

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO - CAMPUS SOROCABA

Mariane Guerra Martins

**ANÁLISE COMPARATIVA DAS METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E INDICADOR DE CIRCULARIDADE DE MATERIAIS: ESTUDO APLICADO ÀS PEÇAS DE POLICARBONATO DE MEDIDORES DE ENERGIA INTELIGENTES.**

**Sorocaba**

**2021**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO - CAMPUS SOROCABA

Mariane Guerra Martins

**ANÁLISE COMPARATIVA DAS METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E INDICADOR DE CIRCULARIDADE DE MATERIAIS: ESTUDO APLICADO ÀS PEÇAS DE POLICARBONATO DE MEDIDORES DE ENERGIA INTELIGENTES.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Orientação: Prof. Dra. Virgínia Aparecida da Silva Moris

Co-orientação: Dr. Tiago Barreto Rocha

**Sorocaba**

**2021**

Martins, Mariane Guerra

Análise Comparativa das Metodologias de Avaliação do  
Ciclo de Vida e Indicador de Circularidade de Materiais /  
Mariane Guerra Martins -- 2021.  
107f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São  
Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba  
Orientador (a): Virgínia Aparecida da Silva Moris  
Banca Examinadora: Andréa Oliveira Nunes, Sandro  
Donnini Mancini  
Bibliografia

1. Economia Circular. 2. Avaliação do Ciclo de Vida. I.  
Martins, Mariane Guerra. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática  
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -  
CRB/8 6979



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção

---

**Folha de Aprovação**

---

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Mariane Guerra Martins, realizada em 10/05/2021.

**Comissão Julgadora:**

Profa. Dra. Virgínia Aparecida da Silva Moris (UFSCar)

Prof. Dr. Sandro Donnini Mancini (UNESP)

Profa. Dra. Andréa Oliveira Nunes (UFRN)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção.

## **DEDICATÓRIA**

Aos meus queridos pais, Darc e Vanderci (in memoriam),  
que sempre estarão em meu coração.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela oportunidade de estudar e alcançar essa oportunidade.

Aos meus tios, Marly e José, pela confiança e suporte para que fizesse sempre o melhor de mim.

Aos meus irmãos, Daiane, Milena e Gustavo, que sempre me incentivaram a buscar os meus sonhos.

Aos meus orientadores, Virgínia e Tiago, que sempre tiveram paciência e dedicação ao meu desenvolvimento profissional e pessoal.

Ao Lucas pelo amor e suporte durante essa jornada.

Aos meus queridos amigos, Cindy e Christian, pela disposição em me ajudar durante o mestrado.

Ao Sinctronics e a Cristina Belli por todo conhecimento e auxílio na execução deste estudo.

À Ufscar Sorocaba que me acolhe desde 2011 e possibilitou que eu me tornasse engenheira e mestre em engenharia de produção.

Muito obrigada!

## RESUMO

GUERRA MARTINS, Mariane. Análise Comparativa das Metodologias de Avaliação do Ciclo de Vida e Indicador De Circularidade De Materiais: Estudo Aplicado às Peças de Policarbonato de Medidores de Energia Inteligentes. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba, 2021.

Atualmente, com o surgimento da economia circular, as empresas estão se reestruturando para melhor aproveitar os materiais e evitar a extração de recursos naturais. No entanto, há a necessidade de aplicação de métricas para conhecimento da circularidade e desempenho ambiental de produtos. Como métricas de análise de desempenho ambiental e de circularidade de produtos, destacam-se na literatura a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e o Indicador de Circularidade de Materiais (MCI), respectivamente. Neste sentido, o objetivo principal do trabalho é realizar uma análise comparativa da ACV e do MCI aplicados a um estudo de caso de peças plásticas, utilizando Policarbonato virgem + 10% de fibra de vidro (PCv10FV), para proteger os medidores de energia inteligentes. O cenário base é representado pelo uso de 100% PCv10FV e a destinação das peças plásticas 100% à reciclagem após o uso. A abordagem considerada no estudo foi do “berço ao túmulo”, incluindo: as etapas de produção e transporte do material, injeção e transporte das peças plásticas, distribuição das peças para uso, coleta após o uso e tratamento em fim de vida. Os resultados da ACV mostraram que os impactos ambientais das peças plásticas no cenário base são causados principalmente pela etapa de produção do PCv10FV e que destinar as peças à reciclagem após o uso reduz cerca de 95% dos impactos à saúde humana, 95% ao ecossistema e 96% à categoria de recursos. Os resultados do MCI aplicados ao cenário base indicaram que as peças são 0,548 circulares mesmo utilizando somente material virgem por considerar que as peças em fim de vida são enviadas à reciclagem. A partir dos resultados do cenário base, foram realizadas análises de sensibilidade da ACV e do MCI em relação à porcentagem de material reciclado nas peças e ao tratamento final delas após o uso (reciclagem ou aterro). Os resultados sugerem pontos de similaridade e diferença entre as metodologias. Ambas metodologias são sensíveis ao uso de conteúdo reciclado, de forma que quanto maior a porcentagem de material reciclado nas peças plásticas, melhor o desempenho ambiental das mesmas e maior o grau de circularidade. Em relação ao tratamento em fim de vida, os resultados mostram que destinar as peças à reciclagem e evitar disposição em aterro é a melhor estratégia tanto para os resultados da ACV como para o MCI quando utilizado somente conteúdo virgem na produção das peças plásticas. Por outro lado, as metodologias diferem em alguns pontos tais como quantidade de dados necessários, forma de apresentar e nível de detalhes dos resultados. Enquanto a ACV é normalizada, demanda informações sobre o ciclo de vida do produto e revela resultados detalhados sobre a contribuição de cada etapa do ciclo de vida em diferentes categorias de impacto, o MCI demanda dados sobre a origem do material utilizado nas peças, vida útil, função das mesmas e destino do material após o uso, e apresenta o resultado em um único valor. Por fim, diante das principais semelhanças e diferenças das metodologias, o estudo corrobora para a importância de atrelar o MCI à ACV em busca de soluções circulares e sustentáveis.

**Palavras Chaves:** Economia Circular. Indicador de circularidade de materiais. Avaliação do ciclo de vida. Policarbonato. Medidores de energia inteligentes.

## ABSTRACT

GUERRA MARTINS, Mariane. Comparative Analysis of Life Cycle Assessment and Material Circularity Indicator: Study Applied to Electricity Smart Meter Polycarbonate Parts. 2019. Dissertation (Master's degree in Production Engineering) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2021.

With the emergence of the circular economy, companies are restructuring to make better use materials and avoid the extraction of natural resources. However, there is a need to apply metrics to understand the product's circularity and environmental performance. As metrics for analyzing environmental performance and product circularity, the Life Cycle Assessment (LCA) and Material Circularity Indicator (MCI) stand out, respectively. In this sense, the main goal is to carry out a comparative analysis of ACV and MCI applied to a case study of plastic parts, using virgin Polycarbonate + 10% fiberglass (PCv10FV), to protect smart electricity meters. The base scenario is represented using 100% PCv10FV and destinating 100% plastic parts for recycling after use. The approach considered in the study was cradle to grave, including the stages of production and transport of material, injection and transport of plastic parts, distribution of parts for use, collection after use and treatment at end of life. The results of the LCA showed that the environmental impacts of plastic parts in the baseline scenario are mainly caused by the PCv10FV production stage and that sending the parts for recycling after use reduces about 95% of impacts to human health, 95% to the ecosystem and 96% to the resource category. The MCI results applied to the baseline scenario indicated that the parts are 0.548 circular even using only virgin material, considering that the end-of-life parts are sent for recycling. Based on the results of the baseline scenario, sensitivity analyzes of the LCA and MCI were carried out in relation to the percentage of recycled material in the parts and their final treatment after use (recycling or landfill). The results suggest points of similarity and difference between the methodologies. Both methodologies are sensitive to the use of recycled content, so the higher the percentage of recycled material in plastic parts, the better their environmental performance and the greater the degree of circularity. Regarding the end-of-life treatment, the results show that sending the parts for recycling and avoiding disposal in landfills is the best strategy both for the results of the LCA and for the MCI when only virgin content is used in the production of plastic parts. On the other hand, the methodologies differ in some points such as the amount of data needed, the way to present of results and the level of detail of them. While the LCA is normalized, requires information about the product's life cycle and reveals detailed results about the contribution of each stage of the life cycle in different impact categories, the MCI requires data on the origin of the material used in the parts, useful life, their function and the destination of the material after use, and presents the result in a single value. Finally, given the main similarities and differences of the methodologies, the study corroborates the importance of linking the MCI to the LCA in search of circular and sustainable solutions.

**Key Words:** *Circular Economy. Material Circularity Indicator (MCI). Life cycle assessment (LCA). Plastic. Smart Electricity Meters.*



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo de medidores de energia convencionais. ....	22
Figura 2 - Medidor de energia inteligente com peças de PC virgem + 10% de fibra de vidro. ....	23
Figura 3 – Vista frontal do medidor de energia inteligente.....	39
Figura 4 - Vista lateral do medidor mostrando as peças 1, 2, 3 e 4.....	39
Figura 5 - Peças plásticas do medidor de energia inteligente utilizando PCv10FV.....	40
Figura 6 - Fases da ACV. ....	25
Figura 7 - Representação diagramática dos cálculos do MCI. ....	63
Figura 8 - Fronteiras do sistema. ....	42
Figura 9 - Resultados do cenário base considerando a contribuição das etapas por categoria de impacto. ....	67
Figura 10 - Resultados AS1 – ACV. ....	72
Figura 11 - Resultados AS2 – ACV. ....	77
Figura 12 - Comparação AS1-10 e AS2-11. ....	80
Figura 14 - Resultados AS1 - ACV e MCI.....	85
Figura 14 - Resultados AS2 - ACV E MCI.....	86

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Peso das peças plásticas produzidas com PCv10FV.....	40
Tabela 2 - Dados de transporte do PCv10FV.....	44
Tabela 3 - Equipamentos utilizados no processo de injeção das peças plásticas. ....	45
Tabela 4 - Dados de consumo de energia elétrica por peça durante o processo de injeção. ....	45
Tabela 5 - Dados do processo de injeção do conjunto de peças.....	46
Tabela 6 - Consumo de energia e água nos doze meses de 2019. ....	49
Tabela 7 - Equipamentos utilizados na produção do PC reciclado. ....	49
Tabela 8 - Dados da produção de 1 kg de PCr10FV. ....	50
Tabela 9 - Comparação propriedades PCv10FV e PCr10FV.....	51
Tabela 10 - Inventário da produção das peças plásticas.....	51
Tabela 11 - Inventário do processo de reciclagem. ....	52
Tabela 12 – Descrição dos cenários - AS1.....	65
Tabela 13 – Descrição dos cenários - AS2.....	66
Tabela 14 - Resultados em termos absolutos do cenário base considerando a contribuição das etapas por categoria de impacto.....	68
Tabela 15 - Valores dos parâmetros MCI para o cenário base.....	69
Tabela 16 - Resultados AS1 – ACV.....	72
Tabela 17 - Comparação cenário base e cenário AS1-10.....	73
Tabela 18 – Resultados AS1 - MCI.....	74
Tabela 19 - Resultados AS2 – ACV.....	77
Tabela 20 - Comparação cenário base, AS2-1 e AS2-11. ....	78
Tabela 21 - Comparação AS1-10 e AS2-11. ....	80

Tabela 22 - Resultados AS2 - MCI. ....	81
Tabela 23 - Resultados - Midpoint - Cenário base. ....	103
Tabela 24 - Resultados - Midpoint - Análise de Sensibilidade 1. ....	104
Tabela 25 - Resultados - Midpoint - Análise de Sensibilidade 2. ....	105

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias de impacto analisadas pelo método ReCiPe - <i>endpoint</i> . .....	42
Quadro 2 - Métricas de circularidade – Nível micro. ....	54
Quadro 3 - Definições dos parâmetros usados no cálculo de MCI. ....	58

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

**ABINEE** Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica

**ABNT** Associação Brasileira de Normas Técnicas

**ABS** Acrilonitrila butadieno estireno

**ACV** Avaliação do Ciclo de Vida.

**AICV** Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida

**AS** Análise de Sensibilidade

**CC** *Circularity Calculator*

**CE** *Circular Economy*

**CED** *Cumulative Energy Demand*

**CEI** *Circular Economy Index*

**CEIP** *Circular Economy Indicator Prototype*

**CET** *Circular Economy Toolkit*

**CDG** *Circularity Design Guidelines*

**CM** *Combination Matrix*

**DEI** *Disassembly Effort Index*

**DSTR** *Decision Support Tool for Remanufacturing*

**EC** Economia Circular

**eDiM** *Ease of Disassembly Metric*

**EDT** *Effective Disassembly Time*

**EEE** Equipamentos Eletroeletrônicos

**EEVC** *Eco-efficient Value Creation*

**EOl** *End of life*

**EOLI** *End-of-life Index*

**EOLI-DM** *End-of-life Indices (Design Methodology)*

**EMF** *Ellen McArthur Foundation*

**EPVR** *Design Method for End-of-use Product Value Recovery*

**EVR** *Eco-cost/Value Ratio*

**EZWP** *Model of Expanded Zero Waste Practice*

**ICV** Inventário do Ciclo de Vida

**ISO** *International Organization for Standardization*

**LCA** *Life Cycle Assessment*

**LI** *Longevity Indicator (resource duration)*

**MCDA-ML** *Multi-criteria Decision Analysis Combining Material Circularity Indicators & Life-cycle based Indicators*

**MCI** *Material Circularity Indicator*

**MMA** *Ministério do Meio Ambiente*

**MRS** *Material Reutilization Score (C2C certification framework) Recycling*

**PC** *Polycarbonato/Polycarbonate*

**PCv10FV** *Polycarbonato virgem + 10% de fibra de vidro*

**PCr10FV** *Polycarbonato reciclado + 10% de fibra de vidro*

**PLCM** *Product-level Circularity Metric*

**PNRS** *Política Nacional de Resíduos Sólidos*

**PP** *Polipropileno*

**PR-MCDT** *Product Recovery Multi-criteria Decision Tool*

**PSAI** *Poliestireno de alto impacto*

**RDI** *Recycling Desirability Index*

**REEE** *Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos*

**REPRO<sup>2</sup>** *Remanufacturing Product Profile*

**RI** *Recycling Indices*

**ROW** *Rest-of-World*

**RPI** *Reuse Potential Indicator*

**SDEO** *Mathematical Model to Assess Sustainable Design and End-of-life Options*

**SICE** *Sustainability Indicators in Circular Economy*

**SINIR** *Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos*

**TQP** *Typology for Quality Properties*

**VRE** *Value-based Resource Efficiency Indicator*

**WEEE** *Waste Equipments Electroelectronics*

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>17</b>
1.1. OBJETIVO.....	19
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>20</b>
2.1. EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS (EEE).....	20
2.1.1. Medidores de energia elétrica.....	22
2.2. POLICARBONATO (PC).....	23
2.3. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV).....	24
2.4. ECONOMIA CIRCULAR (EC) .....	26
2.5. ESTUDOS QUE ABORDAM AS METODOLOGIAS ACV E MCI.....	29
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>38</b>
3.1. DEFINIÇÃO DO CENÁRIO BASE DO ESTUDO DE CASO.....	38
3.2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA APLICADA AO CENÁRIO BASE...41	
3.2.1. Produção do Policarbonato virgem + 10% de fibra de vidro (PCv10FV)... 43	
3.2.2. Transporte PCv10FV.....	43
3.2.3. Injeção da peça plástica.....	44
3.2.4. Transporte do conjunto de peças plásticas .....	46
3.2.5. Distribuição das peças .....	46
3.2.6. Coleta das peças .....	47
3.2.7. Reciclagem.....	47
3.3. INDICADOR DE CIRCULARIDADE DOS MATERIAIS.....	52
3.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....	64
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>67</b>
4.1. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV).....	67
4.2. MCI APLICADO AO ESTUDO.....	69

4.3.	INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS .....	71
4.3.1.	Análise de sensibilidade 1 (AS1) – Variação no Conteúdo reciclado.....	71
4.3.2.	Análise de sensibilidade 2 (AS2) - Tratamento em fim de vida e conteúdo reciclado	76
<b>5.</b>	<b>DISCUSSÕES .....</b>	<b>84</b>
5.1.	ANÁLISE COMPARATIVA – AS1. ....	84
5.2.	ANÁLISE COMPARATIVA – AS2 .....	86
5.3.	ANÁLISE COMPARATIVA FINAL.....	88
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>91</b>
<b>7.</b>	<b>SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS .....</b>	<b>93</b>
<b>8.</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>94</b>
	<b>ANEXO A – RESULTADOS ACV – ABORDAGEM <i>MIDPOINT</i>.....</b>	<b>103</b>



## 1. INTRODUÇÃO

Por muitos anos, o modelo linear de produção, baseado na extração de matéria prima virgem da natureza, no consumo e descarte de produtos em fim de vida, foi dominante na economia global (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (EMF), 2014). Consequentemente, o uso de materiais cresceu cerca de 3,5 vezes em quase cinquenta anos, passando de 26,7 bilhões de toneladas em 1970 para 92 bilhões de toneladas em 2017 (CIRCLE ECONOMY, 2020). No entanto, devido à adoção do modelo linear, o planeta tem enfrentado problemas graves como a escassez de recursos naturais e a alta geração de resíduos que ainda tem potencial de serem usados como matéria prima de novos produtos (KUMAR et al., 2018).

Neste contexto, surge um novo modelo de negócio, conhecido como “Economia Circular” (EC) que visa manter os produtos, componentes e materiais em uso por mais tempo através de estratégias de reutilização, reparo e reciclagem (HAUPT e ZSCHOKKE, 2017; ELIA, et al., 2017). Criada em 2010, *Ellen MacArthur Foundation* (EMF), é um dos principais protagonistas em economia circular e define o tema como “um modelo sistemático regenerativo por design, de ciclos fechados, livre de resíduos e baseado na efetividade de recursos energéticos renováveis” (EMF, 2013).

Enquanto o modelo de negócios circulares vem ganhando espaço nas empresas, surge uma preocupação de como mensurar o desempenho ambiental e circularidade de projetos (SAIDANI et al., 2017). No entanto, há diversas métricas desenvolvidas para mensurar a circularidade de materiais, produtos e sistemas. Dentre as métricas reportadas, o Indicador de Circularidade de Materiais (MCI) se destaca devido a completude ao considerar parâmetros importantes como a utilização de materiais de fonte de reciclagem ou reuso, gerenciamento de resíduos ao fim de vida do produto, a extensão de vida do produto além de ter sido desenvolvido pela EMF (EMF, 2015a; KRISTENSEN e MOSGAARD, 2020)

Alguns autores, como Ciceri et al. (2018), Lonca et al. (2018), Niero e Kalbar (2019), Oliveira (2019), Glogić (2020) e Lonca et al. (2020) defendem que as métricas de circularidade devem ser atreladas à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) a fim de garantir que as estratégias adotadas aumentem a circularidade de produtos e também não causem impactos ambientais negativos. Isto porque, enquanto os indicadores de circularidades têm foco em melhorias na

eficiência do uso dos recursos, a ACV apresenta uma perspectiva complementar considerando o desempenho ambiental dos produtos por todo seu ciclo de vida.

A ACV é uma metodologia internacional padronizada pelas ISO 14040 e ISO 14044, desenvolvida para avaliar o impacto ambiental de produtos e os processos associados a esses produtos desde a extração de matérias-primas, a etapa de uso até sua disposição final (ISMAIL e HANAFIAH, 2019).

Segundo EMF (2013), um dos setores que se destaca por ter forte relevância para o desenvolvimento da economia circular é o setor dos equipamentos eletroeletrônicos (EEE) devido à alta quantidade de resíduo de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) gerada, cerca de 50 milhões de toneladas por ano no mundo (WORLD ECONOMIC FORUM, 2019).

Os REEE devem ser gerenciados de forma ambientalmente adequada devido a seu potencial valor econômico e a presença de componentes contaminantes, como por exemplo, o mercúrio (BRASIL, 2019; REBEHY et al., 2019; ISMAIL e HANAFIAH, 2019; SINGH et al., 2020). O *World Economic Forum* (2019) coloca a necessidade de reconsiderar os REEE, reavaliar a indústria eletrônica e otimizar sistemas em benefício à indústria, ao consumidor, ao trabalhador, à saúde humana e ao meio ambiente. A publicação aponta que as oportunidades estão alinhadas à transição do mundo para a sustentabilidade ambiental e para moldar um futuro baseado na economia circular pois os REEE podem conter metais preciosos, como ouro, cobre e níquel, materiais raros de valor estratégico, como índio e paládio além de materiais mais comuns como plástico, alumínio e ferro que podem ser reaproveitados.

Fundamentado na literatura e nas principais organizações que estudam economia circular e avaliação do ciclo de vida, este estudo busca desenvolver uma análise comparativa da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e do Indicador de Circularidade de Materiais (MCI) aplicados em um estudo de caso de peças de Policarbonato utilizadas para proteger os componentes dos medidores de energia inteligentes.

A principal justificativa para este estudo foi contribuir para a linha de pesquisa sobre os temas “métricas de circularidade” e “avaliação do ciclo de vida”, visto que são temas ainda pouco explorados conjuntamente nos últimos anos. Além da relevância para a academia, este estudo visa disseminar a avaliação do ciclo de vida como metodologia complementar às métricas de circularidade para tomadas de decisões de estratégias mais circulares nas organizações considerando também os possíveis impactos ambientais associados a essas estratégias.

## 1.1. OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo consiste em realizar uma análise comparativa entre a Avaliação do Ciclo de Vida e o Indicador de Circularidade de Materiais aplicados em um estudo de caso de peças de Policarbonato utilizadas para proteger os componentes dos medidores de energia inteligentes.

Para atingir o objetivo principal, foram determinados os seguintes objetivos específicos:

- Realizar a Avaliação do Ciclo de Vida das peças plásticas utilizadas no medidor de energia inteligente, considerando o cenário base, no qual é utilizando Policarbonato virgem + 10% de fibra de vidro, e interpretar os resultados obtidos através da análise de sensibilidade sobre a variação da porcentagem de material reciclado nas peças e do tratamento final das mesmas após o uso (reciclagem ou aterro).
- Calcular o Indicador de Circularidade de Materiais do cenário base sobre as peças de Policarbonato utilizadas no medidor de energia inteligente e interpretar os resultados obtidos através da análise de sensibilidade do grau de circularidade das peças plásticas em relação a variação da quantidade de material reciclado e ao tratamento final das mesmas após o uso (reciclagem ou aterro).
- A partir dos resultados obtidos na aplicação das metodologias e na análise de sensibilidade, identificar as principais semelhanças e diferenças das metodologias aplicadas no estudo de caso das peças de Policarbonato utilizadas em medidor de energia inteligente.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS (EEE)

O rápido crescimento econômico global e o avanço tecnológico na indústria de equipamentos eletroeletrônicos (EEE), resultando em produtos mais acessíveis e inovadores, estão entre as razões do aumento do consumo destes produtos em todo o mundo (WORLD ECONOMIC FORUM, 2019). Segundo a Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE) (2020) a indústria eletroeletrônica brasileira encerrou 2019 com um crescimento de 5% comparado ao ano anterior, subindo o faturamento de 146,1 bilhões em 2018 para 154 bilhões de reais em 2019.

Conseqüentemente, com o aumento dos EEE no mercado, as quantidades de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) e seus componentes em fim de vida também aumentaram nos últimos anos (ISMAIL e HANAFIAH, 2019). A cada ano, são geradas cerca de 50 milhões de toneladas de REEE no mundo, sendo que apenas 20% destes resíduos são destinados a reciclagem formal (WORLD ECONOMIC FORUM, 2019). No cenário brasileiro, em 2019, a Green Eletron, gestora sem fins lucrativos para a logística reversa de REEE fundada em 2016 pela ABINEE, coletou e destinou à reciclagem formal mais de 349 toneladas de REEE (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA (ABINEE), 2020), 204 toneladas a mais que no ano de 2018 e 281 toneladas a mais que no ano de 2017 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE), 2019).

No entanto, quando os REEE são destinados a locais inapropriados podem trazer sérios problemas para o meio ambiente e para a saúde humana uma vez que estes produtos contêm componentes tóxicos, tais como cádmio, mercúrio e chumbo (BALDÉ et al. 2017). Além de gerar impactos negativos quando descartados inadequadamente, os REEE são fontes valiosas de recursos uma vez que apresentam materiais como plástico, ouro, cobre, níquel entre outros, que podem ser remanufaturados, reutilizados, reciclados e usados como matéria prima para novos produtos (WORLD ECONOMIC FORUM, 2019).

Baldé et al. (2017) defendem que, para a adoção da economia circular no cenário de EEE, os produtos devem ser desenhados para serem reutilizados, terem maior durabilidade, serem

de fácil desmontagem e reciclagem. A sociedade pode ser beneficiada por EEE bem projetados e de longa duração. Adicionalmente, os indivíduos devem ser instruídos sobre os perigos associados ao descarte incorreto destes produtos quando em fim de vida. Os REEE devem ser direcionados a “Destinação Final Ambientalmente Adequada” que inclui a reutilização, reciclagem, o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes (BRASIL, 2010).

No entanto, o desenvolvimento dos sistemas de gerenciamento de REEE varia de acordo com as características especiais e infraestrutura de cada país (AIDONIS et al., 2019). No mundo, cerca de 67 países têm as próprias legislações para a gestão dos REEE. No, Brasil, em outubro de 2019, foi assinado o Acordo Setorial para implantação de Sistema de Logística Reversa de Produtos Eletroeletrônicos e seus Componentes (SINIR, 2019). Neste acordo, previsto a ser realizado em duas fases, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e os integrantes da cadeia produtiva (produtores, distribuidores, importadores, comerciantes e empresas de serviço) de EEE e componentes se comprometem a implementar sistemas de logística reversa dos REEE para atender a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010). Em 31 de Dezembro de 2020, se encerrou a fase 1 do acordo setorial, a qual foi dedicada à estruturação do sistema de logística reversa de EEE suportada pelo do Decreto n° 10.240 de 2020, no qual são estabelecidas as obrigações, metas e prazos com objetivo de estruturar a implementação e operacionalização do sistema de logística reversa de EEE e seus componentes, tais como, computadores, telefones, ventiladores, máquinas de lavar roupa, entre outros (BRASIL, 2020). A segunda fase, iniciada em 01 de Janeiro de 2021, está relacionada a implementação do sistema e visa aumentar a coleta de REEE comercializados no mercado brasileiro em 17% até 2025 e destinar, preferencialmente, à reciclagem, de modo a evitar danos e riscos à saúde humana e minimizar os possíveis impactos ambientais do descarte inadequado (BRASIL, 2020).

