mudando hábitos de consumo e produção, estabelecendo e alterando políticas para regular práticas que impeçam uma sustentabilidade global (Raskin et al. (1998), United Nations Environment Programme (2007)).

Neste âmbito de caminho para a sustentabilidade, esta dissertação focar-se-á na dimensão ambiental, nomeadamente no estudo de um tipo de medidas de avaliação de desempenho de atividades humanas. Para tal, de seguida será estudado o conceito de *life cycle thinking* (LCT) que enquadrará o estudo posterior da análise de ciclo de vida, mais propriamente da análise do impacto de ciclo de vida e dos seus métodos.

2.2. Life cycle Thinking (LCT)

O conceito de LCT é fundamental para o desenvolvimento sustentável. Durante muito tempo, para contabilizar os impactos ambientais dos produtos, os estudos focavam-se essencialmente na produção e nos processos produtivos. Contudo, ao longo de toda a sua vida, um produto pode contribuir bastante para diversos impactos ambientais. O principal fundamento do LCT é a atribuição e redução de impactos ambientais, ao longo de todo o ciclo de vida de um produto (United Nations Environment Programme (2007), European Commission (2012)).

O ciclo de vida de um produto tem cinco fases fundamentais, ilustradas na Figura 4.



Figura 4 – Ciclo de vida de um produto (United States Energy Department, 2012)

Cada uma destas cinco fases ilustradas na Figura 4 engloba uma sexta também ela muito importante. Essa etapa é o transporte para a fase seguinte, que assume uma importância cada vez maior nos dias que correm. O ciclo começa com a extração de matérias-primas e segue-se a sua transformação em formas que permitam a produção do produto. Essa produção e/ou montagem é a fase que se segue e consiste na obtenção, no embalamento e na distribuição ao consumidor do produto acabado. Seguidamente dá-se a utilização do produto por parte do consumidor, isto é, o seu período de vida útil. Por fim, o fim de vida do produto ocorre quando esse período de vida útil terminar. Nesta fase estão também incluídas as necessidades energéticas assim como os resíduos inerentes à eliminação e/ou à reciclagem do produto (United States Energy Department, 2012).

O LCT procura identificar possíveis melhorias, de uma forma global, no que diz respeito a impactos ambientais de bens ou serviços, assim como minimizar a utilização de recursos e as emissões ao longo do seu ciclo de vida (United Nations Environmental Programme (2003), European Commission, 2010)).

O que faz do LCT um procedimento tão importante é o facto de um dos seus principais objetivos ser o evitar da transferência de responsabilidades de uma fase para outra. A redução do impacto ambiental na fase de produção pode implicar o aumento na fase de uso, por exemplo. O desafio lançado por este conceito é exatamente reduzir os impactos em cada fase do ciclo de vida, sem que isso implique o aumento noutra qualquer fase, reduzindo os impactos verificados no ciclo de vida como um todo. Para tal é necessário que todas as entidades da cadeia, “*from cradle to grave*”, tenham responsabilidade e um papel a desempenhar na redução dos impactos ambientais globais do produto ou serviço (United Nations Environmental Programme (2003), European Commission (2010), (European Commission (2012)).

Seguidamente será estudada uma ferramenta de avaliação que se enquadra neste conceito de análise dos impactos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida, essa ferramenta é a Análise de Ciclo de Vida (ACV).

2.3. Análise de Ciclo de Vida

A Análise de Ciclo de Vida é um instrumento que faz a compilação dos *inputs* e *outputs* relevantes de um sistema de produto (que daqui em diante tanto pode significar um bem físico ou um bem intangível, como um serviço) avaliando os seus aspetos ambientais e os potenciais impactos ao longo de todo o seu ciclo de vida. Para além disso, procura e avalia eventuais oportunidades de melhoria do seu desempenho ambiental (Azapagic & Clift (1999), ISO14040 (2006)).

A ACV pode ser utilizada como ferramenta de apoio à decisão na seleção, *design* e otimização de processos, de identificação de problemas relacionados com um determinado produto, comparação das variações de melhorias de um determinado produto e de escolha entre dois produtos comparáveis. Pode ser também aplicada a nível estratégico, apoiando a criação de políticas governamentais ou estratégias empresariais, por exemplo. A maneira como esta ferramenta é aplicada depende meramente do que é pretendido com os seus resultados (Azapagic A. (1999) Guinée et al. (2001), Pieragostini et al. (2012)).

De acordo com a norma ISO14040 (2006), o processo de ACV consiste em 4 fases, presentes na Figura 5:

1. Definição do objetivo e do âmbito do estudo
2. Análise de inventário dos *inputs* e *outputs* de cada etapa
3. Análise dos impactos de ciclo de vida (AICV)
4. Interpretação

Estas fases não seguem necessariamente uma simples sequência. Este é um processo iterativo, em que as iterações seguintes podem sofrer um aumento de detalhe ou implicar a alteração da primeira fase em detrimento dos resultados obtidos na última (United Nations Environmental Programme, 2003). De seguida serão estudadas individualmente as quatro fases da ACV.

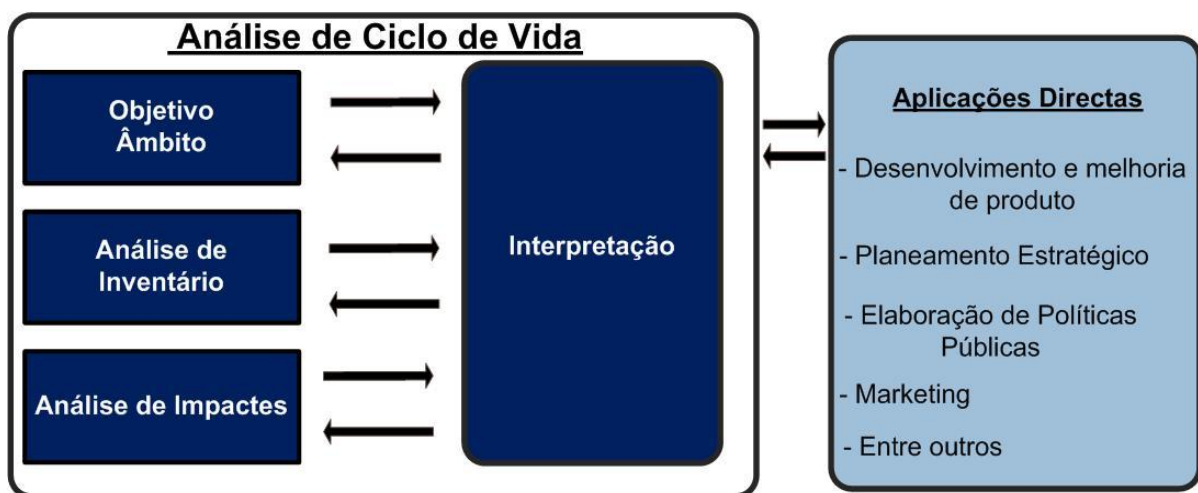


Figura 5 - Fases da ACV (ISO14040, 2006)

Definição do objetivo e do âmbito

Nesta fase são definidos os produtos a serem analisados, é escolhida uma base de comparação e é determinado o nível de detalhe pretendido (European Commission, 2010).

O objetivo da ACV define qual o propósito da sua elaboração, qual a audiência a que se destina e ainda o que é que é pretendido obter do resultado dessa análise (ISO14040 (2006), United States Energy Department (2012)).

O âmbito da ACV deve estar suficientemente bem definido de modo a que a extensão, a profundidade e o nível de detalhe do estudo, vão ao encontro do objetivo estabelecido. O âmbito do estudo estabelece qual o produto que será analisado e os processos unitários avaliados. Determina ainda a unidade funcional, as fronteiras do sistema, a alocação de procedimentos, as categorias de impacto, as necessidades de dados e as limitações do estudo.

A unidade de processo descreve a primeira fase dentro do ciclo de vida. Estabelece-se o elemento básico na ACV, de modo a facilitar a quantificação de *inputs* e/ou *outputs* e dos fluxos a cada fase do ciclo de vida. O sistema de produto é o conjunto completo de etapas no ciclo de vida do produto, desde a sua produção à alienação. As fronteiras de sistema são um conjunto de critérios que definem o âmbito da análise. Estas fronteiras definem quais são os sistemas de produtos que são incluídos na análise. A unidade funcional cria uma base para comparações. Esta unidade é uma medida de quantificação de desempenho, cujo foco é dirigido não ao produto em si, mas à função que desempenha. Diferentes produtos podem ser necessários em diferentes quantidades para cumprirem a mesma necessidade. Os procedimentos de alocação são métodos que repartem as cargas ambientais de um processo em estudo e outros sistemas de produto. As categorias de impacto são os diferentes impactos a serem considerados no estudo. As categorias selecionadas vão determinar quais os dados necessários para a realização do estudo. Para além disso, é necessário averiguar as necessidades de dados mediante o nível de detalhe e as necessidades exigidos (Miettinen & Hamalainen (1997), ISO14040 (2006), United States Energy Department (2012)).

Análise do Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

A análise de inventário é um processo de base de dados para quantificar as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto. No ICV constam a recolha de dados e os procedimentos de cálculo para a quantificação dos fluxos desse sistema. O processo de construção de um inventário é iterativo, à medida que são recolhidos mais dados e que mais se conhece do sistema, maiores são os requisitos de dados, tendo as iterações existentes de ser revistas e, se necessário, alteradas ou até acrescentadas novas, de modo a que os objetivos do estudo sejam atingidos. Por vezes, neste processo, podem ser encontrados problemas que obriguem à revisão dos objetivos definidos ou do âmbito do estudo (Lunghi et al. (2004), ISO14040 (2006)).

A recolha de dados é provavelmente o processo mais extenso e intensivo da Análise de Ciclo de Vida (Rebitzer, et al., 2004). Os dados para cada unidade de processo dentro das fronteiras do sistema podem ser classificadas, dentro das seguintes categorias (ISO14040, 2006):

- Entradas de energia, matérias-primas assim como outros *inputs* físicos ou auxiliares;
- Produtos, co-produtos e resíduos;
- Emissões para a atmosfera, descargas para a água e solo;
- Outros aspetos ambientais.

Os dados necessários para cada processo unitário são habitualmente obtidos diretamente a partir da indústria ou através de uma base de dados. As bases de dados devem ser viáveis e robustas, uma vez que fornecem todos os dados necessários para o estudo, nomeadamente sobre o abastecimento energético e de materiais, de químicos, de metais e serviços de gestão do desperdício, que permitem o desenvolvimento de sistemas de produtos complexos (Rebitzer et al. (2004), ISO14040 (2006)).

Seguidamente à recolha de dados são necessários procedimentos de cálculo para gerar os resultados do inventário de cada sistema definido por cada processo unitário e pela unidade funcional a ser modelada. Os procedimentos de cálculo incluem:

- A validação dos dados recolhidos;
- A relação dos dados com os processos unitários;
- A relação dos dados com o fluxo de referência da unidade funcional.

Por fim, é necessário proceder-se à alocação de fluxos aos respetivos processos.

Alguns processos industriais lidam com um só produto e funcionam com a linearidade dos *inputs* e *outputs* de matérias-primas. Porém, a maioria dos processos industriais lida com mais do que um produto, recicla produtos intermédios ou atua com produtos descartados como matérias-primas. Nestes casos, deve ter-se em especial consideração as necessidades de procedimentos de alocação (ISO14040, 2006).

Análise dos impactos de ciclo de vida

A Análise de Impacto de Ciclo de Vida tem como propósito utilizar os resultados obtidos no inventário, para avaliar a significância dos potenciais impactos ambientais, disponibilizando ainda informação para a fase de interpretação. Tal como referido anteriormente, os resultados do ICL focam-se na quantificação dos diferentes fluxos do sistema de produtos, como as emissões por exemplo. Os impactos são as consequências desses fluxos. A título de exemplo, no caso das emissões, uma das possíveis consequências a considerar são os problemas causados pela sua inalação. A quantificação destes impactos é muito complexa, o que leva a que um grande número de estudos ambientais se fique pela fase do ICL (United Nations Environmental Programme (2003), (United States Energy Department (2012)).

A AICV é uma técnica diferente de outras como por exemplo a avaliação de risco, ou a avaliação de desempenho ambiental e a análise de impacto ambiental, uma vez que se baseia numa unidade funcional definida noutra fase da Análise de Ciclo de Vida. Contudo, a AICV pode utilizar a informação obtida através dessas técnicas (ISO14040, 2006).

A estrutura da AICV está dividida em dois conjuntos de elementos, os obrigatórios e os opcionais, tal como se pode observar na Figura 6 (United Nations Environmental Programme (2003), Pennington et al. (2004), ISO14040 (2006)). Os motivos pelos quais a AICV necessita estar dividida em diferentes tipos de elementos são os seguintes (United Nations Environmental Programme, 2003):

- Cada elemento é distinto e pode assim ser claramente definido;
- Cada elemento pode ser considerado nas fases de objetivo e âmbito da ACV;
- Pode ser elaborada uma análise de qualidade aos métodos de AICV, pressupostos e outras decisões em cada elemento;
- Todas as operações de cada elemento podem ser transparentes para revisões e relatórios críticos;
- Os valores e a subjetividade inerentes às escolhas de valor em cada elemento, devem ser tornados transparentes às revisões e relatórios críticos.

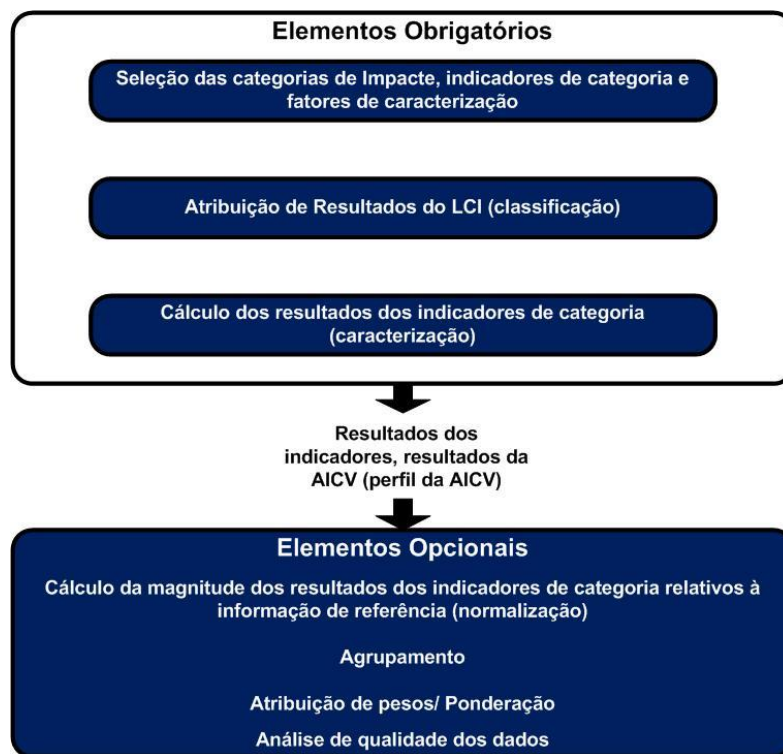


Figura 6 - Estrutura AICV (ISO14042, 2000)

Os elementos obrigatórios são então os seguintes (United Nations Environmental Programme (2003), Pennington et al. (2004), ISO14040 (2006)):

- Seleção das categorias de impacto, dos indicadores e dos modelos de caracterização;
- Classificação – Atribuição dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas, ou seja, agrupamento dos dados do ICV num determinado número de categorias de impacto.
- Caracterização – Cálculo dos resultados dos indicadores de cada categoria, onde é feita uma análise e estimativa da magnitude dos impactos para cada categoria.

Os resultados finais dos indicadores das diferentes categorias de impacto representam o perfil da AICV para o sistema de produto.

Os elementos opcionais são (ISO14040, 2006)(United Nations Environmental Programme, 2003)(Pennington, et al., 2004):

- Normalização – Cálculo dos resultados dos indicadores das categorias face a valores de referência. Neste elemento, todas as pontuações, resultados ou a contribuição do sistema de produto para uma categoria de impacto são relacionados com uma situação de referência.
- Agrupamento – Ordenamento e possível classificação das categorias de impacto.
- Ponderação – Neste elemento faz-se a conversão e possivelmente a agregação de indicadores ao longo de categorias de impacto, utilizando valores obtidos através de escolhas de valor. Trata-se de uma comparação quantitativa da seriedade dos diferentes potenciais impactos dos sistemas de produto, geralmente para se obter um único índice de desempenho ambiental.
- Análise de qualidade aos dados – Melhor compreensão da fiabilidade dos resultados da AICV. Este elemento é obrigatório nos casos de declarações comparativas.

As categorias de impacto, acima mencionadas, representam implicações ambientais às quais os resultados do ICV são atribuídos. Na Figura 7 (ISO14042, 2000) pode observar-se o conceito de indicadores de categoria relacionado com o conceito categoria de impacto. Pode ainda ver-se, através do exemplo da acidificação, a relação existente entre os resultados do ICV, os indicadores e os *endpoints* da categoria. Assim, os resultados relevantes do inventário como SO₂ e HCl são atribuídos à sua categoria, sendo depois relacionados com o indicador da mesma (H⁺), através de fatores de caracterização cujo cálculo é baseado num modelo. A proximidade deste indicador ao *endpoint* da categoria determina a sua relevância ambiental (United Nations Environmental Programme, 2003).

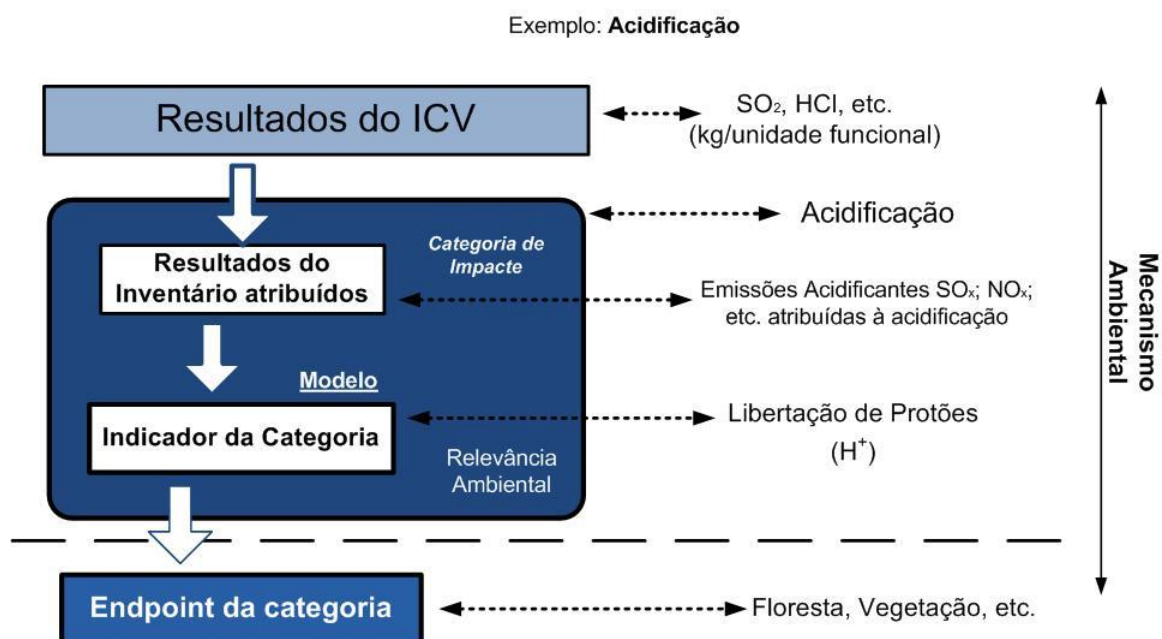


Figura 7 - Conceito de indicadores de Categoria (ISO14042, 2000)

Todos os processos físicos e variáveis como as extrações de recursos, as emissões ou qualquer outra interação entre o sistema de produto e o meio ambiente, que estejam ligados por uma dada categoria de impacto, são denominados por mecanismo ambiental dessa categoria. Os mecanismos ambientais consistem num dado número de processos ambientais, nos quais se podem distinguir as intervenções ambientais, as categorias *midpoint*, as categorias *endpoint* e as áreas de proteção (AoP) (Udo de Haes et al., 1999).

As intervenções ambientais, são fluxos elementares ou *inputs* e *outputs* ambientais tal como estão designados nas normas ISO. Esses fluxos correspondem em particular às extrações do meio ambiente ou emissões para o meio ambiente, ou no geral às variáveis na fronteira entre o sistema de produto e o ambiente (Udo de Haes et al., 1999). Estes elementos são também conhecidos por fluxo de materiais, inventário ou fatores de perturbação ambiental (Bare & Gloria, 2008) As categorias midpoint são variáveis dos mecanismos ambientais de uma categoria de impacto, que se situam entre as intervenções ambientais e as categorias *endpoint*. Incluem por exemplo a concentração de substâncias tóxicas, a temperatura global, o nível médio das águas do mar, a acidificação, a eutrofização a formação de smog, etc. (Bare & Gloria, 2008) (Udo de Haes et al., 1999). Podem também ser conhecidas como variáveis intermédias, em particular por algumas delegações do SETAC (Udo de Haes et al., 1999). As categorias endpoint são variáveis diretamente relacionadas com a preocupação ambiental, como a duração da vida humana, a sua incidência nos recursos naturais, ecossistemas ou espécies valiosas, combustíveis fósseis etc. São elementos habitualmente encontrados mais adiante no mecanismo ambiental. Este nível dos *endpoints* também é conhecido por *damage level* – nível dos danos (Udo de Haes et al., 1999). Contudo, a modelação ao nível de endpoints é, tipicamente, preterida pela modelação ao nível dos danos uma vez que o número e a variedade de *endpoints* podem ser considerados confusos pelos decisores. Em vez disso, são feitas escolhas de valor de modo a possibilitar a agregação dos *endpoints* ao nível dos danos. As áreas de proteção (AOP) são classes que agregam *endpoints* com reconhecido valor para a sociedade. Tal como referem Bare & Gloria (2008), Udo de Haes et al. (1999) distinguem as quatro AOP mais consensuais: saúde pública, recursos naturais, ambiente natural (biótico e abiótico) e ambiente artificial, este último acrescentado às normas ISO, que representa os produtos criados pelo homem. A título de exemplo destes produtos estão os edifícios ou as plantações mas este elemento considera ainda itens menos tangíveis como valores financeiros e culturais (Bare & Gloria, 2008).

Uma das principais diferenças entre *midpoints* e *endpoints* é a forma como a relevância ambiental dos indicadores da categoria é tida em consideração. A relevância ambiental nos *midpoints* é geralmente apresentada na forma de relações qualitativas, estatísticas e artigos de revisão. A quantificação poderá ser realizada através da utilização de métodos *endpoint* para providenciar mais perspetivas ao decisor. Nas abordagens *endpoint* não há necessidade de lidar separadamente com a relevância ambiental dos indicadores de categoria, uma vez que os indicadores são selecionados ao nível dos *endpoints*, tornando-se assim mais compreensíveis ao decisor (United Nations Environmental Programme, 2003). Em geral, a definição de um indicador próximo da intervenção ambiental, resulta numa modelação mais precisa mas tornará o indicador ambientalmente menos

relevante. Pelo contrário, quanto mais perto do *endpoint* estiver o indicador, maior relevância ambiental terá, mas menor será a sua precisão em termos de intervenção (Udo de Haes et al., 1999). A taxonomia apresentada acima não é consensual na literatura. Habitualmente, cada modelo apresenta o seu grupo de categorias e a sua própria nomenclatura. Os outputs dos modelos de AICV não são feitos de forma sistemática, o que impede uma adequada comparação do seu desempenho (Carvalho et al., 2013).

No ponto 3 serão analisados 8 métodos AICV, dos mais utilizados atualmente, onde serão abordados os seus objetivos, os seus *outputs* e os elementos da AICV considerados. De seguida será estudada a interpretação da ACV.

Interpretação da ACV

A fase de interpretação é o último passo na avaliação de ciclo de vida e consiste numa técnica sistemática que identifica, verifica e avalia a informação resultante do ICL e/ou da AICV. Para utilizar estes resultados para processos, produtos ou alterações de *design*, ou para outros efeitos, é necessário compreender a credibilidade e validade da informação. Deste elemento, deve então resultar um conjunto de conclusões e recomendações que deve ser comunicado de forma eficiente (Scientific Applications International Corporation (2006), Argonne National Laboratory (2007), United States Energy Department (2012), United Nations Environmental Programme (2012). A interpretação, tal como se verifica na Figura 8, é constituída pelos seguintes elementos (ISO 14044, 2006):

- Identificação de questões significativas;
- Avaliação pela verificação da integralidade, da sensibilidade e da consistência;
- Conclusões, limitações e recomendações.

Nesta Figura 8 é ainda visível a relação entre as três fases anteriores da ACV e cada um dos elementos da interpretação. Enquanto o objetivo e o âmbito juntamente com a interpretação estruturam o estudo, as restantes fases, o ICL e a AICV, fornecem as informações relativas ao sistema de produto (ISO14044, 2006).

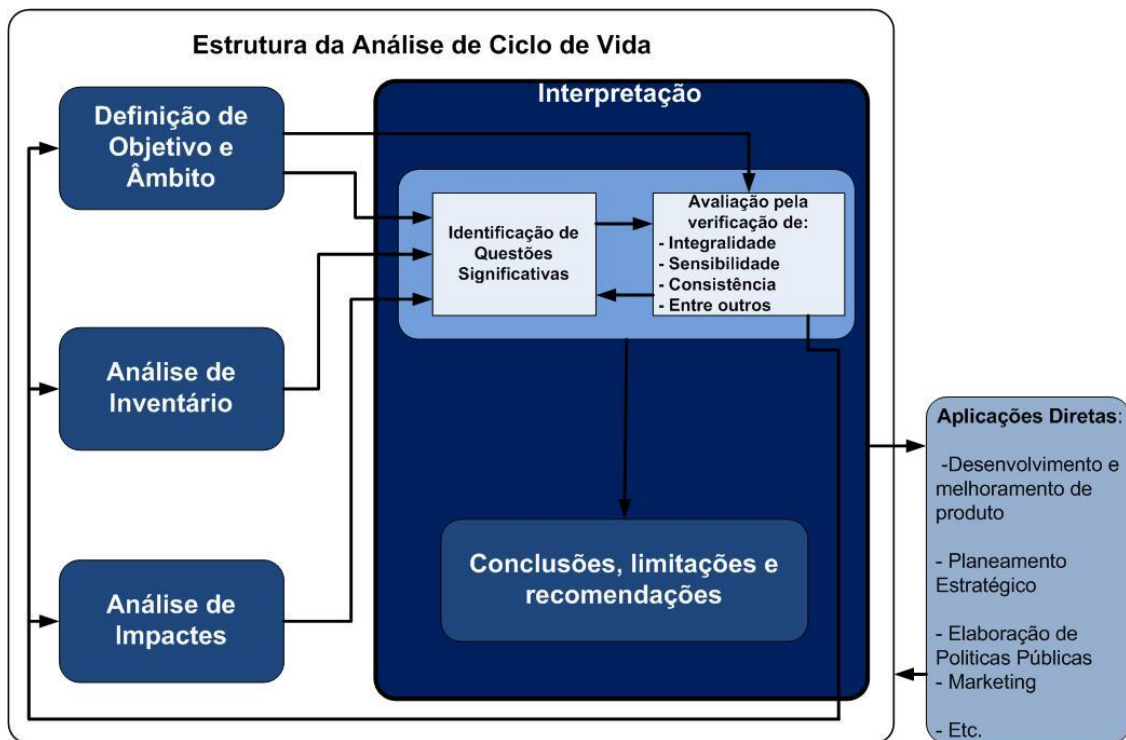


Figura 8 - Relação entre elementos constituintes da fase de Interpretação com outras fases da ACV (ISO14044, 2006)

A identificação de questões significativas consiste na revisão da informação proveniente das três primeiras fases do processo da ACV, de modo a identificar os elementos que mais contribuem para os resultados do ICV e da AICV. Esta revisão deve ser feita em concordância com o objetivo, com o âmbito e de uma forma interativa com o elemento de avaliação, sendo que a identificação de questões significativas guia os passos dessa avaliação. As questões significativas podem incluir (ISO14044 (2006), Scientific Applications International Corporation (2006):

- Dados de inventário, como energia, emissões, resíduos, etc.;
- Categorias de impacto, como utilização de recursos, alterações climáticas, etc.;
- Contribuições significativas das etapas de ciclo de vida para os resultados do ICV e da AICV, como processos unitários ou grupos de processos, por exemplo o transporte e a produção energética.

O elemento de avaliação consiste na verificação da integralidade, da sensibilidade e da consistência dos dados. Este elemento garante a fiabilidade e o nível de confiança do estudo de ACV (Scientific Applications International Corporation (2006), United States Energy Department (2012)). Os resultados da avaliação devem ser apresentados de maneira a apresentar à parte interessada no estudo, uma visão clara e compreensível do resultado do estudo (ISO14044, 2006).

O elemento onde se declaram as conclusões, limitações e recomendações tem como objetivo interpretar os resultados da AICV, para determinar quais os produtos ou processos com maior impacto nas áreas estabelecidas no objetivo e âmbito. As conclusões devem ser retiradas do estudo de forma iterativa com os restantes elementos da fase de interpretação. As recomendações devem

estar relacionadas com a aplicação pretendida para o estudo (ISO 14044 (2006), Scientific Applications International Corporation (2006)).

De seguida serão apresentadas algumas limitações inerentes à aplicação da Análise de Ciclo de Vida a um sistema de produto.

Limitações da ACV

A ACV é uma de várias ferramentas de gestão ambiental (como a gestão de risco e a avaliação de desempenho ambiental, por exemplo) e pode não ser a técnica mais adequada a utilizar em todas as situações.

A natureza das escolhas e pressupostos feitos na ACV podem ser subjetivos. As fronteiras do sistema excluem tudo o que não pode ser atribuído diretamente à função do produto. Trata-se de uma abordagem linear que chama a atenção para os fluxos físicos (Jonge, 2003). A precisão dos estudos ACV está limitada pela acessibilidade ou disponibilidade de dados relevantes e pela sua qualidade. A falta de dimensões temporal e espacial nos dados de inventário fazem com que surjam incertezas que variam no espaço e no tempo consoante as características de cada categoria de impacto (ISO14040 (1997), Finnveden, (2000)). As incertezas podem ainda estar relacionadas com a descrição do sistema estudado e com o facto de alguns processos deste estudo terem por trás escolhas de valor (Finnveden, 2000).

Na próxima secção serão estudados 8 métodos de AICV, sendo abordadas as suas principais características e abordagens.

