

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**  
**PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**GABRIELE STURM**

**PROPOSIÇÃO DE UM ÍNDICE PARA MENSURAR A CIRCULARIDADE NO  
CONTEXTO ALIMENTAR**

**CURITIBA**

**2021**

GABRIELE STURM

**PROPOSIÇÃO DE UM ÍNDICE PARA MENSURAR A CIRCULARIDADE NO  
CONTEXTO ALIMENTAR**

**Proposal of an index to measure circularity in the food context**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, como requisito para obtenção do título de mestre.

Orientadora: Prof. Dra. Cássia Maria Lie Ugaya

CURITIBA

2021



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Esta licença permite compartilhamento, remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
**Campus Curitiba**



GABRIELE STURM

## **PROPOSIÇÃO DE UM ÍNDICE PARA MENSURAR A CIRCULARIDADE NO CONTEXTO ALIMENTAR**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Ciência E Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias E Processos Ambientais.

Data de aprovação: 20 de Agosto de 2021

Prof.a Cassia Maria Lie Ugaya, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Fatima De Jesus Bassetti, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Selma Aparecida Cubas, Doutorado - Universidade Federal do Paraná (Ufpr)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 24/08/2021.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço à professora Cássia Maria Lie Ugaya pela dedicação e paciência durante o andamento do projeto. Sua orientação e conhecimento foram de grande importância para o resultado deste trabalho. Agraço também aos demais professores que fizeram parte da minha formação acadêmica, não apenas no programa de pós-graduação, mas durante toda minha vida.

Meu agradecimento ao grupo de pesquisa Gyro, onde me senti acolhida e fiz grandes amigos. Obrigada Julianna, Thaisa, Rodrigo, Adrison, José Paulo, Jaylton, Luís e todos aqueles que fizeram parte desse processo, me apoiando, ensinando e se fazendo presentes mesmo à distância.

Muito obrigada também a minha família, especialmente minha mãe Marisa e meus irmãos Isabele e Gabriel, por sempre estarem ao meu lado e pelo apoio incondicional de todas as horas.

Aos meus amigos da vida que sempre estiveram ao meu lado, por todas as conversas, risadas, conselhos, por enxugarem minhas lágrimas e por todas as contribuições. O suporte de vocês tem sido essencial em todos os momentos!

Agradeço a Deus principalmente pela minha saúde, especialmente em um momento tão difícil como o que estamos passando desde 2020, o que me permitiu enfrentar este desafio sem desistir e sempre com muitas esperanças de dias melhores.

Por fim, agradeço à Universidade Tecnológica Federal do Paraná pela estrutura e equipamentos e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo financiamento desta pesquisa. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

## RESUMO

STURM, Gabriele. **Proposição de um índice para mensurar a circularidade no contexto alimentar.** 2021. xx f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2021.

Nas últimas décadas, a população mundial vem crescendo de maneira constante, com estimativas de alcançar quase 9,7 bilhões de pessoas em 2050, aumentando a preocupação em relação à fome, desnutrição e insegurança alimentar e evidenciando a necessidade de garantir o acesso aos alimentos e assegurar que sejam nutritivos e capazes de suprir as necessidades humanas. Em contrapartida a estes problemas, tem-se o desperdício de alimentos. Estimativas mostram que um terço de todos os alimentos produzidos globalmente é perdido ou desperdiçado, o que equivale a aproximadamente 1,3 bilhões de toneladas por ano. Quanto mais alimento é jogado fora, maior é a demanda produtiva e, portanto, maiores são os impactos ambientais ocasionados pelos processos de produção de alimentos. A fim de minimizar estes impactos, é importante fomentar ações que atuem na redução dos desperdícios, tais como a Economia Circular (EC). Diante disso, esta pesquisa busca desenvolver um índice de circularidade para alimentos, a fim de quantificar, monitorar e avaliar a transição de um sistema linear de produção e consumo de alimentos para uma economia circular. Para isso, inicialmente avaliou-se 66 índices de circularidade já existentes, buscando ferramentas e informações que pudessem embasar o índice aqui proposto. Utilizando características de 4 índices selecionados a partir desta análise e também a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para gerar os fatores necessários para o cálculo a partir da caracterização dos impactos ambientais, elaborou-se uma equação que retrata o índice de circularidade para alimentos, o qual determina a circularidade de acordo com a quantidade de resíduos destinada a seis diferentes cenários. O resultado obtido permite concluir que é possível utilizar a EC e a ACV de maneira complementar, gerando uma ferramenta robusta e inédita para aplicação no contexto alimentar, além de realçar a importância de incentivar a redistribuição e reutilização dos alimentos, reduzindo desperdícios e a geração de resíduos.

**Palavras-chave:** economia circular, desperdício de alimentos, índice de circularidade, ACV, gestão de resíduos.

## ABSTRACT

In the last decades, the world population has been growing constantly, with estimates of reaching almost 9.7 billion people in 2050, increasing concerns about hunger, malnutrition and food insecurity and highlighting the need to guarantee access to food and ensure that they are nutritious and capable of meeting human needs. In counterpart, there is food waste. Estimates show that a third of all food produced globally is lost or wasted, which equates to approximately 1.3 billion tons per year. The more food is wasted, the greater the productive demand and, therefore, the greater the environmental impacts caused by the food production. To minimize these impacts, it is important to promote actions to reduce waste, such as the Circular Economy (CE). Therefore, this research goals to develop a circularity index for food, in order to quantify, monitor and evaluate the transition from a linear food production and consumption system to a circular economy. For this, 66 already existing circularity indices were evaluated, looking for tools and information that could support the index proposed here. Using characteristics of 4 indices selected from this analysis and also the Life Cycle Assessment (LCA) to generate the necessary factors for calculation from the characterization of environmental impacts, an equation was developed that portrays the circularity index for food, which determines the circularity according to the amount of waste destined for six different scenarios. The result showed that it is possible to use CE and LCA in a complementary way, generating a robust and unprecedented tool for application in the food context, in addition to highlighting the importance of encouraging the redistribution and reuse of food, reducing waste and waste generation.

**Keywords:** circular economy, food waste, circularity index, LCA, waste management.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classificação de acordo com o nível de implementação.....	20
Figura 2 – O índice cita a ACV? .....	20
Figura 3 – O índice afirma que é possível substituir a ACV? .....	21
Figura 4 – O índice utiliza dados provenientes da ACV? .....	22
Figura 5 - Combinação da ACV e EC aplicada ao desenvolvimento de modelos de negócio. ....	23
Figura 6 - Adaptabilidade para o contexto alimentar. ....	24
Figura 7 - Disponibilidade de publicações. ....	24
Figura 8- Clareza das equações/ indicadores.....	25
Figura 9 - Clareza das variáveis/ parâmetros.....	25
Figura 10 – Representação hierárquica para gestão de resíduos. ....	33
Figura 11 – Alternativas para redução de resíduos provenientes do desperdício de alimentos.....	35
Figura 12– Estágios para estruturação de indicadores.....	37
Figura 13 - Estrutura conceitual para elaboração do índice. ....	38
Figura 14 - Comparativo entre cenários de destinação. ....	57
Figura 15 - Planilha para cálculo do índice de circularidade para alimentos (ICA). ....	59
Figura 16 - ICA após agrupamento das categorias de impacto. ....	60
Figura 17- Destinações observadas no estudo de caso. ....	61
Figura 18 - Cálculo do ICA do estudo de caso.....	63

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critérios e subcritérios para avaliação dos índices de circularidade. ....	17
Tabela 2 - Alimentos selecionados, taxas de desperdício e fontes. ....	41
Tabela 3 – Inventário para o processo de produção de ração animal. ....	42
Tabela 4 – Taxas de desperdício inseridas no software. ....	43
Tabela 5 – Inventário para o estudo de caso. ....	49
Tabela 6 – Valores dos impactos ambientais dos diferentes cenários de destinação. ....	52
Tabela 7 - Valores dos impactos ambientais após normalização. ....	53

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Indicadores e parâmetros para FSI. ....	28
Quadro 2 – Processos selecionados no <i>software</i> para cada alimento. ....	44
Quadro 3 - Modelos utilizados para o cálculo de impactos. ....	45

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>2</b>	<b>ECONOMIA CIRCULAR E ÍNDICES DE CIRCULARIDADE .....</b>	<b>15</b>
2.1.	DEFINIÇÕES DE ECONOMIA CIRCULAR E ÍNDICES DE CIRCULARIDADE.....	15
2.2.	CARACTERIZAÇÃO DOS ÍNDICES DE CIRCULARIDADE .....	19
2.3.	FUNDAMENTAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO .....	27
2.4.	PRODUÇÃO DE ALIMENTOS E SUA RELAÇÃO COM A EC.....	31
<b>3</b>	<b>DESENVOLVIMENTO DO IC PARA ALIMENTOS .....</b>	<b>36</b>
3.1.	MÉTODO PROPOSTO .....	36
3.1.1.	Definição do propósito para o índice .....	37
3.1.2.	Projeção da estrutura conceitual.....	38
3.1.3.	Projeção do indicador.....	39
3.1.4.	Interpretação e divulgação de relatórios.....	48
3.1.5.	Manutenção e revisão dos indicadores.....	50
<b>4</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>51</b>
4.1.	ÍNDICE DE CIRCULARIDADE PARA ALIMENTOS (ICA) .....	51
4.2.	ESTUDO DE CASO .....	61
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>64</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>67</b>
	APÊNDICE A - Avaliação dos índices de circularidade em relação ao critério de Replicabilidade.....	76
	APÊNDICE B - Avaliação dos índices de circularidade em relação ao critério de Robustez científica.....	80

## 1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a população mundial vem crescendo de maneira constante, com estimativas de alcançar quase 9,7 bilhões de pessoas em 2050 (ONU, 2019), aumentando a demanda por alimentos. A evolução da tecnologia e da economia fez também com que a logística dos alimentos fosse alterada, desde sua produção, distribuição e consumo (FAO, 2014b)

Este cenário envolve uma grande preocupação em relação à fome, desnutrição e insegurança alimentar. É necessário não apenas garantir o acesso aos alimentos, mas também assegurar que sejam nutritivos e capazes de suprir as necessidades do organismo humano (FAO, 2014b). Pensando nisso, os países membros da ONU incluíram, dentre suas metas da Agenda para o Desenvolvimento Sustentável para 2030, o objetivo número 2, diretamente relacionado à fome, o qual não visa apenas erradicar a fome, mas também “alcançar a segurança alimentar, melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável” (ONU, 2015).