Por fim, reciclar os materiais presentes nos REEE evita a extração de recursos naturais e pode reduzir a quantidade de energia elétrica necessária na linha de produção quando comparada a produção do mesmo material virgem (DE MEESTER et al., 2019). Campolina et al. (2017) relatam que os processos de reciclagem de Acrilonitrila-Butadieno-Estireno (ABS) e Poliestireno de alto impacto (PSAI) provenientes de REEE necessitam aproximadamente 90% menos energia elétrica em relação ao consumo de energia da produção dos mesmos plásticos virgens. Essa

redução do consumo de energia reflete em uma redução de 84% nos impactos gerados pelo ABS reciclado e 87% nos impactos do PSAI reciclado.

### 2.1.1. Medidores de energia elétrica

Os medidores de energia elétrica, popularmente conhecidos como “relógios de luz” são EEE capazes de mensurar o consumo de energia elétrica presente em imóveis (RODRIGUES DE ARAÚJO, 2017).

O modelo de medidor mais popular e utilizado pelas concessionárias de energia elétrica, são os medidores de energia convencionais, os quais utilizam um motor eletromecânico para rastrear o consumo de eletricidade. Esses medidores de energia demandam a visita de um operador para coleta dos dados de consumo de energia elétrica em cada imóvel e projetados para terem uma vida útil de aproximadamente 15 anos (SIAS, 2017). Rodrigues de Araújo (2017) relata que normalmente os medidores de energia convencionais são fabricados com tampas de vidro ou Policarbonato (PC) transparente, permitindo a leitura dos dados do painel do equipamento. A Figura 1 mostra a visão frontal de um exemplo de medidores de energia convencionais com tampa de Policarbonato transparente.

Figura 1 - Exemplo de medidores de energia convencionais.



Fonte: Autor.

Os medidores de energia elétrica inteligentes, exemplificados pelo modelo da Figura 2 também conhecido como “*Smart Meters*”, são equipamentos projetados para terem uma vida útil de 20 anos (SIAS, 2017) e utilizam tecnologias capazes de controlar o uso de energia elétrica, armazenar histórico de consumo e facilitar a leitura do consumo de energia remotamente. A

instalação de medidores de energia inteligentes é favorecida pelas vantagens de terem vida útil de cerca de 5 anos a mais que os medidores de energia convencionais, contribuir para diminuição de perda de energia elétrica nas redes de transmissão, apresentar maior acuracidade da quantidade de energia elétrica consumida pelo imóvel onde é instalado e evitar a necessidade de leitura do consumo de porta a porta (CARVALHO, 2015; FETTERMANN et al., 2020; GREGIO et al., 2015). No caso do modelo considerado neste estudo, é requisito da empresa de transmissão de energia que seus medidores sejam fabricados com PC reforçado com 10% de fibra de vidro.

Figura 2 - Medidor de energia inteligente com peças de PC virgem + 10% de fibra de vidro.



Fonte: Autor.

## 2.2. POLICARBONATO (PC)

No geral, a escolha de um determinado material, como por exemplo plásticos, está diretamente relacionada à qualidade e às suas propriedades. No entanto, os quesitos qualidade e propriedades variam nos diferentes setores onde esses materiais são utilizados. Normalmente, são estabelecidos por normas, regulamentações ou até mesmo por empresas de um determinado setor que estabelece uma combinação de propriedades que os produtos devem apresentar (IACOVIDOU; VELENTURF; PURNELL, 2019).

Além das propriedades inerentes dos plásticos, esses materiais podem apresentar melhor desempenho em determinadas propriedades quando reforçados com outros materiais tais como fibra de vidro, fibra de carbono, entre outros. Especificamente sobre a fibra de vidro, geralmente, esse material causa um aumento na rigidez, na viscosidade, na resistência à tração, na resistência à chama e melhoria da estabilidade dimensional do plástico. (AL-MULLA; GUPTA, 2018). No

entanto, a adição de fibra de vidro causa redução no índice de fluidez do material, reduzindo, consequentemente, a capacidade de ser moldado durante o processo de injeção e na resistência ao impacto (AL-MULLA; GUPTA, 2018; KIM et al., 2019).

O Policarbonato (PC), por exemplo, é um plástico que apresenta alta rigidez, alta ductilidade, altos valores de resistência ao impacto e a tração, transparência, boa resistência térmica e à chama (AL-MULLA; GUPTA, 2018). Devido as propriedades citadas, o PC, sem reforço ou reforçado de fibra de vidro, é normalmente utilizado em eletroeletrônicos (AL-MULLA; GUPTA, 2018; HAZER; AYTAC, 2020), como por exemplo nos medidores de energia citados no tópico anterior. Gómez et al. (2020) cita que, assim, como o ABS, PS e Polipropileno (PP), o PC é um dos plásticos mais encontrados nos REEE, cerca de 10% da quantidade total.

### 2.3. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A ACV é utilizada para quantificar o desempenho ambiental associado ao ciclo de vida de produto, processo ou serviço, desde a extração da matéria prima, etapas de produção e uso, até o gerenciamento em fim de vida (CIRAIG, 2015; HAUSCHILD et al., 2017).

Segundo ABNT (2009b), a ACV é uma “compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema ao longo de seu ciclo de vida”. A ACV pode identificar oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos, fornecer informações para definição de prioridades da indústria e subsidiar a área de marketing com informações ambientais sobre o produto. Desde a década de 90, a ACV é regida globalmente pelas seguintes normas ISO 14040, ISO 14041, ISO 14042, ISO 14043 e ISO 14044 que em 2006 foram reestruturadas em apenas duas:

- *ISO 14040:2006 (Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.*
- *ISO 14044:2006 (Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.*

No contexto brasileiro, segundo a ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), (2009a), a ACV está regulada pelas normas NBR ISO 14040 (2009a) -

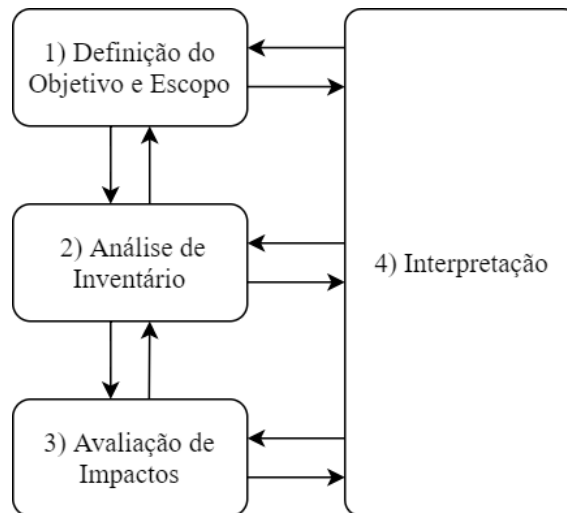


Princípios e estrutura (equivalente à ISO 14040:2006) e NBR ISO 14044 (2009b) - Requisitos e orientações. (equivalente à ISO 14044:2006).

Atualmente, a ACV é uma das metodologias mais aplicadas para quantificar e avaliar os benefícios ou impactos das estratégias de Economia Circular devido a completeza dos resultados oferecidos em diversas categorias de impacto (ELIA et al., 2017; IACOVIDOU et al., 2017; LONCA et al., 2018) considerando não somente os recursos naturais mas também a saúde humana e o ecossistema, por exemplo.

De acordo com ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), (2009a), os estudos da ACV compreendem quatro fases, como mostra a Figura 3 que serão descritas em seguida.

Figura 3 - Fases da ACV.



Fonte: Adaptada de ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), (2009a).

Fase 1 - Definição de objetivo e escopo: De modo geral, a fase 1 da ACV é importante para a definição clara da pretensão (objetivo) e as razões para a execução do estudo. Já o escopo abrange a descrição da **função do produto** (características de desempenho), **a unidade funcional** (referência pela qual os dados de entrada e saída são normalizados) e **o fluxo de referência** (fluxo quantitativo referente à unidade funcional definida). Além disso, devem ser definidas nesta fase as etapas que serão consideradas no projeto, ou seja, a fronteira do **sistema do produto**, os **pressupostos**, **requisitos** e **limitações** do estudo (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 2009b). Há a seleção do método e das categorias de impacto a serem

analisadas na fase 3, de Avaliação dos Impactos do ciclo de vida (AICV) e que apresente informações relevantes sobre o sistema estudado (HAUSCHILD et al., 2017).

Fase 2 - Análise de inventário do ciclo de vida (ICV): Nesta fase, inicia-se a coleta dos dados dos processos do estudo, considerando as entradas de materiais, recursos e a saída de resíduos, emissões e nas etapas do ciclo de vida dos produtos. Os dados devem ser validados, ajustados e estruturados em um inventário conforme os requisitos determinados na fase 1 e o fluxo de referência selecionado (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 2009b).

Fase 3 - Avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV): Considerando os dados do inventário do ciclo de vida desenvolvido na fase anterior, a avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV) traduz os fluxos físicos do sistema do produto em impactos ao meio ambiente que são apresentados em diferentes categorias de impacto selecionadas na fase 1, de definição de objetivo e escopo (HAUSCHILD et al., 2017).

Fase 4 - Interpretação do ciclo de vida: Nesta fase, os resultados obtidos na AICV são interpretados de acordo com os parâmetros definidos na fase 1. Devido à natureza iterativa da ACV, as informações destas 4 fases podem ser ajustadas ao longo do estudo (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 2009b).

## 2.4. ECONOMIA CIRCULAR (EC)

De acordo com CIRAIG (2015) a economia circular foi implementada inicialmente no século XIX e seguiu sendo base para os conceitos emergentes como *Ecodesign*, *industrial ecology*, *Green Economy Cradle-to-cradle design* e *Life cycle thinking*.

No entanto, de acordo com Kirchherr et al. (2017), há cerca de 114 definições na literatura sobre o tema. Apesar de ser um conceito ainda amplo e incerto, a economia circular tem se tornado importante nas pesquisas acadêmicas no mundo (GEISSDOERFER et al., 2017; MORAGA et al., 2019). Até 2018, o país que mais contribuiu para a literatura com artigos sobre economia circular foi a China (33,78%), seguida pelo Reino Unido (13,76%), Itália (10,64%), Espanha (7,59%), Holanda (7,11%), Alemanha (7,07%), Estados Unidos (6,7%), Suécia (5,39%), França (4,02%) (NGAN et al., 2019).

Segundo CIRCLE ECONOMY (2020), hoje em dia, a economia mundial é cerca de 8,6% circular, menor que o valor de 2018 (9,1%). A economia circular assume sistemas dinâmicos, o que significa que não há um ponto final específico, ou seja, é um processo de transformação contínua. Os autores ainda sugerem sete elementos chaves como estratégias para a economia circular: 1) Criar desenhos pensando no futuro, 2) incorporar tecnologia digital, 3) sustentar e preservar o que já está no mercado, 4) repensar o modelo de negócios das empresas, 5) usar resíduos como recurso, 6) priorizar recursos regenerativos e 7) união das empresas, entidades, organizações para criar valor conjunto.

O conceito também ganhou força com os formuladores de políticas que adotaram leis próprias em seus países. A Alemanha foi pioneira na integração da economia circular às leis nacionais, desde 1996, com a promulgação da “Lei do ciclo fechado de substâncias e gerenciamento de resíduos”, seguida pela “Lei Básica para Estabelecer uma Sociedade Baseada na Reciclagem” do Japão em 2002 e pela “Lei de Promoção da Economia Circular da República Popular da China” em 2009 (GEISSDOERFER et al., 2017).

Ao se tratar de normas sobre Economia Circular para indústrias, o Instituto Britânico (BRITISH STANDARD INSTITUTE (BSI), 2017) lançou o primeiro guia sobre o tema, chamado *BSI standard 8001: 2017 “Framework for implementing the principles of circular economy in organizations - Guide”* afim de suportar a transição da economia linear para a economia circular nas indústrias através de exemplos de outras organizações que estão mais engajadas no tema. No ano seguinte, o Instituto Francês, *French Standardization Association (AFNOR)* lançou a norma “*XP X30-901, Circular Economy – Circular Economy Project management system – Requirements and guidelines*” com o intuito de promover um documento com os principais termos, princípios e práticas do tema que auxiliasse as indústrias a implementar projetos circulares.

Ademais, a Organização Internacional de Normas (ISO), anunciou em 2019 que há um comitê com representantes de 65 países trabalhando em um projeto de uma nova norma (*ISO/TC 323 – Circular Economy*). A intenção do comitê é produzir um conjunto de princípios e definições acordados internacionalmente. A *ISO/TC 323 – Circular Economy* visa cobrir os aspectos sobre compras públicas, produção e distribuição de produtos, tratamentos de fim da vida, mudança de comportamento na sociedade, e métodos de avaliação, tais como indicadores de

circularidade (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO), 2019).

No Brasil, não há leis nacionais específicas para economia circular. Porém, a EC pode ser favorecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Além disso, a EMF (2017) defende que o Brasil é um cenário atraente para a exploração de oportunidades de projetos de economia circular devido as características mercadológicas e sociais, principalmente para o setor de equipamentos eletroeletrônicos (EEE), uma vez que a produção, o consumo e o pós uso acontecem dentro do país.

## 2.5. ESTUDOS QUE ABORDAM AS METODOLOGIAS ACV E MCI

Neste tópico são apresentados os principais estudos que abordam a ACV e o MCI aplicados a estudos de casos.

Lonca et al. (2018) utilizaram a ACV e o MCI em dois estudos de caso de pneus em fim de vida: europeu e brasileiro. O caso brasileiro apresentou três cenários para processar pneus: manufatura tradicional, recauchutagem (aplicação de borracha virgem ao longo da banda de rodagem do pneu) e frisagem (aumentar a profundidade das ranhuras já existentes no pneu sem adição de material). O caso europeu considerou dois cenários utilizando 4% e 10% de borracha reciclada oriunda de pneus em fim de vida. Em todos os cenários foram consideradas as etapas de produção da borracha, produção do aço utilizado no suporte metálico do pneu, a manufatura do pneu (considerando os diferentes cenários), a etapa de uso e o tratamento de fim de vida do pneu. Para a ACV foram consideradas as categorias de impacto utilizando o método ReCiPe *endpoint* e créditos por destinar os materiais a reciclagem ou para serem recuperados como fonte de energia em cimenteiras quando o pneu atinge fim de vida. No caso brasileiro, o resultado do MCI para os cenários de frisagem dos pneus foi cerca de 84% maior que o MCI da manufatura tradicional por permitirem uma extensão de 30% na vida útil do pneu. Ao mesmo tempo, o cenário apresentou redução nos impactos ambientais gerados nas 3 categorias analisadas. Para o cenário de recauchutagem de pneus, o MCI é mais que duas vezes maior em relação ao resultado da manufatura tradicional, uma vez que, ao adicionar borracha virgem, o pneu dura em média duas ou três vezes mais. No entanto, para a ACV, este cenário implicou em maior impacto na saúde humana e consumo de recursos que o cenário da manufatura tradicional pois o uso de pneu recauchutado demanda maior quantidade de combustível do caminhão durante as viagens (etapa de uso do pneu) e causa uma redução na quantidade de material recuperado durante a etapa de fim de vida do pneu. No caso europeu, o uso de 4% de borracha reciclada nos pneus refletiu em pouca variação nos valores do MCI, em relação ao cenário de manufatura tradicional, apenas 7%. Para a ACV, os resultados do cenário utilizando 4% de borracha reciclada nas categorias saúde humana e recursos foram superiores aos resultados do cenário de manufatura tradicional e sofreu uma redução no impacto ao ecossistema. Para o cenário utilizando 10% de borracha reciclada nos pneus, o resultado do MCI foi 3% menor que o resultado do cenário de manufatura pois há

redução de 7% na vida útil do pneu. Os resultados da ACV mostram que apenas para a categoria Ecossistema o mesmo cenário, utilizando 10% de borracha reciclada nos pneus, apresentou melhor resultado em comparação ao cenário de manufatura tradicional, no entanto, para as categorias de saúde humana e recursos os resultados encontrados são piores que os resultados do cenário utilizando 4% de borracha reciclada e o cenário de manufatura tradicional. Dentre todos os cenários analisados, o cenário de frisagem mostrou melhor desempenho ambiental na ACV, porém não foi o cenário com maior circularidade. O cenário com maior circularidade foi o cenário de recauchutagem, no entanto, consome mais recursos e gera mais impacto à saúde humana comparado ao cenário de manufatura tradicional. Desse modo, os autores concluíram que a ACV é uma metodologia fundamental para suportar escolhas de estratégias de circularidade que visam gerar menos impacto ao ambiente de modo geral, enquanto o MCI quantifica a circularidade de um produto somente em relação a matéria prima utilizada no mesmo.

Ciceri et al. (2018) compararam os valores dos índices de linearidade (LFI) com os resultados de 3 categorias de impacto da ACV aplicados em um estudo de caso de telefones celulares. O LFI é utilizado para o cálculo do MCI e são inversamente proporcionais: quanto menor o valor de LFI, maior o valor de MCI, maior a circularidade do produto. As categorias de impacto avaliadas na ACV foram: Potencial de aquecimento global, Potencial depleção de elementos abióticos e Consumo de água. A partir do cenário base, no qual todos os componentes do telefone celular utilizam 100% de material virgem, os autores estudaram 4 cenários alternativos: 2 deles considerando a variação da quantidade de material reciclado utilizado como matéria prima; e 2 variando a destinação do telefone em fim de vida para aterro ou reciclagem.

Para o caso em que há a variação da quantidade de material reciclado, os cenários são: cenário 1, no qual consideram que os componentes não eletrônicos, por exemplo, as partes plásticas, são fabricados com 100% material reciclado e um cenário 2, considerando que, além dos componentes não eletrônicos, também há uso de material reciclado na produção da embalagem. Nos dois cenários citados, foi considerado que os componentes eletrônicos, tais como, placas e baterias, permaneceram sendo fabricados com material 100% virgem.

Para os casos em que há variação do destino final do telefone celular, foi mantido que o no cenário 1, todos os componentes do telefone celular são destinados a aterro, e o cenário 2, os componentes eletrônicos (por exemplo, placa) são destinados à reciclagem para recuperação dos

metais enquanto a resina epóxi é incinerada e o restante dos componentes são enviados para aterro. A ACV foi aplicada no contexto de berço ao túmulo considerando a produção, distribuição, uso e fim de vida do telefone celular em todos os cenários. Para fins comparativos, os autores optaram por utilizar o valor de indicador de linearidade (LFI) como substituto do MCI, supondo complementariedade entre esses valores: quanto menor o LFI, maior o MCI.

Para a ACV, os cenários que sofreram variação na porcentagem de uso de material reciclado nos componentes mecânicos e embalagem apresentaram poucas variações nos resultados finais da categorias Potencial de aquecimento global, Potencial depleção de elementos abióticos e Consumo de água. Esse resultado era esperado pelos autores uma vez que os componentes mecânicos e embalagem não são os principais contribuintes para o desempenho ambiental do telefone celular comparados aos componentes eletroeletrônicos. No caso em que variavam a destinação do material dos telefones celulares entre aterro e reciclagem, o fato de reciclar os metais das placas gerou uma redução de apenas 5% nos resultados da categoria de potencial de aquecimento global e 16% na categoria de consumo de água. Na categoria de Potencial depleção de elementos abióticos, a reciclagem dos metais das placas dos telefones celulares gerou uma redução de 80% quando comparado ao cenário no qual todos os materiais são destinados a aterro, pois, ao reciclar os materiais, a extração de novos recursos naturais é evitada.

Os resultados do estudo mostraram que os valores do MCI têm forte relação com a quantidade de material reciclado do produto. Ao considerar os componentes mecânicos fabricados com 100% material reciclado, o valor do LFI sofreu uma queda de 6% e ao considerar não somente os componentes mecânicos, mas também a embalagem sendo produzida com 100% material reciclado, o valor de LFI reduziu 23%, aumentando, então, a circularidade do telefone celular. Porém, para os cenários variando a destinação final dos componentes do telefone celular, não houve significativa variação ao considerar que foram reciclados e recuperados os metais das placas, reduzindo apenas 2% do LFI quando comparado ao resultado do cenário no qual todos os materiais eram destinados a aterro. Por fim, a partir do estudo de caso dos telefones celulares, os autores consideram importante a aplicação conjunta da ACV e o MCI para ter uma abordagem holística do ciclo de vida do produto eletrônico e otimizar sua performance ambiental diante das estratégias circulares.

Niero e Kalbar (2019) estudam os resultados combinados de duas métricas de circularidade (sendo o MCI uma delas) com os resultados da ACV sobre Mudanças Climáticas, Depleção de Recursos Abióticos, Acidificação do Solo, Emissão de Particulados e Consumo de Água. As metodologias foram aplicadas no estudo de caso de embalagens para cerveja considerando oito tipos diferentes de embalagens (variando tamanhos e material utilizado) e o contexto geográfico (Reino Unido e Índia). Dentre os oito cenários estudados, os resultados do MCI não sofreram grandes variações, sendo o menor valor encontrado de 0,55 para a embalagem de Aço, de 50 litros fabricadas no Reino Unido a 0,63 para as embalagens retornáveis de vidro, de 0,065 litro (l) e 0,033 l, produzidas na Índia.

A partir dos resultados do MCI, é possível notar que a metodologia não é sensível ao tamanho da embalagem. Além disso, a variação do material utilizado entre aço, alumínio e vidro assim como o contexto geográfico não geraram variações significativas nos resultados. No entanto, para a ACV, houve variações significativas entre os resultados obtidos nos oito cenários observados, sendo as categorias de impacto analisadas sensíveis ao material utilizando, ao tamanho da embalagem e ao contexto geográfico. Os dois cenários com maiores resultados do MCI (0,63), são aqueles nos quais embalagens retornáveis de vidro de 0,065 l e 0,033 l são utilizadas na Índia, porém esses cenários apresentam desempenhos ambientais distintos pela ACV, sendo o uso de embalagem de vidro de 0,065 l menos impactante que a embalagem de 0,033 l. O cenário com melhor desempenho ambiental, no contexto geográfico do Reino Unido é representado pelo uso de embalagem de 50 l, fabricada com aço, o qual recebeu o menor resultado para o MCI (0,55).

Os autores concluem que a ACV pode ser combinada com indicadores de circularidade para identificação das melhores soluções que aumentem a circularidade dos materiais e que diminuam os impactos ambientais, porém em alguns casos podem apresentar resultados conflitantes. Como solução dos conflitos dos resultados da ACV com os resultados dos indicadores de circularidade, incluindo o MCI, os autores introduzem a metodologia *Multi Criteria Decision analysis* (MCDA) baseada no método TOPSIS de Kalbar et al. (2017), na qual são atribuídos pesos aos resultados dos indicadores de circularidade e ACV baseado nos valores máximos e mínimos encontrados. A partir da aplicação da MCDA os autores concluem que para o Reino Unido, o cenário utilizando embalagem de 50 L produzida com aço permanece sendo a



melhor opção mesmo não apresentando o maior valor de MCI e para a Índia, o cenário utilizando garrafas de vidro retornáveis de 0,065 L permanece sendo a melhor opção.

Oliveira (2019) executou uma análise comparativa dos resultados da ACV com os resultados de 3 diferentes métricas de circularidade, incluindo o MCI, aplicadas ao estudo de caso de Painel Solar Fotovoltaico. O painel é produto foco do trabalho conjunto de 16 empresas que buscam implementar a Economia Circular no setor fotovoltaico considerando a reutilização e reciclagem de materiais dos painéis. A ACV foi aplicada na abordagem berço ao túmulo, desde a extração da matéria prima para produzir o painel fotovoltaico até a destinação final do mesmo.

Tanto para a ACV como para o MCI foi considerado que o painel foi fabricado com 100% material virgem e que 83% dos materiais dos seus materiais são reciclados quando em fim de vida. Para a ACV, a destinação de 83% dos materiais do painel para reciclagem gerou impactos positivos por evitar a extração de novos recursos naturais. No entanto, a etapa do ciclo de vida que mais contribui para o desempenho ambiental positivo do painel é a etapa de uso devido à geração de energia elétrica por uma fonte 100% renovável (energia solar), e assim, evitar o consumo de energia elétrica da rede brasileira comum. Para o MCI o fato de produzir energia de fonte renovável não é considerado e não interferiu no grau de circularidade do painel. Com a aplicação do cálculo do MCI para o painel solar fotovoltaico, o valor encontrado foi relativamente neutro, 0,44, uma vez que o valor do MCI é dado entre 0 e 1, sendo atribuído valor 0 para produtos totalmente lineares e 1 para produtos totalmente circulares. O autor concluiu que apesar de ter uma taxa de 83% na recuperação dos materiais do painel fotovoltaico, o indicador de circularidade não atingiu valores altos pois o indicador é também influenciado pela origem do material utilizado durante a produção: quanto maior o conteúdo reciclado, maior o resultado do MCI, e, no caso do painel, foi considerado que 100% dos materiais utilizados na produção são virgens. O estudo de caso ainda mostrou a importância da aplicação da ACV para demonstrar o desempenho ambiental positivo do painel, devido a geração de energia elétrica de fonte renovável mesmo não apresentando altos valores de circularidade.

