



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

HENRIQUE ROGERIO ANTUNES DE SOUZA JUNIOR

**DESENVOLVIMENTO DE UM INDICADOR ÚNICO PARA A
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA POR MEIO DA ANÁLISE
EMERGÉTICA**

FLORIANÓPOLIS

2021

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior

**DESENVOLVIMENTO DE UM INDICADOR ÚNICO PARA A
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA POR MEIO DA ANÁLISE
EMERGÉTICA**

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

Florianópolis

2021

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

Souza Junior, Henrique Rogerio Antunes de
Desenvolvimento de um indicador único para a Avaliação
do ciclo de vida por meio da Análise emergética / Henrique
Rogerio Antunes de Souza Junior ; orientador, Sebastião
Roberto Soares, 2021.
157 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Impactos ambientais. 3.
Avaliação do ciclo de vida. 4. Análise emergética. 5.
Indicador único. I. Soares, Sebastião Roberto. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior

**Desenvolvimento de um Indicador Único para a Avaliação do Ciclo de Vida por meio da
Análise Emergética**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Pesquisadora Leda Coltro, Dra.
Instituto de Tecnologia de Alimentos – ITAL.

Prof. Valdeci José Costa, Dr.
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Prof.a Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

Prof.a. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer
Coordenador(a) do Programa

Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares
Orientador(a)

Florianópolis, 11 de fevereiro de 2021.

Henrique, Ana, Bruna e Vitor, por vocês e para vocês.

AGRADECIMENTOS

Henrique e Ana, vocês renunciaram ao seu conforto durante 30 anos, para que nós pudéssemos tê-lo. Vocês nos deram o maior presente que pais podem dar aos filhos, o conselho (ou ainda, a ordem) mais ouvido durante nossas infâncias ainda ecoa na minha cabeça... “Estudem! Estudem! E Estudem!” Isso não tem preço! Muito obrigado meus pais.

Bruna e Vitor, querendo ou não, ser o irmão mais velho me trouxe uma carga de responsabilidade para com vocês, digo isso para que vocês entendam as minhas cobranças e irritações, e para que possam me perdoar pelas diversas vezes em que eu falhei. Eu tenho muito orgulho de vocês, e sou extremamente grato por ter vocês em minha vida! Como o pai diria em um passado distante: “se vocês não fossem meus, eu iria comprá-los”. Muito obrigado meus irmãos.

Esta tese, finalmente, representa o grau máximo da minha formação estudantil, sendo assim, eu quero agradecer: aos professores, Zenite e João Marcelino, em nome de todos os professores que eu tive na EMEB Suzana Albino França, escola onde cursei o ensino fundamental; a professora Dirce, em nome de todos os professores que eu tive no CE Vidal Ramos Junior, escola onde cursei o ensino médio; ao professor João Pedro, em nome de todos os professores que eu tive no CEDUP de Lages, escola onde eu cursei o técnico em eletrotécnica; aos professores Valdeci Costa e Valter Becegato, em nome de todos os professores que eu tive na UDESC, universidade onde cursei minha graduação; e por fim, ao professor Sebastião Roberto Soares em nome de todos os professores que eu tive na UFSC, universidade onde cursei meu mestrado e meu doutorado. Muito obrigado meus professores.

Com a conclusão desta etapa, a transição entre estudante e profissional, finalmente consolida-se, e já é digna de agradecimentos. Eu agradeço as pessoas por trás de: CAPES e PPGA pelas bolsas de mestrado e doutorado, bem como por todo o suporte; DEAS da UDESC, por desde sempre me permitir conciliar as atividades entre UDESC e UFSC; CICLOG pela colaboração entre tantas pesquisas e por tanto café; INNOVA pela oportunidade de estar em um grande projeto; e ainda, ENCICLO os quais, mais uma vez, não tenho palavras para expressar minha gratidão. Muito obrigado senhoras e senhores.

Por fim, é impossível não reconhecer que essa jornada jamais seria possível sem as pessoas que direta ou indiretamente fizeram parte dela, seja por 1 dia, por 1 mês, seja por 1 ano, ou ainda, por 10 anos. Foram conversas, churrascos, viagens, futebóis, pedais, festas, enfim, todas experiências que possibilitaram a manutenção da minha saúde mental ao longo de todo esse processo, bem como contribuíram com o meu desenvolvimento e amadurecimento pessoal. Muito obrigado meus amigos.

Pessoal, foi um prazer e uma honra ter todos vocês ao meu lado durante essa longa caminhada. Peço perdão por qualquer desconforto e/ou adversidade que eu possa ter causado, creio que não era a intenção. Desejo sucesso e paz para todos nós na continuidade de nossas trajetórias, tanto profissionais, quanto pessoais. #vamodale

MUITO OBRIGADO, VÃO COM DEUS, VALEU!

Muita gente riu de mim
Quando eu disse que podia fazer o que quisesse da minha vida
Foram muitos anos de vivência
Muitos baldes de água fria na cabeça
Muitos goles a mais, alguns passos para trás

Só flagrando a cena
Eu aprendi o bastante pra poder sorrir
Pois ainda estou aqui, tentando conquistar o meu espaço
Com muita pouca condição
Mas a cabeça não abaixo
Sou Charlie Brown, cuzão!
(Chorão, 2003)

RESUMO

Avaliações de desempenho ambiental requerem uma abordagem que estime os impactos ao longo de toda a cadeia analisada. A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma das metodologias que tem sido amplamente aplicada neste contexto, no entanto, dependendo de algumas condições, as decisões por ela subsidiadas podem ser controversas, uma vez que existe a possibilidade de seus resultados serem afetados por diferentes fontes de incerteza. Neste sentido, a ocorrência de *trade-offs* associados ao procedimento de agregação para os diferentes indicadores da ACV é uma das etapas metodológicas que carece de mais desenvolvimento. Paralelamente, tem crescido a tendência de combinar, integrar ou usar simultaneamente a ACV, com outras estruturas de avaliação ambiental no intuito de se obter uma visão mais ampla da sustentabilidade de um sistema. A análise emergética (AE) é uma das metodologias de quantificação ambiental que tem ganhado espaço neste contexto. Sendo assim, o principal objetivo desta tese foi combinar a ACV com a AE para desenvolver um indicador único para os resultados da primeira. Para tal, a presente pesquisa objetivou: (1) avaliar as possíveis convergências e divergências entre as metodologias aplicando a ACV e a AE ao mesmo sistema de produto; (2) estabelecer fatores de caracterização para as diferentes categorias de impacto da ACV em termos da energia solar necessária para produzi-las ou tratá-las; e (3) analisar a aplicabilidade dos fatores estabelecidos nas diferentes categorias de impacto resultantes de um estudo de ACV. Algumas considerações e definições diferentes na estruturação dos métodos (ACV e AE), possibilitaram a ocorrência de divergências entre os resultados dos estudos. Embora divergentes em alguns aspectos, a aplicação das metodologias de forma conjunta pode fornecer mais informações aos tomadores de decisão. Ao combinar os fatores de caracterização das diferentes substâncias relacionadas com as diferentes categorias de impacto da ACV, e ainda, com seus respectivos limites legais de emissão, foi possível quantificar a diluição “virtual” necessária para que as referidas substâncias não impactem o meio em que são lançadas, e ainda, associá-las à um conteúdo emergético para tal (indicador único). Desta forma, esta tese cumpre seu papel ao estabelecer um método de agregação que, diferente de todos os demais, possibilita a agregação das diferentes categorias de impacto da ACV sem utilizar julgamentos com base em valores e/ou opiniões, mas sim, utilizando informações de conteúdo emergético com bases em termodinâmica.

Palavras-chave: Impactos ambientais; Avaliação do ciclo de vida; Análise emergética; Agregação; Indicador único.

ABSTRACT

Environmental performance assessments require an approach that estimates impacts throughout the analyzed chain. Life cycle assessment (LCA) is one of the methodologies that has been widely applied in this context, however, depending on some conditions, the decisions subsidized by it can be controversial, since there is a possibility that its results may be affected by different sources of uncertainty. In this sense, the occurrence of trade-offs associated with the aggregation procedure for the different LCA indicators is one of the methodological stages that need further development. At the same time, there has been a growing tendency to combine, integrate or use LCA simultaneously with other environmental assessment structures to obtain a broader view of the sustainability of a system. Emergy analysis (EMA) is one of the environmental quantification methodologies that has been gaining ground in this context. Therefore, the main objective of this thesis was to combine LCA with EMA to develop a single score for the results of the first. To this, this research aimed to: (1) to evaluate the possible convergences and divergences between the methodologies applying LCA and EMA to the same product system; (2) to establish characterization factors for the different impact categories of LCA in terms of the solar emergy necessary to produce or treat them; and (3) to analyze the applicability of the factors established in the different impact categories resulting from a LCA case study. Some considerations and different definitions in the structuring of the methods (LCA and EMA), made possible the occurrence of divergences between the results of the studies. Although divergent in some aspects, the application of the methodologies jointly can provide more information to decision-makers. By combining the characterization factors of the different substances related to the different impact categories of the LCA, and, with their respective legal emission limits, it was possible to quantify the “virtual” dilution necessary so that the referred substances do not impact the environment in which are launched, and still, associate them with an emergy content for this (single score). In this way, this thesis fulfills its role by establishing an aggregation method that, unlike all others, allows the aggregation of the different impact categories of the LCA without using judgments based on values and/or opinions, but using information from energy content based on thermodynamics.

Keywords: Environmental impacts; Life cycle assessment; Emergy analysis; Aggregation; Single score.

LISTA DE FIGURAS

Figura I.1 – Estrutura da tese.....	23
Figura II.2 – Conceitos de hierarquia de transformação de energia.....	36
Figura II.3 – Evolução da aplicação de métodos de quantificação ambiental (1995-2014).....	46
Figura II.4 – Combinações entre os métodos de quantificação ambiental (1995-2014).	46
Figura II.5 – Rede das 15 palavras-chave mais relacionadas com AE (1999-2014).....	49
Figure III. 1 – Industry location (yellow), reverse logistics routes (brown) and dummy route (red).	63
Figure III. 2 – Processes and system boundaries defined for scenarios I and II.	65
Figure III. 3 – Emergy diagram.	69
Figure III. 4 – Key processes contributing to environmental burdens.	72
Figure III. 5 – LCI composition.....	74
Figure IV. 1 – Conceptual diagram.	113
Figure IV. 2 – Case study (LCA results): impacts to produce 1 kWh of electricity.	120
Figure IV. 3 – Figure IV. 3 – Case study (methodological approach proposed): ES to produce 1 kWh of electricity..	121

LISTA DE TABELAS

Table III. 1 – Mass and transport flows of the reverse logistics processes.	64
Table III. 2 – Aggregated system data (average monthly values observed in 6 months).....	66
Table III. 3 – Emergy table for scenario I.	69
Table III. 4 – Emergy table for scenario II.	70
Table III. 5 – LCIA results.	71
Table III. 6 – Detailed LCIA results.	74
Table IV. 1 – Accounting for ESs in LCA and EMA (adapted from Zhang et al., 2010b)....	102
Table IV. 2 – Equations and variables to estimate the emergy needed for dilution of emissions.	110
Table IV. 3 – Emergy transformities.	111
Table IV. 4 – Emissions limits.	112
Table IV. 5 – Results: emergy to produce/degrade the impact categories.	114
Table IV. 6 – Sensibility analysis.	118

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AE – Análise Emergética
AEx – Análise Exergética
AFM – Análise de Fluxo de Massa
AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CE – *Circular Economy*
CED – *Cumulative Energy Demand*
CF – *Characterization Factor*
CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
EC – Economia Circular
ELR – *Emergy Loading Ratio*
EMA – *Emergy Analysis*
EMF – *Ellen MacArthur Foundation*
EPS – *Expanded Polystyrene*
ES – *Ecosystem Service*
ESI – *Emergy Sustainability Index*
EYR – *Emergy Yield Ratio*
FC – Fator de Caracterização
FU – *Functional Unit*
GEB – *Global Emergy Baseline*
GLP – Gás Liquefeito de Petróleo
GW – *Global Warming*
ICV – Inventário do Ciclo de Vida
ISO – *International Organization for Standardization*
LCA – *Life Cycle Assessment*
LCI – *Life Cycle Inventory*
LCIA – *Life Cycle Impact Assessment*
LE – *Linear Economy*
LPG – *Liquefied Petroleum Gas*
LU – *Land Use*
MCDA – *Multicriteria Decision Analysis*

MEA – *Millennium Ecosystem Assessment*

MEC – *Marine Ecotoxicity*

MEU – *Marine Eutrophication*

MM – Modelagem Monetária

PE – Pegada Ecológica

PM – *Fine Particulate Matter Formation*

PPGEA- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

RS – *Fossil Resource Scarcity*

SE – Serviço Ecológico

TA – *Terrestrial Acidification*

TBL – *Triple Bottom Line*

UEV – *Unit Emergy Value*

UF – Unidade Funcional

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

WC – *Water Consumption*

LISTA DE SÍMBOLOS

% – Porcentagem

1,4-DCB eq. – 1,4-diclorobenzeno equivalente

BqCo-60 eq. – Cobalto-60 equivalente

C₂H₄ eq. – Etileno equivalente

CO₂ – Dióxido de Carbono

CO₂ eq. – Dióxido de carbono equivalente

Cu eq. – Cobre equivalente

g – Grama

ha – Hectares

J – Joules

kg – Quilograma

km – Quilômetro

kWh – Quilowatt-hora

l – Litro

m²a crop eq. – Metro quadrado de área cultivada equivalente

m³ – Metro cúbico

MJ – Mega Joules

N eq. – Nitrogênio equivalente

NO_x eq. – Óxidos de nitrogênio equivalente

oil eq. – Óleo equivalente

P eq. – Fósforo equivalente

PM2.5 eq. – Material particulado equivalente.

PO₄... eq. – Fosfato equivalente

seJ – *Solar Emjoules*

SO₂ eq. – Dióxido de enxofre equivalente

t.km – Tonelada-quilômetro

SUMÁRIO

CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO GERAL.....	15
I.1 INTRODUÇÃO DA TESE	15
I.2 PERGUNTAS DE PESQUISA	17
I.3 HIPÓTESES.....	17
I.4 OBJETIVOS.....	17
I.5 JUSTIFICATIVA.....	18
I.6 ESTRUTURA DA TESE	22
I.7 REFERÊNCIAS	25
CAPÍTULO II. FUNDAMENTAÇÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
II.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	29
II.1.1 TRADE-OFFS	31
II.1.2 AGREGAÇÃO.....	32
II.2 ANÁLISE EMERGÉTICA	34
II.3 ACV & AE.....	41
II.4 REFERÊNCIAS	50
CAPÍTULO III. APLICAÇÃO INDIVIDUAL DAS METODOLOGIAS DE ACV E	
AE 56	
III.1 INTRODUCTION.....	59
III.2 MATERIAL AND METHODS	63
III.2.1 THE PRODUCTION SYSTEM.....	63
III.2.2 LIFE CYCLE ASSESSMENT	66
III.2.3 EMERGY ANALYSIS.....	67
III.3 RESULTS.....	68
III.4 DISCUSSION	74
III.4.1 ELECTRICITY	75
III.4.2 VIRGIN EPS.....	77

III.4.3	TRANSPORT	79
III.4.4	LPG AND LANDFILL	79
III.4.5	LCA AND EMA TO CE	81
III.5	CONCLUSIONS	84
III.6	REFERENCES	85
CAPÍTULO IV. COMBINAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE ACV E AE		95
IV.1	INTRODUCTION	98
IV.2	BACKGROUND	102
IV.2.1	ECOSYSTEM SERVICES	102
IV.2.2	LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT	105
IV.2.3	EMERGY	106
IV.3	MATERIAL AND METHODS	107
IV.3.1	LIFE CYCLE ASSESSMENT ASPECTS	108
IV.3.2	EMERGY ANALYSIS ASPECTS	108
IV.3.3	METHODOLOGICAL APPROACH ESTABLISHMENT	111
IV.3.4	SENSIBILITY ANALYSIS	113
IV.3.5	ILLUSTRATIVE APPLICATION	113
IV.4	RESULTS AND DISCUSSION	114
IV.4.1	SENSIBILITY ANALYSIS	118
IV.4.2	APPLICATION (CASE STUDY)	119
IV.4.3	UNCERTAINTIES	123
IV.5	CONCLUSIONS	125
IV.6	REFERENCES	126
CAPÍTULO V. CONCLUSÃO GERAL		133
V.1	RESPOSTAS ÀS PERGUNTAS DE PESQUISA	133
V.2	ATENDIMENTO AOS OBJETIVOS PROPOSTOS	134
V.3	ANÁLISE CRÍTICA	136
V.4	CONCLUSÃO	138

V.5	PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS	138
V.6	REFERÊNCIAS	139
	APÊNDICE A – Datasets utilizados no Capítulo III.....	140
	APÊNDICE B – Dados associados à abordagem metodológica proposta no Capítulo IV.....	141

CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO GERAL.

I.1 INTRODUÇÃO DA TESE

Avaliações de desempenho ambiental requerem uma abordagem sistemática que estime os impactos com base em modelagem de sistemas e de fluxos de recursos ao longo dos diferentes estágios do ciclo de vida. Devido à sua capacidade de analisar sistemas complexos e uma grande quantidade de dados, a avaliação do ciclo de vida (ACV) tem sido amplamente aplicada neste contexto (DE SOUZA et al., 2016).

A ACV consiste no desmembramento de um processo produtivo em todas as suas etapas para que os aspectos e impactos ambientais possam ser identificados ao longo de toda a cadeia de um produto, processo ou serviço. Tal identificação pode apoiar o desenvolvimento de sistemas de produção menos impactantes, fornecendo aos tomadores de decisão informações sobre os efeitos ambientais de diferentes escolhas. Porém, dependendo de algumas condições, as decisões apontadas pela ACV podem ser controversas, uma vez que os resultados de um estudo podem ser afetados por diferentes fontes de incerteza (CELLURA; LONGO; MISTRETTA, 2011).

No estudo de ACV, na etapa de avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV), os aspectos ambientais são convertidos em categorias de impacto ambiental (aquecimento global, eutrofização, entre outras), e cada categoria é representada por uma unidade de medida diferente. Esta diversidade de categorias de impacto abrange os diferentes meios em que os aspectos ambientais causam impactos, no entanto, possibilitam a ocorrência de *trade-offs* (trocas de cargas ambientais) entre as diferentes categorias, ou ainda, entre as diferentes etapas do ciclo de vida. Sendo assim, para subsidiar adequadamente os tomadores de decisão, faz-se necessário o uso de metodologias cientificamente sólidas para abordar as compensações dentro da ACV e no processo de tomada de decisão (LAURIN et al., 2016).

Uma das soluções apontadas é a agregação das categorias de impacto para comporem um *single score* (indicador único) (esta ação pode ser precedida ou não de etapas de ponderação e normalização). Embora amplamente aplicada (SOARES; TOFFOLETTO; DESCHÊNES, 2006; ZANGHELINI, 2018), esta medida acrescenta mais subjetividade aos resultados (FENG;

MAI, 2016; GOLDSTEIN et al., 2016; WANG et al., 2018), dado que o processo de agregação é dependente da escolha entre os diversos métodos disponíveis. Isto culmina em resultados método-dependentes. Do mesmo modo, a ponderação trata-se de um julgamento de valor, reflexo da opinião de quem o faz, e conseqüentemente, nenhum conjunto de classificações ou fatores de ponderação são “ideais” (FINNVEDEN et al., 2009). O indicador único pode ser sensível também à escolha de método de normalização.

Em paralelo à essa situação, na última década tem havido uma tendência crescente para combinar, integrar ou usar simultaneamente a metodologia de ACV, com outras estruturas de avaliação ambiental (ANGELAKOGLU; GAIDAJIS, 2015; PATTERSON; MCDONALD; HARDY, 2017) para que se possa obter uma visão mais ampla da sustentabilidade de um sistema (WANG et al., 2018). Almeida et al. (2010) indicaram a análise emergética (AE) como uma métrica promissora para introduzir preocupações ambientais nas metodologias de avaliação de impacto ambiental.

Inicialmente desenvolvida por Odum (1996), a AE se propõe a medir todas as contribuições de um sistema (moeda, massa, energia e/ou informação) em termos equivalentes (emergia). A emergia se expressa em Joules de energia solar equivalente (seJ) por unidade de recurso (kg ou J, por exemplo). Assim, todos os impactos podem ser estabelecidos em uma base comum, expressando os produtos e os serviços em unidades de emergia (ODUM, 1996).

O uso combinado das metodologias de ACV e AE foi proposto por alguns autores que estudaram diferentes sistemas. Sendo a ACV caracterizada como um método de contabilidade ambiental voltado para as conseqüências dos aspectos ambientais, e a AE caracterizada como um método relacionado com as demandas e causas que suportam os aspectos ambientais, ambos os métodos são, portanto, complementares e tem potencial para serem usados em uma avaliação integrada (PEREIRA; ORTEGA, 2010). Raugei et al. (2014) corroboram com esta visão ao afirmarem que a AE deve ser vista como um complemento valioso, e não como uma alternativa, às métricas existentes de ACV.

Neste contexto, esta tese se propôs a combinar aspectos específicos das metodologias de ACV e de AE, no intuito de fundamentar uma abordagem metodológica que possibilite a agregação das diferentes categorias de impacto em um indicador único. Esta combinação, desenvolvida com bases termodinâmicas tem como principal objetivo, subsidiar fatores que contornem a ocorrência de *trade-offs* existentes nos resultados de estudos de ACV.

I.2 PERGUNTAS DE PESQUISA

Considerando o que foi brevemente exposto, foram identificadas duas problemáticas:

- (1) A aplicação das metodologias de avaliação do ciclo de vida e de análise emergética convergem ao identificar os processos mais impactantes, do ponto de vista ambiental, de um sistema?
- (2) É possível estabelecer um indicador único para a ACV utilizando a AE?

I.3 HIPÓTESES

Como possíveis respostas, estabeleceram-se as seguintes hipóteses:

- (1) Embora diferentes, as metodologias de avaliação do ciclo de vida e de análise emergética convergem ao identificar os processos mais impactantes de um sistema.
- (2) Os conteúdos emergéticos da AE podem ser associados aos fatores de caracterização (FC) das diferentes categorias de impacto da ACV, permitindo a agregação em unidades de energia (seJ).

I.4 OBJETIVOS

O objetivo geral desta tese é combinar a ACV com a AE para desenvolver um indicador único para os resultados da primeira. Em paralelo, os objetivos específicos são:

- (1) Avaliar as possíveis convergências e divergências entre as metodologias aplicando a avaliação do ciclo de vida e a análise emergética ao mesmo sistema de produto;
- (2) Estabelecer fatores de caracterização para as diferentes categorias de impacto da ACV em termos da energia solar necessária para produzi-las ou tratá-las;
- (3) Analisar a aplicabilidade dos fatores estabelecidos nas diferentes categorias de impacto resultantes de um estudo de ACV.

I.5 JUSTIFICATIVA

Na Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), é identificado que a maioria dos serviços ecossistêmicos (SE) estudados apresenta alto grau de degradação devido às atividades humanas, representando um risco para o bem-estar da humanidade. Logo, para evitar mais danos e amenizar a exploração dos SE, se faz necessário avaliar os possíveis impactos sobre eles, aplicando métodos de quantificação ambiental (ALEJANDRE; VAN BODEGOM; GUINÉE, 2019). Pavan e Ometto (2018) identificaram que a metodologia de ACV tem ganhado atenção em face da avaliação destes serviços.

Na ACV, a avaliação do impacto do ciclo de vida é uma das etapas mais críticas, visto que é onde se encontram os graus de incerteza mais significativos (RAUGEI et al., 2014). É nesta etapa que as intervenções ambientais identificadas na fase de inventário do ciclo de vida (ICV) são convertidas em impactos ambientais potenciais de acordo com fatores de caracterização (FC) específicos. Além disso, é neste ponto que a ACV enfrenta uma série de melhorias desafiadoras para definir novos fatores para AICV em nível de *midpoint* (impacto potencial) e/ou *endpoint* (dano potencial) da cadeia de causa e efeito (RUGANI et al., 2013). Assim, para que a ACV abranja adequadamente os serviços ecossistêmicos, novas categorias de impacto ainda precisam ser incorporadas, bem como novos fatores de caracterização desenvolvidos (ALEJANDRE; VAN BODEGOM; GUINÉE, 2019; RUGANI et al., 2019).

Paralelamente, e de maneira a contribuir com a manutenção dos SE, o interesse pela economia circular (EC) cresceu à medida que se tornou um *hotspot* analisado pela comunidade científica, governos e organizações (KIRCHHERR; REIKE; HEKKERT, 2017; MURRAY; SKENE; HAYNES, 2017). Embora a pesquisa associada à EC apresente uma grande variedade de estruturas e revisões de literatura, poucos estudos se concentram em como medir a “circularidade” de produtos, serviços ou a cadeia de suprimentos como um todo de forma eficaz (ELIA; GNONI; TORNESE, 2017). Saidani et al. (2019) corroboram com tal situação mencionando que, em todo o mundo, acadêmicos, formuladores de políticas e indústrias concordam sobre a necessidade de instrumentos confiáveis de medição relacionados à EC para gerenciar a transição entre modelos de negócios lineares para circulares.

Encontrar a melhor maneira de tornar um sistema circular, não é uma tarefa fácil, pois as modificações na cadeia de valor estão frequentemente sujeitas a uma compensação entre os impactos ambientais. Nesse caso, se pode citar o estabelecimento de redes de logística reversa, que inevitavelmente, acarreta impactos ambientais (consumo de combustível e emissões dos modais de transporte, por exemplo) (LIU et al., 2017). Para garantir uma melhor circularidade, os *trade-offs* ambientais devem ser cuidadosamente analisados. Assim, Homrich et al. (2018) afirmam que o pensamento do ciclo de vida é fundamental para garantir condições favoráveis para melhores estratégias nos círculos mais restritos da EC.

Assim sendo, seja para quantificar os impactos ambientais nos processos de economia circular, ou ainda, os serviços ecossistêmicos, a ACV tem potencial para fornecer uma visão holística para ambas as situações. No entanto, nem todos os tipos de impactos são igualmente bem cobertos por uma ACV típica. Por exemplo, os métodos para a avaliação de impacto do uso da terra, incluindo impactos na biodiversidade, e aspectos de recursos, incluindo recursos de água doce, são problemáticos e precisam ser melhorados (FINNVEDEN et al., 2009).

Curran (2013) afirma que raramente os resultados de uma ACV identificam um “vencedor” claro entre as alternativas. Em alguns casos, pode não ser possível afirmar que uma alternativa é melhor que as outras devido à incerteza nos resultados, entretanto, isso não implica que os esforços tenham sido desperdiçados ou que a ACV não seja uma metodologia viável para os tomadores de decisão. Ainda assim, o processo de ACV melhorará a compreensão dos impactos ambientais associados a cada alternativa. Laurin et al. (2016) corroboram, ao afirmarem que, embora a ACV seja útil e informativa, ela ainda é imperfeita e precisa de mais desenvolvimento. Um caminho para tornar a metodologia mais aplicável tem sido a sua combinação com outros métodos para avaliar a sustentabilidade ambiental (ANGELAKOGLU; GAIDAJIS, 2015).

Para Geng et al. (2010) um único método de avaliação de impacto ambiental, de maneira nenhuma, poderá fornecer informações completas sobre o objeto de estudo. Os autores mencionam que ACV baseada em apenas uma abordagem provavelmente fornecerá informações incompletas e talvez, até mesmo contraditórias. Tanto Zhong et al. (2016), quanto Patterson, McDonald e Hardy (2017), corroboram ao afirmarem que nenhum método único pode

resolver todos os problemas, levando à necessidade de combinação com outros métodos, possibilitando assim a obtenção de resultados mais holísticos e precisos.

Pensando em algumas destas adversidades da ACV, Almeida, Barrella e Giannetti (2007) escolheram a AE para contornar as dificuldades com aspectos como a normalização e a agregação de variáveis com diferentes unidades. Nas palavras dos autores, o método dá transparência na avaliação de sistemas, ao contrário de fatores de ponderação, que são juízos de valor e podem ser propensos a erros. Corroboram com essa escolha Chen et al. (2017), quando discutem que muitos métodos de avaliação têm sido propostos (ACV, análise de fluxo de material (AFM), e pegada ecológica (PE), por exemplo), porém são concentrados principalmente em parâmetros individuais e, portanto, podem não fornecer um quadro completo do objeto de avaliação.

Embora a AE tenha se tornado uma das abordagens dominantes nas tomadas de decisões para apoiar iniciativas de desenvolvimento sustentável (CHEN et al., 2016), assim como a ACV, tal abordagem possui muitas barreiras em sua aplicação para quantificação da sustentabilidade (KHARRAZI et al., 2014). Amaral, Martins e Gouveia (2016) defendem os vários recursos atraentes da AE: ela usa uma unidade de medida única para todos os recursos; permitindo uma comparação mais justa entre os sistemas; considera os diferentes níveis de qualidade de energia (e sua capacidade de realizar trabalho) usando o conceito de transformidade; conecta sistemas econômicos e ecológicos superando a avaliação econômica de insumos ambientais; e por fim, justifica seus resultados com base em termodinâmica. Porém, destacam também, que o desenvolvimento da metodologia ainda não foi finalizado.

De acordo com Amaral, Martins e Gouveia (2016), a metodologia enfrenta certa dificuldade para se tornar aceita na comunidade científica, e para tentar contornar esta situação, pesquisadores tem se esforçado para comprovar a aplicabilidade da AE. Uma das maneiras encontradas pela comunidade, tem sido combinar a AE com outros métodos ou técnicas mais consolidadas cientificamente, neste caso, especialmente a ACV. Assim, a integração entre as metodologias tem sido incentivada aos pesquisadores das mesmas, apontando para esta, como uma direção promissora de pesquisas futuras (CHEN et al., 2017; YU et al., 2016).

Essa integração, de fato, tem atraído a atenção de pesquisadores que estudam métodos de contabilidade ambiental. Buonocore, Franzese e Ulgiati (2012) avaliaram sistemas de produção de bioenergia, Song, Wang e Li (2013) estudaram processos de reciclagem de

resíduos eletrônicos, e Wilfart et al. (2013) abordaram os sistemas de aquicultura, afirmando que a combinação das duas metodologias permite uma visão mais ampla dos efeitos de um sistema no seu meio ambiente, uma vez que ele se ajusta ao ambiente e aos recursos que fornece ao sistema.

Pizzigallo, Granai e Borsa (2008) aplicaram as metodologias na análise de sistemas agrícolas e concluíram que a integração se mostrou muito útil para fornecer uma gama mais ampla de informações. Na gestão de resíduos, Gala et al. (2015) afirmam que apesar dos avanços na integração entre ACV e AE, estudos de caso bem estruturados e bem executados ainda são escassos na literatura, e ainda, há uma série de questões não resolvidas que requerem mais pesquisas. Ghisellini, Ripa e Ulgiati (2018) reforçam esta situação quando se trata da gestão de resíduos de construção e demolição do ponto de vista de uma economia mais circular.

Nesse sentido, Wang et al. (2015), explorando algumas relações entre ACV e AE aplicadas à avaliação da sustentabilidade de um sistema de suinocultura em grande escala, argumentam que a consideração insuficiente de resultados através da AE, como as emissões de gases, pode ser complementada pela aplicação da ACV, e concluem que a revisão e o desenvolvimento da combinação das metodologias são necessários para melhorar a avaliação da sustentabilidade dos processos de produção em diferentes aspectos. Além disso, Rugani e Benetto (2012) afirmam que a AE mostra como maximizar a permanência de recursos nos sistemas de produção e consumo, enquanto a ACV permite a identificação de processos com altas taxas de emissão, a melhoria da reutilização de resíduos e a quantificação dos benefícios relacionados.

Por outro lado, Raugei et al. (2014) destacam que a integração entre as duas metodologias não é trivial, visto que uma série de situações precisam ser contornadas antes que os cálculos emergéticos possam ser rotineiramente realizados com as ferramentas de ACV. De qualquer forma, os autores afirmam que o esforço necessário deve valer à pena, dado o valor que a AE pode acrescentar à ACV. Ainda assim, embora tenha havido um interesse crescente pelo tema por parte da comunidade científica (CHEN et al., 2017), a combinação ACV/AE pode ser considerada incipiente, e por mais que as referências aqui mencionadas tenham aplicado as duas metodologias, destaca-se que tal aplicação nunca aconteceu de forma combinada, mas sim paralelamente. Logo, o fato de uma combinação de aspectos específicos

de cada uma das metodologias nunca tendo sido realizada, torna a abordagem metodológica aqui proposta inédita e inovadora.

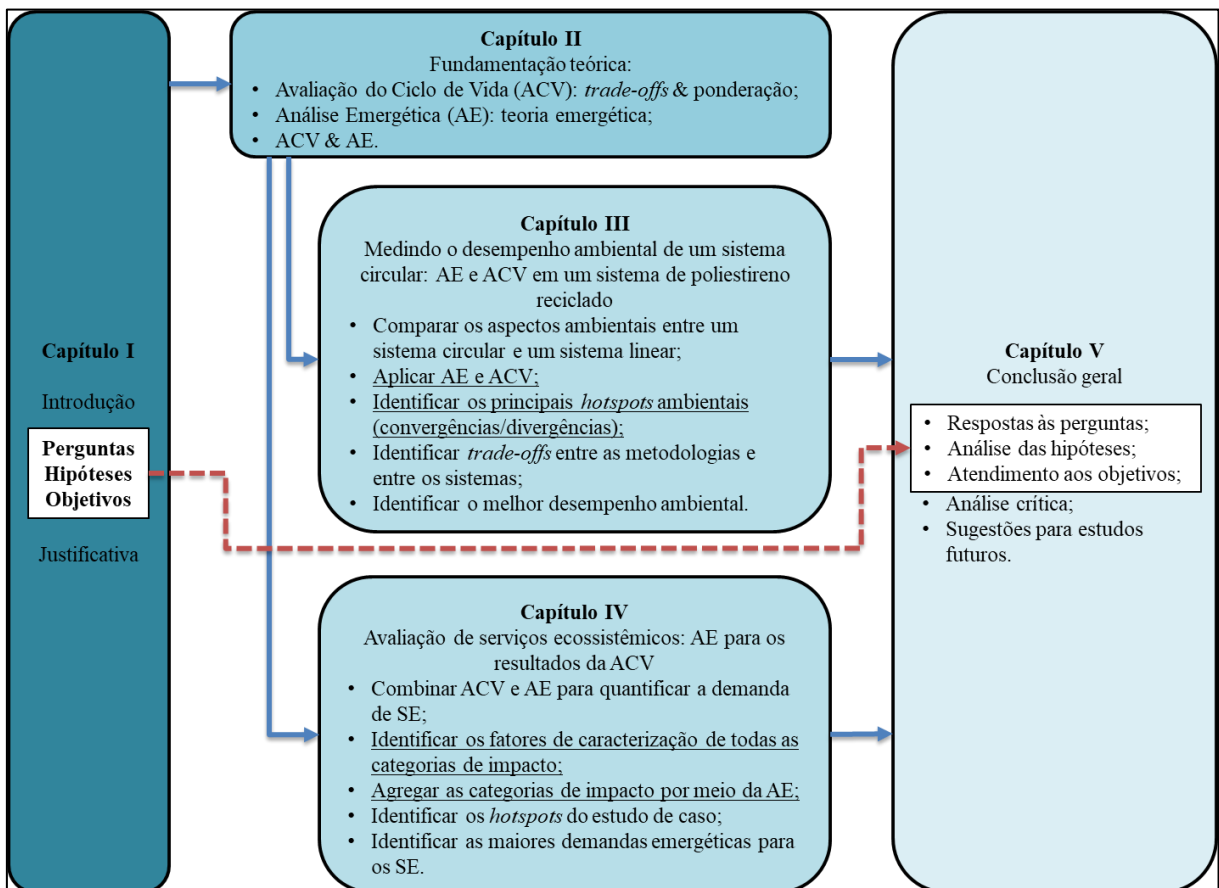
Por fim, considerando que os estudos do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG), inserido na linha de pesquisa de “Gestão Ambiental em Organizações” do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), de maneira geral, procuram contribuir de alguma forma com o entendimento, desenvolvimento e a consolidação da metodologia de ACV, e ainda, considerando que o grupo tem vivido um momento de transição, ampliando seu escopo para estudos de EC. Esta tese, tendo em vista o que foi até aqui exposto, pretende contribuir com os trabalhos desenvolvidos por: Cherubini (2015), que buscou contornar incertezas das escolhas metodológicas na ACV; por Zanghelini (2018), que estudou a ponderação de categorias de impacto usando análise multicritério; por Galindro (2019), que desenvolveu um sistema de benchmarking para facilitar a comunicação em DAP; e principalmente por Dantas (2019), que estudou as relações entre ACV e AE em um sistema circular. E ainda, contribuir com a missão do grupo, explorando a possibilidade da diminuição das incertezas e subjetividades em tomadas de decisão baseadas puramente em ACV, integrando-a com a AE para quantificação de impactos ambientais de sistemas.

I.6 ESTRUTURA DA TESE

No intuito de facilitar a leitura e levando em consideração o formato definido para a estruturação deste documento – como uma compilação dos artigos desenvolvidos – o texto encontra-se dividido em cinco capítulos, conforme apresentado na Figura I.1 e na Tabela I.1. No Capítulo II, os conceitos que apoiam e sustentam o desenvolvimento do trabalho são apresentados na fundamentação teórica. Em seguida, os Capítulos III e IV são apresentados na forma como submetidos aos jornais científicos. O primeiro artigo (Capítulo III) já foi publicado em revista especializada, enquanto o segundo (Capítulo IV) já foi submetido para publicação e encontra-se atualmente em processo de revisão por pares. Os dois são acompanhados de resumos expandidos em português, conforme determinado pelo PPGEA.

O propósito deste arranjo é possibilitar a leitura dos capítulos de maneira individualizada sem que a compreensão e o entendimento sejam afetados por falta de informações adicionais. Sendo assim, os capítulos III e IV contam com seus próprios resumos, introduções, metodologias, resultados, discussões e conclusões. Para manter a independência dos capítulos, as respectivas referências bibliográficas foram disponibilizadas ao fim de cada um. Ressalta-se que os conteúdos dos capítulos são relacionados, permitindo uma colaboração conjunta para o atendimento dos objetivos estabelecidos na presente tese. Finalmente, as conclusões e a relação dos resultados de cada capítulo com o cumprimento dos objetivos são apresentadas no Capítulo V.

Figura I.1 – Estrutura da tese.



Fonte: elaborado pelo autor (2021).

Tabela I.1 – Objetivos e conclusões de cada capítulo.

Cap.	Objetivo	Tópicos	Conclusão
I	Enquadrar o tema, definir as perguntas de pesquisa e hipóteses, e justificar a pesquisa.	Contextualização; Objetivos da tese; Justificativa.	Tomadas de decisão com base em ACV podem ser fragilizadas pela ocorrência de <i>trade-offs</i> ; Agregação pode ser usada para amenizar essa situação, porém não é uma etapa trivial; Combinar ACV com AE, nunca feito para agregação, pode ser uma solução.
II	Fornecer os elementos fundamentais para a compreensão da pesquisa.	ACV (<i>trade-offs</i> e agregação); AE; Relações entre ACV e AE.	Identificação da lacuna quanto à agregação das categorias de impacto da ACV; Identificação da lacuna na combinação entre ACV e AE.
III	Avaliar as possíveis convergências e divergências entre as metodologias de ACV e AE.	Aplicação individual das metodologias em um estudo de caso.	As metodologias convergem e divergem em aspectos específicos, entretanto, foi identificada a possibilidade de combinação entre ambas.
IV	Combinar a AICV com a AE para o desenvolvimento de um indicador único para os resultados de uma ACV.	Estabelecimento dos FC para as categorias de impacto da ACV em termos da emergência; Aplicação conjunta das metodologias em um estudo de caso.	Confirmação da possibilidade de combinação de aspectos da ACV com AE. A combinação possibilitou a agregação dos resultados do estudo em um indicador único.
V	Fechamento da tese.	Conclusões; Respostas às perguntas de pesquisa; Análise crítica; Recomendações.	Contribuição no avanço científico de métodos de agregação de categorias de impacto da ACV; Contribuição para o avanço científico na combinação entre ACV e AE.

Fonte: elaborado pelo autor (2021).

I.7 REFERÊNCIAS

ALEJANDRE, E. M.; VAN BODEGOM, P. M.; GUINÉE, J. B. Towards an optimal coverage of ecosystem services in LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 231, p. 714–722, 10 set. 2019.

ALMEIDA, C. M. V. B. et al. Identifying improvements in water management of bus-washing stations in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 11, p. 821–831, 1 set. 2010.

ALMEIDA, C. M. V. B.; BARRELLA, F. A.; GIANNETTI, B. F. Emergetic ternary diagrams: five examples for application in environmental accounting for decision-making. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 1, p. 63–74, 1 jan. 2007.

AMARAL, L. P.; MARTINS, N.; GOUVEIA, J. B. A review of emergy theory, its application and latest developments. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 882–888, 1 fev. 2016.

ANGELAKOGLU, K.; GAIDAJIS, G. A review of methods contributing to the assessment of the environmental sustainability of industrial systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 108, p. 725–747, 1 dez. 2015.

BUONOCORE, E.; FRANZESE, P. P.; ULGIATI, S. Assessing the environmental performance and sustainability of bioenergy production in Sweden: A life cycle assessment perspective. **Energy**, 7th Biennial International Workshop “Advances in Energy Studies”. v. 37, n. 1, p. 69–78, 1 jan. 2012.

CELLURA, M.; LONGO, S.; MISTRETTA, M. Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4697–4705, dez. 2011.

CHEN, W. et al. Life cycle based emergy analysis on China’s cement production. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 272–279, 10 set. 2016.

CHEN, W. et al. Recent progress on emergy research: A bibliometric analysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1051–1060, 1 jun. 2017.

CHERUBINI, E. **Incertezas na avaliação do ciclo de vida: Um estudo de caso na suinocultura**. Tese (Doutorado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2015.

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: a review of the methodology and its application to sustainability. **Current Opinion in Chemical Engineering**, Energy and environmental engineering / Reaction engineering and catalysis. v. 2, n. 3, p. 273–277, 1 ago. 2013.

DANTAS, T. E. T. **Convergências Metodológicas entre Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética: Estudo de caso em um sistema de reciclagem de poliestireno expandido**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 2019.

DE SOUZA, R. G. et al. Sustainability assessment and prioritisation of e-waste management options in Brazil. **Waste Management**, WEEE: Booming for Sustainable Recycling. v. 57, p. 46–56, nov. 2016.

ELIA, V.; GNONI, M. G.; TORNESE, F. Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2741–2751, 20 jan. 2017.

FENG, C.; MAI, Y. Sustainability assessment of products based on fuzzy multi-criteria decision analysis. **The International Journal of Advanced Manufacturing Technology**, v. 85, n. 1, p. 695–710, 1 jul. 2016.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 1, p. 1–21, out. 2009.

GALA, A. B. et al. Dealing with waste products and flows in life cycle assessment and energy accounting: Methodological overview and synergies. **Ecological Modelling**, Energy Synthesis 8 ~ Energy and Environmental Accounting: Theories, Applications, and Methodologies. v. 315, p. 69–76, 10 nov. 2015.

GALINDRO, B. M. **Desenvolvimento de sistema de benchmarking para comunicação de declarações ambientais de produto (DAP)**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 2019.

GENG, Y. et al. Energy analysis of an industrial park: The case of Dalian, China. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 22, p. 5273–5283, 15 out. 2010.