Em contrapartida aos problemas relacionados à fome e à insegurança alimentar, tem-se o desperdício de alimentos. Estimativas mostram que um terço de todos os alimentos produzidos globalmente é perdido ou desperdiçado, o que equivale a aproximadamente 1,3 bilhões de toneladas por ano (FAO, 2014b).

Nessa temática, também há uma preocupação global para assegurar uma produção e consumo mais sustentáveis, expressos no ODS 12, o qual traz como uma meta a mitigação do desperdício de alimentos per capita mundial, objetivando reduzir pela metade o desperdício nos níveis de varejo e consumidor e reduzir as perdas ao longo das cadeias produtivas. Além disso, este ODS também busca uma gestão sustentável e o uso eficiente dos recursos naturais e a redução da geração de resíduos (ONU, 2015).

Quanto mais alimento é jogado fora, maior é a demanda produtiva e, portanto, mais recursos serão utilizados, agravando ainda mais os impactos ambientais ocasionados pelos processos produtivos. O atual modelo de produção de alimentos, majoritariamente linear, extrai recursos finitos, tais como fósforo e potássio, para produzir fertilizantes e também utiliza combustíveis fósseis no uso de máquinas e meios de transporte, além disso, polui o meio ambiente ao utilizar os fertilizantes sintéticos, os quais podem contribuir para poluição do ar, contaminar os solos e lixiviar produtos químicos para fontes de água (QUALMAN, 2017).

Buscando minimizar os impactos associados ao desperdício de alimentos, é importante fomentar ações para reduzi-lo. Para isso, pode-se aplicar a economia circular

(EC), a qual é uma abordagem que busca reinserir e otimizar o uso de materiais e produtos ao longo dos processos produtivos, reduzindo a demanda por energia e matéria-prima e a quantidade de resíduos e emissões (EMF, 2019). Nos últimos anos, esse modelo econômico vem sendo estimulado, a fim de minimizar os encargos para o meio ambiente e estimular a economia (MORAGA *et al.*, 2019).

No contexto da economia circular, os alimentos são cultivados, processados, transportados, armazenados, preparados e seus coprodutos são gerenciados de maneira que beneficiem a saúde humana, concomitantemente à mitigação dos impactos ambientais, contribuindo para melhorias também nos sistemas naturais. Para que este cenário seja possível, é necessário que os alimentos sejam aproveitados ao máximo, redistribuindo os excedentes como um adicional de alimentos comestíveis e transformando os coprodutos em novos produtos, desde fertilizantes, biomateriais, remédios e bioenergia (EMF, 2019).

Para assegurar o máximo aproveitamento dos alimentos, é primordial garantir uma correspondência entre o abastecimento e a demanda. Algumas ações podem ser tomadas, como, por exemplo, oferecer descontos em produtos prestes a vencer, usar frutas e verduras maduras demais ou aquelas consideradas “feias” como ingredientes, desenvolver projetos para redistribuição de alimentos próprios para o consumo cuja imagem externa não é mais considerada como ideal e, por fim, desenvolver projetos de educação ambiental que tenham o propósito de conscientizar os consumidores, a fim de evitar compras excessivas de alimento e um bom planejamento que minimize os desperdícios (EMF, 2019).

Os responsáveis pelos planejamentos urbanos podem desempenhar um papel importante na medida em que assegurem que quaisquer alimentos comestíveis excedentes sejam redistribuídos para consumo humano, ajudando a reduzir a quantidade de resíduos enviados para os aterros sanitários e fornecendo nutrição de alta qualidade às populações em situação de insegurança alimentar (EMF, 2019). Diante disso, mostra-se fundamental o desenvolvimento de políticas públicas voltadas ao incentivo da circularidade alimentar.

Para Walker *et al.* (2018), é essencial o desenvolvimento e utilização de ferramentas que possibilitem o monitoramento e avaliação da economia circular. Dessa forma, a fim de quantificar e mensurar a transição para a economia circular, foram desenvolvidos os índices de circularidade, sendo que cada um deles utiliza dados e indicadores diferentes para mensurar e expressar o quanto determinado produto ou material poderá recircular.

Thomas e Birat (2013) afirmam que estes índices são imprescindíveis para avaliar os riscos associados à reutilização e reciclagem no final da vida útil dos produtos, fornecendo uma linguagem padronizada para simplificar a troca de informações durante os processos de tomada de decisão e facilitar a transição para a economia circular.

Nesta pesquisa, foram avaliados 66 índices de circularidade, com o intuito de determinar a aplicação destes para o contexto dos alimentos, a fim de reduzir desperdícios e minimizar a geração de resíduos e consequentes impactos ambientais. Dentre os índices estudados, não há a ocorrência de um que tenha sido elaborado especificamente para aferir a circularidade no âmbito alimentar, entretanto, é evidente que os autores manifestam uma preocupação em desenvolver ferramentas de economia circular para este contexto.

A prevenção do desperdício de alimentos é uma das prioridades da União Europeia na atualidade, visto que, ao reduzi-lo, reduz-se também os impactos ambientais e pode-se atuar na redução da fome e insegurança alimentar, contribuindo para alcançar o segundo Objetivo do Desenvolvimento Sustentável da ONU. Qualquer item alimentar destinado ao consumo humano que seja perdido, descartado ou estragado em qualquer fase do seu ciclo constitui desperdício de alimentos, consequentemente causando desperdício direto e indireto de recursos, tais como matérias-primas, água e energia (EUROPEAN COMMISSION, 2017).

Para alcançar este propósito, a Comissão Europeia também afirma que é necessário incentivar ações que promovam a circularidade dos alimentos, tais como garantir a redistribuição de alimentos aptos para o consumo humano, seja através de doação ou transformação, utilização de alimentos para uso em ração animal e geração de adubos e fertilizantes por meio da compostagem e também a geração de energia, assim como proposto nesta pesquisa (EUROPEAN COMMISSION, 2017).

Para Cayzer *et al.* (2017), trabalhos futuros podem incluir o desenvolvimento de indicadores de EC para diferentes setores da indústria e tipos de produtos, incluindo o setor alimentício. A metodologia atual tem se concentrado em ciclos técnicos e materiais de fontes não renováveis, o próximo passo seria estender a avaliação para abranger também ciclos e materiais biológicos de fontes renováveis (EMF, 2019).

Diante do exposto, esta pesquisa tem como objetivo geral desenvolver um índice de circularidade para alimentos, que possibilite quantificar, monitorar e avaliar a transição de um sistema linear de produção e consumo de alimentos para uma economia circular.

Para alcançar o objetivo geral, os objetivos específicos consistem em:

- Identificar índices de circularidade apropriados para aplicação ou adaptação ao contexto alimentar;
- Averiguar a complementaridade entre Avaliação do Ciclo de Vida e Economia Circular no desenvolvimento de índices de circularidade, a fim de que o índice aqui elaborado contemple as duas ferramentas;
- Avaliar diferentes cenários de aplicação da economia circular, os quais serão utilizados para nortear o desenvolvimento do índice para alimentos;
- Desenvolver um índice de circularidade específico para alimentos e avaliar o desempenho.

## 2 ECONOMIA CIRCULAR E ÍNDICES DE CIRCULARIDADE

### 2.1. DEFINIÇÕES DE ECONOMIA CIRCULAR E ÍNDICES DE CIRCULARIDADE

A economia industrial vem seguindo um modelo linear de produção, o qual tem como preceito a utilização de matéria-prima, mão de obra e recursos para produção de bens, distribuição aos consumidores, que depois os descartam ao final de sua vida útil. Este modelo de economia leva a perdas desnecessárias de várias maneiras: desperdício de recursos na cadeia de produção, desperdício no descarte, consumo de energia e exploração de recursos e serviços do ecossistema (EMF, 2019).

A expansão da população mundial tem como consequência o aumento da demanda por recursos naturais e por produtos, sendo esperado que o consumo em 2050 seja o triplo em relação ao ano 2000 (UNEP, 2011). Diante deste cenário, o conceito de Economia Circular (EC) vem se destacando nos últimos anos como uma alternativa ao modelo linear, ao propor uma nova forma de produção e consumo, buscando utilizar os recursos de forma racional, por meio da maximização da circulação destes nas cadeias produtivas.

De acordo com a Fundação Ellen MacArthur (2019), instituição que estuda e estimula a adoção da economia circular, esta pode ser definida como um modelo que busca reinserir e otimizar o uso de materiais e produtos no processo produtivo, reduzindo a quantidade de resíduos e emissões, ao mesmo tempo em que reduz a demanda por energia e matéria-prima extraída do meio ambiente, contribuindo de forma positiva para a regeneração dos sistemas naturais.

As tendências globais estão evidenciando a necessidade de realizar a transição para a EC, na qual o crescimento é dissociado do uso de recursos escassos por meio de tecnologia e modelos de negócios baseados em longevidade, renovabilidade, reutilização, reparo, atualização, reforma, compartilhamento de capacidade e desmaterialização (ACCENTURE, 2014). A EC busca um sistema econômico no qual os parceiros da cadeia trabalhem em conjunto, a fim de maximizar o valor de materiais e produtos durante sua vida útil, reduzindo a perda de recursos (VERBERNE, 2016).

A atual economia global é apenas 9% circular, isto é, de todo recurso utilizado nos processos produtivos, aproximadamente 84,4 Gt são extraídos do meio, enquanto 8,4 Gt são provenientes da reinserção no ciclo. Dos materiais não reciclados, a maioria é

desperdiçada, sendo dispersa na forma de emissões ou resíduos irrecuperáveis. Outra informação relevante é que habitação, nutrição e mobilidade representam mais de 82% da pegada de carbono mundial, e é nessa categoria que se enquadram os alimentos (CIRCLE ECONOMY; PGGM, 2014).

Para mensurar a economia circular, foram desenvolvidos índices de circularidade, os quais trazem informações referentes ao quanto determinado produto ou material poderá recircular. Cada um destes índices de circularidade utiliza dados e indicadores distintos, tendo escopos e abrangências diferentes. Com isso, podem ser categorizados de acordo com a aplicação, isto é, há índices que tratam da circularidade dos materiais, da circularidade dos produtos, da avaliação do ciclo de vida dos produtos, do fluxo de matérias, do desperdício, das taxas de reciclagem e aqueles utilizados para avaliar e monitorar o desempenho ambiental como um todo (TIOSSI, 2019).