Glogić (2020) utilizou a metodologia da ACV combinada com o MCI em um estudo de caso sobre gerenciamento de baterias alcalinas. O objetivo do estudo foi investigar e comparar os resultados das metodologias, avaliando dois cenários que incluem as etapas de manufatura de materiais e da bateria, a etapa de uso e a destinação em fim de vida. O transporte entre as etapas

também foi considerado, bem como os créditos por evitar a produção de alumínio ao destinar a bateria para a reciclagem. Os dois cenários diferem apenas pela rota de tratamento em fim de vida, variando somente as etapas de tratamento em fim de vida (tecnologias, eficiências e materiais recuperados): o cenário 1 considera a recuperação do alumínio + óxidos de zinco + escória de manganês; o cenário 2 considera a recuperação de alumínio e uma massa utilizada como fertilizante para agricultura. Além da análise dos cenários, o autor realizou também uma análise de sensibilidade para entender os pontos negativos e positivos das metodologias bem como o comportamento em relação a porcentagem de conteúdo reciclado nas baterias (aumentando 10% do material coletado) utilizando novas tecnologias na produção das baterias (aumentando a vida útil em 20%), a eficiência de coleta das baterias em fim de vida (83% para 95%), e desconsiderando créditos por evitar combustível fóssil ao utilizar a escória de manganês na indústria cimenteira. O estudo comparou os dados obtidos nas categorias de impacto avaliando os métodos ReCiPe *endpoint*, Saúde Humana, Ecossistema e Recursos, e o *Cumulative energy demand* (CED) com os resultados do MCI.

Para a ACV ao aumentar 10% do conteúdo reciclado na produção da bateria, houve um aumento de cerca de 6% dos impactos gerados enquanto para o MCI, houve um aumento de 9% na circularidade da bateria. Ao aumentar a vida útil da bateria, o MCI atinge seu valor mais expressivo em comparação com as outras análises realizadas, um aumento de cerca de 41% da circularidade e houve uma diminuição nos impactos ambientais gerados. Considerando o aumento de baterias em fim de vida coletadas e destinadas a reciclagem, os resultados da ACV apresentaram uma redução significativa, uma vez que aumentando a quantidade reciclada há aumento de alumínio reciclado e evita a extração de recursos naturais. Para o MCI, esse aumento de 12% na quantidade de material coletado gerou um aumento de 8% na circularidade em relação ao cenário base e apresentou a mesma circularidade do cenário no qual é considerado o uso de 10% de conteúdo reciclado. No entanto, os resultados da ACV para os cenários nos quais são considerados o uso de 10% de conteúdo reciclado e aumento de 12% no material coletado após o uso foram diferentes.

Para a ACV, a análise de sensibilidade em relação ao uso de escória de manganês como fonte de energia não gerou resultados significantes enquanto o resultado do MCI apresentou um aumento de 30% na circularidade das baterias. No modo geral, foi notado que os valores de MCI

sofreram maiores alterações do que os resultados das categorias de impacto da ACV em todos os cenários quando há variação nos parâmetros e que nem sempre as metodologias apresentam a mesma tendência nos resultados. O autor concluiu que a combinação das metodologias de ACV e MCI pode auxiliar na identificação de melhores estratégias de economia circular que apresentem bons valores de circularidade e baixo impacto ambiental.

Lonca et al. (2020) estudam o caso sobre produção de garrafas PET no mercado americano. O estudo considera três contextos: níveis de marcas (ciclo fechado utilizando o PET reciclado de garrafas em fim de vida na produção de garrafas novas da mesma marca), mercado de garrafas PET (ciclo fechado do PET reciclado oriundo de garrafas PET em fim de vida na produção de novas garrafas PET, independentemente da marca) e mercado de PET no geral (PET reciclado de filmes, folhas ou fibras na produção de garrafas PET). Para os três casos apresentados foi considerada a fronteira na abordagem berço ao túmulo considerando as etapas desde a produção do PET virgem ao fim de vida das garrafas. Os autores realizam uma análise de sensibilidade dos três casos considerando cenário base, utilizando 0% de conteúdo reciclado, e cenários alternativos, utilizando 100% conteúdo reciclado como matéria prima nos três contextos citados.

Os resultados da aplicação do MCI revelam que fechar o ciclo do PET e utilizar 100% de PET reciclado na produção das garrafas geram diferentes variações na circularidade das mesmas. Considerando o contexto de marca, o uso de 100% PET reciclado de garrafas da mesma marca causa um aumento de 171% na circularidade das garrafas. Para o contexto de mercado de garrafas de PET dos EUA, utilizar 100% PET reciclado de outras garrafas causou um aumento de 24% na circularidade. Por outro lado, considerando o contexto de mercado de PET geral, ao utilizar 100% de PET reciclado de diversas fontes (filmes, folhas ou fibras) há uma redução de 3,5% na circularidade das garrafas, devido a baixa eficiência do processamento do PET de outras fontes. Os resultados da ACV revelam que utilizar 100% de conteúdo reciclado nas garrafas PET é ambientalmente benéfico em nível de produto de mesma marca, redução de 15% dos impactos, e em marcas diferentes, com redução de 3%. No entanto, ao expandir o escopo para todo o mercado de PET, não há variações significativas devido a qualidade do PET reciclado que inviabiliza o uso em garrafas e é destinado então para incineração ou aterro. A partir dos resultados, os autores concluem que melhor a circularidade de um produto ao maximizar o uso de

conteúdo reciclado, em nível de marca, não significa melhorar a circularidade do mercado de garrafas PET e nem no mercado geral de PET. Por fim, os autores concluem que a fronteira do estudo é fator importante para a decisão de estratégias circulares e que deve considerar utilizar o PET reciclado não somente em garrafas, mas também em outros produtos que não exijam a mesma qualidade do material reciclado como é exigido para as garrafas.

Por fim, as referências abordadas evidenciaram as seguintes considerações sobre a ACV e o MCI:

- De modo geral, não necessariamente o cenário com maior valor de MCI, apresenta o melhor desempenho ambiental pela ACV. Da mesma forma, não necessariamente o produto com melhor desempenho ambiental pela ACV apresenta o maior resultado do MCI, como relatado em Lonca et al. (2018) e Niero e Kalbar (2019).
- Além disso, cenários com diferentes desempenhos ambientais podem apresentar o mesmo grau de circularidade (GLOGIĆ, 2020; NIERO; KALBAR, 2019).
- Enquanto o MCI foca no uso de recursos de um determinado produto, a ACV é capaz de mostrar os resultados de consumo de recursos e de outras categorias de impacto tão importantes quanto o consumo de recursos, tais como, impactos à saúde humana, ao ecossistema, emissões de gases de efeito estufa.
- No caso dos telefones celulares de Ciceri et al. (2018), o MCI mostrou pouca variação ao comparar diferentes tratamentos em fim de vida (reciclagem e aterro), enquanto os resultados da ACV sofreram grandes variações em determinadas categorias de impacto, como por exemplo, a categoria de recursos naturais.
- A ACV mostra os possíveis impactos ambientais do produto separados por etapa do ciclo de vida, possibilitando enxergar a origem dos impactos ambientais causados por aquele produto, como visto em Lonca et al. (2018), Ciceri et al. (2018), Oliveira (2019) e Glogić (2020). A ACV, ao considerar outras etapas do ciclo de vida, pode mostrar vantagens de utilizar um determinado produto, como no caso dos painéis fotovoltaicos (OLIVEIRA, 2019). Durante a etapa de uso, os painéis são capazes de gerar energia elétrica ao captar a luz solar e assim, evitam

a produção de energia elétrica de outras fontes não renováveis, reduzindo os impactos ambientais. Para o MCI, a geração de energia elétrica de fonte renovável durante a fase de uso não interfere no grau de circularidade dos painéis.

- Dependendo do produto, o uso de conteúdo reciclado pode causar um aumento no grau de circularidade, no entanto, pode aumentar o impacto ambiental associado a ele por gerar novas fontes de impacto, como no caso dos pneus que ao aumentar a quantidade de material reciclado de 4% para 10% amplificou a circularidade porém ocasionou mais impactos ambientais devido ao aumento no consumo de combustível na etapa de uso do pneu (LONCA et al., 2018).

### 3. METODOLOGIA

Para atingir os objetivos desta pesquisa descritos no tópico 1, as etapas a seguir foram estabelecidas:

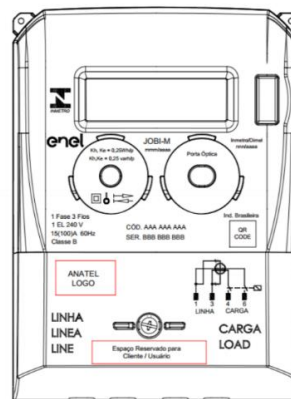
- 1) Definição do cenário do estudo de caso;
- 2) Avaliação do Ciclo de Vida (ACV);
- 3) Indicador de Circularidade de Materiais (MCI).
- 4) Análise de sensibilidade dos resultados da ACV e MCI.

#### 3.1. DEFINIÇÃO DO CENÁRIO BASE DO ESTUDO DE CASO

O medidor de energia inteligente usado como produto referência neste estudo foi desenvolvido pelo FIT – Instituto de Tecnologia, uma organização sem fins lucrativos, que desenvolve projetos de pesquisa e desenvolvimento e inovação em diversos segmentos de negócios. O FIT faz parte do sistema da Flextronics Internacional Tecnologia (conhecida como Flex), uma empresa americana, com filial em Sorocaba-SP, fundada em 1969 que presta serviços de manufatura de produtos eletrônicos. Além do FIT, a Flex criou o Centro de Inovação e Sustentabilidade Sintronics, localizado em Sorocaba -SP, referência em reciclagem de REEE.

Os medidores de energia inteligentes, com vida útil estimada de 20 anos, serão utilizados nos imóveis de 4 estados do Brasil: São Paulo, Rio de Janeiro, Ceará e Goiás. Neste contexto, as peças de Policarbonato virgem + 10% de Fibra de Vidro (PCv10FV) utilizadas para proteger os componentes internos dos medidores de energia inteligentes foram consideradas foco do estudo (cenário base) para atingir o objetivo de avaliar as principais semelhanças e diferenças da ACV e do MCI. Além disso, como forma de estar alinhado com o acordo setorial de logística reversa de EEE (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS (SINIR) - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2019), para o cenário base, foi considerado que as peças plásticas são destinadas 100% à reciclagem após o uso. As Figura 4 e Figura 5 mostram as vistas frontal e lateral do medidor de energia inteligente.

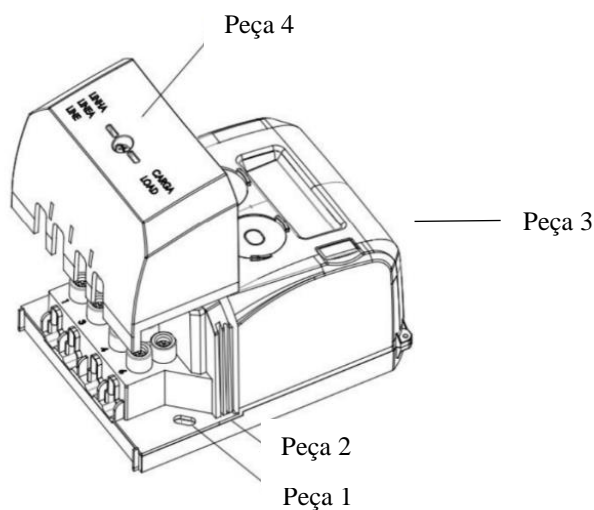
Figura 4 – Vista frontal do medidor de energia inteligente.



Fonte: Inmetro. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/legislacao/pam/pdf/PAM007075.pdf>.

Cada medidor de energia inteligente contém 4 peças feitas de PC reforçado com fibra de vidro, conforme Figura 5. A peça 1 tem a função de base para suportar o medidor fixo na parede. A peça 2 tem a função de base para instalação dos componentes eletrônicos internos. A peça 3 protege os componentes eletrônicos internos do medidor e a peça 4 é usada como tampa de proteção para os blocos de terminais. A Tabela 1 resume os pesos em kg das 4 peças plásticas. No total, o conjunto das peças plásticas, pesa cerca de 0,500 kg.

Figura 5 - Vista lateral do medidor mostrando as peças 1, 2, 3 e 4.



Fonte: Inmetro. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/legislacao/pam/pdf/PAM007075.pdf>.

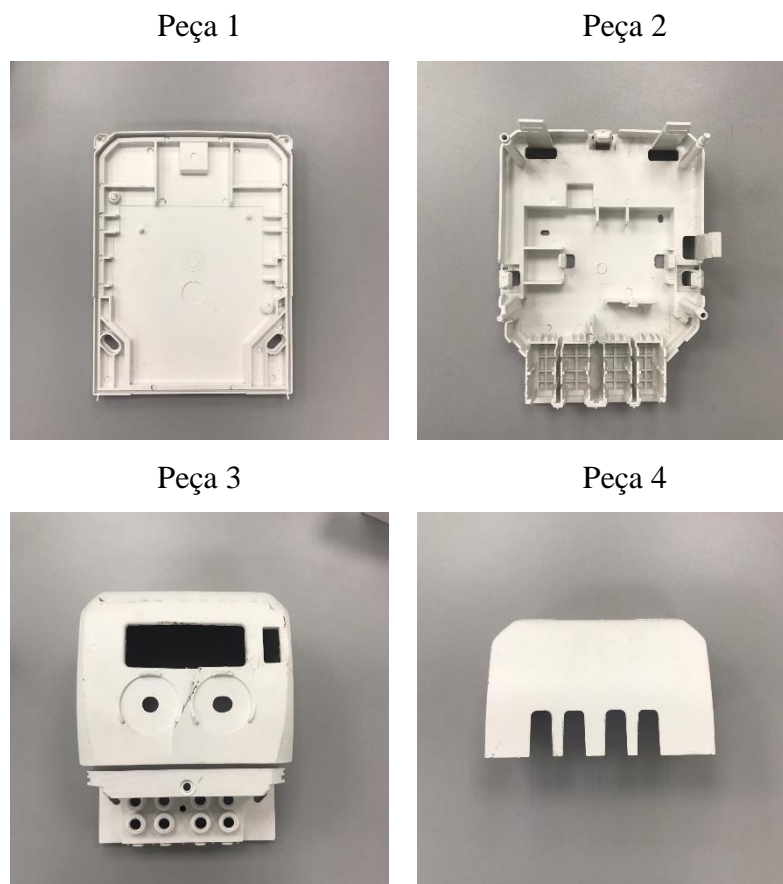
Tabela 1 - Peso das peças plásticas produzidas com PCv10FV.

<b>Item</b>	<b>Peso (kg)</b>
Peça 1	0,090
Peça 2	0,110
Peça 3	0,220
Peça 4	0,080
<b>Total</b>	<b>0,500</b>

Fonte: Autor.

A Figura 6 mostra as peças produzidas utilizando 100% PCv10FV.

Figura 6 - Peças plásticas do medidor de energia inteligente utilizando PCv10FV.



Fonte: Autor.



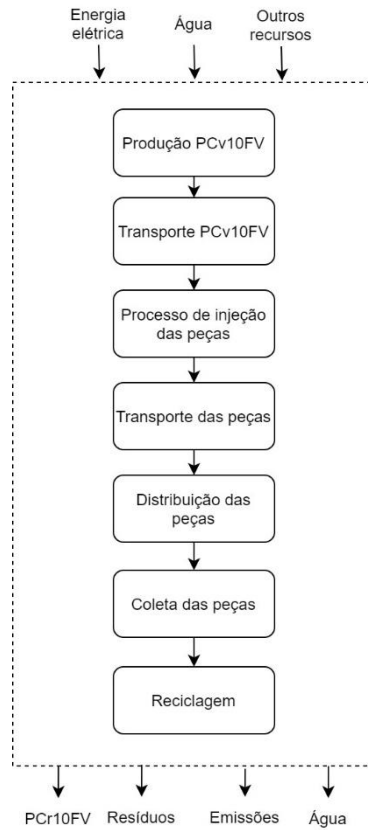
### 3.2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA APLICADA AO CENÁRIO BASE.

O objetivo da aplicação da ACV neste estudo é obter informações sobre o desempenho ambiental do conjunto de peças de PCv + 10% de fibra de vidro (PCv10FV) produzida através do processo de injeção para ser utilizada em medidor de energia inteligente por 20 anos, utilizando 0,5 kg de PCv10FV como matéria prima para a produção das peças (cenário base).

Neste cenário, a unidade funcional adotada foi de “Produção de 1 conjunto de peças 1, 2, 3 e 4 utilizando PCv10FV” e o fluxo de referência estabelecido como “0,5 kg de PCv10FV utilizado para a produção de 1 conjunto de peças produzidas através do processo de injeção”.

As fronteiras do sistema estabelecidas para o cenário base são caracterizadas como do “berço ao túmulo”, ou seja, desde a extração da matéria prima até o momento em que o conjunto de peças é coletado e destinado 100% à reciclagem após a etapa de uso. No entanto, não existem fluxos elementares associados a etapa de uso das peças plásticas, e, portanto, não há impacto ambiental. Assim, a etapa de uso das peças foi desconsiderada do estudo. Portanto, as etapas envolvidas no cenário foram: produção e transporte do PCv10FV em *pellets*, produção das peças por injeção, transporte das peças à Flex Sorocaba, distribuição e coleta das peças plásticas e a reciclagem das mesmas. Neste cenário, as peças plásticas recebem créditos por serem destinadas à reciclagem e evitar a produção de material virgem. A Figura 7 mostra as fronteiras do sistema do estudo de caso.

Figura 7 - Fronteiras do sistema.



Fonte: Autor.

Para este estudo, o método de avaliação do impacto selecionado foi o *ReCiPe* 2016 (versão 1.03) na abordagem *endpoint*, com três categorias de impacto, afim de simplificar os resultados da ACV para comparação dos resultados obtidos nas mesmas com os resultados obtidos no MCI. As categorias de impacto consideradas no método e as respectivas unidades de medida estão listadas no Quadro 1.

Quadro 1 - Categorias de impacto analisadas pelo método *ReCiPe* - *endpoint*.

<b>Categorias de Impacto</b>	<b>Unidade de medida</b>
Saúde Humana	DALY
Ecosistema	species.yr
Recursos	USD2013

Fonte : Huijbregts et al. (2017) e Pré (2019).

A unidade de medida utilizada para a categoria de Saúde Humana, é a “DALY”, que representa os anos perdidos ou vividos com deficiência em detrimento do impacto gerado pelo produto ou processo (PRÉ, 2019).

A categoria Ecossistema é mensurada em número de espécies perdidas em uma determinada área em um determinado período de tempo e é representada pela unidade de medida “species.yr” (PRÉ, 2019).

A categoria Recursos é referente a escassez de recursos, expressa como custos excedentes daqueles recursos, em “USD2013”, considerando um consumo constante em um período de tempo indeterminado (PRÉ, 2019).

Devido à dificuldade de acesso a determinados dados, por exemplo dados sobre distribuição e coleta dos medidores de energia inteligentes, neste estudo foram considerados dados da base *Ecoinvent 3.5*. Além disso, foram consideradas premissas sugeridas pela norma BS EN 50693:2019 (BRITISH STANDARD INSTITUTION (BSI), [s.d.]), pela “declaração de produtos ambientais (DAP)” de equipamentos e sistemas eletroeletrônicos (EPD ITALY, 2020a) e pela DAP de medidores de energia (EPD ITALY, 2020b).

### **3.2.1. Produção do Policarbonato virgem + 10% de fibra de vidro (PCv10FV)**

O PCv10FV utilizado na produção das peças dos medidores de energia inteligentes é produzido na Europa (informação disponibilizada pela Flex). No entanto, não foi possível ter acesso a dados primários sobre a produção deste material. Dessa forma, a base de dados *Ecoinvent 3.5* foi utilizada como fonte de dados secundários sobre a produção do PC virgem e da Fibra de vidro, no contexto geográfico europeu (RER). O kg de PCv10FV é composto por 0,9 kg de PCv<sup>1</sup> + 0,1 kg de Fibra de vidro<sup>2</sup>.

### **3.2.2. Transporte PCv10FV**

---

<sup>1</sup> Polycarbonate {RER}| production | APOS, S

<sup>2</sup> Glass fibre {RER}| production | APOS, S

O PCv10FV utilizado na produção das peças plásticas dos medidores de energia são importados da Itália por uma empresa localizada em São Bernardo do Campo – SP, utilizando a combinação dos modais marítimo e rodoviário. Segundo a empresa responsável pelo processo de injeção das peças, o material é transportado de navio da Itália ao porto de Santos e a partir do porto o material é transportado por caminhão, sem especificação, EURO4 como sugerido pela BS EN 50693:2019 a uma empresa situada a 200 km do porto. Como não há disponibilidade de dados primários sobre o porto italiano utilizado para embarque do material e a distância entre este porto e o porto de Santos, foi considerada a distância de 19000 km como sugerido pela BS EN 50693:2019. A Tabela 2 sintetiza os dados de transporte do PCv10FV. Nota-se que a quantidade de material considerada nesta etapa é de 0,502 pois há geração de 0,002 kg de resíduos na etapa de injeção das peças e que será detalhado no tópico seguinte (3.2.3).

Tabela 2 - Dados de transporte do PCv10FV.

	<b>Modal</b>	<b>Massa transportada (kg)</b>	<b>Distância (km)</b>	<b>kgkm</b>
Transporte PCv10FV	Marítimo <sup>3</sup>	0,502	19000	9538
	Rodoviário <sup>4</sup>	0,502	200	100,4

Fonte: Autor.

### 3.2.3. Injeção da peça plástica

A moldagem por injeção é um processo amplamente utilizado para fabricação de peças plásticas por meio do aquecimento do plástico, normalmente em grânulos, que é fundido e transportado por uma rosca e posteriormente injetado na cavidade de um molde projetado de acordo com o formato da peça requerido. O plástico é deixado esfriar dentro da cavidade do molde, que é então aberto para retirada da peça injetada (DAR et al., 2017).

Os dados sobre a injeção das peças de PCv10FV do estudo foram coletados remotamente no mês de julho de 2020, através de questionário por e-mail. A empresa responsável pela injeção das peças plásticas utilizadas nos medidores de energia inteligentes, localizada em

<sup>3</sup> Transport, freight, sea, transoceanic ship {GLO}| market for | APOS, S

<sup>4</sup> Transport, freight, lorry, unspecified {RoW}| transport, freight, lorry, all sizes, EURO4 to generic market for | APOS, S

Indaiatuba – SP, relatou que o consumo de energia médio por conjunto de peças foi de 1,7 kWh. Há uso de água em ciclo fechado na injeção das peças para de refrigeração dos trocadores de calor do termorregulador e do desumidificador, sendo necessário cerca de 0,052 kg por conjunto de peças produzido. Foi estimado que, durante o processo de injeção, há perda de cerca de 15% da água (0,00078 kg) em forma de vapor assim como adotado no processo de reciclagem relatado no tópico 4.2.4. Por fim, no processo de injeção das peças há a geração de 0,002 kg de resíduo que é destinado à reciclagem. A Tabela 3 resume as potências nominais, em kW, do desumidificador, termorregulador e da injetora utilizados no processo de injeção do conjunto de peças dos medidores de energia inteligentes. A soma das potências nominais dos 3 equipamentos citados é de 69 kW.

Tabela 3 - Equipamentos utilizados no processo de injeção das peças plásticas.

<b>Equipamentos</b>	<b>Potência nominal (kW)</b>
Desumidificador	13,3
Termorregulador	12,7
Injetora	43
<b>Total</b>	<b>69</b>

Fonte: Autor.

A partir das potências nominais dos equipamentos e dos dados sobre a quantidade de cavidades na injetora e o tempo do ciclo de injeção para cada uma das 4 peças do conjunto utilizado no medidor de energia inteligente, foi possível encontrar dados sobre o consumo de energia elétrica por conjunto de peças como mostra a Tabela 4.

Tabela 4 - Dados de consumo de energia elétrica por peça durante o processo de injeção.

<b>Item</b>	<b>Produção por ciclo (unidades)</b>	<b>Ciclo injeção (s)</b>	<b>Produção hora (unidades)</b>	<b>Potência total equipamentos (kWh)</b>	<b>Consumo por peça (kWh)</b>
Peça 1	2	40	180	69	0,38
Peça 2	2	50	144	69	0,47
Peça 3	2	50	144	69	0,47
Peça 4	2	40	180	69	0,38
<b>Total</b>					<b>1,7</b>

Fonte: Autor.

Pode-se afirmar que é necessário 1,7 kWh para o processo de injeção do conjunto de peças plásticas dos medidores de energia inteligentes. A Tabela 5 resume os dados de entrada e saída do processo de injeção do conjunto de peças no estudo de caso.

Tabela 5 - Dados do processo de injeção do conjunto de peças.

Processo de injeção	<b>Entrada</b>	<b>Unidade de medida</b>	<b>Quantidade</b>
	PCv10FV	kg	0,502
	Energia Elétrica <sup>5</sup>	kWh	1,7
	Água <sup>6</sup>	kg	0,052
Processo de injeção	<b>Saída</b>	<b>Unidade de medida</b>	<b>Quantidade</b>
	1 conjunto de peças de Policarbonato	kg	0,5
	Água (evaporada – 15%)	kg	0,00078
	Resíduo injeção <sup>7</sup>	kg	0,002

Fonte: Autor.

### 3.2.4. Transporte do conjunto de peças plásticas

Por fim, após o processo de injeção na empresa localizada em Indaiatuba – SP, as peças são transportadas à Flex Sorocaba para serem utilizadas na montagem dos medidores de energia inteligentes. O transporte das peças é feito por caminhões, mas não foi possível coletar dados específicos sobre o tipo de caminhão e combustível utilizado. Assim, foi considerado um caminhão<sup>8</sup>, sem especificação, EURO4 como sugerido pela BS EN 50693:2019. Portanto, ao transportar 0,5 kg por 50 km o valor de transporte em kgkm é de 25.