2.4. Métodos AICV

Neste ponto do trabalho serão estudados oito métodos de AICV. Este estudo abordará os seus objetivos, os seus *outputs* e que tipo de modelo se trata, que elementos opcionais da AICV são considerados em cada método e serão dados exemplos da sua aplicação em trabalhos científicos. Os métodos estudados são: CML, Eco-Indicator, Ecological Scarcity, EDIP, EPS, Impact, ReCiPe e TRACI.

CML (Guinée et al., 2001)

Objetivos: Fornecer a melhor prática da metodologia *midpoint*, operacionalizando as normas da série ISO14040.

Outputs: Este é um modelo do tipo *midpoint*, tal como descrito acima, que quantifica catorze indicadores e cerca de vinte e cinco categorias de impacto divididas em três grupos: A, B e C. O grupo A está presente em quase todos os estudos de ACV e compreende as categorias de impacto para um método de caracterização base. Esta caracterização base compreende, por exemplo, categorias como o esgotamento de recursos abióticos, as alterações climáticas e a destruição da camada de ozono estratosférica. O grupo B inclui categorias de impacto adicionais que podem merecer a sua inclusão, mediante o âmbito e objetivo da ACV e a disponibilidade de dados apropriados. Entre essas categorias encontram-se os impactos da radiação ionizante, o ar fétido e a ecotoxicidade dos sedimentos em água doce e salgada, por exemplo. As categorias de impacto do grupo C são categorias em que não é proposto nenhum método de caracterização para este modelo,

mas que podem ser incluídas mediante a existência de métodos alternativos. Entre estas categorias encontram-se, por exemplo, o esgotamento de recursos bióticos e a água fétida.

Elementos opcionais da AICV: Este modelo inclui fatores base para uma normalização mas não considera um método de ponderação.

Casos de Aplicação na literatura: Luz et al. (2010) promovem o *eco design* de componentes do setor automóvel, comparando a Análise de Ciclo de Vida de duas alternativas para reforçar compósitos de propileno. A sugestão feita é a substituição do talco pelo bagaço de cana-de-açúcar. A análise de ciclo vida é elaborada com base na metodologia CML 2001. O estudo de Shen et al. (2010) analisa os impactos ambientais da reciclagem de ciclo aberto do Politereftalato de etileno (PET), das garrafas à fibra. Para tal estudo, o autor utiliza os indicadores e os fatores de normalização do CML 2001. Renó, et al. (2011) elaboram uma Análise de Ciclo de Vida da produção de metanol a partir de bagaço de cana-de-açúcar. O principal objetivo é determinar os seus principais impactos através da metodologia de AICV CML 2001. Alvarenga et al. (2012) desenvolveram uma comparação da pegada ecológica e do impacto ambiental aplicada a um caso de estudo relacionado com a alimentação de frangos no Brasil. A metodologia utilizada para a análise do impacto ambiental foi a CML 2001. O trabalho de Cellura et al. (2012) tinha o objetivo de elaborar uma Análise de Ciclo de Vida para determinar o perfil ambiental de cada produto agrícola e qual a importância de cada etapa do seu ciclo de vida na totalidade dos impactos. A análise foi realizada em conformidade com as normas de Análise de Ciclo de Vida estabelecidas na série ISO14040, sendo utilizada a metodologia CML 2001.

Eco-Indicator (EI)(Goedkoop (1995), Goedkoop & Spriensma (2001))

Objetivos: O objetivo principal deste método era o de apresentar um instrumento simples e de fácil utilização em que os aspetos ambientais pudessem ser integrados no *design* do processo. Não é indicado para comparações públicas de produtos concorrentes face ao seu desempenho ambiental, nem para a condução de *marketing* ou a rotulagem ambiental. O seu propósito é o desenvolvimento de produtos melhores e mais limpos.

Outputs: O *Eco-Indicator* (EI) é um modelo *endpoint* cujo principal *output* é um *single-score*. Contudo este modelo não descarta a utilização de *midpoints*, sendo estes os *inputs* da análise dos danos (nível *endpoint*). A este nível são considerados três categorias: esgotamento de recursos, saúde pública e qualidade dos ecossistemas. Entre os *midpoints* considerados encontram-se as alterações climáticas, a destruição da camada de ozono e a ecotoxicidade por exemplo.

Elementos opcionais da AICV: Neste modelo estão previstos os cálculos para normalização e ponderação.

Casos de Aplicação: Carpentieri et al. (2005) elaboram uma Análise de Ciclo de Vida de gasificação de biomassa de ciclo combinado com remoção de CO₂. Para tal a ACV é conduzida com base na metodologia do *Eco-Indicator* 95. Os resultados são também comparados com os resultados de ACVs anteriores e é demonstrada a vantagem da utilização da biomassa em termos de redução de emissões de gases que contribuem para o efeito de estufa e na redução do esgotamento dos recursos. Corti & Lombardi (2005) comparam processos finais de eliminação de pneus através da ACV. Neste estudo são utilizados indicadores ambientais com base no *Eco-Indicator* 95.

Uma aplicação do *Eco-Indicator* 99 pode ser verificada no trabalho de Lee & Park (2005) que estima o crédito ambiental da reciclagem de escória granulada de alto-forno baseando-se na Análise de Ciclo de Vida. Martínez et al. (2009) fazem a Análise de Ciclo de Vida de uma turbina de vento. O seu objetivo é analisar o verdadeiro impacto desta tecnologia considerando todo o seu ciclo de vida. Para tal selecionou-se a partir do *Eco-Indicator*, a lista de categorias de impacto e os métodos e avaliação. Audenaert et al. (2012) realizam uma Análise de Ciclo de Vida a apartamentos de baixa energia, avaliando os impactos ambientais dos materiais de isolamento. A análise é efetuada com recurso ao *Eco-Indicator* 99 e conclui que os materiais de isolamento têm um efeito significativo no resultado ambiental.

Ecological Scarcity (Ahmadi, 2009)

Objetivos: O objetivo do *Ecological Scarcity* (ES) é fornecer fatores de caracterização e ponderação de várias emissões e extrações baseados em objetivos e metas de políticas públicas.

Outputs: Este é um modelo com uma abordagem *distance to target*. Os *endpoints* estão indiretamente considerados nas políticas públicas e os *midpoints* cobertos são cerca de 15. Entre eles encontram-se, por exemplo, as alterações climáticas, o consumo de água ou a perda de biodiversidade devido à ocupação de terreno.

Elementos opcionais da AICV: Esta metodologia inclui normalização e ponderação.

Casos de Aplicação: Hellweg et al. (2005) utilizam novos modelos dependentes de local para aterros sanitários e transporte de escórias, aplicando-os aos solos de modo a estimar a emissão de metais pesados para águas subterrâneas. Este estudo é baseado na ACV e utiliza o método *Ecological Scarcity* 2006 para a análise de impactos de ciclo de vida.

Steubing et al. (2011) elaboram uma ACV a gás natural sintético criado a partir de madeira e destinado ao aquecimento, à criação de eletricidade e ao transporte. A análise de impactos do ciclo de vida foi elaborada com base no *Ecological Scarcity* 2006 e prova que substituição de tecnologias fósseis por gás natural sintético é ambientalmente benéfico, nomeadamente no que diz respeito ao aquecimento global.

Gaidajis et al. (2011) analisam o potencial de reciclagem de filtros de óleo usados de automóveis, através da ACV. O seu objetivo é avaliar se um sistema de reciclagem específico é ou não ambientalmente viável tendo em conta todos os passos no seu ciclo de vida. Um dos métodos utilizados para a análise de impactos no ciclo de vida foi o *Ecological Scarcity* 2006.

EDIP (Hauschild & Potting, 2005)

Objetivos: Com este método pretende-se apoiar a Análise de Ciclo de Vida de produtos industriais para suportar a análise e a síntese ambiental no desenvolvimento do produto. O EDIP 97 foi inicialmente desenvolvido para ter em consideração a diferenciação espacial na fase da caracterização. Este procedimento não era contudo operacional sendo meramente utilizado para a identificação e exclusão de resultados obviamente falsos que pudessem influenciar a decisão baseada na ACV. Este problema foi resolvido com o EDIP 2003 que acrescentou ainda a diferenciação espacial para categorias não globais relacionadas com emissões. Esta diferenciação

consiste na caracterização dos impactos mediante o local em que a análise é efetuada, através de fatores de caracterização dependentes da localização.

Outputs: O EDIP2003 é um método *midpoint* que abrange cerca de dez indicadores e que não cobre nenhum *endpoint*. Entre esses dez indicadores encontram-se o aquecimento global, a acidificação e a toxicidade humana, por exemplo.

Elementos opcionais da AICV: Esta metodologia abrange os elementos de ponderação e normalização.

Casos de Aplicação: Muñoz et al. (2009) elaboram uma ACV à reutilização de águas residuais considerando a ozonização como tratamento terciário. O estudo é baseado em experiências à escala utilizando ozono e uma combinação de ozono com peróxido de hidrogénio a um efluente de uma estação de tratamento de esgotos. Foram usados dois métodos para contabilizar os impactos desta ação, o EDIP 97 e o USES-ACV que não é tratado nesta dissertação. Khoo (2009) realiza ACV a várias tecnologias de conversão. O objetivo do trabalho é modelar e comparar oito opções de tratamento de resíduos diferentes. A AICV é levada a cabo através da utilização do EDIP 2003.

No trabalho de Morais & Delerue-Matos (2010) efetua-se uma revisão crítica dos desafios enfrentados pela aplicação de uma Análise de Ciclo de Vida a serviços de reabilitação de locais. Este artigo discute metodologias existentes e modelos propostos, focando-se em decisões críticas e pressupostos da ACV às atividades de reabilitação local. Um dos métodos estudados foi o EDIP 97 para avaliar impactos locais.

O trabalho de Wilday et al. (2011) enfrenta os riscos emergentes da captura e armazenamento de carbono. O EDIP 2003 é utilizado ao serem estudados os riscos da captura de carbono com uma abordagem de ACV.

Slagstad & Brattebø (2012) realizaram uma Análise de Ciclo de Vida destinada à gestão de resíduos domésticos aquando do planeamento de um novo núcleo urbano. Para tal foi utilizado o método EDIP 97 para realizar a análise de impactos ambientais.

Com o objetivo de fornecer informação útil para a tomada de decisões estratégicas apontadas à melhoria e otimização da cadeia produção local de azeite, Salomone & Ioppolo (2012) estudam os impactos ambientais desta produção através de uma ACV. Para tal, a AICV é feita com base em vários métodos entre eles o EDIP 2003.

EPS (Steen, 1999)

Objetivos: Inicialmente desenvolvido para apoiar *designers* e criadores de produtos. Está desenhado para ser utilizado com a análise de *Monte Carlo*, uma vez que esta é parte integrante do raciocínio por detrás do método.

Outputs: Na metodologia EPS os fatores de caracterização *endpoint* são calculados com base nos efeitos médios e no princípio de prevenção. A análise dos danos é feita utilizando a *willingness to pay (wtp)*. Este método considera quatro impactos ao nível de *endpoint* e dezassete *midpoints*. Entre os *midpoints* encontram-se por exemplo, a expectativa de vida, a capacidade de produção dos ecossistemas e o esgotamento dos recursos minerais.

Elementos opcionais da AICV: Este método considera apenas a ponderação.

Casos de Aplicação: Nilsson et al. (2005) testam uma metodologia de análise ambiental estratégica ao setor energético. Para validação desta metodologia são utilizados vários métodos de AICV entre eles o EPS.

O trabalho de Eriksson et al. (2007) tem como objetivo comparar a ACV do aquecimento urbano com combustão de biomassa ou gás natural. Os métodos de caracterização utilizados têm como base o CML mas o método EPS é utilizado como um dos métodos de ponderação.

Stripple et al. (2008) estudam o desenvolvimento e a melhoria em termos ambientais de plásticos para cateteres hidrofílicos em cuidados médicos. É então comparado o desempenho ambiental de um novo material em relação aos materiais existentes. A avaliação e validação do estudo são feitas através de quatro métodos de AICV, entre eles o EPS, que concluem que a performance ambiental deste novo material é de facto superior ao dos existentes.

Impact 2002+ (Humbert et al., 2005)

Objetivos: Esta metodologia tem como propósito providenciar abordagens combinadas de *midpoint/endpoint* de maneira a relacionar todos os tipos de resultados do ICL, através dos *midpoints*, ao nível dos danos (*endpoint*).

Outputs: Este é um método *midpoint-endpoint* que considera catorze *midpoints* e quatro *endpoints*: Saúde pública, qualidade dos ecossistemas, alterações climáticas e recursos. Entre os *midpoints* encontram-se, entre outros, a toxicidade humana, a ecotoxicidade aquática e o aquecimento global.

Elementos opcionais da AICV: O *Impact* considera a utilização de normalização e ponderação embora esta última não esteja desenvolvida para este modelo.

Casos de Aplicação: Humbert et al (2007) analisam a toxicidade dos principais pesticidas utilizados na Costa Rica. Para o efeito são avaliadas cerca de trinta substâncias ativas através de dois métodos utilizados para suportar declarações comparativas no contexto da ACV, sendo um deles o *Impact 2002+*.

Djomo et al. (2008) realizam uma ACV para analisar os benefícios e as cargas ambientais de se utilizarem cascas de batata vaporizadas para a produção de hidrogénio em vez da alimentação animal. É utilizado o método *Impact 2002+* para avaliar os impactos e concluiu-se que a produção de hidrogénio tem uma performance ambiental três vezes superior à alimentação de animais.

Vince et al. (2008) desenvolvem uma ferramenta para a avaliação ambiental da produção de água potável. A avaliação ambiental é realizada de acordo com as normas da série ISO 14040, sendo os impactos quantificados com o *Impact 2002+*.

O estudo de Reid et al. (2009) envolve o desenvolvimento de seis locais de gestão de resíduos para uma mina de Zinco, situada no Québec, e a comparação dos locais através de ACV. Os objetivos do estudo são os de planear o inventário desses seis cenários de gestão desde o desenvolvimento à fase de encerramento e analisar e comparar os seus impactos ambientais. Para esse efeito, os impactos ambientais potenciais foram avaliados através do *Impact 2002+*.

No trabalho de Liu et al. (2010) é apresentada uma ACV a processos produtivos de semicondutores em Taiwan. Para tal são utilizados e comparados dois métodos de AICV (*Eco-Indicator* e *Impact 2002+*) aplicados a cinco processos.

ReCiPe (Goedkoop et al., 2012)

Objetivos: Combinar as metodologias *midpoint* e *endpoint* de uma forma consistente.

Outputs: Esta é uma metodologia tanto *midpoint* como *endpoint*. É realizado o cálculo dos fatores de caracterização na base de uma cadeia consistente causa-efeito. Neste método são estudados dezassete *midpoints* diferentes e três *endpoints*. Como exemplos dos *midpoints* considerados encontram-se a eutrofização de água doce e salgada, a toxicidade humana e as alterações climáticas.

Elementos opcionais da AICV: Este modelo considera tanto a normalização como ponderação. Esta última é realizada num projeto em separado.

Casos de Aplicação: Suer & Andersson-Sköld (2011) utilizam a metodologia ReCiPe para a avaliação de impactos ambientais no seu estudo da melhor alternativa para recuperação de solos.

O artigo de Durlinger et al. (2012) avalia através da ACV os efeitos ambientais de produtos de iluminação fotovoltaica de baixa tensão, utilizados em zonas rurais do sudeste asiático. Os seus principais objetivos são a determinação dos impactos ambientais, das peças que contribuem para os impactos verificados e qual a precisão de uma ACV nestes produtos fotovoltaicos. Para a AICV utilizou-se o método ReCiPe.

O trabalho de Johnson (2012) compara a pegada de carbono dos sistemas de aquecimento a óleo, com a dos sistemas de aquecimento LPG. Foi ainda utilizada a metodologia ReCiPe, de modo a comparar os resultados com um *output* único e normalizado de todo o ciclo de vida.

Myllyviita et al. (2012) descrevem um processo de avaliação de impactos ambientais de duas matérias-primas alternativas. Para a caracterização e normalização os autores utilizam a metodologia ReCiPe.

Vries et al. (2012) medem as consequências ambientais do processamento de estrume para a produção de fertilizante mineral e de bioenergia, propondo ainda uma nova tecnologia de processamento de estrume. Os cenários e a análise dos impactos foram modelados através da utilização do método ReCiPe.

TRACI (Bare J. , 2011)

Objetivos: Este é uma metodologia desenvolvida como um método *midpoint* que representa as condições ambientais nos Estados Unidos da América, por estado ou como um todo.

Outputs: Esta é uma metodologia *midpoint* abrangendo dez indicadores desse tipo, cobrindo ainda quatro *endpoints*. Entre os dez indicadores, encontram-se por exemplo o aquecimento global, a formação de smog, a acidificação e a eutrofização.

Elementos opcionais da AICV: Este modelo considera apenas o elemento da normalização.

Casos de Aplicação: Bolin & Smith (2011) aplicam a ACV a madeira tratada com borato, comparando-a com estruturas e aço galvanizado. A análise de impactos foi realizada através da utilização do TRACI 2009, avaliando cinco categorias de impacto. Gaudreault et al. (2009) demonstram, através de um caso de estudo, qual a importância das escolhas metodológicas de ACV, fazendo referência à tomada de decisão multicritério (MCDM). A metodologia TRACI foi aplicada para normalização e caracterização e posteriormente comparada a outras duas metodologias AICV. Güereca et al. (2006)

executam uma ACV a dois sistemas de gestão de resíduos biológicos de modo a avaliar as implicações ambientais da fração de resíduos fermentável, através da metodologia TRACI. Lu & Realff (2010) utilizam a metodologia TRACI para a quantificação dos impactos ambientais quando desenvolvem uma otimização padrão baseada em pontos com ACV para aplicar no *design* do produto.

Comparação de Métodos de AICV

A comparação de métodos de AICV, embora recomendada, nomeadamente pela União Europeia, de modo a chegar-se a um consenso sobre a utilização de uma só metodologia para a análise de impactos de ciclo de vida, não é ainda uma prática muito frequente na comunidade científica (European Commission, 2012). Contudo, há já vários estudos que tentam relacionar diversos métodos tal como se pode verificar no Anexo I, que será descrita seguidamente.

O trabalho de Cavalett et al. (2013) pretende determinar até que ponto o desempenho ambiental da gasolina e do etanol é afetado pela escolha de método de AICV. Para tal, comparam sete métodos de AICV diferentes. Os resultados são esclarecedores, de facto, a utilização de metodologias diferentes resulta em impactos ambientais diferentes. A nível de *midpoints*, os principais impactos ambientais variam consoante o método e a prioridade dada a cada impacto ambiental. Contudo, os resultados a este nível são convergentes o que não foi conseguido ao nível dos *endpoint*.

Três métodos foram utilizados no estudo de Dreyer et al. (2003), o EDIP 97, o CML 2001 e o Eco-Indicator 99 (EI99) de forma a averiguar a importância da escolha de método de AICV. Comparando os dois primeiros métodos, chegou-se à conclusão que a diferença está essencialmente nos métodos utilizados para impactos dos químicos na saúde pública e nos ecossistemas. As diferenças entre os dois métodos são atenuadas pela normalização dos fatores mas são ainda consideráveis. Quando comparados os métodos EDIP 97 e EI99 verificam-se pequenas diferenças e até algumas convergências nos resultados deste estudo. Contudo, estes resultados são provenientes de impactos diferentes pelo que noutro contexto, esta convergência não se deverá verificar.

Monteiro & Freire (2011) comparam três métodos (CED¹, CML 2001, EI 99) e chegam à conclusão que há correlação entre as três metodologias para as categorias de *Global Warming Potenciall*, alterações climáticas e acidificação e eutrofização não se verificando essa correlação nas restantes categorias. Os métodos CML 2001 e EI99 são robustos para a maioria das categorias mas inconsistentes para toxicidade humana, ecotoxicidade e oxidação fotoquímica.

No trabalho de Pant et al. (2004) são também comparados três métodos EDIP 97, Impact 2002 e CML 2001. Os métodos diferem essencialmente na necessidade de dados e nos resultados. O desvio dos resultados é explicado pelas diferenças da modelação do destino e exposição. Numa menor extensão, essas diferenças devem-se aos cálculos dos efeitos tecnológicos.

Com o intuito de observar as diferenças e incertezas na determinação do impacto das emissões de metais na saúde pública, Pizzol et al. (2011^a) comparam nove métodos diferentes. Neste estudo verifica-se a pouca concordância entre metodologias e que a contribuição de cada metal para a saúde pública varia de método para método. Num estudo semelhante, Pizzol et al. (2011^b) comparam oito métodos diferentes e verificam de novo a pouca concordância entre métodos sendo a fase crítica

¹ Cumulative Energy Demand, para contabilizar os consumos de energia primária.

dessa divergência a fase de caracterização. Os métodos têm a tendência comum de atribuir o maior impacto toxicológico aos metais.

Caneghem et al. (2010) comparam cinco métodos de AICV e concluem que a escolha de fatores de caracterização pode influenciar largamente a conclusão sobre a tendência do impacto ao longo do tempo e da contribuição relativa de cada substância. Este estudo conclui ainda que há a necessidade de discutir por que razão é que certos fatores de caracterização são escolhidos para a análise de impacto na saúde pública. Por fim considera ainda importante o cálculo das incertezas no cálculo do impacto, inerente às escolhas de valor por detrás dos métodos e como quantificar essas incertezas antes de retirar qualquer conclusão.

A comparação de quatro métodos para a ecotoxicologia da água e investigação da importância do destino ambiental no contexto da AICV é realizado por Schulze et al. (2001). Estes autores concluem que a escolha do método de AICV afeta fortemente os resultados obtidos e ainda que deve ser selecionado o melhor método para cada caso em estudo, tendo em conta os pressupostos definidos por cada metodologia.

A Comissão Europeia (European Commission, 2010) elaborou também um relatório que compara doze métodos de AICV. A conclusão deste relatório indica que os métodos mais recentes, em especial os que combinam fatores *midpoint* e *endpoint*, têm maior atenção na avaliação. Os métodos *endpoint* são selecionados com bastante frequência uma vez que há mais maneiras de realizar a caracterização a esse nível do que a nível *midpoint*. Isto é bastante claro em especial nas alterações climáticas e no esgotamento da camada do ozono onde o consenso dos métodos *midpoint* é bastante elevado, enquanto os modelos de *endpoint* diferem fortemente.

O estudo de Bovea & Gallardo (2006) testa cinco métodos AICV, aplicando-os a materiais poliméricos utilizados em processos de embalagem. Foi demonstrada a necessidade de realização de uma análise de sensibilidade entre os diferentes métodos de AICV antes de qualquer decisão sobre a escolha do método. A redução para um único índice pode significar a ocultação de informação e revelar um baixo grau de transparência na comunicação de resultados.

Zhou et al. (2011) propõem-se a examinar até que ponto é que os impactos ambientais da dessalinização através da osmose inversa, variam ou não devido à aplicação de métodos de AICV diferentes. Para tal comparam dois métodos, CML 2 e TRACI, e verificam que os resultados indicam uma diferença significativa nos resultados da caracterização de ACV do processo de dessalinização. Os principais motivos das divergências encontradas foram os diferentes níveis de cobertura dos fluxos de material, os modelos de caracterização utilizados nos métodos e a diferenciação de intervenção ambiental.

A comparação de cinco métodos é realizada por (Renou et al. 2008) que conclui que os resultados nos casos de efeito de estufa, esgotamento de recursos e acidificação são consistentes. No caso da eutrofização os resultados são consistentes se se olhar meramente para o impacto potencial de um cenário e não para a caracterização de um fluxo de recebimento específico.

Para compreender as diferenças entre vários métodos de AICV, através de uma estrutura generalista, que considera aspetos ambientais, Buchgeister (2012) compara três métodos e conclui que a divergência nos resultados faz com que o maior impacto seja causado por agentes químicos

diferentes. Neste estudo é demonstrado que variando o método utilizado, varia também a maior contribuição para o impacto ambiental e recomenda-se ainda a utilização de mais do que um método de AICV de modo a obter-se uma informação mais detalhada dos poluentes ambientais.

Embora exista alguma literatura no que diz respeito à comparação de métodos de AICV, não há opiniões convergentes sobre que metodologia utilizar nem mesmo ferramentas que possibilitem extinguir as divergências encontradas nos métodos. Outra lacuna na literatura é a ausência de comparação de métodos face à introdução de uma melhoria no processo em estudo, que possibilitasse avaliar e comparar o comportamento dos métodos nessas situações. Os métodos considerados estão também muito ligados à análise de produtos e não tanto na avaliação de design de processos alternativos.

No próximo capítulo serão apresentadas as duas ferramentas utilizadas nesta dissertação considerando as principais características de cada uma.

2.5. Softwares de ACV: *SimaPro* e *GaBi*

Nesta secção serão apresentados os dois *softwares* mais utilizados actualmente para ACV, *SimaPro* e *GaBi*. Estudar-se-ão então as principais funcionalidades de cada um, as características das bases de dados utilizadas e o suporte dado a cada passo da ACV.

O *SimaPro* é uma ferramenta desenvolvida pela *PRé Consultants*, criada em 1990 por Mark Goedkoop. A empresa colabora com parceiros internacionais, dispersos geograficamente pelo mundo inteiro, que contribuem para que a *PRé* vá ao encontro da necessidade dos seus clientes. Colabora ainda com diversas organizações cujo objetivo é promover a transparência e a responsabilidade junto da comunidade empresarial para um futuro sustentável. Nas últimas 2 décadas centenas de clientes aderiram aos serviços desta empresa (*PRé Consultants*, 2013). O *SimaPro* permite a modelação de sistemas e produtos do ponto de vista do seu ciclo de vida e oferece um conjunto variado de características (*PRé Consultants*, 2013):

- Interface intuitiva que guia o decisor através de todos os passos da ACV;
- Modelação fácil;
- Transparência, pois é possível rastrear facilmente os resultados;
- Análise dos pontos fracos;
- Opção de filtro para qualquer resultado;
- Análise de cenários complexos de tratamento de resíduos e de reciclagem.

A principal base de dados do *SimaPro* é a *ecoinvent* que contém informação sobre matérias com base biológica (Lehtinen et al., 2011) para além de dados internacionais de ICL de indústria relativos a abastecimento de energia, extração de recursos, entre outros elementos importantes para o cálculo da ACV (*GreenDelta GmbH*, 2014). A ferramenta está totalmente integrada com com a sua base de dados (*PRé Consultants*, 2013).

O *GaBi* é a solução de *software* disponibilizada pela *PE International* que guia as empresas para alcançarem a sustentabilidade desde 1991. Esta é a empresa líder em consultoria estratégica, soluções de *software* e de serviços alargados na área da sustentabilidade. Mais de 1500 empresas recorrem aos serviços da *PE International*, onde estão incluídos vários líderes de mercado.. O *GaBi* é uma solução de sustentabilidade com um motor de ACV que suporta diversas aplicações no âmbito

das empresas, como por exemplo *Eco-Design*, redução do custo de ciclo de vida, etc.). Esta ferramenta tem um conjunto de aplicações base de modo a que todas as funcionalidades estejam à disposição do cliente, qualquer que seja a base de dados utilizada. Nessas funcionalidades estão incluídas uma abordagem de visualização que permite a criação de produtos ou modelos de serviços tal como seriam desenhados em papel, uma interface intuitiva, uma funcionalidade de “arrastar e largar”, gestão hierárquica da base de dados e uma função avançada de busca (PE International (2), 2013). O *GaBi* permite a utilização de diversas bases de dados, nomeadamente as do próprio programa desenvolvidas pela *PE International* que contêm mais de 4500 perfis de ICL prontos a serem utilizados. Outras bases de dados consideradas são a já mencionada *ecoinvent* e a *U.S ICL*. Uma das características do *GaBi* é a possibilidade de criar uma base de dados personalizada com as necessidades do decisor, com um conjunto de dados adicionais que não constem nas restantes bases de dados. O *GaBi* conta ainda com 4700 conjuntos de dados referentes ao ICL, com as mais recentes metodologias ACV e atualiza anualmente as suas bases de dados (PE International (2), 2013).

Serão analisadas versões diferentes de cada ferramenta (uma educacional e uma profissional), o que pode significar que em alguns casos a comparação não possa ser tão direta quanto o desejado. Esta diferença não significa, no entanto, perda de significado do estudo, uma vez que serão também comparados os procedimentos de cada *software*, os *inputs* necessários, os *outputs* disponíveis e a facilidade com que se obtêm os resultados.

De seguida serão retiradas as principais conclusões deste capítulo de revisão da literatura.

2.6. Conclusões do Capítulo

Foram estudados oito métodos de AICV tendo-se verificado de que tipo de modelo se tratava, quais os seus *outputs*, quais os elementos opcionais contidos na sua metodologia e ainda dados exemplos da sua aplicação. Os métodos estudados foram o CML, o Eco-Indicator, o Ecological Scarcity, o EDIP, o EPS, O Impact, o ReCiPe e o TRACI. Foram ainda estudados casos em que é feita a comparação entre alguns destes métodos. Este estudo concluiu que não existe consenso sobre qual a melhor metodologia a aplicar, nem mesmo sugestões para reduzir ou mesmo extinguir as divergências dos métodos, uma vez que estes não são uniformes.

Verificou-se ainda a escassez de literatura no respeitante à comparação de métodos quando uma melhoria é aplicada ao processo, sendo que as comparações encontradas se focam muito no produto. Nesta dissertação tentar-se-á colmatar essa lacuna, uma vez que serão comparados os métodos já referidos. Para além disso, tentar-se-á minimizar a falta de estudos de comparação entre duas alternativas de processos.

Por fim estudaram-se duas ferramentas de software para a AICV, estudo que é escasso ou mesmo inexistente na literatura.

Seguidamente serão apresentados os casos práticos em estudo. Para tal serão descritos os processos químicos e os principais *inputs* e *outputs* de cada um. No próximo capítulo serão ainda descritos os *inputs* dos *softwares* necessários para a realização da análise.

3. Casos de Estudo

Neste capítulo serão apresentados os casos de estudo utilizados nesta dissertação para a comparação de métodos de AICV proposta. Os casos de estudo em questão são 3 e consistem em processos químicos com reconhecida significância industrial. Este capítulo consiste na descrição de cada processo, das suas diferentes etapas, das suas unidades operacionais e dos seus *inputs* e *outputs* essenciais para o estudo proposto nesta dissertação. Serão também apresentadas alternativas com vista à melhoria do desempenho de cada processo e à avaliação dos métodos de AICV nestas situações comparativas. Por fim serão indicados quais os dados inseridos em cada *software* de AICV para cada processo. Os três casos em estudo são os seguintes:

- Amoníaco;
- Recuperação de Clorofórmio;
- *Hydrodealkylation of Toluene* (HDA).