GHISELLINI, P.; RIPA, M.; ULGIATI, S. Exploring environmental and economic costs and benefits of a circular economy approach to the construction and demolition sector. A literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 618–643, 20 mar. 2018.

GOLDSTEIN, B. et al. Ethical aspects of life cycle assessments of diets. **Food Policy**, v. 59, p. 139–151, 1 fev. 2016.

HOMRICH, A. S. et al. The circular economy umbrella: Trends and gaps on integrating pathways. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, p. 525–543, 20 fev. 2018.

KHARRAZI, A. et al. Advancing quantification methods of sustainability: A critical examination energy, exergy, ecological footprint, and ecological information-based approaches. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 81–89, 1 fev. 2014.

KIRCHHERR, J.; REIKE, D.; HEKKERT, M. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 127, p. 221–232, 1 dez. 2017.

LAURIN, L. et al. Life cycle assessment capacity roadmap (section 1): decision-making support using LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 4, p. 443–447, 1 abr. 2016.

LIU, G. et al. An emergy-LCA analysis of municipal solid waste management. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 120, p. 131–143, 1 maio 2017.

MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC.

MURRAY, A.; SKENE, K.; HAYNES, K. The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context. **Journal of Business Ethics**, v. 140, n. 3, p. 369–380, 1 fev. 2017.

ODUM, H. T. **Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making**. [s.l.] John Wiley & Sons, 1996.

PATTERSON, M.; MCDONALD, G.; HARDY, D. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting. **Ecological Modelling**, v. 362, p. 19–36, 24 out. 2017.

PAVAN, A. L. R.; OMETTO, A. R. Ecosystem Services in Life Cycle Assessment: A novel conceptual framework for soil. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 1337–1347, 1 dez. 2018.

PEREIRA, C. L. F.; ORTEGA, E. Sustainability assessment of large-scale ethanol production from sugarcane. **Journal of Cleaner Production**, The Roles of Cleaner Production in the Sustainable Development of Modern Societies. v. 18, n. 1, p. 77–82, 1 jan. 2010.

PIZZIGALLO, A. C. I.; GRANAI, C.; BORSA, S. The joint use of LCA and emergy evaluation for the analysis of two Italian wine farms. **Journal of Environmental Management**, SPIn-Eco: Sustainability of the Siena Province through Ecodynamic Indicators. v. 86, n. 2, p. 396–406, 1 jan. 2008.

RAUGEI, M. et al. Integrating emergy into LCA: Potential added value and lingering obstacles. **Ecological Modelling**, Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling. v. 271, p. 4–9, 10 jan. 2014.

RUGANI, B. et al. Emergy-based mid-point valuation of ecosystem goods and services for life cycle impact assessment. **Revue de Métallurgie**, v. 110, n. 4, p. 249–264, 2013.

- RUGANI, B. et al. Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. **Science of The Total Environment**, v. 690, p. 1284–1298, 10 nov. 2019.
- RUGANI, B.; BENETTO, E. Improvements to Emery Evaluations by Using Life Cycle Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 9, p. 4701–4712, 1 maio 2012.
- SAIDANI, M. et al. A taxonomy of circular economy indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 542–559, 10 jan. 2019.
- SOARES, S. R.; TOFFOLETTO, L.; DESCHÊNES, L. Development of weighting factors in the context of LCIA. **Journal of Cleaner Production**, Advancing Pollution Prevention and Cleaner Production – Canada’s Contribution Advancing Pollution Prevention and Cleaner Production – Canada’s Contribution. v. 14, n. 6–7, p. 649–660, 2006.
- SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. Sustainability evaluation of e-waste treatment based on emery analysis and the LCA method: A case study of a trial project in Macau. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 138–147, 1 jul. 2013.
- WANG, X. et al. Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emery analysis based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 102, p. 144–164, 1 set. 2015.
- WANG, Y. et al. Investigating impact of waste reuse on the sustainability of municipal solid waste (MSW) incineration industry using emery approach: A case study from Sichuan province, China. **Waste Management**, 26 abr. 2018.
- WILFART, A. et al. LCA and emery accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. **Journal of Environmental Management**, v. 121, p. 96–109, 30 maio 2013.
- YU, X. et al. Emery-based sustainability assessment on natural resource utilization in 30 Chinese provinces. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 18–27, 1 out. 2016.
- ZANGHELINI, G. M. **Ponderação de categorias de impacto ambiental através de análise de decisão multicritério**. Tese (Doutorado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2018.
- ZHONG, S. et al. A bibliometric review on natural resource accounting during 1995–2014. **Journal of Cleaner Production**, v. 139, p. 122–132, 15 dez. 2016.

CAPÍTULO II. FUNDAMENTAÇÃO BIBLIOGRÁFICA.

Esta seção descreve a literatura recente relacionada ao escopo desta tese para posicionar o trabalho e demonstrar sua relevância para as lacunas de pesquisa identificadas nos tópicos de *trade-offs* e agregação na ACV, bem como na combinação desta metodologia de quantificação de impacto ambiental com a AE.

II.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

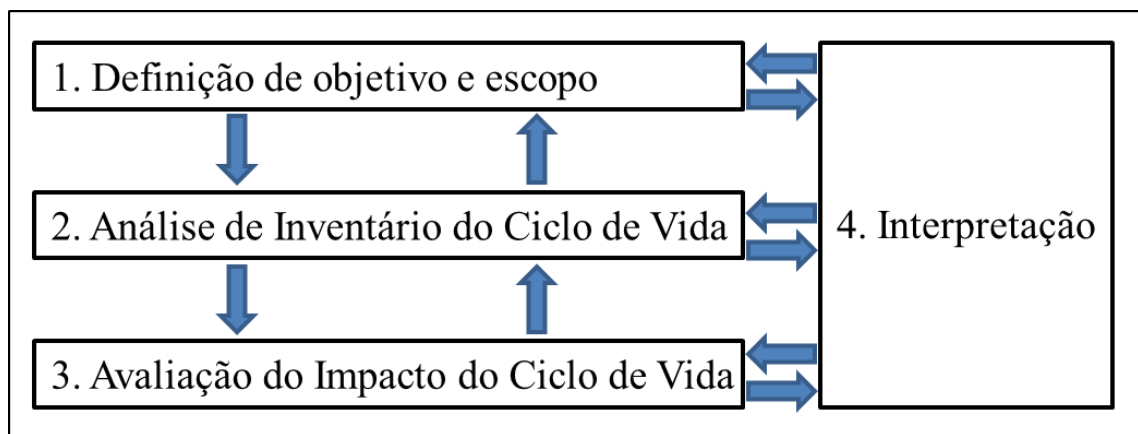
À medida que governos, corporações e consumidores se tornam mais conscientes dos impactos ambientais causados por produtos, processos e serviços, a avaliação ambiental se torna mais importante (CURRAN, 2013; REAP et al., 2008a). A informação sobre aspectos ambientais de diferentes sistemas é, portanto, necessária, e muitos métodos, ferramentas e indicadores para avaliar os impactos ambientais de diferentes sistemas foram desenvolvidos (FINNVEDEN et al., 2009).

A ACV é um destes métodos, concebida para avaliar os impactos ambientais potenciais ao longo do ciclo de vida de um produto, ou seja, desde a aquisição da matéria-prima, passando pelas fases de produção e uso, até a gestão de resíduos (ISO, 2006a). Esta consiste de uma avaliação abrangente que considera todos os atributos ou aspectos do ambiente natural, saúde humana e recursos (ISO, 2006a). A característica exclusiva da ACV é o fato de ser focada na perspectiva de ciclo de vida dos produtos, possuindo um escopo abrangente, útil para evitar a transferência de problemas, por exemplo, de uma fase do ciclo de vida para outra, de uma região para outra ou de um problema ambiental para outro (CURRAN, 2013; FINNVEDEN et al., 2009).

Nas normas de ACV (ISO 14040 e ISO 14044) são definidas, entre outras coisas, as quatro etapas distintas, embora interdependentes (REAP et al., 2008a), que compõem um estudo de ACV (Figura II.): definição de objetivo e escopo; análise de inventário de ciclo de vida (ICV); avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV); e interpretação. As definições de objetivo e escopo incluem as razões para a realização do estudo, a aplicação pretendida e o público-alvo (ISO, 2006a). É também a etapa onde os limites do sistema do estudo são descritos e a unidade

funcional (UF) é definida. A UF é uma medida quantitativa das funções que os bens (ou serviços) fornecem. O resultado do ICV é uma compilação dos insumos (recursos) e das saídas (emissões) do sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida em relação à UF. A AICV destina-se a compreender e avaliar a magnitude e importância dos potenciais impactos ambientais do sistema estudado (ISO, 2006a). Por fim, na Interpretação, os resultados das fases anteriores são avaliados em relação aos objetivos e escopo para chegar a conclusões e recomendações (CURRAN, 2013; FINNVEDEN et al., 2009; ISO, 2006b; REAP et al., 2008a).

Figura II.1 – Fases de uma ACV.



FONTE: adaptado de ISO (2006a).

De forma abrangente, o objetivo da ACV é auxiliar no desenvolvimento de sistemas de produto menos impactantes e fornecer aos tomadores de decisão informações sobre as consequências ambientais de diferentes escolhas. No entanto, as decisões assistidas pela ACV podem ser contraditórias, uma vez que os resultados de um estudo de ACV podem ser prejudicados por diferentes fontes de incerteza (CELLURA; LONGO; MISTRETTA, 2011).

Reap et al. (2008a) realizaram uma revisão sobre problemas até então não solucionados na ACV e iniciaram seu trabalho afirmando que a melhoria efetiva e a utilização da ACV, dependem da identificação destes problemas, os quais, sobrecarregam a mesma. Zamagni et al. (2009) corroboram com os autores ao comentarem da solicitação dos usuários para melhoria das normas, com o objetivo específico de aumentar sua consistência e compatibilidade com o contexto político e setorial. Os autores comentam que esforços adicionais são necessários para tornar a metodologia mais “robusta”, em termos de

confiabilidade, significância e usabilidade, podendo assim, superar as barreiras ainda existentes à adoção mais ampla da ACV.

Curran (2013) complementa a visão mencionada, afirmando que embora as normas ISO definam a ACV e forneçam uma estrutura geral para a realização de uma avaliação, ela deixa muito para interpretação do praticante. Como resultado, os estudos de ACV têm sido criticados por produzirem resultados diferentes para aparentemente o mesmo produto. Logo, há muita confusão sobre o que a ACV pode e não pode fazer e como ela se encaixa em uma abordagem de sustentabilidade de nível estratégico. Desta maneira, existe na literatura um consenso de que, embora a ACV seja útil e informativa, ela ainda é imperfeita e precisa de mais desenvolvimento (LAURIN et al., 2016).

II.1.1 TRADE-OFFS

Prado-Lopez et al. (2016) explicam que em uma ACV orientada à decisão (em que a meta é identificar a alternativa ambientalmente mais viável entre um conjunto de opções) se pode (i) orientar a seleção de material e processamento na indústria; (ii) identificar o melhor cenário político para informar regulamentações ambientais; e ainda (iii) direcionar pesquisadores para áreas mais promissoras para redução de impactos ambientais no desenvolvimento de tecnologia. No entanto, os resultados raramente são conclusivos, e quando uma alternativa apresenta o melhor desempenho em alguns aspectos, ela frequentemente também apresenta resultados piores em outros. Esses *trade-offs* entre as diferentes categorias de impacto dificultam a identificação da alternativa mais viável.

Neste sentido, Zamagni et al. (2009) afirmam que a simplificação é considerada uma questão crucial para a ampla aplicação da informação sobre o ciclo de vida, e a definem como a maneira de tornar mais fácil para o tomador de decisão a compreensão e o acesso a informações confiáveis, precisas e relevantes sobre o ciclo de vida.

Reap et al. (2008b) afirmam que os tomadores de decisões muitas vezes consideram vários objetivos que entram em conflito ou de compensação através de um conjunto de opções de decisão (uma opção domina as outras por um objetivo, mas é dominada por outro objetivo). Um exemplo clássico desta situação, são os casos onde um processo é mais impactante para

uma categoria de impacto A, enquanto que, outro processo é mais impactante para uma categoria de impacto B. Laurin et al. (2016) corroboram com esta observação, quando afirmam que as ACV nem sempre mostram uma vantagem clara de uma opção sobre a outra em todas as categorias de impacto. Além disso, quando uma clara vantagem (ou desvantagem) é observada, isso deve conter uma margem grande o suficiente para acomodar a incerteza relacionada aos dados de inventário e aos métodos de avaliação de impacto.

Essa gama de trabalhos apresentados expõe alguns desafios nas tomadas de decisão baseadas exclusivamente nos resultados da ACV. Para informar adequadamente os tomadores de decisão, dentro do contexto de suas metas e objetivos, é necessário que haja metodologias cientificamente sólidas para abordar as compensações dentro da ACV e no processo de tomada de decisão maior (LAURIN et al., 2016). Para Laurin et al. (2016), para identificar a melhor alternativa ao fazer uma comparação, muitas vezes é necessário entender os *trade-offs* entre as diferentes categorias de impacto. Os autores sugerem técnicas de análise de decisão multicritério (*MultiCriteria Decision Analysis – MCDA*) para auxiliar nessa interpretação de resultados, podendo incluir neste quadro a ponderação para agregação. Esta, por sua vez, relativiza a importância ou o valor de diferentes objetivos e agrega-os em uma única pontuação composta (indicador único).

II.1.2 AGREGAÇÃO

Finnveden et al. (2009) apontam que os passos finais da ACV incluem a agregação, a qual normalmente passa pelas etapas de ponderação e/ou de normalização, das diferentes categorias de impacto ambiental, refletindo a importância relativa que lhes é atribuída no estudo. A agregação pode ser necessária quando ocorrem situações de *trade-off*, por exemplo, onde melhorias em uma pontuação de impacto são obtidas à custa de outra pontuação de impacto. Os autores comentam da relutância em se discutir métodos de ponderação/normalização para agregação nos grupos de trabalho de padronização e harmonização da ACV. Isso é compreensível do ponto de vista de que os valores não podem ser harmonizados e não há como se descobrir quais valores são “corretos”, do ponto de vista científico. No entanto, os métodos e dados utilizados nas ponderações podem e devem ser discutidos e avaliados quanto à consistência por métodos científicos. Desta maneira, o

desenvolvimento de métodos de ponderação a serem usados na ACV beneficiou-se dos desenvolvimentos dentro de economia ambiental e da MCDA (FINNVEDEN et al., 2009).

De acordo com Reap et al. (2008b), a agregação é inevitável quando se recomenda uma ação entre um conjunto de possibilidades, e lidar com ela, significa lidar com os problemas perniciosos de ponderação e normalização. A necessidade de imputar valores socialmente enraizados na forma de pesos coloca essa dificuldade na mesma classe que outras decisões problemáticas da ACV. Para Finnveden et al. (2009) o elemento de ponderação na ACV sempre foi uma questão controversa, em parte porque esse elemento requer a incorporação de valores sociais, políticos e éticos (PENNINGTON ET AL., 2004; WANG ET AL., 2018), e também, porque não há valores envolvidos apenas na escolha dos fatores de ponderação e normalização, mas também na seleção do tipo de método a ser usado.

Apesar das controvérsias, Finnveden et al. (2009) destacam que a ponderação/normalização para agregação é amplamente usada na prática, evidenciando a importância de se revisar criticamente os métodos e dados usados. Para a ACV, isso requer quantificar e comparar o valor de diferentes impactos ambientais, mesmo quando suas unidades e escalas diferem.

Para enfrentar este desafio fundamental, numerosos métodos de ponderação/normalização para agregação, com diferentes processos de identificação de preferências, foram propostos e aplicados. Alguns problemas destes métodos foram apontados por Reap et al. (2008b). Primeiro, quando as preferências são construídas por extração direta, os pesos ou funções de valor resultantes podem ser afetados por vieses, alguns dos quais são inevitáveis. As causas de viés podem ser de tipo comportamental (WEBER; BORCHERDING, 1993) ou de tipo processual. O viés processual pode ser devido ao enquadramento ou redação da pesquisa (METTIER; HOFSTETTER, 2004) ou à escolha de referências cognitivas (METTIER; SCHOLZ; TIETJE, 2006). Da mesma forma, as preferências obtidas através de métodos indiretos (isto é, revelados) podem ser de relevância questionável quando transferidas para o contexto real de interesse. Assim, Reap et al. (2008b) concluem que a agregação é o problema geral na fase de Interpretação, pois infelizmente, juntamente com a ponderação e a normalização introduzem subjetividade, a qual, nem sempre é satisfatoriamente tratada pelos métodos atuais na ciência da decisão.

Outra sugestão para contornar os possíveis *trade-offs* aqui mencionados foram propostas por Zamagni et al. (2009), que sugeriram o desenvolvimento de novos métodos de caracterização e novas categorias de impacto, apontando a exergia para proporcionar a comparabilidade entre os diferentes métodos desenvolvidos. Finnveden et al. (2009) também apontaram para esta direção ao citarem métodos disponíveis para caracterização de recursos. Entre os diversos métodos, os autores mencionam os métodos baseados no consumo exergético ou produção de entropia, sendo a exergia uma medida da energia disponível e a entropia interpretada como uma medida de desordem.

De acordo com Finnveden et al. (2009) tais métodos e dados baseados nesta abordagem foram desenvolvidos para a ACV por Finnveden e Östlund (1997) e dados para um grande número de recursos foram publicados por Bösch et al. (2007). Os autores contrapõem os críticos desta abordagem, mencionando que um dos argumentos contra os métodos baseados no consumo exergético tem sido a falta de dados, que passaram a ser disponibilizados em grande volume. Dewulf et al. (2007) sugeriram que os dados exergéticos sobre fósseis, minerais, ar, água, ocupação do solo e fontes de energia renováveis podem ser calculados e agregados como a extração exergética cumulativa do ambiente natural. Este tópico será especificado no capítulo a seguir.

II.2 ANÁLISE EMERGÉTICA

Previamente, é importante esclarecer os conceitos de exergia e emergia. A análise exergética fornece uma visão mais clara do próprio processo, enquanto a AE é útil para entender o contexto no qual o processo ocorre e sua relação com a dinâmica ambiental. Sendo assim, a relação exergia e emergia pode ser útil para avaliar a eficiência com a qual um ecossistema transforma insumos disponíveis (emergia) em informação e organização real (exergia), sendo que, um ecossistema será mais eficiente (e sustentável) quanto maior for tal relação (AMARAL; MARTINS; GOUVEIA, 2016).

De acordo com Chen et al. (2016), a emergia é uma das métricas de sustentabilidade que incorporam aspectos ambientais, sociais e econômicos em uma unidade comum de medida não monetária. A AE fornece uma abordagem de ciclo de vida que, em comparação com a ACV tradicional, sintetiza informações e usa uma quantidade menor de dados. A AE tem a

capacidade de avaliar todos os recursos, bens e serviços sob uma única unidade de medida. Ao usar esse recurso, é possível por exemplo, preencher a lacuna que tipicamente existe em vários estudos entre visões econômicas e ambientais do mesmo problema. Esse recurso também permite que a AE seja uma boa opção para a avaliação de sustentabilidade de qualquer sistema e, assim, auxilia na tomada de decisões sobre questões energéticas, ambientais e sociais (AMARAL; MARTINS; GOUVEIA, 2016).

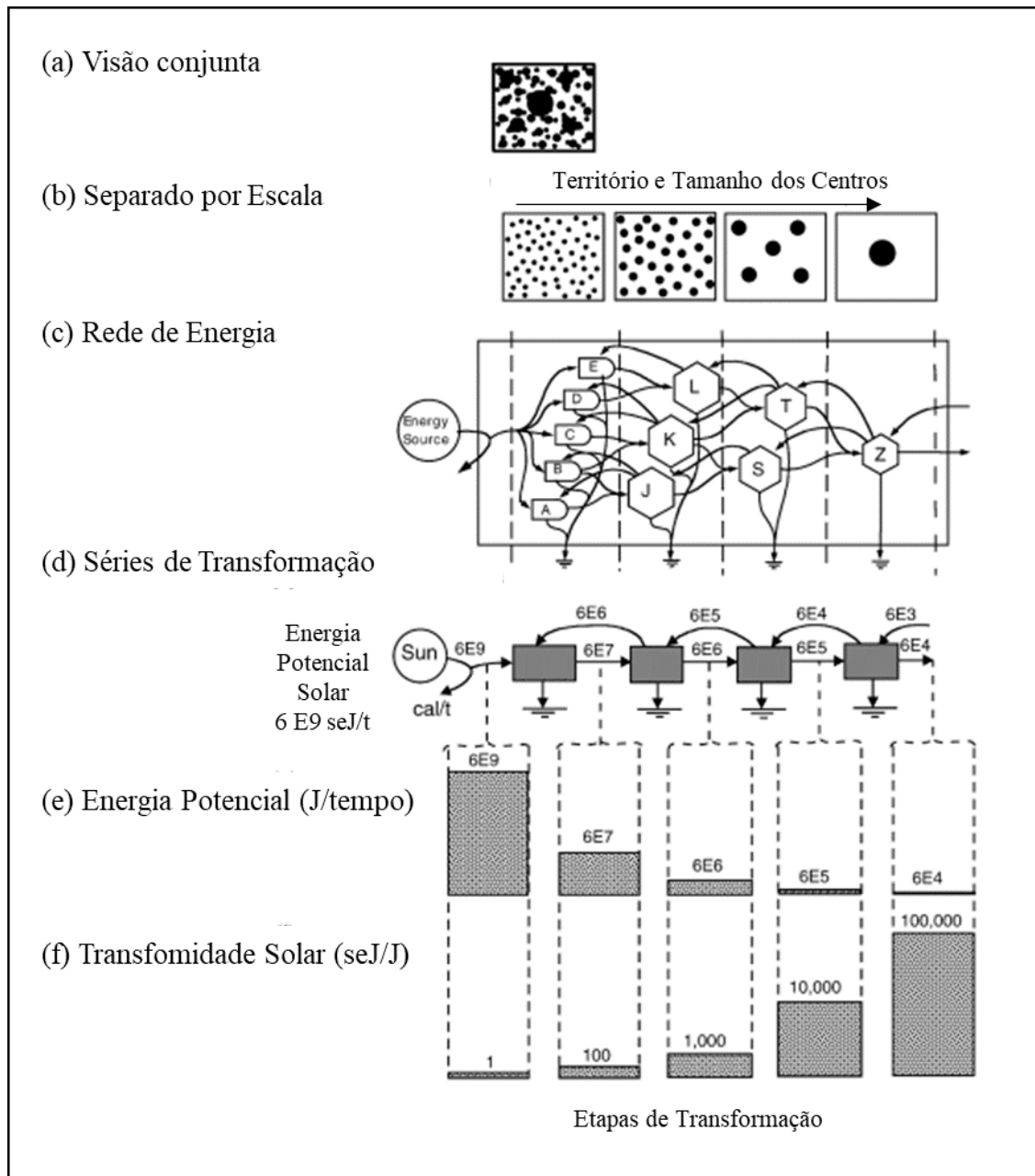
As primeiras tentativas de quantificar a sustentabilidade surgiram do uso de princípios termodinâmicos no campo da ecologia para medir a sustentabilidade dos sistemas ecológicos. A AE foi uma das primeiras, seguida por outras ferramentas conceituais, como análise de exergia (AEx) e a PE (KHARRAZI et al., 2014).

Quanto a energia, Brown e Ulgiati (2004) explicam que o homem começou a desenvolver uma base totalmente nova para o uso de carvão, petróleo e outras fontes de energia armazenada para suplementar a energia solar. Insumos concentrados de energia, cuja acumulação tinha sido obra de bilhões de joules de energia solar, tornaram-se disponíveis para manipulação pelo homem.

Foi com o discurso de que “várias quilocalorias de energia solar eram necessárias para produzir uma quilocaloria de energia de maior qualidade”, que Odum desvendou seu princípio de hierarquia de energia em que “a qualidade da energia é medida pela energia usada nas transformações” de um tipo de energia para o próximo. O conceito de energia líquida desempenhou um papel importante no desenvolvimento da qualidade energética e energia (BROWN; ULGIATI, 2004).

De acordo com Brown e Ulgiati (2004), Odum apresentou seus conceitos de qualidade energética ligados à energia líquida em uma reunião em Stanford organizada pela *National Science Foundation* em resposta à nova lei. Seu conceito era que todas as transformações de energia da geobiosfera poderiam ser organizadas em uma série ordenada para formar uma hierarquia de energia com muitos joules solares necessários para fazer um joule de matéria orgânica, muitos joules de matéria orgânica para produzir um joule de combustível, vários joules de combustível necessários para fazer um joule de energia elétrica, e assim por diante (Figura II.2).

Figura II.2 – Conceitos de hierarquia de transformação de energia.



FONTE: adaptado de Brown e Ulgiati (2004).

Durante o desenvolvimento inicial do campo que se tornaria a pesquisa emergética, o termo “*embodied energy*” era utilizado no lugar de “*emergy*”. Depois que o livro “*Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making*”, um marco na história da pesquisa sobre emergia, foi publicado por Odum (1996), a palavra “*emergia*” começou a ser amplamente utilizada nessa área (CHEN et al., 2016).

O acúmulo desta energia ao longo da hierarquia, foi definida por Odum como emergia (ODUM, 1996). Emergia é a disponibilidade de energia (exergia) de um tipo que é usada em transformações direta e indiretamente para fazer um produto ou serviço. A unidade de emergia é o emjoule, uma unidade que se refere à energia disponível de um tipo consumida nas transformações, logo, o prefixo “em” conota o uso passado de energia que foi necessário para criar o presente produto ou serviço (LI et al., 2010). Por exemplo, a luz do sol, o combustível, a eletricidade e o serviço humano podem ser colocados em uma base comum. Como o sol é, de longe, a maior fonte de energia disponível que entra na Terra, o joule solar foi escolhido como a unidade básica de energia acumulada (ODUM, 1996). De acordo com Li et al. (2010), o joule solar é comumente usado como a unidade base para estudos de emergia, assim, as transformações solares são expressas como emjoules solares por joule (seJ/J).

A AE considera qualquer ambiente dado como uma teia complexa de fluxos de energia. A partir da luz solar, a principal fonte, a energia é concentrada e transferida para níveis tróficos superiores. No entanto, a partir da segunda lei da termodinâmica, argumenta-se que todas as energias não podem ser consideradas para manter uma qualidade igual e, portanto, os valores devem ser transformados em uma unidade unificada, a fim de explicar a qualidade das transformações de energia (KHARRAZI et al., 2014).

Tais transformações são dadas pela transformidade, também chamada de valores emergéticos unitários (*Unit Emergy Values – UEV*), a qual é definida como a entrada de emergia por unidade de saída de energia disponível (exergia). Por exemplo, se são necessários 4.000 emjoules solares para gerar um joule de madeira, então a transformidade solar dessa madeira é de 4.000 emjoules solares por joule (abreviado seJ/J). A energia solar é a maior e mais dispersa entrada de energia para a terra, logo, a transformidade da luz solar absorvida pela terra é de 1,0 por definição (BROWN; ULGIATI, 2004).

A transformidade é um conceito consciente da Teoria dos Sistemas Energéticos (ODUM, 1996), porque é fundamental para o cálculo da emergia e é um indicador da posição relativa de componentes e fluxos dentro de uma rede de sistemas de energia. Segundo Kharrazi et al. (2014), através de um processo de medição complexo, os pesquisadores calculam várias transformidades de produtos e serviços, permitindo assim o cálculo de vários valores de fluxo emergético.

De acordo com Patterson, Mcdonald e Hardy (2017), as transformidades são essencialmente fatores de qualidade energética, e a emergência são as entradas de energia expressas em unidades da mesma qualidade energética. Uma vez que as entradas de energia são expressas em unidades da mesma qualidade, elas podem ser validamente agregadas e, portanto, Odum (1996) argumenta que o problema da comensuração (agregação de energia) ou da qualidade da energia é resolvido. Logo, tal comensuração é realizada pela multiplicação de entradas de energia (medidas em joules) em um processo por suas transformidades (unidade de emergência por joule de energia), de modo que as entradas de energia são então expressas em unidades de emergência.

Por outro lado, Li et al. (2010) destacam que as transformidades são frequentemente as informações mais difíceis de encontrar ou estimar para completar uma AE. Em complemento, Amaral, Martins e Gouveia (2016) comentam que a AE oferece uma abordagem baseada em valores médios, tendo assim, considerável incerteza associada aos seus cálculos. Essa fragilidade, no entanto, sempre foi admitida pelos pesquisadores da AE, inclusive pelo próprio Odum. A posição deles é de que a utilidade e o interesse da AE vão além dessa limitação. Nesse sentido, duas fontes potenciais de incerteza podem ser identificadas: a entrada de energia disponível no sistema e a incerteza associada ao método pelo qual a transformidade é calculada. Patterson, Mcdonald e Hardy (2017) apontam em sua revisão que AE tem sido criticada em um nível teórico em certos trabalhos, destacando o trabalho de Hau e Bakshi (2004), os quais afirmaram que a AE é “simplista, contraditória, equivocada e imprecisa”.

Uma descrição abrangente das metodologias usadas para estimar os coeficientes de transformidade de vários processos, é dada no principal livro de Odum acerca da análise emergética (ODUM, 1996). Os coeficientes de transformidade permitem a unificação de todos os fluxos representados em um sistema, onde unidades de energia/massa são convertidas em unidades equivalentes de emergência. Depois de obter os valores de vários fluxos de emergência, vários indicadores são construídos para descrever o nível do sistema. Os indicadores da emergência baseiam-se principalmente em renováveis (R), não renováveis (N) e adquiridos (F). Destas funções, podem ser estabelecidos índices emergéticos relevantes para uma definição quantificada de sustentabilidade (BROWN; ULGIATI, 1997).

De acordo com Kharrazi et al. (2014), a AE fornece aos pesquisadores várias ferramentas baseadas em índices para investigar e avaliar sistemas a partir de uma perspectiva

ecocêntrica, cujo objetivo é unir parâmetros econômicos e ecológicos. Estudos em várias disciplinas empregaram a abordagem AE, para avaliar a sustentabilidade regional e nacional (ULGIATI; BROWN, 1998; YANG et al., 2010); ecossistemas naturais (MORANDI; CAMPBELL; BASTIANONI, 2014) e sustentabilidade urbana (LIU et al., 2009; ZHAO et al., 2013). Segundo os autores, esses estudos foram bem-sucedidos na comparação de sistemas e forneceram aos formuladores de políticas *insights* sobre a eficiência da produção econômica de um sistema em relação a seus insumos emergéticos, bem como os riscos de dependência excessiva de insumos emergéticos locais não-renováveis.

Desta maneira, ao fornecer métodos objetivos para quantificar insumos ambientais que não sejam de mercado, a AE é talvez a metodologia mais antiga que tenta colmatar os fluxos ecológicos e econômicos. No entanto, muitos desafios permanecem na aplicação dela para quantificar a sustentabilidade. Tal quantificação pode avançar e direcionar a compreensão das complexidades intrínsecas desse conceito elusivo. Isso poderia ajudar a colmatar as lacunas entre a ciência e a formulação de políticas e entre a subjetividade e a praticidade e, assim, contribuir para uma comunicação mais eficaz entre empresas, governos e indivíduos sobre como alcançar a sustentabilidade (KHARRAZI et al., 2014).

Como já foi mencionado, a incerteza numérica existe ao longo do processo de AE e, portanto, a falta de uma análise de incerteza foi identificada como uma grande desvantagem pelos críticos da AE (AMARAL; MARTINS; GOUVEIA, 2016). Os autores argumentam que tentativas de superar algumas das desvantagens e limitações do AE foram feitas através do desenvolvimento de novas metodologias que fundem a AE com outras ferramentas. Hau e Bakshi (2004) nomearam pela primeira vez o potencial (ainda a ser explorado na época) da interação entre a AE e a ACV. A ACV é usada principalmente para contabilizar os recursos totais necessários e as emissões totais para os processos de produção. Por sua vez, a AE pode ser usada para expandir o foco da ACV, a fim de explicar adequadamente a contribuição de fluxos que não estão associados à matéria significativa e para os transportadores de energia (como trabalho, cultura e informação) responsáveis pela dinâmica sustentável do sistema/processo.

Ulgiati, Bargigli e Raugeri (2007) sugeriram a ACV e a AE como metodologias conjuntas para avaliação qualitativa e quantitativa dos progressos em direção à simbiose industrial e padrões de produção e consumo mais sustentáveis, dentro de um quadro de emissões zero. Pizzigallo, Granai e Borsa (2008) avaliaram dois processos produtivos agroindustriais na sua totalidade (um orgânico e um semi-industrial), comparando os impactos derivados dos insumos e produtos do sistema (por meio da ACV) e calculando a integração de uma avaliação física de recursos e serviços naturais (usando AE).

Outros trabalhos são apontados na revisão de Chen et al. (2017) que citam a AE como uma ferramenta útil para as políticas de gestão e planejamento ambiental (RUGANI; BENETTO, 2012), e ainda mostram que a AE tem sido amplamente aplicada em outros sistemas, como sistemas agrícolas (FERRARO; BENZI, 2015; GHISELLINI et al., 2014; WANG et al., 2017), sistemas industriais (FAN et al., 2017; GENG et al., 2014; ZHAO et al., 2015) e sistemas urbanos (LEI; LIU; LOU, 2018; LIU et al., 2014; YANG et al., 2014). Além disso, a AE também tem sido amplamente aplicada em níveis micro, como produção de computadores (PUCA et al., 2017), geração de energia (BROWN; RAUGEI; ULGIATI, 2012; YANG et al., 2013), produção de materiais de construção (PAN et al., 2016; PULSELLI et al., 2008), bem como tratamento de resíduos (ZHANG et al., 2015).

Chen et al. (2017) também explicitaram a relação de outros métodos analíticos, por exemplo, PE e AEx, os quais também foram frequentemente usados em artigos relacionados à emergia. Embora a AE tenha várias vantagens sobre outros métodos de avaliação, já que outros métodos não consideram os serviços ecossistêmicos locais ou o valor do capital natural existente, exceto em termos monetários e sempre exigem políticas que otimizem um recurso ou fluxo individual, esses métodos têm suas vantagens e desvantagens, podendo melhor preencher a lacuna que a AE não pode preencher por si só (CHEN et al., 2017).

Neste contexto, Chen et al. (2016) destacam que o método de AE é uma ferramenta importante para avaliar a sustentabilidade ambiental. A medição de todas as formas de energia, recursos e serviços humanos com base em energia solar equivalente permite a comparação direta dos fluxos de entrada e saída. De forma correspondente, uma série de indicadores emergéticos poderia ser calculada para quantificar os benefícios econômicos, os impactos ambientais e avaliar a sustentabilidade geral de um sistema (CHEN et al., 2017). Assim,

entender o processo de desenvolvimento e as tendências na AE se torna um objetivo comum para pesquisadores.

Por fim, é reconhecido que apesar das melhorias e desenvolvimentos feitos em relação à metodologia AE, a tarefa não está concluída. Apesar desses esforços, a AE não é tão consolidada como os pesquisadores emergéticos queriam que fosse. Um dos motivos para o relativo insucesso da AE pode estar relacionado à falta de uma ferramenta utilizável em condições do “mundo real”, que poderia permitir o uso do conceito de emergia como um avaliador de sustentabilidade. Mais pesquisas devem ser feitas para tornar a AE uma ferramenta de gerenciamento prontamente utilizável em um nível estratégico e/ou operacional dentro de uma organização e, ao mesmo tempo, levar em conta melhorias recentes feitas na metodologia da AE (AMARAL; MARTINS; GOUVEIA, 2016)

Para Chen et al. (2017), indicadores de EC que incluam emergia, por exemplo, poderão fornecer um quadro mais holístico ao examinar as características completas de um sistema complicado. Desta forma, a combinação de AE com outros métodos de avaliação deverá ser a direção de longo prazo de futuros estudos relacionados à emergia. Alguns esforços iniciais tem sido feitos, particularmente com a ACV, e tem demonstrado que tal combinação (AE e ACV) poderá ajudar a resolver os problemas da falta de padronização e precisão durante um procedimento contábil, em que apenas uma AE fosse conduzida (DUAN et al., 2011; RAUGEI et al., 2014; SONG; WANG; LI, 2013).

II.3 ACV & AE

Uma das primeiras referências que menciona as duas metodologias data de 1997, possivelmente, não por coincidência, o mesmo ano em que foi lançada a primeira norma ISO relacionada à ACV (ISO, 2006a). No caso, Nilsson (1997) analisou a biomassa utilizada como combustível em usinas de aquecimento urbano. Para tal, o autor utiliza as análises energética, exergética e emergética. Neste primeiro momento, a ACV somente é citada como uma abordagem com potencial para complementar tal estudo. Na época, o autor citou que as precisões das transformidades eram limitadas devido à falta de dados e conhecimento insuficiente e inadequado sobre o sistema estudado. O autor cita Månsson e Mcglade (1993)

que criticam o referencial teórico da AE por usar a energia como medida para “tudo”, e por ser construída sobre hipóteses infundadas.

As aplicações no estudo de Nilsson indicaram que a força do método reside principalmente em sua clarificação da estrutura do sistema e na sua descrição do trabalho ambiental que é fornecido ao sistema em consideração. O autor comenta que as análises de energia, exergia e emergia podem ser usadas para avaliar o uso de recursos naturais não-renováveis e escassos em diferentes sistemas de produção, mas ainda, que é difícil, ou mesmo impossível, considerar, por exemplo, a toxicidade, a eutrofização, a acidificação e a depleção do ozônio com os então atuais métodos de cálculo desses conceitos.

Geng et al. (2010) mencionaram algumas dificuldades quando, na AE de um parque industrial, para calcular os índices emergéticos, precisaram coletar grandes quantidades de dados, sendo uma atividade demorada e, às vezes, comprometida pela falta de bancos de dados em escala local (situação que também pode acontecer em estudos de ACV). Além disso, embora as transformidades atualizadas para itens diferentes estejam disponíveis, elas são específicas de localização e processo, e não se ajustam de forma global. Assim, de acordo com o autor, obter as transformidades para novos itens é um grande desafio, devido à falta de estudos de referência. No entanto, esses problemas são encontrados, não apenas na AE, mas são compartilhados por outros métodos de avaliação, como na ACV, na AFM, na pegada ecológica, entre outros.

Quanto a questão das transformidades supracitada, Björklund, Geber e Rydberg (2001) analisando a geração e o tratamento de águas residuais, utilizaram transformidades já fornecidas por estudos prévios quando possível e quando nenhuma transformidade estava disponível, novos valores foram calculados. Uma análise de sensibilidade referente às transformidades para os maiores inputs emergéticos constatou que a referida situação não afetou as principais conclusões do estudo.

Brown e Buranakarn (2003) avaliando os ciclos de vida dos principais materiais de construção, assim como, Nilsson (1997), comentam da importância da ACV para avaliar o comprometimento de recursos, de energia, do capital humano e da degradação ambiental resultante das escolhas de materiais e produtos. Por outro lado, os autores citam uma das desvantagens da ACV (a principal segundo eles), que seria o fato de os rankings e indicadores resultantes serem de unidades mistas. Para os autores, essas unidades frequentemente dificultam a análise comparativa entre produtos ou serviços. Para contornar tal situação, no referido artigo,

os autores utilizaram uma metodologia de AE do ciclo de vida como uma forma de contabilizar materiais, energia e serviços humanos, dentro de um mesmo quadro quantitativo.

Neste sentido, Ulgiati, Raugei e Bargigli (2006) apresentaram à comunidade científica uma abordagem integrada para a avaliação de impacto ambiental, denominada avaliação multicritério e multiescalar de sustentabilidade (*SUstainability Multicriteria Multiscale Assessment* – SUMMA). Para contextualizar sua proposta, os autores afirmam que, de um modo geral, os métodos de avaliação de impacto podem ser divididos em duas grandes categorias: aqueles focados na quantidade de recursos usados por unidade de produto (métodos “*upstream*”, ou de montante) e aqueles que lidam com as consequências das emissões do sistema (“*downstream*”, ou de jusante). O primeiro pode fornecer *insights* sobre os custos ambientais ocultos e o grau de sustentabilidade inerente de sistemas aparentemente “limpos”. Por outro lado, os métodos *downstream* são frequentemente mais relacionados com o impacto imediato percebido no ecossistema local e podem revelar grandes diferenças entre sistemas com desempenho *upstream* semelhante.

Sendo assim, se pode inferir que, somente uma análise baseada em várias abordagens complementares pode destacar os inevitáveis *trade-offs* que residem em cenários alternativos, e assim, permitir uma seleção mais inteligente da opção que contém o melhor compromisso à luz das condições econômicas, tecnológicas e ambientais existentes (ULGIATI et al., 2011; RAUGEI et al., 2014).

Tratando da combinação entre ACV e AE, um dos primeiros trabalhos em que esta acontece, é em Pizzigallo, Granai e Borsa (2008), os quais avaliaram dois processos produtivos agroindustriais, comparando os impactos derivados das entradas e saídas do sistema (ACV), integrada com uma avaliação física dos recursos e serviços naturais, em uma base comum (AE). Para os autores, métodos baseados no uso conjunto de ACV e AE são úteis, pois medem a contribuição de serviços e produtos ambientais para o processo produtivo, focando principalmente no impacto ambiental de emissões e no consumo de recursos energéticos não-renováveis.

Li e Wang (2009), Almeida et al. (2010) e Duan et al. (2011) foram outros autores que combinaram as duas metodologias. Almeida et al. (2010) comentam que, embora vários estudos que apliquem a ACV para materiais já tenham sido realizados, os profissionais de ACV têm

vários métodos de ponderação disponíveis, e os resultados dos diferentes métodos geralmente não coincidem devido à falta de padronização nas metodologias convencionais. Quanto aos indicadores, os autores também discorrem que vários indicadores que quantificam o desempenho ambiental do produto foram propostos, mas nenhum deles foi completamente aceito pela comunidade científica, apontando para a AE como uma métrica promissora para introduzir preocupações ambientais nas metodologias de eco-design.

Arbault et al. (2013) em trabalho semelhante ao de Duan et al. (2011) (estações de tratamento de água), analisaram criticamente o atual procedimento de AE destacando a baixa precisão relativa do método quando em comparação com a ACV, quando predominam os insumos feitos pelo homem, assim como os objetivos e escopos complementares dos dois métodos. Os autores compararam os resultados da AE com os da ACV para as mesmas plantas, e destacaram as diferenças e complementaridades de ambos os métodos de avaliação ambiental, pontuando que melhorias metodológicas na classificação e tratamento da energia associada a insumos feitos pelo homem são necessárias para tornar os indicadores de energia mais diretos e robustos.