### 3.2.5. Distribuição das peças

<sup>5</sup> Electricity, medium voltage {BR}| market for | APOS, S

<sup>6</sup> Electricity, medium voltage {BR}| market for | APOS, S

<sup>7</sup> Mixed plastics (waste treatment) {GLO}| recycling of mixed plastics | APOS, S

<sup>8</sup> Transport, freight, lorry, unspecified {RoW}| transport, freight, lorry, all sizes, EURO4 to generic market for | APOS, S

O medidor pronto para uso é destinado ao imóvel onde será instalado por caminhão<sup>9</sup>, sem especificação, EURO4, como sugerido pela BS EN 50693:2019. Como relatado anteriormente, os medidores de energia inteligentes serão instalados em imóveis de 4 estados do Brasil: São Paulo, Rio de Janeiro, Ceará e Goiás. No entanto, devido a ampla área geográfica desses estados e que cada medidor é distribuído a imóveis diferentes, para os cálculos dos dados de distribuição foi considerada a distância de 1000 km como sugerido pela BS EN 50693:2019. Portanto, ao transportar 0,500 kg por 1000 km o valor de transporte em kgkm é de 500.

### **3.2.6. Coleta das peças**

Nesta etapa, é considerado que, após 20 anos, os medidores serão coletados dos imóveis e destinados à reciclagem, considerando uma distância de deslocamento de 1000 km, como sugerido por BS EN 50693:2019. Assim como nas etapas anteriores, para esta etapa foi considerado somente o peso do conjunto de peças plásticas (0,500 kg), evitando alocação entre os outros componentes dos medidores de energia inteligentes. Portanto, ao transportar 0,500 kg por 1000 km o valor de transporte em kgkm é de 500.

### **3.2.7. Reciclagem**

Os dados sobre o processo de reciclagem considerados nesta etapa são referentes ao processo que ocorre no Sintronics, centro de inovação e sustentabilidade que irá receber esses medidores de energia inteligentes em fim de vida. O processo consiste na produção do Policarbonato + 10% de Fibra de vidro reciclado (PCr10FV) contendo as seguintes etapas:

- **Recebimento:** Esta etapa corresponde ao descarregamento dos REEE nas docas do Sintronics. No recebimento são usadas apenas empilhadeiras pneumáticas, sem utilização de equipamentos que consomem energia elétrica.

---

<sup>9</sup> Transport, freight, lorry, unspecified {RoW}| transport, freight, lorry, all sizes, EURO4 to generic market for | APOS, S

- Triagem: Na etapa de triagem dos REEE são retirados manualmente os materiais de embalagem tais como papelão e plásticos de embalagem. Os REEE são separados por modelo e destinados à área onde ocorre a etapa de desmontagem.
- Desmontagem: Nesta etapa ocorre a desmontagem manual dos componentes e materiais presentes nos REEE. A separação é feita por material (metais, plásticos, PCBs, cabos etc.), e os plásticos são separados por tipo de polímero e cor.
- Moagem: Os plásticos, previamente separados por tipo de polímero e cor são encaminhados à etapa de moagem onde são transformados em partes menores utilizando moinho de facas. Nesta etapa há uma perda média de 1% do material relacionada à limpeza do moinho no início da moagem para eliminar possíveis partes do plástico moído anteriormente e por partes moídas que acabam desviando do silo de coleta devido à velocidade de giro das facas. Após a moagem, as partes moídas de plástico são transportadas para o silo misturador.
- Extrusão: A etapa de extrusão é quando as partes moídas de plástico de mesmo tipo de polímero são fundidos e, auxiliados por uma rosca, atravessam um cilindro aquecido (ABIPLAST, 2019). Após a passagem pelo cilindro, no caso do Sinctronics o plástico é cortado em pequenos grânulos (*pellets*).

Com a aplicação do balanço de massa, a etapa de extrusão é considerada 99% eficiente, restando apenas 1% de plástico misto como resíduo gerado no início do processo, quando a máquina extrusora é ligada e inicia a extrusão. Este resíduo de plástico misto é composto por um mix do plástico extrudado anteriormente com o plástico que está sendo processado.

Na extrusão há necessidade de uso de uma imersão do material em água para resfriamento do plástico que foi extrudado antes de ser picotado em grânulos. A água utilizada, cerca de 1,14 kg por kg de plástico reciclado é retirada de poço artesiano localizado próximo ao Sinctronics e não é tratada anteriormente. Devido à temperatura alta que o plástico sai da extrusora (cerca de 250 °C) e passa pela imersão em água para resfriamento, há uma perda de 15% da água em forma de vapor, equivalente a 0,17 kg. Apesar da perda de água por evaporação, a água utilizada na etapa de extrusão para o resfriamento do plástico extrudado acontece em um circuito fechado, não havendo geração de efluentes. O circuito fechado da água conta com uma torre de resfriamento para controle de temperatura.



De acordo com os dados coletados no Sinctronics, a quantidade de energia média gasta para reciclar 1 kg de plástico em 2019 foi de 0,60 kWh. A Tabela 6 mostra os valores de consumo de energia e água para os 12 meses de 2019 bem como a quantidade de plásticos no geral produzida nos mesmos períodos. É importante considerar que o Sinctronics recicla outros tipos de plásticos além do PC, tais como ABS e PSAI.

Tabela 6 - Consumo de energia e água nos doze meses de 2019.

<b>Período</b>	<b>consumo energia (kWh)</b>	<b>Consumo de água (kg)</b>	<b>Produção de plástico (pellets) (kg)</b>
Janeiro	68257	114000	85326
Fevereiro	87664	114400	63679
Março	65055	109100	180741
Abril	65406	146500	56878
Maió	47621	134500	296998
Junho	52647	299500	135574
Julho	60216	134300	60678
Agosto	88942	122200	177559
Setembro	101278	122900	147666
Outubro	77703	125600	62728
Novembro	66850	105200	95330
Dezembro	66850	68000	36760
<b>Total</b>	<b>848489</b>	<b>1596200</b>	<b>1399917</b>
<b>Fator por kg de plástico</b>	<b>0,60</b>	<b>1,14</b>	

Fonte: Autor.

O consumo de energia está relacionado principalmente as etapas de moagem e extrusão pois, estas etapas contam com equipamentos de alta potência nominal listados na Tabela 7.

Tabela 7 - Equipamentos utilizados na produção do PC reciclado.

<b>Equipamentos – Etapa de moagem</b>	<b>Potência Nominal (kW)</b>
Moinho	5,7
Bomba de vácuo (transporte do material moído)	7,5
<b>Equipamentos – Etapa de extrusão</b>	<b>Potência Nominal (kW)</b>
Silo (misturador)	7,3
Extrusora	250
Lubrificação Extrusora	0,55

Bomba (extrusora)	1,5
Secador	3
Faca de ar	2,2
Picotador	7,5
Mesa vibratória	0,2
Torre de resfriamento da água	4,5
<b>Total</b>	<b>290</b>

Fonte: Autor.

De acordo com os dados coletados no Sinctronics, a extrusora tem capacidade de produzir de 400 kg a 500 kg de plástico (em *pellets*) por hora. Ao considerar um valor médio de 450 kg e o total de 290 kW de energia gasta por hora, tem-se um fator médio de 0,640 kWh/kg valor próximo ao fator encontrado pelos cálculos considerando os dados da conta de energia pela quantidade de plástico produzido em 2019.

Através do balanço de massa, considerando as perdas de 1% da etapa de moagem mais 1% da extrusão, o processo de reciclagem do Sinctronics é considerado 98% eficiente.

Assim, para obter 1 kg de PCr10FV é necessário 1,020 kg de peças de PCv10FV. Os 2% de resíduo da reciclagem (plástico misto) são destinados a coprocessamento para serem utilizados como fonte de calor em fornos de fabricação de cimento. A Tabela 8 mostra os dados de entrada e saída na produção de 1 kg de PCr10FV.

Tabela 8 - Dados da produção de 1 kg de PCr10FV.

	<b>Entrada</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade de medida</b>
PCr10Fv	PCv10FV	1,020	kg
	Energia Elétrica	0,600	kWh
	Água	1,140	kg
	<b>Saída</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade de medida</b>
	PCr10FV	1	kg
	Água (evaporada – 15%)	0,170	kg
	Resíduo reciclagem (2%) <sup>10</sup>	0,020	kg

Fonte: Autor.

A Tabela 9 compara os resultados de transição vítrea, índice de fluidez, conteúdo de fibra de vidro, resistência à tração, alongamento na ruptura na tração, resistência à flexão, módulo

<sup>10</sup> Waste plastic, consumer electronics {RoW}| treatment of, municipal incineration | APOS, S

de flexão e resistência ao impacto para o PCv10FV e PCr10FV. A partir da Tabela 9 é possível notar que os resultados dos testes citados para os dois plásticos são similares. De acordo com Al-Mulla e Gupta (2018) a qualidade do PC reciclado é bastante impactada pela pureza do material. Pequenas quantidades de impureza, como por exemplo, misturas com outros tipos de plásticos, causam queda das propriedades mecânicas do material reciclado. No entanto, o uso de fibra de vidro inibe parcialmente a sensibilidade do PC diante de impurezas. Neste sentido, a partir dos dados da Tabela 9 é sugerido que o PCr10FV sofreu poucas variações nas propriedades mecânicas devido à baixa concentração de impurezas e ao uso de 10% de fibra de vidro.

Tabela 9 - Comparação propriedades PCv10FV e PCr10FV.

Teste	Condições	Unidade	PCv10FV	PCr10FV
Transição vítrea	30-320°C, 20°C/min, 50 ml N <sub>2</sub>	°C	145	144
Índice de fluidez	ISO 1133 (300°C/1,2 kg)	g/10min	12	14
Conteúdo de fibra de vidro	-	%	10	9,6
Resistência a tração	ISO 527, 50mm/min	Mpa	70	65,9
Alongamento na ruptura	ISO 527, 50mm/min	%	7	11,6
Resistência a Flexão	ISO 178, 2 mm/min	MPa	119	105
Modulo de Flexão	ISO 178, 2 mm/min	MPa	3300	2900
Resistência ao Impacto	ISO 180, Izod, com entalhe.	kJ/m <sup>2</sup>	7	6,5

Fonte: Autor.

A partir da descrição do cenário base no tópico 3.1 das informações sobre as etapas envolvidas no cenário, foi elaborado o inventário das peças plásticas dos medidores de energia inteligentes, apresentado na Tabela 10 e o inventário do processo de reciclagem das peças plásticas após serem coletadas dos imóveis (Tabela 11). Nota-se pela Tabela 11 que ao destinar as peças plásticas à reciclagem, evita-se a produção de 0,490 kg de PCv10FV, devido à eficiência de 98% do processo de reciclagem e das propriedades do PCr10FV apresentadas na Tabela 9 serem semelhantes as propriedades do PCv10FV.

Tabela 10 - Inventário da produção das peças plásticas.

Entradas	Quantidade	Unidade de medida
Transporte PCv10FV (marítimo)	9538	kgkm
Transporte PCv10FV (rodoviário)	100,400	kgkm
PCv10FV	0,520	kg

Processo de Injeção (energia elétrica)	1,700	kWh
Processo de injeção (água)	0,052	kg
Transporte conjunto de peças (rodoviário)	25	kgkm
Distribuição (rodoviário)	500	kgkm
Coleta (rodoviário)	500	kgkm
<b>Saídas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade de medida</b>
Conjunto de peças de PCv10FV	0,500	kg
Processo de injeção - Resíduo	0,020	kg
Processo de injeção - Água (evaporada)	0,00078	kg

Fonte: Autor.

Tabela 11 - Inventário do processo de reciclagem.

<b>Entradas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade de medida</b>
PCv10FV	0,500	kg
Reciclagem (energia elétrica)	0,300	kWh
Reciclagem (água)	0,570	kg
<b>Saídas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade de medida</b>
PCr10FV	0,490	kg
Reciclagem – Água (evaporada – 15%)	0,085	kg
Reciclagem – Resíduo (2%)	0,010	kg
<b>Material evitado</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade de medida</b>
PCv10FV (98%)	0,490	kg

Fonte: Autor.

Os dados dos inventários foram utilizados na modelagem do cenário base no *software* para obtenção dos resultados de desempenho ambiental por categoria de impacto e são apresentados no tópico 4.1 deste estudo.

### 3.3. INDICADOR DE CIRCULARIDADE DOS MATERIAIS

As métricas de circularidade são desenvolvidas para auxiliar empresas a mensurar e divulgar o progresso de seus negócios em relação à EC. As métricas podem ser usadas como critério de decisões permitindo comparar diferentes materiais, produtos e processos a fim de avaliar a circularidade em cenários diferentes (EMF, 2019).

Assim como há diversas definições de EC na literatura (KIRCHHERR et al., 2017), também há diversas métricas desenvolvidas para mensurar a EC. Alguns autores como Elia et al.

(2017), Kristensen e Mosgaard, (2020), Linder et al. (2017), Moraga et al. (2019), Parchomenko et al. (2019), Rossi et al. (2019) e Saidani et al. (2019) realizaram revisões da literatura afim de explorar essas métricas existentes na literatura desenvolvidas pela academia, empresas ou instituições.

Alguns autores como Kristensen e Mosgaard (2020), Moraga et al. (2019), Rossi et al. (2019) e Saidani et al. (2019) classificam as métricas de circularidade em três categorias:

- 1) Macro, aquelas utilizadas para mensurar a circularidade de países, regiões ou cidades;
- 2) Meso, direcionadas à medição de circularidade de parques industriais; e
- 3) Micro, as quais abrangem a circularidade de empresas e produtos.

Dentre os estudos encontrados na busca por métricas de circularidade, o estudo de Kristensen e Mosgaard (2020) se destaca por ser o mais recente e por apresentar apenas métricas para a categoria micro publicadas entre 2006 a 2019. Os autores analisam 30 métricas e as classificam em 9 categorias:

- 1) Reciclagem (REC): contém as métricas que envolvem a estratégia de uso de material reciclado em novos produtos ou a reciclagem de produtos que chegaram ao final de suas vidas.
- 2) Remanufatura (REM): categoria que inclui as métricas que consideram o reparo de componentes de um produto anterior para serem utilizados em novos produtos.
- 3) Reuso (REU): métricas sobre componentes ou produtos que passaram por nenhum ou pequenos ajustes para serem reutilizados.
- 4) Eficiência de recursos (ER): as métricas que pertencem a esta categoria foram desenvolvidas para mensurar a quantidade de materiais em produtos visando a redução de consumo de recursos.
- 5) Desmontagem (DES): contém métricas que mensuram o tempo necessário na desmontagem de produtos ou o custo da operação de desmontagem.
- 6) Extensão da vida útil (EXT): esta categoria cobre métricas com foco na durabilidade do produto.

- 7) Gerenciamento de resíduos (GR): métricas para mensurar a quantidade de resíduo associada à produção de um produto ou os possíveis impactos econômico e social daquele resíduo.
- 8) Gerenciamento de fim de vida (GFV): métricas desta categoria foram desenvolvidas principalmente para suportar escolhas de tratamento de fim de vida, tais como reciclagem, reuso ou disposição em aterro considerando os custos envolvidos em cada tipo de tratamento.
- 9) Indicadores multidimensionais (IM): esta categoria contém métricas que consideram mais de uma estratégia de economia circular ou que combinam diferentes métricas e que são difíceis de serem classificadas nas categorias anteriores.

O Quadro 2, adaptado da revisão de Kristensen e Mosgaard (2020), mostra a classificação das 30 métricas nas categorias descritas acima, em ordem alfabética. As informações do Quadro 2 foram utilizadas como recurso para a seleção da métrica de circularidade utilizada neste estudo.

Quadro 2 - Métricas de circularidade – Nível micro.

<b>Métrica</b>	<b>REC</b>	<b>REM</b>	<b>REU</b>	<b>ER</b>	<b>DES</b>	<b>EXT</b>	<b>GR</b>	<b>GFV</b>	<b>IM</b>
<i>Circular Economy Indicator</i> (CEI) (MAIO; REM, 2015)	x								
<i>Circular Economy Indicator Prototype</i> (CEIP) (CAYZER et al., 2017)									x
<i>Circular Economy Toolkit</i> (CET) (EVANS; BOCKEN, 2013)									x
<i>Circularity Calculator</i> (CC) (IDEAL&CO EXPLORE., 2016)	x		x						
<i>Circularity Design Guidelines</i> (CDG) (BOVEA; PÉREZ-BELIS, 2018)									x
<i>Combination Matrix</i> (CM) (FIGGE et al., 2018)	x	x				x			
<i>Decision Support Tool for Remanufacturing</i> (DSTR) (VAN LOON; WASSENHOVE, 2017)		x							
<i>Design Method of end-of-use Product Value Recovery</i> (EPVR) (CONG et al., 2019)								x	
<i>Disassembly Effort Index</i> (DEI) (DAS et al., 2000)					x				
<i>Ease of disassembly Metric</i> (eDIM) (VANEGAS et al., 2018)					x				
<i>Eco-cost Value Ratio</i> (EVR) (SCHEEPENS et al., 2016)				x					

<i>Eco-efficient Value Creation (EEVC)</i> (VOGTLANDER et al., 2017)	x				
<i>Effective Disassembly Time (EDT)</i> (MANDOLINI et al., 2018; MARCONI et al., 2018)				x	
<i>End-of-life Index (EOLI)</i> (LEE et al., 2014)					x
<i>End-of-life Indices (Design Methodology) (EOLI-DM)</i> (FAVI et al., 2017)					x
<i>Longevity Indicator (resource duration) (LI)</i> (FRANKLIN-JOHNSON et al., 2016)				x	
<i>Material Circularity Indicator (MCI)</i> (EMF, 2015a)	x	x		x	x
<i>Material Reutilization Score (MRS)</i> (CRADLE TO CRADLE PRODUCTS INNOVATION INSTITUTE, 2016)	x				
<i>Mathematical Model to Assess Sustainable Design and end-of-life options (SDEO)</i> (AMELI et al., 2019)					x
<i>Model of Expanded Zero Waste Practice (EZWP)</i> (VELEVA et al., 2017)				x	
<i>Multi-criteria Decision Analysis Combining Material Circularity Indicators &amp; life cycle based Indicators (MCDA-ML)</i> (NIERO; KALBAR, 2019)					x
<i>Product Recovery Multi-criteria Decision Tool (PR-MCDT)</i> (ALAMEREW; BRISSAUD, 2019)					x
<i>Product-level Circularity Metric (PLCM)</i> (LINDER et al., 2017)	x	x			
<i>Recycling Desirability Index (RDI)</i> (MOHAMED SULTAN et al., 2017)	x				
<i>Recycling Indices (RI)</i> (VAN SCHAİK; REUTER, 2016)	x				
<i>Remanufacturing Product Profiles (REPRO<sup>2</sup>)</i> (ZWOLINSKI et al., 2006)			x		
<i>Reuse Potential Indicator (RPI)</i> (PARK; CHERTOW, 2014)	x				
<i>Sustainability Indicators in CE (SICE)</i> (MESA et al., 2018)	x	x			x
<i>Typology for Quality Properties (TQP)</i> (IACOVIDOU et al., 2019)				x	
<i>Value-based Resource Efficiency Indicator (VRE)</i> (DI MAIO et al., 2017)				x	

Fonte: Adaptado de Kristensen e Mosgaard (2020)

A princípio, foram selecionadas as métricas que estão contidas na categoria REC, por ser a reciclagem um fator importante a ser abordado neste estudo. Dentre as 30 métricas apresentadas, apenas 10 estão dentro da categoria de Reciclagem: CEI, CC, CM, MCI, MRS, PLCM, RDI, RI, RPI e SICE.

A métrica CEI desenvolvida por Maio e Rem (2015) visa mostrar os benefícios econômicos da reciclagem de materiais pela divisão do valor econômico dos materiais reciclados

pelo valor econômico dos mesmos materiais antes de serem reciclados. Assim, quanto maior o valor agregado ao material reciclado, maior o benefício econômico daquele material.

A CC desenvolvida por IDEAL&CO EXPLORE (2016) é uma métrica de circularidade *online* que também visa mensurar os benefícios econômicos do reuso de peças, do uso de material reciclado e da destinação dos materiais para a reciclagem em ciclo fechado.

Já a métrica CM (FIGGE et al., 2018) visa combinar a circularidade de materiais com a extensão de vida útil desse mesmo material e reportar em número único entre 1 e infinito. Quanto maior a circularidade e/ou a extensão da vida do material, maior é o número encontrado. Os autores defendem que tanto a circularidade como a longevidade dos materiais são importantes, pois, um material pode ser usado poucas vezes, por longos períodos ou muitas vezes em períodos curtos.

O MCI apresenta o grau de circularidade de um produto material em um número entre 0 e 1 sendo que, quanto mais próximo de 1, maior é grau de circularidade do produto. O MCI é considerado uma métrica robusta por adotar parâmetros sobre reuso, conteúdo de material reciclado, eficiência do processo de reciclagem, a vida útil do produto e sobre o tratamento de fim de vida desse produto (EMF, 2015b).

A MRS considera como parâmetros dos cálculos as porcentagens de uso de materiais reciclados ou de fontes renováveis bem como o uso de materiais que podem ser reciclados, biodegradáveis ou utilizados em compostagem. O resultado é mostrado em um número entre 0 e 100, sendo que quanto mais próximo de 100, maior é o índice de reutilização de materiais de um dado produto (CRADLE TO CRADLE PRODUCTS INNOVATION INSTITUTE, 2016).

A PLCM é uma métrica de circularidade de produtos considerando os valores econômicos como base dos cálculos. O resultado da aplicação da PLCM é um número entre 0 e 1, encontrado através da razão entre o valor econômico do material que foi reciclado, reutilizado ou remanufaturado pelo valor econômico do produto total sendo que , quanto mais próximo de 1, maior é a circularidade daquele produto (LINDER et al., 2017).

A RDI também indica em um número entre 0 e 1 o quão “desejável”, ou seja, quão vantajosa é a reciclagem dos materiais de um determinado produto levando em consideração a quantidade de material com potencial de reciclabilidade em relação ao peso total do produto e a tecnologia necessária para a reciclagem daquele material (MOHAMED et al., 2017).



A métrica RI está relacionada à porcentagem de um produto ou material com potencial de reciclabilidade em relação ou peso total do mesmo produto ou material sendo que quanto maior o valor de RI, maior é o conteúdo que pode ser reciclado do produto ou material (VAN SCHAİK e REUTER, 2016).

A RPI assim como o MCI, a PLCM e a RDI, mostra em um número entre 0 e 1 qual a possibilidade de um material, considerado resíduo ser reciclado e reutilizado (PARK e CHERTOW, 2014).

A métrica de circularidade SICE é na verdade um conjunto de métricas desenvolvidas para mensurar a performance de sustentabilidade de famílias de produtos, considerando a capacidade de compartilhamento dos componentes entre produtos da mesma família. Os resultados das métricas SICE são apresentados em valores entre 0 e 1, considerando os potenciais benefícios de reuso e reciclagem de materiais e a modularidade de componentes (MESA et al., 2018).

Após a análise das métricas brevemente relatadas acima, as métricas CEI, CC e PLCM foram descartadas da lista de possíveis métricas a serem utilizadas neste estudo por tratarem de dados econômicos, e não houve uso de dados econômicos neste estudo. A métrica CM foi excluída também pois o foco deste estudo é a circularidade e não a extensão da vida do produto. Já a métrica RI foi excluída por considerar apenas a quantidade de material com potencial de ser reciclada em um produto e não considerar a origem do material que já está sendo utilizado neste mesmo produto. A RPI foi eliminada da possibilidade de uso neste estudo por ter foco em recuperação de materiais em fim de vida enquanto neste estudo o foco é a influência de uso de material reciclado no produto. Por fim, a MRS foi eliminada, devido à dificuldade de encontrar estudos sobre a aplicação dessa métrica.

o MCI foi a métrica selecionada para aplicação neste estudo por ser uma das métricas que apresenta um valor único, entre 0 e 1, por não ser baseado em valores econômicos, por considerar apenas um produto e não uma família de produtos e ser robusta com parâmetros sobre uso de material reciclado, tratamento do material quando em fim de vida e a eficiência do processo de reciclagem (EMF, 2015a).

De acordo com EMF (2015) no MCI, são consideradas as seguintes entradas:

- Entradas do processo: considerando quanto do material é de origem virgem, reciclada ou reutilizada.
- Utilização durante a etapa de uso: considera a durabilidade do produto.
- Destinação pós uso: considera o destino do produto, como reciclagem ou reutilização.
- Eficiência da reciclagem: eficiência do processo de reciclagem do material que foi usado como matéria prima no produto e a eficiência do processo de reciclagem desse material utilizado no produto após a vida útil do mesmo.

O modelo do MCI foi construído com base nas seguintes premissas (EMF, 2015a):

- O indicador não favorece explicitamente ciclos fechados. Ou seja, a matéria-prima reciclada não precisa ser proveniente do mesmo produto assim como o material coletado para reciclagem não precisa retornar a produtos de mesma função e permite uso do material em outros sistemas.
- Supõe-se que o material recuperado no final do uso do produto possa ser processado com uma qualidade semelhante à do material virgem original. Além disso, os produtos ou negócios são beneficiados (maior pontuação) quando os materiais não são destinados à aterro.

O cálculo do MCI é baseado na combinação de equações que consideram a quantidade de material virgem usada (V), a quantidade de resíduos atribuídos ao produto (W) e o fator de utilidade do produto (X). O Quadro 3 mostra os parâmetros envolvidos no cálculo e suas definições.

Quadro 3 - Definições dos parâmetros usados no cálculo de MCI.

Parâmetros	Unidade de medida	Definição
M	kg	Massa do produto
Fr	%	Porcentagem de matéria-prima de fontes recicladas no produto
Fu	%	Porcentagem de matéria-prima de fontes de reuso no produto
Fs	%	Porcentagem de matéria-prima de fontes biológicas
V	kg	Massa de matéria-prima virgem usada no produto
Cc	%	Porcentagem do produto coletada e destinada à compostagem

Parâmetros	Unidade de medida	Definição
Ce	%	Porcentagem do produto coletada e destinada à recuperação de energia O material deve ser biológico
Cr	%	Porcentagem do produto coletada e destinada à reciclagem
Cu	%	Porcentagem do produto destinada à reutilização
Ec	%	Eficiência do processo de reciclagem do material que foi utilizado no produto que quando em fim de vida, foi destinado à reciclagem
Ee	%	Eficiência do processo de recuperação de energia
Ef	%	Eficiência do processo de fabricação da matéria-prima reciclada para ser utilizada no produto
L	anos	Vida útil média real do produto
Lav	anos	Vida útil média real de produtos de mesma função
U	quantidade	Número médio real de unidades funcionais atingidas durante o uso do produto
Uav	quantidade	Número médio real de unidades funcionais obtidas durante o uso do produto médio de mesma função
W	kg	Massa de resíduos irrecuperáveis associados ao produto
W0	kg	Massa de resíduos irrecuperáveis associados ao produto que vão para aterros, geração de energia ou outro tipo de processo no qual o material não é recuperável
Wc	kg	Massa de resíduos irrecuperáveis gerados no processo de reciclagem de partes do produto
Wf	kg	Massa de resíduos irrecuperáveis gerados na produção de matéria-prima reciclada para o produto
LFI	-	Índice de linearidade
X	-	Utilidade do produto
F(X)	-	Fator de utilidade em função da utilidade X do produto

Fonte: Adaptada de EMF (2015).