Neste estudo, a unidade funcional selecionada para cada processo assim como para a respetiva proposta de melhoria é a produção de um quilograma de produto. As fronteiras dos sistemas em causa são os processos produtivos, uma vez que se pretende comparar as *performances* industriais de duas produções de design alternativas. Essas fronteiras contemplam desde a entrada de matérias-primas e outros *inputs*, como eletricidade por exemplo, até ao produto em si e às emissões resultantes.

3.1. Produção de Amoníaco

Para a produção de amoníaco estão registados 4 licenciamentos de entidades diferentes. Neste caso de estudo será utilizada e descrita a metodologia de Kellogg que apresenta 4 etapas com 57 correntes, 42 unidades operacionais e 14 compostos (Carvalho, 2009). O processo produtivo do amoníaco encontra-se representado na Figura 8 (Carvalho, 2009)

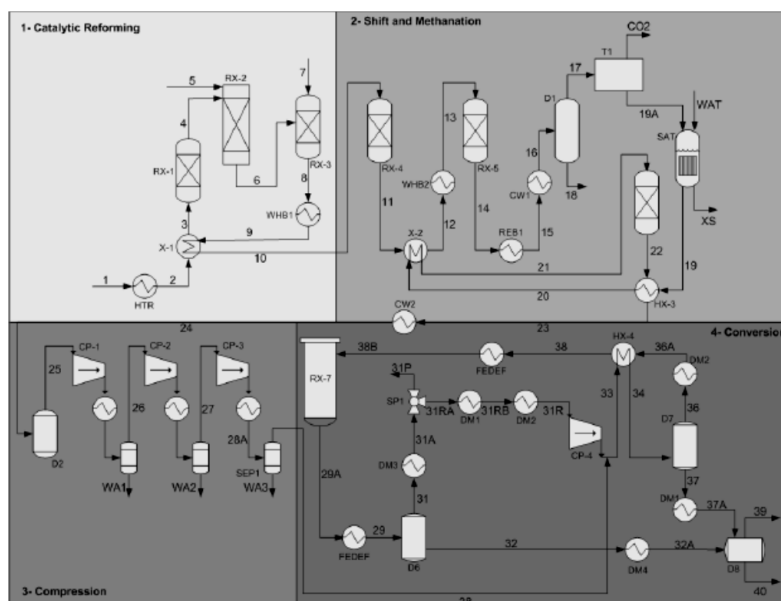


Figura 9 - Processo sistematizado da produção de Amoníaco (Carvalho, 2009)

Na primeira etapa o gás natural é utilizado como catalisador na obtenção de hidrogénio a partir de metano e vapor.. Na segunda etapa da produção de amoníaco, o gás de síntese resultante da primeira etapa é purificado pela remoção de monóxido e dióxido de carbono. Esta etapa é constituída por duas outras, uma em que são utilizados catalisadores de altas temperaturas e outra em são utilizados catalisadores de temperaturas baixas. Neste processo o monóxido de carbono é removido através da sua conversão em dióxido de carbono. Para tal é introduzido vapor de água para reagir com o monóxido de carbono, reação da qual resulta então dióxido de carbono e hidrogénio adicional para a produção de amoníaco. Os efluentes dos reatores são arrefecidos e a água condensada é separada. Seguidamente o gás passa pela secção de purificação onde o dióxido de carbono é removido do gás de síntese. Após a fase de purificação os restos de monóxido e dióxido de carbono são também removidos. A terceira etapa consiste na compressão do gás de síntese até à pressão necessária para remover a água restante. Na quarta etapa ocorre a reação de síntese do amoníaco. Num primeiro passo, o gás de síntese comprimido é seco. No segundo passo, o gás agora seco é misturado com uma corrente de reciclagem e introduzido num ciclo de síntese. A mistura de gás é arrefecida e o amoníaco líquido é removido.

Através da aplicação de um *software* de melhoria processual, denominado SustainPro, propôs-se uma alternativa de design que visa melhorar a sustentabilidade do processo. A melhoria proposta para este processo consiste na recuperação e aproveitamento da água que estava a ser desperdiçada. Esta água pode ser utilizada tanto como *feed* de água no processo, ou para a obtenção de vapor. Uma vez que o vapor é mais caro que a água, optou-se pelo aproveitamento desta água para a obtenção de vapor. Os resultados obtidos com a simulação desta nova alternativa demonstram que as necessidades de água decresceram cerca de 9% por kg de produto e 31% por valor acrescentado. O lucro cresceu cerca de 63% uma vez que os custos foram reduzidos. A energia necessária por kg de produto aumentou cerca de 1.6%, correspondentes à introdução de um novo compressor. A energia necessária por valor acrescentado melhorou cerca de 23%, muito devido ao aumento acentuado do lucro.

Os balanços de massa globais estão presentes nas Tabelas 1 (Inputs do processo) e 2 (Output do processo).As necessidades energéticas encontram-se descritas na Tabela 3. Estes dados são essenciais, pois são o input da Análise de Ciclo de Vida.

Tabela 1 - Caudais de entrada das produções de Amoníaco (Carvalho, 2009).

In (kg/h)	Base	Proposta
Água	8171.5	8171.5
Árgon	173.5	173.5
Azoto	9996.2	9996.2
Gás Natural	6065.1	6065.1
Oxigénio	3072.3	3072.3
Vapor	32299.7	8910.2

Tabela 2 – Caudais de saída das produções de Amoníaco (Carvalho, 2009).

Out (kg/h)	Base	Proposta	Meio/estado
Água	31709.1	135.5	Líquido
Amoníaco	302.4	302.4	Ar
Árgon	163.2	163.2	Ar
Azoto	245.6	245.6	Ar
CO2	15316.1	15316.1	Ar
Hidrogénio	55.9	55.9	Ar
Metano	98.9	98.9	Ar

É visível que, tal como esperado, as massas de entrada e saída do caso base e da proposta são semelhantes à exceção da quantidade de água que sai dos dois processos e do vapor necessário que são menores no processo alternativo proposto.

Tabela 3 - Necessidades energéticas das produções de Amoníaco (Carvalho, 2009).

Energia	Base	Proposta	Unidade
Arrefecimento	202.5	129.4	GJ/h
Aquecimento	85.6	85.6	GJ/h
Eletricidade	247.4	720.4	kWh

O caudal da água utilizada para arrefecimento foi mais uma vez calculado considerando um ΔT de 15°C entre os fluxos de entrada e saída do condensador e um calor específico de 4185 J/kg. Com estes dados obteve-se a necessidade de 3226.33 toneladas de água no caso base e de 2061.32 toneladas no caso da alternativa proposta.

SimaPro

Para a realização da ACV, têm de ser seleccionados nas bases de dados dos softwares existentes a fonte de cada input e o local de emissão de cada desperdício. Assim, a tabela 4 representa as opções seleccionadas na base de dados Ecolnvent no software SimaPro..

Tabela 4 - Inputs Amoníaco no SimaPro

Input	Base	Proposta
Inputs conhecidos provenientes da natureza (Recursos)	<ul style="list-style-type: none"> • Água – Water cooling from unspecified origin • Argon – Argon from air • Azoto – Nitrogen from air • Oxigénio – Oxygen from air 	<ul style="list-style-type: none"> • Água – Water cooling from unspecified origin • Argon – Argon from air • Azoto – Nitrogen from air • Oxigénio – Oxygen from air
Input	Base	Proposta
Inputs conhecidos da Tecnosfera (Recursos/ Combustíveis)	<ul style="list-style-type: none"> • Gás Natural – Natural Gas, at consumer 	<ul style="list-style-type: none"> • Gás Natural – Natural Gas, at consumer
Inputs conhecidos da Tecnosfera (Eletricidade/ Calor)	<ul style="list-style-type: none"> • Eletricidade – Electricity production mix PT/PT S • Vapor – Process Steam from Natural Gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S • Vapor – Steam for Chemical Processes, at plant/RER S kg 	<ul style="list-style-type: none"> • Eletricidade – Electricity production mix PT/PT S • Vapor – Process Steam from Natural Gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S • Vapor – Steam for Chemical Processes, at plant/RER S kg
Output		
Emissões para o ar	<ul style="list-style-type: none"> • Amoníaco - Ammonia • Árgon – Argon • Azoto – Nitrogen • Dióxido de Carbono – Carbon Dioxide • Hidrogénio – Hydrogen • Metano – Methane 	<ul style="list-style-type: none"> • Amoníaco - Ammonia • Árgon – Argon • Azoto – Nitrogen • Dióxido de Carbono – Carbon Dioxide • Hidrogénio – Hydrogen • Metano – Methane
Emissões para a água	<ul style="list-style-type: none"> • Água – Water to fresh water 	<ul style="list-style-type: none"> • Água – Water to fresh water

GaBi

A tabela 5 representa as opções selecionadas no software GaBi para a ACV da produção de amoníaco.

Tabela 5 - Inputs Amoníaco no GaBi

	Base	Proposta
Entradas	<ul style="list-style-type: none"> • Água - Water (cooling water) [Operating materials] • Água - Water (feed water) [Water] • Árgon - Argon [Non renewable elements] • Azoto - Nitrogen [Renewable resources] • Eletricidade - Electricity [Electric power] • Gás Natural - Natural gas, at consumer Portugal [Natural gas, at consumer] • Oxigénio - Oxygen [Renewable resources] • Vapor - Steam (MJ) [steam] 	<ul style="list-style-type: none"> • Água - Water (cooling water) [Operating materials] • Água - Water (feed water) [Water] • Árgon - Argon [Non renewable elements] • Azoto - Nitrogen [Renewable resources] • Eletricidade - Electricity [Electric power] • Gás Natural - Natural gas, at consumer Portugal [Natural gas, at consumer] • Oxigénio - Oxygen [Renewable resources] • Vapor - Steam (MJ) [steam]
Saídas	<ul style="list-style-type: none"> • Água - Waste water [Other emissions to fresh water] • Amoníaco - Ammonia [Inorganic emissions to air] • Árgon - Argon [Inorganic emissions to air] • Azoto - Nitrogen, total [Other emissions to air] • Dióxido de Carbono - Carbon dioxide [Inorganic emissions to air] • Hidrogénio - Hydrogen [Inorganic emissions to air] • Metano - Methane [Organic emissions to air (group VOC)] 	<ul style="list-style-type: none"> • Água - Waste water [Other emissions to fresh water] • Amoníaco - Ammonia [Inorganic emissions to air] • Árgon - Argon [Inorganic emissions to air] • Azoto - Nitrogen, total [Other emissions to air] • Dióxido de Carbono - Carbon dioxide [Inorganic emissions to air] • Hidrogénio - Hydrogen [Inorganic emissions to air] • Metano - Methane [Organic emissions to air (group VOC)]

3.2. Recuperação de Clorofórmio

O objetivo deste caso de estudo é a recuperação de clorofórmio de uma mistura equimolar desse composto e acetona. Para a execução deste processo são necessárias duas colunas de destilação. A mistura inicial é alimentada à primeira coluna de maneira a ser removida a acetona. A mistura restante é depois inserida na segunda coluna sendo assim possível separar o clorofórmio do

solvente, benzeno, sendo o primeiro reciclado e reutilizado no processo. Esta reciclagem permite que não seja necessário inserir grandes quantidades de solvente no processo (Carvalho, 2009). A figura 10 ilustra o processo de remoção de acetona esquematizado.

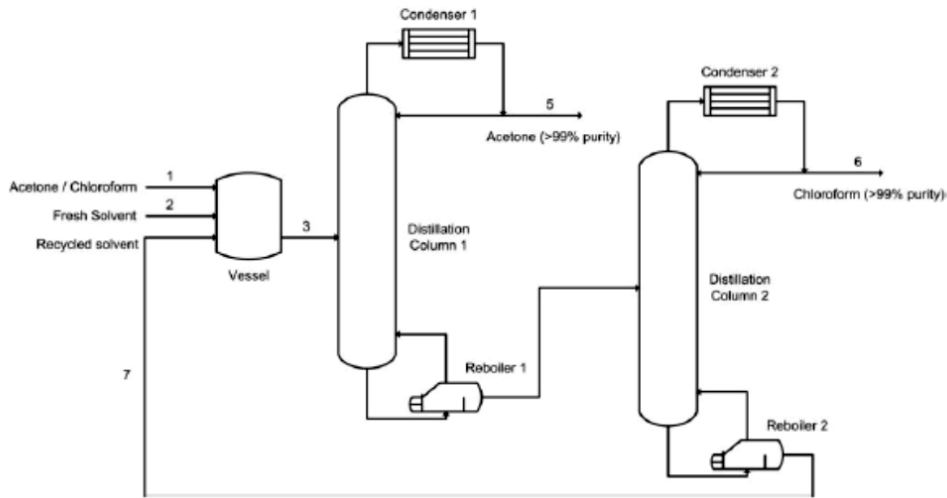


Figura 10 - Processo de remoção da Acetona esquematizado (Carvalho, 2009).

A proposta de melhoria para este processo consiste na substituição do solvente benzeno por metil-pentil éter (MPE), de modo a tornar o processo mais sustentável. Esta alteração não altera a configuração do processo, mantendo-se a figura 6 como ilustração do mesmo. As tabelas 6, 7 e 8 ilustram respectivamente o balanço de massas e as necessidades energéticas.

Tabela 6 – Caudais de entrada na Recuperação de Clorofórmio

In (kg/h)	Base	Proposta
Acetona	5810	5810
Benzeno	120	-
Éter Etil-terc-butílico	-	33.05
Triclorometano	11900	11900

Tabela 7 - Caudais de saída na Recuperação de Clorofórmio

Out (kg/h)	Base	Proposta	Meio
Acetona	5806.32	5774.29	Água
Benzeno	66.17	-	Água
Clorofórmio	7.12	5.40×10^{-04}	Água

Tabela 8 - Necessidades Energéticas da Recuperação de Clorofórmio

Unidade	Base	Proposta	Unidade
Arrefecimento	80.2	56.3	GJ/h
Aquecimento	81.32	57.39	GJ/h

SimaPro

A tabela 9 representa as opções seleccionadas no software SimaPro para a recuperação de Clorofórmio.

Tabela 9 – Inputs de Recuperação de Clorofórmio no SimaPro

Input	Base	Proposta
Inputs conhecidos provenientes da natureza (Recursos)	<ul style="list-style-type: none">Água - Water, cooling, unspecified natural origin	<ul style="list-style-type: none">Água – Water, cooling, unspecified natural origin
Inputs conhecidos da Tecnosfera (Recursos/Combustíveis)	<ul style="list-style-type: none">Acetona - Acetone EBenzeno - Benzene, at plant/RER STriclorometano - Trichloromethane, at plant/RER S	<ul style="list-style-type: none">Acetona - Acetone EEtil-tert-butil éter - Ethyl tert-butyl ether, from bioethanol, at plant/RER STriclorometano - Trichloromethane, at plant/RER S
Inputs conhecidos da Tecnosfera (Eletricidade/Calor)	<ul style="list-style-type: none">Vapor - Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S	<ul style="list-style-type: none">Vapor - Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S
Output		
Emissões para a água	<ul style="list-style-type: none">Acetona - AcetoneBenzeno - BenzeneClorofórmio - Chloroform	<ul style="list-style-type: none">Acetona - AcetoneClorofórmio - Chloroform

• Principais Pressupostos

Um dos principais desafios para aplicar a ACV nos processos hoje experienciados é a falta dos componentes necessários nas bases de dados das ferramentas. Este é o caso do processo da Clorofórmio em que o MPE não está disponível na base de dados do *SimaPro* e portanto recorreu-se a um outro éter com propriedades físicas e químicas semelhantes, o Éter Etil-terc-butílico.

GaBi

A tabela 10 representa as opções seleccionadas no *software* GaBi.

Tabela 10 - Inputs Clorofórmio no GaBi

	Base	Proposta
Entradas	<ul style="list-style-type: none"> • Acetona - RER: acetone, liquid, at plant [organics] • Água - Water Cooling fresh [Water] • Benzeno - Benzene [Organic intermediate products] • Eletricidade - Electricity [Electric power] • Triclorometano - Trichloromethane (chloroform) [Organic intermediate products] • Vapor - Steam (MJ) [steam] 	<ul style="list-style-type: none"> • Acetona - RER: acetone, liquid, at plant [organics] • Água - Water Cooling fresh [Water] • Eletricidade - Electricity [Electric power] • Etil-tert-butil éter - RER: ethyl tert-butyl ether, from bioethanol, at plant [fuels] • Triclorometano - Trichloromethane (chloroform) [Organic intermediate products] • Vapor - Steam (MJ) [steam]
Saídas	<ul style="list-style-type: none"> • Acetona - Acetone (dimethylcetone) [Organic emissions to fresh water] • Benzeno - Benzene [Hydrocarbons to fresh water] • Triclorometano - Trichloromethane (chloroform) [Halogenated organic emissions to fresh water] 	<ul style="list-style-type: none"> • Acetona - Acetone (dimethylcetone) [Organic emissions to fresh water] • Triclorometano - Trichloromethane (chloroform) [Halogenated organic emissions to fresh water]

• Principais Pressupostos

Os *inputs* do processo nesta ferramenta foram ao encontro, não do que está descrito no caso de estudo, mas daquilo que foi feito no *SimaPro*. Curiosamente, alguns dos componentes que não estavam disponíveis no *SimaPro* encontravam-se disponíveis no *GaBi*, mas para que a comparação fosse significativa, optou-se por tentar replicar as entradas do *SimaPro*.

3.3. Produção de tolueno (HDA)

O processo HDA (*Hydrodealkylation of toluene*) é um processo de obtenção de Benzeno a partir de uma reação com Hidrogénio num reator a altas temperaturas e pressões (Coll, 2003).

No reator é inserida uma mistura de Hidrogénio, Tolueno e Metano. Essa mistura é obtida através da alimentação de Hidrogénio (com 5% de Metano) e Tolueno que são misturados a uma *corrente* gasosa de Hidrogénio e Metano e a outro líquido de Tolueno. A corrente de saída do reator é encaminhada para um tanque de *flash*. O produto gasoso contém essencialmente Hidrogénio e

Metano. Esta mistura é por vezes purgada de modo a não cumular Metano no sistema, sendo o resto do produto gasoso reciclado, após aumento da pressão através de compressão (Coll, 2003).

O produto líquido é maioritariamente constituído por Tolueno, Benzeno e Bifenil, sendo este último um subproduto indesejado. A maioria do líquido de saída do tanque de *flash* é alimentada a uma sequência de 3 colunas de destilação. A primeira destina-se a remover o Hidrogénio e o Metano ainda presentes na mistura. Na seguinte é separado o Benzeno dos restantes componentes. Na terceira e última coluna, o Tolueno é recuperado no topo, sendo a sua pressão aumentada por uma bomba de modo a ser reciclado (Coll, 2003). O processo do HDA está esquematizado na Figura 11.

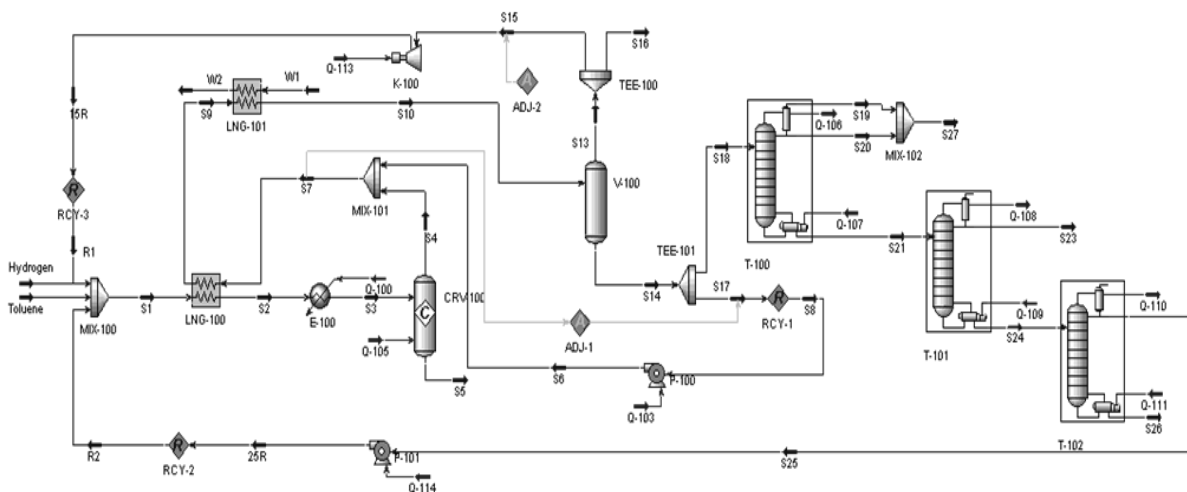


Figura 11 - Processo HDA esquematizado (Coll, 2003).

Foi proposta uma melhoria de design através da introdução de uma membrana selectiva. O principal objetivo da melhoria processual é separar o Hidrogénio e o Metano antes da reciclagem, diminuindo assim as perdas de hidrogénio na purga. No trabalho de Coll (2003) é aplicada membrana seletiva, que divide hidrogénio de metano, recuperando o metano perdido. Nas tabelas 11 e 12 estão apresentadas as entradas e saídas de massa respetivamente, resultantes do processo HDA para os dois processos propostos. Na tabela 13 apresentam-se as necessidades energéticas e na tabela 22 a quantidade de produto para o processo base e para a melhoria proposta.

Tabela 11 - Caudais de Entrada para a produção de HDA

In (kg)	Base	Proposta
Hidrogénio	493	251
Metano	207	105
Tolueno	11460	11460

Tabela 12 - Caudais de Saída da produção HDA

Out (kg)	Base	Proposta	Meio
Benzeno	138	4	Ar
Bifenil	207	201	Água
Hidrogénio	246	3	Ar
Metano	2198	2100	Ar
Tolueno	18	0.03	Ar
Tolueno	0.381	0.388	Água

Tabela 13 - Necessidades Energéticas da produção HDA

Energia	Base	Proposta	Unidade
Arrefecimento	2.97	2.55	GJ/h
Aquecimento	47	41	GJ/h
Eletricidade	232	125	kWh

SimaPro

A tabela 14 ilustra as entradas inseridas no *SimaPro* para caso de estudo do HDA,

Tabela 14 - Inputs HDA no SimaPro

Input	Base	Proposta
<i>Inputs</i> conhecidos provenientes da natureza (Recursos)	<ul style="list-style-type: none"> Água – Water, cooling, unspecified natural origin 	<ul style="list-style-type: none"> Água – Water, cooling, unspecified natural origin
<i>Inputs</i> conhecidos da Tecnosfera (Recursos/ Combustíveis)	<ul style="list-style-type: none"> Hidrogénio – Hydrogen cracker E Metano – Methane, 96 vol. %, from biogas, from medium pressure network, at service station Tolueno – Toluene, liquid, at plant/RER S 	<ul style="list-style-type: none"> Hidrogénio – Hydrogen cracker E Metano – Methane, 96 vol. %, from biogas, from medium pressure network, at service station Tolueno – Toluene, liquid, at plant/RER S
Inputs conhecidos da Tecnosfera (Eletricidade/Calor)	<ul style="list-style-type: none"> Vapor – Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S 	<ul style="list-style-type: none"> Vapor – Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S
Output		

Emissões para o ar	<ul style="list-style-type: none"> • Hidrogénio – Hydrogen • Metano – Methane • Tolueno – Toluene 	<ul style="list-style-type: none"> • Hidrogénio – Hydrogen • Metano – Methane • Tolueno – Toluene
Emissões para a água	<ul style="list-style-type: none"> • Bifenil - Biphenyl • Tolueno – Toluene 	<ul style="list-style-type: none"> • Bifenil - Biphenyl • Tolueno – Toluene

GaBi

A tabela 15 ilustra as entradas e saídas de itens no processo HDA, introduzidas na ferramenta de AICV GaBi.

Tabela 15 - Inputs HDA no GaBi

	Base	Proposta
Entradas	<ul style="list-style-type: none"> • Água - Water Cooling fresh [Water] • Eletricidade - Electricity [Electric power] • Hidrogénio - Hydrogen [Inorganic intermediate products] • Metano - Methane [Organic intermediate products] • Tolueno - Toluene (methyl benzene) [Organic intermediate products] • Vapor - Steam (MJ) [steam] 	<ul style="list-style-type: none"> • Água - Water Cooling fresh [Water] • Eletricidade - Electricity [Electric power] • Hidrogénio - Hydrogen [Inorganic intermediate products] • Metano - Methane [Organic intermediate products] • Tolueno - Toluene (methyl benzene) [Organic intermediate products] • Vapor - Steam (MJ) [steam]
Saídas	<ul style="list-style-type: none"> • Benzeno - Benzene [Group NMVOC to air] • Bifenil - Biphenyl [Organic emissions to fresh water] • Hidrogénio - Hydrogen [Inorganic emissions to air] • Metano - Methane [Organic emissions to air (group VOC)] • Tolueno - Toluene (methyl benzene) [Group NMVOC to air] • Tolueno - Toluene (methyl benzene) [Hydrocarbons to fresh water] 	<ul style="list-style-type: none"> • Benzeno - Benzene [Group NMVOC to air] • Bifenil - Biphenyl [Organic emissions to fresh water] • Hidrogénio - Hydrogen [Inorganic emissions to air] • Metano - Methane [Organic emissions to air (group VOC)] • Tolueno - Toluene (methyl benzene) [Group NMVOC to air] • Tolueno - Toluene (methyl benzene) [Hydrocarbons to fresh water]

4. Resultados e discussão

Neste capítulo será realizada a comparação quer de métodos quer de ferramentas de AICV. Inicialmente utilizar-se-ão os resultados obtidos com o *SimaPro* e, por cada caso de estudo, comparar-se-ão os métodos em causa. Os métodos serão comparados quanto à caracterização dos impactos, ao valor normalizado, à ponderação utilizada e ao *single score*.

Seguidamente serão apresentados os resultados obtidos com o *GaBi*, que serão discutidos e comparados aos do *SimaPro*. A comparação entre as duas ferramentas permitirá por fim retirar conclusões acerca da performance ambiental das alternativas de cada caso de estudo. O estudo apresentado neste capítulo contemplará ainda uma breve comparação dos inventários obtidos nas diferentes bases de dados existentes nas duas ferramentas.

4.1. Comparação de Métodos

A comparação de métodos será feita em três fases para cada caso de estudo. Primeiro comparar-se-ão os resultados da caracterização de cada método, comparando os valores envolvidos nas categorias de impacto e os resultados relativos para cada método. Far-se-á referência e distinção às categorias com maior valor, mesmo sabendo que nesta fase não se pode comparar diretamente categorias, uma vez que nessas categorias as maiores variações relativas são muito mais relevantes que nas categorias com menores valores. Nestas, e sobretudo naquelas com valores muito abaixo de 1, é mais fácil encontrar grandes variações. Seguidamente é feito o estudo da normalização de resultados para os métodos em que este elemento da AICV for considerado. Por fim comparar-se-ão os resultados da ponderação e conseqüentemente do Single-Score de cada método em que estes elementos sejam considerados.

Serão feitas referências a categorias ou a quantidades de categorias que não estão representadas em tabelas por falta de espaço para as ilustrar todas. Nesta dissertação constam as mais relevantes para a análise feita.

Caracterização

Recuperação de Clorofórmio

Os resultados obtidos na fase de caracterização (tabela 16) do **CML** no *SimaPro* contempla cinquenta categorias de impacto. Contudo, a maioria representa o cálculo para diferentes espaços temporais da mesma categoria de impacto. Se se agrupassem essas categorias, esta caracterização contemplaria somente vinte categorias de impacto. O ar fétido é a categoria com valores mais expressivos no processo de Recuperação de Clorofórmio, apresentando valores a rondar os 600 milhões de m³ de ar. As duas outras categorias com maiores valores são os cálculos para um período infinito da ecotoxicidade marinha aquática (19 milhões kg 1,4-DB equivalente) e de sedimentos (11 milhões kg 1,4-DB equivalente). No que toca à comparação dos dois processos alternativos, a alternativa de design apresenta um melhor desempenho ambiental em diversas categorias, sendo maior a diferença no limite inferior do aquecimento global (257% melhor), na toxicidade humana (87% melhor para todos os períodos calculados) e oxidação fotoquímica (10%). O processo base apresenta melhor performance na ecotoxicidade terrestre, entre os 16% (infinito) e os 814% (a 20 anos), competição por terras (23%) e ecotoxicidade de água doce, de sedimentos e marinha (1% em cada uma).

Tabela 16 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML

Categoria de impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel
Malodours air	m3 air	6.02x10 ⁺⁰⁸	5.71x10 ⁺⁰⁸	-5%
Marine aquatic ecotoxicity infinite	kg 1,4-DB eq	1.95x10 ⁺⁰⁷	1.95x10 ⁺⁰⁷	0%
Marine sediment ecotox. infinite	kg 1,4-DB eq	1.16x10 ⁺⁰⁷	1.17x10 ⁺⁰⁷	0%
Lower limit of net global warming ²	kg CO2 eq	8.27x10 ⁺⁰²	-1.30x10 ⁺⁰³	-257%
Human toxicity 100a	kg 1,4-DB eq	1.40x10 ⁺⁰⁵	1.83x10 ⁺⁰⁴	-87%
Human toxicity 20a	kg 1,4-DB eq	1.40x10 ⁺⁰⁵	1.83x10 ⁺⁰⁴	-87%
Human toxicity 500a	kg 1,4-DB eq	1.40x10 ⁺⁰⁵	1.84x10 ⁺⁰⁴	-87%
Human toxicity 100a	kg 1,4-DB eq	1.40x10 ⁺⁰⁵	1.83x10 ⁺⁰⁴	-87%
Photochemical oxidation (low NOx)	kg C2H4 eq	3.32X10 ⁺⁰⁰	2.98X10 ⁺⁰⁰	-10%
Land competition	m2a	5,56X10 ⁺⁰²	6,83X10 ⁺⁰²	23%
Terrestrial ecotoxicity 100a	kg 1,4-DB eq	2,28X10 ⁺⁰¹	6,30X10 ⁺⁰¹	177%
Terrestrial ecotoxicity 20a	kg 1,4-DB eq	4,95X10 ⁺⁰⁰	4,52X10 ⁺⁰¹	814%

O método **Eco-Indicator 99** apresenta onze categorias de impacto para o processo de obtenção de Clorofórmio. Dessas categorias, aquelas que se destacam por serem aquelas com maiores valores envolvidos são os combustíveis fósseis, com valores a rondarem os 115 mil MJ excedentários e a ecotoxicidade com cerca de 8.2 mil PAF.m² anual. Comparando os dois processos, a opção proposta apresenta melhorias na maioria (sete) das categorias apresentadas pelo *Eco-Indicator*. A maior melhoria verificada ocorreu nas alterações climáticas e representa uma redução de 7% no impacto face ao processo base. As restantes categorias em que o desempenho ambiental do novo processo foi melhor foram os combustíveis fósseis (5%), a acidificação/eutrofização (3%), respiratórios orgânicos e inorgânicos (2%), carcinogénicos (2%) e ecotoxicidade (1%). A única categoria em que o processo base apresenta melhores resultados do que o processo proposto é na utilização do solo, sendo essa diferença de cerca de 154%. Os exemplos citados apresentam-se na tabela 17.