Para Thomas e Birat (2013), estes índices são imprescindíveis para avaliar os riscos associados à reutilização e à reciclagem no final da vida útil dos produtos, fornecendo uma linguagem padronizada para simplificar a troca de informações durante os processos de tomada de decisão. Os indicadores trazem informações relevantes sobre os requisitos técnicos dos produtos e materiais utilizados nos processos produtivos, possibilitando aos tomadores de decisão avaliar se a alteração do nível da circularidade do material terá efeito sobre outros impactos ou áreas de interesse da organização (VERBERNE, 2016).

Para esta pesquisa, inicialmente, foram avaliados 66 índices de circularidade já existentes, a fim de buscar um embasamento científico para alcançar os objetivos aqui propostos. Mesmo que demonstrar como foi feita esta análise seja pertinente ao método, ela será apresentada neste item de revisão bibliográfica para facilitar o entendimento do leitor quanto à sucessão cronológica do estudo e mostrar o que já foi feito no âmbito da economia circular e alimentos.

Dos índices considerados, 55 foram selecionados baseando-se em Saidani *et al.* (2019), os quais avaliaram índices de circularidade criados por pesquisadores, órgãos governamentais e empresas de consultoria, por meio de uma revisão sistemática da literatura. Além disso, foram incluídos índices surgidos posteriormente a esta publicação, a partir de pesquisa na ferramenta Scopus, até o dia 27 de janeiro de 2020. Utilizou-se a combinação de palavras-chave "*circular economy*" AND "*circularity indicators*" OR "*circularity indices*" OR "*circularity index*", limitando o ano de publicação para 2018, 2019 e 2020, a linguagem para inglês e artigos publicados em

revistas científicas, resultando em 16 documentos. Por fim, cinco índices foram excluídos, visto que eram repetidos, totalizando 66 índices para a avaliação final.

A partir disso, refinou-se a leitura dos índices e catalogação destes, compilando as informações, a fim de compreender os índices de maneira mais eficiente. Para isso, foram utilizados critérios como nível de implementação, aplicação e variáveis utilizadas para os cálculos. Também foram avaliados critérios como adaptabilidade para o contexto alimentar, disponibilidade de publicações, clareza das equações e variáveis e, por fim, a complementaridade entre a EC e ACV.

Também foi realizada uma classificação qualitativa dos índices, a fim de apurar a complementaridade entre a EC e ACV. Embora ambas possam ser utilizadas de maneira complementar, uma vez que ambas são empregadas para avaliar o desempenho ambiental das organizações, alguns autores afirmam que os índices de circularidade podem substituir a ACV, visto que essa requer uma grande quantidade de dados, demandando tempo e investimentos financeiros, além de fornecer informações apenas sobre o ponto de vista ambiental, por vezes omitindo os aspectos econômicos e sociais (DI MAIO, F. D.; REM, 2015). Para este critério, foi estudado se:

- O índice cita a ACV;
- O índice cita a ACV e afirma que esta pode ser substituída pelo seu uso;
- O índice cita a ACV e utiliza dados advindos desta para seu cálculo.

Por fim, iniciou-se a avaliação dos índices de circularidade baseando-se nos critérios estabelecidos pela Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), por meio da publicação do *Relatório de Recomendações de Modelos de Avaliação de Impacto para o Contexto Brasileiro* para uso e regionalização dos fatores de caracterização para algumas categorias de impacto. Estes critérios foram adaptados para o contexto da circularidade e pontuados de acordo com determinados subcritérios, a fim de estabelecer parâmetros comparativos entre os índices (Tabela 1).

**Tabela 1 - Critérios e subcritérios para avaliação dos índices de circularidade.**

Critérios		Classificação		
Critério 1 – Replicabilidade				
Subcritérios	Adaptabilidade para alimentos	Não	Fornecer informações relevantes	Sim
		1	3	5

<b>Critério 2 - Robustez científica</b>				
<b>Subcritérios</b>	Disponibilidade de publicações	Internet sem manual	Internet com manual	Artigo publicado
		1	3	5
	Clareza das equações/ indicadores	Não	Médio	Sim
		1	3	5
	Variáveis/ parâmetros	Não	Médio	Sim
		1	3	5

Fonte: Autoria própria (2020).

O primeiro critério da RAICV diz respeito à avaliação dos modelos em termos do escopo geográfico, fluxos elementares e compartimentos ambientais considerados (RAICV, 2019). Para o caso dos índices de circularidade, adaptou-se essa avaliação, considerando a possibilidade de replicação dos índices em relação ao contexto dos alimentos, utilizando o critério de adaptabilidade para os alimentos.

Para esse critério, foram pontuados como 5 aqueles que podem ser adaptados, como 3 aqueles que não são adaptáveis, entretanto trazem informações relevantes para o desenvolvimento do método, e por fim, como 1 aqueles que não podem ser utilizados, também utilizando o modelo de avaliação de RAICV (2019) com ajustes. Os valores obtidos podem ser visualizados no (APÊNDICE A).

A maioria dos índices (59%) apresentou-se como não adaptável, isto é, em grande parte são índices especificamente elaborados para serem utilizados na indústria, principalmente relacionados a produtos manufaturados. Por exemplo, podemos citar o caso do *Circular economy performance indicator* (HUYSMAN *et al.*, 2017), idealizado para aplicação em resíduos plásticos pós-industriais, ou ainda o *Circularity Material Cycles* (PAULIUK *et al.*, 2017), o qual tem como objetivo estudar a distribuição regional e perdas nos ciclos de vida da indústria do aço.

Além destes índices que apresentam aplicação ou uso para indústrias específicas, há também exemplos de índices desenvolvidos para situações particulares, como é o caso do *Circular Economic Value* (FOGARASSY *et al.*, 2017), desenvolvido a fim de identificar os pontos de melhoria do uso de material e energia para melhorar a circularidade das Olimpíadas de 2024, que ocorrerá em Paris, na França.

Após a avaliação do primeiro critério, os índices *Forest Sector Indicator* (SILVA; SIMIONI; HOFF, 2020), *Nutrient Circularity* (COBO *et al.*, 2019), *Organic Waste Indicator* (COBO; DOMINGUEZ-RAMOS; IRABIEN, 2018) e *Zero Waste Index*

(ZAMAN; LEHMANN, 2013) foram os que obtiveram a melhor pontuação em relação à adaptabilidade para o contexto alimentar e, dessa forma, serão utilizados como base no desenvolvimento de um índice específico para alimentos neste trabalho. Apenas estes índices serão descritos para o segundo critério de avaliação.

O segundo critério da RAICV (2019) avalia a robustez científica, verificando o reconhecimento e aprovação dos modelos pela comunidade científica, a apresentação da cadeia de causa-efeito e a transparência. Para o caso dos índices de circularidade, será considerada a transparência em relação à disponibilidade de publicações descrevendo os procedimentos adotados para aplicação dos índices, pontuados como 1 se o material sobre o índice é disponibilizado apenas em páginas da internet sem manual, como 3 se é disponibilizado em página da internet com manual e como 5 se o índice foi publicado em artigo científico.

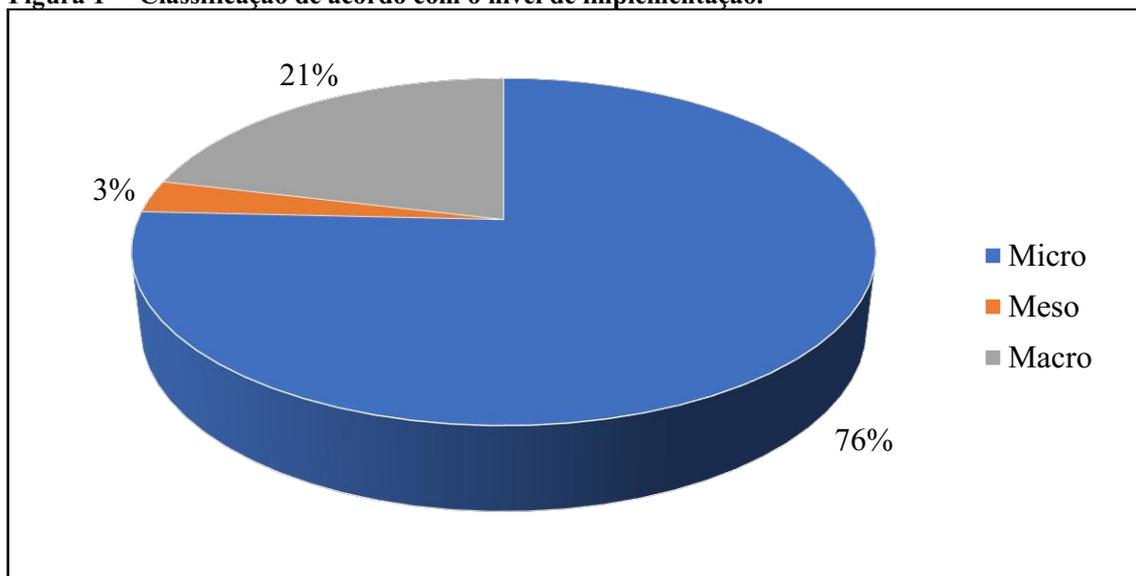
Outro aspecto considerado é a compreensão das equações e das variáveis utilizadas, considerando a disponibilidade e clareza destas. Nesse caso, foram estabelecidos dois critérios, sendo eles a clareza das equações/ indicadores e a clareza das variáveis/ parâmetros utilizados, pontuados como 1, 3 e 5, de acordo com o nível de clareza e entendimento (APÊNDICE B). Em casos de índices que analisaram qualitativamente a economia circular, o primeiro critério considerou a descrição dos indicadores utilizados e o segundo critério avaliou se o índice mostra com transparência que parâmetros são considerados para calcular ou avaliar o indicador descrito.

Após a compreensão dos índices, estes foram compilados em uma tabela e avaliados seguindo os critérios definidos. Além das informações pertinentes ao uso do índice, também se realizou uma classificação qualitativa em relação à ACV.