Primeiramente, deve-se calcular a quantidade de material virgem ( $V$ ) usada no produto. Para isso, necessita-se saber a porcentagem de material de origem reciclada ( $F_R$ ), a porcentagem de material de origem de reuso ( $F_U$ ), a porcentagem de material biológico ( $F_S$ ) e a massa total deste produto ( $M$ ), como mostra a equação 1.

$$V = M x (1 - F_R - F_U - F_S) \quad (\text{Equação 1})$$

No cenário base das peças plásticas do medidor de energia inteligente, não há reuso das peças, não há uso de fontes biológicas e não há uso de conteúdo reciclado na produção das mesmas, caracterizando  $F_u = 0$ ,  $F_s = 0$  e  $F_r = 0$ . Assim, para o cenário base o valor de  $V$  é exatamente a quantidade de PCv10FV, 0,5 kg.

Outra informação importante para o cálculo do MCI é a quantidade de resíduos irrecuperáveis ( $W_0$ ) associados ao produto. Para isso, deve-se considerar a partir da massa total das peças plásticas ( $M$ ), a porcentagem de material coletada e destinada à reciclagem ( $C_R$ ), a porcentagem de material que irá ser reutilizada ( $C_U$ ), a porcentagem de material biológico destinada à compostagem ( $C_C$ ) a porcentagem de material biológico que será usada para recuperação de energia ( $C_E$ ), como apresentado na equação 2. No cenário base, nenhuma peça plástica é destinada à compostagem, não há uso de material biológico e portanto, não há porcentagem biológica destinada à recuperação de energia e nenhuma peça plástica é destinada à reutilização, caracterizando  $C_c = 0$ ,  $C_e = 0$  e  $C_u = 0$ . Assim como na ACV, foi considerado que no cenário base, as peças são 100% destinadas à reciclagem quando em fim de vida, então, para o MCI, o parâmetro  $C_r$  é igual a 1.

$$W_0 = Mx(1 - C_R - C_U - C_C - C_E) \quad (\text{Equação 2})$$

Especificamente para a reciclagem, é calculado a quantidade de resíduo irrecuperáveis do processo ( $W_c$ ), através da equação 3, considerando a porcentagem de material coletado e destinado a reciclagem ( $C_R$ ), que neste caso é 1, e a eficiência do processo de reciclagem do material que foi utilizado no produto e que, quando em fim de vida, foi destinado à reciclagem ( $E_c$ ). Supondo ser o Sintronics o responsável pelo processo de reciclagem das peças plásticas após o uso, com eficiência de 98% no processo de reciclagem, para o cenário base foi considerado  $E_c = 0,98$ .

$$W_C = M \times C_R (1 - E_C) \quad (\text{Equação 3})$$

Além de  $W_0$  e  $W_C$ , é necessário conhecer a quantidade de resíduos irre recuperáveis associados ao processo de fabricação da matéria prima reciclada utilizada no produto ( $W_F$ ), considerando a porcentagem de material de origem reciclada ( $F_R$ ), a eficiência ( $E_F$ ) do processo de fabricação da matéria-prima reciclada, conforme a equação 4:

$$W_F = M \times \frac{F_R (1 - E_F)}{E_F} \quad (\text{Equação 4})$$

No entanto, para o cenário base,  $F_R = 0$ , pois não há utilização de conteúdo reciclado na produção das peças, e portanto, os parâmetros  $E_f$  e  $W_f$  sobre a eficiência do processo de reciclagem do material utilizado como matéria prima e resíduos da reciclagem são iguais a 0.

Assume-se  $E_C = E_F$  quando o processo de fabricação da matéria prima reciclada a ser utilizada no produto é o mesmo processo de reciclagem dos materiais utilizados no produto quando o mesmo alcançar o fim de vida. Desse modo, para evitar que o resíduo da reciclagem seja considerado em dobro usa-se a abordagem 50:50 onde os valores de  $W_C$  e  $W_F$  são somados e divididos por 2, como mostra a equação (5).

$$\frac{(W_C + W_F)}{2} \quad (\text{Equação 5})$$

Em outras palavras, essa abordagem atribui 50% de  $W_F$  ao produto anterior de onde veio a matéria-prima reciclada e 50% de  $W_C$  ao produto seguinte que usará o material coletado e reciclado.

A partir dos valores de  $W_0$ ,  $W_c$  e  $W_f$ , é possível encontrar a massa de resíduos irrecuperáveis associados as peças plásticas dos medidores ( $W$ ) utilizando a equação (6).

$$W = W_0 + \frac{(W_C + W_F)}{2} \quad (\text{Equação 6})$$

Como passo seguinte, é necessário calcular o Indicador de Fluxo Linear (LFI, em inglês) associado ao produto. Este índice é um valor entre 0 e 1, onde 1 representa que o fluxo é completamente linear e 0 que o fluxo é completamente restaurativo, circular. A equação do LFI é dada por:

$$LFI = \frac{V + W}{2 \times M + \frac{W_F - W_C}{2}} \quad (\text{Equação 7})$$

Para encontrar o MCI de um produto/material, é necessário conhecer o valor de  $X$ , ou seja, a utilidade do produto pela equação 8 considerando sua vida útil ( $L$ ), a vida útil de produtos de mesma categoria ( $L_{av}$ ), a quantidade de funcionalidades do produto ( $U$ ) e a quantidade de funcionalidades dos produtos de mesma categoria ( $U_{av}$ ).

$$X = \left(\frac{L}{L_{av}}\right) \times \left(\frac{U}{U_{av}}\right) \quad (\text{Equação 8})$$

No cenário base, foi considerado que a função das peças tanto para aquelas consideradas neste estudo como para as peças utilizadas em medidores de energia inteligentes de outras marcas existentes no mercado é a mesma: proteger os componentes internos do medidor de energia inteligente. Portanto,  $U = U_{av} = 1$ .

De acordo com Sias (2017), a vida útil média de um medidor de energia inteligente é de 20 anos. Considerando que as peças plásticas são utilizadas por 20 anos e que as peças plásticas

utilizadas nos medidores de energia inteligentes de mesma categoria apresentam vidas úteis semelhantes, assume-se  $L = L_{av} = 1$ .

O valor de 0,9 é uma constante pré-estabelecida por EMF (2015) pela qual o valor de  $X$  é dividido a fim de encontrar o Fator de utilidade  $F(x)$  do produto como mostra a equação 9 a seguir.

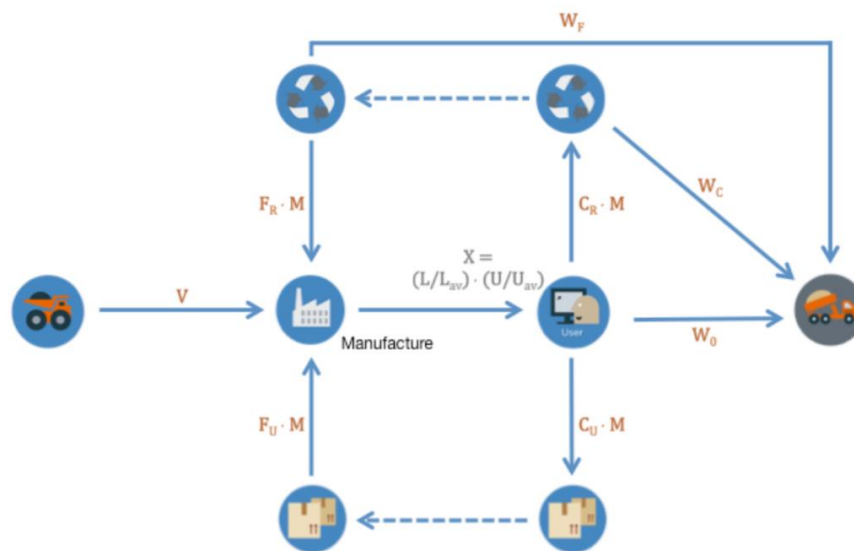
$$F(X) = \frac{0,9}{X} \quad (\text{Equação 9})$$

Assim, o cálculo do Indicador de Circularidade de Materiais (MCI) é dado por:

$$MCI = 1 - LFI \times F(X) \quad (\text{Equação 10})$$

A Figura 8 mostra a representação diagramática do cálculo do MCI considerando os parâmetros descritos no Quadro 3 e as equações demonstradas acima.

Figura 8 - Representação diagramática dos cálculos do MCI.



Fonte: EMF (2019).

### 3.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

De acordo com Glogić (2020), as análises de sensibilidade são utilizadas como parte da interpretação dos resultados obtidos na ACV afim de verificar a consistência, integridade e sensibilidade dos mesmos em relação aos dados coletados, fronteiras do sistema ou método abordado.

Além de ser interessante para entender a robustez dos resultados obtidos na ACV, as análises de sensibilidade, neste caso dos resultados da ACV e MCI aplicados ao estudo sobre as peças plásticas dos medidores de energia inteligentes, são fontes de informações importantes para atingir o objetivo principal desse estudo, uma análise comparativa das metodologias ACV e MCI. Resumidamente, o cenário base é representado pela produção das peças plásticas dos medidores de energia inteligentes utilizando PCv10FV e destinação das peças 100% à reciclagem quando em fim de vida. Neste sentido, há a preocupação em verificar a sensibilidade dos resultados obtidos para o cenário base em detrimento da variação de alguns dados de entrada. Para isso, foram realizadas análises de sensibilidade dos seguintes pontos:

Porcentagem de conteúdo reciclado utilizada na produção das peças plásticas (AS1): nesta análise é estudado o efeito de considerar conteúdo reciclado na produção das peças plásticas mantendo a destinação das mesmas 100% à reciclagem quando em fim de vida. A AS1 é composta pelo cenário base, no qual é considerado o uso de somente material virgem + 10 cenários nos quais é considerado o uso de conteúdo reciclado de 10% a 100%. O intuito dessa análise de sensibilidade é entender o comportamento dos resultados da ACV e MCI em relação ao aumento de conteúdo reciclado nas peças plásticas.

Devido a abordagem *cut-off* não há dados de entrada sobre a produção do PCr10FV. No entanto, foi considerado que o PCr10FV é fornecido pelo Sinctronics (Sorocaba - SP) e transportado à empresa responsável pela injeção das peças dos medidores de energia, 50 km distante do Sinctronics. O transporte do PCr10FV é realizado por caminhões com capacidade desconhecida e então foram utilizadas as recomendações da BS EN 50693:2019 para definição dos dados de transporte do material reciclado. Assim, os cenários AS1-1 a AS1-10 contemplam



os mesmos processos do cenário base (produção do PCv10FV, transporte do PCv10FV, injeção das peças, transporte das peças, distribuição, coleta e reciclagem) mais o transporte do PCr10FV.

As quantidades de energia elétrica e água consumidas e resíduos gerados no processo de injeção das peças nos cenários da análise de sensibilidade foram considerados os mesmos devido as propriedades do PCv10FV e PCr10FV serem próximas, como foi mostrado na Tabela 9.

A

Tabela 12 mostra os cenários considerados na AS1 em relação a porcentagem de conteúdo reciclado utilizada nas peças plásticas dos medidores de energia inteligentes. Nota-se que com o aumento do conteúdo reciclado nas peças plásticas, há diminuição dos créditos da reciclagem por evitar conteúdo virgem. O crédito pela reciclagem é atribuído somente à porcentagem de material virgem utilizada na produção das peças plásticas de forma a evitar a dupla contagem de créditos (créditos por conteúdo reciclado + créditos pela reciclagem).

Tabela 12 – Descrição dos cenários - AS1.

<b>Cenário</b>	<b>Conteúdo reciclado (%)</b>	<b>Conteúdo virgem (%)</b>	<b>Destinação Final</b>	<b>Créditos por material evitado (%)</b>
Cenário base	0	100	100% Reciclagem	100
AS1-1	10	90	100% Reciclagem	90
AS1-2	20	80	100% Reciclagem	80
AS1-3	30	70	100% Reciclagem	70
AS1-4	40	60	100% Reciclagem	60
AS1-5	50	50	100% Reciclagem	50
AS1-6	60	40	100% Reciclagem	40
AS1-7	70	30	100% Reciclagem	30
AS1-8	80	20	100% Reciclagem	20
AS1-9	90	10	100% Reciclagem	10
AS1-10	100	0	100% Reciclagem	0

Fonte: Autor.

Tratamento das peças em fim de vida (AS2): Nesta análise há a preocupação de entender as variações nos resultados da ACV e MCI quando substituindo a destinação das peças 100% à reciclagem por 100% a aterro no tratamento em fim de vida das peças plásticas. Além disso, há

cenários que, além de considerar a destinação das peças em aterro, é considerado o uso de conteúdo reciclado na fabricação das mesmas, como mostra a Tabela 13. A intenção é mostrar os resultados da ACV e MCI em relação a escolha do tratamento de fim de vida e do uso de conteúdo reciclado e verificar se há diferenças entre os resultados desta análise, AS2, com a anterior (AS1). Assim como na AS1, nos cenários AS2-2 a AS2-11 os créditos e encargos do conteúdo reciclado não são considerados devido a abordagem *cut-off*. Além disso, é importante notar que dentre os cenários da AS2, apenas o cenário base permanece recebendo créditos por material reciclado, pois, ao considerar destinação final a aterro nos cenários AS2-1 a AS2-11, não há recuperação de nenhum material.

Tabela 13 – Descrição dos cenários - AS2.

<b>Cenário</b>	<b>Conteúdo reciclado (%)</b>	<b>Conteúdo virgem (%)</b>	<b>Destinação final</b>	<b>Créditos por material evitado (%)</b>
Cenário base	0	100	100% Reciclagem	100
AS2-1	0	100	100% Aterro	-
AS2-2	10	90	100% Aterro	-
AS2-3	20	80	100% Aterro	-
AS2-4	30	70	100% Aterro	-
AS2-5	40	60	100% Aterro	-
AS2-6	50	50	100% Aterro	-
AS2-7	60	40	100% Aterro	-
AS2-8	70	30	100% Aterro	-
AS2-9	80	20	100% Aterro	-
AS2-10	90	10	100% Aterro	-
AS2-11	100	0	100% Aterro	-

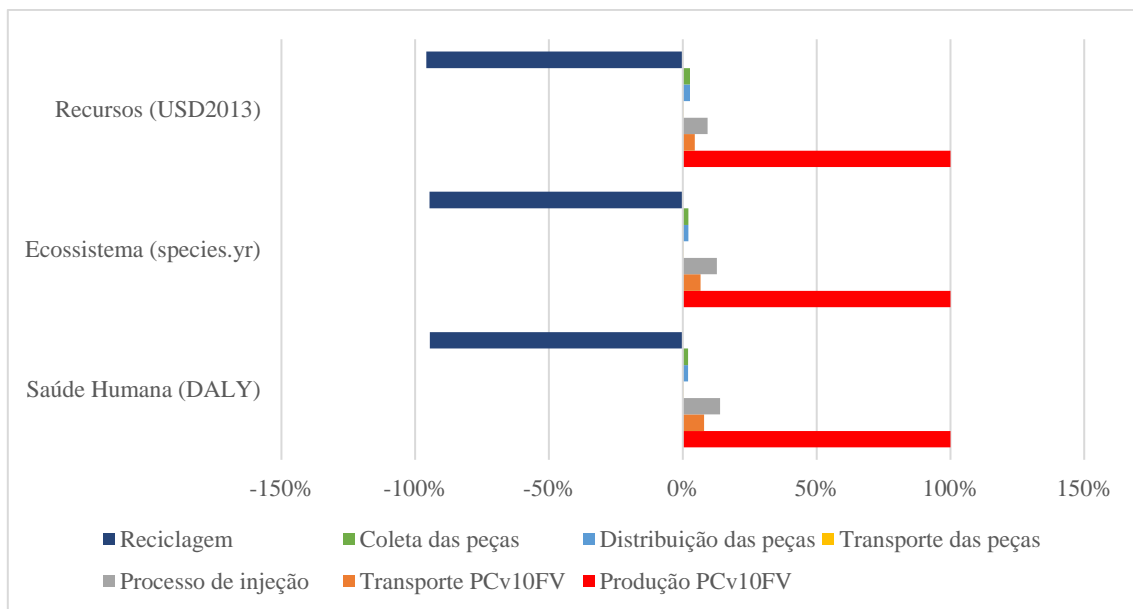
Fonte: Autor.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

Para realizar a AICV das peças de PCv10FV utilizadas nos medidores inteligentes, foi utilizado o *software SimaPro* (versão 9.0.0.30) e o método de AICV *ReCiPe* 2016 (*endpoint*). Os resultados para o estudo das peças dos medidores de energia inteligentes encontrados pela abordagem *midpoint* estão apresentados no ANEXO A. A Figura 9 mostra os resultados do cenário base do estudo em porcentagem de contribuição das etapas e por categoria de impacto, gerados pelo *software*. A Tabela 14 apresenta os resultados da contribuição das etapas do ciclo de vida das peças plásticas para as categorias Recursos, Ecosistema e Saúde Humana em suas respectivas unidades de medida, USD2013, Species.yr e DALY.

Figura 9 – Resultados em termos percentuais do cenário base considerando a contribuição das etapas por categoria de impacto.



Fonte: Autor.

Tabela 14 - Resultados em termos absolutos do cenário base considerando a contribuição das etapas por categoria de impacto.

<b>Categoria</b>	<b>PCv10FV</b>	<b>Transporte e PCv10FV</b>	<b>Processo de injeção</b>	<b>Transporte das peças</b>	<b>Distribuição das peças</b>	<b>Coleta das peças</b>	<b>Reciclagem</b>	<b>Total</b>
Saúde Humana (DALY)	6,46E-06	5,12E-07	9,02E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	-6,11E-06	2,02E-06
Ecosistema (species.yr)	1,45E-08	9,53E-10	1,84E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	-1,37E-08	4,20E-09
Recursos (USD2013)	3,57E-01	1,60E-02	3,29E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	-3,43E-01	8,36E-02

Fonte: Autor.

A partir dos resultados obtidos na ACV do cenário base, nota-se que a produção do PCv10FV é responsável pela maior contribuição nos resultados das três categorias analisadas, equivalentes a 6,46E-06 DALY na categoria Saúde Humana, 1,45E-08 species.yr da categoria de Ecosistema e 3,57E-01 USD2013 dos Recursos. O processo de injeção aparece como a segunda etapa mais impactante nas três categorias, contribuindo com 9,02E-07 DALY para a Saúde Humana, 1,84E-09 species.yr na categoria Ecosistema e 3,29E-02 USD 2013 na categoria Recursos. Nota-se que os impactos gerados pelo processo de injeção, mesmo sendo a segunda etapa mais impactante no ciclo de vida das peças plásticas, é cerca de 86%, 87% e 91% menores que os impactos gerados pela produção do PCv10FV nas categorias de Saúde Humana, Ecosistema e Recursos, respectivamente.

Assim como observado neste estudo, Glogić (2020) relata que nos cenários do caso das baterias alcalinas, a etapa de manufatura que inclui dados desde a produção dos materiais até a produção das baterias, é a etapa com maior contribuição (de 50% a 90%, dependendo do cenário), no resultado total das categorias Saúde Humana, Ecosistema e Recursos. Lonca et al. (2020) relatam que a produção do PET virgem e a produção das garrafas de PET são as etapas responsáveis por ao menos 50% dos resultados totais da categoria de mudanças climáticas.

Ademais, assim como apresentado por Ciceri et al. (2018) no cenário base do estudo sobre telefones celulares, utilizando somente materiais virgens, os impactos causados por etapas de transporte são considerados baixos em relação as outras etapas do ciclo de vida das peças

plásticas. No caso das peças plásticas dos medidores de energia inteligentes, considerando as contribuições das etapas que são representadas apenas por dados de transporte (transporte PCv10FV, transporte das peças, distribuição e coleta das peças), juntos, representam cerca de  $7,70E-07$  DALY na Saúde Humana,  $1,58E-09$  species.yr da categoria Ecossistema e  $3,60E-02$  USD2013 na categoria Recursos. Nota-se que o impacto gerado por etapas de transporte em conjunto é cerca de 88%, 89% e 90% menores que o impacto causado durante a produção do PCv10FV nas categorias Saúde Humana, Ecossistema e Recursos, respectivamente.

Por fim, é possível observar pela Figura 9 que o processo de reciclagem do PCv10FV utilizado nas peças plásticas dos medidores de energia apresenta contribuição positiva para as três categorias de impacto analisadas devido aos créditos por evitar a produção de 0,49 kg de PCv10FV. Para a Saúde Humana, é notado uma redução de  $-6,11E-06$  DALY no impacto, para a categoria Ecossistema o impacto positivo é de  $-1,37E-08$  species.yr e para a categoria de Recursos, o impacto é de  $-3,43E-01$  USD2013.

Considerando os impactos negativos das etapas de produção do PCv10FV, processo de injeção das peças e transportes e os impactos positivos da reciclagem, o ciclo de vida das peças plásticas no cenário base é responsável por  $2,02E-06$  DALY de impacto na Saúde Humana,  $4,20E-09$  species.yr de impacto na categoria de Ecossistema e  $8,36E-02$  USD2013 na categoria de Recursos.

#### 4.2. MCI APLICADO AO ESTUDO

Conforme a descrição da metodologia do MCI mostrada no tópico 3.3, os parâmetros e o resultado do MCI para o cenário base, estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 - Valores dos parâmetros MCI para o cenário base.

Parâmetro	Unidade de medida	Valor	Comentário
M	kg	0,500	Massa total das peças plásticas é de 0,500 kg
Fr	%	0	Não há uso de material de fonte reciclada na produção das peças plásticas do cenário base

Fu	%	0	Não há uso de peças de fonte de reuso nos medidores de energia do cenário base
Fs	%	0	Não há uso de material de fonte biológica na produção das peças plásticas do cenário base
V	kg	0,500	Toda quantidade de material utilizada na produção das peças plásticas do cenário base é virgem, calculado pela (Equação 1)
Cc	%	0	Não há porcentagem de peças plásticas coletadas e destinadas à compostagem após o uso das mesmas no cenário base
Ce	%	0	Não há porcentagem de peças plásticas coletadas e destinadas à recuperação de energia após o uso das mesmas no cenário base
Cr	%	100	100% das peças é destinado à reciclagem após o uso das mesmas no cenário base
Cu	%	0	Não há peças destinadas a reuso após o uso das mesmas no cenário base
Ec	%	98	Considerando o processo de reciclagem do Sintronics, 98% eficiente.
Ee	%	0	Não há porcentagem de peças plásticas coletadas e destinadas à recuperação de energia após o uso das mesmas no cenário base
Ef	%	0	Não há uso de material de fonte reciclada na produção das peças plásticas do cenário base
$\frac{L}{L_{av}}$	-	1	Vida média útil das peças plásticas considerada igual a vida média útil de peças plásticas de mesma categoria de produto.
$\frac{U}{U_{av}}$	-	1	Número médio real de unidades funcionais das peças plásticas considerado igual ao número médio real de unidades funcionais de peças plásticas de mesma categoria de produto.
W	kg	0,005	Quantidade de massa de resíduos irre recuperáveis associadas as peças plásticas, referente à 50% do valor de Wc
W0	kg	0	Não há peças destinadas a aterro ou recuperação de energia após o uso das mesmas no cenário base
Wc	kg	0,010	Quantidade de resíduo gerado no processo de reciclagem das peças plásticas após o uso, 2% da massa total das peças, calculado pela (Equação 5)
Wf	kg	0	Não há uso de material de fonte reciclada na produção das peças plásticas do cenário base
X	-	1	Pois $L/L_{av}$ e $U/U_{av}$ são iguais a 1 calculado pela (Equação 8)
F(X)	-	1	Pois X igual a 1, calculado pela (Equação 9)
LFI	-	0,502	Calculado pela (Equação 7)

---

MCI	-	0,548	Calculado pela (Equação 10)
-----	---	-------	-----------------------------

---

Fonte: Autor.

O Cenário base apresentou resultados relativamente médios tanto para o LFI como para o MCI, 0,502 e 0,548, respectivamente, considerando que o mínimo é de 0 e máximo de 1. Possivelmente, os resultados de LFI e MCI estão relacionados ao parâmetro  $Cr = 1$ , considerando que 100% das peças foram destinadas à reciclagem quando em fim de vida.

### 4.3. INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Resumidamente, os dados da Figura 9 mostram que, dentre as etapas consideradas no ciclo de vida das peças plásticas, a produção do PCv10FV é a principal causa dos impactos ambientais. Além disso, considerar a reciclagem como tratamento em fim de vida das peças plásticas e receber créditos por evitar a produção de PCv10FV contribuí positivamente para o desempenho ambiental das mesmas.

A fim de explorar a metodologia e gerar dados para agregar a análise comparativa do MCI e ACV, neste tópico foram realizadas as análises de sensibilidade 1 e 2 do MCI em relação à porcentagem de conteúdo reciclado e tratamento em fim de vida para o caso das peças plásticas dos medidores de energia inteligente.