Tabela 17 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EI99

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	4.92X10 ⁺⁰²	4.78X10 ⁺⁰²	-3%
Carcinogens	DALY	2.19X10 ⁻⁰²	2.15X10 ⁻⁰²	-2%
Climate change	DALY	6.05X10 ⁻⁰³	5.61X10 ⁻⁰³	-7%
Ecotoxicity	PAF*m2yr	8.28X10 ⁺⁰³	8.19X10 ⁺⁰³	-1%
Fossil fuels	MJ surplus	1.17X10 ⁺⁰⁵	1.12X10 ⁺⁰⁵	-5%
Resp. inorganics	DALY	1.62X10 ⁻⁰²	1.59X10 ⁻⁰²	-2%
Resp. organics	DALY	4.78X10 ⁻⁰⁵	4.68X10 ⁻⁰⁵	-2%
Land use	PDF*m2yr	1.99X10 ⁺⁰²	5.06X10 ⁺⁰²	154%

Da metodologia **Ecological Scarcity 2006** (tabela 18) resultam sete categorias de impacto. Nesta metodologia, todas as categorias apresentam a mesma unidade, UBP, que significa pontos de impacto ambiental. A categoria que mais UBP apresenta é a referente às emissões para a atmosfera,

² Quanto mais pequeno for o valor da categoria de impacto, mesmo se negativo, menor é o impacto ambiental nessa categoria.

com valores entre os 168 e os 169 Milhões. Olhando para a comparação dos dois processos em causa, é perceptível que o *design* alternativo apresenta melhores resultados em quatro categorias de impacto mas nas duas em que o processo base é melhor, a diferença é muito mais significativa. De facto, o design alternativo da separação do clorofórmio é, segundo o ES 2006, melhor no que toca a emissões para águas superficiais (77%), recursos naturais (7%), recursos energéticos e emissões para a atmosfera (1%). Já o processo base apresenta-se melhor no que toca a emissões para o solo superior (210%) e para águas subterrâneas (289%).

Tabela 18 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Ecological Scarcity 2006

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Emission into air	UBP	1,69X10 ⁺⁰⁸	1,68X10 ⁺⁰⁸	-1%
Emission into ground water	UBP	5,78X10 ⁺⁰³	2,25X10 ⁺⁰⁴	289%
Emission into surface water	UBP	1,38X10 ⁺⁰⁷	3,16X10 ⁺⁰⁶	-77%
Emission into top soil	UBP	7,54X10 ⁺⁰⁴	2,34X10 ⁺⁰⁵	210%
Energy resources	UBP	1,87X10 ⁺⁰⁶	1,85X10 ⁺⁰⁶	-1%
Natural resources	UBP	3,41X10 ⁺⁰⁵	3,16X10 ⁺⁰⁵	-7%

No método **EDIP** 2003 são calculadas dezanove categorias de impacto com dez unidades diferentes. As categorias de impacto de toxicidade humana são aquelas em que a diferença entre os dois processos é mais acentuada. Esta diferença é mesmo de cerca de 100% para a toxicidade humana quantificada para o ar e de 97% para o solo, ambas indicando o novo processo como o que apresenta melhor desempenho. A nova alternativa de design apresenta melhorias ambientais face ao processo base em 13 das 19 em estudo, sendo que os valores variam entre 1% e 100%. O processo base apresenta um melhor resultado simplesmente numa categoria (ecotoxicidade do solo crónica), sendo 3% melhor face ao processo alternativo. Estes valores estão expressos na tabela 19.

Tabela 19 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Human toxicity air	person	6,63X10 ⁺¹¹	8,97X10 ⁺⁰⁸	-100%
Human toxicity soil	m3	9,85X10 ⁺⁰⁵	2,77X10 ⁺⁰⁴	-97%
Ecotoxicity soil chronic	m3	1,13X10 ⁺⁰⁶	1,16X10 ⁺⁰⁶	3%

O método **EPS** quantifica os processos da Clorofórmio em treze categorias, com cinco unidades ou grandezas diferentes. Como se pode observar na tabela 20 este é um método em que quase todas as categorias indicam uma melhoria do novo processo face ao processo base, mas em que as diferenças nos resultados de cada processo não são muito acentuadas. A maior diferença verificada entre as duas hipóteses de processo é de 5% nas categorias de capacidade de crescimento da cultura, capacidade de crescimento de madeira e morbilidade.

Tabela 20 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EPS

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Crop growth capacity	kg	9,58X10 ⁺⁰¹	9,05X10 ⁺⁰¹	-5%
Wood growth capacity	kg	-1,79X10 ⁺⁰³	-1,70X10 ⁺⁰³	-5%
Morbidity	PersonYr	3,00X10 ⁻⁰²	2,86X10 ⁻⁰²	-5%

A metodologia **Impact 2002+** (tabela 21) apresenta quinze categorias de impacto quantificadas em treze unidades de medida diferentes. Os maiores valores verificados dizem respeito à ecotoxicidade aquática, a energias não renováveis e radiação ionizante. Das quinze categorias de impacto, nove indicam uma melhor performance ambiental da nova proposta de processo. As maiores diferenças verificadas encontram-se nas categorias de não-carcinogênicos (24%), ecotoxicidade aquática (7%) e respiratórios orgânicos (5%) como melhorias da nova proposta e ocupação de terras (147%) no que toca a melhorias do processo base.

Tabela 21 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Impact 2002+

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	1,38X10 ⁺⁰⁶	1,29X10 ⁺⁰⁶	-7%
Non-renewable energy	MJ primary	1,06X10 ⁺⁰⁶	1,02X10 ⁺⁰⁶	-4%
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	1,08X10 ⁺⁰⁶	1,08X10 ⁺⁰⁶	0%
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	3,46X10 ⁺⁰²	2,62X10 ⁺⁰²	-24%
Respiratory organics	kg C2H4 eq	9,76X10 ⁺⁰⁰	9,30X10 ⁺⁰⁰	-5%
Land occupation	m2org.arable	9.02x10 ⁺⁰¹	2.23x10 ⁺⁰²	147%

A metodologia **ReCiPe** analisa dezassete categorias de impacto, com três unidades de medida diferentes: DALY, dólares e espécies por ano. As maiores diferenças encontradas entre os dois processos verificam-se em duas categorias de impacto, ocupação de terrenos agrícolas e ecotoxicidade terrestre, que apontam para uma melhor performance do processo base (44% e 190% respetivamente). Contudo, sete categorias de impacto apontam para um melhor desempenho ambiental por parte do processo alternativo sendo as maiores diferenças verificadas no esgotamento de recursos fósseis (4%), formação de oxidantes fotoquímicos (3%) e impacto das alterações climáticas na saúde pública (3%). Estes resultados podem observar-se na tabela 22.

Tabela 22 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Agricultural land occupation	species.yr	5,20X10 ⁻⁰⁶	7,51X10 ⁻⁰⁶	44%
Terrestrial ecotoxicity	species.yr	3,48X10 ⁻⁰⁷	1,01X10 ⁻⁰⁶	190%
Metal depletion	\$	1,13X10 ⁺⁰²	1,13X10 ⁺⁰²	0%
Fossil depletion	\$	3,57X10 ⁺⁰⁵	3,43X10 ⁺⁰⁵	-4%
Photochemical oxidant formation	DALY	3,52X10 ⁻⁰⁶	3,40X10 ⁻⁰⁶	-3%
Climate change Human Health	DALY	8,98X10 ⁻⁰²	8,68X10 ⁻⁰²	-3%

A caracterização da metodologia **TRACI** (tabela 23) utilizando o *SimaPro*, identifica nove categorias de impacto no estudo da AICV do clorofórmio. Dessas nove categorias, seis categorias indicam melhoria do processo alternativo. A maior diferença verificada corresponde também a uma melhor performance do novo processo e indica que este em termos de ecotoxicidade é 12% melhor que o processo base. Outros valores importantes de salientar são também referentes a melhores desempenhos da nova alternativa de design e são referentes a SMOG (3%) e acidificação (2%).

Tabela 23 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia TRACI

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Ecotoxicity	CTUe	3.88X10 ⁺⁰⁴	3.40X10 ⁺⁰⁴	-12%
Smog	kg O3 eq	1.67X10 ⁺⁰³	1.61X10 ⁺⁰³	-3%
Acidification	mol H+ eq	7.72X10 ⁺⁰³	7.55X10 ⁺⁰³	-2%

Produção de Amoníaco

Para o caso de estudo do Amoníaco, quarenta e oito das cinquenta categorias apontam para uma melhoria do novo processo, 45 delas de forma significativa (entre os 13% e os 70%). As categorias em que esta diferença é mais vincada (os já mencionados 70%) são as referentes ao estudo da destruição da camada de Ozono, qualquer que seja o período calculado. De destacar ainda outras categorias com diferenças acima dos 60% (algumas para vários períodos), como as categorias de ecotoxicidade terrestre, de toxicidade humana, da ecotoxicidade dos sedimentos marinhos, da ecotoxicidade de água salgada e a radiação ionizante. Na caracterização da metodologia CML no caso de estudo da produção de amoníaco a única categoria de impacto em que o processo base apresenta menores impactos é a categoria de competição por terras (m².a) cuja diferença entre os dois processos é de 2%. Os destaques mencionados estão apresentados na tabela 24.

Tabela 24 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Ozone layer depletion 40a	kg CFC-11 eq	1,01X10 ⁻⁰⁷	3,04X10 ⁻⁰⁸	-70%
Terrestrial ecotoxicity infinite	kg 1,4-DB eq	3,51X10 ⁻⁰³	1,17X10 ⁻⁰³	-67%
Human toxicity infinite	kg 1,4-DB eq	1,87X10 ⁻⁰¹	7,03X10 ⁻⁰²	-62%
Marine sediment ecotox. infinite	kg 1,4-DB eq	9,74X10 ⁺⁰¹	3,86X10 ⁺⁰¹	-60%
Land competition	m2a	1,02X10 ⁻⁰³	1,03X10 ⁻⁰³	2%

O caso de estudo de produção de amoníaco com a caracterização da metodologia **EI 99** (tabela 25) revela que a nova alternativa de design terá menores impactos que o processo base, uma vez que todas as categorias de impacto analisadas assim o indicam. Com diferenças entre 1% e 70%, todas as categorias de impacto em estudo nesta metodologia apontam para uma melhor performance da proposta de melhoria. As categorias em que as diferenças são maiores, são as categorias de Camada do Ozono (70%), Radiação (66%), Ecotoxicidade (64%) e Minerais (62%). De referir que se trata de valores com ordens de grandeza pequenas e que portanto a menor das diferenças resulta em grandes variações entre os dois processos. A categoria com maiores valores envolvidos é a categoria de combustíveis fósseis, que resulta numa redução de 14% para a nova proposta, de 7.16 MJ para 6.16 MJ.

Tabela 25 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EI99

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Ozone layer	DALY	8,29X10 ⁻¹¹	2,51X10 ⁻¹¹	-70%
Radiation	DALY	1,99X10 ⁻¹⁰	6,69X10 ⁻¹¹	-66%
Ecotoxicity	PAF*m2yr	1,06X10 ⁻⁰¹	3,82X10 ⁻⁰²	-64%
Minerals	MJ surplus	1,02X10 ⁻⁰³	3,88X10 ⁻⁰⁴	-62%
Fossil fuels	MJ surplus	7,16X10 ⁺⁰⁰	6,16X10 ⁺⁰⁰	-14%

Das sete categorias analisadas na caracterização **Ecological Scarcity 2006** (tabela 26) para o caso de estudo do amoníaco, apenas a categoria de impacto relativa aos recursos naturais não aponta para uma melhoria da nova proposta. Essa categoria passa dos 2.72x10¹ UBP para os 8.37x10¹ UBP o que representa um aumento de 207%. As categorias que apontam no sentido oposto são as categorias de emissões para águas superficiais (69%), de recursos energéticos (68%) e de águas depositadas (67%).

Tabela 26 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Ecological Scarcity 2006

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Emission into surface water	UBP	1,66X10 ⁺⁰¹	5,20X10 ⁺⁰⁰	-69%
Energy resources	UBP	3,74X10 ⁺⁰¹	1,20X10 ⁺⁰¹	-68%
Deposited waste	UBP	3,58X10 ⁺⁰⁰	1,16X10 ⁺⁰⁰	-67%
Natural resources	UBP	2,72X10 ⁺⁰¹	8,37X10 ⁺⁰¹	207%

As dezanove categorias de impacto analisadas na fase de caracterização do método **EDIP 2003** apontam para uma redução nos impactos ambientais ao se implementar o novo processo. A maior diferença identificada entre essas categorias é de 70% e ocorre na destruição do Ozono, passando dos 8.93x10⁻⁸ kgCFC¹¹ equivalente para os 2.69x10⁻⁸ kgCFC¹¹ equivalente. Outras categorias em que as diferenças são bastante acentuadas são a de resíduos radioativos (67%), toxicidade humana (ar) (46%) e ecotoxicidade aguda da água (43%). Estes resultados são visíveis na tabela 27.

Tabela 27 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Ozone depletion	kg CFC11 eq	8,93X10 ⁻⁰⁸	2,69X10 ⁻⁰⁸	-70%
Radioactive waste	kg	1,36X10 ⁻⁰⁶	4,51X10 ⁻⁰⁷	-67%
Human toxicity air	person	7,08X10 ⁺⁰³	3,80X10 ⁺⁰³	-46%
Ecotoxicity water acute	m3	4,53X10 ⁺⁰⁰	2,58X10 ⁺⁰⁰	-43%

Todas as categorias de impacto relativas à caracterização do método **EPS** para o caso de estudo do Amoníaco, apontam para um menor impacto ambiental do processo novo. A categoria que apresenta valores mais significativos é a de esgotamento de reservas, 1.23 e 1.09 para processo base e novo respectivamente. As maiores diferenças encontram-se nas categorias de perturbação severa (62%) e Capacidade de crescimento das plantações (14%). A tabela 28 apresenta os principais resultados da metodologia EPS para este caso.

Tabela 28 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EPS

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Depletion of reserves	ELU	1,23X10 ⁺⁰⁰	1,09X10 ⁺⁰⁰	-12%
Severe nuisance	PersonYr	3,60X10 ⁻⁰⁸	1,36X10 ⁻⁰⁸	-62%
Crop growth capacity	kg	4,92X10 ⁻⁰³	4,23X10 ⁻⁰³	-14%

Nos resultados da fase de caracterização do método **Impact 2002+**, as categorias que mais se destacam, por apresentarem os maiores valores, são as de ecotoxicidade terrestre, aquecimento global, ecotoxicidade aquática e energias não renováveis (tabela 29). Todas as categorias estudadas indicam que o processo novo de obtenção de amoníaco apresenta um melhor desempenho ambiental que o processo base. As maiores diferenças entre os processos ocorrem nas categorias de destruição da camada de ozono (70%), Carcinogénicos (70%) e Radiação ionizante (66%).

Tabela 29 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Impact 2002+

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	3,80X10 ⁺⁰⁰	1,88X10 ⁺⁰⁰	-50%
Global warming	kg CO2 eq	2,70X10 ⁺⁰⁰	2,28X10 ⁺⁰⁰	-16%
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	2,66X10 ⁺⁰¹	9,62X10 ⁺⁰⁰	-64%
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	8,93X10 ⁻⁰⁸	2,69X10 ⁻⁰⁸	-70%

Carcinogens	kg C2H3Cl eq	5,70X10 ⁻⁰³	1,73X10 ⁻⁰³	-70%
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	9,94X10 ⁻⁰¹	3,34X10 ⁻⁰¹	-66%

A categoria que apresenta maiores valores na fase de caracterização do método **ReCiPe** (Tabela 30) é a categoria de esgotamento fóssil. O processo base apresenta nesta categoria o resultado de 18.9 (\$) que se reduz para 16.1 (\$) no novo processo. Contando com a categoria de esgotamento fóssil, dezasseis das dezassete categorias demonstram esta tendência de diminuição do impacto ambiental, do novo processo face ao processo base. As quatro categorias em que as diferenças são mais acentuadas são as de destruição do ozono (70%), transformação de terrenos naturais (68%), radiação ionizante (66%) e esgotamento de metais (63%). A única categoria que demonstra um melhor desempenho do processo base é a ocupação de terrenos agrícolas com uma diferença face ao processo novo de 35%.

Tabela 30 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe Amoníaco

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Fossil depletion	\$	1,89X10 ⁺⁰¹	1,61X10 ⁺⁰¹	-15%
Ozone depletion	DALY	2,37X10 ⁻¹⁰	7,14X10 ⁻¹¹	-70%
Natural land transformation	species.yr	2,10X10 ⁻¹⁰	6,66X10 ⁻¹¹	-68%
Metal depletion	\$	1,97X10 ⁻⁰⁴	7,39X10 ⁻⁰⁵	-63%

A caracterização da metodologia **TRACI** aponta na sua totalidade para um menor impacto ambiental do novo processo face ao processo base (tabela 31). Os maiores valores encontram-se nas categorias de não carcinogénicos, aquecimento global e acidificação. As maiores diferenças verificam-se nas categorias de esgotamento do ozono (70%), carcinogénicos (58%) e a já referida não carcinogénicos (55%).

Tabela 31 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia TRACI

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Non carcinogenics	kg toluen eq	2,29X10 ⁺⁰⁰	1,04X10 ⁺⁰⁰	-55%
Global warming	kg CO2 eq	2,97X10 ⁺⁰⁰	2,54X10 ⁺⁰⁰	-15%
Acidification	H+ moles eq	2,58X10 ⁺⁰⁰	2,54X10 ⁺⁰⁰	-2%
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	8,93X10 ⁻⁰⁸	2,69X10 ⁻⁰⁸	-70%
Carcinogenics	kg benzen eq	3,30X10 ⁻⁰⁴	1,37X10 ⁻⁰⁴	-58%
Non carcinogenics	kg toluen eq	2,29X10 ⁺⁰⁰	1,04X10 ⁺⁰⁰	-55%

Produção de tolueno (HDA)

Todas as cinquenta categorias analisadas pela caracterização do método **CML** no caso de estudo HDA indicam um melhor desempenho ambiental do processo alternativo (tabela 32). As categorias em que a diferença é mais acentuada são as de toxicidade humana em que a diferença é de cerca de 97% para os 4 períodos considerados (a 20 anos, a 100 anos, a 500 anos e no infinito). Ainda com diferenças acima dos 90%, apresentam-se as categorias de reatividade incremental máxima (96%), de Oxidação Fotoquímica (94%) e reatividade incremental máxima do ozono (93%). As diferenças entre os dois processos, tal como já referido, indicam uma clara melhoria do novo processo sendo que as diferenças variam entre os 4% e os 97%.

Tabela 32 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML HDA

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Human toxicity infinite	kg 1,4-DB eq	2,64X10 ⁺⁰⁵	9,14X10 ⁺⁰³	-97%
Max. incremental reactivity	kg formed O3	5,18X10 ⁺⁰¹	2,24X10 ⁺⁰⁰	-96%
Photochemical oxidation (low NOx)	kg C2H4 eq	6,69X10 ⁺⁰¹	4,20X10 ⁺⁰⁰	-94%
Max. ozone incremental reactivity	kg formed O3	4,16X10 ⁺⁰¹	3,05X10 ⁺⁰⁰	-93%

As onze categorias de impacto analisadas na caracterização do método **Eco-Indicator 99** (tabela 33) indicam que entre os dois processos em análise no caso de estudo HDA, é o novo processo que apresenta menores impactos ambientais. As diferenças relativas deste caso de estudo variam entre os 2% e os 70%, todas relativas a melhorias do novo processo. Entre as maiores diferenças encontram-se os carcinogénicos (70%), orgânicos respiratórios (60%) e radiação (48%). Contudo, é importante salientar que os valores obtidos para estas categorias são muito baixos o que implica que seja relativamente fácil que ocorram grandes oscilações. Por exemplo, no que se refere aos carcinogénicos, os valores para o processo base e a proposta de melhoria são 5.27×10^{-4} MJ e 1.56×10^{-4} MJ respetivamente, o que resulta nos já mencionados 70% de diferença.

Tabela 33 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EI99 HDA

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Carcinogens	DALY	5,27X10 ⁻⁰⁴	1,56X10 ⁻⁰⁴	-70%
Resp. organics	DALY	1,50X10 ⁻⁰⁴	6,05X10 ⁻⁰⁵	-60%
Radiation	DALY	4,35X10 ⁻⁰⁶	2,27X10 ⁻⁰⁶	-48%

Os resultados da fase de caracterização do método **Ecological Scarcity 2006** (tabela 33) apontam para uma clara melhoria do novo processo face ao processo base uma vez que todas as sete categorias analisadas apontam nesse sentido. Os resultados obtidos na categoria de emissões para a atmosfera são 5.51×10^8 UBP e 3.99×10^7 UBP para processo base e proposta de melhoria respetivamente. A diferença de 93% espelha bem quão melhor é o desempenho ambiental do novo processo nesta categoria de impacto. Outras categorias com diferenças assinaláveis são as de emissões para solos superficiais (46%) e emissões para águas profundas (32%). Estes resultados são visíveis na tabela 34.

Tabela 34 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Ecological Scarcity 2006 HDA

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
Emission into air	UBP	5,51X10 ⁺⁰⁸	3,99X10 ⁺⁰⁷	-93%
Emission into surface water	UBP	1,14X10 ⁺⁰⁵	9,98X10 ⁺⁰⁴	-13%
Emission into ground water	UBP	5,85X10 ⁺⁰¹	3,96X10 ⁺⁰¹	-32%

As dezanove categorias analisadas na caracterização do método **EDIP 2003** (tabela 35) indicam que a nova proposta de processo para o HDA apresenta menores impactos ambientais que o processo base. É de destacar as categorias de toxicidade humana, relativas a emissões para atmosfera e solo, onde se verifica uma diminuição nos resultados de ambas as categorias de cerca de 97%. Esta variação tem ainda mais significado quando se observam os valores envolvidos, nas emissões para a atmosfera a variação do processo base para a proposta de melhoria variou entre 7.87×10^{10} e 2.33×10^9 (pessoa equivalente) respetivamente e nas emissões para o solo entre os 1.99×10^6 m³ e os

$5.86 \times 10^4 \text{ m}^3$. Também os valores da ecotoxicidade crônica dos solos demonstram variações assinaláveis (95%) entre os $1.73 \times 10^5 \text{ m}^3$ e os $7.90 \times 10^3 \text{ m}^3$.

Tabela 35 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP 2003

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Human toxicity air	person	$7,87 \times 10^{+10}$	$2,33 \times 10^{+09}$	-97%
Human toxicity soil	m3	$1,99 \times 10^{+06}$	$5,86 \times 10^{+04}$	-97%
Ecotoxicity soil chronic	m3	$1,73 \times 10^{+05}$	$7,90 \times 10^{+03}$	-95%

Tal como todas as metodologias analisadas e aplicadas até então ao caso HDA, também todas as categorias de impacto relativas à fase de caracterização do método **Impact 2002+** (tabela 36) apontam para uma clara melhoria do processo alternativo face ao processo base. A categoria em que se verifica uma maior diferença é a categoria de não carcinogénicos, que varia dos $1.05 \times 10^3 \text{ kg C}_2\text{H}_3\text{Cl}$ equivalente no processo base para os $5.85 \times 10^1 \text{ kg C}_2\text{H}_3\text{Cl}$ equivalente na proposta de melhoria, correspondendo a uma variação de 94%. As restantes categorias com maiores diferenças verificadas, são a de respiratórios orgânicos (60%), a de radiação ionizante (48%) e a de extração mineral (45%).

Tabela 36 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Impact 2002+

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Non-carcinogens	kg C ₂ H ₃ Cl eq	$1,05 \times 10^{+03}$	$5,85 \times 10^{+01}$	-94%
Respiratory organics	kg C ₂ H ₄ eq	$6,89 \times 10^{+01}$	$2,73 \times 10^{+01}$	-60%
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	$2,15 \times 10^{+04}$	$1,12 \times 10^{+04}$	-48%
Mineral extraction	MJ surplus	$6,53 \times 10^{+00}$	$3,61 \times 10^{+00}$	-45%

No que diz respeito aos resultados da fase de caracterização da metodologia **ReCiPe**, todas as categorias de impacto apontam para uma melhoria do processo alternativo alternativo (tabela 37). As categorias em que está patente uma maior diferença são as de ecotoxicidade terrestre (60%), de ecotoxicidade marítima (55%) e esgotamento de metais (49%). Contudo, estas são categorias com valores de ordem muito baixa pelo que a menor das alterações provoca uma grande percentagem de diferença. A categoria com valores de maior ordem e com uma diferença assinalável é a de acidificação terrestre, que varia dos 2.16 (espécies. ano) aos 1.42 (espécies. ano) o que representa uma melhoria do processo alternativo de 34%.

Tabela 37 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Terrestrial ecotoxicity	species.yr	$2,71 \times 10^{-04}$	$1,07 \times 10^{-04}$	-60%
Marine ecotoxicity	species.yr	$4,96 \times 10^{-06}$	$2,22 \times 10^{-06}$	-55%
Metal depletion	\$	$9,48 \times 10^{-08}$	$4,80 \times 10^{-08}$	-49%
Terrestrial acidification	species.yr	$2,16 \times 10^{+00}$	$1,42 \times 10^{+00}$	-34%

Também a caracterização da metodologia **TRACI** (tabela 38) para o caso de estudo HDA aponta para um melhor desempenho ambiental da proposta de melhoria face ao processo base, uma vez que todas as categorias apontam nesse sentido. As categorias que mais se destacam, pela maior

diferença verificada, são a de esgotamento do Ozono (43%), de smog (22%) e a de não carcinogénicos (17%).

Tabela 38 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia TRACI

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	$4,27 \times 10^{-05}$	$2,43 \times 10^{-05}$	-43%
Smog	kg O3 eq	$9,27 \times 10^{+02}$	$7,28 \times 10^{+02}$	-22%
Non carcinogenics	CTUh	$1,75 \times 10^{-04}$	$1,45 \times 10^{-04}$	-17%

Discussão da fase de caracterização

Nesta secção pretende-se discutir os resultados dos diferentes métodos e categorias analisados.

Na fase de caracterização, de qualquer que seja o método em estudo, todas as categorias de impacto apontam para uma clara melhoria das novas alternativas. De uma maneira geral, essas melhorias são consistentes em todos os métodos, para cada caso de estudo, ou seja, as categorias com maior variação relativa são comuns ou semelhantes nos diferentes métodos. A exceção são as categorias do método EPS, onde encontramos casos como capacidade de crescimento de plantações, por exemplo, que são categorias que não estão presentes em mais nenhum método.

Olhando para cada caso de estudo individualmente, podem observar-se esses factos. No caso do Clorofórmio, pode ver-se que, por exemplo, a toxicidade humana aparece como um dos melhores resultados para a alternativa proposta tanto no CML como no EDIP, ambos com diferenças bastante acentuadas (257% e 100% respetivamente). Outro exemplo de semelhança na melhor performance da nova alternativa é o da categoria de aquecimento global, para os métodos CML (4%), EDIP (3%) e *Impact 2002+* (4%).

Para os métodos *Eco-Indicator* e *ReCiPe* encontram-se semelhanças por exemplo na categoria de alterações climáticas, cuja melhoria para a alternativa proposta é de 7% para o *Eco-Indicator* e de 3% para o *ReCiPe*. As categorias com maiores índices de melhoria são diferentes em quase todos os métodos (à exceção da já referida toxicidade humana). Diferente é também a grandeza da diferença entre os métodos para este caso de estudo. Há métodos com uma gama de valores entre os 4% e os 257% como o CML e outros com uma gama entre os 2% e os 4% (*ReCiPe*). Em termos de melhor performance do método base, os resultados são semelhantes. Pode ver-se que em muitos métodos esta alternativa é melhor em termos de ocupação de terras, sendo que esta categoria está expressa de diferentes formas. Consideram-se comparáveis as categorias de competição por terrenos (CML, 23%), de utilização de terras (EI, 154%) e ocupação de terras para os métodos *Impact2002+* com 147% e *ReCiPe*, separando este último em urbana (1%) e agrícola (44%). Em termos de diferenças entre os métodos, é de salientar que para a categoria de não-carcinogénicos, o método *TRACI* para um melhor desempenho do processo base (1%) e que para a mesma categoria, o método *Impact 2002+* aponta uma melhoria do novo processo (24%).

No caso de estudo do HDA, nenhuma categoria de nenhum método aponta para um melhor desempenho do processo base. As ordens de grandeza e as categorias de impacto com maiores diferenças são geralmente diferentes entre todos os métodos. Encontram-se contudo algumas

exceções como com a toxicidade humana, que é a categoria com maior diferença nos métodos CML e EDIP e em ambas essa diferença é de 97%. A ordem de grandeza da diferença entre as duas alternativas é também a mesma nos respiratórios orgânicos para os métodos EI 99 e *Impact 2002+* (60%).

Nos casos de estudo, quer da produção de clorofórmio quer do HDA, é visível uma disparidade de critérios entre os métodos. Nestes casos de estudo, métodos como o CML, o EDIP e o *Impact 2002+* apresentam maiores diferenças no que toca a categorias relacionadas com a vida humana (toxicidade humana, não carcinogénicos, respiratórios orgânicos, etc.) enquanto que as restantes demonstram uma maior diferença nas categorias relacionadas com o ambiente como emissões, esgotamento de recursos e ecotoxicidade por exemplo.

No caso de estudo do amoníaco, a diferença entre métodos e categorias de impacto é muito menos acentuada. Neste caso de estudo, seis dos sete métodos considerados apontam maiores diferenças relacionadas com a camada do Ozono favorecendo o novo processo. As categorias não apresentam todas a mesma nomenclatura, contudo, todas apresentam a mesma diferença (70%), reforçando a consistência deste caso. Só o método *Ecological Scarcity* não apresenta uma categoria relacionada com o Ozono entre as que apresentam maiores diferenças (a categoria com maior diferença é a de emissões para águas superficiais). Encontram-se ainda outros exemplos de comportamento semelhante e entre métodos como por exemplo nas categorias relacionadas com radiação e ecotoxicidade terrestre, ambas favorecendo a alternativa proposta. No primeiro caso a mesma diferença (66%) foi encontrada para os métodos EI99 (radiação), CML e *Impact 2002+* (radiação ionizante em ambos). De destacar o resultado (207% melhor no processo base) da categoria de recursos naturais apontado pelo método *Ecological Scarcity* e a de ocupação de terrenos agrícolas no método *ReCiPe* (35% melhor no processo base) os únicos que apontam para um claro melhor desempenho do processo base.