Como já foi mencionado, a tarefa de integrar as duas metodologias não é tão simples, visto que, uma série de questões persistentes também precisam ser resolvidas antes que os cálculos emergéticos possam ser rotineiramente realizados com as ferramentas de ACV existentes. Apesar disso, entende-se que o esforço necessário pode ser recompensador, dado o valor acrescentado que a energia pode proporcionar à ACV (RAUGEI et al., 2014). Reza, Sadiq e Hewage (2014) buscando desenvolver uma estrutura para avaliação de sustentabilidade de edifícios, afirmaram que, existem três abordagens principais na literatura para caracterizar e comparar a sustentabilidade de um produto ou processo com base na técnica de ACV:

1. Avaliação comparativa da sustentabilidade e seleção da opção mais sustentável com base nos resultados iniciais de uma ACV padrão.
2. Aplicar uma ferramenta de MCDA, por exemplo, AHP, PROMETHEE, ELECTRE, TOPSIS, etc. Esta prática é muito comum, e algumas aplicações recentes são apontadas em Reza, Sadiq e Hewage (2014). No entanto, os sistemas de pontuação de ponderação são frequentemente baseados no julgamento de especialistas e, às vezes, podem ser extremamente tendenciosos. Além disso, as técnicas de agregação para ponderação geralmente ignoram a

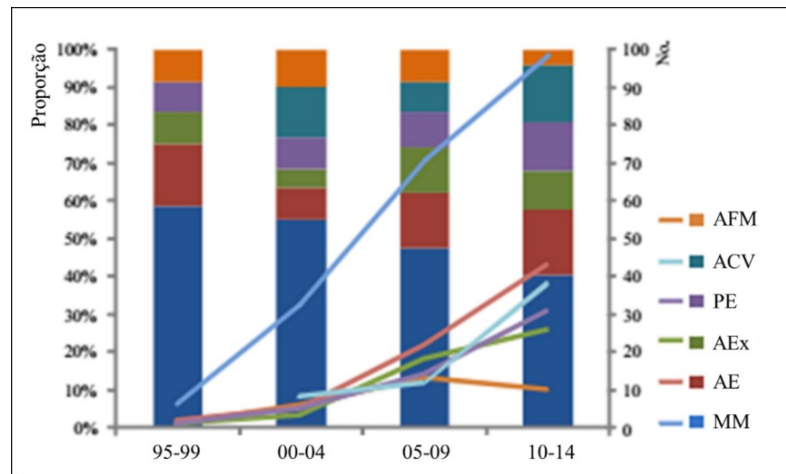
essência fundamental e a utilidade de várias energias e recursos relacionados a serviços ecossistêmicos (por exemplo, serviços necessários para diluir uma determinada emissão), biodiversidade, sequestro de carbono e funções hidrológicas.

3. Tomada de decisão com base em um único indicador, por ex. energia incorporada, PE, carbono incorporado ou custo-benefício. Embora todos esses métodos sejam cientificamente sólidos, eles não retratam uma visão abrangente dos aspectos de sustentabilidade dos produtos de construção.

Para os autores a AE-ACV fornece uma estrutura quantitativa comparativa para avaliação de sustentabilidade de sistemas de construção com mínima subjetividade. Também fornece um conjunto de indicadores quantitativos de sustentabilidade para a construção de sistemas para agregar efeitos cumulativos dos impactos ambientais e socioeconômicos do ciclo de vida e para defender o uso sustentável dos recursos naturais (REZA; SADIQ; HEWAGE, 2014).

Wang et al. (2015) ao explorarem estudos que envolveram ACV e AE, afirmam que a maioria desses analisou os resultados dos indicadores separadamente, apenas fornecendo resultados de diferentes pontos de vista. Consequentemente, explicam que, o estudo para integrar a ACV à AE ainda é raramente relatado atualmente. Deste modo, os autores tentaram introduzir o cálculo do impacto ambiental da ACV na AE para refletir o impacto sobre a sustentabilidade dos sistemas de produção pecuária devido a produtos nocivos. Pensando na melhoria das avaliações de sustentabilidade, Zhong et al. (2016) ao realizarem uma revisão bibliométrica sobre métodos de contabilidade ambiental, trazem grande contribuição para a comunidade científica. Os autores identificaram seis métodos, a saber, modelagem monetária (MM), análise emergética (AE), análise exergética (AEx), pegada ecológica (PE), avaliação do ciclo de vida (ACV) e a análise de fluxo de material (AFM), e compilaram as principais informações em duas figuras (Figura II.3 e Figura II.4).

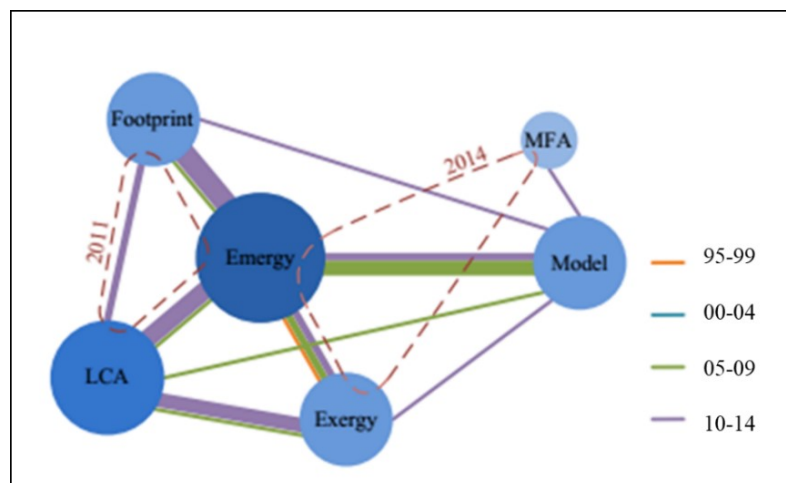
Figura II.3 – Evolução da aplicação de métodos de quantificação ambiental (1995-2014).



FONTE: adaptado de Zhong et al. (2016).

A Figura II.3 mostra os números de publicação e as proporções de aplicação correspondentes dos métodos identificados no intervalo de 1995-2014, com subintervalos de cinco anos. A aplicação da MM aumentou rapidamente e se tornou a principal entre todos os métodos, embora sua porcentagem no total de publicações selecionadas tenha diminuído gradualmente. Correspondentemente, as porcentagens de aplicação dos outros cinco métodos aumentaram, indicando a diversidade e o desenvolvimento de vários métodos neste campo. Entre estes cinco métodos emergentes, a AE recebeu mais atenções, seguido pela ACV, PE e AEx, enquanto a AFM é o único com um número decrescente nos últimos cinco anos.

Figura II.4 – Combinações entre os métodos de quantificação ambiental (1995-2014).



FONTE: adaptado de Zhong et al. (2016).

A Figura II.4 mostra a combinação entre os seis métodos. O tamanho de cada círculo representa quantitativamente as publicações com métodos de pesquisa combinados. A espessura e a cor de uma linha representam a frequência e o período em que houve a combinação entre os dois métodos, respectivamente. Em geral, a maioria das combinações de métodos ocorreu na segunda década do período investigado. A AE é o método mais favorecido e pode ser facilmente combinado com outros métodos. Alguns pesquisadores também tentaram vincular a ACV à AEx. Enquanto isso, poucos artigos combinaram três métodos diferentes (linhas pontilhadas), à exemplo de Hoang (2014) que integrou AE, AEx e AFM para quantificar a eficiência de recursos.

Para Zhong et al. (2016), as cinco abordagens ambientais fornecem novas perspectivas para avaliar a relação entre o ecossistema e a sociedade humana e avaliar a sustentabilidade de uma região. Mas algumas desvantagens ainda existem, como as incertezas das transformidades da AE (CAMPBELL; BROWN, 2012), apenas uma análise estática da PE, e assim por diante. Em princípio, esses seis métodos diferem principalmente em propósitos, escopos e requisitos de dados, mas todos compartilham a abordagem do sistema por natureza. Nenhum deles é perfeito, nem qualquer método único pode resolver todos os problemas, levando à necessidade de combinação com outros métodos. A fim de resolver essas questões, será racional melhorar os métodos originais, como métodos híbridos, combinando duas ou três abordagens (NAKAJIMA; ORTEGA, 2016; WANG et al., 2015). Isto é confirmado pela análise de métodos mostrada na Figura II.4. Por exemplo, as combinações de AEx, AE e AFM com ACV tornaram-se mais populares, uma vez que todas cobrem todo o ciclo (mineração, produção, fabricação, uso, manuseio de resíduos) de uma determinada substância dentro de um determinado limite geográfico e cronograma, o que a torna adequada para estudos envolvendo escassez de recursos e reciclagem.

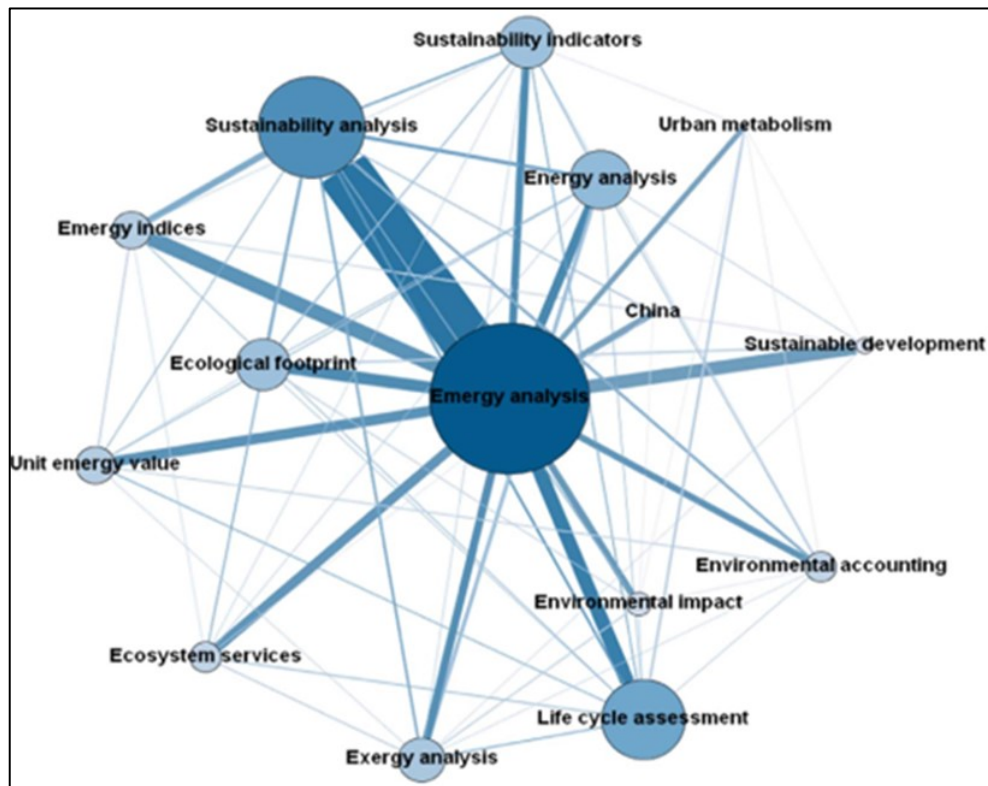
Sendo assim, dificilmente a aplicação exclusiva de um único método pode lidar com questões tão complicadas, portanto, a integração de diferentes métodos é necessária para que resultados contábeis mais holísticos e precisos sobre os recursos naturais possam ser obtidos para a tomada de decisões científicas (ZHONG et al., 2016). Patterson, McDonald e Hardy (2017) concordam com os autores anteriores, ao afirmarem que uma melhor compreensão de qualquer questão ambiental é susceptível de ser conseguida através de uma combinação dessas

ferramentas contábeis ambientais, ao invés de depender de apenas uma ferramenta, uma perspectiva ou um critério.

Outro trabalho de revisão, desta vez, focando na AE, foi desenvolvido por Chen et al. (2017). Segundo os autores, estudos relacionados à emergia têm sido amplamente conduzidos em todo o mundo, a fim de avaliar o total apoio ambiental e sustentabilidade de um sistema, tanto do lado natural quanto do lado econômico. Logo, com o objetivo de descrever as características das literaturas emergéticas, reconhecer focos de pesquisas globais e prever futuras direções para trabalhos, foi realizada uma revisão completa sobre os progressos da temática relacionada por meio de uma abordagem de análise bibliométrica. A análise conjunta revela que a pesquisa de sustentabilidade baseada em emergia e a integração da AE com outros métodos (especialmente a ACV) serão direções futuras de pesquisa em campos relacionados à emergia.

Quanto à combinação de metodologias, Chen et al. (2017) também apresentaram a relação atual (Figura II.5), e afirmaram que, outros métodos analíticos (por exemplo, ACV, PE e AEx) também foram frequentemente usados em artigos relacionados à emergia. Embora a AE tenha várias vantagens sobre outros métodos de avaliação, já que outros métodos não consideram os SE locais ou o valor do capital natural existente, exceto em termos monetários e sempre exigem políticas que otimizem um recurso ou fluxo individual, esses métodos têm suas vantagens e desvantagens, podendo melhor preencher a lacuna que a AE não pode preencher por si só. Os autores citam a ACV, a qual pode medir com eficácia a carga ambiental a jusante, por exemplo, o impacto das emissões na cadeia de produção. Assim, na opinião dos autores, a avaliação da sustentabilidade baseada na emergia e a integração da AE com a ACV tornaram-se os principais pontos críticos nos campos relacionados à emergia.

Figura II.5 – Rede das 15 palavras-chave mais relacionadas com AE (1999-2014).



FONTE: Chen et al. (2017)

Por fim, Fan et al. (2017) estudando simbiose industrial, apontaram que a quantificação dos impactos ambientais desta simbiose, na melhoria da sustentabilidade de um parque industrial, raramente é estudada. Logo, propuseram uma AE para realizar uma avaliação numa área de desenvolvimento econômico e tecnológico para quantificar o desempenho da simbiose industrial. Suas contribuições ficam acerca das possibilidades de pesquisas futuras apontadas. Para os autores, as transformidades da AE seriam um problema, mas também um ponto de avanço e uma direção de pesquisa. Pode haver inúmeras oportunidades de fornecer maiores *insights* para melhorar as transformidades, deixando-as mais adequadas para uma escala relativamente pequena, baseada em dados totalmente localizados e procedimentos contábeis precisos. Mais uma vez, a integração do método de AE a outros métodos (como o ACV), é solicitada, para fornecer um quadro mais completo e evolutivo da simbiose industrial, que pode efetivamente complementar a compreensão e as capacidades de gerenciamento de parques industriais.

No entanto, como apontado por Patterson, McDonald e Hardy (2017) a padronização destes métodos pode ser vista como uma “faca de dois gumes”, com a vantagem de padronização, significando que todos os resultados usando o mesmo método de contabilidade ambiental (ex., ACV) podem ser validamente comparados quando estão usando exatamente o mesmo método; mas, por outro lado, a padronização inflexível significa que é difícil, se não impossível, comparar os resultados entre dois métodos diferentes de contabilidade ambiental (por exemplo, ACV e AE). Assim, concluem que, o desafio para a futura integração desses métodos, que indiscutivelmente fornecerá uma visão mais completa e diferenciada do impacto ambiental da produção de um produto ou serviço, é criar maneiras de superar essa “divisão de padronização” entre os diferentes métodos de contabilidade ambiental.

Por fim, após a explanação das bases conceituais da ACV e da AE, e da compreensão das dificuldades e potencialidades da combinação entre estas (as quais puderam ser observadas nas iniciativas aqui apresentadas), nos próximos capítulos as duas metodologias são aplicadas de forma individual (Capítulo III), e então de forma combinada (Capítulo IV), visando contribuir no avanço da combinação de métodos de contabilidade ambiental supracitada.

II.4 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. M. V. B. et al. Emergy as a tool for Ecodesign: evaluating materials selection for beverage packages in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, The Roles of Cleaner Production in the Sustainable Development of Modern Societies. v. 18, n. 1, p. 32–43, 1 jan. 2010.

AMARAL, L. P.; MARTINS, N.; GOUVEIA, J. B. A review of emergy theory, its application and latest developments. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 882–888, 1 fev. 2016.

ARBAULT, D. et al. Emergy evaluation of water treatment processes. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 172–182, 1 nov. 2013.

BJÖRKLUND, J.; GEBER, U.; RYDBERG, T. Emergy analysis of municipal wastewater treatment and generation of electricity by digestion of sewage sludge. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 31, n. 4, p. 293–316, 1 abr. 2001.

BÖSCH, M. E. et al. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 3, p. 181, 1 maio 2007.

- BROWN, M. T.; BURANAKARN, V. Emergy indices and ratios for sustainable material cycles and recycle options. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 38, n. 1, p. 1–22, 1 abr. 2003.
- BROWN, M. T.; RAUGEI, M.; ULGIATI, S. On boundaries and ‘investments’ in Emergy Synthesis and LCA: A case study on thermal vs. photovoltaic electricity. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 227–235, 1 abr. 2012.
- BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. **Ecological Engineering**, v. 9, n. 1, p. 51–69, 1 set. 1997.
- BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum’s contributions to quantifying and understanding systems. **Ecological Modelling**, Through the MACROSCOPE: the legacy of H.T. Odum. v. 178, n. 1, p. 201–213, 15 out. 2004.
- CAMPBELL, E. T.; BROWN, M. T. Environmental accounting of natural capital and ecosystem services for the US National Forest System. **Environ. Dev. Sustain.** **14(5): 691-724.**, v. 14, n. 5, p. 691–724, 2012.
- CELLURA, M.; LONGO, S.; MISTRETTA, M. Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4697–4705, dez. 2011.
- CHEN, W. et al. Life cycle based emergy analysis on China’s cement production. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 272–279, 10 set. 2016.
- CHEN, W. et al. Recent progress on emergy research: A bibliometric analysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1051–1060, 1 jun. 2017.
- CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: a review of the methodology and its application to sustainability. **Current Opinion in Chemical Engineering**, Energy and environmental engineering / Reaction engineering and catalysis. v. 2, n. 3, p. 273–277, 1 ago. 2013.
- DEWULF, J. et al. Cumulative exergy extraction from the natural environment (CEENE): a comprehensive life cycle impact assessment method for resource accounting. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 24, p. 8477–8483, 15 dez. 2007.
- DUAN, N. et al. Evaluating the environmental impacts of an urban wetland park based on emergy accounting and life cycle assessment: A case study in Beijing. **Ecological Modelling**, Wetlands in China. v. 222, n. 2, p. 351–359, 24 jan. 2011.
- FAN, Y. et al. Emergy analysis on industrial symbiosis of an industrial park – A case study of Hefei economic and technological development area. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 791–798, 10 jan. 2017.

FERRARO, D. O.; BENZI, P. A long-term sustainability assessment of an Argentinian agricultural system based on emergy synthesis. **Ecological Modelling**, Special Issue: Ecological Modelling for Ecosystem Sustainability: Selected papers presented at the 19th ISEM Conference, 28-31 October 2013, Toulouse, France. v. 306, p. 121–129, 24 jun. 2015.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 1, p. 1–21, out. 2009.

FINNVEDEN, G.; ÖSTLUND, P. Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other applications. **Energy**, v. 22, n. 9, p. 923–931, 1 set. 1997.

GENG, Y. et al. Emergy analysis of an industrial park: The case of Dalian, China. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 22, p. 5273–5283, 15 out. 2010.

GENG, Y. et al. Emergy-based assessment on industrial symbiosis: a case of Shenyang Economic and Technological Development Zone. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 23, p. 13572–13587, 1 dez. 2014.

GHISELLINI, P. et al. Monitoring and evaluating the sustainability of Italian agricultural system. An emergy decomposition analysis. **Ecological Modelling**, Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling. v. 271, p. 132–148, 10 jan. 2014.

HAU, J. L.; BAKSHI, B. R. Promise and problems of emergy analysis. **Ecological Modelling**, Through the MACROSCOPE: the legacy of H.T. Odum. v. 178, n. 1, p. 215–225, 15 out. 2004.

HOANG, V.-N. Analysis of resource efficiency: A production frontier approach. **Journal of Environmental Management**, v. 137, p. 128–136, 1 maio 2014.

INGWERSEN, W. W. Uncertainty characterization for emergy values. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 3, p. 445–452, 10 fev. 2010.

ISO. 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. ISO copyright office, , 2006a.

ISO. 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. ISO copyright office, , 2006b.

KHARRAZI, A. et al. Advancing quantification methods of sustainability: A critical examination emergy, exergy, ecological footprint, and ecological information-based approaches. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 81–89, 1 fev. 2014.

LAURIN, L. et al. Life cycle assessment capacity roadmap (section 1): decision-making support using LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 4, p. 443–447, 1 abr. 2016.

LEI, K.; LIU, L.; LOU, I. An evaluation of the urban metabolism of Macao from 2003 to 2013. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 479–488, 1 jan. 2018.

- LI, D.; WANG, R. Hybrid Emergy-LCA (HEML) based metabolic evaluation of urban residential areas: The case of Beijing, China. **Ecological Complexity**, Eco Summit 2007 Special Issue, Part One. v. 6, n. 4, p. 484–493, 1 dez. 2009.
- LI, L. et al. Emergy algebra: Improving matrix methods for calculating transformities. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 3, p. 411–422, 10 fev. 2010.
- LIU, G. et al. Emergy-based dynamic mechanisms of urban development, resource consumption and environmental impacts. **Ecological Modelling**, Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling. v. 271, p. 90–102, 10 jan. 2014.
- LIU, G. Y. et al. Emergy-based urban ecosystem health assessment: A case study of Baotou, China. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 14, n. 3, p. 972–981, 1 mar. 2009.
- MÅNSSON, B. Å.; MCGLADE, J. M. Ecology, thermodynamics and H.T. Odum's conjectures. **Oecologia**, v. 93, n. 4, p. 582–596, 1 abr. 1993.
- METTIER, T. M.; HOFSTETTER, P. Survey Insights into Weighting Environmental Damages: Influence of Context and Group. **Journal of Industrial Ecology**, v. 8, n. 4, p. 189–209, 1 out. 2004.
- METTIER, T.; SCHOLZ, R.; TIETJE, O. Measuring Preferences on Environmental Damages in LCIA. Part 1: Cognitive Limits in Panel Surveys (9 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 6, p. 394–402, 1 nov. 2006.
- MORANDI, F.; CAMPBELL, D. E.; BASTIANONI, S. Set theory applied to uniquely define the inputs to territorial systems in emergy analyses. **Ecological Modelling**, Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling. v. 271, p. 149–157, 10 jan. 2014.
- NAKAJIMA, E. S.; ORTEGA, E. Carrying capacity using emergy and a new calculation of the ecological footprint. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 1200–1207, 1 jan. 2016.
- NILSSON, D. Energy, exergy and emergy analysis of using straw as fuel in district heating plants. **Biomass and Bioenergy**, v. 13, n. 1, p. 63–73, 1 jan. 1997.
- ODUM, H. T. **Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making**. [s.l.] John Wiley & Sons, 1996.
- PAN, H. et al. Sustainability evaluation of a steel production system in China based on emergy. **Journal of Cleaner Production**, Preventing Smog Crises. v. 112, p. 1498–1509, 20 jan. 2016.
- PATTERSON, M.; MCDONALD, G.; HARDY, D. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting. **Ecological Modelling**, v. 362, p. 19–36, 24 out. 2017.

- PENNINGTON, D. W. et al. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 721–739, 1 jul. 2004.
- PIZZIGALLO, A. C. I.; GRANAI, C.; BORSA, S. The joint use of LCA and emergy evaluation for the analysis of two Italian wine farms. **Journal of Environmental Management, SPIn-Eco: Sustainability of the Siena Province through Ecodynamic Indicators**. v. 86, n. 2, p. 396–406, 1 jan. 2008.
- PRADO-LOPEZ, V. et al. Tradeoff Evaluation Improves Comparative Life Cycle Assessment: A Photovoltaic Case Study. **Journal of Industrial Ecology**, v. 20, n. 4, p. 710–718, 1 ago. 2016.
- PUCA, A. et al. Energy and eMerger assessment of the production and operation of a personal computer. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 116, p. 124–136, 1 jan. 2017.
- PULSELLI, R. M. et al. Specific emergy of cement and concrete: An energy-based appraisal of building materials and their transport. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 647–656, 1 set. 2008.
- RAUGEI, M. et al. Integrating emergy into LCA: Potential added value and lingering obstacles. **Ecological Modelling, Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling**. v. 271, p. 4–9, 10 jan. 2014.
- REAP, J. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 4, p. 290–300, 20 maio 2008a.
- REAP, J. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 5, p. 374, 1 ago. 2008b.
- REZA, B.; SADIQ, R.; HEWAGE, K. Emergy-based life cycle assessment (Em-LCA) of multi-unit and single-family residential buildings in Canada. **International Journal of Sustainable Built Environment**, v. 3, n. 2, p. 207–224, 1 dez. 2014.
- RUGANI, B.; BENETTO, E. Improvements to Emergy Evaluations by Using Life Cycle Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 9, p. 4701–4712, 1 maio 2012.
- SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. Sustainability evaluation of e-waste treatment based on emergy analysis and the LCA method: A case study of a trial project in Macau. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 138–147, 1 jul. 2013.
- ULGIATI, S. et al. Material, energy and environmental performance of technological and social systems under a Life Cycle Assessment perspective. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 1, p. 176–189, 10 jan. 2011.
- ULGIATI, S.; BARGIGLI, S.; RAUGEI, M. An emergy evaluation of complexity, information and technology, towards maximum power and zero emissions. **Journal of Cleaner Production, Approaching zero emissions**. v. 15, n. 13, p. 1359–1372, 1 set. 2007.

- ULGIATI, S.; BROWN, M. T. Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems. **Ecological Modelling**, v. 108, n. 1, p. 23–36, 1 maio 1998.
- ULGIATI, S.; RAUGEI, M.; BARGIGLI, S. Overcoming the inadequacy of single-criterion approaches to Life Cycle Assessment. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3, p. 432–442, 25 jan. 2006.
- WANG, Y. et al. Investigating impact of waste reuse on the sustainability of municipal solid waste (MSW) incineration industry using emergy approach: A case study from Sichuan province, China. **Waste Management**, 26 abr. 2018.
- WANG, X. et al. Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emergy analysis based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 102, p. 144–164, 1 set. 2015.
- WANG, X. et al. Sustainability evaluation of recycling in agricultural systems by emergy accounting. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 117, p. 114–124, 1 fev. 2017.
- WEBER, M.; BORCHERDING, K. Behavioral influences on weight judgments in multiattribute decision making. **European Journal of Operational Research**, v. 67, n. 1, p. 1–12, 28 maio 1993.
- YANG, D. et al. Evaluating spatiotemporal differences and sustainability of Xiamen urban metabolism using emergy synthesis. **Ecological Modelling**, v. 272, p. 40–48, 24 jan. 2014.
- YANG, Q. et al. Environmental sustainability of wind power: An emergy analysis of a Chinese wind farm. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 25, p. 229–239, 1 set. 2013.
- ZAMAGNI, A. et al. Main R&D lines to improve reliability, significance and usability of standardised LCA. 2009.
- ZHANG, X. et al. The comparison of performances of a sewage treatment system before and after implementing the cleaner production measure. **Journal of Cleaner Production**, v. 91, p. 216–228, 15 mar. 2015.
- ZHAO, G. et al. Morphology and coupling of environmental boundaries in an iron and steel industrial system for modelling metabolic behaviours of mass and energy. **Journal of Cleaner Production**, v. 100, p. 247–261, 1 ago. 2015.
- ZHAO, S. et al. The emergy ecological footprint for small fish farm in China. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 62–67, 1 jun. 2013.
- ZHONG, S. et al. A bibliometric review on natural resource accounting during 1995–2014. **Journal of Cleaner Production**, v. 139, p. 122–132, 15 dez. 2016.

CAPÍTULO III. APLICAÇÃO INDIVIDUAL DAS METODOLOGIAS DE ACV E AE

Considerando as dificuldades para combinar as metodologias de ACV e AE apresentadas no capítulo anterior, este capítulo (artigo) foi desenvolvido para entender aspectos específicos de ambas e avaliar as possíveis convergências, divergências ou até mesmo sobreposições entre os métodos quando aplicados de forma individual. Os resultados deste capítulo serviram para subsidiar os elementos que irão compor o indicador único apresentado no próximo capítulo (objetivo principal desta tese).

RESUMO EXPANDIDO DO ARTIGO (EM PORTUGUÊS)

Introdução. Os padrões de produção e consumo da economia linear estão exigindo mais do que o ambiente natural pode suportar (Kitzes et al., 2008; Korhonen et al., 2018; Nguyen et al., 2014) desencadeando em problemas associados à recursos, que estão se tornando escassos e mais caros para serem extraídos (Andrews, 2015), bem como à geração de resíduos, a qual deverá superar o crescimento populacional em mais que o dobro até 2050 (Banco Mundial, 2018). Para contornar essa situação, a economia circular tem sido apontada como o novo paradigma de desenvolvimento que implica repensar os processos econômicos e as atividades humanas dentro das restrições ecológicas do planeta (Ghisellini et al., 2018), visando otimizar o uso de materiais para reduzir o consumo de recursos e a geração de resíduos (Paletta et al., 2019). No entanto, uma das principais barreiras para a mudança deste paradigma reside na necessidade de medir a circularidade (Elia et al., 2017), bem como de fornecer informações claras aos stakeholders (Bianchini et al., 2018), visto que para garantir o “melhor círculo de circularidade”, os *trade-offs* ambientais devem ser cuidadosamente analisados. Dado o contexto apresentado, o objetivo deste artigo é avaliar o desempenho ambiental de um sistema de produto circular. Um estudo de caso real de poliestireno expandido (EPS) reciclado é analisado através de uma abordagem de ACV e de AE e, posteriormente, é comparado com um sistema linear fictício para fins de benchmarking.

Metodologia. O estudo de caso é baseado na operação de uma indústria localizada na região Sul do Brasil, e para efeitos de comparação entre os impactos ambientais, foram estabelecidos dois cenários para a avaliação do sistema de produtos de rodapé. O cenário I (cenário circular

real) é referente à produção de rodapés com EPS reciclado e o cenário II (cenário linear fictício) se refere à produção de rodapés com EPS virgem. A ACV foi desenvolvida para quantificar e comparar os impactos ambientais dos dois cenários. A UF foi definida como “produzir 1.000 kg de rodapés de EPS”. O ICV foi baseado em dados primários coletados em 2015 diretamente da empresa, e os dados secundários foram obtidos da base de dados ecoinvent 3.5. Por fim, a AICV foi realizada com o uso do método ReCiPe midpoint (H) 2016 (Huijbregts et al., 2017) e modelada no software openLCA versão 1.9.0. A AE foi realizada com base no escopo da ACV e nos dados de ICV, seguindo as etapas sugeridas por Odum (1996). A GEB utilizada para o cálculo dos UEV foi baseado no trabalho de Brown e Ulgiati (2016), que contabilizaram $12,00E+24$ seJ/ano.

Resultados e discussão. A energia total da produção de rodapés com EPS reciclado é de $8,62E+15$ seJ, enquanto a produção baseada na utilização de material virgem apresenta um valor de energia total superior, sendo de $1,26E+16$ seJ (valor 46% maior). O consumo de eletricidade é o principal fator para ambas as situações, com 82% e 53% da carga emergética, para os cenários circular e linear, respectivamente. Diferentemente, o segundo aspecto mais emergético difere para os dois cenários. No Cenário I, o transporte é responsável por 10% da energia total, enquanto a entrada de EPS virgem representa 42% da energia total no caso do Cenário II. A ACV indicou melhor desempenho para o Cenário I para categorias de impacto como aquecimento global e acidificação terrestre, por outro lado, as categorias de toxicidade e uso de solo apresentaram melhor desempenho ambiental para o cenário linear. As contribuições para a AE e para as diferentes categorias de impacto da ACV analisadas podem ser atribuídas a aspectos ambientais semelhantes. Esses aspectos refletem principalmente o consumo de eletricidade (representativo em ambos os cenários) e a produção de EPS virgem (no caso do Cenário II). Com menor participação, mas ainda significativa, podem ser citados aspectos como transporte, aterro sanitário e uso de GLP (todos para o Cenário I). Ao adotar uma abordagem dupla na avaliação do sistema de produtos de rodapé de EPS, um perfil ambiental geral foi estabelecido pela AE e aprofundado pela ACV, sendo este, convergente quanto à tomada de decisão em alguns aspectos (eletricidade), mas também divergente em outros (transporte ou GLP).

Conclusão. A mudança de paradigma de sistemas lineares para circulares é um dos principais desafios a serem enfrentados nos próximos anos. Tal mudança nas cadeias produtivas nem sempre levam a melhorias em todos os aspectos da sustentabilidade. ACV e AE se mostraram convergentes ao identificar o consumo de eletricidade, o EPS virgem (exclusivo no cenário linear) como os principais aspectos ambientais. Já aspectos como o consumo de GLP e as emissões de aterro foram identificados exclusivamente pela ACV. Os resultados demonstraram que um sistema de produção estabelecido com base nos princípios da economia circular nem sempre terá um melhor desempenho ambiental para todas as categorias de impacto ambiental. Condição que reforça a necessidade da análise multidimensional, para fornecer o melhor conjunto de informações para auxiliar o processo de tomada de decisão.

MEASURING THE ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF A CIRCULAR SYSTEM: EMERGY AND LCA APPROACH ON A RECYCLED POLYSTYRENE SYSTEM

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior^{a,b,c,*}, Thales Eduardo Tavares Dantas^a, Guilherme Marcelo Zanghelini^c, Edivan Cherubini^c, Sebastião Roberto Soares^a

^aUFSC (Federal University of Santa Catarina), Department of Sanitary and Environmental Engineering, Florianópolis, 88040-970, Brazil.

^bUDESC (State University of Santa Catarina), Department of Environmental Engineering, Lages, 88520-000, Brazil.

^cEnCiclo Sustainable Solutions Ltda, Florianópolis, Brazil.

*Corresponding author: henrique.junior@posgrad.ufsc.br

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138111>

Abstract: The search for sustainability has pointed to the need to transition from a linear to a circular model. However, such a transition is not trivial. Modifying production chains with the focus on reducing virgin raw materials consumption, cut emissions, and prevent waste generation implies implementing new processes and services, which can add considerable environmental impacts to the supply chain. This paper analyzes a real case from a production system aligned with circular economy principles. The production system consists of the manufacturing of baseboards made of recycled Expanded Polystyrene (EPS), obtained from an

extensive reverse logistics system composed of different recycling processes. The system's potential environmental impacts were assessed by two widely used methodologies, Life Cycle Assessment (LCA) and Emergy Analysis (EMA). For comparison purposes, the analysis was carried out for a fictional linear production system, in which the baseboard would be made of virgin EPS. EMA attributed a lower emergy load to the circular scenario compared to the linear scenario ($8.62E+15$ seJ to recycled EPS versus $1.26E+16$ seJ to virgin EPS). LCA results indicate both scenarios as environmentally preferable depending on the impact category under analysis (e.g. circular system has better performance regarding global warming, while the linear scenario demonstrated better results under water consumption). For the circular scenario, EMA identified the main impact drivers, such as transportation and electricity consumption. From LCA perspective impacts are also driven by electricity consumption. However, differently from EMA, logistics were only significant for Land Use impact category whereas Liquefied Petroleum Gas consumption and, landfill air emissions were identified as impact hotspots. These convergences and differences between the findings of LCA and EMA have demonstrated potential complementation to broaden available information related to systems, enabling decision makers to act effectively in improving the environmental performance of their production processes, especially when implementing circular practices.

Keywords: Circular economy; Expanded polystyrene; Recycling; Life cycle assessment; Emergy analysis.

III.1 INTRODUCTION

The industrial revolution established the economic model based on the linearity of materials and energy (Andrews, 2015; Nguyen et al., 2014; Lieder and Rashid, 2016). This model relies on large quantities of inexpensive, easily accessible resources (EC, 2014; EMF, 2015). As new technologies and products emerged, the linear 'take, make, and dispose' model became the heart of industrial development (Stahel, 2007, EMF, 2015). However, as the world's population grows, its life expectancy and purchasing power increases (Fellner et al., 2017). Moreover, this production and consumption patterns of Linear Economy (LE) are demanding

more than the natural environment supports (Kitzes et al., 2008; Korhonen et al., 2018; Nguyen et al., 2014).

In that context, the main problems are found in the two "edges" of the linear model. Regarding the "beginning", resources are becoming scarce and more expensive to be extracted as natural reserves are explored (Andrews, 2015). With respect to the "end", waste generation will outnumber population growth by more than double by 2050 (The World Bank, 2018), whereas the major part of discarded materials ends up in the natural environment or treated in an inefficient way. For example, approximately 70% of all Latin America's solid waste is disposed of in some type of landfill (Kaza et al., 2018). In Brazil, landfilling accounts for approximately 54% of all waste destinations (ABRELPE, 2018; SNIS, 2019). The environmental pressure resulted from LE pushes forward to waste reduction and recycling programs (Lieder and Rashid, 2016), propelling circularity of energy and materials.

In order to bend this line into a circle, the economic model must change into a regenerative system in which resource consumption, waste generation, and emissions are minimized by slowing and narrowing material cycles. This economic model is defined as Circular Economy (CE) (Geissdoerfer et al., 2017; EMF, 2013; Yuan et al., 2006; Geng and Doberstein 2008; Webster 2015; Bocken et al., 2016). CE is the new development paradigm that implies rethinking economic processes and human activities within the ecological constraints of the planet (Ghisellini et al., 2018), aiming the maximum reuse/recycling of materials to reduce resource consumption and waste generation to the greatest extent possible (Paletta et al., 2019). Still evolving, CE has been developing based on some fundamental principles (EMF, 2015):

- Principle 1. Preserve and enhance natural capital by controlling finite stocks and balancing renewable resource flows;
- Principle 2: Optimize resource yields by circulating products, components, and materials at the highest utility at all times in both technical and biological cycles;
- Principle 3: Foster system effectiveness by revealing and designing out negative externalities.

In addition to these three principles, Ghisellini et al. (2016) stated that CE mainly emerges in the literature through three main "actions", i.e. the so-called 3R's Principles: Reduction, Reuse and Recycle. Kirchherr et al. (2017) complemented 3R's principles with

‘Recover’ as the fourth R, and also, classified 'systems perspective' as a fundamental principle of CE. Finally, Kristensen and Mosgaard (2020) identified in an extensive literature review that, in addition to the 'Re-principles' and the 'systems perspective', there is a wide range of categories associated with the principles of CE (Waste, Efficiency, Value retention , Sustainability, Resources, Design, Energy and Cycles).

These aspects consequently demand for innovation on the entire chain of production according to the cradle-to-cradle vision (Ghisellini et al., 2018). However, according to Bianchini et al (2018), the implementation of such a sustainable industrial model is not straightforward and there is a significant gap between the concept and practical actions. When significant change is necessary for a well-established model, as described by Ritzén and Sandström (2017), there will be constraints through the path, as identified by Homrich et al. (2018), Fellner et al. (2017), Ritzen and Sandstrom (2017) and Korhonen et al., (2018). Therefore, one of the main barriers lies in the necessity of measuring circularity (Elia et al., 2017), as well as supply information to the stakeholders (Bianchini et al., 2018).

Find the best way to circularize, however, is not an easy task as value chain modifications are often subject to trade-off between environmental impacts. In this case, we can cite the establishment of reverse logistics systems¹, which inevitably entails environmental impacts (i.e. fuel consumption and transport emissions) (Liu et al., 2017). Thus, when compared to a product from virgin raw material, a recycled product may be more environmentally impactful in some specific aspect analyzed (Choudhary et al., 2019; Inghels et al., 2019). Geissdoerfer et al. (2017) corroborate with this view by highlighting the negative relationships between circularity and sustainability in certain cases. As argued by these authors, this especially is true when the energy consumption related environmental impacts of recycling processes are greater than the impacts of conventional material acquisition, such as mining. To guarantee the “best circle of circularity” the environmental trade-offs must be carefully analyzed. Accordingly, Homrich et al. (2018) state that product lifecycle thinking is

¹ Reverse logistics system refers, in this case, to all services and processes necessary for the returning and recovering of materials that turn into the input to the baseboard production system, including collection, transportation, storage, sorting, and intermediate processes prior to pelletization.

fundamental to ensure favorable conditions for better end-of-life strategies into the tighter circles of CE.

Assessing this kind of environmental performance requires an approach that calculates impacts based on system modeling and resource flows throughout the product/system life cycle. Life Cycle Assessment (LCA) has been widely applied in this context, especially regarding waste management (De Souza et al., 2016; Deschamps et al., 2018; Guven et al., 2019). LCA is robust and dynamic enough to deliver results that support decision-making processes by anticipating environmental behaviors of design alternatives at any life cycle stage prior to the product creation (important to develop circularity alternatives). However, the decisions pointed out by the LCA may be also misleading. This is the case when the results of a LCA are affected by different sources of uncertainty (Cellura et al., 2011), or when controversial methodological choices must be made regarding multifunctional process (recurrent in circularity), such as open-loop allocation (Cherubini et al., 2018; Reap et al., 2008; Zamagni et al., 2009).

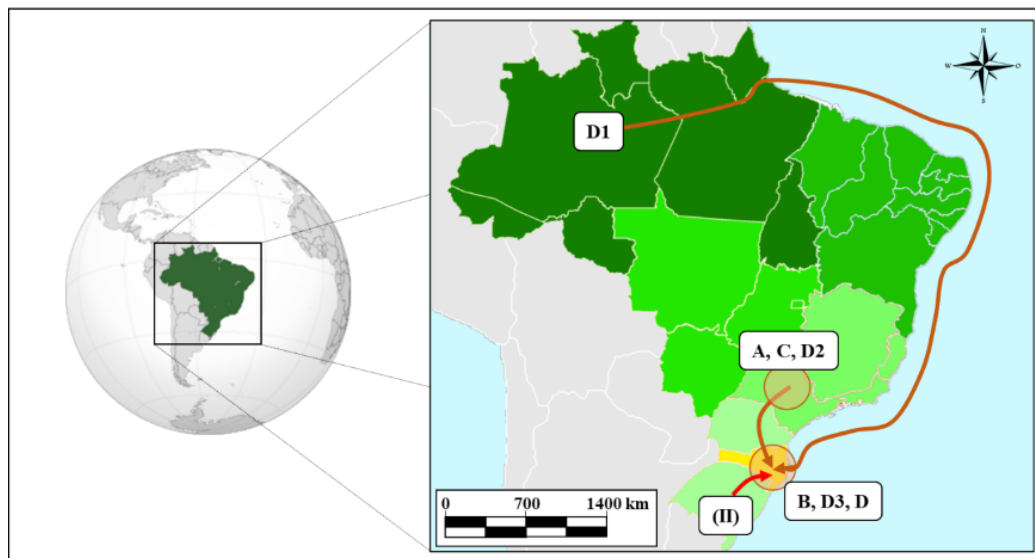
Therefore, there has been a growing tendency in recent years to combine, integrate or simultaneously use LCA methodology with other environmental assessment frameworks (Angelakoglou and Gaidajis, 2015; Patterson et al., 2017) what allows, according to Wang et al. (2018), a broader view of a system's sustainability. In this context, several authors have suggested Emergy Analysis (EMA) as a potential methodology to complement LCA results (Almeida et al., 2007; Chen et al., 2017; Liu et al., 2017; Reza et al., 2014; Wilfart et al., 2013). Such integration has in fact attracted scientific attention of researchers dealing with environmental accounting methods, such as Wilfart et al. (2013), Pizzigallo et al. (2008), Buonocore et al. (2012), and Song et al. (2013). The LCA/EMA interface has then been considered a promising direction for further research (Chen et al., 2017; Gala et al., 2015, Yu et al., 2016), condition clearly pointed by Wang et al. (2015), when the authors concluded that reviewing and developing the joint application of such methodologies is necessary to improve the assessment of the sustainability of production processes from different aspects. Given the presented context, the aim of this paper is to assess the environmental performance of a circular product system. A real case study of recycled Expanded Polystyrene (EPS) is analyzed through a LCA and EMA approach, and later is compared with a fictional linear system for benchmarking purposes.

III.2 MATERIAL AND METHODS

III.2.1 THE PRODUCTION SYSTEM

The case study is based on the operations of an industry located in southern Brazil (Figure 1), whose core business lies in the production of elements for construction, architecture, and decoration. The company created a multisectoral collaboration network for CE development where waste from other sectors (i.e. food packaging and industrial use) is collected and processed into new products. This paper addresses the manufacturing of one of these products, the baseboard composed of recycled EPS.

Figure III. 1 – Industry location (yellow), reverse logistics routes (brown) and dummy route (red).



For the matter of comparison between its environmental burdens, two scenarios were created for the evaluation of the baseboard product system. Scenario I (circular scenario) relates to business as usual and describes the logistic and production system based on recycling of EPS. Scenario II (linear scenario) characterizes baseboard production by virgin EPS. Figure 1 shows the reverse logistics system, the brown lines represent the recycled EPS flow by ship or truck, and the collection radius (brown circle), and the red line represents the virgin EPS flow if the recycling system did not exist (Scenario II). The details of each flow, modal and distances are presented in Table 1.