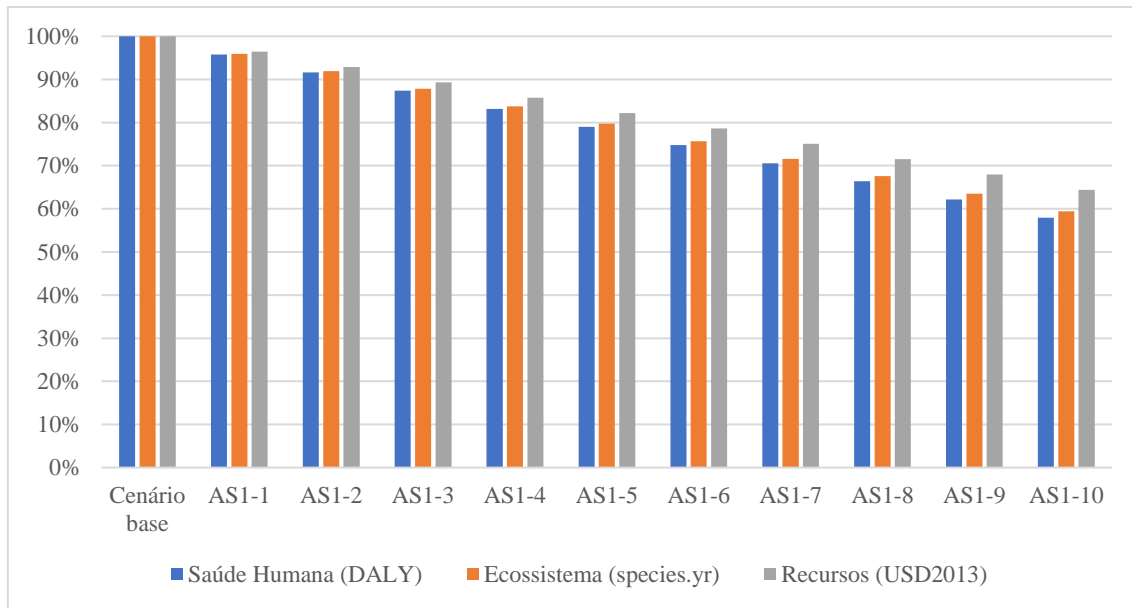
#### 4.3.1. Análise de sensibilidade 1 (AS1) – Variação no Conteúdo reciclado

O objetivo da análise de sensibilidade 1 é identificar o comportamento de ambas metodologias em relação ao uso de conteúdo reciclado na produção das peças plásticas como substituto do PCv10FV.

A Figura 10 e a Tabela 16 mostram os resultados encontrados a partir da análise de sensibilidade 1 para as três categorias de impacto consideradas neste estudo variando a

quantidade de conteúdo reciclado, mantendo a destinação das peças plásticas à reciclagem quando em fim de vida, após 20 anos.

Figura 10 - Resultados AS1 – ACV.



Os cenários sofrem aumento de uso de conteúdo reciclado, de 10% em 10% sendo AS1-1, 0% uso de conteúdo reciclado, destinando 100% das peças à reciclagem e o cenário AS1-10, uso de 100% conteúdo reciclado, destinando 100% das peças à reciclagem, conforme Tabela 12.

Fonte: Autor.

Tabela 16 - Resultados AS1 – ACV.

Categoria	Cenário base	AS1-1	AS1-2	AS1-3	AS1-4	AS1-5	AS1-6	AS1-7	AS1-8	AS1-9	AS1-10
Saúde Humana (DALY)	2,02E-06	1,94E-06	1,86E-06	1,77E-06	1,69E-06	1,60E-06	1,52E-06	1,43E-06	1,34E-06	1,26E-06	1,17E-06
Ecosistema (species.yr)	4,20E-09	4,03E-09	3,86E-09	3,69E-09	3,52E-09	3,35E-09	3,18E-09	3,01E-09	2,84E-09	2,67E-09	2,50E-09
Recursos (USD2013)	8,37E-02	8,07E-02	7,78E-02	7,48E-02	7,18E-02	6,88E-02	6,58E-02	6,29E-02	5,99E-02	5,69E-02	5,39E-02

Fonte: Autor.

Nota-se pela Figura 10 que utilizar material reciclado causa reduções significativas nos resultados totais das três categorias analisadas. É importante retomar que, ao aumentar a quantidade de conteúdo reciclado nas peças plásticas, há redução de utilização de conteúdo virgem, no caso, de PCv10FV e que a produção do PCv10FV é responsável pela maior contribuição dos impactos causados no cenário base, como visto previamente na Figura 9. Ao



comparar os resultados do cenário AS1-1 com os resultados do cenário base, é possível identificar que o uso de 10% de conteúdo reciclado é responsável por reduzir 4% dos impactos nas categorias de Saúde Humana, Ecossistema e Recursos. Por outro lado, no cenário AS1-10, representado pelo uso de 100% conteúdo reciclado há redução de 42% dos impactos à saúde humana, 41% dos impactos ao ecossistema e 36% no consumo de recursos ao comparado ao cenário base.

A Tabela 17 mostra os resultados dos cenários base e AS1-10 separados por etapa do ciclo de vida das peças plásticas.

Tabela 17 - Comparação cenário base e cenário AS1-10.

<b>Cenário Base</b>									
<b>Categoria</b>	<b>PCv10F V</b>	<b>Transporte PCv10F V</b>	<b>Transporte PCr10F V</b>	<b>Processo de injeção</b>	<b>Transporte das peças</b>	<b>Distribuição das peças</b>	<b>Coleta das peças</b>	<b>Reciclagem</b>	<b>Total</b>
Saúde Humana (DALY)	6,46E-06	5,12E-07	0,00E+00	9,02E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	-6,11E-06	2,02E-06
Ecossistema (species.yr)	1,45E-08	9,53E-10	0,00E+00	1,84E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	-1,37E-08	4,20E-09
Recursos (USD2013)	3,57E-01	1,60E-02	0,00E+00	3,29E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	-3,43E-01	8,36E-02
<b>Cenário AS1-10</b>									
<b>Categoria</b>	<b>PCv10F V</b>	<b>Transporte PCv10F V</b>	<b>Transporte PCr10F V</b>	<b>Processo de injeção</b>	<b>Transporte das peças</b>	<b>Distribuição das peças</b>	<b>Coleta das peças</b>	<b>Reciclagem</b>	<b>Total</b>
Saúde Humana (DALY)	0,00E+00	0,00E+00	1,04E-08	9,06E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	0,00E+00	1,17E-06
Ecossistema (species.yr)	0,00E+00	0,00E+00	2,43E-11	1,84E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	0,00E+00	2,50E-09
Recursos (USD2013)	0,00E+00	0,00E+00	7,89E-04	3,29E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	0,00E+00	0,053928

Fonte: Autor.

A partir da Tabela 17 é possível notar as etapas semelhantes e diferentes entre o cenário base e o AS1-10. Nota-se que no cenário base, por não considerar o uso de conteúdo reciclado, a etapa de “transporte do PCr10Fv” não causa impactos nas três categorias, pois não há uso de conteúdo reciclado neste cenário, enquanto para o cenário AS1-10 as etapas de produção do PCv10FV, transporte do PCv10FV são considerados nulos por considerar apenas uso de



<b>Fr (%)</b>	0,00	0,100	0,200	0,300	0,400	0,500	0,600	0,700	0,800	0,900	1,000
<b>V (kg)</b>	0,500	0,450	0,400	0,350	0,300	0,250	0,200	0,150	0,100	0,050	0
<b>Cc (%)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ce (%)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Cu (%)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Cr (%)</b>	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
<b>W0 (kg)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ec (%)</b>	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98
<b>Wc (kg)</b>	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010
<b>Ef (%)</b>	0	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98
<b>Wf (kg)</b>	0	0,001	0,002	0,003	0,004	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,010
<b>W (kg)</b>	0,0050	0,0055	0,0060	0,0065	0,0070	0,0076	0,0081	0,0086	0,0091	0,0096	0,0101
$\frac{L}{L_{av}}$	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
$\frac{U}{U_{av}}$	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>X</b>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>F(X)</b>	0,900	0,900	0,900	0,900	0,900	0,900	0,900	0,900	0,900	0,900	0,900
<b>LFI</b>	0,502	0,453	0,404	0,354	0,305	0,256	0,206	0,157	0,108	0,059	0,010
<b>MCI</b>	0,548	0,592	0,637	0,681	0,726	0,770	0,814	0,858	0,903	0,947	0,991

Fonte: Autor.

Dentre os cenários envolvidos na AS1, o cenário base é aquele com menor valor de MCI (0,548). O maior valor de MCI é referente ao cenário AS1-10 (0,991) no qual é considerado o uso de 100% conteúdo reciclado. Nota-se que, assim como observado por Lonca et al. (2020) para o caso das garrafas PET e por Ciceri et al. (2018) para os telefones celulares, no cenário AS1-10,

no qual é utilizado 100% conteúdo reciclado, houve um aumento de 80% no resultado do MCI em relação ao resultado do cenário base.

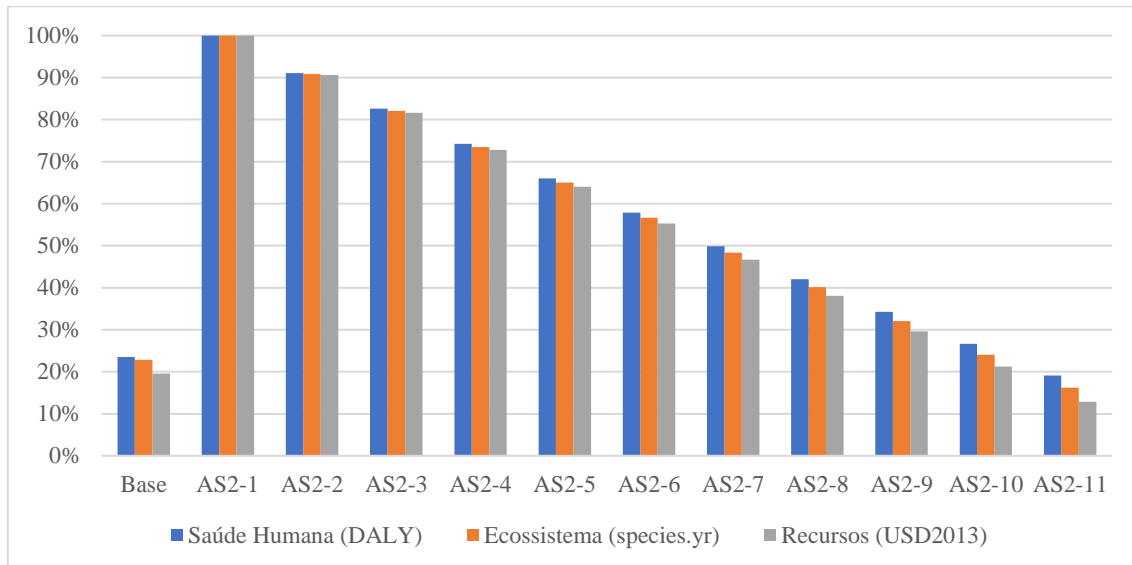
Os resultados obtidos neste estudo também estão de acordo com os resultados obtidos por Glogić (2020). O autor relata que, ao utilizar 10% de conteúdo reciclado na produção das baterias alcalinas, há um aumento de 13% no valor de MCI em relação ao cenário base no qual não é utilizado conteúdo reciclado. Para o caso das peças plásticas, considerar o uso de 10% de conteúdo reciclado no cenário AS1-1 causou um aumento de 8% no resultado do MCI em relação ao cenário base.

Por fim, os resultados da AS1 mostram divergência com os resultados obtidos por Lonca et al. (2018). Para as peças plásticas, quanto maior a quantidade de conteúdo reciclado, maior o valor de MCI. No entanto, para Lonca et al. (2018) ao aumentar a quantidade de conteúdo reciclado nos pneus de 4% para 10% há redução do valor de MCI. A diferença entre os resultados observados neste estudo e Lonca et al. (2018) está relacionada ao parâmetro sobre vida útil dos produtos. Enquanto Lonca et al. (2018) considera que a vida útil do pneu diminuiu com o aumento de conteúdo reciclado, neste estudo não foi considerado que o uso de conteúdo reciclado afetasse a vida útil das peças plásticas, pois o PCr10FV e PCv10FV apresentaram resultados de propriedades mecânicas semelhantes na maioria dos testes apresentados na Tabela 9.

#### **4.3.2. Análise de sensibilidade 2 (AS2) - Tratamento em fim de vida e conteúdo reciclado**

Neste tópico foram estudados os possíveis impactos ambientais na ACV e variação do resultado do MCI das peças plásticas considerando a destinação de 100% das mesmas a aterro. A Figura 11 e a Tabela 19 mostram os resultados para a ACV dos cenários considerados na AS2.

Figura 11 - Resultados AS2 – ACV.



Conforme Tabela 13, os cenários AS2-1 a AS2-11 consideram a destinação das peças plásticas a aterro, diferentemente do cenário base (reciclagem). Além disso, os cenários AS2-2 a AS2-11 sofrem aumento de uso de conteúdo reciclado, de 10% em 10% sendo AS2-2, 0% uso de conteúdo reciclado, destinando 100% das peças a aterro e o cenário AS2-11, uso de 100% conteúdo reciclado, destinando 100% das peças a aterro.

Fonte: Autor.

Tabela 19 - Resultados AS2 – ACV.

Categoria	Cenário base	AS2-1	AS2-2	AS2-3	AS2-4	AS2-5	AS2-6	AS2-7	AS2-8	AS2-9	AS2-10	AS2-11
Saúde Humana (DALY)	2,02E-06	8,62 E-06	7,92 E-06	7,22 E-06	6,53 E-06	5,83 E-06	5,13 E-06	4,44 E-06	3,74 E-06	3,04 E-06	2,35 E-06	1,65 E-06
Ecosistema (species.yr)	4,20E-09	1,84 E-08	1,68 E-08	1,53 E-08	1,38 E-08	1,22 E-08	1,07 E-08	9,15 E-09	7,61 E-09	6,07 E-09	4,53 E-09	2,99 E-09
Recursos (USD2013)	8,37E-02	4,28 E-01	3,90 E-01	3,53 E-01	3,16 E-01	2,79 E-01	2,41 E-01	2,04 E-01	1,67 E-01	1,30 E-01	9,25 E-02	5,52 E-02

Fonte: Autor.

Nota-se, que o cenário AS2-1 no qual é considerando o uso de 100% conteúdo virgem e 100% das peças são destinadas a aterro, é aquele com maior geração de impacto para as três categorias analisadas. Este cenário contribui com 8,61E-06 DALY para a Saúde Humana, 4,26 vezes maior que a contribuição do cenário base (2,02E-06 DALY). Na categoria Ecosistema, o cenário AS2-1 é responsável por gerar 1,84E-08 species.yr de impacto, 4,38 vezes maior que o impacto gerado pelo cenário base na mesma categoria (4,20E-09 species.yr). Por fim, os impactos

causados pelo cenário AS2-1 na categoria de recursos são ainda maiores (4,28E-01 USD2013), 5,12 vezes maior que o impacto gerado pelo cenário base na mesma categoria (8,36E-02 USD2013).

A Tabela 20 mostra as etapas consideradas no cenário base, AS2-1 e AS2-11 e os impactos associados a cada uma delas.

Tabela 20 - Comparação cenário base, AS2-1 e AS2-11.

Cenário Base									
Categoria	PCv10F V	Transpo rte PCv10F V	Transpo rte PCr10F V	Processo de injeção	Transpo rte das peças	Distribui ção das peças	Coleta das peças	Reciclag em	Total
Saúde Humana (DALY)	6,46E-06	5,12E-07	0,00E+00	9,02E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	-6,11E-06	2,02E-06
Ecosistema (species.yr)	1,45E-08	9,53E-10	0,00E+00	1,84E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	-1,37E-08	4,20E-09
Recursos (USD2013)	3,57E-01	1,60E-02	0,00E+00	3,29E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	-3,43E-01	8,36E-02
Cenário AS2-1									
Categoria	PCv10F V	Transpo rte PCv10F V	Transpo rte PCr10F V	Processo de injeção	Transpo rte das peças	Distribui ção das peças	Coleta das peças	Aterro	Total
Saúde Humana (DALY)	6,46E-06	5,12E-07	0,00E+00	9,06E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	4,76E-07	8,62E-06
Ecosistema (species.yr)	1,45E-08	9,53E-10	0,00E+00	1,85E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	4,88E-10	1,84E-08
Recursos (USD2013)	3,57E-01	1,60E-02	0,00E+00	3,29E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	1,27E-03	4,28E-01
Cenário AS2-11									
Categoria	PCv10F V	Transpo rte PCv10F V	Transpo rte PCr10F V	Processo de injeção	Transpo rte das peças	Distribui ção das peças	Coleta das peças	Aterro	Total
Saúde Humana (DALY)	0,00E+00	0,00E+00	1,04E-08	9,06E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	4,76E-07	1,65E-06
Ecosistema (species.yr)	0,00E+00	0,00E+00	2,43E-11	1,85E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	4,88E-10	2,99E-09
Recursos (USD2013)	0,00E+00	0,00E+00	7,90E-04	3,29E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	1,27E-03	5,52E-02

Fonte: Autor.

Nota-se, ao comparar o cenário base e AS2-1 que a vantagem da reciclagem como opção de tratamento em fim de vida no cenário base esta totalmente relacionada aos créditos por evitar a

produção de material virgem uma vez que as outras etapas apresentam impactos idênticos no ciclo de vida das peças plásticas. Os resultados obtidos na comparação do cenário base com o cenário AS2-1 estão de acordo com os resultados observados por Ciceri et al. (2018) no caso dos telefones celulares. Na categoria de impacto sobre uso de recursos naturais selecionada no estudo Ciceri et al. (2018), os autores encontraram que destinar os telefones celulares em aterro (cenário 2) é 5 vezes mais prejudicial a depleção de recursos naturais que reciclar os metais dos componentes eletrônicos (cenário 1).

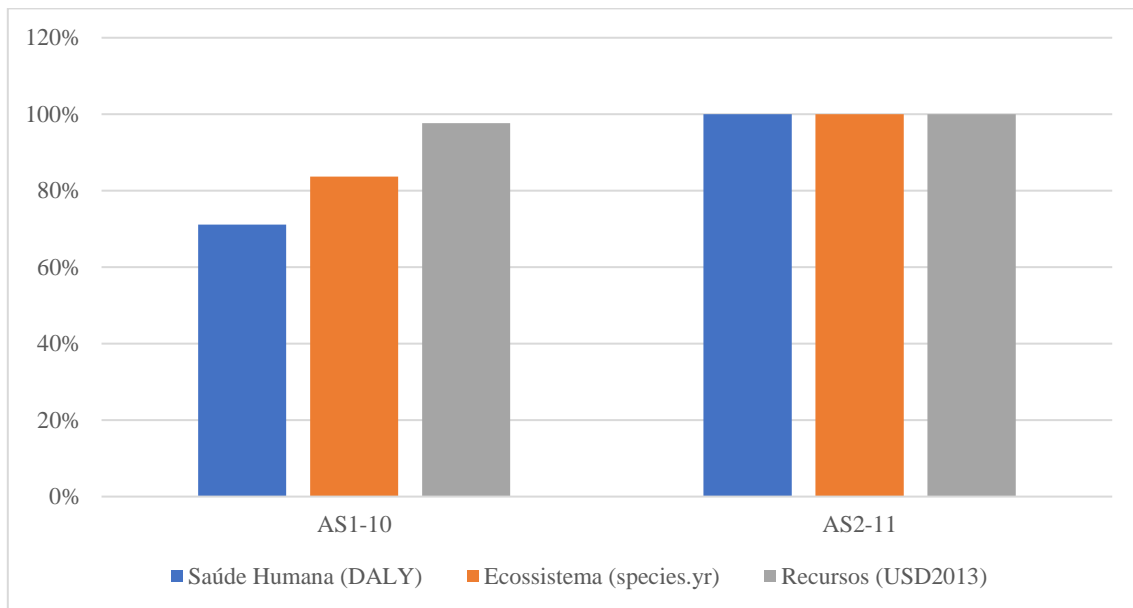
Por outro lado, os resultados dos cenários AS2-2 a AS2-11 mostram que mesmo considerando aterro como tratamento de fim de vida, o uso de conteúdo reciclado da produção das peças causa redução gradual nos impactos associados a estes cenários. É importante notar que, no cenário AS2-11, no qual é considerado o uso de 100% conteúdo reciclado e destinação das peças a aterro os impactos gerados nas três categorias analisadas são similares aos impactos associados ao cenário base para as mesmas categorias de impacto mesmo considerando algumas etapas do ciclo de vida diferentes: enquanto o cenário base considera as etapas de produção e transporte do PCv10FV e não considera a etapa de transporte do PCr10FV, no cenário AS2-11 as etapas de produção e transporte do PCv10FV não são consideradas e a etapa de transporte do PCr10FV é considerada. Neste ponto, pode-se dizer que utilizar cerca de 100% de conteúdo reciclado nas peças plásticas e destiná-las 100% a aterro após o uso (cenário AS2-11) tem desempenho ambiental semelhante ao cenário base no qual não é utilizado conteúdo reciclado e as peças são 100% destinadas à reciclagem.

A AS2 mostra que considerar o uso de 100% conteúdo virgem (PCv10FV) para a produção das peças plásticas e destinar as mesmas à reciclagem no cenário base é melhor para a qualidade de vida humana, causa menos impacto na diversidade de espécies do ecossistema e evita a extração de mais recursos naturais em relação ao AS2-1. No entanto, quando há utilização de 100% conteúdo reciclado no cenário AS2-11 e no cenário AS1-10 da análise de sensibilidade 1, é possível notar que a variação dos cenários não é tão ampla como a variação entre o cenário base e AS2-1 principalmente para a categoria de Recursos.

A Figura 12 mostra a diferença entre os impactos associados ao cenário AS1-10 e o cenário AS2-11 para as três categorias consideradas neste estudo. Nota-se que para a saúde humana, destinar as peças à reciclagem quando em fim de vida (AS1-10) é 29% menos

impactante que destinar as peças a aterro no cenário AS2-11, ambos considerando o uso de 100% de conteúdo reciclado. Para a categoria ecossistema a variação entre os cenários é menor, cerca de 16%. A categoria de recursos é aquela que sofre menor variação em relação ao tratamento de fim de vida (reciclagem ou aterro) de apenas 2% entre os cenários AS1-10 e AS2-11. A menor variação entre os impactos causados pelos cenários AS1-10 e AS2-11 em relação a variação entre os impactos do cenário base e AS2-1 é explicada pela grande contribuição da etapa de produção do PCv10FV. Por ser a etapa com maior contribuição aos impactos totais dos cenários no qual é considerada, ao ser desconsiderada nos cenários AS1-10 e AS2-11, restam apenas os impactos associados as outras e que são relativamente baixos em comparação a produção do PCv10FV, como pode ser visto na Tabela 21.

Figura 12 - Comparação AS1-10 e AS2-11 - ACV.



Fonte: Autor.

Tabela 21 - Comparação AS1-10 e AS2-11.

Cenário AS1-10									
Categoria	PCv10FV	Transporte PCv10FV	Transporte PCr10FV	Processo de injeção	Transporte das peças	Distribuição das peças	Coleta das peças	Reciclagem	Total
Saúde Humana	0,00E+00	0,00E+00	1,04E-08	9,06E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	0,00E+00	1,17E-06



(DALY)									
Ecosistema (species.yr)	0,00E+00	0,00E+00	2,43E-11	1,85E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	0,00E+00	2,50E-09
Recursos (USD2013)	0,00E+00	0,00E+00	7,90E-04	3,30E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	0,00E+00	5,39E-02
Cenário AS2-11									
Categoria	PCv10F V	Transporte PCv10F V	Transporte PCr10F V	Processo de injeção	Transporte das peças	Distribuição das peças	Coleta das peças	Aterro	Total
Saúde Humana (DALY)	0,00E+00	0,00E+00	1,04E-08	9,06E-07	6,30E-09	1,26E-07	1,26E-07	4,76E-07	1,65E-06
Ecosistema (species.yr)	0,00E+00	0,00E+00	2,43E-11	1,85E-09	1,54E-11	3,07E-10	3,07E-10	4,88E-10	2,99E-09
Recursos (USD2013)	0,00E+00	0,00E+00	7,90E-04	3,30E-02	4,90E-04	9,80E-03	9,80E-03	1,27E-03	5,52E-02

Fonte: Autor.

Para o MCI, considerar que as peças não são recuperadas após o uso e são destinadas a aterro reflete nos valores dos parâmetros Cr, considerado 1 no cenário base passa a ser 0 e do W0, considerado 0 no cenário base, passa a ser 0,5 kg nos cenários AS2-1 a AS2-11. A Tabela 22 mostra os resultados obtidos na análise de sensibilidade 2, considerando Cr = 0, W0 = 0,5 kg e um aumento gradual de Fr a partir do cenário AS2-2, em relação ao aumento de uso de conteúdo reciclado.

Tabela 22 - Resultados AS2 - MCI.

Parâmetro	Base	AS2-1	AS2-2	AS2-3	AS2-4	AS2-5	AS2-6	AS2-7	AS2-8	AS2-9	AS2-10	AS2-11
PCv10FV	0,50 0	0,500	0,450	0,400	0,350	0,300	0,250	0,200	0,150	0,100	0,050	0
PCr10FV	0	0	0,050	0,100	0,150	0,200	0,250	0,300	0,350	0,400	0,450	0,500
M (kg)	0,50 0	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
Fu (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fs (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fr (%)	0	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
V (kg)	0,50 0	0,500	0,450	0,400	0,350	0,300	0,250	0,200	0,150	0,100	0,050	0

<b>Cc (%)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ce (%)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Cu (%)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Cr (%)</b>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>W0 (kg)</b>	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>Ec (%)</b>	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Wc (kg)</b>	$\frac{0,01}{0}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ef (%)</b>	0,00	0,00	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98
<b>Wf (kg)</b>	$\frac{0,00}{0}$	0,000	0,001	0,002	0,003	0,004	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,010
<b>W (kg)</b>	$\frac{0,00}{50}$	0,5000	0,5005	0,5010	0,5015	0,5020	0,5026	0,5031	0,5036	0,5041	0,5046	0,5051
$\frac{L}{L_{av}}$	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
$\frac{U}{U_{av}}$	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>X</b>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>F(X)</b>	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
<b>LFI</b>	$\frac{0,50}{2}$	1,000	0,950	0,900	0,850	0,800	0,751	0,701	0,651	0,602	0,552	0,503
<b>MCI</b>	$\frac{0,54}{8}$	0,100	0,145	0,190	0,235	0,280	0,324	0,369	0,414	0,459	0,503	0,548

Fonte: Autor.