No que toca a categorias consideradas, é possível observar que entre alguns métodos, nomeadamente CML, EDIP e *Impact 2002+* assim como entre o *Eco-Indicator* e o *ReCiPe* há alguma relação entre as categorias de impacto. Nestes métodos o resultado nem sempre foi o mesmo, nem na mesma ordem de grandeza, mas em certas categorias de impacto, mesmo com nomes diferentes, houve concordância nas tendências dos resultados. Verifica-se também que há algumas categorias de impacto que estão já bem estabelecidas na maioria dos métodos e que, qualquer que seja a comparação, a diferença entre os processos é igual em todos os métodos. Dentro destes casos destacam-se toxicidade humana e destruição da camada de ozono. Por fim é visível que os métodos são, neste momento, mais consensuais quando a diferença processual comparada é menor ou mais simples (caso do Amoníaco).

Normalização

Neste estudo apresentam-se os resultados da ACV valores normalizados para apenas algumas das metodologias, uma vez que esta fase da AICV, tal como já referido, não é aplicável a todos os métodos em estudo.

Recuperação de Clorofórmio

Das cinquenta categorias consideradas pela metodologia **CML** (tabela 39) apenas cinco categorias não apresentam resultados de normalização, onde está incluído o aquecimento global a 20 anos. As quarenta e cinco categorias restantes, apresentam fatores de normalização distintos entre si, sendo que variam dos 3.06×10^{-15} até aos 2.06×10^{-05} . As categorias com maiores valores, ou maiores ordens de grandeza, foram aquelas relacionadas com ecotoxicidade marinha e com a degradação da camada do ozono, variando os seus valores entre os 4.40×10^{-08} e os 3.3×10^{-07} . As maiores diferenças entre os dois casos em estudo verificaram-se essencialmente em categorias relacionadas com o solo, como por exemplo na ecotoxicidade terrestre calculada para o infinito (16% para o processo base), competição por terrenos (23% na mesma tendência) e ecotoxicidade humana para 500, 100 e 20 anos (46%, 177% e 814% respetivamente) demonstrando uma clara melhoria do processo base nestas categorias. No sentido oposto estão as categorias de toxicidade humana para 20, 100, 500 anos e infinito, com diferenças a rondar os 85% e ainda oxidação fotoquímica (10%) e aquecimento global a 500 anos (4%).

Tabela 39 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia **CML**

Categoria de impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel	Fator
Marine aquatic ecotox. 20 ^a	$4,42 \times 10^{-08}$	$4,42 \times 10^{-08}$	0%	$8,62 \times 10^{-12}$
Ozone layer depletion 10 ^a	$7,98 \times 10^{-08}$	$7,98 \times 10^{-08}$	0%	$5,35 \times 10^{-09}$
Ozone layer depletion 10 ^a	$7,98 \times 10^{-08}$	$7,98 \times 10^{-08}$	0%	$5,35 \times 10^{-09}$
Land competition	$1,70 \times 10^{-12}$	$2,09 \times 10^{-12}$	23%	$3,06 \times 10^{-15}$
Human toxicity infinite	$1,93 \times 10^{-08}$	$3,26 \times 10^{-09}$	-83%	$1,32 \times 10^{-13}$
Human toxicity infinite	$1,93 \times 10^{-08}$	$3,26 \times 10^{-09}$	-83%	$1,21 \times 10^{-10}$
Upper limit of net global warming	$1,12 \times 10^{-08}$	$1,08 \times 10^{-08}$	-4%	$2,03 \times 10^{-13}$

Dentro das onze categorias consideradas na metodologia **Eco-Indicator**, as categorias que apresentam valores mais elevados são as categorias de camada de ozono, respiratórios inorgânicos, carcinogénicos e combustíveis fósseis. Nessas onze categorias, sete apresentam um melhor desempenho em termos ambientais por parte do processo alternativo (tabela 40). As maiores diferenças, neste caso, ocorrem nas categorias de impacto de alterações climáticas (7%), combustíveis fósseis (5%) e acidificação/eutrofização (3%). A única categoria de impacto que apresenta uma assinalável melhoria do processo base face ao proposto é a utilização do solo, cuja diferença se fixa nos 154%. Neste estudo verificaram-se 4 fatores de normalização: $1,14 \times 10^{+02}$, $1,33 \times 10^{-04}$, $1,75 \times 10^{-04}$, $1,75 \times 10^{-05}$.

Tabela 40 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia *Eco-Indicator*

Categoria de impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Climate change	6.90X10 ⁻⁰¹	6.40X10 ⁻⁰¹	-7%	1.14X10 ⁺⁰²
Fossil fuels	1.56X10 ⁺⁰¹	1.48X10 ⁺⁰¹	-5%	1.33X10 ⁻⁰⁴
Acidification/ Eutrophication	8.59X10 ⁻⁰²	8.35X10 ⁻⁰²	-3%	1.75X10 ⁻⁰⁴
Land use	3.48X10 ⁻⁰²	8.84X10 ⁻⁰²	154%	1.75X10 ⁻⁰⁴
Ecotoxicity	1.45X10 ⁻⁰¹	1.43X10 ⁻⁰¹	-1%	1.75X10 ⁻⁰⁵

A normalização do método **EDIP** é feita para as dezanove categorias de impacto consideradas pela fase de caracterização. Aquelas cujos valores são mais elevados são as categorias de eutrofização aquática, ecotoxicidades, aguda e crónica, da água, toxicidade humana na água e destruição do ozono (tabela 41). Das categorias consideradas, treze apresentam um melhor desempenho do novo processo e apenas uma apresenta melhor desempenho do processo base. Dentro das primeiras, aquelas cuja diferença é maior são as de toxicidade humana para ar (100%), solo (97%) e água (10%), seguidas de formação de ozono avaliado para a humanidade (4%) e vegetação (também 4%). A categoria em que o processo base apresenta melhores resultados que o novo processo é a ecotoxicidade crónica do solo (3%). Os fatores de normalização neste método são bastante diversos, apresentando ordens de grandeza bastante diferentes.

Tabela 41 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia *EDIP*

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Base	%ΔRel	Fator
Human toxicity air	1,40X10 ⁺⁰³	1,89X10 ⁺⁰⁰	-100%	5,83X10 ⁻⁰¹
Human toxicity soil	1,22X10 ⁺⁰²	3,43X10 ⁺⁰⁰	-97%	1,43X10 ⁺⁰¹
Human toxicity water	3,32X10 ⁺⁰¹	3,00X10 ⁺⁰¹	-10%	2,63X10 ⁺⁰⁰
Ozone formation (Human)	5,01X10 ⁺⁰⁰	4,80X10 ⁺⁰⁰	-4%	2,08X10 ⁻⁰³
Ozone formation (Vegetation)	3,32X10 ⁺⁰⁰	3,18X10 ⁺⁰⁰	-4%	2,94X10 ⁻⁰⁶
Ecotoxicity soil chronic	1,54X10 ⁺⁰¹	1,59X10 ⁺⁰¹	3%	8,79X10 ⁻⁰³

A normalização deste caso de estudo com o método **Impact 2002+** não é efetuada para duas categorias de impacto, sendo elas a eutrofização e a acidificação aquáticas. Das treze restantes, as que apresentam maiores valores são as categorias de destruição da camada de ozono, respiratórios inorgânicos, aquecimento global e energia não renovável (tabela 42). O novo processo apresenta melhores resultados em termos ambientais em oito categorias de impacto, sendo que as maiores diferenças se verificam nos não-carcinogénicos (24%), na ecotoxicidade aquática (7%) e nos respiratórios orgânicos (5%). O processo base tem uma melhor performance no que toca a ecotoxicidade terrestre (3%) e ocupação de terras (147%). As ordens de grandeza dos fatores de normalização deste método são bastante diversificadas, havendo apenas duas categorias com o mesmo fator (carcinogénicos e não-carcinogénicos).

Tabela 42 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia *Impact 2002+*

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Non-carcinogens	1,37X10 ⁻⁰¹	1,03X10 ⁻⁰¹	-24%	3,95x10 ⁻⁰⁴
Aquatic ecotoxicity	5,06X10 ⁻⁰³	4,71X10 ⁻⁰³	-7%	3,66x10 ⁻⁰⁹
Respiratory organics	2,93X10 ⁻⁰³	2,79X10 ⁻⁰³	-5%	3,00x10 ⁻⁰⁴
Terrestrial ecotoxicity	1,93X10 ⁻⁰¹	2,00X10 ⁻⁰¹	4 %	5,77X10 ⁻⁰⁷
Land occupation	7,18X10 ⁻⁰³	1,77X10 ⁻⁰²	147%	7,96X10 ⁻⁰⁵

Das dezassete categorias de impacto normalizadas com o método **ReCiPe**, as que apresentam valores mais elevados são a destruição do ozono, alterações climáticas em ecossistemas, toxicidade humana, alterações climáticas em saúde pública e esgotamento fóssil (tabela 43). Curiosamente, é o esgotamento fóssil aquele que apresenta maior diferença em prol do novo processo (4%), seguido das alterações climáticas em ecossistemas e saúde pública (3%) e formação fotoquímica oxidante (3%). O processo base apresenta melhores desempenhos em quatro categorias, todas relacionadas com o solo. A maior diferença verifica-se na ecotoxicidade terrestre (190%), seguindo-se a ocupação de solos agrícolas (44%), a transformação de solos naturais (1%) e a ocupação de solos urbanos (1%). Esta metodologia apresenta somente três fatores de normalização.

Tabela 43 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia *ReCiPe*

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Fossil depletion	1,33X10 ⁺⁰¹	1,28X10 ⁺⁰¹	-4%	3,73X10 ⁻⁰⁵
Climate change Ecosystems	2,91X10 ⁺⁰⁰	2,82X10 ⁺⁰⁰	-3%	5,73X10 ⁺⁰³
Climate change Human Health	4,46X10 ⁺⁰⁰	4,31X10 ⁺⁰⁰	-3%	4,96X10 ⁺⁰¹
Photochemical oxidant formation	1,75X10 ⁻⁰⁴	1,69X10 ⁻⁰⁴	-3%	4,96X10 ⁺⁰¹
Terrestrial ecotoxicity	1,99X10 ⁻⁰³	5,79X10 ⁻⁰³	190%	5,73X10 ⁺⁰³
Agricultural land occupation	2,98X10 ⁻⁰²	4,30X10 ⁻⁰²	44%	5,73X10 ⁺⁰³
Natural land transformation	3,25X10 ⁻⁰²	3,28X10 ⁻⁰²	1%	5,73X10 ⁺⁰³
Urban land occupation	1,05X10 ⁻⁰²	1,06X10 ⁻⁰²	1%	5,73X10 ⁺⁰³

Produção de Amoníaco

A normalização da metodologia **CML**, tal como foi referido para o caso do clorofórmio, não é feita para cinco categorias. Nas restantes, quarenta e três indicam uma clara melhoria do novo processo para a produção de amoníaco, sendo que das duas outras, só uma indica claramente um melhor resultado para o processo base, a competição por terras (2%) (tabela 44). As categorias que mais se destacam pela diferença entre os dois processos são as categorias de destruição da camada de ozono para qualquer escala temporal (70%), a ecotoxicidade terrestre para o infinito (67%), a radiação ionizante (66%) e a toxicidade humana que varia entre os 62% e os 66%. De resto, vinte e três categorias de impacto demonstram uma melhoria acima dos 60% do novo processo face ao processo base. Os fatores de normalização neste método são bastante diferentes entre si, mesmo entre categorias do mesmo tipo, pelo que dificilmente se encontrarão categorias diferentes com o mesmo fator.

Tabela 44 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%Δ.Rel	Fator
Land competition	$3,1073 \times 10^{-18}$	$3,15603 \times 10^{-18}$	2%	$3,06 \times 10^{-15}$
Ozone layer depletion 10a	$7,5714 \times 10^{-16}$	$2,25923 \times 10^{-16}$	-70%	$5,35 \times 10^{-09}$
Terrestrial ecotoxicity infinite	$7,4425 \times 10^{-14}$	$2,48263 \times 10^{-14}$	-67%	$2,12 \times 10^{-11}$
Ionising radiation	$4,0982 \times 10^{-15}$	$1,3795 \times 10^{-15}$	-66%	$2,06 \times 10^{-05}$
Human toxicity infinite	$2,4669 \times 10^{-14}$	$9,27527 \times 10^{-15}$	-62%	$1,32 \times 10^{-13}$

A normalização do método **Eco-Indicator** indica que o novo processo de produção é melhor em todas as onze categorias de impacto consideradas, sendo que cinco apresentam diferenças acima de 60% (tabela 45). Essas categorias são camada de ozônio (70%), radiação (66%), ecotoxicidade (64%), utilização dos solos (64%) e minerais (62%). As menores diferenças verificaram-se na acidificação/eutrofização (1%) e respiratórios inorgânicos (4%). Tal como mencionado anteriormente, este método considera quatro fatores de normalização para proceder a esta fase da AICV.

Tabela 45 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Eco-Indicator

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%Δ.Rel.	Fator
Ozone layer	$9,46 \times 10^{-09}$	$2,86 \times 10^{-09}$	-70%	$1,14 \times 10^{+02}$
Radiation	$2,27 \times 10^{-08}$	$7,63 \times 10^{-09}$	-66%	$1,14 \times 10^{+02}$
Ecotoxicity	$1,86 \times 10^{-06}$	$6,67 \times 10^{-07}$	-64%	$1,75 \times 10^{-05}$
Land use	$5,38 \times 10^{-07}$	$1,96 \times 10^{-07}$	-64%	$1,75 \times 10^{-04}$
Minerals	$1,35 \times 10^{-07}$	$5,14 \times 10^{-08}$	-62%	$1,33 \times 10^{-04}$
Acidification/ Eutrophication	$7,09 \times 10^{-05}$	$7,04 \times 10^{-05}$	-1%	$1,75 \times 10^{-04}$
Resp. inorganics	$2,87 \times 10^{-04}$	$2,76 \times 10^{-04}$	-4%	$1,14 \times 10^{+02}$

Todas as dezanove categorias normalizadas da metodologia **EDIP** apontam para um melhor performance do novo processo face ao processo base. As categorias em que a diferença de desempenho dos dois processos é maior, são as categorias de destruição do ozônio (70%), lixo radioativo (67%) e toxicidade humana considerada para o ar (46%) (tabela 46). Os fatores de normalização são diferentes para todas as categorias consideradas tendo, inclusivamente, ordens de grandeza distintas. Os maiores valores encontrados pertencem às categorias de acidificação e eutrofização terrestre, a primeira com valores a rondar os $1,6 \times 10^{-3}$ e o segundo com valores perto dos $1,9 \times 10^{-03}$.

Tabela 46 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Ozone layer depletion	1,32X10 ⁻⁰⁸	3,99X10 ⁻⁰⁹	-70%	1,48X10 ⁻⁰¹
Carcinogens	2,25X10 ⁻⁰⁶	6,83X10 ⁻⁰⁷	-70%	3,95X10 ⁻⁰⁴
Non-carcinogens	9,64X10 ⁻⁰⁷	7,05X10 ⁻⁰⁷	-27%	3,95X10 ⁻⁰⁴

Também no método **Impact 2002+**, todas as categorias em que a normalização é aplicada (treze de quinze), indicam uma melhoria de desempenho ambiental, do novo processo para o processo inicialmente considerado (tabela 47). Aquelas cuja diferença é maior são as categorias de destruição da camada de ozono (70%) e carcinogénicos (70%). Os fatores de normalização são distintos em todas as categorias exceto nos carcinogénicos e não carcinogénicos, sendo esse fator de 3.95x10⁻⁰⁴.

Tabela 47 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Impact 2002+

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Ozone depletion	4,36X10 ⁻⁰⁶	1,31X10 ⁻⁰⁶	-70%	4,88X10 ⁺⁰¹
Radioactive waste	8,49X10 ⁻⁰⁶	2,82X10 ⁻⁰⁶	-67%	6,25X10 ⁺⁰⁰
Human toxicity air	1,49X10 ⁻⁰⁵	8,02X10 ⁻⁰⁶	-46%	2,11X10 ⁻⁰⁹
Acidification	1,61X10 ⁻⁰³	1,58X10 ⁻⁰³	-2%	2,54X10 ⁻⁰³
Terrestrial eutrophication	1,90X10 ⁻⁰³	1,89X10 ⁻⁰³	0%	7,30X10 ⁻⁰⁴

Das dezassete categorias da metodologia **ReCiPe** normalizadas, apenas uma (ocupação de terras agrícolas) aponta para um melhor desempenho do processo base, com cerca de 35% de diferença (tabela 48). Dentro das dezasseis restantes, as que indicam uma maior diferença correspondente ao melhor desempenho do processo alternativo são a destruição do ozono (70%), transformação natural de terras (68%), radiação ionizante (66%) e destruição metálica (63%). Os maiores valores encontrados correspondem às categorias de destruição fóssil e impacto das alterações climáticas na saúde pública e ecossistemas. Tal como referido anteriormente este método apresenta somente três fatores de normalização.

Tabela 48 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Agricultural land occupation	3,64X10 ⁻⁰⁸	4,93X10 ⁻⁰⁸	35%	7,76X10 ⁺⁰³
Ozone depletion	1,18X10 ⁻⁰⁸	3,54X10 ⁻⁰⁹	-70%	1,49X10 ⁺⁰¹
Natural land transformation	1,21X10 ⁻⁰⁶	3,82X10 ⁻⁰⁷	-68%	1,81X10 ⁺⁰³
Ionising radiation	7,70X10 ⁻⁰⁹	2,59X10 ⁻⁰⁹	-66%	1,67X10 ⁺⁰¹
Metal depletion	7,35X10 ⁻⁰⁹	2,76X10 ⁻⁰⁹	-63%	1,40X10 ⁻⁰⁵
Fossil depletion	7,05X10 ⁻⁰⁴	6,00X10 ⁻⁰⁴	-15%	3,17X10 ⁻⁰⁵
Climate change Ecosystems	1,36X10 ⁻⁰⁴	1,17X10 ⁻⁰⁴	-14%	4,90X10 ⁺⁰³
Climate change Human Health	2,09X10 ⁻⁰⁴	1,78X10 ⁻⁰⁴	-14%	4,24X10 ⁺⁰¹

Produção de tolueno (HDA)

Das cinquenta categorias do método **CML**, todas as consideradas nesta fase de normalização apontam que, no caso de estudo do **HDA**, o novo processo tem um menor impacto ambiental (tabela 49). As categorias em que a diferença entre os dois processos é maior (97%) são as categorias de toxicidade humana em todas as escalas temporais: 20, 100, 500 anos e para o infinito. Estas são seguidas das pelas oxidações fotoquímicas com e sem baixo teor de óxidos de azoto (71% e 94%). Neste caso encontram-se fatores de normalização próximos entre categorias do mesmo tipo, por exemplo, para toxicidade humana a 20, 100 e 500 anos o fator é de 3.70×10^{-09} .

Tabela 49 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia CML

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Human toxicity infinite	1,4E-06	4,86E-08	-97%	3,68E-09
Photochemical oxidation	3,2E-07	9,28E-08	-71%	8,40E-10
Photochemical oxidation (low NOx)	4,26E-07	2,68E-08	-94%	1,12E-09
Human toxicity 500a	1,41E-06	4,73E-08	-97%	3,70E-09

As onze categorias normalizadas do método **Eco-Indicator** indicam também que, para o caso de estudo do HDA, o novo processo tem menor impacto ambiental que o processo base (tabela 50). Nessas onze categorias, aquelas que apresentam maiores valores são as categorias de carcinogénicos (70%) e respiratórios orgânicos (60%) seguidos por radiação, minerais, utilização de terras e camada do ozono com valores a rondar os 45% de diferença entre os dois processos em estudo.

Tabela 50 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Eco-Indicator

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Carcinogens	$6,01 \times 10^{-02}$	$1,78 \times 10^{-02}$	-70%
Resp. organics	$1,71 \times 10^{-02}$	$6,91 \times 10^{-03}$	-60%
Radiation	$4,96 \times 10^{-04}$	$2,59 \times 10^{-04}$	-48%
Land use	$7,09 \times 10^{-04}$	$3,98 \times 10^{-04}$	-44%
Minerals	$2,04 \times 10^{-03}$	$1,09 \times 10^{-03}$	-46%
Ozone layer	$3,80 \times 10^{-06}$	$2,17 \times 10^{-06}$	-43%

As diferenças entre processos encontradas na normalização do método **EDIP** variam entre os 3% e os 97%, resultando sempre numa melhor performance do novo processo (tabela 51). As maiores diferenças foram encontradas nas categorias de toxicidade humana para solo e ar (97%) e ainda toxicidade crónica do solo (95%). Os valores dos fatores de normalização são bastante dispersos, variando entre 4.88×10^{01} e 2.11×10^{-09} .

Tabela 51 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Human toxicity air	$1,66 \times 10^{+02}$	$4,92 \times 10^{+00}$	-97%	$2,11 \times 10^{-09}$
Human toxicity soil	$2,47 \times 10^{+02}$	$7,26 \times 10^{+00}$	-97%	$1,24 \times 10^{-04}$
Ecotoxicity soil chronic	$2,37 \times 10^{+00}$	$1,08 \times 10^{-01}$	-95%	$1,37 \times 10^{-05}$

Das 13 categorias **Impact 2002 +**, onze são consideradas para a normalização e todas apontam para um menor impacto ambiental do novo processo. As categorias que mais se destacam pela diferença são as categorias relacionadas com não-carcinogênicos (94%), orgânicos respiratórios (60%) e radiação ionizante (48%) (tabela 52). Os fatores de normalização considerados, são bastante dispersos e com ordens de grandeza algo diferentes.

Tabela 52 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Impact 2002+

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Non-carcinogens	$4,16 \times 10^{-01}$	$2,31 \times 10^{-02}$	-94%	$3,95 \times 10^{-04}$
Respiratory organics	$2,07 \times 10^{-02}$	$8,19 \times 10^{-03}$	-60%	$3,00 \times 10^{-04}$
Ionizing radiation	$6,35 \times 10^{-04}$	$3,31 \times 10^{-04}$	-48%	$2,96 \times 10^{-08}$

Mais uma vez na metodologia **ReCiPe** as categorias encontradas com maiores valores são as alterações climáticas (para a saúde pública e ecossistemas) e a destruição fóssil (tabela 53). As categorias apresentadas na normalização apontam todas para uma melhora do novo processo, sendo que as diferenças variam entre os 3% e os 60%. As categorias em que a diferença mais se faz notar são as de toxicidade humana (60%), formação fotoquímica oxidante (55%) e transformação de terras naturais (49%). Curiosamente, ao contrário dos outros *case studies*, este estudo apresenta fatores de normalização bastante dispersos e com ordens de grandeza bastante diversa.

Tabela 53 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe

Categoria de Impacto	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Climate change Human Health	$5,37 \times 10^{+00}$	$5,12 \times 10^{+00}$	-5%
Climate change Ecosystems	$3,51 \times 10^{+00}$	$3,34 \times 10^{+00}$	-5%
Fossil depletion	$1,16 \times 10^{+01}$	$1,12 \times 10^{+01}$	-3%
Human toxicity	$1,34 \times 10^{-02}$	$5,31 \times 10^{-03}$	-60%
Photochemical oxidant formation	$2,46 \times 10^{-04}$	$1,10 \times 10^{-04}$	-55%
Natural land transformation	$5,43 \times 10^{-04}$	$2,75 \times 10^{-04}$	-49 %

Discussão da fase de Normalização

A fase de normalização, como seria de esperar, não altera a ordem das categorias quanto às diferenças relativas entre cada processo. Nesta fase deve olhar-se para a contribuição relativa de cada método, abordando quais as categorias com maiores valores, ou seja, quais as que mais contribuem para a performance ambiental de cada processo.

Olhando para os cinco métodos que apresentam fase de normalização, para os três casos de estudo é visível que as categorias de impacto que maior impacto têm no processo diferem de método para método. Dentro das categorias de maior valor, comparando os diferentes métodos, aquelas que mais se aproximam são o esgotamento fóssil do método *ReCiPe*, a de energias não renováveis do *Impact 2002+* e combustíveis fósseis do *eco-Indicator 99*. As ordens de grandeza destas categorias são semelhantes entre métodos e entre casos de estudo. Dos resultados que importam salientar, para os três casos de estudo, o método *EDIP* apresenta melhorias significativas em algumas das categorias

com maior contribuição para o impacto dos processos. De destacar as categorias de toxicidade humana (também em destaque no método CML) e aquecimento global a 100 anos.

A normalização não influenciou muitos os resultados da caracterização, sendo os seus resultados expectáveis.

Ponderação e Single Score

Neste capítulo analisam-se as ponderações feitas pelos métodos que consideram esta fase da AICV. Como se poderá constatar, nem todos os métodos aqui estudados, aplicam normalização pelo que a ponderação é, somente nesses casos, aplicada aos valores da caracterização. Neste capítulo é também estudado o resultado do *Single Score*, uma vez que este está diretamente relacionado com os resultados da fase de ponderação. A metodologia **Ecological Scarcity**, não considera a fase de normalização e utiliza um fator de 1 para obter a ponderação, pelo que os resultados desta fase serão os mesmos que foram obtidos na análise de caracterização. O mesmo se sucede com a metodologia **Impact 2002+** mas esta utiliza o fator 1 sobre os resultados da normalização. Assim sendo, na análise feita a estas metodologias nesta fase de AICV, serão somente considerados os resultados de *single score*.

Recuperação de Clorofórmio

As onze categorias da metodologia **Eco-Indicator** são consideradas para esta fase da AICV. Após serem normalizados os valores de caracterização, são aplicados dois fatores distintos, um primeiro de 200 para minerais e combustíveis fósseis e outro de quatrocentos para os restantes. Das onze categorias de impacto analisadas, sete indicam um melhor desempenho do novo processo para a Recuperação de Clorofórmio. As categorias em que este processo mais se destaca são as de alterações climáticas e combustíveis fósseis, sendo o seu resultado menor cerca de 7% e 5% respetivamente (tabela 54). Embora quatro categorias apontem para uma melhor performance ambiental do processo base, em três a diferença é muito próxima do zero pelo que não representa claramente uma melhoria. Este processo destaca-se portanto na quarta categoria, utilização de terrenos, em cerca de 154%. No que toca ao *single score*, o novo processo apresenta um resultado cerca de 3% mais baixo, 5960,6 do processo base face a 5782,8 do processo alternativo, representando assim o seu menor impacto ambiental.

Tabela 54 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Eco-Indicator

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
<i>Single score</i>	Pt	5,96X10 ⁺⁰³	5,78X10 ⁺⁰³	-3%	-
Climate change	Pt	2,76X10 ⁺⁰²	2,56X10 ⁺⁰²	-7%	400,00
Fossil fuels	Pt	3,11X10 ⁺⁰³	2,96X10 ⁺⁰³	-5%	200,00
Land use	Pt	1,39X10 ⁺⁰¹	3,54X10 ⁺⁰¹	154%	400,00

O resultado de *single score* da metodologia **Ecological Scarcity** (tabela 55) indica um menor impacto do novo processo de Recuperação de Clorofórmio de cerca de 6%.

Tabela 55 - Single Score da metodologia *Ecological Scarcity*

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	% ΔRel.
<i>Single score</i>	Pt	1,89X10 ⁺⁰⁸	1,77X10 ⁺⁰⁸	-6%

Tal como referido anteriormente nesta dissertação, a metodologia **EDIP** estuda dezanove categorias nas suas fases de caracterização e normalização. Na fase de ponderação, contudo, quatro categorias não são consideradas (recursos, ecotoxicidade crónica da água e do solo e ecotoxicidade aguda da água). Das quinze restantes, dez indicam que o novo processo tem um menor impacto ambiental, ao passo que as restantes cinco apresentam diferenças perto do zero. A maior diferença entre os dois processos observa-se nas categorias relativas a toxicidade humana, nomeadamente respeitantes a ar (100%), solo (40%) e água (10%) (tabela 56). Para se obterem os valores de ponderação para este método, utilizaram-se pesos que variam entre 1,1 e 1,4, excetuando a categoria de destruição de Ozono que apresenta um peso de 63. No que toca a *Single Score*, a diferença é também favorável ao novo processo, fixando-se nos cerca de 6%.

Tabela 56 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel	Fator
<i>Single Score</i>	Pt	2,86X10 ⁺⁰⁴	2,69X10 ⁺⁰⁴	-6%	
Human toxicity air	Pt	1,54X10 ⁺⁰³	2,08X10 ⁺⁰⁰	-100%	1,10
Human toxicity soil	Pt	1,47X10 ⁺⁰²	4,12X10 ⁺⁰⁰	-97%	1,20
Human toxicity water	Pt	4,31X10 ⁺⁰¹	3,90X10 ⁺⁰¹	-10%	1,30
Ozone depletion	Pt	2,68E+04	2,68E+04	0%	63,00

Os resultados da ponderação do método **EPS** são retirados da fase de caracterização. A maioria das categorias analisadas apontam para uma melhoria quando implementado o novo processo (tabela 57). Das treze categorias analisadas, dez indicam um menor impacto ambiental do novo processo e as restantes três apresentam uma diferença muito próxima do zero. As categorias que mais se destacam são as de capacidade de crescimento de plantações e madeira (5% cada) e ainda da morbilidade (também 5%). No *Single Score* o resultado traduz o que acima foi dito, uma vez que a diferença é 3% favorável ao novo processo.

Tabela 57 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EPS

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel	Fator
<i>Single Score</i>	Pt	3,37X10 ⁺⁰⁴	3,26X10 ⁺⁰⁴	-3%	-
Wood growth capacity	Pt	-7,15X10 ⁺⁰¹	-6,81X10 ⁺⁰¹	-5%	4,00X10 ⁻⁰²
Crop growth capacity	Pt	1,44X10 ⁺⁰¹	1,36X10 ⁺⁰¹	-5%	1,50X10 ⁻⁰¹
Morbidity	Pt	3,00X10 ⁺⁰²	2,86X10 ⁺⁰²	-5%	1,00X10 ⁺⁰⁴

O *single score* da metodologia **Impact 2002+** (tabela 58), indica que o novo processo apresenta um impacto 3% menor em relação ao processo base.

Tabela 58 - Single Score da metodologia Impact 2002+

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	1,64X10 ⁺⁰¹	1,59X10 ⁺⁰¹	-3%	-

O *single score* do **ReCiPe** indica que o novo processo tem 3% menos impacto que o processo base. A contribuir para este resultado estão sete categorias de impacto que apontam para esse resultado, onde se destaca a destruição fóssil (4%) (tabela 59). De resto, os resultados favoráveis aos novos processos variam entre os 2% e os 4%. Quanto ao processo base para a Recuperação de clorofórmio, apresenta claras vantagens no que toca a ecotoxicidade terrestre (190%) e a ocupação de terras agrícolas (40%). Os fatores de ponderação utilizados são de dois tipos, de 200 para as categorias de destruição fóssil e metal e de quatrocentos para as restantes.