Table III. 1 – Mass and transport flows of the reverse logistics processes.

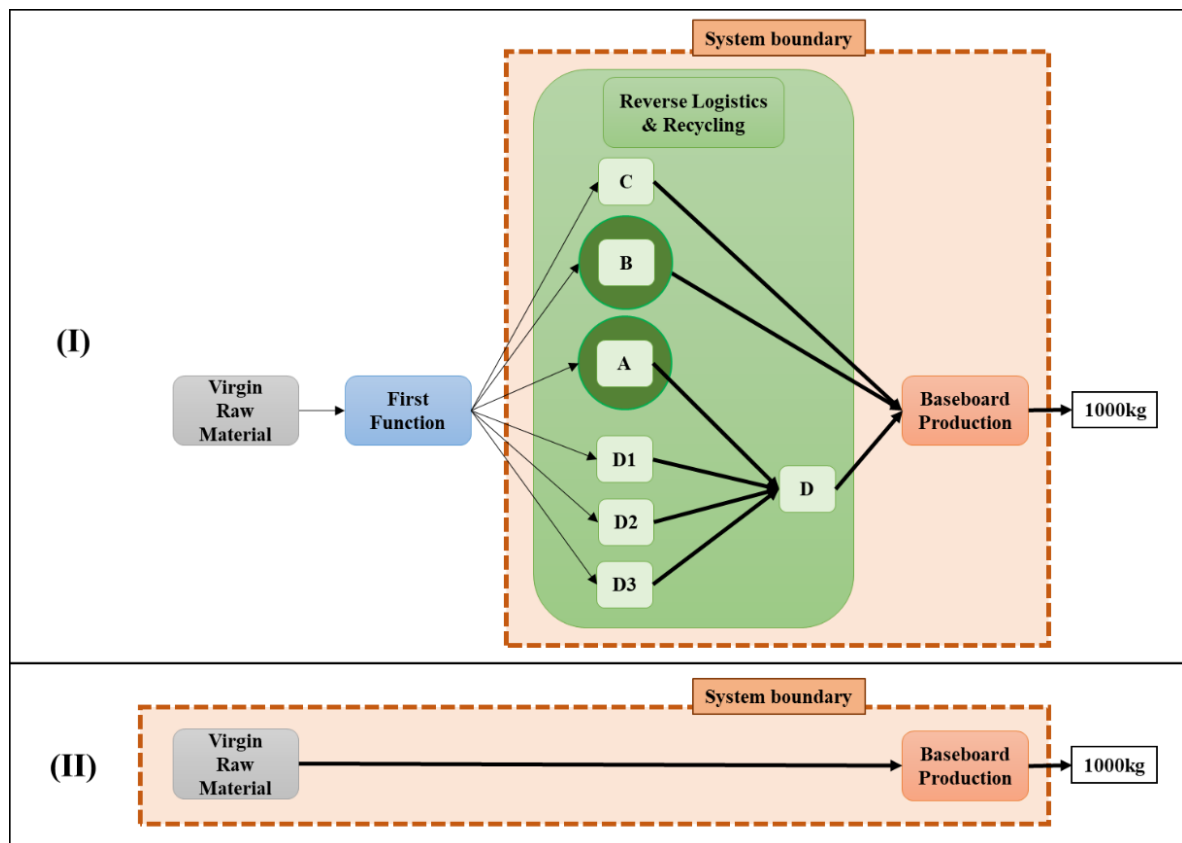
Process	Mass	Distance	Description
A	60 t	300 km	Waste EPS is collected in a radius of 300km, sorted and processed.
	-	900 km	Waste EPS is processed and transported (900km) for further treatment
B	150 t	300 km	Waste EPS is collected in a radius of 300km, sorted and processed
	-	500 km	Waste EPS is processed and transported (500km) for further treatment
C	30 t	-	Product system's waste is processed
	-	900 km	Waste EPS is processed and transported (900km) for further treatment
D1	75 t	6500+250	Waste EPS is transported by ship (6500km) and lorry (250km)
D2	190 t	870 km	Waste EPS is transported by lorry (870km)
D3	135 t	240 km	Waste EPS is transported by lorry (240km)
D	-	-	Waste coming from D1, D2 and D3 are sorted and processed
	-	3 km	Waste is processed and transported (3km) for further treatment

The EPS recycling process begins with the transportation of the material to a site where the waste EPS goes through a screening process. The raw material that has the characteristics needed to be introduced into the recycling process (i.e. free of dirt) is sorted and moves on to the next stage, degasification. In this process, all air of the EPS is extracted through the use of specific machinery. The output of the degasification, a high density and compacted form of EPS, is transported to the milling stage, where the material is desegregated and cut in smaller pieces. The next recycling stage consists in the pelletization process, which transforms the milled EPS into a small granulated material. The pellets go through an extrusion process, which finally gives the product its baseboard form. The output of that process is the polished, dried and painted. Lastly, the EPS baseboard is packed and moved to storage. The recycling system takes place on different sites. Only the final stages of the production process are located in the same area (D and Baseboard Production). The sites are connected through a logistic system, as shown in Figure 1.

The upper part of Figure 2 describes the Scenario I, which shows the pathways that link the sites involved in the recycling system. A, B and C are upstream sites that collect, sort, and process the EPS before sending it to the enterprise. The output of these stages is not uniform, as they don't present the same processes (milling happens only in B and C; pelletization happens only in C). D gathers the material that was processed by A, plus a large amount of used EPS coming from the market and processes the EPS through sorting, degasification, and

milling. The outputs of B and C go directly to the last part of the product system, the Baseboard Production, where all inputs converge to the production of the recycled EPS baseboard. The differences between the sites occur due to the composition of the waste EPS treated in each stage.

Figure III. 2 – Processes and system boundaries defined for scenarios I and II.



Scenario II, shown in the lower part of Figure 2, is a hypothetical scenario in which the same baseboard is produced from virgin raw material. This scenario follows the same rationale as Scenario I, excluding the upstream sites that characterize the reverse logistics and recycling stages. The production process starts with the transportation of the virgin EPS to the Baseboard Production site, where the material goes through pelletization, extrusion, polishing, drying, painting and packing. For this second scenario, the nearest virgin EPS supplier is located 400 km from the manufacturing site. Except for the origin of the raw material, all other characteristics of Scenario II are similar to Scenario I.

The information shown in Table 2 refers to one month of operation, and denotes the average obtained in six months of observation. In order to facilitate the reproducibility, the presented quantities were adjusted to the defined Functional Unit (FU) – production of 1,000 kg of EPS baseboard. Thus, data presented in Table 2 was used to quantify environmental impacts according to the methodologies chosen and presented below.

Table III. 2 – Aggregated system data (average monthly values observed in 6 months).

Item	Reverse Logistics and Recycling	Baseboard production	Unit
Inputs			
Chemical additives	-	6.87E+04	kg
Electricity	1.91E+09	3.02E+10	kWh
Liquefied petroleum gas	6.17E-01	3.85E-01	m ³
Lubricant	7.18E+05	8.75E+05	kg
Packaging plastic	-	1.82E+01	kg
Paper (cardboard)	-	7.58E+01	kg
Polypropylene	1.41E-01	-	kg
Steel	1.42E+02	4.44E+00	g
Synthetic rubber	4.18E-01	1.29E-01	kg
Transport (road)	1.27E+03	4.43E+01	tkm
Transport (boat)	1.04E+03	-	tkm
Water	2.44E+00	6.93E+01	l
Output			
EPS baseboard	-	1.00E+3	kg

III.2.2 LIFE CYCLE ASSESSMENT

LCA was conducted according to the International Organization for Standardization (ISO) standards (ISO, 2006a, 2006b) to quantify the potential environmental impacts of a recycled EPS baseboard in comparison to the virgin EPS-based product. The FU was defined as “produce 1,000 kg of EPS baseboard”. The system boundaries were presented in Figure 2 and consider a cut-off approach, which separates the impacts of the primary and secondary chains between disposal and collection (waste comes to the reverse logistics system with zero impact) (Nicholson et al., 2009; Rives et al., 2012), including all processes immediately after the disposal of polystyrene materials, i.e. collection, sorting, transportation, processing, baseboard production, to the company gate (cradle-to-gate). The LCI (aggregated in table 2) was based on

primary data collected in 2015 directly from the company, representing the monthly average related to production observed over 6 months. Background data was based on ecoinvent 3.5 databases (Datasets are presented in Appendix A).

Life Cycle Impact Assessment (LCIA) was carried out with the use of the ReCiPe midpoint (H) 2016 method (Huijbregts et al., 2017). The impact categories were chosen considering the relationship between the final products (i.e. the baseboard), plastics (EPS) and transport (logistics), namely: Fine particulate matter formation (PM), Fossil resource scarcity (RS), Global warming (GW), Land use (LU), Marine ecotoxicity (MEC), Marine eutrophication (MEU), Terrestrial acidification (TA), and Water consumption (WC). In addition to the ReCiPe method, the Cumulative Energy Demand (CED) single issue (Di Noi and Ciroth, 2017) was also applied. Finally, modeling was performed in openLCA version 1.9.0.

III.2.3 EMERGY ANALYSIS

EMA was performed based on LCA scope defined in item 2.2 and LCI data present in Table 2, following the steps suggested by Odum (1996): (i) construction of an emergy diagram and (ii) emergy accounting table. In addition to the emergy diagram and the emergy tables (emergy content), EMA has been developed in order to provide different indicators (emergy index). Environmental Loading Ratio (ELR), responsible for representing the imbalance between non-renewable and renewable resources; Emergy Yield Ratio (EYR) that shows the importance of local resources in relation to external resources; and Emergy Sustainability Index (ESI) which applies the EYR/ELR ratio to indicate a degree of sustainability, are some of the main ones. However, considering that the ESI may not be representative in different realities (Bastianoni et al. 2007), and that, in the two scenarios analyzed here, the vast majority of processes belong to the technosphere (external and non-renewable), we chose not to analyze any emergy index, since, as stated by Pan et al. (2019), the results would not provide enough information for comparison between the different scenarios.

The diagram was built by graphically representing the emergy flows of the production system, following the procedure and symbology developed by Odum (1996). The inputs were listed in the emergy table. Each input had its emergy flow calculated by multiplying its

respective aggregated amount and Unit Emery Value (UEV). The sum of all emery flows (in seJ) represents the total emery of the product system². The Geobisphere Emery Baseline (GEB) used for the calculation of UEVs was based on the work of Brown and Ulgiati (2016), which accounts for 12.00E+24 seJ/y.

Two emery tables were elaborated. Table 3 shows the main emery flows of the Scenario I (circular scenario) and Table 4 shows the emery flows designated to the Scenario II (linear scenario). Table 3 is divided between “Reverse logistics and recycling” (A, B, C and D) and “Baseboard production”, as it encompasses all the upstream activities related to the logistic and recycling system of the analyzed enterprise. Table 4 only shows the results for the production process phase, as the Scenario II does not count with a logistic system and recycling processes. All items were classified into two categories, Purchased Renewable Inputs and the Purchased Nonrenewable Inputs. The total emery represents the sum of each material’s UEV multiplied for the raw amount corresponding to each flow. It is worth mentioning that the Table 3 does not have EPS as an emery flow. This procedure follows the methodological approach of Gala et al. (2015) and Corcelli et al. (2017), who argue that, if treated, waste enters a product system as a secondary material or resource, only the amount invested in the treatment and recycling process should be attributed to the recycled material. This paper follows this approach in order to avoid double counting of emery flows and to guarantee consistent methodological decisions with the LCA approach (i.e. cut off method).

III.3 RESULTS

EMA results are presented in two phases. First, the Emery Diagram, responsible for the aggregation of all emery flows and graphic representation of the analyzed system (Figure 3). Secondly, the calculation of the total emery of the baseboard production for both scenarios using Emery Tables are shown in Table 3 (Scenario I) and Table 4 (Scenario II).

² Emery value of labour and services involved in the production process were not accessed in this paper.

Figure III. 3 – Emergy diagram.

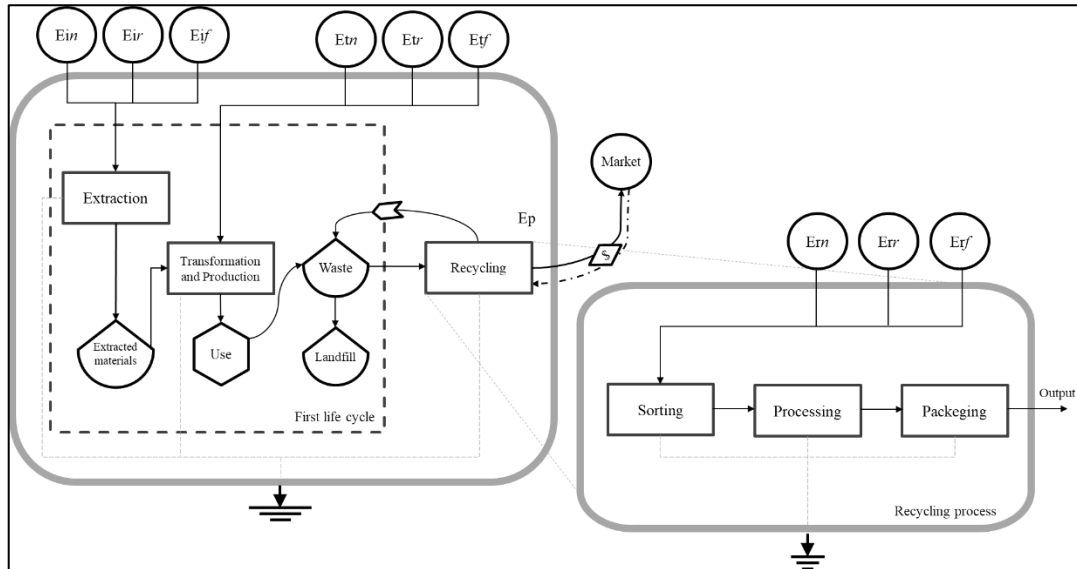


Table III. 3 – Emergy table for scenario I.

Items	Raw amount	Unit	UEV	UEV unit	Ref	Emergy flow (seJ)	%
Reverse Logistics & Recycling							
Renewables from outside of the system							
Water	2.44E+03	g	2.59E+05	seJ/g	Buenfil, 2001	6.33E+08	0
Non-renewables from outside of the system							
Steel	1.42E+02	g	2.11E+09	seJ/g	Ulgiati & Brown, 2002	2.99E+11	0
Synthetic rubber	4.18E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	Agostinho & Ortega, 2013	2.29E+12	0
Electricity	1.91E+09	J	2.20E+05	seJ/J	NEAD, 2014	4.20E+14	5
Liquefied petroleum gas	2.34E+07	J	5.32E+04	seJ/J	Buranakarn, 1998	1.25E+12	0
Lubricant	7.18E+05	J	1.41E+05	seJ/J	Odum, 1996	1.01E+11	0
Plastic	1.41E-01	kg	4.38E+12	seJ/kg	Meillaud et al., 2005	6.18E+11	0
Transport (water)	1.04E+03	tkm	7.99E+10	seJ/tkm	Buranakarn, 1998	8.34E+13	1
Transport (road)	1.27E+03	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	Buranakarn, 1998	8.42E+14	10
					Σ	1.35E+15	16
Baseboard production							
Renewables from outside of the system							
Water	6.93E+04	g	2.59E+05	seJ/g	Buenfil, 2001	1.80E+10	0
Non-renewables from outside of the system							
Steel	4.44E+00	g	2.11E+09	seJ/g	Ulgiati & Brown, 2002	9.35E+09	0
Synthetic rubber	1.29E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	Agostinho & Ortega, 2013	7.08E+11	0
Electricity	3.02E+10	J	2.20E+05	seJ/J	NEAD, 2014	6.65E+15	77
Liquefied petroleum gas	1.46E+07	J	5.32E+04	seJ/J	Buranakarn, 1998	7.76E+11	0
Lubricant	8.75E+05	J	1.41E+05	seJ/J	Odum, 1996	1.23E+11	0
Paper	7.58E+01	kg	4.94E+12	seJ/kg	Agostinho et al., 2013	3.74E+14	4
Plastic	1.82E+01	kg	4.38E+12	seJ/kg	Meillaud et al., 2005	7.98E+13	1
Chemicals	6.87E+04	g	2.01E+09	seJ/g	Geber and Björklund, 2001	1.38E+14	2
Transport (road)	4.43E+01	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	Buranakarn, 1998	2.93E+13	0
					Σ	7.27E+15	84
Total					Σ	8.62E+15	100

Table III. 4 – Emergy table for scenario II.

Items	Raw amount	Unit	UEV	UEV unit	Ref	Emergy flow (seJ)	%
Renewables from outside of the system							
Water	6.93E+04	g	2.59E+05	seJ/g	Buenfil 2001	1.80E+10	0
Non-renewables from outside of the system							
Expanded polystyrene	1.03E+03	kg	5.23E+12	seJ/kg	Meillaud et al., 2005	5.37E+15	42
Steel	4.44E+00	g	2.11E+09	seJ/g	Ulgianti & Brown 2002	9.35E+09	0
Sythetic rubber	1.29E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	Agostinho & Ortega 2013	7.08E+11	0
Electricity	3.02E+10	J	2.20E+05	seJ/J	NEAD, 2014	6.65E+15	53
Liquefied petroleum gas	1.46E+07	J	5.32E+04	seJ/J	Buranakarn, 1998	7.76E+11	0
Lubricant	8.75E+05	J	1.41E+05	seJ/J	Odum, 1996	1.23E+11	0
Paper	7.58E+01	kg	4.94E+12	seJ/kg	Agostinho et al., 2013	3.74E+14	3
Plastic	1.82E+01	kg	4.38E+12	seJ/kg	Meillaud et al., 2005	7.98E+13	1
Chemicals	6.87E+04	g	2.01E+09	seJ/g	Geber and Björklund, 2001	1.38E+14	1
Transport (road)	4.43E+01	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	Buranakarn 1998	2.93E+13	0
Σ						1.26E+16	100

Figure 3 shows the life cycle of the baseboard production from a “cradle-to-gate” approach, including the landfilling of discarded materials and the linkage between the product system and the market (‘Market’ is not included in system boundaries). The highlighted process shows the three main stages of EPS recycling, i.e. sorting of used material (in which unwanted EPS is sent to landfill); Recycling process, which includes all industrial processes regarding the transformation of discarded EPS into the baseboard; and lastly, the packaging process, that represents the final stage of the product system. In this figure, E_i is raw material energy that enters the process; E_t refers to the emergy required in the transformation and productions of raw materials into ‘first use’ plastic; E_r relates to the additional emergy required in recycling process; and E_p refers to the emergy of the final product.

The total emergy of recycled EPS baseboard production amounts to $8.62E+15$ seJ, while the production based on the use of virgin material presents a higher total emergy value, accounting to $1.26E+16$ seJ (a value 46% higher). The emergy tables highlight the high dependence of the system on nonrenewable materials purchased from the outside, as more than 99% of all emergy in both scenarios come from nonrenewable. Electricity consumption is the major aspect for both situations, with 82% and 53% of the emergy load, for circular and linear scenarios, respectively. Differently, the second most emergetic aspect differs for the two scenarios. In Scenario I, transport is responsible by 10% of the total emergy, whereas the virgin EPS input represents 42% of the total emergy in the case of Scenario II. Paper consumption complements the major drivers with 4% and 3% of emergetic loads in Scenario I and II, respectively.

In parallel, LCA results are presented in Table 5. In order to facilitate the understanding of the environmental burden composition of the two scenarios, they were divided according to the processes identified in Figure 2. The first column (V) presents the impacts of virgin EPS production, the second (R), shows the impacts of the logistics and recycling processes of discarded EPS. The third column (P) presents the impacts of baseboard production step that is considered equal in terms of impacts for both scenarios (since production involves the same technology, machinery and resources) regardless of the source of the raw material. Lastly, the total impacts of the Scenario I are grouped in the fourth column (R+P), and Scenario II in the fifth columns (V+P).

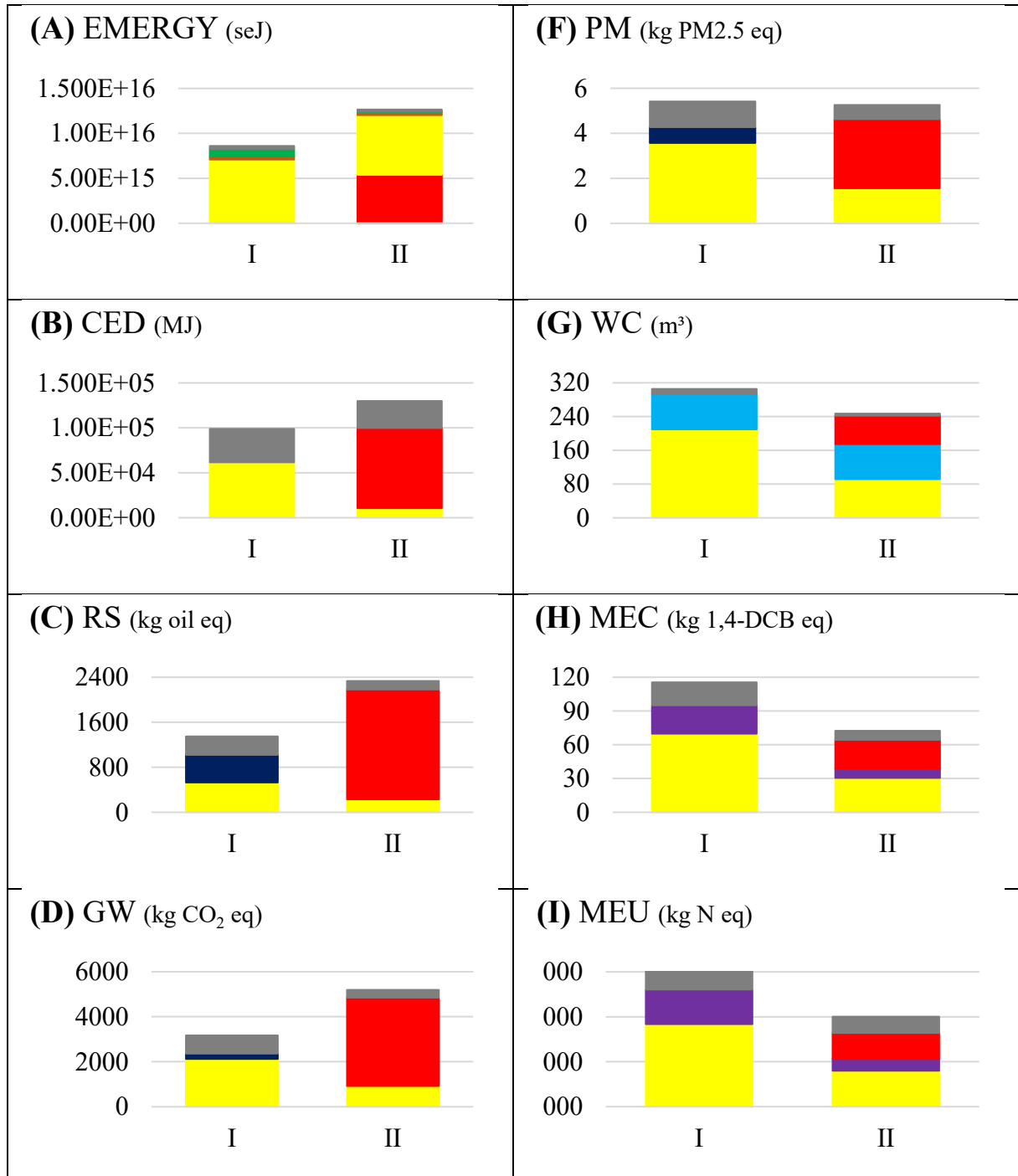
Table III. 5 – LCIA results.

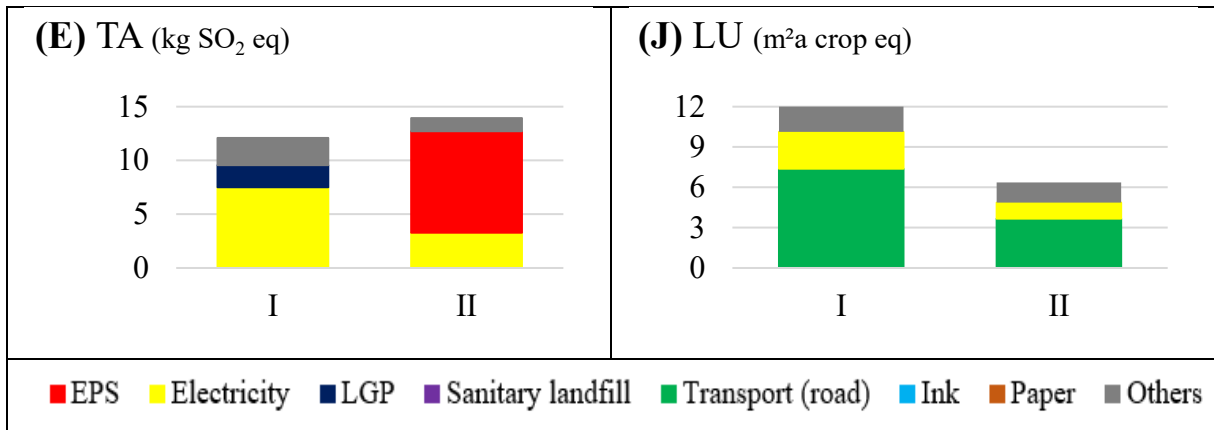
Impact category	Reference unit	Virgin Raw Material (V)	Reverse Logistics & Recycling (R)	Baseboard Production (P)	I – Baseboard with recycled EPS (R+P)	II – Baseboard with virgin EPS (V+P)
PM	kg PM2.5 eq	3.07	3.23	2.19	5.42	5.26
RS	kg oil eq	1,949	961	387	1,348	2,336
GW	kg CO ₂ eq	3,918	1,890	1,280	3,171	5,199
LU	m ² a crop eq	3.07	8.70	3.29	11.99	6.36
MEC	kg 1,4-DCB	25.46	68.46	47.04	115.50	72.49
MEU	kg N eq	0.017	0.054	0.043	0.097	0.060
TA	kg SO ₂ eq	9.44	7.61	4.49	12.10	13.93
WC	m ³	67.41	125.51	179.89	305.39	247.29
CED	MJ	93,333	62,159	36,708	98,867	130,041

Figure 4 displays the environmental impacts and energetic loads per main baseboard drivers in order to assess the obtained information through a dual methodological analysis of differences and complementarities between the results of LCA and EMA. In addition to energy loads (Figure 4-A), LCA indicates a better performance to Scenario I for CED (Figure 4-B), RS (Figure 4-C), GW (Figure 4-D) and TA (Figure 4-E) impact categories. On the other hand, WC (Figure 4-G), MEC (Figure 4-H), MEU (Figure 4-I) and LU (Figure 4-J) have shown better environmental performance for the linear scenario. PM (Figure 4-F) can be considered as similar in absolute values. Besides the difference in environmental performances depending on the aspect under analysis, variation between both scenarios has significant differences in terms

of absolute values. For example, Scenario I demand 88% more m²a than Scenario II with relation to LU, and Scenario II that requires 73% more resources than Scenario I. These interactions are further addressed in the next section.

Figure III. 4 – Key processes contributing to environmental burdens.

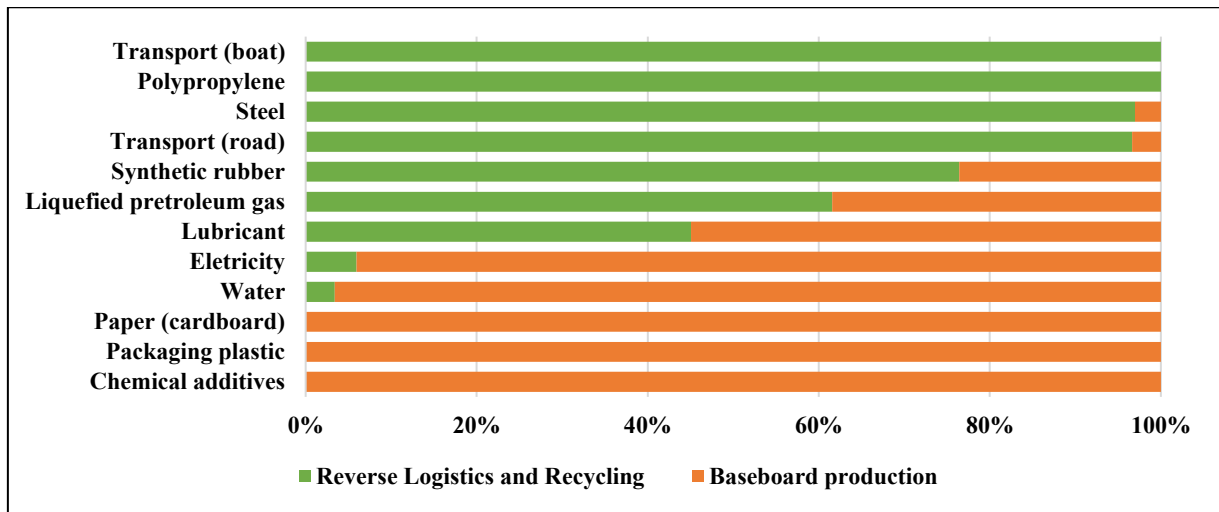




Contributions to the emergy and to the different LCA impact categories analyzed can be attributed to similar environmental aspects. These aspects mainly reflect electricity consumption (representative in both scenarios) and virgin EPS production (in the case of Scenario II). With less participation, but still significant, aspects such as transport, sanitary landfill and the use of LPG (all for the Scenario I) can be cited.

In Figure 5, the predominance of each color indicates in which process the aspect is most present, i.e. transport, polypropylene and steel are predominantly related to reverse logistics and recycling processes. While the use of additives, paper, plastic packaging and the consumption of water and electricity are predominant in the production process of the baseboard. As for the predominant aspects in the first process, transport is self-explanatory and can be confirmed by looking at Figure 1. Polypropylene is related to the consumption of big bags used for the packaging and transport of recovered EPS, while steel is due to spatulas and machinery maintenance parts used in sorting processes. As for the predominant aspects of baseboard production, additives are used in the masterbatch of the product composition, while paper and plastic are consumed in the final packaging. Water and electricity are mostly consumed in the extrusion and pelletizing processes. Finally, the use of lubricants and Liquefied Petroleum Gas (LPG) is similar in both processes and is linked to the supply and maintenance of forklifts that carry materials in both recycling and production processes. These compositions are important, both quantitatively (for intensity) and qualitatively (for dimension), for the estimation of environmental impacts.

Figure III. 5 – LCI composition.



III.4 DISCUSSION

This section was structured in order to explore the main aspects identified in the results (Table 6), namely electricity (4.1), virgin EPS (4.2), transport (4.3) and LPG and landfill (4.4). A general discussion relating to LCA, EMA and CE (4.5) is presented in the end of this section, in which the main findings and limitations of this study are addressed.

Table III. 6 – Detailed LCIA results.

Impact category	Reference unit	Electricity		Virgin EPS	Transport	
		Scenario I	Scenario II	Scenario II	Scenario I	Scenario II
PM	kg PM2.5 eq	3.57 (66%)	1.56 (30%)	3.07 (58%)	-	-
RS	kg oil eq	-	-	1,950 (83%)	-	-
GW	kg CO ₂ eq	2,123 (67%)	925 (18%)	3,923 (75%)	-	-
LU	m ² a crop eq	-	-	-	7.39 (62%)	3.66 (58%)
MEC	kg 1,4-DCB	70 (60%)	30 (42%)	25 (35%)	-	-
MEU	kg N eq	0.06 (62%)	0.02 (40%)	0.02 (29%)	-	-
TA	kg SO ₂ eq	7.52 (62%)	3.28 (24%)	9.45 (68%)	-	-
WC	m ³	210 (69%)	91 (37%)	-	-	-

* Value that represents the driver contribution to each impact category (e.g. 66% of all PM equivalent emission is due Electricity production chain).

III.4.1 ELECTRICITY

EMA results demonstrated that, even though the Scenario I depend on a large logistic system, electricity is still the main contributor to the total energy affected. The high values found for the electricity energy flow occur due to the use of heavy machinery in specific parts of the production process, such as degasification, pelletization and extrusion. Since the vast majority of these processes are found in the last stages of the product system (i.e. Baseboard production), the energy related to electricity is similar in both scenarios ($6.65E+15$ and $7.07E+15$, variation of 6%), and therefore, the difference in the total energy charges is due to the energy of virgin resin used in Scenario II.

Some specific LCIA results for electricity consumption are showed in Table 6. For the categories mentioned, energy consumption in Scenario I accounts for more than half of the potential impacts. For Scenario II, the electricity consumed represents between 18% and 42% of the impact categories. As shown by Table 2, the baseboard production process (common to both scenarios) is critical for those results, as it consumes approximately 15 times the energy required in EPS recycling processes. Noteworthy that although Brazilian energy mix is mostly renewable (approximately 80% (EPE, 2018)), the fossil fuels dependent production share (e.g. thermal plants) is the major driver for the categories MEU (75% of impacts), PM (75%), TA (54%) and GW (85%). The Brazilian electric mix composition also reflects in the WC category, as 65% of the mix is powered by hydroelectric plants (EPE, 2018), representing 91% of WC in electricity generation.

Benavides et al. (2018), comparing virgin, recycled and bio-derived PET bottles, and Muñoz et al. (2004), analyzing waste treatment in Spain, pointed to the processing (washing) of plastic waste as the main responsible for the WC of the analyzed systems. However, although WC was higher for the Scenario I, the main reason for this impact was not the processing of EPS waste, but the energy consumption of recycling processes. Benavides et al. (2017), studying fuels obtained from used plastics, found similar results and stated that WC in electricity generation raises WC in plastic to fuel pathways. Therefore, even though the main source of energy in the Brazilian mix is hydroelectric (associated with the category of renewable energy in the principles of EC (Kristensen and Mosgaard, 2020)), the implementation of the

circular system under study reflects an increase in the consumption of water, related to CE's Principle 1 (EMF, 2015). Such a situation is still mitigated since the production of virgin EPS was even less impacting than the production of baseboards, with 67 m³/FU consumed in the production of virgin EPS against 83 m³/FU consumed in the production of ink.

In addition to the WC category, the energy used in the recycling processes analyzed in this paper also contributed to the impacts of the TA in Scenario I, accounting for 62% of the composition, of which 4.07 kg SO₂ eq (54%) are emitted by the electricity production in oil-fueled thermoelectric power plants. As a counterpoint, Choudhary et al. (2019), when comparing virgin plastic with plastic produced with PET waste at India, identified a 200 times greater impact for recycled plastic in TA. In our case, recycled EPS was characterized with 15% less impact than virgin EPS in TA. In the case studied by Choudhary et al. (2019), the situation is a result of the high energy consumption in recycling-related crushing processes and furnaces and is further enhanced by the composition of India's energy mix (basically hard coal). Discussing a similar result when analyzing the environmental impacts of GW on water treatment in Mexico, García-Sánchez and Güereca (2019) pointed out that given the high electricity consumption of the studied system, it is important to consider the relationship of the environmental impacts generated due to the composition of the national electricity production mix. In that case, the authors point out that 80% of the electricity consumed in the Mexico grid in 2015 was based on fossil fuels.

Thus, observing our results in comparison with the aforementioned publishing, it is evident that a system that preserves resources (CE's Principle 1) through recycling, does not necessarily represent the best environmental performance. This divergence becomes more accentuated when the energy sources are not renewable, therefore, improving this characteristic allows better environmental performance for Principle 1, consequently aligning circularity with sustainability. Finally, the results of the EMA and LCA are in line with what was pointed out in EMF (2013), which states that the combination of materials recycling and the establishment of a cleaner energy mix is critical for CE.

The contribution of electricity is highlighted by both methodologies, pointing to a convergence of methods, confirming the significance of its consumption and identifying as the main hotspot (especially in Scenario I). Therefore, energy efficiency in recycling and production processes, would contribute directly to sustainability of the circular scenario. On top

of that, considering that the major impact is driven of aspects are fossil fuels used in generation processes, another recommendation is to reduce the proportion of non-renewable fuel plants and to increase the proportion of cleaner fuel plants.

III.4.2 VIRGIN EPS

In addition to energy consumption, another relevant aspect in Scenario II is the production of virgin EPS. For TA, for example, of the total SO₂ eq emission, 68% (Table 6) is related to the production of virgin resin. Pargana et al. (2014) found a similar proportion (66%) for the same impact category when analyzing virgin EPS as a thermal insulator for buildings. Chen et al. (2019) corroborate with this result, attesting that extrusion process contributions to TA are caused mainly by indirect emissions from energy consumption (similarly to Scenario I behavior). Besides to the impacts for TA, virgin EPS in Scenario II represents between 29% and 83% of the impact categories (Table 6). Specifically, 75% of all GW emissions (5,198 kg of CO₂ eq.) were due virgin EPS production chain. These values are aligned with Pargana et al. (2014), who attributed 69% of overall GHG eq. emissions of 5,508 kg CO₂ eq to the production of 1,000 kg of virgin EPS. Comparing with Scenario I (Figure 4 – D), the implementation of the entire reverse logistics system compensates for emissions avoided by the production of virgin raw material by approximately 40%. Condition also indicated by Benavides et al. (2018) when comparing virgin PET with recycled PET (20% of GHG emissions reduction). These results consolidate the improvement in the environmental performance (in the impact categories mentioned) of the baseboard chain through the implementation of CE elements.

Regarding RS, virgin EPS answers for 83% of oil equivalent consumed by Scenario II. Since virgin EPS is produced through fossil resources processing, it has large accumulated primary energy (8.92E+04 MJ/FU) contributing heavily to results of Scenario II (Table 5 and Figure 4). This relation is well documented by Pargana et al. (2014). Authors have quantified approximately 125,000 MJ to produce 1,000 kg of EPS, of which 78% is related to the production of virgin raw material. In the present work, the proportion of CED impacts related to virgin EPS production is 68% (approximately 93,000 MJ/FU), which is near to Pargana et al (2014) and Tan and Khoo (2005). The latter compared EPS production and cardboard

production and found that 83MJ were required to produce 1kg of EPS. Corroborating with the mentioned findings, Marten and Hicks (2018) cite a study conducted by Franklin Associates in which EPS packaging product systems were compared. The main conclusion was that the shaping and molding steps account for approximately 30% of the total energy needed for each system whereas raw materials production stage was identified as the most energy-intensive stage. Thus, our results are in line with the authors, who stated that: as the recycling rates increase, the total energy is reduced, despite the potential of requiring additional transportation (Marten and Hicks, 2018).

In addition to the impact categories already discussed, virgin EPS consumed in Scenario II have also shown relevant contribution in EMA. However, that is not the case for the whole analysis. For EMA, CED, RS, GW and TA, replacing virgin EPS with recycled EPS was advantageous, but the results for WC, MEC, MEU and LU demonstrated the opposite. These trades-offs can be of great value when analyzing the transition from a linear to a circular chain to aid the correct decision-making process and avoid possible rebound effects. The fact is that, even though Scenario I is related to several of the principles of CE (Recycling, Waste, Resources, System perspective, etc.), some LCA categories have indicated that the recycled EPS baseboard system have higher potential impact than the virgin EPS baseboard system. In this way, LCA can assist improvements in Scenario I by identifying hotspots that are not perceivable from EMA analysis, such as optimizing resource yields and reducing negative externalities (Principles 2 and 3 (EMF, 2015)), that is, improving energy efficiencies and waste management from recycling processes..

Lastly, since the LCA presents more detail and depth in results, one can question the utility of a parallel application of EMA. As each study has its particularities, it cannot be said that the breadth and coverage of the methodologies will always be convergent or divergent for specific aspects. In the case of the productive chain analyzed in this paper, if the complex structured reverse logistics system (transport) had been analyzed only by the LCA, the impacts would be restricted to the LU category (being a hotspot in 1/8 of the analyzed categories), what could undermine its impacts by the decision maker. However, when looking at the result provided by EMA, transport is the second most significant aspect, characterizing itself as a hotspot to be improved.

III.4.3 TRANSPORT

EMA results indicates the transport as the second most relevant aspect in Scenario I, as shown in Figure 1. LCA results, however, positions transport as main driver only for LU impact category with 60% of land occupation due constructed environment (Table 6). As shown in Table 1, the summed distance road-traveled by all fractions of EPS waste to be reinserted into the baseboard production chain is approximately 3,500 km. This value is almost 10 times the 400 km traveled by virgin EPS of Scenario II and has direct reflex on LU impact category results (Figure 4-J). Noteworthy is the fact that the Scenario I materials logistic is complemented by 6,500 km covered by transoceanic ship. However, even though it represents almost twice the road distance, the aquatic modal accounts for less than 1% of LU impacts (as expected since it has minor influence of onshore constructed environment). This condition indicates that Brazilian offshore transportation can decrease pressures over LU in relation to Scenario I, mainly in substitution to long distance routes (e.g. from north).

As the main drivers of LU impacts are transport-related, recommendations can be made regarding its environmental efficiency (Principle 2 (EMF, 2015)). By placing the baseboard production site closer to the EPS waste source (Scenario I), or closer to the virgin EPS supplier (for Scenario II), the system would gain in terms of environmental performance mainly related to the categories "energy efficiency" and "design" (Kristensen and Mosgaard, 2020). A deeper analysis of the transportation modal choice is also recommended, since lowering road transportation would have beneficial effects over LU as well as EMA but could increase other categories.

III.4.4 LPG AND LANDFILL

Figure 4 illustrates the specificity that can be observed between the carried LCA and EMA mainly by looking at LPG and landfill. In the first case, even if the EMA takes LPG into account, its low consumption in line with the low UEV results in an inexpressive final impact. However, when analyzed by LCA, LPG is characterized as a hotspot for Scenario I, more specifically in the RS, GW, TA and PM impact categories. These divergences occur due to the

cause-effect chain of each methodology, i.e., the information considered in the evaluation of each aspect. According to Grönlund (2019) no method is comprehensive enough to cover all aspects with the same significance. EMA tends to be broader, because it considers all ecological work employed in the product/system under analysis, however, this is not verified in all aspects of sustainability. Differently, LCA has a shorter coverage, but brings deeper (and multicriteria) insights on the system's environmental impacts.

These divergences refer to one of the main limitations of the application of EMA in this paper. This situation was discussed by Amaral et al. (2016), who identified the use of empirical input data and their respective UEV (conversion factors) as two potential sources of uncertainty in EMA. Thus, the main obstacle to the consolidation of EMA results presented here, as well as its diffusion, may be its attempt to approach any system holistically using theoretical thermodynamic, economic and ecological concepts. However, while EMA offers an approach based on average values and has this considerable uncertainty associated with their calculations, this weakness has always been assumed by EMA researchers, who understand that its usefulness and interest go beyond this limitation (Amaral et al., 2016), a fact that is also observed in this study, since the results point to directions for improvements consistent with the context in which it fits.

Furthermore, regarding the provided landfill results, our findings are aligned with Rugani and Benetto (2012), who pointed out that EMA shows how to maximize resource use (subsidizing information to direct the system to Principles 1 and 2 (EMF, 2015)), while LCA allows identifying where to reduce pollutant emissions and improve waste reuse and quantify related benefits (directing the system to Principle 3 (EMF, 2015)). Figure 4-H and Figure 4-I demonstrates this lack of coverage in EMA when it comes to landfill emissions, that have contributions to eutrophication and ecotoxicity in both scenarios. Regarding to Scenario I, the emissions to eutrophication and ecotoxicity have even more significance to these impact categories, turning circular scenario into a worst performance than the linear scenario. Therefore, even in the circular scenario, it is necessary to improve the management of waste associated with the production processes of recycled EPS baseboards due to the sorted material that cannot be reused.