É possível observar na Tabela 22 que os resultados de LFI e MCI sofreram variações significativas ao considerar aterro como tratamento de fim de vida. Nota-se que o LFI para o AS2-1 atinge o valor máximo de 1, ou seja, ao conjunto de peças plásticas é considerado totalmente linear, utilizando somente material virgem e destinando 100% das peças para aterro após o uso. Para o MCI, considerar que as peças não são recuperadas após o uso e são 100%

destinadas a aterro (cenário AS2-1) faz com que o resultado do MCI diminua 0,448 pontos em relação ao cenário base, atingindo o valor mínimo de 0,100.

No entanto ao considerar o uso de conteúdo reciclado associado à destinação das peças em aterro (AS2-2 a AS2-11), os resultados do MCI apresentam aumento médio de 0,44 pontos até atingir o valor máximo de 0,548 no cenário AS2-11. É importante destacar que o cenário base, no qual é utilizado somente material virgem e destinação 100% das peças para reciclagem apresenta os mesmos valores de LFI e MCI que o cenário AS2-11, no qual há utilização de 100% conteúdo reciclado, porém, as peças são enviadas a aterro quando em fim de vida, sugerindo que as peças plásticas do medidor de energia inteligente são beneficiadas igualmente por destinar 100% dos materiais à reciclagem ( $Cr = 1$ ) ou por utilizar 100% de conteúdo reciclado ( $Fr=1$ ).

## 5. DISCUSSÕES

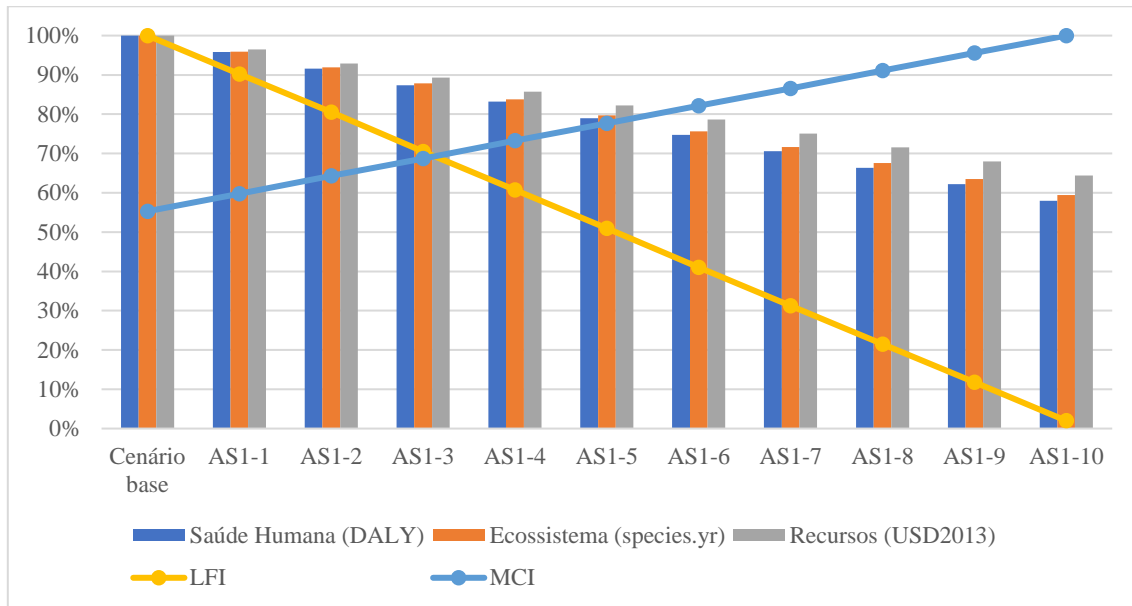
A fim de atingir o objetivo principal deste estudo, neste tópico é realizada uma análise comparativa das metodologias de ACV e MCI aplicadas no estudo de caso das peças plásticas dos medidores de energia inteligentes. A análise comparativa foi desenvolvida a partir dos resultados obtidos no caso do cenário base e nas análises de sensibilidade 1 e 2.

Neste estudo, assim como Glogić (2020), para facilitar a comparação das metodologias aplicadas no caso das peças plásticas do medidor de energia inteligente, os valores encontrados foram normalizados, sendo atribuído 100% ao maior valor tanto para os resultados de todas as categorias de impacto da ACV analisadas como para o MCI. Além disso, baseado em Ciceri et al. (2018), para fins de melhor compreensão das metodologias ACV e MCI, os valores de LFI também serão analisados.

### 5.1. ANÁLISE COMPARATIVA – AS1.

Neste tópico foram analisados os resultados da AS1, em relação ao conteúdo reciclado da ACV e MCI conjuntamente. A Figura 13 mostra os resultados normalizados da AS1, sobre uso de conteúdo reciclado.

Figura 13 - Resultados AS1 - ACV e MCI.



Fonte: Autor.

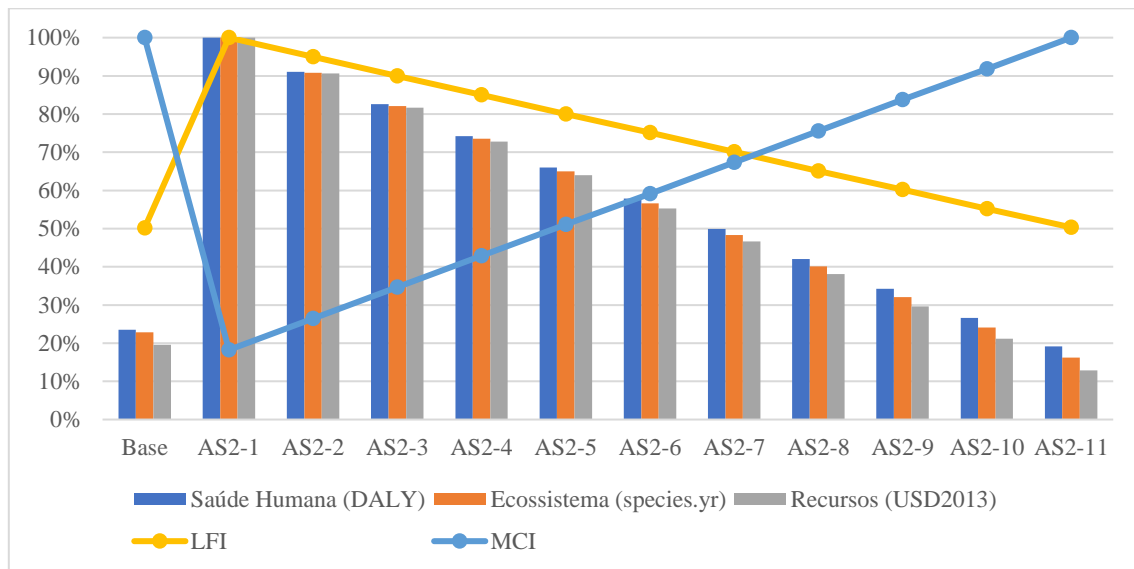
De modo geral, é observado uma tendência de diminuição dos impactos ambientais nas três categorias analisadas e um aumento do MCI com o aumento de conteúdo reciclado. A partir da Figura 13 é possível notar que o cenário base é responsável pelo pior desempenho ambiental diante das três categorias analisadas, e pelo maior valor de LFI, atingindo os valores máximos normalizados de 100%. No entanto, o valor de MCI para esse cenário é mediano, 55%, em relação aos outros cenários da AS1. Porém, neste caso não há cenários com MCI menor que 55% pois ao considerar que as peças plásticas são enviadas para reciclagem após o uso ( $Cr = 1$ ), garante que a circularidade das mesmas seja superior a 50%. Então, o cenário base apresentou os piores resultados na ACV e no MCI, comparado aos outros cenários da AS1. É possível analisar ainda pela Figura 13 que as linhas do MCI e LFI se cruzam no cenário AS1-3. Isto indica que, em relação aos cenários considerados na AS1, o AS1-3 apresenta circularidade e linearidade semelhantes, cerca de 70%. No entanto a partir da Tabela 18 é notado que os valores de LFI e MCI são diferentes, 0,354 e 0,681, respectivamente, indicando que o AS1-3 é mais circular e menos linear.

No cenário AS1-10, é notado que o LFI atinge o menor valor, 2%, enquanto o MCI apresenta o valor máximo de 100%, caracterizando este cenário como o mais circular dentre todos os cenários da AS1. Além disso, esse mesmo cenário é responsável pelo melhor desempenho ambiental da AS1. Portanto, em relação ao conteúdo reciclado no caso das peças plásticas, as duas metodologias analisadas apresentam as mesmas tendências, mostrando que o cenário com maior circularidade e é também o cenário com melhor desempenho ambiental.

## 5.2. ANÁLISE COMPARATIVA – AS2

Neste tópico foram analisados os resultados da AS2, em relação a escolha do tratamento em fim de vida (destinado para aterro) mais uso de conteúdo reciclado da ACV e MCI conjuntamente. A Figura 14 compara os resultados do cenário base e da análise de sensibilidade 2 (cenários AS2-1 a AS2-11) para a ACV e MCI.

Figura 14 - Resultados AS2 - ACV E MCI.



Fonte: Autor.

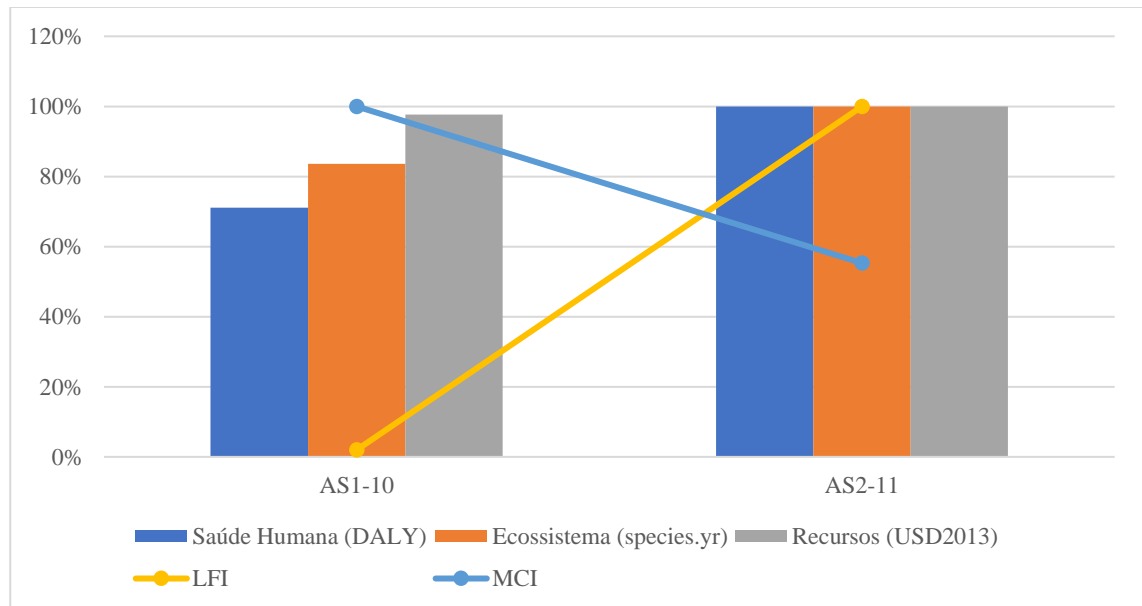
Ao comparar os cenários base e AS2-1, nota-se a importância de destinar as peças plásticas à reciclagem tanto para a ACV como para o MCI quando é utilizado 100% de conteúdo virgem na produção das mesmas. Os resultados das metodologias da ACV e MCI aplicadas no

caso das peças plásticas dos medidores de energia inteligentes (Figura 14) mostraram que, quando há utilização de 100% conteúdo virgem na produção das mesmas, a reciclagem em fim de vida é fundamental tanto para redução dos impactos ambientais como para o aumento da circularidade das peças plásticas.

É sugerido pela Figura 14 que o cenário AS2-7 apresenta cerca de 70% de circularidade e linearidade em relação aos outros cenários da AS2. No entanto, na Tabela 22 que este cenário é na verdade mais linear que circular pois o valor de LFI é de 0,701 enquanto o valor de MCI é de 0,369.

Ademais, é possível observar que o cenário base e o cenário AS2-11, apresentam os mesmos valores de circularidade, 100% e os resultados da ACV também são valores próximos para os dois cenários. Assim, tanto para o MCI como para a ACV, os cenários base e AS2-11 são os cenários com maior circularidade e melhor desempenho ambiental. A Figura 15 mostra a comparação entre os cenários AS1-10 e AS2-11.

Figura 15 - Comparação AS1-10 e AS2-11 - ACV e MCI.



Fonte: Autor.

Ao comparar os resultados da AS1-10 e AS2-11 para ambas as metodologias (Figura 15), nota-se que para a ACV as variações entre os resultados dos cenários é relativamente baixa

para a categoria de recursos, 29% na categoria de Saúde Humana, 16% em Ecossistema e apenas 2% na categoria de Recursos. No entanto, para o MCI o grau de circularidade do cenário AS2-11 é 45% menor que o grau de circularidade do AS1-10. Além disso, é importante lembrar, conforme apresentado na Tabela 18, que o cenário AS1-10 apresenta a maior circularidade dos cenários deste estudo, 0,991. Essa comparação mostra a importância de atrelar as duas metodologias para encontrar cenários circulares e sustentáveis pois elas podem mostrar divergência nos resultados.

### 5.3. ANÁLISE COMPARATIVA FINAL

Por fim, a partir das descrições das etapas de cada metodologia e das discussões apresentadas até o momento, é possível alcançar o principal objetivo desse estudo: realizar uma análise comparativa entre a ACV e o MCI aplicados em um estudo de caso de peças de Policarbonato utilizadas para proteger os componentes dos medidores de energia inteligentes. A seguir estão reportadas as principais semelhanças e diferenças das metodologias em questão:

- A principal diferença entre as metodologias é a questão de normalização. A ACV é uma metodologia normalizada pela ISO 14040 e ISO 10044 enquanto o MCI não é normalizado. No entanto, MCI é bastante conhecido por ter sido publicado por EMF.
- No MCI, não há vantagens associadas ao uso do material não biológico em fim de vida como fonte de energia. Os materiais não biológicos destinados para recuperação de energia são contabilizados como W0, assim como os materiais enviados para aterro. Na ACV, é possível considerar as vantagens de evitar o consumo de outras fontes de combustíveis tais como combustíveis fósseis ao destinar materiais não biológicos para recuperação energética.
- Para a ACV, quanto menor o valor encontrado, melhor para o meio ambiente, melhor o desempenho ambiental das peças plásticas. Para o MCI, quanto maior o valor encontrado, maior a circularidade das peças plásticas.



- Na ACV das peças, não é necessário conhecer dados sobre a etapa de uso ou vida útil das peças e, também não é preciso conhecer sobre a vida útil dos produtos de mesma função de outros produtos de mesma categoria. Para o MCI, foi necessário o conhecimento sobre a vida útil (U) do conjunto de peças plásticas do medidor de energia inteligente considerado no estudo inclusive a vida útil de peças plásticas de outros medidores de energia existentes no mercado (Uav).
- No estudo, foram consideradas outras etapas do ciclo de vida do produto tais como, transporte dos materiais, processo de injeção, transporte do conjunto de peças, distribuição, coleta e tratamento em fim de vida. Na aplicação do MCI, são considerados somente dados de origem do material utilizado para produzi-las, extensão da vida útil e dados sobre o tratamento em fim de vida.
- Diferentemente do MCI, a partir da ACV é possível analisar a categoria sobre uso de recursos naturais bem como outras categorias como impacto a Saúde Humana e Ecossistema. As peças plásticas fazem parte de um EEE e assim como relatado por Rebehy et al. (2019) e Ismail e Hanafiah (2019), os REEE podem conter substâncias contaminantes, por exemplo, cádmio, mercúrio e chumbo (BALDÉ et al. 2017) que podem ser prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente e por isso, é importante analisar não somente a categoria de uso de recursos naturais mas também as categorias relacionadas à saúde humana e ecossistema.
- O uso de conteúdo reciclado é bastante importante tanto para a ACV como para o MCI aplicados ao caso das peças plásticas. A partir da ACV é possível perceber uma redução nos impactos ambientais associados às peças plásticas quando considerado o uso de conteúdo reciclado assim como para o MCI também é possível notar um aumento na circularidade.
- Ambas as metodologias são bastantes sensíveis ao tratamento de fim de vida quando considerado o uso de 100% conteúdo virgem na produção das peças plásticas. Evitar a destinação em aterro e enviá-las à reciclagem quando em fim de vida reduz os impactos ambientais e aumenta o grau de circularidade. No entanto, quando considerado o uso de 100% conteúdo reciclado, para a ACV as

vantagens da reciclagem são menores em relação ao aterro enquanto para o MCI, considerar reciclagem, utilizando 100% conteúdo reciclado gera a circularidade máxima para as peças plásticas.

- No caso das peças plásticas, o uso de fibra de vidro contribuiu para estabilidade das propriedades mecânicas do material reciclado, possibilitando seu uso no mesmo sistema. Uma das premissas do MCI é considerar que a qualidade do material reciclado apresenta a mesma qualidade do material virgem. A própria EMF (2019) identifica isso como pontos de melhoria do MCI. Na ACV é possível trabalhar com os dados de quantidade de material virgem evitado e que pode ser substituído pelo material reciclado dependendo de suas propriedades.

## 6. CONCLUSÕES

O intuito desse estudo foi contribuir para a linha de pesquisa sobre os temas “métricas de circularidade” e “avaliação do ciclo de vida” e disseminar a ACV como metodologia complementar às métricas de circularidade para tomadas de decisões de estratégias mais circulares.

Diante disso, o objetivo principal consistiu em identificar as semelhanças e diferenças da ACV e do MCI aplicados em um estudo de caso de peças plásticas utilizadas para proteger os componentes dos medidores de energia inteligentes. De fato, o objetivo principal foi atendido sendo possível realizar a análise comparativa das metodologias ao serem aplicadas no estudo das peças plásticas.

Neste caso, aplicar as metodologias no cenário base foi essencial para o entendimento das mesmas de forma individual e entendimento das primeiras diferenças e semelhanças das metodologias de forma geral. Além disso, as análises de sensibilidade 1 e 2 em relação ao uso de conteúdo reciclado e destinação das peças em fim de vida foram extremamente importantes para entender as diferenças e metodologias que não são observadas apenas na aplicação no cenário base. A partir da análise de sensibilidade 1, sobre uso de conteúdo reciclado na produção das peças plásticas, ambas metodologias apresentaram a mesma tendência: o cenário base apresenta menor circularidade e com maior impacto ambiental associado enquanto o cenário AS1-10, no qual é utilizado 100% conteúdo reciclado, tem 45% maior circularidade e apresenta o menor impacto ambiental associado, 42% a menos em relação a Saúde Humana, 41% ao Ecossistema e 36% em Recursos.

A partir da análise de sensibilidade 2, ao comparar o cenário base com o cenário AS2-1, nota-se que ao considerar o uso de 100% conteúdo virgem, ou seja, 0% conteúdo reciclado na produção das peças plásticas, o fato de destinar as mesmas à aterro quando em fim de vida (em AS2-1) é a opção com pior desempenho ambiental, variando 77% na categoria de Saúde Humana, 77% na categoria Ecossistema e 80% na categoria de Recursos, e redução de 83% na circularidade das peças plásticas em relação ao cenário base.

Ademais, a partir da análise de comparativa das metodologias, foi possível observar os seguintes pontos:

- Para o caso das peças plásticas o cenário com maior valor de MCI é o mesmo cenário com melhor desempenho ambiental e vice-versa (AS1-10).
- Com a aplicação da ACV no caso das peças plásticas, foi possível analisar outras categorias de impacto além da categoria sobre uso de recursos, tais como Saúde Humana e Ecossistema.
- A reciclagem se mostrou ser mais vantajosa a aterro para ambas as metodologias aplicadas as peças plásticas do medidor de energia inteligente, principalmente quando considerado o uso de 100% conteúdo virgem na produção das peças.
- Neste estudo, foi possível analisar os impactos ambientais associados a cada etapa do ciclo de vida das peças plásticas e perceber que a etapa de produção do PCv10FV é responsável pela maior contribuição nos impactos ambientais das peças plásticas.
- A análise de sensibilidade mostrou que em ambas as metodologias: quanto maior a quantidade de conteúdo reciclado, melhor o desempenho ambiental e maior o grau de circularidade das peças plásticas.

Por fim, diante das principais semelhanças e diferenças observadas em relação a ACV MCI aplicadas no estudo, é importante retomar que as metodologias não são excludentes e sim complementares e por isso podem ser atreladas e aplicadas conjuntamente. A principal vantagem de associar as duas metodologias é o fato de conhecer detalhadamente seu produto pela ACV enquanto o MCI é mais simples e pratico para comunicação da circularidade.

## **7. SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS**

Uma das limitações foi não explorar todos os parâmetros do MCI, como por exemplo, considerar o reuso das peças em fim de vida. Assim, como forma de continuidade do estudo, é sugerido considerar o reuso das peças plásticas como opção de tratamento em fim de vida e verificar seus efeitos no resultado final do MCI.

Além disso, o estudo foi limitado também às peças plásticas dos medidores de energia inteligentes, no entanto, os EEE no geral são produzidos com muitos materiais e podem contribuir significativamente para o avanço de estratégias de economia circular (EMF, 2017). A partir disso, como proposta de trabalhos futuros, recomenda-se considerar também os outros componentes dos medidores de energia inteligentes em estudos futuros assim como Ciceri et al. (2018) considerou todos os componentes do telefone celular no estudo, afim de verificar se há grandes variações nos resultados.

## 8. REFERÊNCIAS

ABIPLAST. Perfil 2019. **Abiplast**, p. 45, 2019.

AIDONIS, D. et al. Decision Support Model for Evaluating Alternative Waste Electrical and Electronic Equipment Management Schemes—A Case Study. **Sustainability**, v. 11, n. 12, p. 3364, 2019.

AL-MULLA, A.; GUPTA, R. K. Glass-Fiber Reinforcement as a Means of Recycling Polymers from Post-Consumer Applications. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 26, n. 1, p. 191–199, 2018.

ALAMEREW, Y. A.; BRISSAUD, D. Circular economy assessment tool for end of life product recovery strategies. **Journal of Remanufacturing**, v. 9, n. 3, p. 169–185, 2019.

AMELI, M.; MANSOUR, S.; AHMADI-JAVID, A. A simulation-optimization model for sustainable product design and efficient end-of-life management based on individual producer responsibility. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 140, n. February 2018, p. 246–258, 2019.

ARAÚJO, K. C. **PRÁTICAS DE ECONOMIA CIRCULAR NO SISTEMA PRODUTIVO DE PAINÉIS DE MADEIRA DISSERTAÇÃO PONTA GROSSA 2020**. [s.l: s.n.].

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA (ABINEE). **Relatório Anual Abinee 2019**. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). Panorama Dos Resíduos Sólidos No Brasil. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, p. 68, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 14040 Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 14044 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações**, 2009b.

BALDÉ, C. P. et al. The Global E-waste Monitor 2017: Quantities, Flows, and Resources. p. 116, 2017.

BOVEA, M. D.; PÉREZ-BELIS, V. Identifying design guidelines to meet the circular economy principles: A case study on electric and electronic equipment. **Journal of Environmental Management**, v. 228, n. May, p. 483–494, 2018.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos.** Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm)>.

BRASIL. **Decreto nº 10.240, de 12 de fevereiro de 2020.** Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.240-de-12-de-fevereiro-de-2020-243058096>>.

BRITISH STANDARD INSTITUTE (BSI). **BS 8001: 2017 Framework for implementing the principles of the circular economy in organizations-Guide**, 2017.

BRITISH STANDARD INSTITUTION (BSI). **BS EN 50693:2019**, [s.d.].

CAMPOLINA, J. M.; SÃO, C.; SIGRIST, L. LCA OF WASTE MANAGEMENT SYSTEMS A study on the environmental aspects of WEEE plastic recycling in a Brazilian company. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 2017.

CARVALHO, P. **Smart metering deployment in Brazil.** Energy Procedia. **Anais...**Elsevier Ltd, 1 dez. 2015

CAYZER, S.; GRIFFITHS, P.; BEGHETTO, V. Design of indicators for measuring product performance in the circular economy. **International Journal of Sustainable Engineering**, v. 10, n. 4–5, p. 289–298, 2017.

CICERI, N. D. et al. Are Circular Solutions Environmentally Sound Solutions? Life Cycle Assessments Of Smartphones Show A Poor Correlation Between Circularity And Other Impacts. **Conference Going Green, CARE Innovation 2018 - Vienna, Austria**, 2018.

CIRAIG. Circular Economy: A Critical Literature Review of Concepts. p. 91, 2015.

CIRCLE ECONOMY. The Circularity Gap Report 2020. When circularity goes from bad to worse: the power of countries to change de game. p. 69, 2020.

CONG, L.; ZHAO, F.; SUTHERLAND, J. W. A Design Method to Improve End-of-Use Product Value Recovery for Circular Economy. **J. Mech. Des.**, v. 141, n. 4, 2019.

CRADLE TO CRADLE PRODUCTS INNOVATION INSTITUTE. Cradle to Cradle Certified: Product Standard. Version 3.1. p. 118, 2016.

DAR, U. A. et al. The effect of injection molding process parameters on mechanical and fracture behavior of polycarbonate polymer. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 134, n. 7, p. 1–9, 2017.

DAS, S. K.; YEDLARAJIAH, P.; NARENDRA, R. An approach for estimating the end-of-life product disassembly effort and cost. **International Journal of Production Research**, v. 38, n. 3, p. 657–673, 2000.