## 2.2. CARACTERIZAÇÃO DOS ÍNDICES DE CIRCULARIDADE

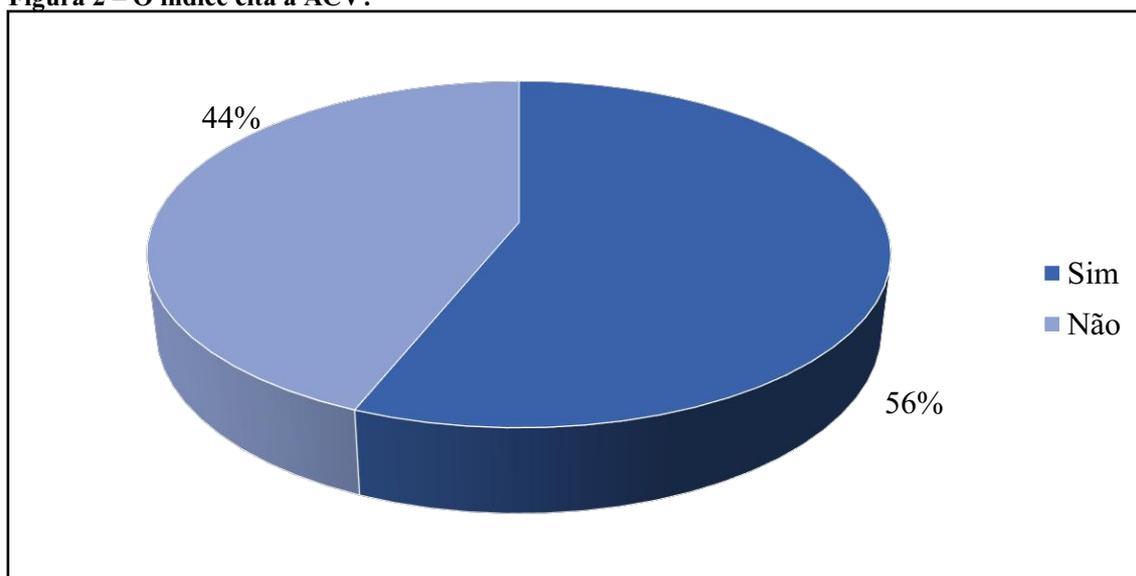
Na Figura 1 é apresentada a classificação dos índices de acordo com seu nível de implementação. A maioria (76%) é aplicável para produtos, organizações e consumidores individuais, classificados como nível micro; 21% são de nível macro, com aplicação abrangente para cidades, estados e países e apenas 3% é de nível meso.

Na prática, os índices de nível macro seriam melhor aplicáveis para o cenário de alimentos, visto que são desenvolvidos para abordar ações voltadas para cidades, estados ou países. Entretanto, para este estudo não se considerou o nível de implementação como critério eliminatório, apenas para entendimento e descrição dos índices.

**Figura 1 – Classificação de acordo com o nível de implementação.**

Fonte: Autoria própria (2020).

Em relação à complementaridade entre a EC e ACV, na Figura 2 é possível observar que, para o primeiro critério, 56% dos índices mencionaram e/ou explicaram o conceito de ACV e 44% dos índices não se referiram à ferramenta. Os autores referem-se à ACV como uma ferramenta útil para o gerenciamento da cadeia de suprimentos e para melhorar o desempenho ambiental dos produtos, visto que sua abordagem holística mostra os impactos ambientais de maneira consistente, onde e quando esses impactos ocorreram ou podem ocorrer, sendo, portanto, um recurso válido para verificação de pontos críticos e áreas de melhoria em direção a uma economia mais circular.

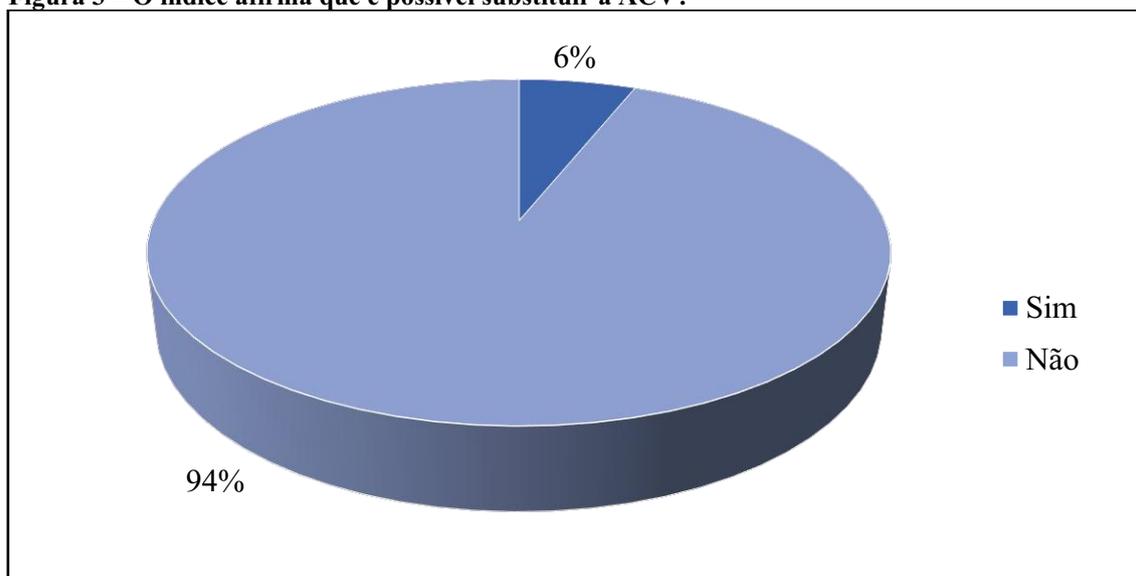
**Figura 2 – O índice cita a ACV?**

Fonte: Autoria própria (2020).

Na Figura 3 são demonstrados os resultados sobre a afirmação de que os índices podem substituir a ACV, na qual se pode observar que 94% dos autores não afirmam que é possível substituir a ACV por meio dos índices de circularidade. Por outro lado, 4 autores afirmam que esta substituição é possível, valor que representa 6% dos índices avaliados, uma vez que há uma grande dificuldade para coleta dos dados necessários e o método de abordagem da reciclagem nos softwares utilizados na ACV ainda é precário (DI MAIO, F. D.; REM, 2015; VAN SCHAİK; REUTER, 2016).

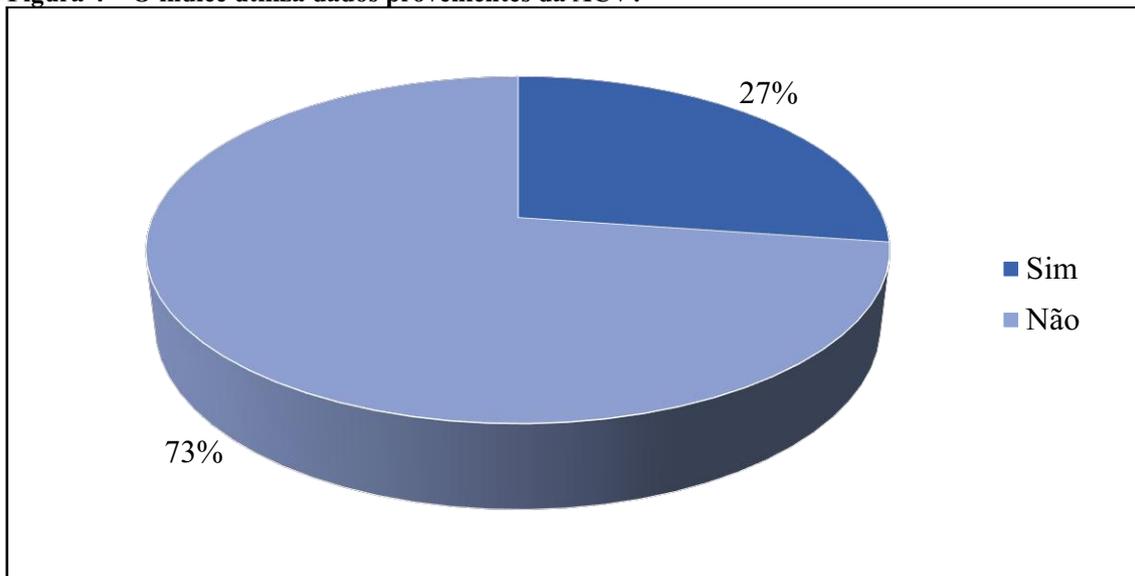
Para Di Maio et al. (2017), o índice de circularidade que desenvolveram é melhor alinhado a políticas sociais, ambientais e econômicas, além de ser mais eficiente no que diz respeito à avaliação regional do uso de recursos e mais simples de calcular do que a ACV. Sendo assim, para estes autores, o índice teria potencial para substituir a ACV.

**Figura 3 – O índice afirma que é possível substituir a ACV?**



**Fonte: Autoria própria (2020).**

Já para a questão se o índice utiliza dados provenientes da ACV, observa-se na Figura 4 que 73% dos índices não utilizam dados provenientes da ACV enquanto 27% deles baseiam a aplicação da circularidade em informações advindas da ACV, como por exemplo, os benefícios ambientais obtidos com a reciclagem de um produto, relacionando-os ao uso de recursos virgens em comparação à matéria-prima reciclada, expressando os encargos ambientais calculados por meio da ACV.

**Figura 4 – O índice utiliza dados provenientes da ACV?**

Fonte: Autoria própria (2020).

Nos resultados da análise dos 66 índices de circularidade selecionados ficou evidente que aproximadamente 56% dos índices mencionam a ACV como ferramenta com potencial para complementar os estudos de economia circular. Para alguns especialistas, a ACV pode fornecer métricas para o desenvolvimento de soluções circulares com o melhor desempenho ambiental, isto é, as duas ferramentas convergem para identificar pontos críticos nos quais a economia circular deve ser aplicada (QUANTIS, 2017). Uma representação desse conceito está resumidamente expressa na Figura 5.