III.4.5 LCA AND EMA TO CE

CE has been presented as a way to support sustainable development. With the rise of this new model, the development of monitoring structures and assessment tools are important for identifying progress towards circularity. However, as pointed out in the literature review conducted by Kristensen and Mosgaard (2020), since economic indicators tend to be a priority, the identified CE indicators rarely cover the three dimensions of sustainability. Thus, the authors state that the link between CE and sustainability is underdeveloped, since the revised indicators generally consider few principles of CE.

Although CE research presents a large array of general frameworks and literature reviews, few studies have focused on how to measure the “circularity” of products, services, or the supply chain as a whole in an effective way (Elia et al., 2017). Saidani et al. (2019) argue that worldwide, scholars, policymakers and industrialists agree on the need for trustworthy CE-related measuring instruments to manage the transition between linear business models to circular ones. The case study presented in this paper tried to address this transition by measuring aspects related to the environment in which it is inserted and tried to align the results of the analyzes with the principles and categories of the CE.

Circular systems tend to be complex arrangements (Figures 1 and 2) formed by the interlinkage of several sectors, structured under the common goal of generating maximum economic benefit while reducing its emissions rate, environmental burdens, and optimizing resource efficiency. Literature shows that CE was built on top of discussions regarding waste management, energy efficacy and emission reduction (Blomsma and Brennan, 2017; Kirchherr et al., 2018). However, the often-discussed goal of “closing loops” must be supported by robust analytical studies in order to access the real feasibility and environmental benefit of CE-related practices (i.e. recycling). In this sense, following the approached used by Deschamps et al. (2018) and Chen et al. (2016), the results of this case study made possible to understand the synergy between the LCA and EMA, once that this relation is widely evidenced in the literature (Li and Wang, 2009; Rugani and Benetto, 2012; Saidani et al., 2019).

As can be seen in this work, the alignment between LCA and EMA delivers a comprehensive analysis of the system’s environmental profile, providing decision-makers, such

as representatives of governments, the industry, and the general market, with robust information that can support the transition to a more energy and resource efficient model. By adopting this dual approach when evaluating the EPS baseboard product system, an overall environmental profile was built by EMA and deepened by the LCA, which was convergent regarding decision-making in some aspects (electricity), but also divergent in others (transport or GLP). As from our point of view, even though some LCA impact categories are aligned with energy results, EMA and LCA covers different but equally important aspects from circular or linear systems. EMA has a strong link to pre-chain aspects as it captures the embodied energy of materials and processes (ecological work). Meanwhile LCA also comprises upstream chains but focusses on emissions and end-of-life assessment. Due this complimentary condition, both have important role on decision-making, but still, trade-offs must be weighted by stakeholders.

Corroborating with this observation, Pang et al. (2017) highlighted that decision makers must be well informed on trade-offs between emissions and ecological cost to understand that there is no perfect solution for reducing environmental impacts, and balance between possible benefits and recommendation obtained from the improvements identified by the different methodologies have to always be weighted. In this sense, Patterson et al. (2017) stated that the union and/or standardization of the two methods in order to make their results comparable are inflexible, difficult and possibly impossible. The authors conclude that the different methods must retain their unique characteristics, catering to specific professional audiences.

Lonca et al. (2018) also found agreements and discrepancies in the results when they applied a circularity indicator in parallel with the LCA in a case study of the tire industry. While the indicator was identified as relevant to support the preservation of materials, LCA provided a complementary perspective by measuring the pressure in the pollution reservoirs. As with the baseboard with recycled EPS, the application of the two methodologies made it possible to identify compensations related to the preservation of natural resources and to minimize the risk of cargo transfer. In this context, whether combining LCA with EMA, with a circularity indicator (Lonca et al., 2018), or with any other environmental quantification methodologies, it is important to emphasize that there is no exclusive way to measure the CE. Such a situation is identified by Kristensen and Mosgaard (2020) as a strong barrier to the adoption and implementation of CE, as it is difficult to measure progress towards EC goals in organizations.

In order to collaborate with the advance under this barrier, the main contribution of this work was to apply two methodologies of environmental quantification to compare the environmental aspects of a linear system with a circular system. EMA indicated the circular system as the one that requires the least ecological work to exist, this is due to the fact that in recycling, the inputs are already in the technological sphere and do not carry the necessary work for the production of the raw material. In this way, it can be inferred that EMA is directly aligned with Principle 1 (Preserve and enhance natural capital by controlling finite stocks and balancing renewable resource flows) and with Principle 2 (Optimize resource yields by circulating products, components, and materials at the highest utility at all times in both technical and biological cycles) of the CE appointed by EMF (2015). Following this logic, the LCA, in turn, presented trade-offs between some of the impact categories analyzed under the two scenarios. This specificity that went "unnoticed" by the EMA, makes the LCA better aligned with Principle 3 of CE (Foster system effectiveness by revealing and designing out negative externalities).

Finally, some limitations of this case study can be pointed out:

- Product system: The Scenario I was assumed as a circular scenario because it presents principles and characteristics of circularity (EMF, 2015; Kristensen and Mosgaard, 2020). However, other aspects (e.g., elimination of toxic substances) are still necessary to make the system more circular. In this way, with the advancement of the product system towards 'more' circular characteristics, possibly, the impact analysis will expand the environmental improvement provided by the circularity of the system;
- Life cycle assessment: the open-loop allocation method definition is an important source of uncertainty, even though its influence is attributed to both systems since the same methodological choices were applied to both;
- Emergy Analysis: the main limitation in relation to EMA was the fact that no emergy index was analyzed. As mentioned, the main indices use the relationship between the natural sphere and the technological sphere, and since the system is practically all in the technological sphere, the values of the indices could be

misleading. In future research, the development or application of more specific indications could increase the findings of EMA;

- Sustainability: This study sought to explore the relationship between circularity and sustainability. However, economic and social aspects were not considered. As already mentioned, Kristensen and Mosgaard (2020) identified that the main focus of the circularity indicators has been the economic variable. This study aims to contribute to the exploration of the environmental variable. Therefore, for future research, it is essential to include socioeconomical indicators, whether in LCA, EMA or in any other way of analyzing circular systems.

III.5 CONCLUSIONS

The paradigm shift from linear to circular systems is one of the main challenges to be faced in the coming years. This change has been linked to principles such as ‘preserve natural capital’, ‘optimize resource yields’ and ‘include negative externalities’. It also covers categories related to ‘waste’, ‘efficiency’, ‘value retention’, ‘sustainability’, ‘resources’, ‘design’, ‘energy’ and ‘cycles’. However, the changes that take place in the production chains to achieve these principles do not always lead to improvements in all aspects of sustainability. Focusing on environmental aspects, this article addressed a circular initiative located in Brazil in comparison to a linear production system through LCA and EMA.

For EMA, the circular system had less energy load in comparison to the linear system. In this case, the energy added by the necessity of more complex transportations was compensated by the avoided virgin EPS (from reinserted sources in the circular scenario). LCA results were well balanced between both scenarios, with 4 impact categories indicating better performance for each system and 1 impact category with equal result. Both methodologies are convergent in terms of main driver identification, electricity consumption, virgin EPS (exclusive in the linear scenario) and transport. Other drivers identified exclusively by LCA were the LPG consumption and landfilling emissions. Improvements in energy efficiency and resource consumption as well as t cleaner energy sources were identified as possibilities with higher positive potential to circularity and sustainability performance.

Results have demonstrated that a production system established based on circular economy principles will not always have a better environmental performance for all environmental impact categories. Condition that reinforces the necessity of multidimensional analysis, to provide the best set of information to aid decision-making process without rebound effects. Ultimately, EMA and LCA demonstrates good synergy to indicate sustainable scenarios with adherence circular principles.

Funding: This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

III.6 REFERENCES

- ABRELPE, 2018. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. São Paulo, Brazil, 2018. 74 p. Available in: < <http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Accessed in: 08/2019.
- Almeida, C.M.V.B., Barrella, F.A., Giannetti, B.F., 2007. Emergetic ternary diagrams: five examples for application in environmental accounting for decision-making. *J. Clean. Prod.* 15, 63–74. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.002>
- Amaral, L.P., Martins, N., Gouveia, J.B., 2016. A review of emergy theory, its application and latest developments. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 54, 882–888. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.048>
- Andrews, D., 2015. The circular economy, design thinking and education for sustainability. *Local Econ.* 30, 305–315. <https://doi.org/10.1177/0269094215578226>
- Angelakoglou, K., Gaidajis, G., 2015. A review of methods contributing to the assessment of the environmental sustainability of industrial systems. *J. Clean. Prod.* 108, 725–747. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.094>
- Bastianoni, S., Pulselli, F.M., Castellini, C., Granai, C., Dal Bosco, A., Brunetti, M., 2007. Emergy evaluation and the management of systems towards sustainability: A response

- to Sholto Maud. Agric. Ecosyst. Environ. 120, 472–474.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.010>
- Benavides, P.T., Sun, P., Han, J., Dunn, J.B., Wang, M., 2017. Life-cycle analysis of fuels from post-use non-recycled plastics. Fuel 203, 11–22.
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.04.070>
- Benavides, P.T., Dunn, J.B., Han, J., Biddu, M., Markham, J., 2018. Exploring Comparative Energy and Environmental Benefits of Virgin, Recycled, and Bio-Derived PET Bottles. ACS Sustain. Chem. Eng. 6, 9725–9733.
<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00750>
- Bianchini A., Pellegrini M., Rossi J., Sacconi C., 2018. A new productive model of circular economy enhanced by digital transformation in the Fourth Industrial Revolution - An integrated framework and real case studies. XXIII Summer School “Francesco Turco” – Industrial Systems Engineering.
- Blomsma, F., Brennan, G., 2017. The Emergence of Circular Economy: A new framing around prolonging resource productivity. J. of Ind. Ecol. 21. Ed. 3, 603-614.
<https://doi.org/10.1111/jiec.12603>
- Bocken, N.M.P., Pauw, I. de, Bakker, C., Grinjen, B. van der, 2016. Product design and business model strategies for a circular economy. J. Ind. Prod. Eng. 33, 308–320.
<https://doi.org/10.1080/21681015.2016.1172124>
- Brown, M.T., Ulgiati, S., 2016. Emergy assessment of global renewable sources. Ecol. Model. 339, 148–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.03.010>
- Buonocore, E., Franzese, P.P., Ulgiati, S., 2012. Assessing the environmental performance and sustainability of bioenergy production in Sweden: A life cycle assessment perspective. Energy, 7th Biennial International Workshop “Advances in Energy Studies” 37, 69–78.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.07.032>
- Cellura, M., Longo, S., Mistretta, M., 2011. Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. Renew. Sustain. Energy Rev. 15, 4697–4705. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.082>

- Chen, W., Liu, W., Geng, Y., Ohnishi, S., Sun, L., Han, W., Tian, X., Zhong, S., 2016. Life cycle based emergy analysis on China's cement production. *J. Clean. Prod.* 131, 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.036>
- Chen, W., Liu, W., Geng, Y., Brown, M.T., Gao, C., Wu, R., 2017. Recent progress on emergy research: A bibliometric analysis. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 73, 1051–1060. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.02.041>
- Chen, Y., Cui, Z., Cui, X., Liu, W., Wang, X., Li, X., Li, S., 2019. Life cycle assessment of end-of-life treatments of waste plastics in China. *Resour. Conserv. Recycl.* 146, 348–357. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.011>
- Cherubini, E., Franco, D., Zanghelini, G.M., Soares, S.R., 2018. Uncertainty in LCA case study due to allocation approaches and life cycle impact assessment methods. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 2055–2070. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1432-6>
- Choudhary, K., Sangwan, K.S., Goyal, D., 2019. Environment and economic impacts assessment of PET waste recycling with conventional and renewable sources of energy. *Procedia CIRP*, 26th CIRP Conference on Life Cycle Engineering (LCE) Purdue University, West Lafayette, IN, USA May 7-9, 2019 80, 422–427. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2019.01.096>
- Corcelli, F., Ripa, M., Ulgiati, S., 2017. End-of-life treatment of crystalline silicon photovoltaic panels. An emergy-based case study. *J. Clean. Prod.* 161, 1129–1142. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.031>
- de Souza, R.G., Clímaco, J.C.N., Sant'Anna, A.P., Rocha, T.B., do Valle, R. de A.B., Quelhas, O.L.G., 2016. Sustainability assessment and prioritisation of e-waste management options in Brazil. *Waste Manag., WEEE: Booming for Sustainable Recycling* 57, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.034>
- Deschamps, J., Simon, B., Tagnit-Hamou, A., Amor, B., 2018. Is open-loop recycling the lowest preference in a circular economy? Answering through LCA of glass powder in concrete. *J. Clean. Prod.* 185, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.021>

- Di Noi, C., Ciroth, A. 2017. Calculation of energy indicators in MJ, LHVs. GreenDelta GmbH, Müllerstrasse 135, 13349 Berlin, Germany. 2017. 25 p. Available in: <<https://www.openlca.org/wp-content/uploads/2017/10/Calculation-of-energy-indicators-in-MJ-LHVs.pdf>>. Accessed in: 08/2019.
- EC, 2014. Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe. COM (2014), vol 398. European Commission, Brussels, Belgium.
- Elia, V., Gnoni, M.G., Tornese, F., 2017. Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *J. Clean. Prod.* 142, 2741–2751. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.196>
- EMF, 2013. Towards the Circular Economy: Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition. Ellen MacArthur Foundation. Cowes, UK, 2013. 20 p. Available in: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-a-circular-economy-business-rationale-for-an-accelerated-transition>>. Accessed in: 08/2019.
- EMF, 2015. Towards a Circular Economy: Business rationale for an accelerated transition. Ellen MacArthur Foundation. Cowes, UK, 2015. 20 p. Available in: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-a-circular-economy-business-rationale-for-an-accelerated-transition>>. Accessed in: 10/2019.
- EPE, 2018. Balanço Energético Nacional 2018: Ano base 2017. Empresa de Pesquisa Energética (EPE). – Rio de Janeiro, Brazil. 294 p. Available in: <http://epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-303/topico-419/BEN2018__Int.pdf>. Accessed in: 10/2019.
- Fellner, J., Lederer, J., Scharff, C. and Laner, D., 2017. Present Potentials and Limitations of a Circular Economy with Respect to Primary Raw Material Demand. *J. of Ind. Eco.* 21(3), 494-496. <https://doi.org/10.1111/jiec.12582>
- Gala, A.B., Raugei, M., Ripa, M., Ulgiati, S., 2015a. Dealing with waste products and flows in life cycle assessment and emergy accounting: Methodological overview and synergies. *Ecol. Model., Emery Synthesis 8 ~ Emery and Environmental Accounting: Theories,*

- Applications, and Methodologies 315, 69–76.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.03.004>
- García-Sánchez, M., Güereca, L.P., 2019. Environmental and social life cycle assessment of urban water systems: The case of Mexico City. *Sci. Total Environ.* 693, 133464.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.270>
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N.M.P., Hultink, E.J., 2017. The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *J. Clean. Prod.* 143, 757–768.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>
- Geng, Y., Doberstein, B., 2008. Developing the circular economy in China: Challenges and opportunities for achieving “leapfrog development.” *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 15, 231–239. <https://doi.org/10.3843/SusDev.15.3:6>
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Prod., Towards Post Fossil Carbon Societies: Regenerative and Preventative Eco-Industrial Development* 114, 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Ghisellini, P., Ripa, M., Ulgiati, S., 2018. Exploring environmental and economic costs and benefits of a circular economy approach to the construction and demolition sector. A literature review. *J. Clean. Prod.* 178, 618–643.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.207>
- Grönlund, S.E., 2019. Indicators and methods to assess sustainability of wastewater sludge management in the perspective of two systems ecology models. *Ecol. Indic., Sven Erik Jørgensen - Memorial Issue* 100, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.013>
- Guven, H., Wang, Z., Eriksson, O., 2019. Evaluation of future food waste management alternatives in Istanbul from the life cycle assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, v 239, 117999.
- Homrich, A., Galvao, G., Abadia, L., Carvalho, M., 2018. The Circular Economy Umbrella: Trends and gaps on integrating pathways. *J. of Clean. Prod.*, 175, 525-543.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.064>

- Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., van Zelm, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- Inghels, D., Dullaert, W., Aghezzaf, E., Heijungs, R., 2019. Towards optimal trade-offs between material and energy recovery for green waste. *Waste Management*, v 93, 100–111 pp.
- ISO, 2006a. 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.
- ISO, 2006b. 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines.
- Kaza, Silpa; Yao, Lisa C.; Bhada-Tata, Perinaz; Van Woerden, Frank. 2018. *What a Waste 2.0 : A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urban Development; Washington, DC: World Bank. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO.
- Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M., 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resour. Conserv. Recycl.* 127, 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Kostense-Smit, E., Muller, J., Huibrechtse-Truijens, A., Hekkert, M., 2018. Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union (EU). *Ecol. Econ.* 150, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.028>
- Kitzes, J., Wackernagel, M., Loh, J., Peller, A., Goldfinger, S., Cheng, D., Tea, K., 2008. Shrink and share: humanity's present and future Ecological Footprint. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 467–475. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2164>
- Korhonen, J., Honkasalo, A., Seppälä, J., 2018. Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecol. Econ.* 143, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>
- Kristensen, H.S., Mosgaard, M.A., 2020. A review of micro level indicators for a circular economy – moving away from the three dimensions of sustainability? *J. Clean. Prod.* 243, 118531. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118531>

- Kursun, B., Bakshi, B.R., Mahata, M., Martin, J.F., 2015. Life cycle and emergy based design of energy systems in developing countries: Centralized and localized options. *Ecol. Model.* 305, 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.03.006>
- Li, D., Wang, R., 2009. Hybrid Emergy-LCA (HEML) based metabolic evaluation of urban residential areas: The case of Beijing, China. *Ecol. Complex., Eco Summit 2007 Special Issue, Part One* 6, 484–493. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.09.002>
- Lieder, M., Rashid, A., 2016. Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry. *J. Clean. Prod.* 115, 36–51. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.042>
- Liu, G., Hao, Y., Dong, L., Yang, Z., Zhang, Y., Ulgiati, S., 2017. An emergy-LCA analysis of municipal solid waste management. *Resour. Conserv. Recycl.* 120, 131–143. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.12.003>
- Lonca, G., Muggéo, R., Imbeault-Tétrault, H., Bernard, S., Margni, M., 2018. Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. *J. Clean. Prod.* 183, 424–435. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.108>
- Marten, B., Hicks, A., 2018. Expanded Polystyrene Life Cycle Analysis Literature Review: An Analysis for Different Disposal Scenarios. *Sustainability* 11, 29–35. <https://doi.org/10.1089/sus.2017.0015>
- Muñoz, I., Rieradevall, J., Doménech, X., Milà, L., 2004. LCA application to integrated waste management planning in Gipuzkoa (Spain). *Int. J. Life Cycle Assess.* 9, 272. <https://doi.org/10.1007/BF02978603>
- NEAD, 2014. National Environmental Accounting Database. Available in: <http://www.emergy-nead.com>. Accessed in: 09/2019.
- Nicholson, A.L., Olivetti, E.A., Gregory, J.R., Field, F.R., Kirchain, R.E., 2009. End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions, in: *IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology, 2009. ISSST '09*. Presented at the IEEE International Symposium on

- Sustainable Systems and Technology, 2009. ISSST '09, pp. 1–6.
<https://doi.org/10.1109/ISSST.2009.5156769>
- Nguyen, H., Stuchtey, M., Zils, M., 2014. Remaking the Industrial Economy. McKinsey Quarterly. Available in: <<https://www.mckinsey.com/business-functions/sustainability/our-insights/remaking-the-industrial-economy>>. Accessed in: 10/2019.
- Odum, H.T., 1996. Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making. John Wiley & Sons.
- Paletta, A., Leal Filho, W., Balogun, A., Foschi, E., Bonoli, A., 2019. Barriers and challenges to plastics valorisation in the context of a circular economy: Case studies from Italy. Journal of Cleaner Production, v 214, 118149.
- Pan, H., Geng, Y., Dong, H., Ali, M., Xiao, S., 2019. Sustainability evaluation of secondary lead production from spent lead acid batteries recycling. Resour. Conserv. Recycl. 140, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.09.012>
- Pang, M., Zhang, L., Liang, S., Liu, G., Wang, C., Hao, Y., Wang, Y., Xu, M., 2017. Trade-off between carbon reduction benefits and ecological costs of biomass-based power plants with carbon capture and storage (CCS) in China. J. Clean. Prod. 144, 279–286. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.034>
- Pargana, N., Pinheiro, M.D., Silvestre, J.D., de Brito, J., 2014. Comparative environmental life cycle assessment of thermal insulation materials of buildings. Energy Build. 82, 466–481. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.05.057>
- Patterson, M., McDonald, G., Hardy, D., 2017. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting. Ecol. Model. 362, 19–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.07.022>
- Pizzigallo, A.C.I., Granai, C., Borsa, S., 2008. The joint use of LCA and emergy evaluation for the analysis of two Italian wine farms. J. Environ. Manage., SPIn-Eco: Sustainability of the Siena Province through Ecodynamic Indicators 86, 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.04.020>

- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 290–300. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x>
- Reza, B., Sadiq, R., Hewage, K., 2014. Emergy-based life cycle assessment (Em-LCA) of multi-unit and single-family residential buildings in Canada. *Int. J. Sustain. Built Environ.* 3, 207–224. <https://doi.org/10.1016/j.ijsbe.2014.09.001>
- Ritzén, S., Sandström, G.Ö., 2017. Barriers to the Circular Economy – Integration of Perspectives and Domains. *Procedia CIRP*, 9th CIRP IPSS Conference: Circular Perspectives on PSS 64, 7–12. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.03.005>
- Rives, J., Fernández-Rodríguez, I., Rieradevall, J., Gabarrell, X., 2012. Environmental analysis of the production of champagne cork stoppers. *J. Clean. Prod.* 25, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.001>
- Rugani, B., Benetto, E., 2012. Improvements to emergy evaluations by using life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 46, 4701–4712. <https://doi.org/10.1021/es203440n>
- Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., Cluzel, F., Kendall, A., 2019. A taxonomy of circular economy indicators. *J. Clean. Prod.* 207, 542–559. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.014>
- SNIS, 2019. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2017. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília, Brazil, 2019. 199 p. Available in: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>. Accessed in: 08/2019.
- Song, Q., Wang, Z., Li, J., 2013. Sustainability evaluation of e-waste treatment based on emergy analysis and the LCA method: A case study of a trial project in Macau. *Ecol. Indic.* 30, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.016>
- Stahel, W.R., 2007. Sustainable Development and Strategic Thinking. *Chin. J. of Pop. Res. And Env* 5(4), 3-19. doi: 10.1080/10042857.2007.10677526
- Tan, R.B.H., Khoo, H.H., 2005. Life cycle assessment of EPS and CPB inserts: design considerations and end of life scenarios. *J. Environ. Manage.* 74, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.09.003>

- The World Bank, 2018. Global Waste to Grow by 70% by 2050 Unless Urgent Action is Taken: World Bank report. The World Bank. Available in: <
<https://www.worldbank.org/en/news/press-release/2018/09/20/global-waste-to-grow-by-70-percent-by-2050-unless-urgent-action-is-taken-world-bank-report>> Accessed in: 10/2019
- Wang, X., Dadouma, A., Chen, Y., Sui, P., Gao, W., Jia, L., 2015. Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emergy analysis based on life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 102, 144–164. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.071>
- Wang, Y., Zhang, X., Liao, W., Wu, J., Yang, X., Shui, W., Deng, S., Zhang, Y., Lin, L., Xiao, Y., Yu, X., Peng, H., 2018. Investigating impact of waste reuse on the sustainability of municipal solid waste (MSW) incineration industry using emergy approach: A case study from Sichuan province, China. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.003>
- Webster, K., 2015. *The Circular Economy: a Wealth of Flows*. Ellen MacArthur Foundation, Isle of Wight.
- Wilfart, A., Prudhomme, J., Blancheton, J.-P., Aubin, J., 2013. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. *J. Environ. Manage.* 121, 96–109. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.031>
- Yu, X., Geng, Y., Dong, H., Fujita, T., Liu, Z., 2016. Emergy-based sustainability assessment on natural resource utilization in 30 Chinese provinces. *J. Clean. Prod.* 133, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.103>
- Yuan, Z., Bi, J., Moriguchi, Y., 2006. The Circular Economy: A New Development Strategy in China. *J. Ind. Ecol.* 10, 4–8. <https://doi.org/10.1162/108819806775545321>
- Zamagni, A., Buonamici, R., Buttol, P., Porta, P.L., Masoni, P., 2009. Main R&D lines to improve reliability, significance and usability of standardised LCA.

CAPÍTULO IV. COMBINAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE ACV E AE

Com base nas informações referentes às metodologias de ACV e AE apresentadas no Capítulo II, bem como nos resultados da aplicação individual das metodologias no capítulo anterior (Capítulo III), este capítulo (artigo) foi desenvolvido para associar aspectos da ACV (no caso, os fatores de caracterização das categorias de impacto do método de AICV) com aspectos da AE (no caso, os conteúdos emergéticos e a teoria da diluição virtual), e então estabelecer o indicador único, o qual, é o objetivo principal desta tese.

RESUMO EXPANDIDO DO ARTIGO (EM PORTUGUÊS)

Introdução. Os serviços ecossistêmicos (SE) estão sendo degradados devido à intensificação das atividades humanas, representando um risco ao bem-estar humano. Para prevenir maiores danos e exploração dos SE, é necessário avaliar os possíveis impactos sobre eles (Alejandre et al., 2019). Para Bakshi (2002), apesar dos benefícios e popularidade, a ACV possui algumas deficiências, sendo uma delas, ignorar alguns serviços e produtos ecossistêmicos. Tal situação pode representar equívocos significativos, uma vez que as avaliações ambientais podem estimular a otimização de um recurso individual em detrimento de outros, confundindo os tomadores de decisão (Pan et al., 2016). Para que a ACV cubra melhor os SE, novas categorias de impacto ainda precisam ser incorporadas, bem como novos fatores de caracterização (FC) desenvolvidos (Alejandre et al., 2019; Rugani et al., 2019). Outras metodologias foram desenvolvidas para avaliar os SE, a análise emergética (AE) desenvolvida por Odum (1996) é uma delas. Na relação entre AE e ACV, o uso das transformidades poderia contribuir como fatores de caracterização para uma AICV baseada em emergia (Ingwersen, 2011; Rugani et al., 2011). Portanto, o objetivo deste artigo é subsidiar uma abordagem metodológica que auxilie na quantificação de SE.

Metodologia. A proposta é uma combinação entre ACV e AE. Para compor o modelo, os principais aspectos associados a ACV estão vinculados à etapa de AICV. Os métodos de AICV utilizados foram o RECIPE 2016 e o método CML. Considerando que as concentrações de emissões são em sua maioria mais altas do que os padrões de qualidade ambiental

correspondentes, SE são necessários para diluir sua concentração em um nível aceitável. De acordo com Pan et al. (2016), a emergia desses serviços ecológicos pode ser determinada a partir do conhecimento da concentração e da natureza das emissões e das transformidades dos serviços relevantes. Sendo assim, as transformidades necessárias para a abordagem proposta foram todas obtidas de Odum (1996) e corrigidas para a linha de base mais recente (Brown et al., 2016). Além dos valores de emergia de diluição baseados nas considerações de Rugani et al. (2013) e Pan et al. (2016), transformidades de recursos também foram utilizadas. Após o cálculo das massas de ar ou água necessárias para a redução teórica da concentração das emissões, a emergia total necessária para diluí-las “virtualmente” nas categorias de impacto é obtida somando o maior valor encontrado nos diferentes compartimentos. A abordagem metodológica é aplicada na produção de eletricidade no Brasil, considerando diferentes tipos de geração, com dados obtidos no banco de dados ecoinvent versão 3.6, recentemente atualizado (ECOINVENT, 2019).

Resultados e discussão. Quando da análise do grupo de “recursos”, a categoria de impacto “escassez de recursos minerais” é a que apresenta maior emergia, como reflexo da elevada transformidade estimada para o cobre. No caso do grupo “eutrofização”, embora tenha sido enquadrado em ordem semelhante ao grupo de recursos, a emergia total não é o serviço natural para a ‘produção de recursos’, mas a energia adicional necessária para diluir “virtualmente” as substâncias de modo a manter um ambiente sustentável. O grupo com as categorias de impacto de toxicidade apresentaram as diferenças mais consideráveis das outras categorias para ambos os métodos de AICV, especialmente no caso da categoria de impacto “ecotoxicidade terrestre”. Entre as principais substâncias responsáveis pela alta emergia necessária para sua diluição estão o chumbo ($2,33E+31$ seJ) e o mercúrio ($1,44E+31$ seJ) para o método RECIPE, e o chumbo ($1,26E+36$ seJ) e o cádmio ($1,06E+35$ seJ) para o método CML. Esses valores são principalmente consequência dos elevados FC dessas substâncias para a categoria de impacto, fato que se justifica por serem metais pesados altamente reativos e bioacumulativos. Quando a categoria de impacto “ecotoxicidade terrestre” é desconsiderada, o domínio das categorias de impacto permanece no grupo “toxicidade” para ambos os métodos, mais uma vez devido aos altos FC das substâncias que contribuem para as categorias de toxicidade, sendo as principais o Benzeno, o Estireno e o Tolueno, que são substâncias altamente cancerígenas. Além de estimar os SE necessários para suportar cada categoria de impacto, a abordagem metodológica

aqui proposta também serve como uma forma de agregar as categorias em uma única métrica sem utilizar julgamentos de valor, mas apenas aspectos termodinâmicos. Uma vez que a abordagem metodológica aqui apresentada é uma combinação de diferentes metodologias, as incertezas associadas aos seus resultados são aquelas inerentes aos resultados das metodologias quando aplicadas individualmente.

Conclusão. Neste artigo, uma abordagem metodológica foi proposta com a combinação da ACV com a AE. Foi demonstrado que a ACV pode ser combinada com a AE, tornando-se uma avaliação mais voltada para a natureza, contribuindo assim para o desenvolvimento dos métodos de contabilidade de SE. Além de avaliar os SE, a combinação de metodologias também permitiu agregar as diferentes categorias de impacto decorrentes da ACV em um indicador único baseado em termodinâmica, o seJ, disponibilizado pela AE. Portanto, a abordagem metodológica proposta também pode contribuir para o desenvolvimento de métodos de agregação.

ECOSYSTEM SERVICES ASSESSMENT: EMERGY ANALYSIS OF LIFE CYCLE ASSESSMENT RESULTS

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior^{a,b,c,*}, Sebastião Roberto Soares^a

^aUFSC (Federal University of Santa Catarina), Department of Sanitary and Environmental Engineering, Florianópolis, 88040-970, Brazil.

^bUDESC (State University of Santa Catarina), Department of Environmental Engineering, Lages, 88520-000, Brazil.

^cEnCiclo Sustainable Solutions Ltda, Florianópolis, Brazil.

*Corresponding author: henrique.junior@posgrad.ufsc.br

Abstract: The sustainability of a system depends on the availability of ecosystem services (ES) to maintain it. Accounting for these services is generally associated with the impacts of technological services, sometimes neglecting those of ecological services. Life cycle assessment (LCA) is one of the methodologies that does not embrace all such services, while emergy analysis (EMA) attempts to quantify them but initially leaves pollutant emissions aside.

The purpose of this article is to combine LCA with EMA to support a methodological approach that helps in the development of ES quantification. For this purpose, the characterization factors (CF) of the ReCiPe (H) and CML methods were used, as well as the unit energy values (UEV) provided by Odum (1996). In addition, the “virtual” emissions dilution principle needs were estimated mainly based on Brazilian legal standards. A sensitivity analysis was performed with the omission of some impact categories, and, finally, by way of illustration, the indexes obtained were applied in a generic case study of the production of 1 kWh from different energy sources. The “terrestrial ecotoxicity” impact category demanded the most considerable natural service in both methods ($2.33E+31$ seJ for the ReCiPe (H) method and $1.26E+36$ seJ for the CML method). These values reflect the high CF of lead, a recalcitrant and bioaccumulative substance. With the omission of this category, the most significant natural service demands are still associated with the toxicity categories, reflecting substances such as benzene, styrene, and toluene, all of which are carcinogenic. For the case study, because of the natural service demand for the toxicity categories, the energy sources that most require ES are oil and hard coal. The proposed approach has some points of uncertainty resulting from the applied methodologies and which were discussed. Regardless, in addition to the uncertainty, the estimated values provide information that may be aggregated in order to assist the decision-maker, since the search for decreasing the estimated ES values will always be beneficial, as it is a consequence of lower demands for natural service.

Keywords: Ecosystems services; Environmental accountability; Life cycle assessment; Energy analysis; Electricity production.

IV.1 INTRODUCTION

Ecosystems are dynamic complexes of plant, animal, and microorganism communities, as well as the nonliving environment, interacting with each other. The benefits that people obtain from ecosystems may be defined as ecosystem services (ES) (Häyhä and Franzese, 2014). These include provisioning services (e.g., food), regulating services (e.g., climate), cultural services (e.g., recreational benefits), and supporting services (e.g., nutrient cycling) (MEA, 2005). Most of such services are being degraded due to the intensification of human

activities, and this degradation represents a risk to human well-being. Thus, to help prevent further damage and exploitation of ES, it is necessary to assess the possible impacts on them by applying environmental assessment methods (Alejandre et al., 2019).

According to Rugani et al. (2013), even though ES are of crucial importance for production systems, as well as for economic and social development, their value is generally neglected by conventional economic and social indicators, as well as by the most employed environmental impact assessment methodologies such as the life cycle assessment (LCA). Zhang et al. (2010b) corroborate this statement when they mention that the existing life cycle-oriented methods are not able to capture many ES. The authors argue that the LCA method does not account for the majority of ES necessary to dissipate emissions and absorb their impact; however, they clarify that the LCA structure is certainly attractive, with the accounting of ES being identified as one of the next barriers that this approach needs to face (Zhang et al., 2010b). To Bakshi (2002), despite the many benefits and popularity, LCA suffers from several deficiencies since it focuses mainly on the environmental impact of emissions and non-renewable and energy inputs, ignoring ecosystem services and products. Ignoring these entries may cause significant errors in the analysis, given that such incomplete evaluations may encourage the optimization of one individual resource at the expense of others, confusing policymakers (Pan et al., 2016).

Nevertheless, Pavan and Ometto (2018) identified that the LCA methodology has gained attention in the face of ES evaluation. Such a method consists of collecting and evaluating input and output information, as well as the potential environmental impacts of a product or service system throughout its entire life cycle (ISO, 2006). The LCA consists of four steps: goal and scope definition, life cycle inventory (LCI), life cycle impact assessment (LCIA), and interpretation. The LCIA is one of the most critical steps, given that it is where the most significant uncertainty degrees lie (Raugei et al., 2014). It is at this step that the environmental interventions identified in the LCI (e.g., resources and/or emissions) are converted into potential environmental impacts according to specific characterization factors (CF). Also, it is at this point that LCA is facing a series of challenging improvements to define new CF for LCIA at the midpoint (potential impact) and/or endpoint (damage) levels of the cause and effect chain (Rugani et al., 2013). Thus, for LCA to better cover ES, new impact

categories still need to be incorporated, as well as new CF developed (Alejandre et al., 2019; Rugani et al., 2019).

In addition to LCA, other methodologies have been developed to assess ES. For Rugani et al. (2013), the emergy analysis (EMA) method developed by Odum (1996) is considered one of the most comprehensive common denominators for ES assessments. Emergy is the energy incorporated into a product or service, i.e., the total amount of energy directly or indirectly needed to produce any product or service (Odum, 1988). The emergy content of a product or process is the investment made by the ecosystem in that product or service, so that emergy may be used as a measure of the ecological cost, or, in other words, of ES (Bakshi, 2002). The author justifies his claim by pointing out that ecological systems use mass and energy flows to remain in a self-organized state, far from equilibrium. Since the driving force for the development of ecosystems is solar energy, materials such as nutrients in the soil, water, and oxygen are generated directly or indirectly by the capture and transformation of this energy. Thus, ecosystems may be considered energy flow networks, and all ecological products and services are transformed and stored in forms of solar energy (Odum, 1988).

For these reasons, EMA is identified as being qualified to bring together the ecological service needed to replace the used resources, presenting a single measure of their consumption (solar energy) (Rugani et al., 2013). Such a single measure is associated with unit emergy values (UEV), which represent the conversion factors for calculating the emergy content for any type of product or service. However, the relevance of using emergy as an ES indicator is still under debate in the scientific community (Raugei et al., 2014). Furthermore, within the same emergy community, there is no complete agreement on how to apply/adapt EMA to account for ES (Rugani et al., 2019).

Considering the relationship between EMA and LCA, the use of UEV could contribute as a CF to an emergy-based LCIA (Ingwersen, 2011; Rugani et al., 2011). Thus, employing emergy principles could benefit and expand the calculation of ES in the LCA (Marvuglia et al., 2013a; Rugani and Benetto, 2012). Zhong et al. (2016), when analyzing environmental accounting methods, identified the most used one as being EMA, which may be easily combined with other methods and is particularly associated with LCA models to study the value of natural resources. In principle, the methods analyzed by Zhong et al. (2016) differ mainly in purpose, scope, and data requirements, but they all share the system's approach in nature. The

authors point out that none of them is perfect, as well as that no single method can solve all problems, which leads to the need to combine methods so that more holistic and accurate results on natural resources may be obtained for scientific decision-making. Therefore, the combination of different environmental accounting methodologies should be seen as complementary to improve the understanding of the systems analyzed (Franzese et al., 2014; Patterson et al., 2017).

The combination of methods is not new. Finnveden and Östlund (1997) used exergy to characterize resources in a LCA, Bakshi (2002) used EMA principles to overcome some LCA deficiencies, while Hermann et al. (2007) developed a tool that combines LCA and environmental performance indicators, in addition to multicriteria decision analysis (MCDA). Zhang et al. (2010a, 2010b) combined a hybrid LCA and EMA to analyze more data from different ES and improve environmental accounting as well as the sustainability of human activities. Moreover, Duan et al. (2011), Kursun et al. (2015), Gala et al. (2015), and de Souza Junior et al. (2020) applied LCA and EMA to analyze wetlands, energy systems, waste management, and the impacts of a circular system, respectively. Finally, Briones-Hidrovo et al. (2020) recently proposed a methodological approach that combines ES and LCA, allowing to cover local and global environmental and ecological impacts and, consequently, expand environmental accounting.

Therefore, the objective of this article is to subsidize a methodological approach that helps in advancing towards improving the quantification of ES. To this end, the standardized and consolidated structure of LCA was used as the basis, inserting some principles of EMA in the LCIA step as a way of accounting for ES to produce resources, as well as for the “virtual” dilution of emissions. This situation also made it possible to aggregate the different LCA impact categories into the single indicator of EMA: the solar emjoule (seJ). As an illustration, the proposed approach was applied in a generic case study that considered different types of electricity generation. Before presenting the case study as well as the methodological aspects considered for the proposed model, some relevant information is provided in the next section to understand the methodological approach.

IV.2 BACKGROUND

IV.2.1 ECOSYSTEM SERVICES

When talking about processes and/or services that are delivered to the society, depending on the inputs used, the contribution of certain matter or energy types may sometimes be neglected. Purchased inputs are generally recognized and accounted for, and those that are directly necessary for the process (e.g., fuels and electricity) may be considered technological services. On the other hand, free environmental inputs (i.e., ecological services), despite being fundamental (e.g., soil for agriculture or water to generate electricity), sometimes end up being ‘forgotten’ by accounting (Ulgiati and Brown, 2002). The fact is that technological and ecological services are co-dependent, if not of the ES themselves, so any service or process depends on their availability (Häyhä and Franzese, 2014). This situation is evinced by the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), a milestone that consolidated the concept of ES in the political and business agendas (Pavan and Ometto, 2018). It is within this milestone, which is a world reference and the most comprehensive research on Earth’s ecosystems (Rugani et al., 2013), that ES are defined and classified into four domains (Table 1).

Table IV. 1 – Accounting for ES in LCA and EMA (adapted from Zhang et al., 2010b).

Ecosystems services	LCA	EMA
<u>Provisioning services:</u> Products obtained directly from ecosystems, such as fossil fuels and minerals; renewable energy; land; crops, livestock, and fiber; wild fish and aquaculture; wild plant and animal food; timber; nonwood forest products; biomass fuel; genetic resources; natural medicines; and freshwater.	Primarily fossil fuels and minerals; recent focus on land, water, and other services; ignores fish, plant, genetic resources.	May account for renewable and nonrenewable material and energy resources. Quality differences should be considered. Also accounts indirectly for land use and food. Considers quality differences by conversion to solar equivalents.
<u>Regulating services:</u> Benefits gained from regulating ecosystem processes, including air quality regulation; climate regulation; water regulation; erosion regulation; water purification; disease & pest regulation; waste processing; pollination; and natural hazard regulation.	Services are considered indirectly via quantity of emissions and impact.	Considers some services such as dissipating pollutants.
<u>Supporting services:</u> Those necessary to produce all other ecosystem services, such as soil formation; photosynthesis; primary production; nutrient cycling; and water cycling.	Ignored.	Many services considered via exergy flow.

<u>Cultural services:</u> Benefits that people derive from ecosystems, such as spiritual; recreational; aesthetic; inspirational; educational; and symbolic.	May be considered via Social LCA.	Ignored.
---	--------------------------------------	----------

For products and services to continue to be delivered to the society, the availability of ES is essential. That is to say that, if ES are consumed at a rate greater than their regeneration capacity, the system will become unsustainable and tend to collapse. Therefore, ES accounting is preponderant for their management, and, consequently, for the search for sustainability (Häyhä and Franzese, 2014). A common deficiency of existing methods for making environmentally conscious decisions is that they ignore the contribution of ecological services that support industrial activities (Bakshi, 2002; Häyhä and Franzese, 2014). According to Bakshi (2002), considering free and unlimited ecological services resulted in their deterioration, implying a global decline in the capacity of ecosystems to supply products and services, as well as absorb industrial emissions. Pan et al. (2016), when assessing the sustainability of industrial systems, suggested some challenges for the theme, including the ignorance of the ecosystem's contributions to industrial activities, the neglect of quality differences among different resources, energies, and services, as well as the inadequate consideration of the impact of emissions, among others. The authors identified that there is research that partially involves such subjects, yet it is incomplete and lacks systematization (Pan et al., 2016). In this way, a gap is identified in accounting for ES.

Zhang et al. (2010b) identified some ES accounting methods and stated that, in order for them to contribute to improving the sustainability of human activities, the limits of the analyses must be broad enough to include the ecosystem goods and services that support all technological activities involved in the life cycle of the analyzed product or service. Among the identified methods, LCA and EMA were presented, classified according to the four domains of ES, and summarized in Table 1.

For Bakshi (2002), although thermodynamic methods are common in fields such as system ecology and life cycle assessment, there was practically no interaction between these fields, and the interaction that existed was not sufficiently comprehensive. Affirming that the methods of analyzing exergy and emergy ignore the impact of emissions and the contribution of ecological inputs, Bakshi (2002) suggested an approach to explore the synergy between

LCIA, exergy, and emergy to include ecological and economic inputs, as well as the impact of emissions on the analysis. Studying the importance of thermodynamic analysis for man-environment systems, Liao et al. (2012) also analyzed the combination of energy, exergy, and LCA, but, in this case, the authors discussed the challenge of communicating thermodynamic information to decision-makers.