Tabela 59 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	7,70X10 ⁺⁰³	7,50X10 ⁺⁰³	-3%	-
Terrestrial ecotoxicity	Pt	7,98X10 ⁻⁰¹	2,32X10 ⁺⁰⁰	190%	400,00
Agricultural land occupation	Pt	1,19X10 ⁺⁰¹	1,72X10 ⁺⁰¹	44%	400,00

HDA

As 11 categorias do método **Eco-Indicador** indicam um menor impacto ambiental do novo processo. As maiores diferenças encontram-se nas categorias de carcinogénicos e respiratórios orgânicos, com 70% e 60% respetivamente (tabela 60). Os fatores de ponderação utilizados são de dois tipos, de quatrocentos para ecotoxicidade, acidificação/eutrofização e utilização de terras e de trezentos para as restantes categorias. O *Single Score* para este caso de estudo aponta para uma diferença de 4% favorável ao novo processo, diferença também encontrada na categoria de combustíveis fósseis, que apresenta valores mais elevados.

Tabela 60 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia Eco-Indicador

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	5,11E+03	4,91E+03	-4%	-
Carcinogens	Pt	1,80E+01	5,35E+00	-70%	300,00
Resp. organics	Pt	5,13E+00	2,07E+00	-60%	300,00
Fossil fuels	Pt	4,37E+03	4,21E+03	-4%	300,00

O resultado de *Single Score* do **Ecological Scarcity** (tabela 61) aponta para uma melhor performance ambiental do novo processo de HDA, sendo que a diferença entre os dois resultados é de 93%.

Tabela 61 - Single Score da metodologia Ecological Scarcity

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Single score	Pt	5,54X10+08	4,28X10+07	-92%

Tal como mencionado no caso de estudo anterior, apenas quinze das dezanove categorias da metodologia **EDIP** são consideradas nesta fase da AICV. As categorias que maior diferença (tabela 62) apresentam são as categorias de toxicidade humana para solo e água, cada uma com 97%. Seguem-se as categorias de resíduos perigosos e de resíduos radioativos (49% e 48%). Os fatores de ponderação variam entre 1,1 e 1,4, exceção feita à categoria de destruição de ozono, cujo fator é

63. O *Single Score* indica que a diferença entre os dois processos em causa é de 80% favorável ao novo.

Tabela 62 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EDIP

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	$5,98 \times 10^{+02}$	$1,17 \times 10^{+02}$	-80%	-
Human toxicity soil	Pt	$2,97 \times 10^{+02}$	$8,72 \times 10^{+00}$	-97%	1,20
Human toxicity water	Pt	$5,02 \times 10^{+01}$	$4,06 \times 10^{+01}$	-19%	1,30
Hazardous waste	Pt	$5,16 \times 10^{-02}$	$2,63 \times 10^{-02}$	-49%	1,10
Radioactive waste	Pt	$1,89 \times 10^{-01}$	$9,88 \times 10^{-02}$	-48%	1,10

A metodologia **Impact 2002+** (tabela 63), tal como visto na fase de normalização, aponta para uma melhoria do processo alternativo. O *Single Score* obtido aponta para uma diferença de cerca de 8% entre os dois processos.

Tabela 63 - Single Score da metodologia Impact 2002+,

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Single score	Pt	10,64936	9,847066	-7,5%

Todas as categorias de impacto da metodologia **ReCiPe** indicam um menor impacto ambiental do novo processo. As que mais se destacam (tabela 64), são as categorias relativas à toxicidade humana e à formação fotoquímica oxidante, cujas diferenças para o processo base são respetivamente de 60% e 55%. Seguem-se as categorias de transformação de terrenos naturais e radiação ionizante com 49% e 48%. Os fatores de ponderação utilizados nesta metodologia, tal como observado no caso de estudo da Clorofórmio, são de dois tipos, de 200 para destruição fósil e metal e de 400 para as restantes. O *Single Score* aponta para uma melhoria do novo processo de cerca de 4%.

Tabela 64 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	$5,96 \times 10^{+03}$	$5,70 \times 10^{+03}$	-4%	-
Human toxicity	Pt	$5,37 \times 10^{+00}$	$2,13 \times 10^{+00}$	-60%	400
Photochemical oxidant formation	Pt	$9,85 \times 10^{-02}$	$4,40 \times 10^{-02}$	-55%	400
Natural land transformation	Pt	$2,17 \times 10^{-01}$	$1,10 \times 10^{-01}$	-49%	400
Ionising radiation	Pt	$6,74 \times 10^{-02}$	$3,51 \times 10^{-02}$	-48%	400

Amoníaco

A metodologia **Eco-Indicator** e as suas onze categorias de impacto, apontam para um benefício ambiental, o facto de se adotar o novo processo de obtenção de amoníaco, uma vez que a totalidade das mesmas indica esse sentido. As diferenças situam-se entre 1% e 70%, sendo que cinco se situam acima dos 60%: Camada de ozono (70%), Radiação (66%), Ecotoxicidade (64%), Utilização de terras (também 64%) e Minerais (62%) (tabela 65). O *Single Score* do método resulta 10% a favor do novo processo, o que reforça o foi dito anteriormente. Nesta metodologia são utilizados dois

fatores para se obterem a ponderação, de duzentos para combustíveis fósseis e minerais e de quatrocentos para os restantes.

Tabela 65 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia *Eco-Indicator*

Categoria de Impacto	Unit	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	$3,63 \times 10^{-01}$	$3,26 \times 10^{-01}$	-10%	-
Ozone layer	Pt	$3,78 \times 10^{-06}$	$1,14 \times 10^{-06}$	-70%	400
Radiation	Pt	$9,08 \times 10^{-06}$	$3,05 \times 10^{-06}$	-66%	400
Ecotoxicity	Pt	$7,45 \times 10^{-04}$	$2,67 \times 10^{-04}$	-64%	400
Land use	Pt	$2,15 \times 10^{-04}$	$7,85 \times 10^{-05}$	-64%	400
Minerals	Pt	$2,70 \times 10^{-05}$	$1,03 \times 10^{-05}$	-62%	200

A metodologia ***Ecological Scarcity*** (tabela 66) aponta também para um menor impacto ambiental do novo processo. O seu *Single Score* apresenta uma diferença de 7% favorável ao novo processo.

Tabela 66 - Single Score da metodologia *Ecological Scarcity*

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	$2.48 \times 10^{+03}$	$2.67 \times 10^{+03}$	-7%	-

Os fatores de ponderação da metodologia ***EDIP***, tal como já referido nos casos de estudo anteriores, variam entre 1,1 e 1,4, excetuando a categoria de destruição de ozono que apresenta um fator de 63, curiosamente é mesmo esta categoria que apresenta uma maior diferença entre os dois processos em estudo, os seus resultados diferem em 70% favoráveis ao novo processo. De resto, as quinze categorias que se aplicam a esta fase da AICV apontam nesse sentido, um menor impacto do novo processo. De destacar ainda os resíduos radioativos (60%), a toxicidade humana para o ar (46%) e para o solo (41%). O *Single Score* deste método difere 6% entre os dois processos, sendo o do novo mais baixo (tabela 67).

Tabela 67 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia *EDIP*

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	$6,55 \times 10^{-03}$	$6,15 \times 10^{-03}$	-6%	-
Ozone depletion	Pt	$2,74 \times 10^{-04}$	$8,28 \times 10^{-05}$	-70%	63,0
Radioactive waste	Pt	$9,34 \times 10^{-06}$	$3,10 \times 10^{-06}$	-67%	1,1
Human toxicity air	Pt	$1,64 \times 10^{-05}$	$8,83 \times 10^{-06}$	-46%	1,1
Human toxicity soil	Pt	$1,54 \times 10^{-05}$	$9,14 \times 10^{-06}$	-41%	1,2

As diferenças obtidas com a metodologia ***EPS*** variam entre os 0% e os 62%, sendo que todas as categorias consideradas apontam para um melhor desempenho ambiental por parte do novo processo. As categorias em que a diferença é mais acentuada, são as categorias de graves perturbações (*severe nuisance*) (62%), capacidade de crescimento das plantações (14%), morbidade e morbidade severa (ambas 13%) e esperança de vida (13%) (tabela 68). Os fatores de ponderação são bastante diversificados e com ordens de grandeza distintos, sendo o maior encontrado de $1,10 \times 10^{11}$ referente à categoria de extinção de espécies. O *Single Score* indica uma melhoria de 12% do novo processo face ao processo base.

Tabela 68 - Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia EPS

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	1,66X10 ⁺⁰⁰	1,46X10 ⁺⁰⁰	-12%	-
Severe nuisance	Pt	3,60X10 ⁻⁰⁴	1,36X10 ⁻⁰⁴	-62%	1,00X10 ⁺⁰⁴
Crop growth capacity	Pt	7,38X10 ⁻⁰⁴	6,35X10 ⁻⁰⁴	-14%	1,50X10 ⁻⁰¹
Life expectancy	Pt	2,85X10 ⁻⁰¹	2,47X10 ⁻⁰¹	-13%	8,50X10 ⁺⁰⁴
Morbidity	Pt	2,17X10 ⁻⁰²	1,88X10 ⁻⁰²	-13%	1,00X10 ⁺⁰⁴
Severe morbidity	Pt	1,17X10 ⁻⁰¹	1,02X10 ⁻⁰¹	-13%	1,00X10 ⁺⁰⁵

O método **Impact 2002+** (tabela 69) e o seu *Single Score* apontam para uma melhoria de 11% do novo processo face ao processo base.

Tabela 69 – Single Score da metodologia Impact 2002+

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Single score	Pt	9,93X10 ⁻⁰⁴	8,83X10 ⁻⁰⁴	-11%

O *Single Score* do método **ReCiPe** (tabela 70) aponta para uma melhoria de 13% do processo novo face ao processo antigo. As categorias que mais se destacam e suportam este resultado são as de destruição de ozono (70%), transformação de terrenos naturais (68%) e radiação ionizante (63%). A única categoria de impacto a contrariar a tendência é a categoria de ocupação de terrenos agrícolas, uma vez que favorece o processo base em 35%.

Tabela 70 – Categorias de impacto mais relevantes para a metodologia ReCiPe

Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Fator
Single score	Pt	3,28X10 ⁻⁰¹	2,85X10 ⁻⁰¹	-13%	-
Ozone depletion	Pt	4,70X10 ⁻⁰⁶	1,42X10 ⁻⁰⁶	-70%	400,00
Natural land transformation	Pt	4,82X10 ⁻⁰⁴	1,53X10 ⁻⁰⁴	-68%	400,00
Ionising radiation	Pt	3,08X10 ⁻⁰⁶	1,04X10 ⁻⁰⁶	-66%	400,00
Agricultural land occupation	Pt	1,46X10 ⁻⁰⁵	1,97X10 ⁻⁰⁵	35%	400,00

Discussão da fase de Single-Score

Os resultados do *Single Score* vêm reforçar os resultados obtidos nas anteriores duas fases da AICV, ou seja, uma clara melhoria do processo alternativo proposto face ao processo base. Em relação ao método **Impact 2002+** nada há a dizer no que toca à comparação com a fase de normalização uma vez que o seu factor de ponderação é 1. Os resultados são também consistentes, mesmo com fatores distintos, nos restantes métodos. De facto, as categorias com maior impacto e mais recorrentes são a toxicidade humana e todas aquelas relacionadas com a utilização, produção energética e esgotamento de recursos fósseis, referido na fase de normalização. Para além de todas as categorias relacionadas com saúde pública, também muitas das categorias relacionadas com aquecimento global e destruição da camada de ozono (como emissões, aquecimento global, destruição da camada de ozono, etc.) aparecem na maioria dos métodos como categorias com bastante impacto no resultado final.

Esta é uma fase que ajuda e muito na análise da AICV, uma vez que permite uma comparação direta das categorias assim como do resultado final e global de cada alternativa, contudo, os resultados não deixam de ser (tal como na normalização) subjetivos e dependentes dos critérios estipulados pelos organismos que desenvolveram os métodos. Este facto é visível na diversidade de resultados encontrados entre os métodos assim como na importância relativa de cada categoria de impacto.

Conclusões

Neste capítulo estudaram-se os resultados de oito métodos de ACIV aplicados a três casos de estudo, utilizando a ferramenta *SimaPro* e analisando a sua caracterização, a sua normalização e ponderação.

Pode dizer-se que os métodos estudados apontam para o mesmo resultado, qualquer que seja o caso em estudo. Se se olhar para as principais categorias identificadas nos três casos estudados, consegue-se identificar um padrão na maioria dos casos. Para o caso do Clorofórmio, a maioria identificou o novo processo como melhor a nível das alterações climáticas, a nível da saúde pública e da utilização de recursos naturais, nomeadamente menos combustíveis fósseis. Até mesmo os casos dos métodos mais específicos como o *EPS* e o *Ecological Scarcity 2006*, destacaram o novo processo em categorias como morbidade, recursos naturais ou mesmo capacidade de crescimento de plantações ou madeira. No caso do Amoníaco por exemplo, todos os métodos considerados, exceto estes dois últimos, destacaram o novo processo em categorias relacionadas com a destruição da camada do ozono. Neste caso de estudo, a grande maioria dos métodos aponta a 100% para uma melhoria com o novo processo. As metodologias *CML* e *Ecological Scarcity 2006* apontam para que o processo base seja superior em termos de competição por terras e reservas naturais. No que toca ao HDA também se pode dizer que a maioria das categorias de impacto consideradas apontam para uma melhoria quando se implementa o novo processo. As categorias com maior destaque são aquelas relacionadas com a saúde pública, nomeadamente toxicidade humana, carcinogénicos e não-carcinogénicos e ainda respiratórios orgânicos. Há contudo métodos que destacam ainda outras categorias como o *ReCiPe* com ecotoxicidade terrestre e marítima e o *ES 2006* que destaca as emissões.

Embora todos os métodos apontem no mesmo sentido em todos os casos de estudo, os resultados não são 100% iguais, quer porque as categorias de impacto são diferentes quer porque os critérios de cálculo nas três fases é diferente de método para método. Tal é visível essencialmente nas fases de normalização e ponderação onde uma análise comparativa pode ser feita diretamente entre todas as categorias.

Como trabalho futuro, propõe-se o desenvolvimento de um método único e universal para a fase de caracterização. Para tal é necessário chegar-se a um número ótimo de categorias que não poderá ser demasiado extenso, que dificulte e descaracterize a análise (por exemplo o método *CML* com 50 categorias), nem demasiado pequeno que faça com que a análise não tenha expressão. Deve também trabalhar-se na definição das unidades de medida assim como no acordo entre os diferentes organismos. Esta conversão permitirá de seguida caminhar para uma normalização e uma ponderação também únicas e universais, reduzindo a incerteza e a subjetividade dos resultados alcançados.

Seguidamente serão feitas comparações entre os resultados obtidos com o *SimaPro* e os resultados do GaBi

5. Comparação de Softwares

Neste capítulo comparam-se os principais resultados das caracterizações e *Single Scores* dos métodos em causa. Uma vez que estamos a comparar uma versão educacional de um do *GaBi*, este não apresenta o mesmo número de métodos que o *SimaPro*. Portanto, em vez dos oito métodos estudados anteriormente, serão comparados seis métodos na fase de caracterização e quatro no *Single Score*.

5.1. Comparação da fase de Caracterização entre Softwares

Recuperação de Clorofórmio

A caracterização da metodologia **CML** é bastante diferente entre os dois *softwares* em estudo. No caso da recuperação de Clorofórmio, obtiveram-se onze categorias de impacto com o *GaBi* ao invés das já referidas cinquenta obtidas com o *SimaPro*. Tal como se pode observar na Tabela 71, nem mesmo as categorias são coincidentes nos dois *softwares*. No *GaBi*, a categoria de toxicidade humana é calculada como potencial ao passo que, tal como já verificado, no *SimaPro* é calculada para um período de tempo estabelecido, finito ou infinito. No que toca a ordens de grandeza, a diferença também se faz notar sendo as verificadas no *GaBi* muito inferiores às do *SimaPro*. Neste caso de estudo o resultado aponta para uma melhoria do novo processo, sendo que no *GaBi* todas as categorias apontam nesse sentido, o que não se verifica na outra ferramenta.

Tabela 71 – Comparação caracterização CML Recuperação de Clorofórmio

Categoria de Impacto	CML	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Human Toxicity Potential	kg DCB-Equiv.	1.02X10 ⁺⁰¹	6.20X10 ⁻⁰³	-100%	-	-	-
Human toxicity infinite	kg 1,4-DB eq	-	-	-	1.46X10 ⁺⁰⁵	2.47X10 ⁺⁰⁴	-83%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot.	kg DCB-Equiv.	8.43X10 ⁻⁰⁴	2.20X10 ⁻⁰⁴	-74%	-	-	-
Fresh water aquatic ecotox. infinite	kg 1,4-DB eq	-	-	-	8.88X10 ⁺⁰³	8.97X10 ⁺⁰³	1%
Terrestrial Ecotoxicity Potential	kg DCB-Equiv.	7.46X10 ⁻⁰⁵	5.25X10 ⁻⁰⁵	-30%	-	-	-
Terrestrial ecotoxicity infinite	kg 1,4-DB eq	-	-	-	2.50X10 ⁺⁰²	2.91X10 ⁺⁰²	16%

A Tabela 72 mostra as principais categorias de impacto no estudo da caracterização do método **EI 99** para o caso de estudo do Clorofórmio. A partir do *GaBi*, todas as categorias de impacto apontam para um melhor desempenho do novo processo. Como se pode ver na tabela 72, há uns pormenores de nomenclatura que fazem com que a comparação não possa ser direta em todas as categorias de impacto como acontece neste caso com as categorias efeitos carcinogénicos, apresentado pelo *GaBi*, e a de carcinogénicos que é apresentada no *SimaPro*.

Tabela 72 – Comparação caracterização EI99 Recuperação de Clorofórmio

Categoria de Impacto	EI99	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Carcinogenic effects	DALY	3.89X10 ⁻⁰⁸	4.60X10 ⁻¹⁰	-99%	-	-	-
Carcinogens	DALY	-	-	-	2.19X10 ⁻⁰²	2.15X10 ⁻⁰²	-2%
Ecotoxicity	PDF*m2*a	5.45X10 ⁻⁰⁴	1.97X10 ⁻⁰⁴	-64%	8.28X10 ⁺⁰³	8.19X10 ⁺⁰³	-1%
Climate Change	DALY	1.31X10 ⁻⁰⁷	9.22X10 ⁻⁰⁸	-30%	6.05X10 ⁻⁰³	5.61X10 ⁻⁰³	-7%
Land-use	PDF*m2*a	4.75X10 ⁻⁰⁵	3.35X10 ⁻⁰⁵	-30%	1.99X10 ⁺⁰²	5.06X10 ⁺⁰²	154%

O método **EDIP** a par com o método **TRACI**, são os métodos que apresentam maiores disparidades entre as categorias avaliadas em cada um dos softwares. Neste caso, nenhuma das principais categorias de impacto para o processo, encontrada num dos *softwares*, apresenta um par diretamente comparável no outro software. Esta situação verifica-se por várias razões, quer porque o nome da categoria não corresponde exatamente nas duas ferramentas ou porque as unidades são diferentes. Este facto é visível na tabela 73, relativa à caracterização do **EDIP** para o Clorofórmio. As categorias não são exatamente iguais mas apontam, nos dois casos para um menor impacto ambiental do novo processo. De salientar é ainda o facto de no *Gabi* terem sido registadas sete categorias de impacto, contra dezanove no *SimaPro*.

Tabela 73 – Comparação caracterização EDIP Recuperação de Clorofórmio

Categoria de Impacto	EDIP	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Aquatic eutrophication	kg NO3-Equiv.	1.99X10 ⁻⁰⁴	1.40X10 ⁻⁰⁴	-30%	-	-	-
Aquatic eutrophication EP(N)	kg N	-	-	-	8.57X10 ⁺⁰⁰	8.45X10 ⁺⁰⁰	-1%
Acidification potential	m2 UES	1.60X10 ⁻⁰²	1.13X10 ⁻⁰²	-30%	-	-	-
Acidification	m2	-	-	-	2.40X10 ⁺⁰³	2.35X10 ⁺⁰³	-2%

A tabela 74 ilustra o estudo da caracterização do método **Impact 2002+** para o Clorofórmio. Nesta Tabela é possível observar que as categorias avaliadas pelos dois *softwares* neste método são correspondentes, tornando mais simples a comparação. As ordens de grandeza dos dois *softwares*

são bastante diferentes, as do *GaBi* são muito menores que as do *SimaPro*. É possível observar-se que as categorias com maiores diferenças entre processos no *GaBi* não correspondem às do *SimaPro*. Contudo, somente no caso da categoria de ocupação de terras é que a tendência das duas ferramentas é oposta.

Tabela 74 – Comparação caracterização Impact 2002+ Recuperação de Clorofórmio

	Impact 2002+	GaBi			SimaPro		
Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Carcinogens	kg C2H3Cl Eq.	1.55X10 ⁻⁰³	9.60X10 ⁻⁰⁶	-99%	1.54X10 ⁺⁰³	1.51X10 ⁺⁰³	-2%
Non-carcinogens	kg C2H3Cl Eq.	7.70X10 ⁻⁰³	7.28X10 ⁻⁰⁵	-99%	3.46X10 ⁺⁰²	2.62X10 ⁺⁰²	-24%
Aquatic ecotoxicity	kg TEG Eq.	9.19X10 ⁺⁰⁰	7.03X10 ⁻⁰¹	-92%	1.38X10 ⁺⁰⁶	1.29X10 ⁺⁰⁶	-7%
Land occupation	m ² *yr Eq.	4.36X10 ⁻⁰⁵	3.07X10 ⁻⁰⁵	-30%	9.02X10 ⁺⁰¹	2.23X10 ⁺⁰²	147%

As principais categorias do *GaBi* para a caracterização do método *ReCiPe* no caso de estudo do Clorofórmio, são a toxicidade humana, a toxicidade marinha e a de água doce. Estas categorias não se destacam na análise feita com o *SimaPro*, nesse caso, estas apresentam valores próximos entre as duas propostas de processos. Estes resultados podem ver-se na tabela 75.

Tabela 75 – Comparação caracterização ReCiPe Recuperação de Clorofórmio

	ReCiPe	GaBi			SimaPro		
Categoria de Impacto	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Human toxicity	DALY	1.34X10 ⁻⁰⁸	3.47X10 ⁻⁰⁹	-74%	6.33X10 ⁻⁰²	6.32X10 ⁻⁰²	0%
Marine ecotoxicity	species.yr	4.68X10 ⁻¹⁷	1.45X10 ⁻¹⁷	-69%	2.00X10 ⁻¹⁰	1.99X10 ⁻¹⁰	0%
Freshwater ecotoxicity	species.yr	2.46X10 ⁻¹³	1.24X10 ⁻¹³	-49%	6.18X10 ⁻⁰⁸	6.07X10 ⁻⁰⁸	-2%

Tal como anteriormente referido, a metodologia **TRACI** é uma das metodologias em que as categorias mais diferem entre os dois *softwares*. Esta é também a única em que o *GaBi* devolve um maior número de categorias de impacto do que o *SimaPro* (quinze e nove respetivamente). Todas as categorias apontam para uma melhoria do novo processo face ao processo base. No caso do **TRACI**, as categorias como a ecotoxicidade está dividida em várias subcategorias, como perigo de cancro para a saúde pública, da água, do solo e do ar. Esta repartição das categorias faz também com que sejam contabilizadas com unidades diferentes das do *SimaPro* (Tabela 76).

Tabela 76 – Comparação caracterização TRACI Recuperação de Clorofórmio

Categoria de Impacto	TRACI	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Human Health Cancer Water	cases	1.57E ⁻⁰⁹	3.88E ⁻¹³	-100%	-	-	-
Ecotoxicity Water	PAF m3 day/kg	9.80E ⁻⁰¹	5.86E ⁻⁰¹	-40%	-	-	-
Ecotoxicity Soil	PAF m3 day/kg	7.95E ⁻⁰⁵	5.60E ⁻⁰⁵	-30%	-	-	-
Ecotoxicity Air	PAF m3 day/kg	3.92E ⁻⁰³	2.76E ⁻⁰³	-30%	-	-	-
Ecotoxicity	CTUe	-	-	-	3.88E ⁺⁰⁴	3.40E ⁺⁰⁴	-12%

Amoníaco

As principais categorias encontradas para a caracterização do método **CML** no caso de estudo do Amoníaco com o *GaBi*, apresentam-se na tabela 77. Como se pode ver, as ordens de grandeza neste caso de estudo são mais próximas, assim como as diferenças encontradas nos dois processos (variação relativa). As categorias diferem essencialmente no seu âmbito e conceito uma vez que, ora se trata de uma categoria que calcula o potencial impacto, como uma categoria que calcula o impacto mediante um pressuposto específico (como por exemplo no caso da destruição da camada de ozono).

Tabela 77 – Comparação caracterização CML Amoníaco

Categoria de Impacto	CML	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Abiotic Depletion	kg Sb-Equiv.	1.10X10 ⁻⁰⁸	8.00X10 ⁻⁰⁹	-27%	2.58X10 ⁻⁰²	2.23X10 ⁻⁰²	-14%
Ozone Layer Depletion Potential	kg R11-Equiv.	6.02X10 ⁻¹¹	4.28X10 ⁻¹¹	-29%	-	-	-
Ozone layer depletion steady state	kg CFC-11 eq	-	-	-	7.86X10 ⁻⁰⁸	2.38X10 ⁻⁰⁸	-70%
Photochem. Ozone Creation Potential	kg C2H4 eq	4.68X10 ⁻⁰⁴	3.48X10 ⁻⁰⁴	-26%	2.94X10 ⁻⁰⁴	2.43X10 ⁻⁰⁴	-17%

Na tabela 78 podem ver-se as principais categorias de impacto para a caracterização do método **EI99** para os processos de amoníaco. Como se pode observar, as ordens de grandeza são próximas neste caso e as categorias de impacto são as mesmas o que facilita a comparação dos *softwares*. Como se pode ver, ambas as ferramentas apontam para uma clara melhoria quando aplicado o novo processo.

Tabela 78 – Comparação caracterização EI99 Amoníaco

Categoria de Impacto	EI99	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Fossil fuels	MJ surplus	2.69X10 ⁺⁰⁰	1.87X10 ⁺⁰⁰	-30%	7.16X10 ⁺⁰⁰	6.16X10 ⁺⁰⁰	-14%
Ozone layer (depletion)	DALY	5.73E ⁻¹⁴	4.07E ⁻¹⁴	-29%	8.29X10 ⁻¹¹	2.51X10 ⁻¹¹	-70%
Radiation	DALY	7.37X10 ⁻¹¹	5.28X10 ⁻¹¹	-28%	1.99X10 ⁻¹⁰	6.69X10 ⁻¹¹	-66%

Tal como referido no caso do clorofórmio, a metodologia **EDIP** é uma das metodologias em que a diferença entre os dois *softwares* é maior. Contudo, neste caso do amoníaco (Tabela 79) duas das principais categorias correspondem entre as ferramentas, ambas categorias de formação de ozono. A terceira categoria identificada, corresponde à destruição de ozono. No *Gabi*, identifica-se o Ozono estratosférico e no *SimaPro* não se faz esta distinção denominando-se somente Ozono. Ambos os *Softwares* apresentam ordens de grandeza muito próximas e ambos indicam um menor impacto ambiental do novo processo.

Tabela 79 – Comparação caracterização EDIP Amoníaco

Categoria de Impacto	EDIP	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Stratospheric ozone depletion	kg R11-Equiv.	5.44X10 ⁻¹¹	3.87X10 ⁻¹¹	-29%	-	-	-
Ozone depletion	kg CFC11 eq	-	-	-	8.93X10 ⁻⁰⁸	2.69X10 ⁻⁰⁸	-70%
Ozone formation (Vegetation)	m2.ppm.h	7.74X10 ⁺⁰⁰	6.42X10 ⁺⁰⁰	-17%	9.46X10 ⁺⁰⁰	8.45X10 ⁺⁰⁰	-11%
Ozone formation (Human)	person.ppm.h	6.02X10 ⁻⁰⁷	5.01X10 ⁻⁰⁷	-17%	7.24X10 ⁻⁰⁴	6.51X10 ⁻⁰⁴	-10%

As principais categorias da caracterização do método **Impact 2002+** para o caso de estudo do Amoníaco, estão presentes na tabela 80. Esta tabela indica que duas das três categorias identificadas com maior diferença com o *Gabi* correspondem a duas categorias com maiores diferenças no *SimaPro*. Mais uma vez se distinguem as ordens de grandeza muito próximas e a mesma tendência que aponta para uma melhoria do novo processo face ao processo base.

Tabela 80 – Comparação caracterização Impact 2002+ Amoníaco

Categoria de Impacto	Impact 2002+	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Non-renewable energy	MJ	1.80X10 ⁺⁰¹	1.27X10 ⁺⁰¹	-30%	5.03X10 ⁺⁰¹	4.26X10 ⁺⁰¹	-15%
Ozone layer depletion	kg CFC-11-Eq.	6.02X10 ⁻¹¹	4.28X10 ⁻¹¹	-29%	8.93X10 ⁻⁰⁸	2.69X10 ⁻⁰⁸	-70%
Ionizing radiation	Bq C-14-Eq.	3.51X10 ⁻⁰¹	2.51X10 ⁻⁰¹	-28%	9.94X10 ⁻⁰¹	3.34X10 ⁻⁰¹	-66%

A metodologia **ReCiPe**, como se pode ver na tabela 81, é aquela em que os valores de caracterização no caso do Amoníaco são mais próximos. As ordens de grandeza das categorias de impacto são semelhantes assim como as diferenças entre os processos.