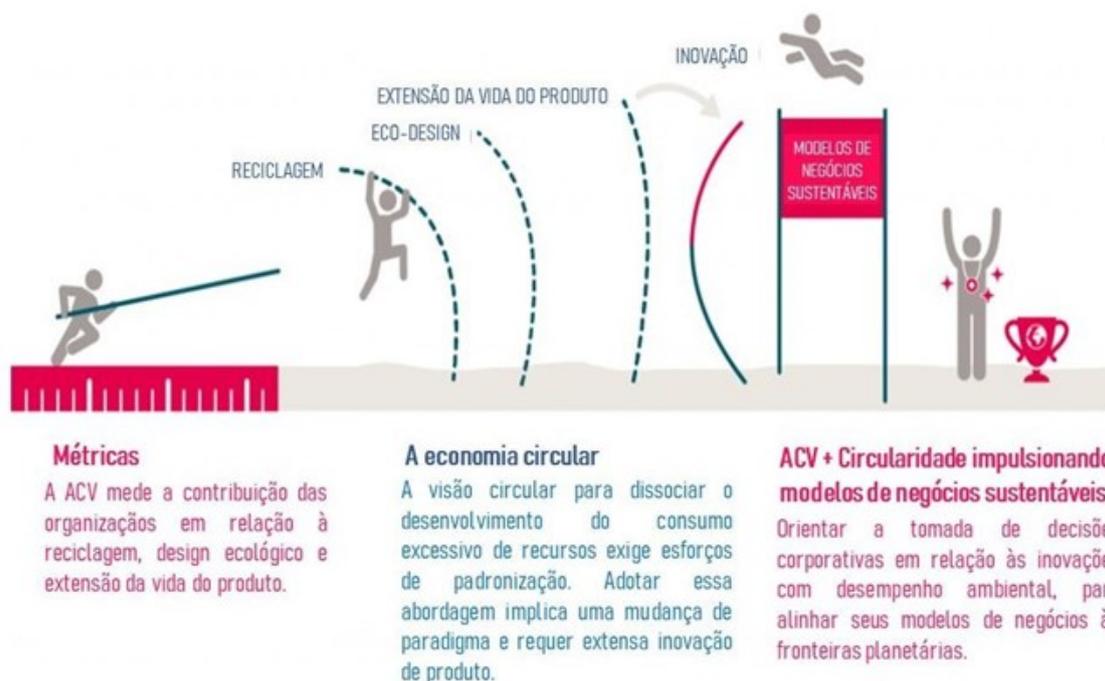
A ACV pode ser utilizada na verificação de identificação das etapas em que a circularidade pode ser aplicada para reduzir os impactos. Muitas empresas têm focado os esforços em identificar estes gargalos e substituir insumos menos sustentáveis ambientalmente, reduzir desperdícios e incluir a reciclagem e reutilização nas etapas produtivas, assumindo o compromisso de aumentar a circularidade e minimizar a carga ambiental (BRACQUENÉ; DEWULF; DUFLOU, 2020; C2C, 2014; NIERO; KALBAR, 2019; VBDO, 2015; WALKER *et al.*, 2018).

A ACV também pode fornecer informações para comparação de diferentes cenários nos quais algum recurso tenha sido reinserido (COBO; DOMINGUEZ-RAMOS; IRABIEN, 2018; LONCA *et al.*, 2018; SILVA; SIMIONI; HOFF, 2020). Para o índice de circularidade desenvolvido por Huysman *et al.* (2017), por exemplo, a ACV fornece dados utilizados para caracterizar os benefícios ambientais com base no impacto do

consumo de recursos naturais provenientes de processos de tratamento de resíduos em comparação ao consumo evitado de matéria-prima virgem.

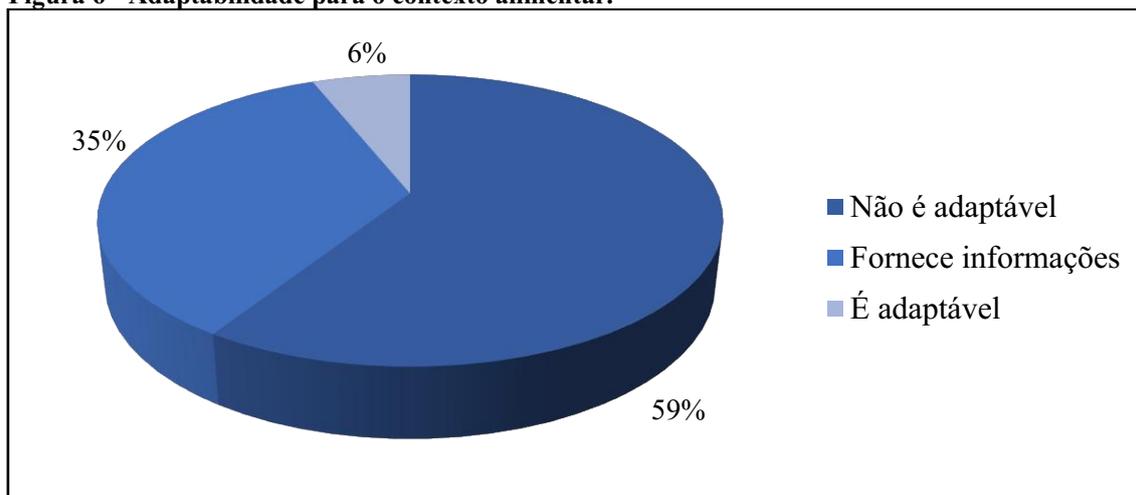
**Figura 5 - Combinação da ACV e EC aplicada ao desenvolvimento de modelos de negócio.**

A combinação da Avaliação do Ciclo de Vida e da circularidade permite que as empresas identifiquem o que, quando e como focar seus esforços de circularidade



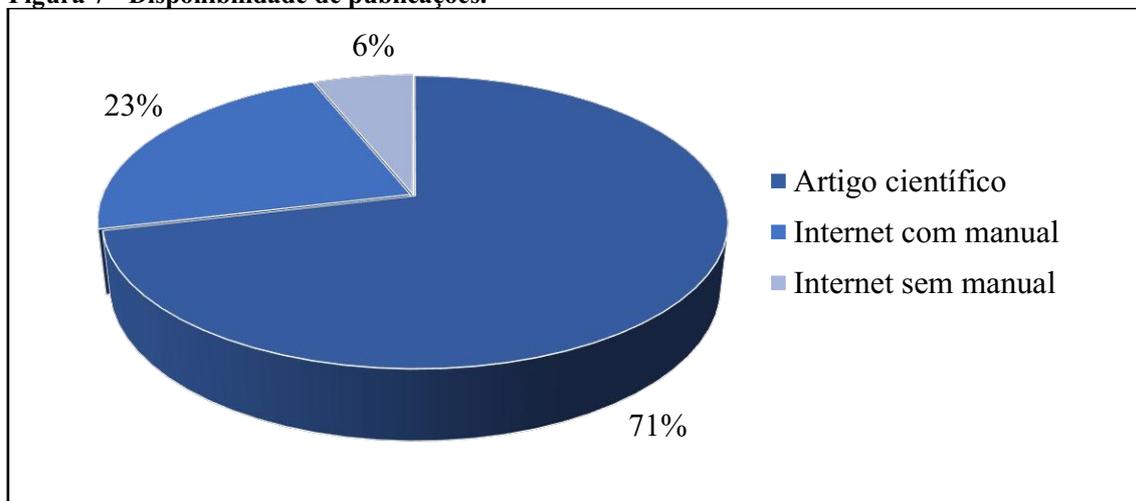
Fonte: traduzido de QUANTIS (2017).

Em relação ao critério de avaliação que considera a adaptabilidade para o contexto alimentar, considerou-se que 6% podem ser adaptados, 35% não é adaptável, entretanto fornece informações relevantes que podem ser utilizadas de alguma forma para o embasamento teórico, e por fim, 59% dos índices avaliados não é adaptável, sendo aqueles específicos para determinados materiais ou produtos (Figura 6). É importante constatar que, mesmo que não tenham sido elaborados especificamente para o âmbito dos alimentos, há a preocupação em desenvolver ferramentas de economia circular para este contexto.

**Figura 6 - Adaptabilidade para o contexto alimentar.**

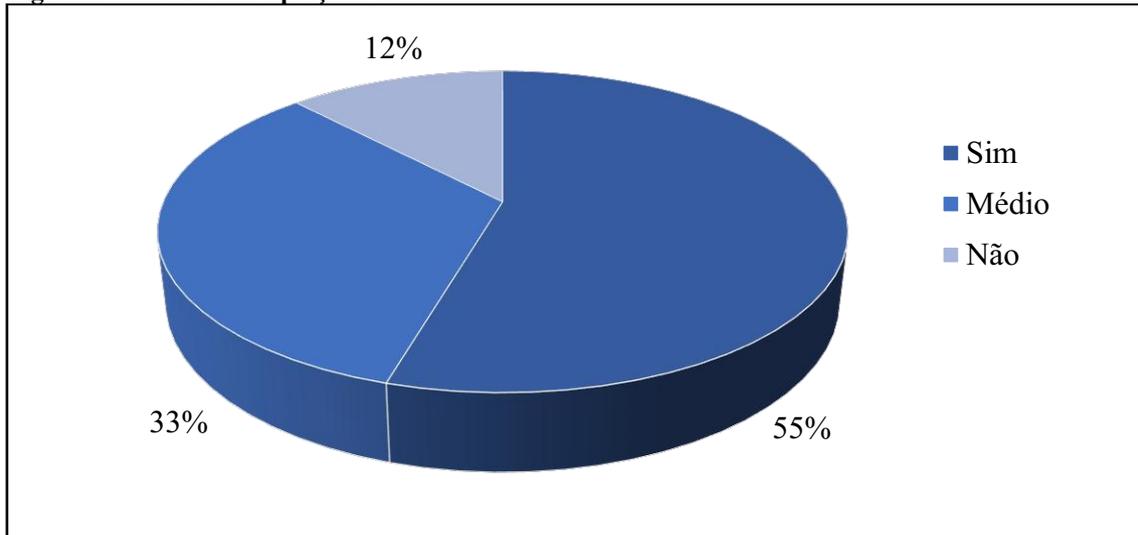
Fonte: Autoria própria (2020).

A grande maioria dos índices avaliados foi publicada no formato de artigos científicos, totalizando 71% (Figura 7). Esse fato é bastante interessante, visto que foram estudados e avaliados por peritos na área de EC e, portanto, possuem validação científica para seu uso. Todos os índices selecionados para embasar o desenvolvimento do índice para alimentos são provenientes de artigos científicos.