On the LCA side, Alejandre et al. (2019) and Rugani et al. (2019) agree that, although ES are increasingly considered key components in the relationship between human society and the environment, LCA studies hardly include direct impacts on ES, so these are not sufficiently covered by traditional environmental decision-making tools. For Alejandre et al. (2019), the impact categories assessed in LCA mainly consider impacts on the availability of resources and the ecosystem quality, without explicitly considering ES. Therefore, it is necessary to include ES more comprehensively and explicitly in LCA to obtain better coverage of the possible impacts on the ES associated with a product system. Some proposals consider available ecological models to expand LCA to include ES (e.g., InVEST (Bare, 2011), SCALE (Marvuglia et al., 2013b), and GUMBO (Arbault et al., 2014)); however, Rugani et al. (2019) claim that a consistent conceptual framework that can support the integration of these ecological models in the LCA methodology is still needed.

To face these challenges, Zhang et al. (2010a, 2010b) argue that life cycle-oriented methods need to be converged into structures that combine the best resources of existing methods, mentioning, among others, the ease of understanding the structure and emission orientation of LCA, as well as the physical basis of mass and energy that allows EMA to be responsible for support services. Although EMA and LCA are different, this should not be a challenge in integrating the methodologies. On the contrary, this is a good argument for complementing what LCIA has to offer; thus, EMA is an addition to LCA (Raugei et al., 2014). According to Raugei et al. (2014), EMA has been applied to many types of systems and was not exclusively designed as LCA was; therefore, conventional emergy applications must be adapted and standardized for use in an LCA structure.

IV.2.2 LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT

LCIA is the third phase of LCA, in which information obtained and processed in the second phase (LCI) is associated with different impact categories previously selected. Such an association consists of transforming each inflow or outflow, according to CF, into potential environmental impacts. These factors are derived from characterization models, which represent emissions in equivalent amounts of another substance so to capture their relative impact, and which are applied to convert LCI results into the common unit of the category indicator, with this common unit being what allows the calculation of the category indicator result (ISO, 2006). These indicators may be classified as midpoint or endpoint. Midpoint methods reflect impact categories such as global warming potential, human toxicity, and acidification potential, whereas endpoint methods further combine these categories into fewer categories and even into a single aggregated indicator (Zhang et al., 2010b).

According to Pennington et al. (2004), when LCI data dominate within an impact category, the results are readily interpretable. However, a comparison between impact categories may be necessary to prioritize or solve trade-offs between product alternatives. For this reason, in addition to the selection of impact categories and the characterization of the LCI, the LCIA step may involve: the normalization process, in which the characterization results are related to reference values so to facilitate result interpretation; grouping, when the results are classified and/or ranked in relation to the group importance; and weighting the impact categories, when the results are associated with numerical factors based on value judgments so to facilitate the comparison between the impact category indicators (Pennington et al., 2004).

For Zhang et al. (2010b), the aggregation is useful to interpret highly multivariate data; however, all aggregation methods result in information loss and assume the substitutability between the variables being aggregated. Thus, equivalence factors are necessary to convert the variables into a common number; however, finding this common number and equivalence factors for ES has many challenges (Zhang et al., 2010b). For example, the weighting is controversial because it involves choices based on political, social, and ethical values, which leads to subjectivity for certain results (Pennington et al., 2004; Wang et al., 2018). This subjectivity of human preferences involved in the different processes of the LCIA step may be

reduced when natural resources and emissions or even ES are represented in physical terms (Zhang et al., 2010b).

To Rugani et al. (2019), the cause-and-effect chain structures based on the cascade model may encompass ES indicators that so far have not been fully covered by LCIA methods, and one of these possible indicators is provided by EMA. According to Zhang et al. (2010b), even before the LCA, it was common to compile flows of matter and energy so to interpret them as pressures on natural systems. Accounting for these flows is consistent with the laws of thermodynamics, the basis for EMA, which is presented below.

IV.2.3 EMERGY

In order to understand the development of ecological systems better, in the last decades, several ecologists have formulated thermodynamic methods to analyze the contributions of natural services (Bakshi, 2002). These methods, such as the incorporated solar energy and the exergy content, may provide information on the sustainability of ecosystems (Jørgensen, 2002). Emergy is defined as the availability of energy of a kind that is used directly and indirectly in the manufacture of a product or service (Odum, 1996), and it presents an energy basis for quantifying or evaluating ecological goods and services from a biogeophysical perspective (Zhang et al., 2010b). The objective of EMA is to quantify all the resources that are characterized by a UEV, and that represents the total amount of exergy previously used since its formation by natural processes, expressed in Joules equivalent to solar energy per unit of exergy (seJ/J) or mass (seJ/g) (Raugei et al., 2014). UEV is also known for transformity, a key concept defined as the emergy input per unit of exergy production (Brown and Ulgiati, 2004) and determined by the energy flows in the hierarchical structure of the ecosystem, being considered as an indicator of the quality of ecological goods and services (Bastianoni and Marchettini, 1997). In this way, the emergy of a type of product or service is obtained through the available quantity of it, multiplied by the respective UEV (Pan et al., 2016).

For Raugei et al. (2014), emergy indicates that “with the use of resources comes responsibility”, and that resources with high emergy content are “more valuable” since they required more “effort”, that is, a more considerable amount of physical and thermodynamic service was needed and should not be wasted. The authors exemplify their statement by

mentioning logs from old forests that require more environmental service for their formation than similar quantities of wood from short rotation plantations; thus, old logs should be used more sparingly. The same idea is valid to analyze the production of fossil fuels (which take thousands of years to produce) and biomass-based fuels (made in a shorter time scale). These situations, taken into account by EMA, may be applied for sustainability assessments (Raugei et al., 2014; Rugani et al., 2013).

Ecological systems converge, diverge, cycle, and recycle materials and energies, changing their forms and concentrations in processes. When these systems are linked to technological systems, process releases generally occur, which may be defined as “useful” or “polluting”, with pollutants being that which exists in concentrations higher than typically found in the biosphere cycles, but which still participates in the continuous cycles characteristic of all materials (Ulgiati and Brown, 2002). Since, in ecology, the concept of waste is different from that of the technological sphere, the theory of EMA initially did not cover the analysis of the pollutant emissions. With that in mind, Ulgiati et al. (1995) stated that the impact of emissions could not be ignored in the EMA of ecological-economic systems because the impact of emissions from human-dominated systems requires environmental services to mitigate or eliminate damage so to maintain systems sustainability. In other words, compared to traditional ecological systems, industrial processes will produce pollutant emissions that may lead to a corresponding adverse impact on humans and the ecosystem. These emissions need extra ecological services to dilute them and meet the related standards, which may be represented by the energy consumed for this purpose (Pan et al., 2016). In this context, although the importance of considering ES has already been identified and evinced, the impacts of emissions are often ignored or underestimated in related works (Wang et al., 2018).

IV.3 MATERIAL AND METHODS

The methodological approach proposed herein is a combination of LCA and EMA. In addition to presenting the main aspects “taken” from each methodology, as well as the information that was applied, this section has a topic to explain the aggregation of information, the sensitivity analysis carried out, and a generic application to illustrate the proposal.

IV.3.1 LIFE CYCLE ASSESSMENT ASPECTS

The main aspects taken from LCA to compose this model are linked to the third stage (LCIA), more specifically to the CF that make up the LCIA models. Despite the diversity of LCIA methods (Pennington et al., 2004), only two are used in this study: the ReCiPe (H) 2016 method (“LCIA: the ReCiPe | RIVM model,” nd), because it is one of the most up-to-date methods, has one of the broadest indicator sets (Alejandre et al., 2019), and is one of the most used methods (Briones-Hidrovo et al., 2020); and the CML method (“CML-IA Characterization Factors,” nd), the precursor to ReCiPe, selected primarily to allow a comparison between the CF of the two methods. Initially, all impact categories of the methods were used, i.e., 17 categories from ReCiPe (H) 2016 and 8 categories from CML. According to Pennington et al. (2004), the grouping is a process that involves the classification and/or ranking of results in the impact categories concerning their importance. This ranking may provide a framework to help draw conclusions about the relative importance of different impact categories. For example, categories may be grouped into terms of high importance, moderate importance, and low priority issues. For the proposed model, the categories were grouped according to similarity.

IV.3.2 EMERGY ANALYSIS ASPECTS

Ulgiati and Brown (2002), when mentioning an ancient saying (“The solution to pollution is dilution”), argue that, although this statement is sometimes true, it has been used in excess, as increasing rates of by-products have been released into the biosphere, with concentrations increasing and beginning to threaten human well-being. Even so, this is the basis proposed by the authors to include emissions accounting in EMA. The emission concentrations are mostly higher than the corresponding environmental quality standards; therefore, ES are necessary to dilute their concentration into an acceptable level. These services involve environmental self-purification, which includes physical, chemical, and biological processes (Pan et al., 2016).

A similar approach has been proposed in LCA (Jensen et al., 1997). At that time, it received the name of the critical volume method (Kohlert and Thalmann, 1992) and was a mathematical device to quantify the virtual need for dilution, being used exclusively as a

weighing factor for toxicity impact categories (only necessary air volume, without considering energy demand). In the case of the proposal for EMA, these emissions need extra ES to eliminate their adverse effects, resulting in an additional environmental burden. On the other hand, such emissions may cause potential losses due to the decrease in biodiversity, compromising the quality of the ecosystem, harming public health, and occupying the land, among others, and these losses require additional energy to compensate them (Wang et al., 2018). Therefore, this approach was selected following the examples of Liu et al. (2013), Pan et al. (2016), Wang et al. (2018), and Zhang et al. (2014a, 2014b, 2010a, 2010b).

The term “dilution” in “energy necessary for the dilution of emissions”, should not be interpreted as the solution to pollution, but only as a mathematical device to estimate a “virtual” need to balance the environment in which it occurs. According to Pan et al. (2016), the energy of these ecological services may be determined from knowledge of the concentration and nature of the emissions and the UEV of the relevant services. Ecological services for “virtual” diluting pollutants in air and water may be calculated as follows (Table 2): firstly, the mass of air or water needed to dilute each emission is estimated (Equation 1); after that, the required “virtual” dilution energy may be determined by calculating the kinetic energy of the air or the chemical energy of the water; then, the energy of environmental services necessary to dilute the pollutants is determined, when the kinetic or chemical energy is multiplied by the wind or water transformity (Equations 2 and 3); finally, since air or water may be used to dilute different pollutants simultaneously, only the highest $E_{w,air}$ and $E_{w,water}$ values are considered for the final ecological services provided by the atmospheric or aquatic environment and, therefore, the total energy is obtained from $\max(R_{w,air})$ and $\max(R_{w,water})$ (Equation 4).

Table IV. 2 – Equations and variables to estimate the emergy needed for dilution of emissions.

Equations	n.
$M = d \times \frac{m}{c}$	(1)
$R_{w,air} = E_{w,air} \times Tr_{air} = \frac{1}{2} \times M_{air} \times v^2 \times Tr_{air}$	(2)
$R_{w,water} = E_{w,water} \times Tr_{water} = M_{water} \times \rho \times Tr_{water}$	(3)
$R_2 = \max(R_{w,air}) + \max(R_{w,water})$	(4)
<p><i>M</i>: mass of dilution air/water needed <i>d</i>: air/water density (air = 1.23 kg/m³; water = 1,000 kg/m³) <i>m</i>: amount of an emitted pollutant <i>c</i>: acceptable concentration from agreed regulations <i>R_{w,air}</i>: emergy of environmental services needed to dilute air pollutants <i>E_{w,air}</i>: kinetic energy of air <i>Tr_{air}</i>: transformity of wind (1,90E+03 seJ/J) <i>M_{air}</i>: mass of dilution air needed <i>v</i>: annual average wind speed (1.50 m/s) <i>R_{w,water}</i>: emergy of environmental services needed to dilute water pollutants <i>E_{w,water}</i>: chemical energy of water <i>Tr_{water}</i>: transformity of water (6,10E+04 seJ/J) <i>M_{water}</i>: mass of dilution water needed <i>ρ</i>: water calorific value (Gibbs free energy in water: 4940 J)</p>	

The energy sources in the biosphere are the result of solar radiation, tidal momentum, and geothermal energy, and they make up the total annual global energy and define the emergy baseline (Pan et al., 2016; Wang et al., 2018; Zhang et al., 2014a, 2014b), which was initially estimated at 9.44E+24 seJ/year (Odum, 1996). This value has been updated over the past few years (Brown and Ulgiati, 2010; Campbell, 1998) and is currently recognized as 12.0E+24 seJ/year (Brown et al., 2016). Thus, the necessary transformities for the proposed approach were all taken from Odum (1996) and corrected to the most recent baseline (Brown et al., 2016). In addition to the “virtual” dilution emergy values based on the considerations made by Rugani et al. (2013) and Pan et al. (2016), resource transformities were also used. In this case, the UEV, also obtained from Odum (1996), were applied in a similar way to CF, albeit based on emergy content (Table 3).

Table IV. 3 – Emergy transformities.

Item	UEV (seJ/J) Odum (1996)	Corrected UEV (seJ/J) (Brown et al., 2016)
Global Emergy Baseline (GEB)	9.44E+24	1.20E+25
Freshwater	4.80E+04	6.10E+04
Surface wind	1.50E+03	1.90E+03
Crude oil	5.37E+04	6.83E+04
Land	6.29E+14	8.00E+14
Bauxite	1.50E+07	1.91E+07
Copper	4.49E+13	5.71E+13
Iron	8.55E+08	1.09E+09

IV.3.3 METHODOLOGICAL APPROACH ESTABLISHMENT

A conceptual diagram of the methodological approach is presented in Figure 1. To calculate the emergy consumption of emissions, the equations shown in Table 2 are used. The first step, which is to input equation 1 (Table 2), involves densities (air/water), concentrations of substances emitted, and concentrations allowed. The densities used were 1.23 kg/m³ for air and 1,000 kg/m³ for water.

It is important to highlight that this approach is generic, i.e., was not structured based on a specific process. Therefore, to enable the development of a multiplier factor for each impact category, based on substances covered by legal standards, the emissions values of different substances were associated with the CF related to 1 kg of the reference substance for each category analyzed. For example, for the “Terrestrial ecotoxicity” impact category, the reference unit is “kg 1,4-DCB eq”, and one of the substances that contribute to this category is Arsenic, whose CF is 3.49E+04 kg 1,4-DCB/kg Arsenic in air and 1.38E-15 kg 1,4-DCB/kg Arsenic in water. Therefore, the amount of Arsenic corresponding to 1 kg 1,4-DCB is obtained by the inverse of the CF of the impact category, that is, 2.86E-05 kg of Arsenic in air and 7.25E+14 kg in water (the other substances that were considered are in the supplementary material along with their CF).

Finally, the concentrations allowed by law were obtained from Brazilian laws and regulations (Table 4), except for the CO₂ emission limit, which, since it is not included in Brazilian legislation, was obtained from Wang et al. (2018). From Table 4, as well as the CF contained in the supplementary material, one may observe that in none of the cases were all

substances considered. This is because there are no emission limits for all substances that make up an impact category, and the opposite is also true, i.e., not all substances with emission limits are present in the CF.

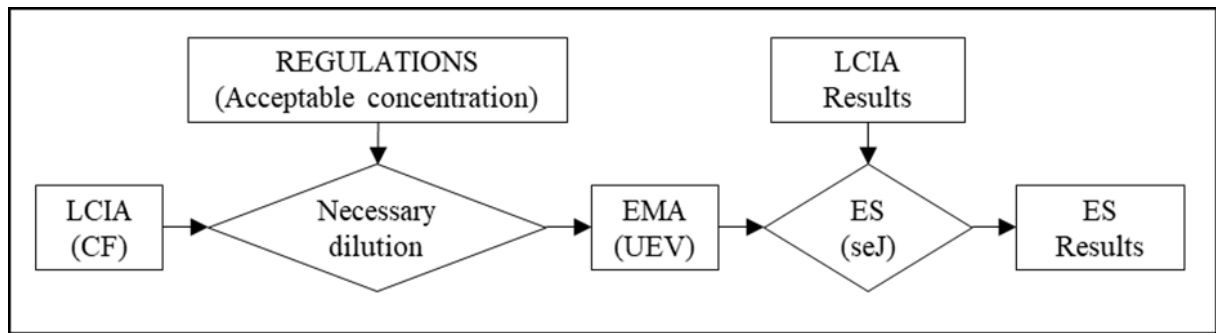
Table IV. 4 – Emissions limits.

Compartment	Substance	Max. allowed concentration (kg/m ³)	Reference
Air	Particulates <2.5	1.00E-08	(BRASIL, 2018)
	Sulfur dioxide	2.00E-08	(BRASIL, 2018)
	Nitrogen dioxide	4.00E-08	(BRASIL, 2018)
	Lead	5.00E-10	(BRASIL, 2018)
	Benzene	5.00E-09	(IEMA, 2012)
	Arsenic	6.00E-09	(IEMA, 2012)
	Cadmium	5.00E-09	(IEMA, 2012)
	Nickel	6.00E-09	(IEMA, 2012)
	Dioxide carbon	2.00E-03	(Wang et al., 2018)
Water	Arsenic	5.00E-04	(BRASIL, 2011a)
	Barium	5.00E-03	(BRASIL, 2011a)
	Cadmium	2.00E-04	(BRASIL, 2011a)
	Lead	5.00E-04	(BRASIL, 2011a)
	Copper	1.00E-03	(BRASIL, 2011a)
	Chromium VI	1.00E-04	(BRASIL, 2011a)
	Tin	4.00E-03	(BRASIL, 2011a)
	Mercury	1.00E-05	(BRASIL, 2011a)
	Nickel	2.00E-03	(BRASIL, 2011a)
	Nitrogen total	2.00E-02	(BRASIL, 2011a)
	Silver	1.00E-04	(BRASIL, 2011a)
	Selenium	3.00E-04	(BRASIL, 2011a)
	Zinc	5.00E-03	(BRASIL, 2011a)
	Benzene	1.20E-03	(BRASIL, 2011a)
	Chloroform	1.00E-03	(BRASIL, 2011a)
	Styrene	7.00E-05	(BRASIL, 2011a)
	Phenol	5.00E-04	(BRASIL, 2011a)
	Toluene	1.20E-03	(BRASIL, 2011a)
	Xilene	1.60E-03	(BRASIL, 2011a)
	Radium-226 (Bq/L)	1.00E-03	(BRASIL, 2011b)

After calculating the masses of air or water needed for “virtual” dilution, Equations 2 or 3 are applied (Table 2), where $v = 1.50$ m/s and $Tr_{air} = 1.90E+03$ seJ/J for air, and $\rho = 4.940$ J and $Tr_{water} = 6.10E+04$ seJ/J for water (Tables 2 and 3). Finally, the total energy required to dilute the emissions in the impact categories is obtained by adding the highest value found in the different compartments. In addition to the energy values required for the “virtual” dilutions,

the energy values of the impact categories that involve resources are estimated directly with the respective UEV, adjusted accordingly with the CF of the LCIA methods.

Figure IV. 1 – Conceptual diagram.



IV.3.4 SENSIBILITY ANALYSIS

According to ISO (2006), sensitivity analysis consists of systematic procedures to estimate the effects of choices made in terms of methods and data on the results of a study. As the result of the approach proposed herein estimates ES based on ACV's CF, EMA's UEV, and legal Brazilian emission standards, this information may be sensitive in the composition of the results. Therefore, the influence of each impact category, as well as of the category groups, are analyzed to the exclusion of divergent categories or groups.

IV.3.5 ILLUSTRATIVE APPLICATION

After the methodological approach has been structured, it is applied to a product system so to illustrate the type of result obtained at the end of the combination of LCA and EMA to analyze the ES. The product system chosen was electricity production in Brazil, considering different types of generation, namely Hard coal, Oil, Natural gas, Nuclear, Hydro, Wind, and Mix (which represents the composition of the Brazilian energy mix). The generation data was obtained from the ecoinvent database version 3.6, recently updated (ECOINVENT, 2019).

The application consists of normally performing a LCA to obtain the results in categories of impact and, then, in their multiplication by the estimated energy contents to dilute

or compose each category. Only the application with the ReCiPe (H) method is presented; however, the application with the CML method has also been carried out and is available in the supplementary material. Like Bakshi (2002), Zhang et al. (2010a, 2010b), and Briones-Hidrovo et al. (2020), this application is based on preliminary and approximate data, is executed for illustrative purposes only, and should not be considered as official results for decision-making. Following the recommendation by Briones-Hidrovo et al. (2020), 1 kWh of electricity produced (product) is applied as a functional unit.

IV.4 RESULTS AND DISCUSSION

All equations, variables, parameters, and results are available in the supplementary material. A compilation of the main results is presented in Table 5, which shows the energy required for composing the resource categories and diluting the impacts of emissions in air and water, as well as the total energy for both methods considered.

Table IV. 5 – Results: energy to produce/degrade the impact categories.

Method	Group	Impact category	Air energy (seJ)	Water energy (seJ)	Total energy (seJ)	
ReCiPe	Resources	Mineral resource scarcity (kg Cu eq)	-	-	1.26E+14	
		Fossil resource scarcity (kg oil eq)	-	-	2.94E+12	
		Land use (m ² a crop eq)	-	-	8.00E+10	
		Water consumption (m ³)	-	-	3.01E+08	
	Eutrophication	Freshwater eutrophication (kg P eq)	1.55E+12	1.10E+14	1.11E+14	
		Marine eutrophication (kg N eq)	-	1.83E+13	1.83E+13	
	Toxicity	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	6.04E+12	2.33E+31	2.33E+31	
		Human non-carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	4.31E+11	2.04E+17	2.04E+17	
		Human carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	3.65E+11	1.11E+17	1.11E+17	
		Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	1.49E+16	1.09E+16	2.58E+16	
			Marine ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	2.24E+14	1.81E+16	1.83E+16

	Ozone formation, Human health (kg NO _x eq)	1.45E+13	-	1.45E+13	
	Ozone formation, Terrestrial ecosystems (kg NO _x eq)	9.00E+12	-	9.00E+12	
Others	Fine particulate matter formation (kg PM _{2.5} eq)	5.98E+11	-	5.98E+11	
	Terrestrial acidification (kg SO ₂ eq)	1.83E+11	-	1.83E+11	
	Global warming (kg CO ₂ eq)	1.32E+06	-	1.32E+06	
	Ionizing radiation (kg Bq Co-60 eq)	-	0.00E+00	0.00E+00	
	TOTAL	1.52E+16	2.33E+31	2.33E+31	
CML	Eutrophication (kg PO ₄ --- eq)	5.06E+11	3.59E+13	3.64E+13	
	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	3.35E+11	1.26E+36	1.26E+36	
	Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	1.37E+12	5.06E+16	5.06E+16	
	Toxicity	Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	7.47E+08	3.44E+16	3.44E+16
		Fresh water aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	-	7.13E+15	7.13E+15
		Photochemical oxidation (kg C ₂ H ₄ eq)	2.74E+12	-	2.74E+12
	Others	Acidification (kg SO ₂ eq)	1.32E+11	-	1.32E+11
		Global warming (kg CO ₂ eq)	1.32E+06	-	1.32E+06
		TOTAL	5.09E+12	1.26E+36	1.26E+36

Table 5 was structured to group the 17 categories of the ReCiPe (H) method into 4 groups, as well as the 8 categories of the CML method into 3 groups, with the grouping of resource impact categories being responsible for this difference. Initially, when analyzing “resource group”, we have that the “mineral resource scarcity” impact category has the most emergy, i.e., it is the category that requires the most significant effort from the natural system, as a reflection of the high estimated UEV for copper. The “land use” category, although it has a higher UEV than copper, requires less natural effort due to the conversions carried out, since the UEV considered was estimated for 1 ha, and the impact category has the unit as m². Finally, although “freshwater” and “crude oil” have UEV in the same order (E+04), oil has emergy per kg higher than water, thus justifying the difference in total emergy. According to Raugei et al.

(2014), in the LCIA, methods that evaluate resources are limited to quantifying the types or utilities of the resources, being restricted to their flows. Now, considering that all environmental resources may be tracked using energy, it may be used to characterize any natural resource included in a LCA (Bakshi, 2002). Thus, the results presented may be considered a form of physical evaluation of ES used by product systems in a LCA (Zhang et al., 2010a, 2010b).

The eutrophication group was established in a similar order of magnitude as the resource group (E+14); however, in this case, the total energy is not the natural service for ‘resources production’, but the additional energy needed to dilute virtually the substances so to maintain a sustainable environment. The difference between the results obtained with the ReCiPe and CML methods reflects those between their CF. In this sense, Finnveden et al. (2009) commented that, although several LCIA methods are available, there is not always an obvious choice among them, and, despite the similarities, there may be significant differences in their results, mainly due to the toxicity impacts.

In fact, the groups with the toxicity impact categories presented the most considerable differences from the other categories for both LCIA methods, especially in the case of the “terrestrial ecotoxicity” impact category. Among the main substances responsible for the high energy required for their dilution are lead ($2.33E+31$ seJ), mercury ($1.44E+31$ seJ), cadmium ($1.73E+30$ seJ), and selenium ($1.14E+30$ seJ) for the ReCiPe (H) method, and lead ($1.26E+36$ seJ), cadmium ($1.06E+35$ seJ), tin ($9.59E+34$ seJ), and copper ($7.42E+34$ seJ) for the CML method. These values are primarily a consequence of the high CF of such substances for the impact category, a fact that is justified by their being highly reactive and bioaccumulative heavy metals. When observing the sum of total energy values among all impact categories, for both LCIA methods considered, it is noted that this sum is equal to the energy required to dilute lead emissions alone, which means that the natural service to absorb lead impacts is more considerable than that of the other substances, leaving the other impact categories in the background in the “toxicity” group as well as in all others. This situation is explored in the sensitivity analysis presented in the next topic.

Unlike the grouping of toxicity categories, the “others” group presented values in a similar order of magnitude as the other groups, with emphasis on the “acidification” and “global warming” categories, common to both methods. For the first, the estimated values were very close, and the small variation is again attributed to the differences in the CF. In the second, the

values are equal since all the variables for the calculation are the same, including the CF, which in this case is 1 since the substance considered is the same that makes up the unit of the impact category (CO₂). For “global warming”, it is important to note that Brazilian legislation has no emission limits, so the applied limit was obtained from Wang et al. (2018).

Another category affected by the availability of CF and legal standards was ‘ionizing radiation’, which, although it resulted in zero, was maintained since it is part of the RECIPE method. This null value happened because only one substance relative to the 'ionizing radiation' category is available in Brazilian legislation, the Radium 226 (emission limit = 1.00E-03 Bq/L - Table 4), whose CF from ReCiPe (H) is equal to zero. Therefore, while other radioactive substances do not have emission legal limits, the category 'ionizing radiation' must be analyzed in parallel with the results of the single indicator provided by this approach. However, the supplementary material spreadsheet is ready to be updated following the updating of these values as well as all other information (CF, UEV, and legal standards, among others).

Some of the results obtained may sound controversial. For example, one of the impact categories that has received more attention nowadays due to the climate change theme is “global warming”. It is noteworthy that the approach presented herein does not intend to attribute degrees of importance to impact categories but merely estimate the natural service needed to dilute “virtually” the impacts of emissions to contribute to the accounting of ES. In this sense, Alejandro et al. (2019) associated some impact categories of the ReCiPe (H) method related to ES with “global warming” and “ozone formation” attributed to the regulation services, and “water consumption”, “mineral resource scarcity”, and “fossil resource scarcity” attributed to the provisioning services. Such relationships are interesting to corroborate with the results presented herein when attempting to relate impact categories, energy, and ES in a structured manner.

Finally, considering: Finnveden and Östlund (1997), who raised the possibility of using exergy as a characterization parameter in resource flows, identified the need for further research, including studies with other resources, sensitivity analyses, and tests in LCA; Zhang et al. (2010b) who stated that accounting for ES may require the treatment of data represented in several units, quantitative and qualitative information, as well as uncertainties, and; Finnveden et al. (2009) who mentioned that impacts related to chemical products are often

excluded from the LCIA. In the following topics, a sensitivity analysis, an application of the proposed approach, and a discussion on some points of uncertainty are presented.

IV.4.1 SENSIBILITY ANALYSIS

Three scenarios were defined to analyze the relative influence of the results of the proposed methodological approach concerning the impact categories considered (Table 6). Scenario (I) disregards the “terrestrial ecotoxicity” impact category, scenario (II) disregards the “toxicity” group, and scenario (III) disregards both the “toxicity” and “resources” groups.

Table IV. 6 – Sensibility analysis.

Method	Impact category	Total	(I)	(II)	(III)
ReCiPe	Mineral resource scarcity	0%	0%	44%	-
	Fossil resource scarcity	0%	0%	1%	-
	Water consumption	0%	0%	0%	-
	Land use	0%	0%	0%	-
	Freshwater eutrophication	0%	0%	39%	72%
	Marine eutrophication	0%	0%	6%	12%
	Terrestrial ecotoxicity	100%	-	-	-
	Human non-carcinogenic toxicity	0%	57%	-	-
	Human carcinogenic toxicity	0%	31%	-	-
	Freshwater ecotoxicity	0%	7%	-	-
	Marine ecotoxicity	0%	5%	-	-
	Ozone formation, Human health	0%	0%	5%	9%
	Ozone formation, Terrestrial ecosystems	0%	0%	3%	6%
	Fine particulate matter formation	0%	0%	0%	0%
	Terrestrial acidification	0%	0%	0%	0%
	Global warming	0%	0%	0%	0%
	Ionizing radiation	0%	0%	0%	0%
CML	Eutrophication	0%	0%	93%	93%
	Terrestrial ecotoxicity	100%	-	-	-
	Human toxicity	0%	55%	-	-
	Marine aquatic ecotoxicity	0%	37%	-	-
	Fresh water aquatic ecotoxicity	0%	8%	-	-
	Photochemical oxidation	0%	0%	7%	7%
	Terrestrial acidification	0%	0%	0%	0%
Global warming	0%	0%	0%	0%	

The “total” column of Table 6 presents the results of Table 5 relatively across all categories. As already mentioned, the domain of the “terrestrial ecotoxicity” impact category

may be observed in both LCIA methods. When this impact category (column (I)) is disregarded, the domain of the impact categories remains in the “toxicity” group for both methods. This is due, once again, to the high CF of the substances that contribute to the toxicity categories, the main ones being Benzene, Styrene, and Toluene, which are highly carcinogenic substances. Thus, even though a toxicity impact category has been disregarded, the influence of the impact categories of this group on the ES is evident, given the energy demand required to ‘normalize’ the concentrations of such substances in the natural environment, which makes sense when considering heavy metals and carcinogenic substances.

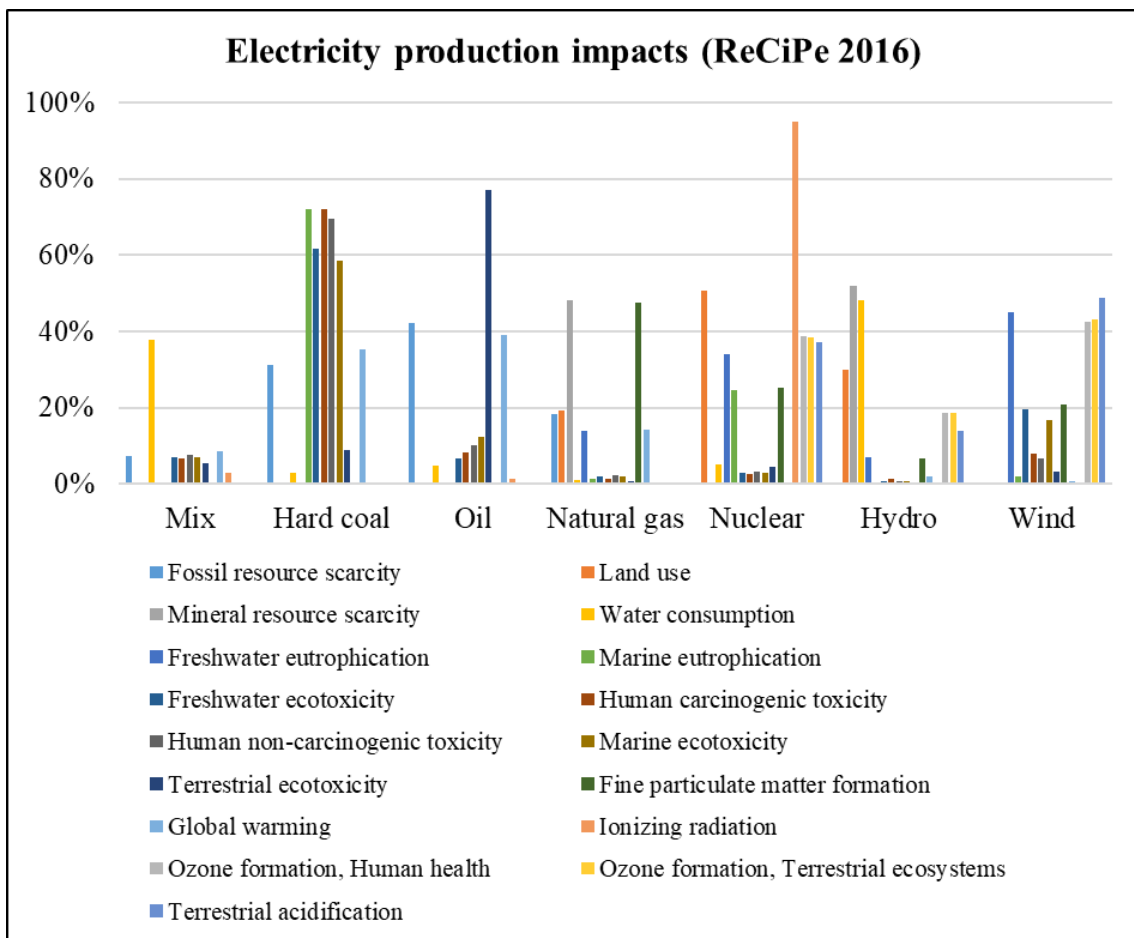
In addition to the toxicity impact categories, with the exclusion of this group (column (II)), the greater demand for energy was associated with the resources group and eutrophication in the case of the ReCiPe (H) method, and eutrophication in the case of the CML method (since it has no resource categories). Since the resource group has already been discussed, it was also disregarded in column (III) of Table 6 to allow an analysis of the other groups. In the case of eutrophication, one may observe in Table 5 that the category has elements that influence the air compartment, as well as water, and that this compartment is the one that requires the most energy for the dilution of substances. This observation, together with the “toxicity” group, allows inferring that the ecological service for diluting emissions is more considerable in the water compartment than in the air, which indicates the more substantial natural service required to disperse substances in the aquatic environment. Understanding this relationship, it is possible to justify the lower consumption of energy for the dilution of substances whose categories are only associated with the air compartment (“others” group), such as “global warming”, for example.

IV.4.2 APPLICATION (CASE STUDY)

To contextualize the results obtained with the methodological approach proposed herein, it was applied in a generic case study related to electricity production in Brazil. The initial results that would be obtained with a LCA alone are internally normalized and shown in Figure 2. Although the LCA results are only exploratory, it is possible to observe the diversity of information available to the decision-maker: seven product systems deliver the same

functional unit (1 kWh), differently affecting 17 impact categories. Even so, Alexandre et al. (2019) state that LCIA is considerably limited, with the addition of impact categories being essential to improving its robustness. However, this increase complicates interpretation and decision-making based on the LCA results, thus evincing the need to study how to deal with a greater number of indicators, facilitating their selection and interpretation for the decision-making processes.

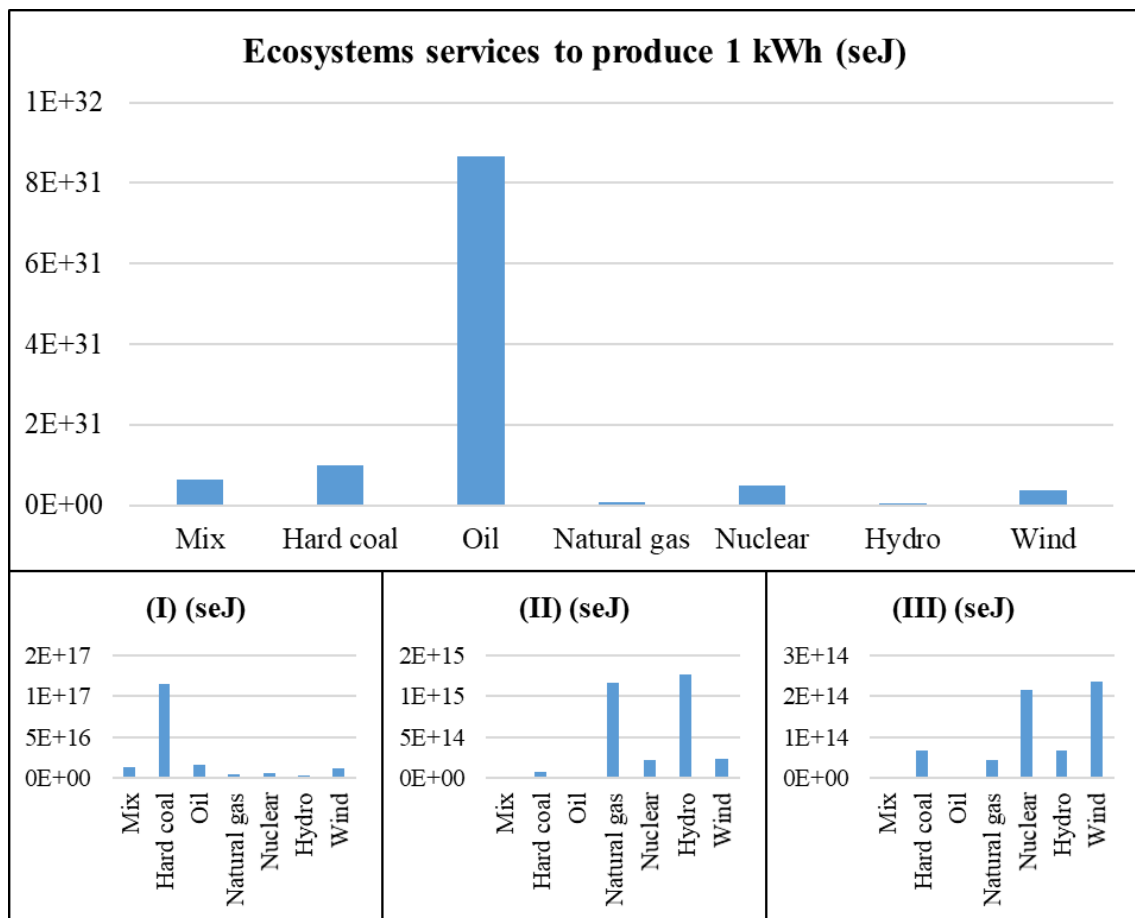
Figure IV. 2 – Case study (LCA results): impacts to produce 1 kWh of electricity.



Hermann et al. (2007) point to MCDA to weigh and aggregate the different LCA results but highlight the increase in uncertainties due to value judgments and the insertion of new variables. In turn, Zhang et al. (2010a), when hybridizing the LCA, mention the challenge of how to interpret the multiple attributes of the different services, suggesting aggregation to consolidate the multivariate data; however, they also point out the loss of information and the

possibility of misleading decision-making as a result of assumptions and errors in result interpretation. Both studies agree that the challenge is particularly difficult for ecological resources due to the significant differences in their qualities, given that, although mass, energy, and exergy have been popular for representing resources, they cannot cover all information; for example, mass cannot capture solar energy, and minerals have no energy content (Zhang et al., 2010a). In this context, in addition to estimating the ES required to support each impact category, the methodological approach proposed herein also serves as a way of aggregating the categories into a single metric without using value judgments, only thermodynamic aspects. This situation may best be seen in Figure 3, where the factors calculated in Table 5 are applied to the impact categories of the case study shown in Figure 2.

Figure IV. 3 – Case study (methodological approach proposed): ES to produce 1 kWh of electricity.



The information in Figure 3 represents one of the main possibilities with the methodological approach proposed herein. If, in the results presented in Figure 2, the decision-maker was faced with an infinity of trade-offs, rendering the decision difficult, this does not happen anymore in Figure 3. After the impact categories are 'translated' into ES through the EMA, they all have the same unit (seJ) and may be added together (Rugani et al., 2013). This situation pointed out that the most considerable ES needed to generate 1 kWh are associated with oil, reflecting the high contribution of electricity production using oil to the "terrestrial ecotoxicity" impact category.

When sensitivity analysis is also explored in the case study, scenario (I) changes the result, and ES are now more substantial to support electricity production using hard coal. In addition to the ES, these results also evince the environmental problems of using oil due to its association with heavy metals, as well as hard coal due to its association with carcinogens. Thus, the importance of the toxicity impact categories is consolidated as a reflection of the high energy necessary to maintain the sustainability of the environment, given that the sustainability of a process decreases when its demand for environmental support to deal with emissions increases (Ulgiati and Brown, 2002).

When the "toxicity" group is disregarded (scenario (II)), the energy sources that consume the most ES are natural gas and hydroelectric. The demand for ES from these sources is mainly associated with the "mineral resource scarcity" impact category, which, due to its high associated energy (Table 5), ends up resulting in more considerable ES. When, in addition to the toxicity impact categories, the resource impact categories are also disregarded (scenario (III)), the generation sources that require more natural services are nuclear and wind, and, in this case, the composition of the final value is diluted among the remaining impact categories. Of these two sources, one of the categories most affected by the nuclear source is ionizing radiation (97% of the total). It is important to remember that this category was affected by the absence of substances that have both FC availability and legal emission limit. Therefore, the ES to produce 1 kWh per nuclear source is overestimated, and this must be taken into account when making a decision.

Although ES are associated with the quantities of seJ needed for services, it is important to mention that products or processes with lower energy values are not necessarily better when compared to those of greater energy (Bakshi, 2002). In this sense, Rugani et al. (2013) state

that, generally, when comparing systems, “the higher the UEV, the lower the efficiency of the process but the higher the quality of the product, because higher environmental costs may be associated with it”; however, this is not always true, and the emergy result values should not be generalized as such. A low value means that a smaller amount of ecological services is used to provide ES; however, it cannot be said whether this amount also corresponds to fewer environmental impacts, given that the amount of ecological services may not be related to resource scarcity or the dilution of the emissions of certain substances (as in the case of the ‘global warming’ impact category, in which the reference substance is impacting but the emergy required to dilute it is low).

On the other hand, in conventional interpretations, higher UEV are commonly associated with a more considerable environmental impact, following a type of precautionary principle (Rugani et al., 2013). In this way, regardless of treating the UEV as environmental impacts or ES, the search for their reduction in the analyzed product systems will always be beneficial. Therefore, for the case study, choosing sources free from oil and hard coal is more sustainable, due to the fact that they require fewer ES.

IV.4.3 UNCERTAINTIES

The methodological approach proposed herein is a combination of different methodologies. Therefore, the uncertainties associated with its results are those inherent to the results of the methodologies when applied individually. Hence, four uncertainty sources are presented and discussed in this section: uncertainties about the baseline and the transformities in the case of the EMA, uncertainties about the CF in the case of the LCA, and uncertainties about the legal parameters that are applied in the dilution equations.

The transformities are estimated in relation to the defined baseline, so this value has fundamental participation in the results obtained in an EMA. In this sense, Raugei et al. (2014) argue that, since the introduction of emergy, its concept and the calculation of a ‘baseline’ have undergone continuous review processes, a fact that ends up causing controversy. Even with the successive updates of the value, the questions remain, as there are still several unresolved issues for which final agreements have not been reached. As for the transformities, their values depend

on the path taken to obtain the material/product/service (Rugani et al., 2013), and this dependence makes it more challenging to determine these variables since their values may change with the efficiency of the processes (Bakshi, 2002). Although these are not simple computational issues since they involve methodological choices of boundary conditions and assumptions about biosphere dynamics (Brandt-Williams and Brown, 2010) so that the uncertainties arising from EMA are mitigated, the UEV estimates must be revised in order to reach a consistent consensus (Raugei et al., 2014).