Tabela 81 – Comparação caracterização ReCiPe Amoníaco

Categoria de Impacto	ReCiPe	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Fossil depletion	\$	7.64X10 ⁺⁰⁰	5.37X10 ⁺⁰⁰	-30%	1.89X10 ⁺⁰¹	1.61X10 ⁺⁰¹	-15%
Ozone depletion	DALY	1.06X10 ⁻¹³	7.51X10 ⁻¹⁴	-29%	2.37X10 ⁻¹⁰	7.14X10 ⁻¹¹	-70%
Ionising radiation	DALY	5.76X10 ⁻¹¹	4.12X10 ⁻¹¹	-28%	1.55X10 ⁻¹⁰	5.22X10 ⁻¹¹	-66%
Photochemical oxidant formation	DALY	6.88X10 ⁻¹¹	5.15X10 ⁻¹¹	-25%	7.84X10 ⁻¹¹	5.81X10 ⁻¹¹	-26%

A metodologia **TRACI**, tal como já referido, é uma das que maiores diferenças se encontram entre as duas ferramentas. Neste caso do amoníaco, observam-se mais uma vez as diferenças entre categorias relacionadas com carcinogénicos e ecotoxicidade, que apresentam nomenclaturas e unidades diferentes. Contudo, a categoria que apresenta uma maior diferença entre processos é a mesma nos dois *softwares*. Esta categoria é a destruição do Ozono, que difere, entre os dois processos, 29% no *GaBi* e setenta no *SimaPro*. As ordens de grandeza não são semelhantes nesta categoria.

Tabela 82 – Comparação caracterização TRACI Amoníaco

Categoria de Impacto	TRACI	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Ozone Depletion Air	kg CFC 11-Equiv.	1.20X10 ⁻¹⁴	8.53X10 ⁻¹⁵	-29%	8.93X10 ⁻⁰⁸	2.69X10 ⁻⁰⁸	-70%
Human Health Cancer Air	cases	2.17X10 ⁻¹⁰	1.54X10 ⁻¹⁰	-29%	-	-	-
Carcinogenics	kg benzen eq	-	-	-	3.30X10 ⁻⁰⁴	1.37X10 ⁻⁰⁴	-58%
Ecotoxicity Water	PAF m3 day/kg	1.84X10 ⁻⁰³	1.40X10 ⁻⁰³	-24%	-	-	-
Ecotoxicity	kg 2,4-D eq	-	-	-	1.20X10 ⁻⁰¹	8.18X10 ⁻⁰²	-32%

HDA

Os principais resultados da fase de caracterização da metodologia **CML** para o HDA estão na tabela 83. Pode observar-se que a toxicidade humana difere na mesma proporção nas duas ferramentas, embora as unidades e a ordem de grandeza não serem as mesmas. Neste destaque, é de referir que a metodologia no *GaBi* apresenta a categoria de potencial criação fotoquímica de Ozono, com 74% de melhoria do novo processo, mas que o *SimaPro* não a apresenta. De resto, todas as categorias apontam para um melhor desempenho do novo processo face ao processo base.

Tabela 83 – Comparação caracterização CML HDA

Categoria de Impacto	CML	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Human Toxicity Potential (HTP inf.)	kg DCB-Equiv.	2.8X10 ⁺⁰¹	8.1X10 ⁻⁰¹	-97%	-	-	-
Human toxicity infinite	kg 1,4-DB eq	-	-		2.64X10 ⁺⁰⁵	9.14X10 ⁺⁰³	-97%
Photochem. Ozone Creation Potential (POCP)	kg Ethene-Equiv.	6.0X10 ⁻⁰³	1.6X10 ⁻⁰³	-74%	-	-	-
Marine Aquatic Ecotoxicity Pot. (MAETP inf.)	kg DCB-Equiv.	3.5X10 ⁺⁰⁰	2.3X10 ⁺⁰⁰	-34%	-	-	-
Marine aquatic ecotoxicity infinite	kg 1,4-DB eq	-	-	-	3.48X10 ⁺⁰⁵	2.93X10 ⁺⁰⁵	-16%

A tabela 84 apresenta os principais resultados da comparação da caracterização do método **EI99**. Estes resultados indicam que as categorias que, com o *GaBi*, maior diferença apresentam, também correspondem a categorias com diferenças muito acentuadas quando calculadas com o *SimaPro*.

Tabela 84 – Comparação caracterização EI99 HDA

Categoria de Impacto	EI99	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Carcinogenic effects	DALY	3.74X10 ⁻⁰⁸	1.50X10 ⁻⁰⁹	-96%	5.27X10 ⁻⁰⁴	1.56X10 ⁻⁰⁴	-70%
Respiratory (organic)	DALY	1.28X10 ⁻⁰⁸	3.28X10 ⁻⁰⁹	-74%	1.50X10 ⁻⁰⁴	6.05X10 ⁻⁰⁵	-60%
Minerals	MJ surplus	2.48X10 ⁻⁰⁵	1.71X10 ⁻⁰⁵	-31%	1.54X10 ⁺⁰¹	8.23X10 ⁺⁰⁰	-46%

Contrariamente ao que se tem verificado nos casos de estudo anteriores, alguns dos resultados do *GaBi* e do *SimaPro* para a caracterização da metodologia **EDIP** apresentados na tabela 85 são semelhantes, embora este facto se verifique somente para as categorias de eutrofização e acidificação. Todas as categorias apontam para uma melhoria do novo processo. As ordens de grandeza não apresentam nenhum padrão de parecença, sendo até bastante diferentes em quase todas as categorias.

Tabela 85 – Comparação caracterização EDIP HDA

Categoria de Impacto	EDIP	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Aquatic eutrophication	kg NO3-Equiv.	1.61X10 ⁻⁰⁴	1.31X10 ⁻⁰⁴	-19%	2.86X10 ⁺⁰⁰	2.73X10 ⁺⁰⁰	-5%
Terrestrial eutrophication	m2 UES	9.47X10 ⁻⁰³	7.71X10 ⁻⁰³	-19%	7.56X10 ⁺⁰²	7.18X10 ⁺⁰²	-5%
Acidification potential	m2 UES	1.29X10 ⁻⁰²	1.05X10 ⁻⁰²	-19%	8.05X10 ⁺⁰²	7.72X10 ⁺⁰²	-4%
Stratospheric ozone depletion	kg R11-Equiv.	2.22X10 ⁻¹¹	1.85X10 ⁻¹¹	-17%	-	-	-
Ozone depletion	kg CFC11 eq	-	-	-	3.59X10 ⁻⁰⁵	2.03X10 ⁻⁰⁵	-43%

Na caracterização do método **Impact 2002+** é visível a tendência em apontar o novo processo como o mais viável em termos ambientais. A categoria com maior diferença entre os dois processos é a mesma para as duas metodologias (não carcinogênicos), apresentando 97% no *GaBi* e 94% para o *SimaPro*. Pode ainda observar-se que uma das principais categorias identificadas com o *GaBi* não consta na lista de categorias analisadas com o *SimaPro* (oxidação fotoquímica).

Tabela 86 – Comparação caracterização Impact 2002+ HDA

Categoria de Impacto	Impact 2002+	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Non-carcinogens	kg C2H3Cl-Eq. to air	1.10X10 ⁻⁰¹	3.22X10 ⁻⁰³	-97%	1.05X10 ⁺⁰³	5.85X10 ⁺⁰¹	-94%
Photochemical oxidation	kg C2H4-Eq. to air	6.04X10 ⁻⁰³	1.55X10 ⁻⁰³	-74%	-	-	-
Mineral extraction	MJ surplus	1.56X10 ⁻⁰⁵	1.16X10 ⁻⁰⁵	-26%	6.53X10 ⁺⁰⁰	3.61X10 ⁺⁰⁰	-45%
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG-Eq. to soil	3.95X10 ⁻⁰²	3.02X10 ⁻⁰²	-24%	2.66X10 ⁺⁰⁴	2.50X10 ⁺⁰⁴	-6%
Aquatic eutrophication	kg PO4-Eq. to water	7.42X10 ⁻⁰⁹	5.75X10 ⁻⁰⁹	-23%	-	-	-
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	-	-	-	1.28X10 ⁻⁰¹	1.08X10 ⁻⁰¹	-15%

Mais uma vez, todas as categorias identificadas pelo *GaBi* para a caracterização do método **ReCiPe** correspondem às categorias identificadas pelo *SimaPro*. Esta é a única metodologia com uma correspondência entre as categorias identificadas a 100% neste estudo no que toca à caracterização. A tabela 87 ilustra os principais resultados para a caracterização desta metodologia para o caso do HDA. Pode ver-se que as ordens de grandeza são bastante diferentes em algumas categorias, como por exemplo a ecotoxicidade terrestre. Todas as categorias dos dois *softwares* apontam para uma melhor performance do novo processo face ao processo base.

Tabela 87 – Comparação caracterização ReCiPe HDA

Categoria de Impacto	ReCiPe	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Human toxicity	DALY	1.57X10 ⁻⁰⁸	8.90X10 ⁻¹⁰	-94%	5.63X10 ⁻¹²	5.00X10 ⁻¹²	-11%
Marine ecotoxicity	species.yr	1.15X10 ⁻¹⁷	1.46X10 ⁻¹⁸	-87%	4.96X10 ⁻⁰⁶	2.22X10 ⁻⁰⁶	-55%
Terrestrial ecotoxicity	species.yr	2.62X10 ⁻¹³	6.60X10 ⁻¹⁴	-75%	2.71X10 ⁻⁰⁴	1.07X10 ⁻⁰⁴	-60%
Photochemical oxidant formation	DALY	4.14X10 ⁻¹⁰	1.16X10 ⁻¹⁰	-72%	1.45X10 ⁻⁰⁹	1.28X10 ⁻⁰⁹	-11%

A tabela 88 mostra os principais resultados da caracterização do método **TRACI** para o caso de estudo do HDA. Como as unidades das categorias mais parecidas não são as mesmas, não é muito relevante salientar as diversificadas ordens de grandeza, contudo, todas as categorias de impacto, qualquer que seja o *software*, apontam para uma clara melhoria do novo processo.

Tabela 88 – Comparação caracterização TRACI HDA

Categoria de Impacto	TRACI	GaBi			SimaPro		
	Unidade	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.	Processo Base	Processo Novo	%ΔRel.
Human Health Cancer Air	cases	4.47X10 ⁻⁰⁹	2.00X10 ⁻¹⁰	-96%	-	-	-
Carcinogenics	CTUh				3.74X10 ⁻⁰⁴	3.25X10 ⁻⁰⁴	-13%
Human Health Non Cancer Air	cases	1.64X10 ⁻⁰⁹	3.16X10 ⁻¹⁰	-81%	-	-	-
Non carcinogenics	CTUh	-	-	-	1.75X10 ⁻⁰⁴	1.45X10 ⁻⁰⁴	-17%
Smog Air	kg O3-Equiv.	3.11X10 ⁻⁰²	1.11X10 ⁻⁰²	-64%	9.27X10 ⁺⁰²	7.28X10 ⁺⁰²	-22%

Single Score

Nesta secção estudam-se as diferenças dos resultados de *Single Score* dos métodos considerados em ambos os *softwares*. Tal como referido anteriormente, a versão educacional do *GaBi* não considera o mesmo número de métodos que o *SimaPro*, razão pela qual apenas quatro podem ser estudados, nomeadamente o *Eco-Indicator*, o *EDIP*, o *Impact 2002+* e o *ReCiPe*.

Recuperação de Clorofórmio

Os resultados de *Single Score* para este caso de estudo evidenciam o menor impacto ambiental do processo novo face ao processo base. Este resultado é consistente nas duas ferramentas de *software*, qualquer que seja o método, tal como se pode verificar na Figura 12.

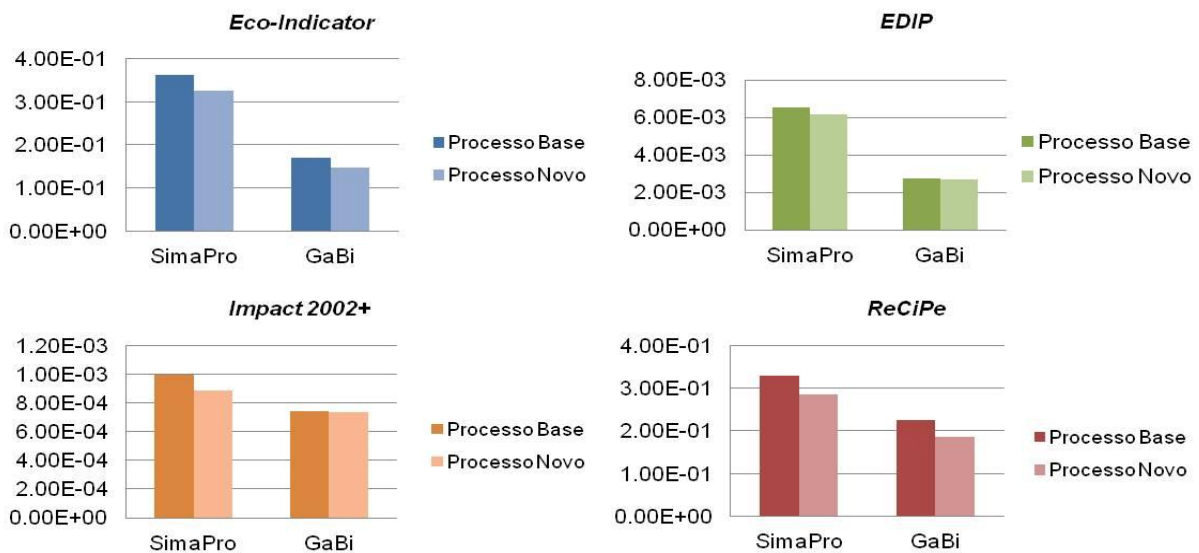


Figura 12 - Resultados Single Score Clorofórmio

De destacar a diferença nas ordens de grandeza verificadas para o mesmo método, mediante o *software* escolhido. Na Figura 12, podemos ainda ver que as diferenças entre os dois processos diferem um pouco entre *GaBi* e *SimaPro*, sendo que no primeiro os resultados são mais próximos e mais reduzidos.

Amoníaco

Os dois processos de obtenção de Amoníaco apresentam resultados (Figura 13) com ordens de grandeza reduzidas nos dois *softwares*. Pode observar-se que essas ordens de grandeza são próximas entre as duas ferramentas e que a diferença entre processos não é muito acentuada. Nos casos das metodologias *EDIP* e *Impact 2002+* no *GaBi*, os dois processos não apresentam uma significativa diferença entre si, sendo o seu impacto ambiental próximo mas ainda assim favorável ao novo processo.

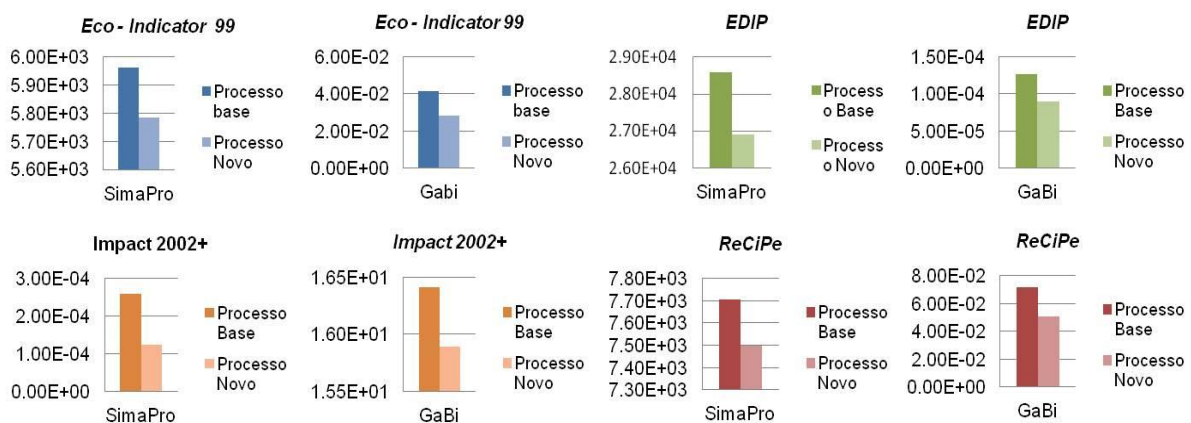


Figura 13 - Resultados Single Score Amoníaco

Tal como no caso da Recuperação de Clorofórmio, no caso do HDA as ordens de grandeza do *Single Score* entre os *softwares* são bastante distintas. Não sendo tão acentuadas como no Clorofórmio, as diferenças chegam ser de cerca de $1 \times 10^{+05}$. Como se pode observar na Figura 14, as tendências de melhor desempenho do novo processo mantêm-se quando utilizado o *GaBi*, sendo as diferenças entre os dois processos semelhantes nas duas ferramentas. Exceção feita aos casos do **EDIP** no *SimaPro* e **ReCiPe** no *GaBi* onde diferença entre os dois processos é mais acentuada.

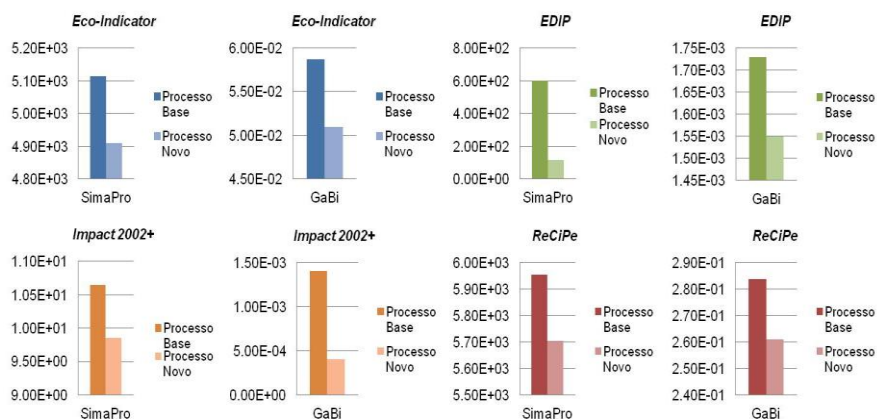


Figura 14 - Resultados *Single Score* HDA

5.2. Análise de usabilidade do software

Os dois *softwares* utilizados nesta dissertação, são ferramentas com o mesmo propósito, sendo este a aplicação de métodos de AICV. Pela realização deste estudo, parece propositado referir que a utilização do *SimaPro*, nomeadamente a sua metodologia de inserção de dados, é muito mais intuitiva que a do *GaBi*. O *SimaPro* divide os *inputs* por tipos de origem ou de destino (no caso das emissões) o que permite sistematizar facilmente o processo. Para além disso, a procura por emissões e *inputs* nas bases de dados verificou-se muito mais fácil e intuitiva no *SimaPro* do que no *GaBi*. Convém contudo sublinhar, tal como já foi referido, que a versão utilizada do *GaBi* é uma versão educacional, sendo assim impossível aceder a algumas bases de dados e a algumas potencialidades da ferramenta. Na figura 15 está um exemplo de introdução de dados no *Simapro*, onde pode ser vista a segregação por tipo de *input*.

A figura 16 e a figura 17 ilustram o processo de introdução de dados no *GaBi*, sendo que a figura 16 ilustra a introdução de valores no *Software* e a figura 17 a construção necessária do fluxo de correntes do processo.

NexusDB@194.210.234.197.DefaultProfessional: Case Studies - [Edit material process: HDA, FC]

File Edit Calculate Tools Window Help

Documentation Input/output Parameters System description

Products

Known outputs to technosphere. Products and co-products

Name	Amount	Unit	Quantity	Allocation %	Waste type	Category	Comment
HDA_FC	9508	kg	Mass	100 %	not defined	Chemicals/Organic	

Known outputs to technosphere. Avoided products

Name	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
(insert line here)						

Inputs

Known inputs from nature (resources)

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
Water, cooling, unspecified natural origin/kg		644	ton	Undefined			

Known inputs from technosphere (materials/feeds)

Name	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
Hydrogen (cracker) E	251	kg	Undefined			
Toluene, liquid, at plant/URER S	11460	kg	Undefined			
Methane, 96 vol-%, from biogas, from medium pressure network, at service station/CH S	105	kg	Undefined			

Known inputs from technosphere (electricity/heat)

Name	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, H3 PT S	41	kg	Undefined			
Electricity, natural gas, at power plant/ES S	125	kWh	Undefined			

Outputs

Emissions to air

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
Hydrogen		3	kg	Undefined			
Benzene		4	kg	Undefined			
Toluene		0.03	kg	Undefined			
Methane		2100	kg	Undefined			

Emissions to water

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
Toluene		368	g	Undefined			
Benzene		201	kg	Undefined			

Emissions to soil

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
(insert line here)							

Final waste flows

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
(insert line here)							

Non material emissions

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
(insert line here)							

Social issues

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
(insert line here)							

Economic issues

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
(insert line here)							

Known outputs to technosphere. Waste and emissions to treatment

Name	Amount	Unit	Distribution	SD+2 or 2*SD Min	Max	Comment
(insert line here)						

JST 1 Manager 7.3.3 Classroom Multi user

Figura 15 – Inputs SimaPro

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome PT Amoniaco Base (c. d.) Referência u-so - Processo unitário, operação

Parâmetros

Parâmetro	Fórmula	Valor	Mínimo	Máximo	Desvio	Comentário
Parâmetro						

ACV ACC: 0 EUR ACTT Documentação

Suficiência Nenhum enunciado

Entradas

Fluxo	Quantidade	Quantia	Unidade	Fx	Desvio	Origem	Comentário
Electricity [Electric power]	Energy (net ca 0.0747		MJ	X	0 %	(Nenhum enuncia	
Steam (H3) [steam]	Energy (net ca 12.7		MJ	X	0 %	(Nenhum enuncia	
Argon [Non renewable elements]	Mass	0.0146	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Natural gas, at consumer Portugal [Natural gas]	Mass	0.509	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Nitrogen [Renewable resources]	Mass	0.838	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Oxygen [Renewable resources]	Mass	0.258	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Water (cooling water) [Operating material]	Mass	271	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Water (feed water) [Water]	Mass	0.685	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	

Saídas

Fluxo	Quantidade	Quantia	Unidade	Fx	Desvio	Origem	Comentário
Ammonia [Inorganic emissions to air]	Mass	0.0254	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Argon [Inorganic emissions to air]	Mass	0.0137	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	1.28	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Hydrogen [Inorganic emissions to air]	Mass	0.00469	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Methane [Organic emissions to air (gr...)]	Mass	0.0083	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Nitrogen, total [Other emissions to air]	Mass	0.0206	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	
Waste water [Other emissions to fresh water]	Mass	2.66	kg		0 %	(Nenhum enunciado)	

System: Sem alteraç... Última modificação: System, 21-06-2013 17:32... GUID: {2cf6511f-301b-438e-b932-649a5631765c}

Figura 16 – Inputs GaBi

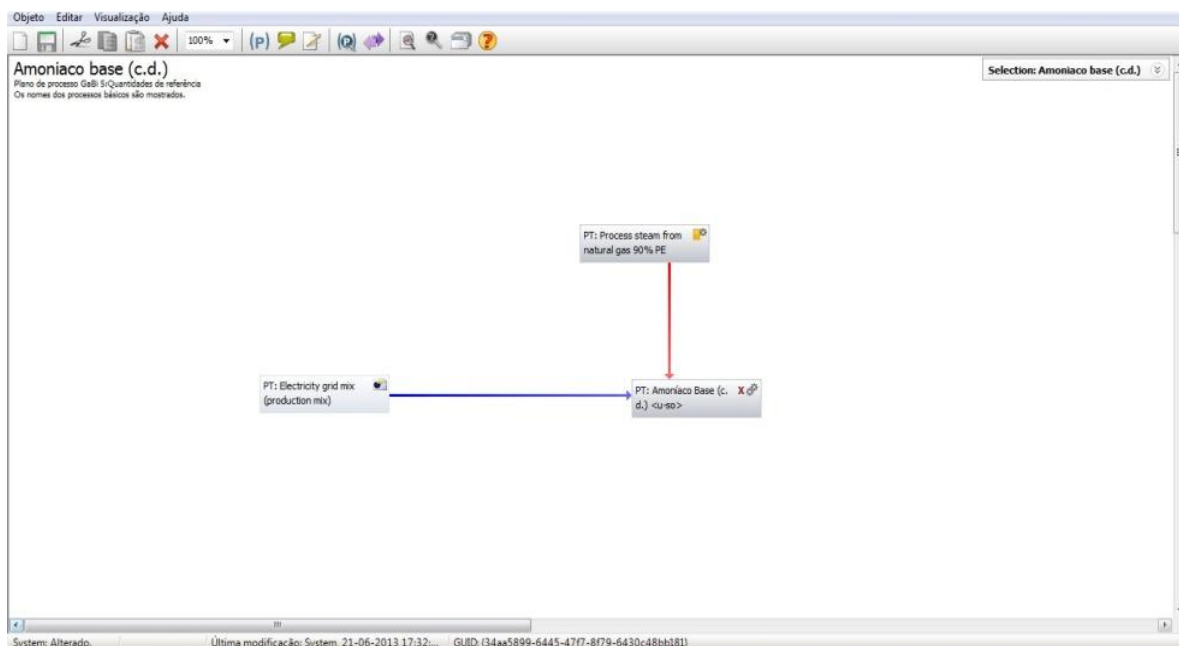


Figura 17 - Entrada de Correntes na ferramenta GaBi

Ambas as metodologias apresentam inventários distintos. Tal deve-se essencialmente ao facto das ferramentas utilizarem bases de dados diferentes para a realização dos estudos em causa. Esta realidade não é possível de mitigar, neste estudo, uma vez que a versão educacional do *GaBi* utiliza obrigatoriamente bases de dados próprias (*GaBi Databases*) tornando impossível de reproduzir os mesmos valores no *SimaPro*. Na tabela 89 e 90 ilustram-se os exemplos das principais entradas (em kg) do caso de estudo do Amoníaco.

Tabela 89 - Exemplo das principais componentes do inventário do processo de Amoníaco no *SimaPro*

Simapro		
Water, cooling, unspecified natural origin	270.61	kg
Air	5.91	kg
Used air	4.77	kg
Water	2.66	kg
Carbon dioxide	1.41	kg
Nitrogen oxides	0.001	kg
Slags and ashes	0.001	kg
Sulfur dioxide	0.001	kg
Carbon dioxide, biogenic	0.001	kg

Tabela 90- Exemplos das principais componentes do inventário do processo de Amoníaco no *GaBi*

GaBi		
Water	36.45	kg
Water (river water from technosphere, turbined)	34.84	kg
Water (river water)	28.05	kg
Water (lake water)	7.33	kg
Air	6.18	kg
Other emissions to air	5.01	kg
Exhaust	4.99	kg
Inorganic emissions to air	3.40	kg
Waste water	2.66	kg
Carbon dioxide	2.30	kg
Water vapour	1.03	kg
Nitrogen	0.84	kg
Water (feed water)	0.69	kg
Energy resources	0.41	kg

Embora os valores sejam visivelmente diferentes, os componentes evidenciados são semelhantes e as quantidades próximas. Ambos indicam a água já utilizada e o ar como principais componentes, mas o *SimaPro* considera 208 componentes a mais que o *GaBi*.

As diferenças entre os dois processos não são de admirar já que, como foi referido anteriormente, uma das ferramentas utilizadas é uma versão educacional com acesso restrito à maioria das bases de dados a que o *SimaPro* tem, por ser uma versão profissional. Contudo, os principais componentes são semelhantes, sendo que alguns deles, como no caso do CO₂, a diferença é inferior a 1kg tornando viável esta comparação.

5.3. Conclusões

Neste capítulo compararam-se dois *softwares*, o *GaBi* 5 (licença educacional) e o *SimaPro* 7.3. Este estudo consistiu em aplicar os métodos de AICV já aplicados com o *SimaPro* aos mesmos casos de estudo e pretendia-se ver se o resultado dos mesmos era coincidente nos dois *softwares*. Com este estudo compararam-se ainda os *inputs* e os *outputs* das ferramentas, assim como o meio de os obter. A principal conclusão que se pode tirar deste capítulo é o facto de ambos os *softwares* apontarem para a melhoria dos novos processos mas através de categorias e resultados diferentes. O *GaBi* apresenta impactos ambientais dos processos muito inferiores nos três casos de estudo, mas em especial nos casos do Clorofórmio e do HDA. Na caracterização, verificou-se que as principais categorias devolvidas, mesmo aplicando o mesmo método são diferentes e mais, por vezes categorias homólogas no mesmo método mas em *softwares* diferentes, apresentaram unidades e nomes diferentes. Para além do peso ou resultado das categorias ser diferente, por vezes apontaram em sentidos opostos, ou seja, no *GaBi* mostravam claras vantagens para o novo processo e no *SimaPro* não, e vice-versa. Na normalização e ponderação, os fatores eram (salvo algumas exceções) também diferentes. Este facto, pensa-se, deverá estar relacionado com o facto de as categorias serem mesmo diferentes, fazendo com que as fases seguintes da AICV sejam também

diferentes. O método que, para além de apresentar o mesmo resultado, mostrou uma correspondência a 100% nas categorias de impacto nos dois *softwares*, foi o *ReCiPe*. Trata-se de um método muito abrangente, uma vez que considera categorias de vários tipos, cujos resultados vão ao encontro dos resultados apontados pelos restantes métodos e com uma forma de cálculo da fase de normalização e ponderação bastante fiáveis.

As diferenças fizeram-se sentir também no ICV, uma vez que ambas as ferramentas apresentam componentes diferentes. Contudo, os itens com mais peso são os mesmos, o que mostra que os casos de estudo estão bem representados no sistema e são análogos. Em termos de utilização, o *SimaPro* mostrou ser um *software* muito mais intuitivo e fácil de aplicar, discriminando as categorias dos *inputs* e apresentando-os de maneira mais simples nas listagens das suas bases de dados.

6. Conclusão e Trabalho Futuro

A sustentabilidade é um assunto cada vez mais premente na sociedade e nas organizações. O conceito de sustentabilidade assenta no equilíbrio entre três requisitos importantes que são as questões económicas, sociais e ambientais. A aposta no desenvolvimento sustentável leva à necessidade de procurar não só ações lucrativas, mas cada vez mais ações que beneficiem também a sociedade e preservem o planeta.

Em termos ambientais, o desenvolvimento sustentável levou ao pensamento do impacto que os bens ou serviços têm no ambiente, não só na sua fase de utilização, mas ao longo de todo o seu ciclo de vida. Este novo paradigma distribuiu as responsabilidades ao longo de toda a cadeia de valor do produto (ou serviço), fazendo com que seja pensado como um todo. Para que as análises dos ciclos de vida dos produtos sejam implementadas, são necessárias ferramentas de medição. A ferramenta distinguida pela União Europeia para analisar os impactos de ciclo de vida dos produtos é a Análise de Ciclo de Vida. Esta é uma ferramenta aceite para a gestão ambiental, que analisa o peso ambiental dos produtos a vários níveis. Dada a importância desta ferramenta e a sua necessidade na busca do desenvolvimento sustentável, levaram a que várias instituições e até mesmo nações procurassem desenvolver a sua própria ferramenta.

Desta forma, há hoje um elevadíssimo número de metodologias de Análise de Impactos de Ciclo de Vida, desenvolvidos com o seu próprio propósito e para a realidade das instituições que as desenvolveram. Este dado levou a que os programas ambientais europeus e das nações unidas recomendem o esforço de uniformizar, sistematizar e padronizar as ferramentas existentes, de modo a tornar mais coerentes os estudos de impactos ambientais e de tornar mais claras as suas análises.