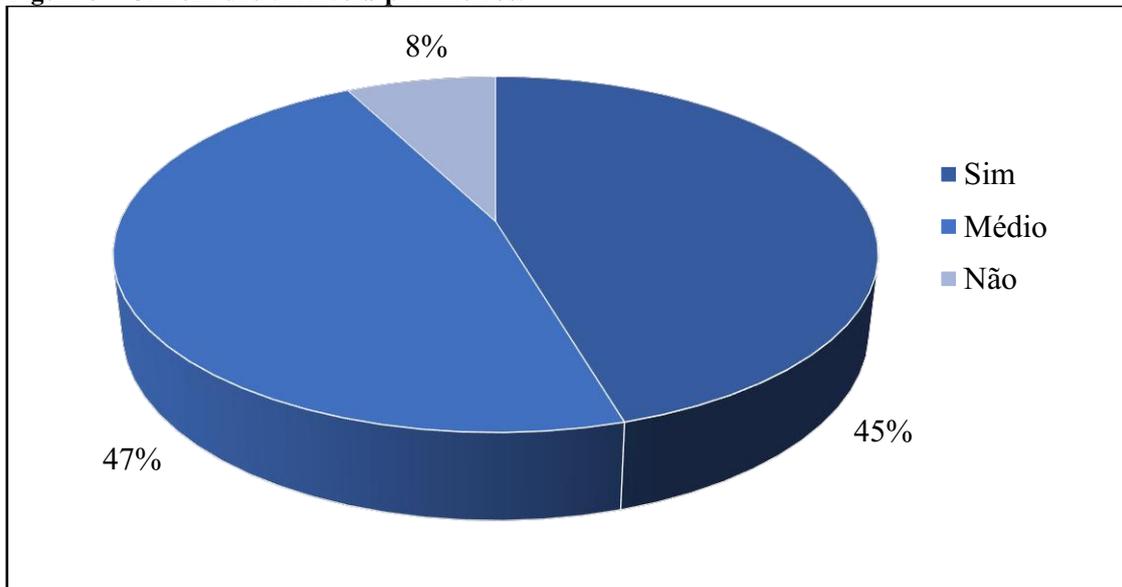
**Figura 7 - Disponibilidade de publicações.**

Fonte: Autoria própria (2020).

Por fim, obteve-se o resultado acerca da clareza das equações/ indicadores (Figura 8) e da clareza das variáveis empregadas no cálculo das equações ou os parâmetros utilizados nos indicadores qualitativos (Figura 9).

**Figura 8- Clareza das equações/ indicadores.**

Fonte: Autoria própria (2020).

**Figura 9 - Clareza das variáveis/ parâmetros.**

Fonte: Autoria própria (2020).

Considerando os índices selecionados no primeiro critério, o FSI, NC, OWI e ZWI obtiveram pontuação mais alta em relação ao critério robustez científica, portanto serão utilizados e adaptados neste trabalho para a elaboração do índice específico para o contexto alimentar. Uma característica comum para os quatro índices selecionados é que todos citam a Avaliação do Ciclo de Vida como ferramenta de gestão ambiental complementar à Economia Circular, inclusive três deles utilizam dados advindos da ACV para o estudo da circularidade.

O primeiro índice – *Forest Sector Indicator* (FSI) - é voltado para o setor florestal, e analisa de forma qualitativa a circularidade do setor, estudando como as empresas envolvidas no processo realizam sinergia energética e de materiais, buscando um modelo produtivo circular que reduza o uso de recursos virgens e a geração de resíduos. Por meio de indicadores pré-estabelecidos, os pesquisadores identificaram dois principais aspectos de circularidade no processo: o uso de resíduos florestais para gerar energia e o uso das cinzas para adubação e fertilização do solo.

A energia gerada com a queima de resíduos florestais é o tipo de energia mais consumida nas indústrias do setor, correspondendo a 83,2%. Esse recurso recircula no processo e é utilizado principalmente para secar madeira e aquecer a água. Já as cinzas, que seriam descartadas como resíduos em aterros sanitários, vão para a compostagem ou são utilizadas na correção do solo, devolvendo ao meio ambiente os nutrientes que foram removidos durante a extração de matérias-primas. Este índice traz informações relevantes e que podem ser adaptadas em relação aos alimentos, uma vez que estes também podem ser utilizados na geração de energia e para fertilização do solo após o descarte.

O *Organic Waste Indicator* (OWI) é um indicador elaborado para quantificar a eficácia de um sistema circular de gerenciamento de resíduos no prolongamento da vida útil de seus componentes, estudando a circularidade dos nutrientes no sistema e representando indiretamente a qualidade dos componentes recuperados. Um dos objetivos refere-se à proposição de um indicador de circularidade que possa ser aplicado a qualquer recurso não renovável, o que propicia seu uso para o contexto alimentar.

O OWI inclui também uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da produção do milho em uma região específica da Espanha, aplicada para determinar a configuração ideal do sistema circular de gerenciamento de resíduos, objetivando a recuperação dos nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e carbono. Os resultados mostraram que o aumento de separação de resíduos leva a uma redução na pegada de carbono do sistema, entretanto o aumento da circularidade de nitrogênio tem impactos prejudiciais à eutrofização.

O *Nutrient Circularity* (NC), por sua vez, baseia sua circularidade na recuperação de nutrientes provenientes dos resíduos orgânicos, a fim de transformá-los em fertilizantes orgânicos para o cultivo de milho, o qual, após o consumo, será parcialmente transformado em resíduo orgânico, fechando o ciclo dos nutrientes. O NC foi desenvolvido para complementar o índice OWI, incluindo uma análise de custos.

Por fim, o *Zero Waste Index (ZWI)* tem como finalidade medir o desempenho de sistemas de gerenciamento de resíduos, baseando-se na quantidade de matéria prima, energia, água e gases de efeito estufa substituídos pelos recursos que são recuperados. Este índice é baseado no valor do material que pode potencialmente substituir as entradas de matéria-prima virgem e considera os efeitos da substituição do material no uso de água e energia e emissões de gases do efeito estufa. Estes valores são extraídos de bancos de dados de ferramentas de ACV.

### 2.3. FUNDAMENTAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO

Neste tópico serão descritas as equações e indicadores utilizados para embasar a elaboração do índice de circularidade proposto nesta pesquisa.

- *Forest Sector Indicator (FSI)*

O FSI é um indicador qualitativo desenvolvido para avaliar a circularidade de resíduos florestais, cujos parâmetros de avaliação encontram-se no Quadro 1. Este indicador se baseia no conceito de simbiose industrial, no qual o resíduo de uma indústria pode servir como matéria-prima para outra indústria localizada na proximidade, reduzindo os resíduos destinados para aterros.

Os autores salientam que a utilização de resíduos florestais para produção de energia e o uso das cinzas como fertilizantes foram os principais componentes da transição para a economia circular. O indicador de circularidade é denotado pela porcentagem de material proveniente de cada uma das fontes, mensurada por meio dos dados obtidos nas indústrias estudadas.

**Quadro 1 - Indicadores e parâmetros para FSI.**

Indicadores	Parâmetros associados
Consumo de matéria prima	Virgem
	Proveniente de subprodutos
	Reciclada
Geração de resíduos florestais e seus usos	Recuperação de energia
	Reutilização no processo
	Ciclagem de nutrientes
	Aterro
Consumo de energia	Queima de resíduos
	Eletricidade
	Combustíveis fósseis
Água	Qual a fonte
	Principais usos
	Destinação de efluentes

Fonte: Silva *et al.*, 2020.

- *Organic Waste Indicator (OWI)*

O OWI avalia a eficácia de um sistema de gerenciamento de resíduos no prolongamento da durabilidade de seus componentes, almejando a maximização da circularidade dos nutrientes, sendo eles carbono, nitrogênio e fósforo, e a minimização dos impactos de aquecimento global, eutrofização marinha e eutrofização da água doce. Este índice foi elaborado para aplicação em processos produtivos de milho, entretanto um de seus objetivos é que possa ser aplicado a qualquer recurso não renovável.

Para calcular o OWI, utiliza-se a equação 1. O subíndice  $i$  representa o componente a ser recuperado, isto é, os nutrientes avaliados, neste caso nitrogênio, fósforo e carbono;  $k$  representa o conjunto de processos unitários da produção de milho; e o subíndice  $j$  representa os processos unitários de gerenciamento dos resíduos orgânicos, sendo eles a digestão anaeróbia, compostagem, incineração e aterro.

$$CI_i = \frac{\sum_{k=1}^m \sum_{j=1}^n R_{ijk} \eta_{rij} \eta_{pik}}{W_i}$$

(1)

Onde  $CI$  = indicador de circularidade;  $R_{ijk}$  = quantidade do componente  $i$  que entra no processo  $j$  e que posteriormente é utilizado como nutriente recuperado no processo  $k$ ;  $\eta_{rij}$  = eficiência do processo  $j$  (kg de nutriente recuperado/ kg do componente  $i$  que entrou no processo  $j$ );  $\eta_{pik}$  = eficiência do processo  $k$  na transformação ou incorporação do

componente recuperado  $i$  (kg de nutriente transformado/ kg do componente  $i$  que entrou no processo  $k$ ); e  $W_i$  = quantidade total do componente  $i$  no resíduo coletado (em kg).

O índice é adimensional e varia em 0 e 1, sendo que um  $CI = 1$  representa que não ocorreram perdas, e  $CI = 0$  retrata que não ocorreu recuperação, sendo todo o componente incinerado ou aterrado. Indiretamente, este índice avalia a qualidade do resíduo recuperado, uma vez que concilia a recuperação do nutriente com a sua real utilização, mensurando a quantidade de nutrientes que de fato foi absorvida pela cultura.

- *Nutrient Circularity (NC)*

Este índice foi elaborado como complementação do OWI, incluindo uma análise do fator econômico. A minimização dos impactos referentes ao aquecimento global também foi incluída neste índice, visto que para reduzir este impacto é necessário investir em novas tecnologias, aumentando o custo anual total.

Esta avaliação tem como objetivos minimizar custos de gerenciamento de resíduos e a pegada de carbono, avaliar a variação da rentabilidade do sistema de circularidade dos nutrientes e estimar a margem econômica que permite que os fertilizantes elaborados a partir de material recuperado possam ser competitivos no mercado. Neste índice são englobadas duas equações, uma para cálculo do custo anual total (TAC) e outra para calcular o total de emissões (GW).

Na equação 2 é apresentado o cálculo do TAC, o qual considera custos de infraestrutura, custos de fechamento, manutenção e monitoramento de aterros sanitários, amortizados ao longo dos 20 anos de vida útil destes. É possível notar que quanto maior for o valor das taxas pagas pelos municípios para o gerenciamento dos resíduos (TAX), menor será o custo anual total, evidenciando a importância de fomentar a circularidade por meio de subsídios dos governos. Diante disso, também será calculado o custo neste trabalho, a fim de estimular a ampliação e melhoria da circularidade dos alimentos e salientar que a promoção da circularidade pode gerar lucro para os gerenciadores de resíduos.

$$TAC(x, y) = \sum_{j=1}^n TAC_j(x, y) - TAX_{GR}(x)$$

(2)

Na qual  $x$  = variáveis contínuas;  $y$  = variáveis inconstantes;  $j$  = processos unitários para gerenciamento de resíduos; TAC = custo anual total do processo  $j$ ; e TAX = taxas pagas pelos municípios para o gerenciamento dos resíduos (GR).