In turn, although LCA is more consolidated, corroborating the difficulties encountered in developing the methodological approach proposed herein, Finnveden et al. (2009) argue that many substances in the inventory do not have available CF, or different models may have published CF but they generally vary substantially, thus pointing to the need to fill these gaps for the establishment/selection of more appropriate CF. In this sense, Huijbregts et al. (2017), stating that LCIA is a rapidly evolving field of research, recognize that, although great effort has been employed in updating ReCiPe, there is still significant potential for improving the way impact paths are modeled.

Finally, as demonstrated by Ulgiati and Brown (2002), the legal limits that make a system “legally” sustainable may not be a reliable framework, as can be seen by the variability of the limits over time according to accepted policies, public opinion concerns, and new scientific discoveries. However, even if the methodology depends on the accepted legal limits for the concentration of emissions, knowing the emergy costs of environmental services needed to deal with an acceptable amount of emissions may help decision making.

Uncertainty may be treated in different ways, which Finnveden et al. (2009) classified into “scientific”, “social”, and “statistical”. The “scientific” way is to do more research to find better data and/or create better models. The “social” way is discussing uncertain issues with stakeholders and finding consensus on data and choices, a variant of this being the “legal” way, in which an authority body establishes data, models, and choices. However, while consensus, recommendations, and policies are recognized as important ingredients, they have sometimes come into conflict with science and rational research, suggesting the need for caution. Finally, the “statistical” way, unlike the others, does not attempt to remove or reduce uncertainty but incorporates it, including methods such as the variation of parameters and the analysis of scenarios to verify result stability (Finnveden et al., 2009). Thus, recognizing that the

improvement of data, models, and definitions is a common and continuous process for all the variables that make up the proposed methodological approach (UEV, CF, legal parameters), it is evident that, as the uncertainties are mitigated in their methodologies, those of the results obtained with this work will also be mitigated.

IV.5 CONCLUSIONS

The evaluation of ES is fundamental to the search for sustainability. In this article, a methodological approach was proposed considering the combination of LCA, more associated with the analysis of technological services (socioeconomic work), and EMA, more related to the analysis of ecological services (natural service). It was shown that EMA may be combined with LCA, rendering it a more nature-oriented assessment, thus contributing to the development of ES accounting methods. The combination proposed herein is not the first, nor should it be the last, but is a contribution to the progress towards developing models for ES evaluation.

In addition to assessing ES, the combination of methodologies also allowed the aggregation of the different impact categories resulting from LCA into a single indicator based on thermodynamics, the seJ, made available by EMA. Therefore, the proposed methodological approach may also contribute to the development of aggregation methods. Both the ES evaluation and aggregation into a single indicator presented herein may support the development of public policies, as well as decision-making processes assisted by ecological services. Given the complexity of analyzing these types of services, it is important to continue the development of accounting methods so that they increasingly cover the different types of ES, as well as the development of CF in the case of LCA, and UEV in the case of EMA, thus allowing greater robustness and standardization in ES assessments.

Funding

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

IV.6 REFERENCES

- Alejandre, E.M., van Bodegom, P.M., Guinée, J.B., 2019. Towards an optimal coverage of ecosystem services in LCA. *J. Clean. Prod.* 231, 714–722. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.284>
- Arbault, D., Rivière, M., Rugani, B., Benetto, E., Tiruta-Barna, L., 2014. Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 472, 262–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.099>
- Bakshi, B.R., 2002. A thermodynamic framework for ecologically conscious process systems engineering. *Comput. Chem. Eng.* 26, 269–282. [https://doi.org/10.1016/S0098-1354\(01\)00745-1](https://doi.org/10.1016/S0098-1354(01)00745-1)
- Bare, J., 2011. Recommendation for land use impact assessment: first steps into framework, theory, and implementation. *Clean Technol. Environ. Policy* 13, 7–18. <https://doi.org/10.1007/s10098-010-0290-8>
- Bastianoni, S., Marchettini, N., 1997. Emergy/exergy ratio as a measure of the level of organization of systems. *Ecol. Model.* 99, 33–40. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)01920-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)01920-5)
- Brandt-Williams, S., Brown, M.T., 2010. The environmental value of the earth's biomes. In: Presented at the 6th Biennial Emergy Analysis and Research Conference, University of Florida, Gainesville, FL
- BRASIL, 2011a. Ministry of the Environment. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Provides for the conditions and standards for effluent discharge. Available in: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Access in: May/2020.
- BRASIL, 2011b. Ministry of health. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Provides for procedures for the control and surveillance of the quality of water for human consumption and its standard of potability. Available in: <https://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html> Access in: May/2020.

- BRASIL, 2018. Ministry of the Environment. Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018. Provides for air quality standards. Available in: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740>> Access in: May/2020.
- Briones-Hidrovo, A., Uche, J., Martínez-Gracia, A., 2020. Determining the net environmental performance of hydropower: A new methodological approach by combining life cycle and ecosystem services assessment. *Sci. Total Environ.* 712, 136369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136369>
- Brown, M.T., Campbell, D.E., De Vilbiss, C., Ulgiati, S., 2016. The geobiosphere emergy baseline: A synthesis. *Ecol. Model.* 339, 92–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.03.018>
- Brown, M.T., Ulgiati, S., 2004. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecol. Model.*, Through the MACROSCOPE: the legacy of H.T. Odum 178, 201–213. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.03.002>
- Brown, M.T., Ulgiati, S., 2010. Updated evaluation of exergy and emergy driving the geobiosphere: A review and refinement of the emergy baseline. *Ecol. Model.* 221, 2501–2508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.06.027>
- Campbell, D.E., 1998. Emergy Analysis of Human Carrying Capacity and Regional Sustainability: an Example Using the State of Maine. *Environ. Monit. Assess.* 51, 531–569. <https://doi.org/10.1023/A:1006043721115>
- CML-IA Characterisation Factors [WWW Document], n.d. . Leiden Univ. URL <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors> (accessed 5.7.20).
- de Souza Junior, H.R.A., Dantas, T.E.T., Zanghelini, G.M., Cherubini, E., Soares, S.R., 2020. Measuring the environmental performance of a circular system: Emergy and LCA approach on a recycle polystyrene system. *Sci. Total Environ.* 726, 138111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138111>

- Duan, N., Liu, X.D., Dai, J., Lin, C., Xia, X.H., Gao, R.Y., Wang, Y., Chen, S.Q., Yang, J., Qi, J., 2011. Evaluating the environmental impacts of an urban wetland park based on emergy accounting and life cycle assessment: A case study in Beijing. *Ecol. Model., Wetlands in China* 222, 351–359. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.028>
- ECOINVENT, 2019. Ecoinvent 3.6. Available in: <
<https://www.ecoinvent.org/database/ecoinvent-36/ecoinvent-36.html>> Access in:
 May/2020.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* 91, 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Finnveden, G., Östlund, P., 1997. Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other applications. *Energy* 22, 923–931. [https://doi.org/10.1016/S0360-5442\(97\)00022-4](https://doi.org/10.1016/S0360-5442(97)00022-4)
- Franzese, P.P., Brown, M.T., Ulgiati, S., 2014. Environmental accounting: Emergy, systems ecology, and ecological modelling. *Ecol. Model., Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling* 271, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.10.007>
- Gala, A.B., Raugei, M., Ripa, M., Ulgiati, S., 2015. Dealing with waste products and flows in life cycle assessment and emergy accounting: Methodological overview and synergies. *Ecol. Model., Emergy Synthesis 8 ~ Emergy and Environmental Accounting: Theories, Applications, and Methodologies* 315, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.03.004>
- Häyhä, T., Franzese, P.P., 2014. Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecol. Model.* 289, 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.002>
- Hermann, B.G., Kroeze, C., Jawjit, W., 2007. Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *J. Clean. Prod.* 15, 1787–1796. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.04.004>

- Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., van Zelm, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- IEMA, 2012. Padrões de qualidade do ar: experiência comparada Brasil, EUA e União Européia. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012. Available in: <<https://iema-site-staging.s3.amazonaws.com/padroes-final01.pdf>> Access in: May/2020.
- Ingwersen, W.W., 2011. Emergy as a Life Cycle Impact Assessment Indicator. *J. Ind. Ecol.* 15, 550–567. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00333.x>
- ISO, 2006. 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.
- Jensen, Allan Astrup; Hoffman, Leif; Møller. Birgitte T.; Schmidt, Anders; Christiansen, Kim; Elkington, John; van Dijk, Franceska. 1997. Life cycle assessment (LCA) - a guide to approaches, experiences and information sources. United Kingdom. European Environment Agency.
- Jørgensen, S.E., 2002. Integration of Ecosystem Theories: A Pattern, 3rd ed, Ecology & Environment. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-010-0381-0>
- Kohlert, C; Thalmann, WR (1992). Optimierung von Verpackungen hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte. *Blich durch Wirtschaft und Umwelt* 9:44-49
- Kursun, B., Bakshi, B.R., Mahata, M., Martin, J.F., 2015. Life cycle and emergy based design of energy systems in developing countries: Centralized and localized options. *Ecol. Model.* 305, 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.03.006>
- LCIA: the ReCiPe model | RIVM [WWW Document], n.d. URL <https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessment-lca/recipe> (accessed 5.7.20).
- Liao, W., Heijungs, R., Huppes, G., 2012. Thermodynamic analysis of human–environment systems: A review focused on industrial ecology. *Ecol. Model.* 228, 76–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.01.004>

- Liu, G., Yang, Z., Chen, B., Zhang, Y., Su, M., Zhang, L., 2013. Emergy Evaluation of the Urban Solid Waste Handling in Liaoning Province, China. *Energies* 6, 5486–5506. <https://doi.org/10.3390/en6105486>
- Marvuglia, A., Rugani, B., Rios, G., Pigné, Y., Benetto, E., Tiruta-Barna, L., 2013a. Using graph search algorithms for a rigorous application of emergy algebra rules. *Rev. Métallurgie* 110, 87–94. <https://doi.org/10.1051/metal/2013050>
- Marvuglia, Antonino, Benetto, E., Rios, G., Rugani, B., 2013b. SCALE: Software for CALculating Emergy based on life cycle inventories. *Ecol. Model.* 248, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.09.013>
- MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Odum, H.T., 1988. Self-Organization, Transformity, and Information. *Science* 242, 1132–1139. <https://doi.org/10.1126/science.242.4882.1132>
- Odum, H.T., 1996. *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons.
- Pan, H., Zhang, X., Wang, Y., Qi, Y., Wu, J., Lin, L., Peng, H., Qi, H., Yu, X., Zhang, Y., 2016. Emergy evaluation of an industrial park in Sichuan Province, China: A modified emergy approach and its application. *J. Clean. Prod.* 135, 105–118. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.102>
- Patterson, M., McDonald, G., Hardy, D., 2017. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting. *Ecol. Model.* 362, 19–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.07.022>
- Pavan, A.L.R., Ometto, A.R., 2018. Ecosystem Services in Life Cycle Assessment: A novel conceptual framework for soil. *Sci. Total Environ.* 643, 1337–1347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.191>
- Pennington, D.W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G., 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environ. Int.* 30, 721–739. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.12.009>

- Raugei, M., Rugani, B., Benetto, E., Ingwersen, W.W., 2014. Integrating emergy into LCA: Potential added value and lingering obstacles. *Ecol. Model., Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling* 271, 4–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.11.025>
- Rugani, B., Benetto, E., 2012. Improvements to Emergy Evaluations by Using Life Cycle Assessment. *Environ. Sci. Technol.* 46, 4701–4712. <https://doi.org/10.1021/es203440n>
- Rugani, B., Benetto, E., Arbault, D., Tiruta-Barna, L., 2013. Emergy-based mid-point valuation of ecosystem goods and services for life cycle impact assessment. *Rev. Métallurgie* 110, 249–264. <https://doi.org/10.1051/metal/2013067>
- Rugani, B., Huijbregts, M.A.J., Mutel, C., Bastianoni, S., Hellweg, S., 2011. Solar Energy Demand (SED) of Commodity Life Cycles. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5426–5433. <https://doi.org/10.1021/es103537f>
- Rugani, B., Maia de Souza, D., Weidema, B.P., Bare, J., Bakshi, B., Grann, B., Johnston, J.M., Pavan, A.L.R., Liu, X., Laurent, A., Verones, F., 2019. Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. *Sci. Total Environ.* 690, 1284–1298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.023>
- Ulgiati, S., Brown, M.T., 2002. Quantifying the environmental support for dilution and abatement of process emissions: The case of electricity production. *J. Clean. Prod.* 10, 335–348. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(01\)00044-0](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00044-0)
- Ulgiati, S., Brown, M.T., Bastianoni, S., Marchettini, N., 1995. Emergy-based indices and ratios to evaluate the sustainable use of resources. *Ecol. Eng.* 5, 519–531. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00043-7](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00043-7)
- Wang, Y., Zhang, X., Liao, W., Wu, J., Yang, X., Shui, W., Deng, S., Zhang, Y., Lin, L., Xiao, Y., Yu, X., Peng, H., 2018. Investigating impact of waste reuse on the sustainability of municipal solid waste (MSW) incineration industry using emergy approach: A case study from Sichuan province, China. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.003>

- Zhang, X., Hu, H., Zhang, R., Deng, S., 2014a. Interactions between China's economy, energy and the air emissions and their policy implications. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 38, 624–638. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.002>
- Zhang, X., Wei, Y., Li, M., Deng, S., Wu, J., Zhang, Y., Xiao, H., 2014b. Emergy evaluation of an integrated livestock wastewater treatment system. *Resour. Conserv. Recycl.* 92, 95–107. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.09.003>
- Zhang, Y., Baral, A., Bakshi, B.R., 2010a. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part II: Toward an Ecologically Based LCA. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2624–2631. <https://doi.org/10.1021/es900548a>
- Zhang, Y., Singh, S., Bakshi, B.R., 2010b. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2232–2242. <https://doi.org/10.1021/es9021156>
- Zhong, S., Geng, Y., Liu, W., Gao, C., Chen, W., 2016. A bibliometric review on natural resource accounting during 1995–2014. *J. Clean. Prod.* 139, 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.039>

CAPÍTULO V. CONCLUSÃO GERAL.

Perante o que foi apresentado no capítulo de fundamentação bibliográfica e também nos tópicos introdutórios dos capítulos III e IV, se pode afirmar que a aplicação de métodos de quantificação de impactos ambientais (nesse caso, a ACV e a AE) é fundamental para contribuir com a busca pela sustentabilidade, tanto em sistemas naturais quanto tecnológicos. E ainda, que a combinação entre diferentes métodos pode auxiliar na comunicação dos resultados dos estudos de forma mais clara e atrativa para as diferentes partes interessadas, contribuindo com mais informações para os processos de tomada de decisão associados às variáveis ambientais.

Uma situação associada com a comunicação dos resultados refere-se complexidade da caracterização dos dados de uma ACV, a qual, possibilita a ocorrência de *trade-offs* entre as diferentes categorias de impacto da mesma e/ou entre as diferentes etapas do ciclo de vida do sistema em análise. Esta situação pode ser amenizada com a agregação dos resultados do estudo segundo diferentes metodologias. Nesta tese, foi utilizada a combinação da ACV com AE. Primeiramente os métodos foram aplicados de forma individual (Capítulo III), e na sequência, elementos específicos dos dois métodos foram hibridizados para serem aplicados de forma conjunta (Capítulo IV). Assim sendo, neste tópico são apresentadas as conclusões associadas às perguntas de pesquisa, às hipóteses e aos objetivos específicos desta tese.

V.1 RESPOSTAS ÀS PERGUNTAS DE PESQUISA

(1) A aplicação das metodologias de avaliação do ciclo de vida e de análise emergética convergem ao identificar os processos mais impactantes, do ponto de vista ambiental, de um sistema?

Diferentemente da hipótese definida para esta pergunta, a resposta é **não**. Embora sejam métodos que possuem o mesmo objetivo, e ainda, que apresentem certa convergência, algumas considerações e definições diferentes na estruturação dos métodos, acabam possibilitando a ocorrência de divergências entre os resultados dos estudos. A refutação da hipótese pode ser mais bem observada na Figura III.4, no Capítulo III. Ao se aplicar as duas metodologias de forma independente ao mesmo sistema de produto (rodapé de EPS), se pode

observar certa convergência quando da caracterização dos processos de eletricidade e produção de EPS, porém, também foram identificadas divergências quanto aos processos de GLP ou transporte, por exemplo.

De qualquer forma, a existência das divergências deve ser entendida como uma forma complementar de fornecimento de informações aos tomadores de decisão. Logo, fica comprovado que a interação entre a AE e a ACV pode fornecer uma perspectiva de avaliação maior que a comum, evidenciando-se assim a complementariedade entre as metodologias.

(2) É possível estabelecer um indicador único para a ACV utilizando a AE?

Conforme a hipótese determinada para esta pergunta de pesquisa, a resposta é **sim**. No caso das categorias de impacto de recursos, os conteúdos emergéticos da AE foram diretamente associados aos seus respectivos fatores de caracterização. Já para as emissões de substâncias no ar e/ou na água, os fatores de caracterização, juntamente com seus níveis legais aceitáveis, foram utilizados para identificar a necessidade de energia para realizar sua diluição “virtual”.

A confirmação da hipótese pode ser visualizada na Tabela IV.5, no Capítulo IV. Na referida tabela, são lançadas todas as categorias de impacto dos métodos RECIPE e CML juntamente com as demandas emergéticas necessárias, seja para sua composição ou para sua diluição “virtual”. De forma a exemplificar a aplicação do indicador único estabelecido, um estudo de caso foi desenvolvido e a agregação das categorias de impacto da ACV em termos do conteúdo emergético da AE pode ser visualizada na Figura IV.3.

V.2 ATENDIMENTO AOS OBJETIVOS PROPOSTOS

O objetivo central desta tese, definido como “**combinar a ACV com a AE para desenvolver um indicador único para os resultados da primeira**”, foi alcançado com o apoio dos conteúdos emergéticos fornecidos por Odum (1996) e também com o auxílio da teoria de diluição “virtual” e de valores legais de emissões, os quais permitiram a agregação das categorias de impacto em um único indicador, o seJ. Por sua vez, em relação ao atendimento aos objetivos específicos, tem-se:

(1) Avaliar as possíveis convergências e divergências entre as metodologias aplicando a avaliação do ciclo de vida e a análise emergética ao mesmo sistema de produto; Objetivo inicial desta pesquisa, a aplicação da ACV e da AE foi realizada em um sistema de produto com dados primários da produção de rodapés de EPS, e permitiu compreender melhor as especificidades das duas metodologias de quantificação de impactos ambientais, bem como identificar os pontos fortes e as limitações de cada uma. Seu resultado é apresentado no Capítulo III, especificamente no item III.4.5.

(2) Estabelecer fatores de caracterização para as diferentes categorias de impacto da ACV em termos da energia solar necessária para produzi-las ou tratá-las; Após o atendimento ao objetivo específico (1), se pode compreender melhor a limitação da ACV em relação a quantificação do trabalho natural para a produção de recursos e também da AE em relação a quantificação das emissões de substâncias poluentes. Esta compreensão permitiu a identificação dos elementos necessários para o estabelecimento dos novos fatores de caracterização da ACV associados aos conteúdos emergéticos da AE, tanto para produção de recursos, quanto para a diluição “virtual” de emissões. O resultado da combinação dos elementos é apresentado no Capítulo IV, especificamente no item IV.4.

(3) Analisar a aplicabilidade dos fatores estabelecidos nas diferentes categorias de impacto resultantes de um estudo de ACV. Após o estabelecimento dos fatores de caracterização (objetivo específico (2)), estes foram aplicados em um estudo de caso para quantificação dos impactos ambientais potenciais para a geração de 1 kWh pelas diferentes fontes de eletricidade da matriz energética brasileira (dados doecoinvent 3.6). Este objetivo específico permite visualizar de forma prática a principal aplicação dos resultados obtidos nesta tese, podendo ser mais bem observado no item IV.4.2, do Capítulo IV.

V.3 ANÁLISE CRÍTICA

Ainda que os objetivos propostos tenham sido contemplados, algumas limitações puderam ser identificadas no desenvolver da presente tese. Estas limitações devem ser entendidas como possibilidades para o aperfeiçoamento da abordagem metodológica proposta, bem como para pesquisas futuras. Levando em consideração que a obtenção do indicador único se dá pela combinação de diferentes metodologias, se deve compreender que as incertezas associadas são reflexo das metodologias em si. Algumas dessas incertezas são referentes a linha de base e as transformidades no caso da AE, aos fatores de caracterização no caso da ACV e aos parâmetros legais aplicados nas equações de diluição.

As transformidades e a linha de base tem participação fundamental nos resultados obtidos em uma AE, sendo a primeira diretamente dependente da segunda. O fato de o cálculo da linha de base passar frequentemente por processos de revisão acaba causando controvérsia, pois mesmo com as atualizações, algumas dúvidas permanecem uma vez que ainda existem questões sem um acordo final.

Embora a ACV seja mais consolidada, muitas substâncias ainda não possuem FC disponíveis, ou até possuem, porém, diferentes modelos podem ter FC variando consideravelmente. Sendo assim, mesmo que o desenvolvimento de métodos de AICV estejam em constante evolução, ainda existe um potencial significativo para melhorar a forma como os impactos são modelados. Essa situação pode ser destacada para a categoria de impacto ‘radiação ionizante’, na qual o fator de caracterização da única substância que possui limite legal de emissão (Rádio 226) é igual a zero. Logo, enquanto não houver novos FC, ou ainda, novos padrões legais de emissão para outras substâncias radioativas, quando da análise de sistemas produtivos nos quais estas substâncias estejam presentes, a categoria de impacto ‘radiação ionizante’ deverá ser analisada em paralelo com os resultados agregados pela abordagem proposta.

Ainda quanto aos limites legais que tornam um sistema “legalmente” sustentável. Estes podem não ter uma estrutura confiável, como pode ser visto pela variabilidade dos limites ao longo do tempo de acordo com as políticas aceitas, abrangência e cobertura das substâncias poluentes, preocupações da opinião pública, e novas descobertas científicas.

Desta forma, reconhecendo que o aprimoramento de dados, modelos e definições é um processo comum e contínuo para todas as variáveis que compõem a abordagem metodológica proposta (UEV, FC e parâmetros legais), fica evidente que, à medida que as incertezas forem mitigadas em suas metodologias, as dos resultados obtidos com esta tese também poderão ser mitigadas.

Quanto aos cálculos da energia necessária para a diluição das emissões, destaca-se que a diluição não deve ser encarada como a solução para a poluição, mas somente como um artifício matemático para estimar uma necessidade “virtual” para equilibrar o ambiente em que acontece. Quanto à caracterização na ACV, se deve entender que, a aplicação de fatores de caracterização que expressam o impacto potencial relativo decorrente de 1 kg de uma dada emissão quando comparado a 1 kg de outra emissão de referência escolhida, é utilizada somente para possibilitar a associação dos resultados das diferentes categorias de impacto com as concentrações reais das substâncias emitidas.

Embora as quantidades emitidas sejam relatadas no ICV (e agregadas para toda a cadeia de abastecimento), a metodologia de ACV ainda não está equipada para fornecer informações sobre a distribuição geográfica real e, portanto, sobre as concentrações reais. Ou seja, a mesma quantidade de uma determinada substância poluente conforme descrito em um ICV poderia ser igualmente emitida em uma área específica muito pequena (refletindo em elevadas concentrações), ou ainda, em diferentes etapas do ciclo de vida e distribuídas em áreas maiores e espalhadas (levando a concentrações mais baixas). Portanto, mais uma vez é indicada a necessidade de entendimento de que os resultados da abordagem devem ser analisados como uma necessidade “virtual” baseada na diluição das emissões para atingir alguns padrões legais locais, uma vez que assume que todas as emissões do ICV ocorrem no mesmo local, o que raramente ocorre.

Finalmente, ainda que com a agregação das diferentes categorias de impacto da ACV no indicador único da AE a complexidade na tomada de decisão possa ser reduzida, destaca-se que uma dos principais atributos da ACV é a sua capacidade de transformar aspectos ambientais em diferentes tipos de impactos (que impactam em diferentes áreas de proteção), característica que acaba sendo perdida pela abordagem metodológica aqui proposta. Sendo assim, essa simplificação poderia ser entendida mais como uma perda do que um ganho. Logo, é importante

destacar que, embora a abordagem proposta permita a agregação das diferentes categorias de impacto em um indicador único, recomenda-se que este resultado seja utilizado em conjunto com os resultados de uma ACV, ou seja, que os resultados das categorias de impacto sejam apresentados juntamente com o indicador único.

V.4 CONCLUSÃO

A ocorrência de *trade-offs* entre as diferentes categorias de impacto, os quais podem dificultar os processos de tomada de decisão, foi identificada como um dos pontos que carecem de avanços científicos no campo de desenvolvimento da ACV. Concomitantemente, a falta de procedimentos padronizados foi identificada como um ponto a ser melhorado na AE. Ao se combinarem os FC das substâncias relacionadas às diferentes categorias de impacto da ACV, e ainda, com seus respectivos limites legais de emissão, foi possível quantificar a diluição “virtual” necessária para que as referidas substâncias não impactem o meio em que são lançadas, e ainda, associá-las à um conteúdo energético para tal (indicador único). **Desta forma, esta tese cumpre seu papel ao contribuir com o avanço na consolidação do método de AE ao associá-lo com o método padronizado da ACV, mas principalmente ao estabelecer um método que, diferente de todos os demais, possibilita a agregação das diferentes categorias de impacto da ACV sem utilizar julgamentos com base em valores e/ou opiniões, mas sim, utilizando informações de conteúdo energético com bases em termodinâmica. Sendo assim, espera-se que de agora em diante, o indicador único aqui estabelecido seja aplicado em estudos de ACV.**

V.5 PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

Durante o desenvolvimento deste trabalho, foi possível identificar algumas lacunas que possivelmente podem contribuir com a evolução dos temas de pesquisa associados a esta tese. Além das sugestões brevemente apresentadas nas conclusões dos Capítulos III e IV, outras possibilidades para estudos e trabalhos futuros são indicadas a seguir:

- Uma vez que uma das principais limitações da abordagem proposta está associada com as incertezas relacionadas a cada metodologia utilizada, a

principal recomendação para continuidade desta pesquisa, é a aplicação de métodos estatísticos para estimar a influência de cada uma das fontes de incerteza nos resultados obtidos ao final de sua aplicação;

- Logicamente, conforme novos valores de UEV, novos métodos de AICV, e ainda, novos padrões legais sejam determinados, entende-se que atualizar essas informações para a abordagem proposta deve contribuir com a diminuição das incertezas associadas, conseqüentemente, com a melhoria dos resultados;
- Quanto as relações entre os FC das categorias de impacto e os limites legais de emissão, especialmente no grupo de categorias de toxicidade, sugere-se analisar a correlação destes em relação as diferentes substâncias, de forma a verificar o alinhamento (ou não), entre os métodos definidos para o estabelecimento dos FC, bem como dos padrões legais;
- Incentiva-se a aplicação da abordagem aqui proposta em diferentes estudos de caso, no intuito de possibilitar um melhor entendimento do comportamento e da influência das informações que podem ser tanto fornecidas quanto obtidas pela mesma;
- Por fim, e como um grande desafio, recomenda-se a regionalização geográfica dos UEV, dos FC, dos padrões legais de emissão, e ainda dos dados de inventário, de forma que, as necessidades de diluição “virtual” possam ser estimadas com maior fidedignidade.

V.6 REFERÊNCIAS

ODUM, H. T. **Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making.** [s.l.] John Wiley & Sons, 1996.

APÊNDICE A – Datasets utilizados no Capítulo III.

Datasets – ecoinvent® 3.5

market for butyl acetate butyl acetate Cutoff, U - RoW
market for chemical, organic chemical, organic Cutoff, U - GLO
market for chemicals, inorganic chemical, inorganic Cutoff, U - GLO
market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR
market for ethanol, without water, in 99.7% solution state, from ethylene ethanol, without water, in 99.7% solution state, from ethylene Cutoff, U - RoW
market for ethyl acetate ethyl acetate Cutoff, U - GLO
market for kraft paper, bleached kraft paper, bleached Cutoff, U - GLO
market for liquefied petroleum gas liquefied petroleum gas Cutoff, U - RoW
market for lubricating oil lubricating oil Cutoff, U - RoW
market for packaging film, low density polyethylene packaging film, low density polyethylene Cutoff, U - GLO
market for polyethylene, low density, granulate polyethylene, low density, granulate Cutoff, U - GLO
market for polypropylene, granulate polypropylene, granulate Cutoff, U - GLO
market for polystyrene, expandable polystyrene, expandable Cutoff, U - GLO
market for polystyrene, general purpose polystyrene, general purpose Cutoff, U - GLO
market for polyvinylfluoride, film polyvinylfluoride, film Cutoff, U - GLO
market for steel, low-alloyed steel, low-alloyed Cutoff, U - GLO
market for synthetic rubber synthetic rubber Cutoff, U - GLO
market for toluene, liquid toluene, liquid Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, light commercial vehicle transport, freight, light commercial vehicle Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 Cutoff, U - RoW
market for transport, freight, sea, transoceanic tanker transport, freight, sea, transoceanic tanker Cutoff, U - GLO
market for xylene xylene Cutoff, U - RoW
treatment of municipal solid waste, sanitary landfill municipal solid waste Cutoff, U - RoW

Fonte: elaborado pelo autor (2020).

APÊNDICE B – Dados associados à abordagem metodológica proposta no Capítulo IV.

B.1 – Equações e parâmetros:

EQUATIONS	PARAMETERS	
$M = d \times \frac{m}{c}$	Densities	(kg/m³)
	Air	1.23E+00 (i)
	Water	1.00E+03 (i)
$R_{w,air} = E_{w,air} \times Tr_{air} = \frac{1}{2} \times M_{air} \times v^2 \times Tr_{air}$	Air substances	Legal concentration (kg/m³)
	Particulates <2.5	1.00E-08 (iv)
	Sulfur dioxide	2.00E-08 (iv)
	Nitrogen dioxide	4.00E-08 (iv)
	Lead	5.00E-10 (iv)
	Benzene	5.00E-09 (v)
	Arsenic	6.00E-09 (v)
	Cadmium	5.00E-09 (v)
	Nickel	6.00E-09 (v)
	Carbon dioxide	2.00E-03 (vi)
$R_{w,water} = E_{w,water} \times Tr_{water} = M_{water} \times \rho \times Tr_{water}$	Water substances	Legal concentration (kg/m³)
	Arsenic	5.00E-04 (vii)
	Barium	5.00E-03 (vii)
	Cadmium	2.00E-04 (vii)
	Lead	5.00E-04 (vii)
	Copper	1.00E-03 (vii)
	Chromium VI	1.00E-04 (vii)
	Tin	4.00E-03 (vii)
	Mercury	1.00E-05 (vii)
	Nickel	2.00E-03 (vii)
	Nitrogen total	2.00E-02 (vii)
	Silver	1.00E-04 (vii)
	Selenium	3.00E-04 (vii)
	Zinc	5.00E-03 (vii)
	Benzene	1.20E-03 (vii)
	Chloroform	1.00E-03 (vii)
	Styrene	7.00E-05 (vii)
	Phenol	5.00E-04 (vii)
	Toluene	1.20E-03 (vii)
	Xilene	1.60E-03 (vii)
	Radium-226 (Bq/L)	1.00E-03 (viii)
	Others parameters	
	ρ : thermal value coefficient of water (J/kg)	4.94E+03 (ix)
	v: annual average wind speed (m/s)	1.50E+00 (i)
	UEVs (Odum, 1996)	UEV (sej/J)
	EMERGY BASELINE	9.44E+24
	Freshwater (pg 42)	4.80E+04
	Surface wind (pg 120)	1.50E+03
	Crude oil	5.37E+04
	Land	6.29E+14
	Bauxite	1.50E+07
	Copper	4.49E+13
	Iron	8.55E+08
	UEVs (Brown and Ulgiati, 2016)	Corrected UEV (sej/J)
	EMERGY BASELINE	1.20E+25
	Freshwater	6.10E+04
	Surface wind	1.90E+03
	Crude oil	6.83E+04
	Land	8.00E+14
	Bauxite	1.91E+07
	Copper	5.71E+13
	Iron	1.09E+09
REFERENCES		
(i) Pan et al. (2016)		
(ii) ReCiPe 2016		
(iii) CML		
(iv) RES CONAMA 491/2018		
(v) IEMA (2012)		
(vi) Wang et al. (2018)		
(vii) RES CONAMA 430/2011		
(viii) PORTARIA 2.914/2011 MSAúde		
(ix) Odum, 1996 (pág. 295)		
(x) Oil calorific value = 43,000 kJ/kg		
(xi) 1 ha = 10,000 m ² a		
(xii) 1 kg = 1,000 g		
(xiii) 1 lb = 0.453 kg		
Ulgiati and Brown (2002)		
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652601000440		
Pan et al. (2016)		
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261630779X		
Wang et al. (2018)		
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X1830196X		

B.2 – Variáveis e resultados (ReCiPe):

REOURCES	Impact category	Resource	CF (ii)	Conversion	UEV (sej/J)	Reference	energy (sej)	max. energy (sej)	Total energy (sej)			
	Fossil resource scarcity (kg oil eq)	Oil, crude	1.00E+00	4.30E+07 (x)	6.83E+04	Odum, 1996 (pág. 308)	2.94E+12	2.94E+12	2.94E+12			
Land use (kg m ² a crop eq)	Occupation, unknown	1.00E+00	1.00E-04 (xi)	8.00E+14	Odum, 1996 (pág. 110)	8.00E+10	8.00E+10	8.00E+10				
Mineral resource scarcity (kg Cu eq)	Iron ore	5.71E+01	1.00E+03 (xi)	1.09E+09	Odum, 1996 (pág. 186)	6.21E+13						
	Bauxite	2.18E+02	1.00E+03 (xii)	1.91E+07	Odum, 1996 (pág. 46 e 310)	4.16E+12	1.26E+14	1.26E+14				
	Copper	1.00E+00	2.20E+00 (xiii)	5.71E+13	Odum, 1996 (pág. 157)	1.26E+14						
Water consumption (m ³)	Water	1.00E+00	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	Odum, 1996 (pág. 120)	3.01E+08	3.01E+08	3.01E+08				

EUTROPHICATION	Impact category	Compartment	Substance	Density (kg/m ³) (i)	CF (ii)	Legal [] (kg/m ³)	Mass (kg)	Dilution	UEV (sej/J)	energy (sej)	Total energy (sej)
	Freshwater eutrophication (kg P eq)	Air	Nitrogen dioxide	1.23E+00	2.35E+01	4.00E-08 (iv)	7.24E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.55E+12	
	Water	Nitrogen total	1.00E+03	7.29E+00	2.00E-02 (vii)	3.64E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.10E+14	1.11E+14	
Marine eutrophication (kg N eq)	Water	Ammonia	1.00E+03	1.21E+00	2.00E-02 (vii)	6.07E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.83E+13	1.83E+13	

TOXICITY	Impact category	Compartment	Substance	Density (kg/m ³) (i)	CF (ii)	Legal [] (kg/m ³)	Mass (kg)	Dilution	UEV (sej/J)	energy (sej)	max. energy (sej)	Total energy (sej)
	Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	Air	Arsenic	1.23E+00	1.25E+00	6.00E-09 (v)	2.56E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	5.48E+11		
Benzene			1.23E+00	2.83E+04	5.00E-09 (v)	6.97E+12	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.49E+16			
Cadmium			1.23E+00	8.55E-01	5.00E-09 (v)	2.10E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	4.50E+11			1.49E+16
Lead			1.23E+00	7.25E+01	5.00E-10 (iv)	1.78E+11	1.50E+00 (i)	1.90E+03	3.81E+14			
Nickel			1.23E+00	4.63E-01	6.00E-09 (v)	9.49E+07	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.03E+11			
Arsenic			1.00E+03	4.22E-02	5.00E-04 (vii)	8.44E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.54E+13			
Barium			1.00E+03	3.58E-01	5.00E-03 (vii)	7.17E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.16E+13			
Benzene			1.00E+03	1.15E+01	1.20E-03 (vii)	9.60E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.89E+15			
Cadmium			1.00E+03	5.95E-02	2.00E-04 (vii)	2.98E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.97E+13			
Chloroform			1.00E+03	6.17E+00	1.00E-03 (vii)	6.17E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.86E+15			
Water		Chromium VI	1.00E+03	1.15E-02	1.00E-04 (vii)	1.15E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.48E+13			
		Copper	1.00E+03	6.17E-03	1.00E-03 (vii)	6.17E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.86E+12			2.58E+16
		Lead	1.00E+03	1.65E+00	5.00E-04 (vii)	3.30E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	9.95E+14			
		Mercury	1.00E+03	2.01E-02	1.00E-05 (vii)	2.01E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.05E+14			
		Nickel	1.00E+03	2.17E-02	2.00E-03 (vii)	1.09E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.28E+12			1.09E+16
		Phenol	1.00E+03	1.03E+00	5.00E-04 (vii)	2.06E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.22E+14			
		Selenium	1.00E+03	6.54E-02	3.00E-04 (vii)	2.18E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.57E+13			
		Silver	1.00E+03	2.06E-03	1.00E-04 (vii)	2.06E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.21E+12			
		Styrene	1.00E+03	2.53E+00	7.00E-05 (vii)	3.61E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.09E+16			
		Tin	1.00E+03	2.10E-01	4.00E-03 (vii)	5.24E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.58E+13			
Human carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	Air	Toluene	1.00E+03	7.19E+00	1.20E-03 (vii)	6.00E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.81E+15			
		Xylene	1.00E+03	6.45E+00	1.60E-03 (vii)	4.03E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.22E+15			
		Zinc	1.00E+03	4.74E-03	5.00E-03 (vii)	9.48E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.86E+11			
		Arsenic	1.23E+00	1.17E-03	6.00E-09 (v)	2.41E+05	1.50E+00 (i)	1.90E+03	5.15E+08			
		Benzene	1.23E+00	6.94E-01	5.00E-09 (v)	1.71E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	3.65E+11			
	Water	Cadmium	1.23E+00	4.31E-03	5.00E-09 (v)	1.06E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.27E+09			3.65E+11
		Lead	1.23E+00	5.38E-02	5.00E-10 (iv)	1.32E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.83E+11			
		Nickel	1.23E+00	2.68E-03	6.00E-09 (v)	5.50E+05	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.18E+09			
		Arsenic	1.00E+03	2.90E-03	5.00E-04 (vii)	5.80E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.75E+12			
		Benzene	1.00E+03	2.82E+00	1.20E-03 (vii)	2.35E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	7.10E+14			
Water	Cadmium	1.00E+03	7.25E-01	2.00E-04 (vii)	3.62E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.09E+15				
	Chloroform	1.00E+03	1.16E+00	1.00E-03 (vii)	1.16E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.50E+14			1.11E+17	
	Chromium VI	1.00E+03	1.34E-04	1.00E-04 (vii)	1.34E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.05E+11				
	Lead	1.00E+03	3.14E+00	5.00E-04 (vii)	6.29E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.90E+15				
	Mercury	1.00E+03	7.19E-03	1.00E-05 (vii)	7.19E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.17E+14				
	Nickel	1.00E+03	4.39E-02	2.00E-03 (vii)	2.19E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.61E+12				
	Styrene	1.00E+03	3.56E+00	7.00E-05 (vii)	5.08E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.53E+16				
	Toluene	1.00E+03	4.42E+02	1.20E-03 (vii)	3.69E+08	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.11E+17				
	Xylene	1.00E+03	4.37E+02	1.60E-03 (vii)	2.73E+08	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.23E+16				

B.2 – Variáveis e resultados (ReCiPe) (continuação):

TOXICITY	Human non-carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	Air	Arsenic	1.23E+00	9.43E-06	6.00E-09 (v)	1.93E+03	1.50E+00 (i)	1.90E+03	4.14E+06	4.31E+11	2.04E+17
			Benzene	1.23E+00	8.20E-01	5.00E-09 (v)	2.02E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	4.31E+11		
			Cadmium	1.23E+00	2.79E-05	5.00E-09 (v)	6.87E+03	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.47E+07		
			Lead	1.23E+00	2.62E-03	5.00E-10 (iv)	6.44E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.38E+10		
		Nickel	1.23E+00	1.40E-02	6.00E-09 (v)	2.87E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	6.13E+09			
		Water	Arsenic	1.00E+03	1.14E-05	5.00E-04 (vii)	2.29E+01	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.90E+09		
			Barium	1.00E+03	5.43E-03	5.00E-03 (vii)	1.09E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.28E+11		
			Benzene	1.00E+03	3.32E+00	1.20E-03 (vii)	2.77E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.35E+14		
			Cadmium	1.00E+03	7.87E-04	2.00E-04 (vii)	3.94E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.19E+12		
			Chloroform	1.00E+03	7.81E-02	1.00E-03 (vii)	7.81E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.35E+13		
			Chromium	1.00E+03	1.74E-02	1.00E-04 (vii)	1.74E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.25E+13		
			Copper	1.00E+03	3.50E-01	1.00E-03 (vii)	3.50E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.05E+14		
			Lead	1.00E+03	2.62E-03	5.00E-04 (vii)	5.24E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.58E+12		
			Mercury	1.00E+03	1.78E-05	1.00E-05 (vii)	1.78E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.36E+11		
			Nickel	1.00E+03	2.27E-01	2.00E-03 (vii)	1.14E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.43E+13		
			Phenol	1.00E+03	3.17E+00	5.00E-04 (vii)	6.35E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.91E+15		
	Silver		1.00E+03	1.45E-03	1.00E-04 (vii)	1.45E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.37E+12			
	Marine ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	Air	Arsenic	1.23E+00	3.76E-02	6.00E-09 (v)	7.71E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.65E+10	2.24E+14	1.83E+16
			Benzene	1.23E+00	4.26E+02	5.00E-09 (v)	1.05E+11	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.24E+14		
			Cadmium	1.23E+00	1.57E-02	5.00E-09 (v)	3.87E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	8.29E+09		
			Lead	1.23E+00	3.27E-01	5.00E-10 (iv)	8.04E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.72E+12		
		Nickel	1.23E+00	9.52E-03	6.00E-09 (v)	1.95E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	4.18E+09			
		Water	Arsenic	1.00E+03	1.24E-02	5.00E-04 (vii)	2.48E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	7.48E+12		
			Barium	1.00E+03	1.78E-01	5.00E-03 (vii)	3.57E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.07E+13		
			Benzene	1.00E+03	1.12E+01	1.20E-03 (vii)	9.36E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.82E+15		
	Cadmium		1.00E+03	5.10E-03	2.00E-04 (vii)	2.55E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	7.69E+12			
	Chloroform		1.00E+03	5.68E+00	1.00E-03 (vii)	5.68E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.71E+15			
	Chromium		1.00E+03	3.11E-03	1.00E-04 (vii)	3.11E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	9.36E+12			
	Copper		1.00E+03	6.37E-04	1.00E-03 (vii)	6.37E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.92E+11			
	Lead		1.00E+03	1.05E-01	5.00E-04 (vii)	2.10E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.33E+13			
	Mercury		1.00E+03	1.41E-03	1.00E-05 (vii)	1.41E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.25E+13			
	Nickel		1.00E+03	3.12E-03	2.00E-03 (vii)	1.56E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.70E+11			
Phenol	1.00E+03		9.09E+00	5.00E-04 (vii)	1.82E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.48E+15				
Selenium	1.00E+03		9.43E-03	3.00E-04 (vii)	3.14E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	9.48E+12				
Silver	1.00E+03	1.69E-04	1.00E-04 (vii)	1.69E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.08E+11					
Styrene	1.00E+03	4.20E+00	7.00E-05 (vii)	6.00E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.81E+16					
Tin	1.00E+03	1.81E-02	4.00E-03 (vii)	4.54E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.37E+12					
Toluene	1.00E+03	1.17E+01	1.20E-03 (vii)	9.72E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.93E+15					
Xylene	1.00E+03	1.07E+01	1.60E-03 (vii)	6.71E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.02E+15					
Zinc	1.00E+03	2.92E-03	5.00E-03 (vii)	5.85E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.76E+11					