DE MEESTER, S. et al. Using material flow analysis and life cycle assessment in decision support: A case study on WEEE valorization in Belgium. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 142, n. July 2018, p. 1–9, 2019.

DI MAIO, F. et al. Measuring resource efficiency and circular economy: A market value approach. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 122, p. 163–171, 2017.

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, 2017.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Towards the Circular Economy: Economic and business rationale for an accelerated transition.**, 2013.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Towards the Circular Economy 3: Accelerating the scale-up across global supply chain.**, 2014.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Circularity Indicators: An Approach to Measuring circularity - Methodology**, 2015a.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Circularity Indicators: An Approach to Measuring Circularity - Project Overview**, 2015b.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Uma Economia Circular No Brasil: Uma abordagem exploratória inicial**, 2017.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Circularity Indicators - An Approach to Measuring Circularity - Methodology**, 2019. Disponível em: <<http://www.ellenmacarthurfoundation.org/circularity-indicators/>>. Acesso em: 22 maio. 2020

EPD ITALY. PCR EPDIItaly 007 - ELECTRONIC AND ELECTRICAL PRODUCTS AND SYSTEMS. p. 25, 2020a.



EPD ITALY. PCR EPDItaly011 - ELECTRONIC AND ELECTRICAL PRODUCTS AND SYSTEMS - METERS. p. 25, 2020b.

EVANS, J.; BOCKEN, N. **Circular Economy Toolkit.**

FAVI, C. et al. A design for EoL approach and metrics to favour closed-loop scenarios for products A design for EoL approach and metrics to favour closed-loop scenarios for products. **International Journal of Sustainable engineering**, v. 10, n. 3, p. 136–146, 2017.

FETTERMANN, D. C. et al. Configuration of a smart meter for Brazilian customers The incorporation of the Internet of Things (IoT) technologies enables products with new features. 2020.

FIGGE, F. et al. Longevity and Circularity as Indicators of Eco-Efficient Resource Use in the Circular Economy. **Ecological Economics**, v. 150, 2018.

FRANKLIN-JOHNSON, E.; FIGGE, F.; CANNING, L. Resource duration as a managerial indicator for Circular Economy performance. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 589–598, 2016.

GEISSDOERFER, M. et al. The Circular Economy – A new sustainability paradigm? **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 757–768, 2017.

GLOGIĆ, E. **Towards sustainable energy materials: broadening life cycle assessment for emerging technology development and resource-effective choices.** [s.l.] University of Waterloo, 2020a.

GLOGIĆ, E. **Towards sustainable energy materials: broadening life cycle assessment for emerging technology development and resource-effective choices.** [s.l.: s.n.].

GÓMEZ, M. et al. Stabilization of hazardous compounds from WEEE plastic: Development of a novel core-shell recycled plastic aggregate for use in building materials. **Construction and Building Materials**, v. 230, p. 12, 2020.

GREGIO, K. et al. A review on smart grids and experiences in Brazil. 2015.

HAUPT, M.; ZSCHOKKE, M. How can LCA support the circular economy?—63rd discussion forum on life cycle assessment, Zurich, Switzerland, November 30, 2016. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 5, p. 832–837, 2017.

HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. Life Cycle Assessment:

Theory and Practice. 2017.

HAZER, S.; AYTAC, A. Effect of glass fiber reinforcement on the thermal, mechanical, and flame retardancy behavior of poly(lactic acid)/polycarbonate blend. **Polymer Composites**, v. 41, n. 4, p. 1481–1489, 2020.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 2, p. 138–147, 12 fev. 2017.

IACOVIDOU, E. et al. **Metrics for optimising the multi-dimensional value of resources recovered from waste in a circular economy: A critical review** *Journal of Cleaner Production* Elsevier Ltd, , 10 nov. 2017.

IACOVIDOU, E.; VELENTURF, A. P. M.; PURNELL, P. Quality of resources: A typology for supporting transitions towards resource efficiency using the single-use plastic bottle as an example. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 441–448, 10 jan. 2019.

IDEAL&CO EXPLORE. **Circularity Calculator**. Disponível em: <<http://www.circularitycalculator.com/>>. Acesso em: 12 set. 2020.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **Connecting the dots in a circular economy: a new ISO technical committee just formed**. Disponível em: <<https://www.iso.org/news/ref2402.html>>. Acesso em: 25 maio. 2020.

ISMAIL, H.; HANAFIAH, M. M. An overview of LCA application in WEEE management: Current practices, progress and challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 232, p. 79–93, 2019a.

ISMAIL, H.; HANAFIAH, M. M. An overview of LCA application in WEEE management: Current practices, progress and challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 232, p. 79–93, 2019b.

KIM, K. et al. Effect of chemical blowing agent, melt temperature, and mold temperature on the fluidity of glass fiber-reinforced polycarbonate in injection molding. **Polymer-Plastics Technology and Materials**, v. 58, n. 18, p. 2066–2073, 2019.

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

KRISTENSEN, H. S.; MOSGAARD, M. A. A review of micro level indicators for a

circular economy – moving away from the three dimensions of sustainability? **Journal of Cleaner Production**, v. 243, p. 118531, 2020.

KUMAR, V. et al. Circular economy in the manufacturing sector: benefits, opportunities and barriers. **Management Decision**, v. 57, n. 4, 2018.

LEE, H. M.; LU, W. F.; SONG, B. A framework for assessing product End-Of-Life performance: Reviewing the state of the art and proposing an innovative approach using an End-of-Life Index. **Journal of Cleaner Production**, v. 66, p. 355–371, 2014.

LINDER, M.; SARASINI, S.; VAN LOON, P. A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 3, p. 545–558, 1 jun. 2017.

LONCA, G. et al. Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. **Journal of Cleaner Production**, v. 183, p. 424–435, 2018.

LONCA, G. et al. Assessing scaling effects of circular economy strategies: A case study on plastic bottle closed-loop recycling in the USA PET market. 2020.

MAIO, F. DI; REM, P. C. A Robust Indicator for Promoting Circular Economy through Recycling. **Journal of Environmental Protection**, v. 6, p. 1095–1104, 2015.

MANDOLINI, M. et al. Time-based disassembly method: how to assess the best disassembly sequence and time of target components in complex products. **International Journal of Advanced Manufacturing Technology**, v. 95, n. 1–4, p. 409–430, 2018.

MARCONI, M. et al. Applying data mining technique to disassembly sequence planning: a method to assess effective disassembly time of industrial products. **International Journal of Production Research**, p. 1–25, 2018.

MESA, J.; AN ESPARRAGOZA, I.; MAURY, H. Developing a set of sustainability indicators for product families based on the circular economy model. 2018.

MOHAMED SULTAN, A. A.; LOU, E.; MATIVENGA, P. T. What should be recycled: An integrated model for product recycling desirability. **Journal of Cleaner Production**, v. 154, p. 51–60, 15 jun. 2017.

MORAGA, G. et al. Circular economy indicators: What do they measure? **Resources, Conservation and Recycling**, v. 146, p. 452–461, 2019.

NGAN, S. L. et al. Prioritization of sustainability indicators for promoting the circular

economy: The case of developing countries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 111, p. 314–331, 2019.

NIERO, M.; KALBAR, P. P. Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: A proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 140, p. 305–312, 2019.

OLIVEIRA, D. R. DE. **PROPOSIÇÃO DE ABORDAGEM PARA AVALIAÇÃO DE CIRCULARIDADE ATRAVÉS DE FERRAMENTAS DE ECONOMIA CIRCULAR E DA METODOLOGIA DE ACV: ESTUDO APLICADO EM UM PAINEL SOLAR FOTOVOLTAICO DE SILÍCIO CRISTALINO**. [s.l: s.n.].

PARCHOMENKO, A. et al. Measuring the circular economy - A Multiple Correspondence Analysis of 63 metrics. **Journal of Cleaner Production**, v. 210, 2019.

PARK, J. Y.; CHERTOW, M. R. Establishing and testing the “reuse potential” indicator for managing wastes as resources. **Journal of Environmental Management**, v. 137, p. 45–53, 2014.

PRÉ. **SimaPro Database Manual Methods Library**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://creativecommons.org/licenses/>>.

REBEHY, P. et al. Reverse logistics systems in Brazil: Comparative study and interest of multistakeholders. **Journal of Environmental Management**, v. 250, p. 109223, 2019.

RODRIGUES DE ARAÚJO, M. J. **LOGISTICA REVERSA DA RECUPERAÇÃO DE MEDIDORES DE ENERGIA ELETRICA OBSOLETOS: UMA ANÁLISE DOS CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO E REFLEXO NO BALANÇO SOCIAL DA ELETROBRÁS EM MANAUS**. [s.l: s.n.].

ROSSI, E. et al. Circular economy indicators for organizations considering sustainability and business models: Plastic, textile and electro-electronic cases. **Journal of Cleaner Production**, v. 247, 2019.

SAIDANI, M. et al. How to assess product performance in the circular economy? Proposed requirements for the design of a circularity measurement framework. **Recycling**, v. 2, n. 1, 2017.

SAIDANI, M. et al. A taxonomy of circular economy indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 542–559, 2019.

SCHEEPENS, A. E.; VOGTLÄNDER, J. G.; BREZET, J. C. Two life cycle assessment

(LCA) based methods to analyse and design complex (regional) circular economy systems. Case: Making water tourism more sustainable. **Journal of Cleaner Production**, v. 114, p. 257–268, 2016.

SIAS, G. G. **Characterization of the Life Cycle Environmental Impacts and Benefits of Smart Electric Meters and Consequences of their Deployment in California**. [s.l.] University of California, 2017.

SINGH, N.; DUAN, H.; TANG, Y. Toxicity evaluation of E-waste plastics and potential repercussions for human health. 2020.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS (SINIR) - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Acordo Setorial para Implementação de Sistema de Logística Reversa de Produtos Eletroeletrônicos de Uso Doméstico e Seus Componentes**, 2019.

VAN LOON, P.; WASSENHOVE, L. N. VAN. Assessing the economic and environmental impact of remanufacturing: a decision support tool for OEM suppliers. **International Journal of Sustainable Engineering**, v. 10, p. 289–298, 2017.

VAN SCHAİK, A.; REUTER, M. A. Recycling indices visualizing the performance of the circular economy. **World of Metallurgy - ERZMETALL**, v. 69, n. 4, p. 201–216, 2016.

VANEGAS, P. et al. Ease of disassembly of products to support circular economy strategies. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 135, n. June 2017, p. 323–334, 2018.

VELEVA, V.; BODKIN, G.; TODOROVA, S. The need for better measurement and employee engagement to advance a circular economy: Lessons from Biogen’s “zero waste” journey. **Journal of Cleaner Production**, v. 154, p. 517–529, 2017.

VOGTLANDER, J. G. et al. Combined analyses of costs, market value and eco-costs in circular business models: eco-efficient value creation in remanufacturing. **Journal of Remanufacturing**, v. 7, n. 1, p. 13243, 2017.

WALKER, S. et al. Evaluating the environmental dimension of material efficiency strategies relating to the circular economy. **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 3, p. 1–14, 2018.

WORLD ECONOMIC FORUM. **A New Circular Vision for Electronics Time for a Global Reboot**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <[www.weforum.org](http://www.weforum.org)>. Acesso em: 14 jan. 2020.

ZWOLINSKI, P.; LOPEZ-ONTIVEROS, M. A.; BRISSAUD, D. Integrated design of

remanufacturable products based on product profiles. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, n. 15–16, p. 1333–1345, 2006.

## ANEXO A – RESULTADOS ACV – ABORDAGEM MIDPOINT

Tabela 23 - Resultados - Midpoint - Cenário base.

<b>Categorias Midpoint</b>	<b>Unidade</b>	<b>Produção PCv10FV</b>	<b>Transporte PCv10FV</b>	<b>Processo de injeção</b>	<b>Transporte das peças</b>	<b>Distribuição das peças</b>	<b>Coleta das peças</b>	<b>Reciclagem</b>	<b>Total</b>
Potencial de aquecimento global (GWP)	kg CO2 eq	3,97E+00	1,21E-01	4,38E-01	3,22E-03	6,45E-02	6,45E-02	-3,77E+00	8,96E-01
Potencial de destruição do ozônio estratosférico (ODP)	kg CFC11 eq	1,55E-06	5,67E-08	1,15E-06	1,42E-09	2,84E-08	2,84E-08	-1,29E-06	1,53E-06
Potencial de radiação ionizante (IRP)	kBq Co-60 eq	2,04E-02	4,59E-03	3,83E-02	6,08E-05	1,22E-03	1,22E-03	-1,31E-02	5,26E-02
Potencial de formação de ozônio, saúde humana (HOFp)	kg NOx eq	6,24E-03	1,46E-03	6,32E-04	1,43E-05	2,86E-04	2,86E-04	-5,96E-03	2,95E-03
Potencial de formação de partículas finas (PMFP)	kg PM2.5 eq	3,79E-03	6,10E-04	6,77E-04	4,19E-06	8,38E-05	8,38E-05	-3,57E-03	1,67E-03
Potencial de formação de ozônio, ecossistemas terrestres (EOPF)	kg NOx eq	6,46E-03	1,47E-03	6,41E-04	1,46E-05	2,92E-04	2,92E-04	-6,18E-03	2,99E-03
Potencial de acidificação terrestre (TAP)	kg SO2 eq	9,64E-03	1,85E-03	1,40E-03	9,59E-06	1,92E-04	1,92E-04	-9,16E-03	4,13E-03
Potencial de eutrofização de água doce (FEP)	kg P eq	1,43E-04	1,56E-05	1,15E-04	2,62E-07	5,23E-06	5,23E-06	-1,19E-04	1,65E-04
Potencial de eutrofização marinha (MEP)	kg N eq	6,15E-06	1,10E-06	7,90E-06	2,08E-08	4,16E-07	4,16E-07	-4,17E-06	1,18E-05
Potencial de ecotoxicidade terrestre (TETP)	kg 1,4-DCB	9,39E-01	3,94E-01	6,06E-01	4,73E-02	9,46E-01	9,46E-01	-8,02E-01	3,08E+00
Potencial de ecotoxicidade de água doce (FETP)	kg 1,4-DCB	1,02E-02	9,15E-04	1,01E-02	4,60E-05	9,20E-04	9,20E-04	-3,01E-03	2,01E-02
Potencial de ecotoxicidade marinha (METP)	kg 1,4-DCB	1,43E-02	1,48E-03	1,33E-02	8,58E-05	1,72E-03	1,72E-03	-5,33E-03	2,72E-02
Toxicidade carcinogênica humana (HTPc)	kg 1,4-DCB	8,31E-02	2,51E-03	9,20E-03	6,65E-05	1,33E-03	1,33E-03	-7,89E-02	1,86E-02
Toxicidade humana não cancerígena	kg 1,4-DCB	2,83E-01	2,63E-02	1,40E-01	1,85E-03	3,71E-02	3,71E-02	-2,42E-01	2,84E-01

(HTPnc)									
Uso da terra (LOP)	m2a crop eq	2,44E-03	1,43E-03	2,44E-03	1,75E-04	3,50E-03	3,50E-03	-1,94E-03	1,15E-02
Escassez de recursos minerais (SOP)	kg Cu eq	7,39E-04	1,56E-04	3,61E-04	5,87E-06	1,17E-04	1,17E-04	-6,52E-04	8,44E-04
Escassez de recursos fósseis (FFP)	kg oil eq	1,02E+00	3,90E-02	9,85E-02	1,14E-03	2,28E-02	2,28E-02	-9,81E-01	2,27E-01
Consumo de água (WCP)	m3	2,49E-02	3,60E-04	4,00E-02	9,56E-06	1,91E-04	1,91E-04	-1,67E-02	4,90E-02

Fonte: Autor.

Tabela 24 - Resultados - Midpoint - Análise de Sensibilidade 1.

<b>Categorias Midpoint</b>	<b>Unidade</b>	<b>Cenário base</b>	<b>AS1-1</b>	<b>AS1-2</b>	<b>AS1-3</b>	<b>AS1-4</b>	<b>AS1-5</b>	<b>AS1-6</b>	<b>AS1-7</b>	<b>AS1-8</b>	<b>AS1-9</b>	<b>AS1-10</b>
Potencial de aquecimento global (GWP)	kg CO2 eq	8,96E-01	8,64E-01	8,32E-01	8,00E-01	7,68E-01	7,36E-01	7,04E-01	6,72E-01	6,40E-01	6,08E-01	5,76E-01
Potencial de destruição do ozônio estratosférico (ODP)	kg CFC11 eq	1,53E-06	1,50E-06	1,46E-06	1,43E-06	1,40E-06	1,37E-06	1,34E-06	1,31E-06	1,27E-06	1,24E-06	1,21E-06
Potencial de radiação ionizante (IRP)	kBq Co-60 eq	5,26E-02	5,14E-02	5,03E-02	4,91E-02	4,79E-02	4,67E-02	4,56E-02	4,44E-02	4,32E-02	4,20E-02	4,09E-02
Potencial de formação de ozônio, saúde humana (HOFP)	kg NOx eq	2,95E-03	2,78E-03	2,61E-03	2,44E-03	2,26E-03	2,09E-03	1,92E-03	1,75E-03	1,58E-03	1,41E-03	1,24E-03
Potencial de formação de partículas finas (PMFP)	kg PM2.5 eq	1,67E-03	1,59E-03	1,51E-03	1,43E-03	1,34E-03	1,26E-03	1,18E-03	1,10E-03	1,02E-03	9,37E-04	8,55E-04
Potencial de formação de ozônio, ecossistemas terrestres (EOFP)	kg NOx eq	2,99E-03	2,82E-03	2,64E-03	2,47E-03	2,30E-03	2,13E-03	1,95E-03	1,78E-03	1,61E-03	1,43E-03	1,26E-03
Potencial de acidificação terrestre (TAP)	kg SO2 eq	4,13E-03	3,90E-03	3,66E-03	3,43E-03	3,20E-03	2,97E-03	2,74E-03	2,51E-03	2,27E-03	2,04E-03	1,81E-03
Potencial de eutrofização de água doce (FEP)	kg P eq	1,65E-04	1,61E-04	1,57E-04	1,53E-04	1,49E-04	1,46E-04	1,42E-04	1,38E-04	1,34E-04	1,30E-04	1,26E-04
Potencial de eutrofização marinha (MEP)	kg N eq	1,18E-05	1,15E-05	1,12E-05	1,09E-05	1,06E-05	1,03E-05	1,00E-05	9,71E-06	9,40E-06	9,10E-06	8,79E-06
Potencial de ecotoxicidade	kg 1,4-DCB	3,08E+0	3,03E+0	2,98E+0	2,93E+0	2,89E+0	2,84E+0	2,79E+0	2,74E+0	2,70E+0	2,65E+0	2,60E+0



terrestre (TETP)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potencial de ecotoxicidade de água doce (FETP)	kg 1,4-DCB	2,01E-02	1,93E-02	1,85E-02	1,77E-02	1,69E-02	1,61E-02	1,53E-02	1,45E-02	1,37E-02	1,29E-02	1,21E-02
Potencial de ecotoxicidade marinha (METP)	kg 1,4-DCB	2,72E-02	2,62E-02	2,52E-02	2,42E-02	2,31E-02	2,21E-02	2,11E-02	2,01E-02	1,90E-02	1,80E-02	1,70E-02
Toxicidade carcinogênica humana (HTPc)	kg 1,4-DCB	1,86E-02	1,80E-02	1,73E-02	1,66E-02	1,60E-02	1,53E-02	1,47E-02	1,40E-02	1,34E-02	1,27E-02	1,21E-02
Toxicidade humana não cancerígena (HTPnc)	kg 1,4-DCB	2,84E-01	2,77E-01	2,71E-01	2,64E-01	2,58E-01	2,52E-01	2,45E-01	2,39E-01	2,32E-01	2,26E-01	2,19E-01
Uso da terra (LOP)	m2a crop eq	1,15E-02	1,14E-02	1,12E-02	1,10E-02	1,08E-02	1,07E-02	1,05E-02	1,03E-02	1,01E-02	9,97E-03	9,80E-03
Escassez de recursos minerais (SOP)	kg Cu eq	8,44E-04	8,21E-04	7,98E-04	7,75E-04	7,52E-04	7,29E-04	7,06E-04	6,83E-04	6,60E-04	6,37E-04	6,14E-04
Escassez de recursos fósseis (FFP)	kg oil eq	2,27E-01	2,19E-01	2,11E-01	2,03E-01	1,95E-01	1,87E-01	1,79E-01	1,71E-01	1,63E-01	1,55E-01	1,47E-01
Consumo de água (WCP)	m3	4,90E-02	4,81E-02	4,73E-02	4,64E-02	4,56E-02	4,47E-02	4,39E-02	4,30E-02	4,21E-02	4,13E-02	4,04E-02

Fonte: Autor.

Tabela 25 - Resultados - Midpoint - Análise de Sensibilidade 2.

<b>Categorias Midpoint</b>	<b>Unidade</b>	<b>Cenário base</b>	<b>AS2-1</b>	<b>AS2-2</b>	<b>AS2-3</b>	<b>AS2-4</b>	<b>AS2-5</b>	<b>AS2-6</b>	<b>AS2-7</b>	<b>AS2-8</b>	<b>AS2-9</b>	<b>AS2-10</b>	<b>AS2-11</b>
Potencial de aquecimento global (GWP)	kg CO2 eq	8,96E-01	4,73E+00	4,32E+00	3,91E+00	3,50E+00	3,09E+00	2,69E+00	2,28E+00	1,87E+00	1,46E+00	1,05E+00	6,43E-01
Potencial de destruição do ozônio estratosférico (ODP)	kg CFC11 eq	1,53E-06	2,82E-06	2,66E-06	2,50E-06	2,34E-06	2,18E-06	2,02E-06	1,86E-06	1,70E-06	1,54E-06	1,38E-06	1,22E-06
Potencial de radiação ionizante (IRP)	kBq Co-60 eq	5,26E-02	6,60E-02	6,35E-02	6,10E-02	5,85E-02	5,60E-02	5,35E-02	5,10E-02	4,86E-02	4,61E-02	4,36E-02	4,11E-02
Potencial de formação de ozônio, saúde humana (HOFp)	kg NOx eq	2,95E-03	8,95E-03	8,19E-03	7,42E-03	6,65E-03	5,89E-03	5,12E-03	4,35E-03	3,58E-03	2,82E-03	2,05E-03	1,28E-03

Potencial de formação de partículas finas (PMFP)	kg PM2.5 eq	1,67E-03	5,26E-03	4,82E-03	4,38E-03	3,94E-03	3,50E-03	3,06E-03	2,62E-03	2,19E-03	1,75E-03	1,31E-03	8,69E-04
Potencial de formação de ozônio, ecossistemas terrestres (EOFP)	kg NOx eq	2,99E-03	9,21E-03	8,42E-03	7,63E-03	6,84E-03	6,05E-03	5,26E-03	4,47E-03	3,68E-03	2,89E-03	2,10E-03	1,31E-03
Potencial de acidificação terrestre (TAP)	kg SO2 eq	4,13E-03	1,33E-02	1,22E-02	1,10E-02	9,87E-03	8,72E-03	7,58E-03	6,43E-03	5,28E-03	4,13E-03	2,99E-03	1,84E-03
Potencial de eutrofização de água doce (FEP)	kg P eq	1,65E-04	3,06E-04	2,90E-04	2,74E-04	2,58E-04	2,42E-04	2,27E-04	2,11E-04	1,95E-04	1,79E-04	1,63E-04	1,47E-04
Potencial de eutrofização marinha (MEP)	kg N eq	1,18E-05	6,71E-04	6,70E-04	6,70E-04	6,69E-04	6,68E-04	6,67E-04	6,67E-04	6,66E-04	6,65E-04	6,64E-04	6,64E-04
Potencial de ecotoxicidade terrestre (TETP)	kg 1,4-DCB	3,08E+00	3,89E+00	3,76E+00	3,64E+00	3,51E+00	3,38E+00	3,25E+00	3,13E+00	3,00E+00	2,87E+00	2,74E+00	2,62E+00
Potencial de ecotoxicidade de água doce (FETP)	kg 1,4-DCB	2,01E-02	3,38E-01	3,37E-01	3,36E-01	3,35E-01	3,34E-01	3,33E-01	3,32E-01	3,30E-01	3,29E-01	3,28E-01	3,27E-01
Potencial de ecotoxicidade marinha (METP)	kg 1,4-DCB	2,72E-02	4,17E-01	4,16E-01	4,14E-01	4,13E-01	4,11E-01	4,10E-01	4,08E-01	4,06E-01	4,05E-01	4,03E-01	4,02E-01
Toxicidade carcinogênica humana (HTPc)	kg 1,4-DCB	1,86E-02	1,07E-01	9,80E-02	8,94E-02	8,09E-02	7,23E-02	6,38E-02	5,52E-02	4,67E-02	3,81E-02	2,96E-02	2,10E-02
Toxicidade humana não cancerígena (HTPnc)	kg 1,4-DCB	2,84E-01	2,17E+00	2,14E+00	2,11E+00	2,08E+00	2,05E+00	2,02E+00	1,99E+00	1,96E+00	1,93E+00	1,90E+00	1,86E+00
Uso da terra (LOP)	m2a crop eq	1,15E-02	1,49E-02	1,46E-02	1,42E-02	1,38E-02	1,35E-02	1,31E-02	1,27E-02	1,24E-02	1,20E-02	1,16E-02	1,12E-02
Escassez de recursos minerais (SOP)	kg Cu eq	8,44E-04	1,51E-03	1,43E-03	1,34E-03	1,25E-03	1,16E-03	1,07E-03	9,85E-04	8,96E-04	8,08E-04	7,20E-04	6,32E-04
Escassez de recursos fósseis (FFP)	kg oil eq	2,27E-01	1,21E+00	1,10E+00	9,98E-01	8,92E-01	7,86E-01	6,80E-01	5,74E-01	4,68E-01	3,62E-01	2,56E-01	1,50E-01
Consumo de água	m3	4,90E-	6,58E-	6,33E-	6,08E-	5,82E-	5,57E-	5,32E-	5,07E-	4,81E-	4,56E-	4,31E-	4,06E-

---

(WCP)	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
-------	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----

---

Fonte: Autor.