Na equação 3 tem-se o outro parâmetro avaliado no NC, o qual é utilizado no cálculo do impacto do aquecimento global mediante as emissões causadas tanto pelos processos unitários de gerenciamento dos resíduos orgânicos, quanto pelos processos de produção do milho.

$$GW(x, y) = \sum_{j=1}^n GW_j(x, y) + \sum_{k=1}^m GW_k(x, y)$$

(3)

Na qual  $GW$  = impacto do aquecimento global;  $GW_j$  = emissões dos processos de gerenciamento de resíduos; e  $GW_k$  = emissões provenientes dos processos de produção de milho.

- *Zero Waste Index (ZWI)*

O ZWI utiliza a quantidade de materiais virgens, água, energia e emissões substituídos pelos recursos recuperados para medir o desempenho de sistemas de gerenciamento de resíduos. Ele se baseia na afirmação de que é necessário e importante reduzir a geração de resíduos ao longo de todo o ciclo de vida dos produtos.

Para calcular este índice inicialmente utiliza-se a equação 4 para calcular a chamada taxa de desvio, isto é, a porcentagem do total de resíduos que deixa de ir para aterros e é redirecionado para reutilização, reciclagem e compostagem.

$$\text{Taxa de desvio} = \frac{\text{massa de recicláveis}}{\text{massa total}} \times 100\%$$

(4)

A taxa de desvio é um indicador que mede o desempenho da reciclagem, entretanto, ela não considera a prevenção à geração de resíduos. Por isso, também é necessário calcular o ZWI utilizando a equação 5, já que este considera a prevenção da geração de resíduos como um dos principais aspectos na medição do desempenho de um sistema de gestão de resíduos.

$$ZWI = \frac{\sum_{i=1}^n WMS_i \cdot SF_i}{\sum_1^n GWS}$$

(5)

na qual:  $WMS_i$  = quantidade de resíduos gerenciados pelo sistema  $i$  ( $i = 1, 2, 3...n$ );

$n$  = quantidade de resíduos evitados, reciclados, tratados, etc.;

$SF_i$  = fator de substituição para diferentes sistemas de gestão de resíduos, baseado na quantidade de material que foi recirculado para o processo;

$GWS$  é a quantidade total de resíduos gerados.

A quantidade de materiais e recursos substituídos é relacionada ao avanço da tecnologia utilizada no processo de recuperação de materiais, portanto, o valor de substituição varia para diferentes materiais e para diferentes sistemas de gestão de resíduos. Baseando-se no ZWI, será utilizado o conceito de sistemas de destinação de resíduos para elaboração do índice de circularidade para alimentos.

#### 2.4. PRODUÇÃO DE ALIMENTOS E SUA RELAÇÃO COM A EC

A produção de alimentos no modelo em que é realizada atualmente, majoritariamente linear, tem diversos impactos ambientais, dentre os quais estão a poluição do ar, principalmente causada por emissão de material particulado e amônia (POZZER *et al.*, 2017); a contaminação da água, decorrente do uso excessivo de fertilizantes e geração de efluentes (WWAP, 2017); a resistência antimicrobiana, devido ao uso indiscriminado de antibióticos na pecuária e efluentes tratados indevidamente (TAYLOR *et al.*, 2014); a emissão de gases do efeito estufa, sendo responsável por aproximadamente 25% das emissões causadas por humanos (IPCC, 2013); a perda de biodiversidade (GROOTEN; ALMOND, 2018); a demanda excessiva por água, utilizando aproximadamente 70% de toda água doce global (FAO, 2014a), entre outros.

Isso evidencia a necessidade de planejar todo o ciclo de vida dos alimentos, desde a produção, distribuição e consumo, considerando a possibilidade de exercer a circularidade, de forma que os coprodutos e resíduos possam ser utilizados como insumos. É possível aproveitar os alimentos ao máximo, redistribuindo os excedentes de alimentos comestíveis e transformando os coprodutos não comestíveis em novos produtos, reduzindo, assim, a necessidade de produzir mais alimento (EMF, 2019).

Além dos impactos causados pela produção dos alimentos, outra questão importante a ser abordada diz respeito ao desperdício destes. Os problemas ambientais, econômicos e sociais causados pela perda e desperdício de alimentos demandam uma mudança do conceito de economia linear para um processo de produção focado em uma perspectiva de economia circular (LASO *et al.*, 2018).

É importante que as ações implantadas contribuam para alcançar as metas do Objetivo do Desenvolvimento Sustentável de acabar com a fome e garantir o acesso de todas as pessoas a alimentos seguros, nutritivos e suficientes durante todo o ano e garantir sistemas sustentáveis de produção de alimentos, utilizando práticas agrícolas resilientes, buscando aumentar a produtividade e a produção, entretanto sem deixar de lado a preocupação em manter os ecossistemas equilibrados, fortalecendo a capacidade de adaptação às mudanças climáticas, às condições meteorológicas extremas e que melhorem progressivamente a qualidade da terra e do solo (ONU, 2015).

O desperdício de alimentos pode ocorrer por vários motivos, desde alimentos que estão próximos ou ultrapassaram o prazo de validade, até aqueles cuja imagem externa não é considerada ideal ou comercializável, uma vez que possuem danos aparentes como alteração na coloração e na forma ou sua embalagem está danificada (LEBERSORGER; SCHNEIDER, 2014).

Além disso, há também a perda de alimentos ao longo de toda a cadeia produtiva, desde a produção, passando pelo transporte, armazenamento, distribuição e uso. Estudos mostram que a maior parte é perdida no transporte, o que pode ocorrer devido a falhas nos equipamentos utilizados, problemas gerenciais e nos materiais e métodos utilizados, até falhas humanas (LIPÍŃSKA; TOMASZEWSKA; KOŁOŻYN-KRAJEWSKA, 2019).

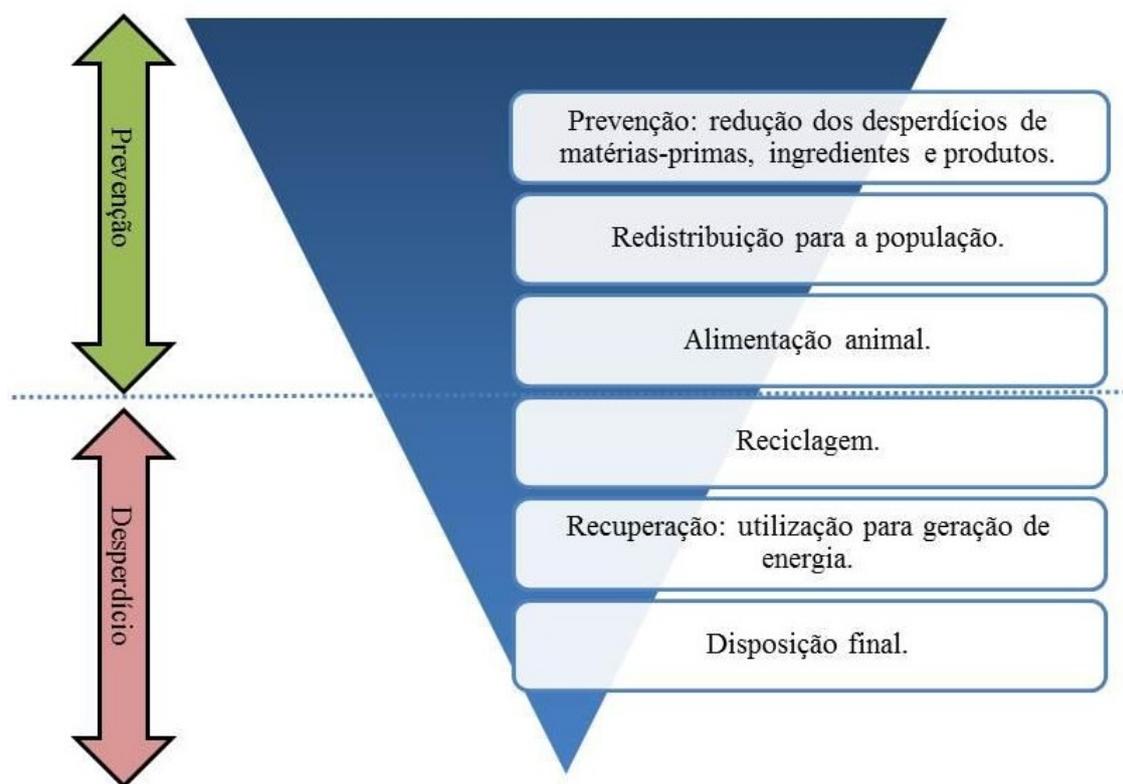
A grande quantidade de alimentos descartada todos os dias têm como consequência a geração de um relevante montante de resíduos. A estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil mostra que aproximadamente 50% de todo o resíduo é constituído de resíduos orgânicos, o que equivale a uma geração de quase 95 mil toneladas por dia (BRASIL, 2011).

Os resíduos orgânicos podem ser reciclados e reaproveitados, evitando que sejam descartados de forma inadequada ou enviados para aterros sanitários. A compostagem e a digestão anaeróbia são dois dos principais tratamentos biotecnológicos empregados atualmente, por tonelada de resíduo orgânico. Outros tratamentos, como a fermentação estão surgindo como opções interessantes para o futuro (ESA, 2014).

Neste panorama, toda e qualquer iniciativa de produção alimentícia deve visar não apenas a garantir que sejam saudáveis do ponto de vista nutricional, mas também que sejam ambientalmente amigáveis, incluindo a prevenção do desperdício, a reutilização dos alimentos por meio da redistribuição, a reciclagem e o uso para produção de energia como alternativas de redução dos impactos (Figura 10).

Uma das alternativas para prevenção do desperdício e das perdas alimentares é trazer a produção de alimentos mais próxima do consumidor, visto que o transporte é grande contribuinte neste sentido, como já visto anteriormente. A agricultura urbana tem grande potencial em termos de segurança alimentar, diversidade e complementação nutricional, redução das desigualdades, circularidade de recursos e gestão de resíduos, tornando as cidades mais resilientes no que diz respeito ao abastecimento de alimentos (BADAMI; RAMANKUTTY, 2015).

**Figura 10 – Representação hierárquica para gestão de resíduos.**



Fonte: adaptado de WRAP (2017).