B.2 – Variáveis e resultados (ReCiPe) (continuação):

TOXICITY	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	Air	Arsenic	1.23E+00	2.87E-05	6.00E-09 (v)	5.87E+03	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.26E+07	6.04E+12	2.33E+31
			Benzene	1.23E+00	1.15E+01	5.00E-09 (v)	2.82E+09	1.50E+00 (i)	1.90E+03	6.04E+12		
			Cadmium	1.23E+00	5.21E-06	5.00E-09 (v)	1.28E+03	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.74E+06		
			Lead	1.23E+00	2.31E-05	5.00E-10 (iv)	5.69E+04	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.22E+08		
		Nickel	1.23E+00	5.35E-06	6.00E-09 (v)	1.10E+03	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.35E+06	2.33E+31		
		Arsenic	1.00E+03	7.25E+14	5.00E-04 (vii)	1.45E+21	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.37E+29			
		Barium	1.00E+03	7.52E+15	5.00E-03 (vii)	1.50E+21	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.53E+29			
		Benzene	1.00E+03	1.16E+01	1.20E-03 (vii)	9.70E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.92E+15			
		Cadmium	1.00E+03	1.15E+15	2.00E-04 (vii)	5.73E+21	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.73E+30			
		Chloroform	1.00E+03	2.16E+00	1.00E-03 (vii)	2.16E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.52E+14			
		Chromium VI	1.00E+03	1.74E+14	1.00E-04 (vii)	1.74E+21	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.24E+29			
		Copper	1.00E+03	9.90E+13	1.00E-03 (vii)	9.90E+19	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.98E+28			
		Lead	1.00E+03	3.86E+16	5.00E-04 (vii)	7.72E+22	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.33E+31			
		Mercury	1.00E+03	4.78E+14	1.00E-05 (vii)	4.78E+22	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.44E+31			
		Nickel	1.00E+03	3.44E+14	2.00E-03 (vii)	1.72E+20	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.18E+28			
		Phenol	1.00E+03	1.02E+01	5.00E-04 (vii)	2.04E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.15E+15			
		Selenium	1.00E+03	1.14E+15	3.00E-04 (vii)	3.79E+21	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.14E+30			
		Silver	1.00E+03	3.92E+13	1.00E-04 (vii)	3.92E+20	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.18E+29			
		Styrene	1.00E+03	7.19E+01	7.00E-05 (vii)	1.03E+09	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.10E+17			
		Tin	1.00E+03	4.12E+15	4.00E-03 (vii)	1.03E+21	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.10E+29			
Toluene	1.00E+03	3.32E+01	1.20E-03 (vii)	2.77E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.35E+15					
Xylene	1.00E+03	5.46E+01	1.60E-03 (vii)	3.42E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.03E+16					
Zinc	1.00E+03	7.75E+13	5.00E-03 (vii)	1.55E+19	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.67E+27					
OTHERS	Impact category	Compartment	Substance	Density (kg/m ³) (i)	CF (ii)	Legal [] (kg/m ³)	Mass (kg)	Dilution	UEV (sej/J)	emergy (sej)	max. emergy (sej)	Total emergy (sej)
	Fine particulate matter formation (kg PM2.5 eq)	Air	Nitrogen dioxide	1.23E+00	9.09E+00	4.00E-08 (iv)	2.80E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	5.98E+11	5.98E+11	5.98E+11
			Particulates, <2.5	1.23E+00	1.00E+00	1.00E-08 (iv)	1.23E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.63E+11		
	Sulfur dioxide	Air	Sulfur dioxide	1.23E+00	3.45E+00	2.00E-08 (iv)	2.12E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	4.54E+11		
			Carbon dioxide	1.23E+00	1.00E+00	2.00E-03 (vi)	6.15E+02	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.32E+06	1.32E+06	1.32E+06
	Global warming (kg CO2 eq)	Air	Carbon dioxide	1.23E+00	1.00E+00	2.00E-03 (vi)	6.15E+02	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.32E+06	1.32E+06	1.32E+06
	Ionizing radiation (kg Bq Co-60 eq)	Water	Radium 226	1.00E+03	0.00E+00	1.00E+03 (viii)	0.00E+00	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
	Ozone formation, Human health (kg NOx eq)	Air	Benzene	1.23E+00	2.75E+01	5.00E-09 (xi)	6.78E+09	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.45E+13	1.45E+13	1.45E+13
	Ozone formation, Terrestrial ecosystems (kg NOx eq)	Air	Benzene	1.23E+00	1.71E+01	5.00E-09 (xi)	4.21E+09	1.50E+00 (i)	1.90E+03	9.00E+12	9.00E+12	9.00E+12
	Terrestrial acidification (kg SO2 eq)	Air	Nitrogen dioxide	1.23E+00	2.78E+00	4.00E-08 (iv)	8.54E+07	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.83E+11	1.83E+11	1.83E+11
Sulfur dioxide			1.23E+00	1.00E+00	2.00E-08 (iv)	6.15E+07	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.32E+11			
REFERENCES												
(i) Pan et al. (2016)												
(ii) ReCiPe 2016												
(iii) CML												
(iv) RES CONAMA 491/2018												
(v) IEMA (2012)												
(vi) Wang et al. (2018)												
(vii) RES CONAMA 430/2011												
(viii) PORTARIA 2.914/2011 M Saúde												
(ix) Odum, 1996 (pág. 295)												
(x) Oil calorific value = 43,000 kJ/kg												
(xi) 1 ha = 10,000 m ²												
(xii) 1 kg = 1,000 g												
(xiii) 1 lb = 0.453 kg												

B.3 – Análises de sensibilidade (ReCiPe):

Impact category	air emery (sej)	water emery (sej)	total emery (sej)	Sensitivity analysis I	Sensitivity analysis II	Sensitivity analysis III
				(without terrestrial ecotoxicity)	(without toxicity categories)	(without resource categories)
				total emery (sej)	total emery (sej)	total emery (sej)
Fossil resource scarcity (kg oil eq)	-	-	2.94E+12	2.94E+12	2.94E+12	
Land use (kg m ² a crop eq)	-	-	8.00E+10	8.00E+10	8.00E+10	
Mineral resource scarcity (kg Cu eq)	-	-	1.26E+14	1.26E+14	1.26E+14	
Water consumption (m ³)	-	-	3.01E+08	3.01E+08	3.01E+08	
Freshwater eutrophication (kg P eq)	1.55E+12	1.10E+14	1.11E+14	1.11E+14	1.11E+14	1.11E+14
Marine eutrophication (kg N eq)	0.00E+00	1.83E+13	1.83E+13	1.83E+13	1.83E+13	1.83E+13
Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	1.49E+16	1.09E+16	2.58E+16	2.58E+16		
Human carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	3.65E+11	1.11E+17	1.11E+17	1.11E+17		
Human non-carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	4.31E+11	2.04E+17	2.04E+17	2.04E+17		
Marine ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	2.24E+14	1.81E+16	1.83E+16	1.83E+16		
Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	6.04E+12	2.33E+31	2.33E+31			
Fine particulate matter formation (kg PM2.5 eq)	5.98E+11	-	5.98E+11	5.98E+11	5.98E+11	5.98E+11
Global warming (kg CO2 eq)	1.32E+06	-	1.32E+06	1.32E+06	1.32E+06	1.32E+06
Ionizing radiation (kg Bq Co-60 eq)	-	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ozone formation, Human health (kg NOx eq)	1.45E+13	-	1.45E+13	1.45E+13	1.45E+13	1.45E+13
Ozone formation, Terrestrial ecosystems (kg NOx eq)	9.00E+12	-	9.00E+12	9.00E+12	9.00E+12	9.00E+12
Terrestrial acidification (kg SO2 eq)	1.83E+11	-	1.83E+11	1.83E+11	1.83E+11	1.83E+11
TOTAL	1.52E+16	2.33E+31	2.33E+31	3.60E+17	2.83E+14	1.54E+14
Impact category	air	water	total	(I)	(II)	(III)
Fossil resource scarcity (kg oil eq)	-	-	0%	0%	1%	0%
Land use (kg m ² a crop eq)	-	-	0%	0%	0%	0%
Mineral resource scarcity (kg Cu eq)	-	-	0%	0%	45%	0%
Water consumption (m ³)	-	-	0%	0%	0%	0%
Freshwater eutrophication (kg P eq)	0%	0%	0%	0%	39%	72%
Marine eutrophication (kg N eq)	0%	0%	0%	0%	6%	12%
Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	98%	0%	0%	7%		
Human carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	0%	0%	0%	31%		
Human non-carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	0%	0%	0%	57%		
Marine ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	1%	0%	0%	5%		
Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	0%	100%	100%			
Fine particulate matter formation (kg PM2.5 eq)	0%	-	0%	0%	0%	0%
Global warming (kg CO2 eq)	0%	-	0%	0%	0%	0%
Ionizing radiation (kg Bq Co-60 eq)	-	0%	0%	0%	0%	0%
Ozone formation, Human health (kg NOx eq)	0%	-	0%	0%	5%	9%
Ozone formation, Terrestrial ecosystems (kg NOx eq)	0%	-	0%	0%	3%	6%
Terrestrial acidification (kg SO2 eq)	0%	-	0%	0%	0%	0%

B.4 – Aplicação no estudo de caso (ReCiPe):

Impact category	Ecoinvent 3.6 (resources/emissions to 1 kWh)								Energy						
	Total emery (sej)	Mix	Hard coal	Oil	Natural gas	Nuclear	Hydro	Wind	Mix	Hard coal	Oil	Natural gas	Nuclear	Hydro	Wind
Fossil resource scarcity (kg oil eq)	2.94E+12	5.79E-02	2.46E-01	3.34E-01	1.46E-01	3.00E-03	1.15E-03	4.05E-03	1.70E+11	7.22E+11	9.80E+11	4.29E+11	8.81E+09	3.38E+09	1.19E+10
Land use (kg n̄a crop eq)	8.00E+10	2.90E-04	4.41E-03	5.30E-04	3.64E+00	9.60E+00	5.64E+00	5.90E-04	2.32E+07	3.53E+08	4.24E+07	2.91E+11	7.67E+11	4.51E+11	4.72E+07
Mineral resource scarcity (kg Cu eq)	1.26E+14	1.60E-04	1.60E-04	3.10E-04	8.86E+00	7.00E-04	9.54E+00	4.50E-04	2.01E+10	2.01E+10	3.90E+10	1.11E+15	8.81E+10	1.20E+15	5.66E+10
Water consumption (m³)	3.01E+08	2.30E-02	1.80E-03	2.94E-03	6.60E-04	3.00E-03	2.93E-02	1.70E-04	6.92E+06	5.43E+05	8.86E+05	1.99E+05	9.04E+05	8.83E+06	5.12E+04
Freshwater eutrophication (kg P eq)	1.11E+14	6.22E-05	5.80E-04	2.00E-05	3.43E-01	8.46E-01	1.77E-01	1.12E+00	6.93E+09	6.46E+10	2.23E+09	3.81E+13	9.42E+13	1.97E+13	1.25E+14
Marine eutrophication (kg N eq)	1.83E+13	5.85E-06	3.65E+00	2.95E-05	6.43E-02	1.25E+00	1.00E-02	9.09E-02	1.07E+08	6.68E+13	5.40E+08	1.18E+12	2.28E+13	1.83E+11	1.66E+12
Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	2.58E+16	2.18E-03	1.92E-02	2.05E-03	5.90E-04	8.80E-04	1.90E-04	6.06E-03	5.62E+13	4.95E+14	5.29E+13	1.52E+13	2.27E+13	4.90E+12	1.56E+14
Human carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	1.11E+17	4.44E-03	4.75E-02	5.51E-03	8.20E-04	1.69E-03	7.60E-04	5.31E-03	4.93E+14	5.28E+15	6.12E+14	9.11E+13	1.88E+14	8.45E+13	5.90E+14
Human non-carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB eq)	2.04E+17	5.84E-02	5.31E-01	7.59E-02	1.74E-02	2.38E-02	5.10E-03	5.00E-02	1.19E+16	1.08E+17	1.55E+16	3.54E+15	4.85E+15	1.04E+15	1.02E+16
Marine ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	1.83E+16	3.16E-03	2.67E-02	5.62E-03	9.00E-04	1.29E-03	2.70E-04	7.58E-03	5.79E+13	4.90E+14	1.03E+14	1.65E+13	2.36E+13	4.95E+12	1.39E+14
Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DCB eq)	2.33E+31	2.68E-01	4.23E-01	3.72E+00	2.88E-02	2.10E-01	2.01E-02	1.57E-01	6.23E+30	9.85E+30	8.66E+31	6.71E+29	4.88E+30	4.67E+29	3.66E+30
Fine particulate matter formation (kg PM2.5 eq)	5.98E+11	3.90E-04	1.82E-03	2.85E-03	7.93E+00	4.17E+00	1.10E+00	3.45E+00	2.33E+08	1.09E+09	1.70E+09	4.74E+12	2.50E+12	6.57E+11	2.06E+12
Global warming (kg CO2 eq)	9.67E+03	2.32E-01	9.63E-01	1.06E+00	3.89E-01	1.21E-02	5.26E-02	1.43E-02	2.24E+03	9.32E+03	1.03E+04	3.77E+03	1.17E+02	5.09E+02	1.38E+02
Ionizing radiation (kg Bq Co-60 eq)	0.00E+00	2.18E-02	1.67E-03	1.05E-02	5.30E-04	6.99E-01	2.80E-04	6.90E-04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ozone formation, Human health (kg NOx eq)	1.45E+13	3.60E-04	2.45E-03	3.38E-03	2.50E-04	3.98E+00	1.92E+00	4.35E+00	5.22E+09	3.55E+10	4.90E+10	3.62E+09	5.77E+13	2.78E+13	6.31E+13
Ozone formation, Terrestrial ecosystems (kg NOx eq)	9.00E+12	3.70E-04	2.46E-03	3.42E-03	2.70E-04	4.06E+00	1.95E+00	4.56E+00	3.33E+09	2.21E+10	3.08E+10	2.43E+09	3.65E+13	1.76E+13	4.11E+13
Terrestrial acidification (kg SO2 eq)	1.83E+11	8.10E-04	5.52E-03	9.14E-03	2.30E-04	4.79E+00	1.79E+00	6.27E+00	1.48E+08	1.01E+09	1.67E+09	4.20E+07	8.76E+11	3.27E+11	1.15E+12
TOTAL	2.33E+31								6.23E+30	9.85E+30	8.66E+31	6.71E+29	4.88E+30	4.67E+29	3.66E+30
Impact category		Mix	Hard coal	Oil	Natural gas	Nuclear	Hydro	Wind							
Fossil resource scarcity		7%	31%	42%	18%	0%	0%	1%							
Land use		0%	0%	0%	19%	51%	30%	0%							
Mineral resource scarcity		0%	0%	0%	48%	0%	52%	0%							
Water consumption		38%	3%	5%	1%	5%	48%	0%							
Freshwater eutrophication		0%	0%	0%	14%	34%	7%	45%							
Marine eutrophication		0%	72%	0%	1%	25%	0%	2%							
Freshwater ecotoxicity		7%	62%	7%	2%	3%	1%	19%							
Human carcinogenic toxicity		7%	72%	8%	1%	3%	1%	8%							
Human non-carcinogenic toxicity		8%	70%	10%	2%	3%	1%	7%							
Marine ecotoxicity		7%	59%	12%	2%	3%	1%	17%							
Terrestrial ecotoxicity		6%	9%	77%	1%	4%	0%	3%							
Fine particulate matter formation		0%	0%	0%	48%	25%	7%	21%							
Global warming		8%	35%	39%	14%	0%	2%	1%							
Ionizing radiation		3%	0%	1%	0%	95%	0%	0%							
Ozone formation, Human health		0%	0%	0%	0%	39%	19%	42%							
Ozone formation, Terrestrial ecosystems		0%	0%	0%	0%	38%	18%	43%							
Terrestrial acidification		0%	0%	0%	0%	37%	14%	49%							

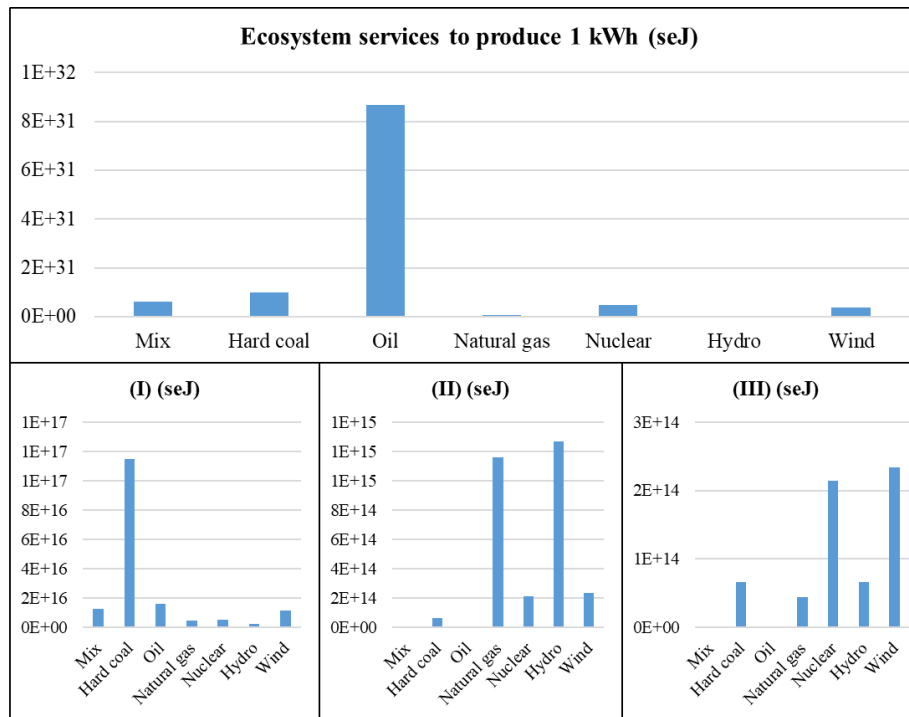
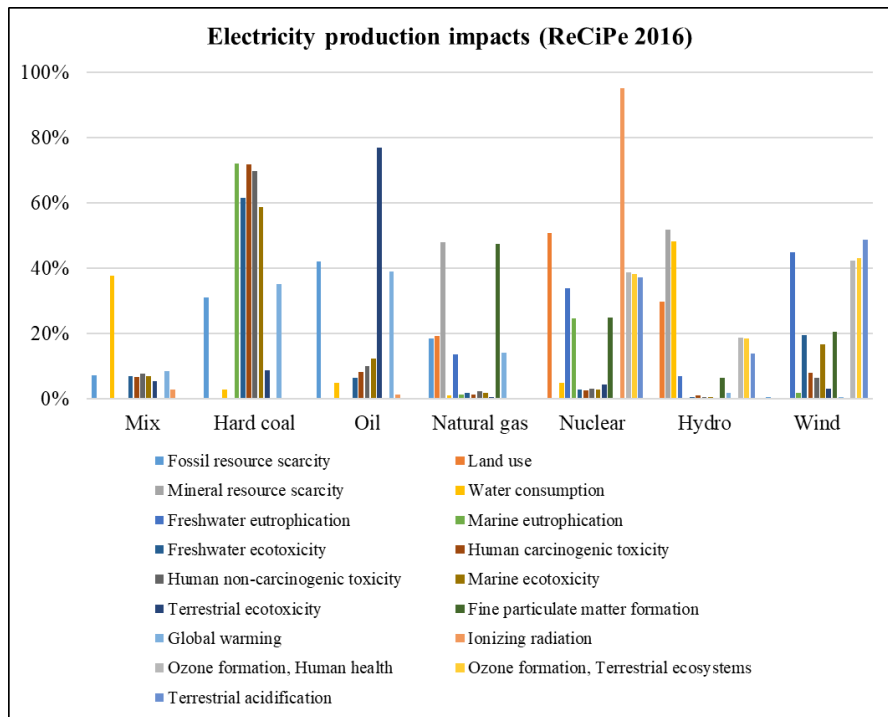
B.4 – Aplicação no estudo de caso (ReCiPe) (continuação):

Sensitivity analysis I (without terrestrial ecotoxicity)						
Mix	Hard coal	Oil	Natural gas	Nuclear	Hydro	Wind
1.70E+11	7.22E+11	9.80E+11	4.29E+11	8.81E+09	3.38E+09	1.19E+10
2.32E+07	3.53E+08	4.24E+07	2.91E+11	7.67E+11	4.51E+11	4.72E+07
2.01E+10	2.01E+10	3.90E+10	1.11E+15	8.81E+10	1.20E+15	5.66E+10
6.92E+09	5.43E+08	8.86E+08	1.99E+08	9.04E+08	8.83E+09	5.12E+07
6.93E+09	6.46E+10	2.23E+09	3.81E+13	9.42E+13	1.97E+13	1.25E+14
1.07E+08	6.68E+13	5.40E+08	1.18E+12	2.28E+13	1.83E+11	1.66E+12
5.62E+13	4.95E+14	5.29E+13	1.52E+13	2.27E+13	4.90E+12	1.56E+14
4.93E+14	5.28E+15	6.12E+14	9.11E+13	1.88E+14	8.45E+13	5.90E+14
1.19E+16	1.08E+17	1.55E+16	3.54E+15	4.85E+15	1.04E+15	1.02E+16
5.79E+13	4.90E+14	1.03E+14	1.65E+13	2.36E+13	4.95E+12	1.39E+14
2.33E+08	1.09E+09	1.70E+09	4.74E+12	2.50E+12	6.57E+11	2.06E+12
2.24E+03	9.32E+03	1.03E+04	3.77E+03	1.17E+02	5.09E+02	1.38E+02
0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
5.22E+09	3.55E+10	4.90E+10	3.62E+09	5.77E+13	2.78E+13	6.31E+13
3.33E+09	2.21E+10	3.08E+10	2.43E+09	3.65E+13	1.76E+13	4.11E+13
1.48E+08	1.01E+09	1.67E+09	4.20E+07	8.76E+11	3.27E+11	1.15E+12
1.25E+16	1.15E+17	1.63E+16	4.83E+15	5.30E+15	2.40E+15	1.13E+16

Sensitivity analysis II (without toxicity categories)						
Mix	Hard coal	Oil	Natural gas	Nuclear	Hydro	Wind
1.70E+11	7.22E+11	9.80E+11	4.29E+11	8.81E+09	3.38E+09	1.19E+10
2.32E+07	3.53E+08	4.24E+07	2.91E+11	7.67E+11	4.51E+11	4.72E+07
2.01E+10	2.01E+10	3.90E+10	1.11E+15	8.81E+10	1.20E+15	5.66E+10
6.92E+09	5.43E+08	8.86E+08	1.99E+08	9.04E+08	8.83E+09	5.12E+07
6.93E+09	6.46E+10	2.23E+09	3.81E+13	9.42E+13	1.97E+13	1.25E+14
1.07E+08	6.68E+13	5.40E+08	1.18E+12	2.28E+13	1.83E+11	1.66E+12
2.33E+08	1.09E+09	1.70E+09	4.74E+12	2.50E+12	6.57E+11	2.06E+12
2.24E+03	9.32E+03	1.03E+04	3.77E+03	1.17E+02	5.09E+02	1.38E+02
0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
5.22E+09	3.55E+10	4.90E+10	3.62E+09	5.77E+13	2.78E+13	6.31E+13
3.33E+09	2.21E+10	3.08E+10	2.43E+09	3.65E+13	1.76E+13	4.11E+13
1.48E+08	1.01E+09	1.67E+09	4.20E+07	8.76E+11	3.27E+11	1.15E+12
2.13E+11	6.76E+13	1.11E+12	1.16E+15	2.15E+14	1.27E+15	2.34E+14

Sensitivity analysis III (without toxicity and resource categories)						
Mix	Hard coal	Oil	Natural gas	Nuclear	Hydro	Wind
1.70E+11	7.22E+11	9.80E+11	4.29E+11	8.81E+09	3.38E+09	1.19E+10
2.32E+07	3.53E+08	4.24E+07	2.91E+11	7.67E+11	4.51E+11	4.72E+07
2.01E+10	2.01E+10	3.90E+10	1.11E+15	8.81E+10	1.20E+15	5.66E+10
6.92E+09	5.43E+08	8.86E+08	1.99E+08	9.04E+08	8.83E+09	5.12E+07
6.93E+09	6.46E+10	2.23E+09	3.81E+13	9.42E+13	1.97E+13	1.25E+14
1.07E+08	6.68E+13	5.40E+08	1.18E+12	2.28E+13	1.83E+11	1.66E+12
2.33E+08	1.09E+09	1.70E+09	4.74E+12	2.50E+12	6.57E+11	2.06E+12
2.24E+03	9.32E+03	1.03E+04	3.77E+03	1.17E+02	5.09E+02	1.38E+02
0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
5.22E+09	3.55E+10	4.90E+10	3.62E+09	5.77E+13	2.78E+13	6.31E+13
3.33E+09	2.21E+10	3.08E+10	2.43E+09	3.65E+13	1.76E+13	4.11E+13
1.48E+08	1.01E+09	1.67E+09	4.20E+07	8.76E+11	3.27E+11	1.15E+12
1.60E+10	6.69E+13	8.59E+10	4.41E+13	2.15E+14	6.62E+13	2.34E+14

B.4 – Aplicação no estudo de caso (ReCiPe) (continuação):



B.5 – Variáveis e resultados (CML):

EUTROPHICATION	Impact category	Compartment	Substance	Density (kg/m³) (i)	CF (iii)	Legal [] (kg/m³)	Mass (kg)	Dilution	UEV (sej/J)	emergy (sej)	Total emergy (sej)	
	Eutrophication (kg PO4 → eq)	Air	Nitrogen dioxide	1.23E+00	7.69E+00	4.00E-08 (iv)	2.37E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	5.06E+11	3,64E+13	
	Water	Nitrogen total	1.00E+03	2.38E+00	2.00E-02 (vii)	1.19E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.59E+13			
TOXICITY	Impact category	Compartment	Substance	Density (kg/m³) (i)	CF (iii)	Legal [] (kg/m³)	Mass (kg)	Dilution	UEV (sej/J)	emergy (sej)	max. emergy (sej)	Total emergy (sej)
	Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	Air	Lead	1.23E+00	6.37E-02	5.00E-10 (iv)	1.57E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	3.35E+11	1,26E+36	1,26E+36
		Water	Arsenic	1.00E+03	9.62E+16	5.00E-04 (vii)	1.92E+23	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.80E+31		
			Barium	1.00E+03	1.97E+18	5.00E-03 (vii)	3.94E+23	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.19E+32		
			Benzene	1.00E+03	7.30E+04	1.20E-03 (vii)	6.08E+10	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.83E+19		
			Cadmium	1.00E+03	7.04E+19	2.00E-04 (vii)	3.52E+26	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.06E+35		
			Chloroform	1.00E+03	2.55E+04	1.00E-03 (vii)	2.55E+10	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	7.69E+18		
			Chromium VI	1.00E+03	4.41E+18	1.00E-04 (vii)	4.41E+25	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.33E+34		
			Copper	1.00E+03	2.46E+20	1.00E-03 (vii)	2.46E+26	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	7.42E+34		
			Lead	1.00E+03	2.10E+21	5.00E-04 (vii)	4.19E+27	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.26E+36		
			Mercury	1.00E+03	1.08E-03	1.00E-05 (vii)	1.08E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.24E+13		
			Nickel	1.00E+03	9.71E+17	2.00E-03 (vii)	4.85E+23	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.46E+32		
			Phenol	1.00E+03	4.02E+05	5.00E-04 (vii)	8.03E+11	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.42E+20		
			Selenium	1.00E+03	6.45E+16	3.00E-04 (vii)	2.15E+23	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.48E+31		
			Styrene	1.00E+03	7.87E+06	7.00E-05 (vii)	1.12E+14	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.39E+22		
			Tin	1.00E+03	1.27E+21	4.00E-03 (vii)	3.18E+26	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	9.59E+34		
			Toluene	1.00E+03	7.04E+04	1.20E-03 (vii)	5.87E+10	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.77E+19		
			Zinc	1.00E+03	3.95E+20	5.00E-03 (vii)	7.91E+25	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.38E+34		
			Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	Air	Lead	1.23E+00	1.42E-04	5.00E-10 (iv)	3.49E+05	1.50E+00 (i)		
	Water	Arsenic		1.00E+03	2.92E-06	5.00E-04 (vii)	5.83E+00	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.76E+09		
		Barium		1.00E+03	9.17E-07	5.00E-03 (vii)	1.83E-01	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.53E+07		
		Benzene		1.00E+03	6.58E+01	1.20E-03 (vii)	5.48E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.65E+16		
		Cadmium		1.00E+03	5.41E-07	2.00E-04 (vii)	2.70E+00	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.15E+08		
		Chloroform		1.00E+03	1.77E+01	1.00E-03 (vii)	1.77E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.33E+15		
		Chromium VI		1.00E+03	3.04E-05	1.00E-04 (vii)	3.04E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	9.16E+10		
		Copper		1.00E+03	6.76E-07	1.00E-03 (vii)	6.76E-01	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.04E+08		
		Lead		1.00E+03	8.85E-05	5.00E-04 (vii)	1.77E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.33E+10		
		Mercury		1.00E+03	5.32E-07	1.00E-05 (vii)	5.32E+01	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.60E+10		
		Nickel		1.00E+03	1.73E-07	2.00E-03 (vii)	8.67E-02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.61E+07		
		Phenol		1.00E+03	2.15E-01	5.00E-04 (vii)	4.29E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.29E+14		
		Selenium		1.00E+03	3.48E-08	3.00E-04 (vii)	1.16E-01	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.50E+07		
		Styrene		1.00E+03	8.00E+00	7.00E-05 (vii)	1.14E+08	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.44E+16		
		Tin		1.00E+03	8.33E-05	4.00E-03 (vii)	2.08E+01	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.28E+09		
		Toluene		1.00E+03	1.96E+01	1.20E-03 (vii)	1.64E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.93E+15		
		Zinc		1.00E+03	8.93E-06	5.00E-03 (vii)	1.79E+00	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.38E+08		

B.5 – Variáveis e resultados (CML) (continuação):

TOXICITY	Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	Air	Lead	1.23E+00	2.14E-03	5.00E-10 (iv)	5.27E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.13E+10	1.37E+12	5.06E+16
			Nitrogen dioxide	1.23E+00	8.33E-01	4.00E-08 (iv)	2.56E+07	1.50E+00 (i)	1.90E+03	5.48E+10		
			Particulates 10	1.23E+00	1.22E+00	2.00E-08 (iv)	7.50E+07	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.60E+11		
			Particulates 2.5	1.23E+00	1.22E+00	1.00E-08 (iv)	1.50E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	3.21E+11		
			Sulfur dioxide	1.23E+00	1.04E+01	2.00E-08 (iv)	6.41E+08	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.37E+12		
		Arsenic	1.00E+03	1.05E-03	5.00E-04 (vii)	2.10E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.34E+11			
		Barium	1.00E+03	1.59E-03	5.00E-03 (vii)	3.17E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	9.57E+10			
		Benzene	1.00E+03	5.46E-04	1.20E-03 (vii)	4.55E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.37E+11			
		Cadmium	1.00E+03	4.37E-02	2.00E-04 (vii)	2.18E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.58E+13			
		Chloroform	1.00E+03	8.00E-02	1.00E-03 (vii)	8.00E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.41E+13			
		Chromium VI	1.00E+03	2.92E-01	1.00E-04 (vii)	2.92E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.81E+14			
		Copper	1.00E+03	7.46E-01	1.00E-03 (vii)	7.46E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.25E+14			
		Lead	1.00E+03	8.13E-02	5.00E-04 (vii)	1.63E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.90E+13			
		Mercury	1.00E+03	6.99E-04	1.00E-05 (vii)	6.99E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.11E+13			
		Nickel	1.00E+03	3.02E-03	2.00E-03 (vii)	1.51E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.55E+11			
	Phenol	1.00E+03	2.03E+01	5.00E-04 (vii)	4.07E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.23E+16				
	Selenium	1.00E+03	1.79E-05	3.00E-04 (vii)	5.95E+01	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.79E+10				
	Styrene	1.00E+03	1.18E+01	7.00E-05 (vii)	1.68E+08	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	5.06E+16				
	Tin	1.00E+03	5.78E+01	4.00E-03 (vii)	1.45E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.36E+15				
	Toluene	1.00E+03	3.30E+00	1.20E-03 (vii)	2.75E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.29E+14				
	Zinc	1.00E+03	1.71E+00	5.00E-03 (vii)	3.42E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.03E+14				
	Arsenic	1.00E+03	4.83E-03	5.00E-04 (vii)	9.66E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.91E+12				
	Barium	1.00E+03	4.39E-03	5.00E-03 (vii)	8.77E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.64E+11				
	Benzene	1.00E+03	1.09E+01	1.20E-03 (vii)	9.12E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.75E+15				
	Cadmium	1.00E+03	6.58E-04	2.00E-04 (vii)	3.29E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	9.92E+11				
	Chloroform	1.00E+03	2.36E+01	1.00E-03 (vii)	2.36E+07	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	7.13E+15				
	Chromium VI	1.00E+03	3.61E-02	1.00E-04 (vii)	3.61E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.09E+14				
	Cooper	1.00E+03	8.62E-04	1.00E-03 (vii)	8.62E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	2.60E+11				
	Lead	1.00E+03	1.04E-01	5.00E-04 (vii)	2.08E+05	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.27E+13				
	Mercury	1.00E+03	5.81E-04	1.00E-05 (vii)	5.81E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	1.75E+13				
	Nickel	1.00E+03	3.09E-04	2.00E-03 (vii)	1.54E+02	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	4.65E+10				
	Selenium	1.00E+03	3.42E-04	3.00E-04 (vii)	1.14E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	3.44E+11				
	Tin	1.00E+03	9.80E-02	4.00E-03 (vii)	2.45E+04	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	7.39E+12				
Toluene	1.00E+03	3.39E+00	1.20E-03 (vii)	2.82E+06	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	8.51E+14					
Zinc	1.00E+03	1.09E-02	5.00E-03 (vii)	2.18E+03	4.94E+03 (ix)	6.10E+04	6.57E+11					

OTHERS	Impact category	Compartment	Substance	Density (kg/m³) (i)	CF (iii)	Legal [1] (kg/m³)	Mass (kg)	Dilution	UEV (sej/J)	emergy (sej)	max. emergy (sej)	Total emergy (sej)
Photochemical oxidation (kg C2H4 eq)	Air	Carbon monoxide	1.23E+00	3.70E+01	1.00E-05 (iv)	4.56E+06	1.50E+00 (i)	1.90E+03	9.75E+09	2.74E+12	2.74E+12	
		Nitrogen dioxide	1.23E+00	3.57E+01	4.00E-08 (iv)	1.10E+09	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.35E+12			
		Sulfur dioxide	1.23E+00	2.08E+01	2.00E-08 (iv)	1.28E+09	1.50E+00 (i)	1.90E+03	2.74E+12			
Global warming (kg CO2 eq)	Air	Carbon dioxide	1.23E+00	1.00E+00	2.00E-03 (vi)	6.15E+02	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.32E+06	1.32E+06	1.32E+06	
Acidification (kg SO2 eq)	Air	Nitrogen dioxide	1.23E+00	2.00E+00	4.00E-08 (iv)	6.15E+07	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.32E+11	1.32E+11	1.32E+11	
		Sulfur dioxide	1.23E+00	8.33E-01	2.00E-08 (iv)	5.13E+07	1.50E+00 (i)	1.90E+03	1.10E+11			

REFERENCES
(i) Pan et al. (2016)
(ii) ReCiPe 2016
(iii) CML
(iv) RES CONAMA 491/2018
(v) IEMA (2012)
(vi) Wang et al. (2018)
(vii) RES CONAMA 430/2011
(viii) PORTARIA 2.914/2011 MSaúde
(ix) Odum, 1996 (pág. 295)
(x) Oil calorific value = 43,000 kJ/kg
(xi) 1 ha = 10,000 m²a
(xii) 1 kg = 1,000 g
(xiii) 1 lb = 0.453 kg

B.6 – Análises de sensibilidade (CML):

				Sensitivity analysis I (without terrestrial ecotoxicity)	Sensitivity analysis II (without toxicity categories)
Impact category	air emery (sej)	water emery (sej)	total emery (sej)	total emery (sej)	total emery (sej)
Eutrophication (kg PO4 ⁻⁻⁻ eq)	5.06E+11	3.59E+13	3.64E+13	3.64E+13	3.64E+13
Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	3.35E+11	1.26E+36	1.26E+36		
Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	7.47E+08	3.44E+16	3.44E+16	3.44E+16	
Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	1.37E+12	5.06E+16	5.06E+16	5.06E+16	
Fresh water aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	-	7.13E+15	7.13E+15	7.13E+15	
Photochemical oxidation (kg C2H4 eq)	2.74E+12	-	2.74E+12	2.74E+12	2.74E+12
Global warming (kg CO2 eq)	1.32E+06	-	1.32E+06	1.32E+06	1.32E+06
Terrestrial acidification (kg SO2 eq)	1.32E+11	-	1.32E+11	1.32E+11	1.32E+11
TOTAL	5.09E+12	1.26E+36	1.26E+36	9.22E+16	3.93E+13
Impact category	air	water	total	(I)	(II)
Eutrophication (kg PO4 ⁻⁻⁻ eq)	10%	0%	0%	0%	93%
Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	7%	100%	100%		
Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	0%	0%	0%	37%	
Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	27%	0%	0%	55%	
Fresh water aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	0%	0%	0%	8%	
Photochemical oxidation (kg C2H4 eq)	54%	0%	0%	0%	7%
Global warming (kg CO2 eq)	0%	0%	0%	0%	0%
Terrestrial acidification (kg SO2 eq)	3%	0%	0%	0%	0%

B.7 – Aplicação no estudo de caso (CML):

Impact category	Total energy (sej)	Ecoinvent 3.6 (resources/emissions to 1 kWh)							Energy						
		Mix	Hard coal	Oil	Gas	Nuclear	Hydro	Wind	Mix	Hard coal	Oil	Gas	Nuclear	Hydro	Wind
Eutrophication (kg PO4 ³⁻ eq)	3.64E+13	2.70E-04	2.15E-03	6.20E-04	4.42E-05	5.04E-05	8.42E-06	4.53E-05	9.83E+09	7.82E+10	2.26E+10	1.61E+09	1.83E+09	3.06E+08	1.65E+09
Terrestrial ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	1.26E+36	1.50E-04	1.30E-03	7.70E-04	5.57E-05	9.34E-05	2.65E-05	1.50E-04	1.90E+32	1.64E+33	9.73E+32	7.04E+31	1.18E+32	3.35E+31	1.90E+32
Marine aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	3.44E+16	1.24E+02	2.01E+03	1.21E+02	5.12E+01	4.09E+01	5.79E+00	4.02E+01	4.28E+18	6.93E+19	4.18E+18	1.76E+18	1.41E+18	2.00E+17	1.38E+18
Human toxicity (kg 1,4-DB eq)	5.06E+16	5.07E-02	3.79E-01	2.09E-01	3.52E-02	5.82E-02	9.49E-03	4.28E-02	2.56E+15	1.92E+16	1.06E+16	1.78E+15	2.94E+15	4.80E+14	2.16E+15
Fresh water aquatic ecotoxicity (kg 1,4-DB eq)	7.13E+15	4.23E-02	4.24E-01	3.64E-02	1.47E-02	1.84E-02	3.09E-03	4.89E-02	3.01E+14	3.02E+15	2.59E+14	1.04E+14	1.31E+14	2.20E+13	3.49E+14
Photochemical oxidation (kg C2H4 eq)	2.74E+12	4.60E-05	2.30E-04	4.40E-04	2.54E-05	2.75E-06	9.33E-06	5.80E-06	1.26E+08	6.30E+08	1.21E+09	6.97E+07	7.54E+06	2.56E+07	1.59E+07
Global warming (kg CO2 eq)	9.67E+03	2.23E-01	9.59E-01	1.06E+00	3.85E-01	1.18E-02	4.44E-02	1.40E-02	2.15E+03	9.28E+03	1.03E+04	3.72E+03	1.14E+02	4.29E+02	1.36E+02
Acidification (kg SO2 eq)	1.32E+11	9.90E-04	6.72E-03	1.12E-02	2.90E-04	5.86E-05	2.24E-05	7.69E-05	1.30E+08	8.84E+08	1.47E+09	3.82E+07	7.71E+06	2.94E+06	1.01E+07
TOTAL	1.26E+36								1.90E+32	1.64E+33	9.73E+32	7.04E+31	1.18E+32	3.35E+31	1.90E+32
Impact category		Mix	Hard coal	Oil	Gas	Nuclear	Hydro	Wind							
Eutrophication		8%	67%	19%	1%	2%	0%	1%							
Terrestrial ecotoxicity		6%	51%	30%	2%	4%	1%	6%							
Marine aquatic ecotoxicity		5%	84%	5%	2%	2%	0%	2%							
Human toxicity		6%	48%	27%	4%	7%	1%	5%							
Fresh water aquatic ecotoxicity		7%	72%	6%	2%	3%	1%	8%							
Photochemical oxidation		6%	30%	58%	3%	0%	1%	1%							
Global warming		8%	36%	39%	14%	0%	2%	1%							
Acidification		5%	35%	58%	1%	0%	0%	0%							

Sensitivity analysis I (without terrestrial ecotoxicity)							Sensitivity analysis II (without toxicity categories)						
Mix	Hard coal	Oil	Gas	Nuclear	Hydro	Wind	Mix	Hard coal	Oil	Gas	Nuclear	Hydro	Wind
9.83E+09	7.82E+10	2.26E+10	1.61E+09	1.83E+09	3.06E+08	1.65E+09	9.83E+09	7.82E+10	2.26E+10	1.61E+09	1.83E+09	3.06E+08	1.65E+09
4.28E+18	6.93E+19	4.18E+18	1.76E+18	1.41E+18	2.00E+17	1.38E+18							
2.56E+15	1.92E+16	1.06E+16	1.78E+15	2.94E+15	4.80E+14	2.16E+15							
3.01E+14	3.02E+15	2.59E+14	1.04E+14	1.31E+14	2.20E+13	3.49E+14							
1.26E+08	6.30E+08	1.21E+09	6.97E+07	7.54E+06	2.56E+07	1.59E+07	1.26E+08	6.30E+08	1.21E+09	6.97E+07	7.54E+06	2.56E+07	1.59E+07
2.15E+03	9.28E+03	1.03E+04	3.72E+03	1.14E+02	4.29E+02	1.36E+02	2.15E+03	9.28E+03	1.03E+04	3.72E+03	1.14E+02	4.29E+02	1.36E+02
1.30E+08	8.84E+08	1.47E+09	3.82E+07	7.71E+06	2.94E+06	1.01E+07	1.30E+08	8.84E+08	1.47E+09	3.82E+07	7.71E+06	2.94E+06	1.01E+07
4.29E+18	6.94E+19	4.19E+18	1.77E+18	1.41E+18	2.00E+17	1.39E+18	1.01E+10	7.98E+10	2.52E+10	1.72E+09	1.85E+09	3.35E+08	1.67E+09

B.7 – Aplicação no estudo de caso (CML) (continuação):