Este trabalho contribuiu então para essa categorização e sistematização dos métodos comparando 8 dos mais utilizados para AICV, aplicando-os a situações de propostas de melhorias de processos químicos. Esta análise consistiu em comparar as três principais fases da AICV de cada método (quando aplicável) para cada caso de estudo.

Os resultados mostram que todos os métodos indicam que os processos alternativos são ambientalmente mais viáveis que os processos base. Estes resultados são consistentes nas 3 fases

analisadas e reforçadas com os valores de *Single Score*. De facto, quase todas as categorias de impacto resultantes deste estudo apontam para a melhoria ou a não alteração dos impactos ambientais, quando aplicado o novo processo. Tal não se verifica essencialmente em categorias relacionadas com a ocupação e poluição de terrenos, em especial no caso do HDA, talvez relacionado com o facto da introdução da membrana no processo e de que isso leve à fabricação de mais produto.

Para além da análise de métodos de AICV, esta dissertação propôs também a comparação de dois softwares de ACV, o *GaBi* e o *SimaPro*. Estas ferramentas são diferentes mas funcionam para o mesmo propósito: a análise dos impactos do ciclo de vida de um produto ou serviço. Ambas apontam para o mesmo resultado, o do menor impacto ambiental dos novos processos. Contudo, os resultados das caracterizações não são os mesmos. As categorias identificadas com maior peso e diferença entre processos não são as mesmas, por vezes, as mesmas categorias para os mesmos métodos apresentam unidades, âmbito ou apenas nome diferente. Os impactos ambientais medidos pelo *GaBi* para estes casos de estudo são muito inferiores aos impactos registados pelo *SimaPro*, como se pôde observar nos resultados de *Single Score*.

Para os decisores, é muito importante ter estas informações de antemão. Aquando da necessidade de uma ACV, importa saber como vai reagir determinado método, que peso atribui a certas categorias e que *softwares* diferentes podem significar resultados diferentes, quer a nível de categorias de impacto quer mesmo a nível de *Single Score*. Uma das principais conclusões que se podem retirar deste trabalho é também a importância e a influência das bases de dados nos resultados de uma AICV. A mínima diferença no ICL pode fazer levar a que, por exemplo, a categoria com maior impacto seja relacionada com carcinogénicos em vez de aquecimento global. Este tipo de consequências tem de ser tido em conta aquando da decisão pois a forma de resolução para um tipo de categorias de impacto, é muito diferente para outro.

O maior desafio encontrado ao longo deste estudo esteve relacionado com o tratamento dos dados, nomeadamente no que à comparação de métodos diz respeito. Foi importante perceber quais as limitações de uma versão educacional face a uma versão profissional, entender que componentes dos podiam ou não ser introduzidos para comparação de modo a que o resultado final fosse viável e representativo.

Como trabalho futuro, sugere-se a agregação dos métodos de AICV, não fazendo sentido que haja tanta variedade com resultados por vezes distintos. Este trabalho deverá focar-se na utilização universal e padronizada da AICV assim como na determinação de um só sistema de normalização e ponderação.

Sugere-se ainda uma análise exaustiva às bases de dados existentes no mercado, quais as diferenças entre elas e qual a sua importância relativa no resultado final. Sugere-se ainda que um estudo seja feito com versões profissionais do *GaBi* e do *SimaPro*, nomeadamente com as últimas versões disponíveis a partir deste ano. Neste estudo verifica-se que o método mais consistente entre as duas ferramentas é o *ReCiPe*, pelo que se sugere que este seja o ponto de partida para a

uniformização de métodos e ferramentas. Por último, seria interessante alargar o âmbito deste estudo para além dos processos químicos e aplicá-lo a outro tipo de processos ou mesmo até a serviços.

7. Bibliografia

- Ahmadi, M. (2009). *The Ecological Scarcity Method: Eco-Factors 2006*. Berna: Federal Office for the Environment; .
- Alvarenga, R. A., Júnior, V. P., & Soares, S. R. (2012). Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *Journal of Cleaner Production* , Vol. 28, pp. 25-32.
- Argonne National Laboratory. (2007). *Life Cycle Thinking for the Oil and Gas Exploration and Product Industry*. Argonne, Illinois: U.S. Department of energy .
- Audenaert, A., Cleyn, S. H., & Buyle, M. (2012). LCA of low-energy flats using the Eco-indicator 99 method: Impact of insulation materials. *Energy and Buildings* , Vol. 47, pp. 68–73.
- Azapagic, A. (1999). Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation. *Chemical Engineering Journal* , Vol. 73, pp. 1-21.
- Azapagic, A., & Clift, R. (1999). Life cycle assessment and multiobjective optimisation. *Journal of Cleaner Production* , Vol. 7, pp. 135–143.
- Bare, J. C., & Gloria, T. P. (2008). Environmental impact assessment taxonomy providing comprehensive coverage of midpoints, endpoints, damages, and areas of protection. *Journal of Cleaner Production* , Vol. 16, pp. 1021-1035.
- Bare, J. (2011). TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Technologies Environmental Policy* , Vol. 13, pp. 687–696.
- Bolin, C. A., & Smith, S. T. (2011). Life cycle assessment of borate-treated lumber with comparison to galvanized steel framing. *Journal of Cleaner Production* , Vol. 19, pp. 630-639.
- Bovea, M., & Gallardo, A. (2006). The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design. *Materials and Design* , Vol. 27, pp. 209–215.
- Buchgeister, J. (2012). Comparison of sophisticated Life Cycle Impact Assessment Methods for Assessing Environmental Impacts in a LCA Study of Electricity Production. *Proceedings of ECOS 2012 - Thwe25TH International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems*, (pp. 259-1 a 259-12). Perugia, Itália.
- Caneghem, J. V., Block, C., & Vandecasteele, C. (2010). Assessment of the impact on human health of industrial emissions to air: Does the result depend on the applied method? *Journal of Hazardous Materials* , Vol. 184, pp. 788-797.
- Carpentieri, M., Corti, A., & Lombardi, L. (2005). Life cycle assessment (LCA) of an integrated biomass gasification combined cycle (IBGCC) with CO₂ removal. *Energy Conversion and Management* , Vol. 46, pp. 1790–1808.
- Carvalho, A. (2009). *Design of Sustainable Chemical Processes: Systematic Retrofit Analysis Generation and Evaluation of Alternatives*. Tese de Doutorado.
- Carvalho, A., Mendes, A. N., Mimoso, A. F., & Matos, H. A. (2013). From a Literature Review to a Framework for Environmental Impact Assessment. *International Journal of Cleaner Production* .
- Cavalett, O., Chagas, M. F., Seabra, J. E., & Bonomi, A. (2013). Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal Life Cycle Assessment* , Vol. 18 (3), pp. 647 - 658.
- Cellura, M., Longo, S., & Mistretta, M. (2012). Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: an Italian case study. *Journal of Cleaner Production* , Vol. 28, pp. 56-62.
- Coll, N. (2003). *Development of an Indicator-Based Retrofit Design Method*. M. Sc. Thesis, Technical University of Denmark, Department of Chemical Engineering .
- Corti, A., & Lombardi, L. (2005). End life tyres: Alternative final disposal processes compared by LCA. *Energy* , Vol. 29, pp. 2089–2108.
- Djomo, S. N., Humbert, S., & Blumberga, D. (2008). Life cycle assessment of hydrogen produced from potato steam peels. *International Journal of Hydrogen Energy* , Vol. 33, pp. 3067–3072.

- Dreyer, L. C., Niemann, A. L., & Hauschild, M. Z. (2003). Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP 97, CML 2001 and Eco-indicator 99. Does it matter which one you choose? *Vol. 8* (4), pp. 191-200.
- Durlinger, B., Reinders, A., & Toxopeus, M. (2012). A comparative life cycle analysis of low power PV lighting products for rural areas in South East Asia. *Renewable Energy* , *Vol. 41*, pp. 96-104.
- Eriksson, O., Finnveden, G., Ekvall, T., & Bjorklund, A. (2007). Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion. *Energy Policy* , *Vol. 35*, pp. 1346–1362.
- European Commission. (2010). *ILCD Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*. Ispra (VA) Italy: European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability.
- European Commission. (2008). *Life Cycle thinking and Assessment*. Obtido em 15 de Julho de 2013, de Our Thinking - Life Cycle Thinking: http://lct.jrc.ec.europa.eu/index_jrc
- European Commission. (2012). *Life Cycle Thinking and Assessment for Waste Management*.
- European Commission. (2010). *Making sustainable consumption and production a reality*.
- European Commission. (2012). *On the green and innovative side of trade competitiveness? The impact of environmental policies and innovation on EU exports. Res Policy 41 (1):132-153*. Obtido em 21 de Fevereiro de 2013, de EU Environment: <http://ec.europa.eu/environment/ipp/lca.htm>
- Finnveden, G. (2000). On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General. *International Journal of LCA* , *Vol. 4*, pp. 229-238.
- Furtado, J. M., Carvalho, A., Mimoso, A. F., Mendes, A. N., & Matos, H. A. (2013). Comparison of Different Life Cycle Impact Assessment (LCIA) Methods and Software to Evaluate Improvements in Chemical Processes. *LCA Conference*.
- Gaidajis, G., Angelakoglou, K., Botsaris, P. N., & Filippidou, F. (2011). Analysis of the recycling potential of used automotive oil filters using the Life Cycle Assessment approach. *Resources, Conservation and Recycling* , *Vol. 55*, pp. 986– 994.
- Gaudreault, C., Samson, R., & Stuart, P. (2009). Implications of choices and interpretation in LCA for multi-criteria process design: de-inked pulp capacity and cogeneration at a paper mill case study. *Journal of Cleaner Production* , *Vol. 17*, pp. 1535–1546.
- Goedkoop, M. (1995). *The Eco-indicator 95: Final Report NOH Report 9523*. PRé Consultants.
- Goedkoop, M., & Spriensma, R. (2001). *The Eco-Indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report*. Pré Consultant.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. D., Struijs, J., & Zelm, R. v. (2012). *A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Netherlands : Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.
- Goodland, R. (1995). The Concept of Environmental Sustainability. *Annual Review of Ecology and Systematics* , *Vol. 26*, pp. 1-24.
- Güereca, L. P., Gassó, S., Baldasano, J. M., & Jiménez-Guerrero, P. (2006). Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. *Resources, Conservation and Recycling* , *Vol. 49*, pp. 32–48.
- Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. d., et al. (2001). *Life Cycle Assessment - An operational guide to ISO Standards*. Centre on environmental Science - Leiden University (CML).
- Hauschild, M., & Potting, J. (2005). *Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology*. Danish Environmental Protection Agency.
- Hellweg, S., Hofstetter, T. B., & Hler, K. H. (2005). Time-dependent life-cycle assessment of slag landfills with the help of scenario analysis: the example of Cd and Cu. *Journal of Cleaner Production* , *Vol. 13*, pp. 301–320.
- Humbert, S., Margni, M., & Jolliet, O. (2005). *IMPACT 2002+: User Guide*. Lausanne, Switzerland: Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne.

- Humbert, S., Margni, M., Charles, R., Salazar, O. M., Quiróz, A. L., & Jolliet, O. (2007). Toxicity assessment of the main pesticides used in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment* , Vol. 183–190, pp. 183–190.
- ISO 14044. (2006). *Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines*. International Organization for Standardization.
- ISO14040. (1997). *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. International Organization for Standardization.
- ISO14040. (2006). *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. International Organization for Standardization.
- ISO14042. (2000). *Environmental management — Life cycle assessment — Life cycle impact assessment*. International Organization for Standardization.
- ISO14044. (2006). *Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines*. *International Organization for Standardization* .
- Johnson, E. P. (2012). Carbon footprints of heating oil and LPG heating systems. *Environmental Impact Assessment Review* , Vol. 35, pp. 11–22.
- Jonge, A. M. (2003). Limited LCAs of Pharmaceutical Products: Merits and Limitations of an Environmental Management Tool. *Corporate Social Responsibility and Environmental Management* , Vol. 10, pp. 78–90.
- Khoo, H. H. (2009). Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies. *Waste Management* , Vol. 29, pp. 1892–1900.
- Lee, K.-M., & Park, P.-J. (2005). Estimation of the environmental credit for the recycling of granulated blast furnace slag based on LCA. *Resources, Conservation and Recycling* , Vol. 44, pp. 139–151.
- Lehtinen, H., Saarentaus, A., Rouhiainen, J., Pitts, M., & Azapagic, A. (2011). *A Review of LCA Methods and Tools and their Suitability for SMEs*. BIOCHEM project.
- Liu, C., Lin, S. J., & Lewis, C. (2010). Life cycle assessment of DRAM in Taiwan's semiconductor industry. *Journal of Cleaner Production* , Vol. 18, pp. 419–425.
- Lu, D., & Realf, M. J. (2010). Point-based standard optimization with life cycle assessment for product design. *Computers and Chemical Engineering* , Vol. 34, pp. 1356–1364.
- Lunghi, P., Bove, R., & Desideri, U. (2004). Life-cycle-assessment of fuel-cells-based landfill-gas energy conversion technologies. *Journal of Power Sources* , Vol. 131, pp. 120–126.
- Luz, S. M., Caldeira-Pires, A., & Ferrão, P. M. (2010). Environmental benefits of substituting talc by sugarcane bagasse fibers as reinforcement in polypropylene composites: Ecodesign and LCA as strategy for automotive components. *Resources, Conservation and Recycling* , Vol. 54, pp. 1135–1144.
- Martínez, E., Sanz, F., Pellegrini, S., Jiménez, E., & Blanco, J. (2009). Life cycle assessment of a multi-megawatt wind turbine. *Renewable Energy* , Vol. 34, pp. 667–673.
- Mendes, A., Carvalho, A., & Matos, H. (2011). Sustainability in Chemical Processes: Application of different methodologies to evaluate process alternatives. *Proceedings 21st ESCAPE*, (pp. pp. 1230-1234).
- Miettinen, P., & Hamalainen, R. P. (1997). How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *European Journal of Operational Research* , Vol. 102, pp. 279-294.
- Monteiro, H., & Freire, F. (2011). Life Cycle Assessment of a House with alternative exterior walls: Comparison of Three Impact Assessment Methods. *Energy and Buildings* , Vol. 47, pp. 572-583.
- Morais, S. A., & Delerue-Matos, C. (2010). A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges. *Journal of Hazardous Materials* , Vol. 175, pp. 12–22.
- Morelli, J. (2011). Environmental Sustainability: A Definition for Environmental Professionals. *Journal of Environmental Sustainability* , Vol. 1, pp. 19-27.

- Muñoz, I., Rodríguez, A., Rosal, R., & Fernández-Alba, A. R. (2009). Life Cycle Assessment of urban wastewater reuse with ozonation as tertiary treatment. *Science of the Total Environment*, Vol. 407, pp. 1245–1256.
- Myllyviita, T., Holma, A., Antikainen, R., Lähtinen, K., & Leskinen, P. (2012). Assessing environmental impacts of biomass production chains -of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA) application. *Journal of Cleaner Production*, Vols. 29–30, pp. 238–245.
- Nilsson, M., Bjorklund, A., Finnveden, G., & Johansson, J. (2005). Testing a SEA methodology for the energy sector: a waste incineration tax proposal. *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 25, pp. 1–32.
- Pant, R., Hoof, G. V., Feijtel, D. S., Koning, A. d., Hauschild, M., Pennington, D. W., et al. (2004). Comparison between Three Different LCIA Methods for Aquatic Ecotoxicity and a Product Environmental Risk Assessment. Insights from a Detergent Case Study within OMNIITOX. *International Journal of LCA*, Vol. 9 (5), pp. 295-306.
- PE International (1). (2013). *About PE International*. Obtido em Março-Abril de 2013, de PE International, Sustainability, Performance: <http://www.pe-international.com/international/company/about-pe-international/>
- PE International (2). (2013). *Software*. Obtido em Março-Abril de 2013, de Gabi Software: <http://www.gabi-software.com>
- Pennington, D., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., et al. (2004). Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*, Vol. 30, pp. 721–739.
- Pieragostini, C., Mussati, M. C., & Aguirre, P. (2012). On process optimization considering LCA methodology. *Journal of Environmental Management*, vol. 96, pp. 43-54.
- Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., & Thomsen, M. (2011). Eco-toxicological impact of “metals” on the aquatic and terrestrial ecosystem: A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production*, Vol. 19, pp. 687-698.
- Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., & Thomsen, M. (2011). Impacts of metals on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production*, Vol. 19, pp. 646-656.
- PRé Consultants. (2013). <http://www.pre-sustainability.com/>. (A. T. PRé Consultants bv, Editor) Obtido em Março-Abril de 2013, de Pré.
- Raskin, P., Gallopín, G., Gutman, P., Hammond, A., & Swart, R. (1998). *Bending the Curve: Toward Global Sustainability*. Stockholm Environmental Institute. Global Scenario Group.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., et al. (2004). Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, Vol. 30, pp. 701–720.
- Reid, C., Bécaert, V., Aubertin, M., Rosenbaum, R. K., & Deschênes, L. (2009). Life cycle assessment of mine tailings management in Canada. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 17, pp. 471–479.
- Renó, M. L., Lora, E. E., Palacio, J. C., Venturini, O. J., Buchgeister, J., & Almazan, O. (2011). A LCA (life cycle assessment) of the methanol production from sugarcane bagasse. *Energy*, Vol. 36, pp. 3716-3726.
- Renou, S., Thomas, J., Aoustin, E., & Pons, M. (2008). Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 16, pp.1098-1105.
- Salomone, R., & Ioppolo, G. (2012). Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily). *Journal of Cleaner Production*, Vol. 28, pp. 88-100.
- Schulze, C., Jodicke, A., Scheringer, M., Margini, M., Jolliet, O., Hungerbühler, K., et al. (2001). Comparison of Different Life-Cycle Impact Assessment Methods for Aquatic Ecotoxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, pp. 2122–2132.
- Scientific Applications International Corporation. (2006). *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency.

- Shen, L., Worrell, E., & Patel, M. K. (2010). Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 55, pp. 34–52.
- Slagstad, H., & Brattebø, H. (2012). LCA for household waste management when planning a new urban settlement. *Waste Management*, Vol. 32 (Ass. 7), pp. 1482–1490.
- Steen, B. (1999). *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – Models and data of the default method*. Chalmers University of Technology, Environmental Systems Analysis.
- Steubing, B., Zah, R., & Ludwig, C. (2011). Life cycle assessment of SNG from wood for heating, electricity, and transportation. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 35, pp. 2950-2960.
- Stripple, H., Westman, R., & Holm, D. (2008). Development and environmental improvements of plastics for hydrophilic catheters in medical care: an environmental evaluation. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 28, pp. 1764-1776.
- Suer, P., & Andersson-Sköld, Y. (2011). Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 35, pp. 969-981.
- The Gallup Organisation. (2009). *Europeans' Attitudes Towards the Issue of Sustainable Consumption and Production*. Analytical Report.
- Udo de Haes, H. A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., & Muller-Wenk, R. (1999). Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of LCA*, Vol. 4 (2), pp. 66-74.
- United Nations Environment Programme. (2007). *Life Cycle Management A Business Guide to Sustainability*. UNEP and Danish Standards.
- United Nations Environmental Program. (2005). *Communicating Sustainability. How to produce effective public campaigns*.
- United Nations Environmental Program. (2009). *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*.
- United Nations Environmental Programme. (2003). *Evaluation of environmental impacts in life cycle assessment*.
- United Nations Environmental Programme. (2012). *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment: Making informed choices on Products*.
- United States Energy Department. (2012). *Life Cycle Assessment of energy and environmental impacts os LED lighting products. Part I: Review of the Life-cycle energy consumption of incandescent, compact, fluorescent and LED Lamps*.
- United States Environmental Protection Agency. (s.d.). *What is sustainability? | What is EPA doing? | How can I help?* Obtido em 18 de Dezembro de 2012, de Site da EPA: <http://www.epa.gov/sustainability/basicinfo.htm>
- Varun, Bhat, I. K., & Prakash, R. (2009). LCA for renewable energy for electricity generation systems - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 13, pp. 1067 - 1073.
- Vince, F., Aoustin, E., Bréant, P., & Marechal, F. (2008). LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. *Desalination*, Vol. 220, pp. 37–56.
- Vries, J. D., Groenestein, C., & Boer, I. D. (2012). Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *Journal of Environmental Management*, Vol. 102, pp. 173-183.
- WCED. (1987). *Report of the World Commission on Environment and Development - Our Common Future*. Oslo.
- Wilday, J., Paltrinieri, N., Farret, R., Hebrard, J., & Breedveld, L. (2011). Addressing emerging risks using carbon capture and storage as an example. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol. 89, pp. 463–471.
- Zhou, J., Chang, V. W., & Fane, A. G. (2011). Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different life cycle impact assessment methods on the characterization results. *Desalination*, Vol. 283, pp. 227–236.

ANEXO I – Comparação de Métodos de AICV

Artigo	Objetivo	Métodos Comparados	Conclusões das Comparações
Cavalett,2012	Alargar a discussão sobre e até que ponto a performance ambiental é afectada pela escolha de métodos de AICV, através de um caso de estudo de impacto ambiental que compara o caso da gasolina e do etanol de cana no Brasil	<ul style="list-style-type: none"> • CML 2001 • Impact 2002+ • EDIP 2003 • Eco-Indicator 99 • TRACI 2 • ReCiPe • Ecological Scarcity 2006 	O uso de metodologias diferentes resulta em impactos ambientais comparativos diferentes, em especial nos indicadores single-score. O uso de diferentes métodos a nível de midpoint depende de quais os impactos ambientais a que são dados

			maior prioridade. Contudo os resultados a este nível são convergentes. A nível de endpoint, não foi conseguida essa convergência de resultados.
Dreyer, 2003	Averiguar a importância da escolha de método AICV. Comparação de 3 métodos.	<ul style="list-style-type: none"> • EDIP 97 • CML 2001 • Eco-Indicator 99 	EDIP vs. CML 2001: A diferença está essencialmente no método utilizado para impactos químicos na saúde pública ou em ecossistemas. Depois da normalização dos fatores, as diferenças são atenuadas mas ainda consideráveis. EDIP 97 vs. EI99: Neste estudo apresentam pequenas diferenças e até alguma convergência nos resultados. Contudo, estes resultados advêm de impactos diferentes nos dois métodos pelo que noutro contexto, esta convergência não se deverá verificar.
Monteiro, 2011	<p>i) Caracterizar os principais processos de ciclo de vida através da análise de 7 paredes de exterior diferentes, aplicadas à mesma habitação</p> <p>ii) Comparar resultados de 3 Métodos de AICV</p>	<ul style="list-style-type: none"> • CED • CML 2001 • Eco-Indicator 99 	Correlação entre as três metodologias para as categorias GWP/alterações climáticas, acidificação e eutrofização, não havendo essa correlação para as restantes categorias de AICV. Os métodos CML 2001 e EI 99 são robustos para a maioria das categorias mas são inconsistentes para toxicidade humana, ecotoxicidade e oxidação fotoquímica
Pant R., 2004	<p>i) Comparação de 3 detergentes com vista ao potencial impacto de ecotoxicidade aquática</p> <p>ii) Explicar as diferenças de 3 métodos de AICV face à necessidade de dados e aos resultados</p> <p>iii) Comparação de resultados de ACV com a avaliação de Risco (ERA)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • EDIP 97 • CML 2001 • Impact 2002 • ERA – EU Ecolabel 	Diferenças significativas nos métodos AICV no que toca às necessidades de dados e aos resultados. Os resultados desviados são resultado de diferenças no destino e exposição modelados. Numa extensão menos, esse desvio deve-se aos cálculos dos efeitos toxicológicos.
Pizzol, 2011 ^a	<p>Observar as diferenças e incertezas na determinação do impacto das emissões de “metais” na saúde pública</p> <p>i) Listagem dos mais importantes metais com impacto na Saúde Pública</p> <p>ii) Executar uma AICV em diferentes processos-chave utilizando metodologias de AICV e a USEtox*</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Stepwise 2006 • Impact 2002+ • EDIP 2003 • Eco-Indicator 99 • CML 2001 • TRACI 2 • ReCiPe • EPS 2000 • USEtox 	Fraca ou inexistente concordância entre metodologias. A contribuição relativa de cada metal e da totalidade destes no impacto total na saúde pública, varia bastante de acordo com o método de AICV. O método USEtox mostrou-se diferente dos restantes métodos. Esta metodologia mais recente é dita como a melhor para a toxicidade humana, mas apresenta ainda muitas incertezas relativas a metais
Pizzol,	Estudo do impacto	<ul style="list-style-type: none"> • Stepwise 2006 	Pouca concordância entre

2011 ^b	Ecotoxicológico dos “metais” em ecossistemas aquáticos e terrestres, comparação em termos relativos de 8 métodos de AICV	<ul style="list-style-type: none"> • Impact 2002+ • EDIP 2003 • Eco-Indicator 99 • CML 2001 • TRACI 2 • ReCiPe • USEtox 	<p>métodos na determinação do impacto ecotóxico total atribuível aos metais e na definição de qual o que provoca o maior impacto ecotóxico por unidade de emissão.</p> <p>A fase crítica da divergência de métodos é a fase da caracterização.</p> <p>Há contudo a tendência comum de atribuir o maior impacto toxicológico aos metais.</p>
Schulze, 2000	<p>Comparação de métodos AICV para a ecotoxicologia da água e investigação da importância do destino ambiental no contexto de AICV. Estudo da necessidade de separar o estudo de “água doce” de “água salgada” e da degradação chave e processos de transferência intermédios envolvidos.</p> <p>Caso de estudo de lavagem de roupa na antiga Alemanha Ocidental.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • CML^{old} • EDIP • USES-ACV • CST 	<p>A escolha do método de AICV afecta fortemente os resultados obtidos.</p> <p>Deve ser decidido qual o melhor método para o caso em estudo, tendo em conta os pressupostos assumidos por cada metodologia.</p>
Olsen, 2001	Comparação de dois métodos de análise de risco (AR) com um método de avaliação de ciclo de vida (ACV)	<ul style="list-style-type: none"> • EDIP 	<p>AR é uma ferramenta absoluta e ACV uma ferramenta comparativa. São ambas ferramentas necessárias, não são substitutas uma da outra e os seus papéis podem ser complementares.</p> <p>Foi analisado que seria vantajosa uma investigação da relação entre a as relações de prioridade absoluta (AR) e relativa (ACV). Seria vantajoso perceber que dados (substancias, emissões, etc.) são permutáveis entre as duas ferramentas e como.</p>
ILCD Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment	Análise dos potenciais impactos ambientais de emissões e recursos utilizados que podem ser atribuídos a produtos específicos na análise de ciclo de vida	<ul style="list-style-type: none"> • CML 2002 • Eco-Indicator 99 • EDIP 97 e EDIP 2003 • EPS 2000 • Impact 2002+ • LIME • LUCAS • ReCiPe • MEEup • Outras metodologias não incluídas nas existentes 	
Caneghem, 2010	Cálculo dos impactos na saúde pública das emissões da indústria belga, com fatores de caracterização de diferentes métodos, de modo a perceber a	<ul style="list-style-type: none"> • CML • Eco-Indicator 99 • EPS • EDIP • USEtox 	<p>A escolha de fatores de caracterização pode influenciar largamente a conclusão sobre a tendência do impacto ao longo do tempo e da contribuição</p>

	influência da escolha destes nos resultados finais		<p>relativa de cada substância. Há a necessidade de discussão do porque é que certos fatores de caracterização são escolhidos para a análise do impacto na saúde pública.</p> <p>É importante perceber as diferenças nos pontos de vista e nas escolhas de valor dos métodos existentes, as incertezas no cálculo do impacto e como quantificar essas incertezas antes de retirar qualquer conclusão.</p>
Bovea, 2006	<p>Tentar demonstrar a necessidade de realizar uma análise de sensibilidade, quando é aplicado um <i>single-score</i> ambiental à seleção de materiais, de modo a aumentar o desempenho ambiental. São testados métodos de AICV em paralelo, aplicados a materiais poliméricos utilizados em processos de embalamento.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • EDIP 97 • CML 2000 • Eco-Indicator 95 • Eco-Indicator 99 • EPS 2000 	<p>Foi demonstrada a necessidade de realização de uma análise de sensibilidade entre os diferentes métodos de AICV, antes de qualquer decisão sobre a escolha do método.</p> <p>A redução para um <i>single-score</i> pode esconder informação importante e revelar um baixo grau de transparência aquando da comunicação dos resultados</p>
Zhou, 2011	<p>Examinar até que ponto os impactos ambientais da dessalinização através de Osmose Inversa variam ou não devido à aplicação de diferentes métodos de AICV</p>	<ul style="list-style-type: none"> • CML 2 • TRACI 	<p>Os resultados indicam uma diferença significativa nos resultados da caracterização de ACV do processo de dessalinização.</p> <p>Os principais motivos encontrados para a divergência de métodos foram o nível de cobertura de diferentes fluxos de material, os modelos de caracterização utilizados no método e a diferenciação de intervenção ambiental.</p> <p>Foram obtidos ainda diferentes resultados na acidificação, na eutrofização, na oxidação fotoquímica, saúde pública e nas potencialidades ecotóxicas</p>
Renou, 2008	<p>Discutir como uma análise de ciclo de vida pode ser aplicada a projetos de tratamento de águas residuais, através da análise de um caso de estudo de uma fábrica a toda a escala</p>	<ul style="list-style-type: none"> • CML 2000 • Eco-Indicator 99 • EDIP 96 • EPS • EcoPoints 97 	<p>Consistentes resultados no efeito de estufa, esgotamento de recursos e acidificação.</p> <p>No caso da eutrofização, os resultados são consistentes se se olhar meramente ao impacto potencial de um cenário de tratamento mas não na caracterização do estado de eutrofização de um fluxo de recebimento específico.</p> <p>É aconselhável o desenvolvimento de trabalho em toxicidade humana onde foram encontradas várias discrepâncias</p>

<p>Buchgeister, 2012</p>	<p>Compreender as diferenças entre vários métodos de AICV, através da análise e estrutura generalista, que considera aspetos ambientais, relações matemáticas para a quantificação da cadeia causa-efeito das emissões para um impacto ambiental.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Eco-Indicator 99 • CML 2001 • Impact 2002 	<p>Divergência nos resultados faz com que o maior impacto ambiental seja causado por diferentes químicos. É demonstrado que Variando o método utilizado, a maior contribuição para o impacto ambiental global varia também. Recomenda-se a utilização de mais do que 1 método de AICV de modo a obter-se mais informação detalhada dos poluentes ambientais.</p>
------------------------------	---	---	--