A crise causada pela pandemia da Covid-19, em 2020, evidenciou um rompimento nas cadeias produtivas e de abastecimento, mostrando que é necessário aumentar a resiliência das cidades e garantir a disponibilidade de alimentos para a população. O

bloqueio das cidades e o fechamento do comércio salientaram a importância dos bens e serviços essenciais, reconhecendo que a disponibilidade de alimentos é uma das necessidades primárias (PULIGHE; LUPIA, 2020).

Neste sentido, os grandes centros urbanos têm uma oportunidade singular de iniciar uma transformação voltada à EC dos alimentos, visto que estudos mostram que até 2050 as cidades serão responsáveis pelo consumo de 80% dos alimentos produzidos. Sendo o destino final de grande parte dos alimentos, as cidades têm também um papel importante na gestão dos resíduos provenientes da produção, consumo e desperdício de alimentos, os quais podem ser reduzidos ou evitados por meio da EC (EMF, 2019).

Nas cidades, menos de 2% dos nutrientes dos alimentos e resíduos orgânicos são compostados, em vez disso, são destinados a aterros sanitários ou, em grande parte das cidades brasileiras, destinados a lixões ou lançados no meio ambiente sem tratamento, representando riscos à saúde humana e ao meio ambiente (EMF, 2019).

Em um arranjo de produção e consumo de alimentos que considera a economia circular, os resíduos deixam de existir, se tornando insumos para um novo ciclo. Os alimentos fazem parte da natureza, intrinsecamente regenerativa, na qual os organismos crescem, se desenvolvem e, ao final de seus ciclos, tornam-se alimento para um novo ciclo se iniciar. Neste contexto, há três alternativas que podem ser utilizadas, sendo elas a criação de novos produtos alimentícios, geração de insumos para a agricultura e pecuária e a geração de energia (Figura 11) (EMF, 2019).

Na prática, entretanto, observa-se que a implementação da economia circular como ferramenta para gestão de resíduos alimentares parece estar ainda em seus estágios iniciais, com foco principalmente na reciclagem e recuperação ao invés da redistribuição (LASO *et al.*, 2018).

As perdas e desperdícios podem ser minimizados em toda a cadeia de suprimento, por meio de intervenções tais como garantir uma melhor correspondência entre o abastecimento e a demanda, oferecer descontos em produtos com vencimento iminente e utilizar produtos maduros demais como ingredientes em restaurantes. Além disso, também é importante realizar ações de educação ambiental voltadas para o consumidor final, a fim de conscientizá-los para que evitem compras excessivas e consequentes perdas e desperdícios (EMF, 2019).

É importante ressaltar que no Brasil, até pouco tempo, ainda era proibido aos estabelecimentos voltados à produção e fornecimento de alimentos redistribuírem alimentos excedentes. Somente em 23 de junho de 2020 entrou em vigor a Lei nº 14.016,

a qual traz o debate sobre o combate ao desperdício de alimentos e a doação de excedentes para o consumo humano. Evidentemente, existem critérios mínimos para garantir que os alimentos estejam próprios para consumo humano, tais como o prazo de validade ainda vigente, que a integridade e segurança sanitária estejam asseguradas e que mantenham suas propriedades nutricionais (BRASIL, 2020).

A proposição de políticas públicas neste contexto é fundamental, a fim de que assegurem que alimentos excedentes sejam redistribuídos para consumo humano, reduzindo a quantidade de resíduos orgânicos destinados a aterros sanitários e melhorando a nutrição das pessoas em situação de insegurança alimentar (EMF, 2019).

**Figura 11 – Alternativas para redução de resíduos provenientes do desperdício de alimentos.**



Fonte: adaptado de EMF (2019).

### 3 DESENVOLVIMENTO DO IC PARA ALIMENTOS

A elaboração do índice de circularidade específico para o contexto alimentar aqui proposto será embasada nos índices selecionados e pormenorizados na seção 2, ao mesmo tempo em que é respaldada por pesquisas relacionadas à transição do atual modelo de produção e consumo de alimentos, predominantemente linear, para um sistema baseado em circularidade.

Dessa forma, para descrever o método a seguir, foi necessário avaliar detalhadamente como os índices pré-selecionados mensuram a circularidade, a fim de obter uma fundamentação conceitual e matemática para desenvolver o modelo de cálculo para o contexto aqui estudado.

#### 3.1. MÉTODO PROPOSTO

O aperfeiçoamento da transição para economia circular requer uma avaliação desta por meio de indicadores ou índices, os quais são métricas importantes para mensurar a solidez de seu desenvolvimento e fornecer diretrizes para os tomadores de decisão possam desenvolver políticas efetivas (SU *et al.*, 2013).

Os indicadores representam uma ferramenta de gerenciamento e medição, com a capacidade de resumir, focar e condensar a complexidade da dinâmica dos ambientes e a enorme quantidade de informações, sendo utilizados para avaliar e gerenciar a transição da economia linear para o sistema circular, criando padrões de qualidade (CAYZER; GRIFFITHS; BEGHETTO, 2017).

Segundo Brown (2009), para estruturar a construção de indicadores existem cinco estágios que devem ser seguidos (Figura 12). Primeiramente, é necessário estabelecer o propósito do indicador, identificando o escopo e o público-alvo. O segundo passo nessa abordagem é projetar a estrutura conceitual, a qual fornece uma maneira formal de pensar sobre o tópico relacionado ao índice, garantindo uma abordagem holística e integrada. A próxima etapa é selecionar e projetar o indicador, utilizando ferramentas para seleção de critérios que garantam um indicador relevante e mensurável. Nessa fase, pode-se utilizar como base os três elementos básicos da economia circular desenvolvidos pela Fundação Ellen MacArthur, sendo eles eliminar resíduos e poluição, manter produtos e materiais em uso e regenerar sistemas naturais.

Após essa etapa, o quarto estágio refere-se à interpretação e divulgação de relatórios sobre o indicador criado, devendo acontecer da maneira mais clara e

compreensível possível, através de gráficos e tabelas, por exemplo. Por fim, deve-se realizar a manutenção e revisão dos indicadores, utilizando de uma consulta aberta com as partes interessadas, incluindo especialistas técnicos no assunto, os provedores de dados, público-alvo e outros grupos interessados (BROWN, 2009).

A seleção dos indicadores deve ser tal que possa abranger totalmente o objetivo estratégico do desenvolvimento da economia circular, levando em conta a dificuldade e a confiabilidade dos dados obtidos, o que significa que o sistema de índices deve ser capaz de refletir completamente todos os aspectos do desenvolvimento da economia circular, mas também evitar a sobreposição entre os indicadores (QING; QIONGQIONG; MINGYUE, 2011).

**Figura 12– Estágios para estruturação de indicadores.**



**Fonte:** adaptado de Brown (2009).

As etapas demonstradas acima serão detalhadas posteriormente para definição do índice proposto nesta pesquisa.

### 3.1.1. Definição do propósito para o índice

O índice de circularidade para alimentos tem como propósito mensurar a transição para a economia circular, buscando por meio dos possíveis cenários de circularidade, minimizar os resíduos orgânicos resultantes e reduzir o desperdício nos processos de produção e consumo de alimentos. O escopo do projeto abrange a produção e consumo

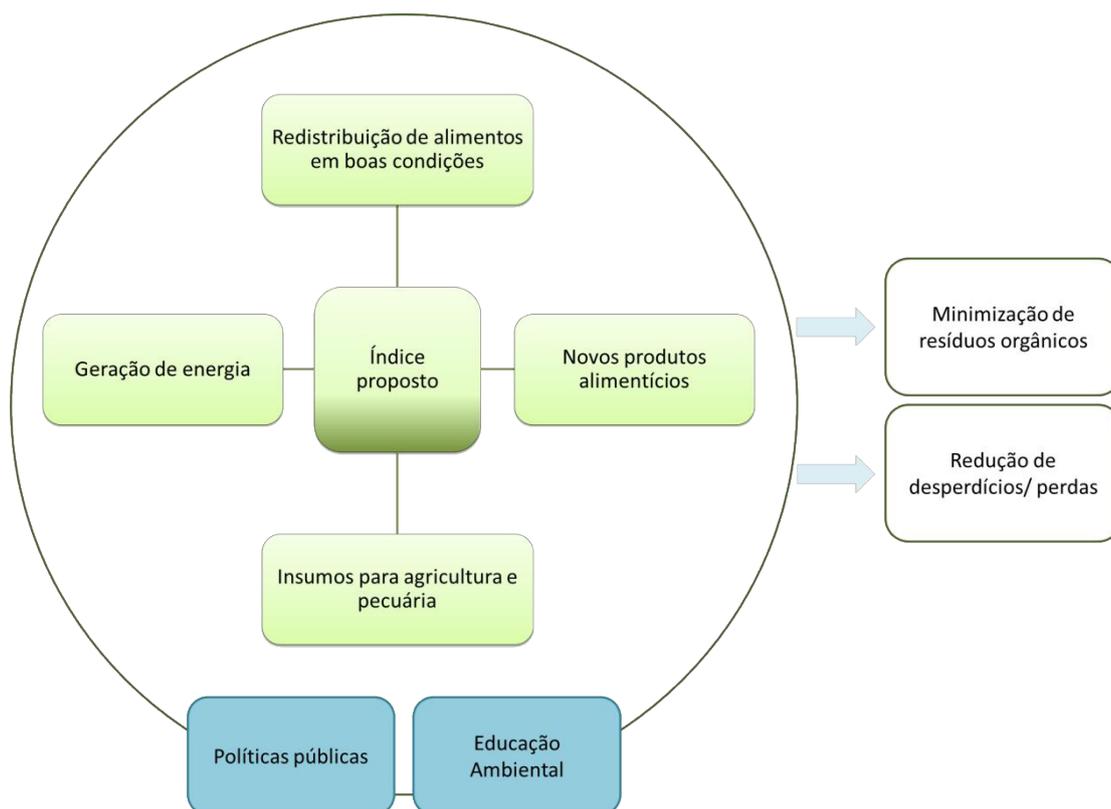
de alimentos e o público-alvo refere-se a empresas produtoras e/ ou distribuidoras de alimentos, setor público e consumidores.

### 3.1.2. Projeção da estrutura conceitual

Na Figura 13 é apresentada a estrutura definida para a projeção do índice de circularidade. Pode-se observar que o índice considera em sua composição as atividades de redistribuição de alimentos em boas condições, a produção de novos produtos alimentícios, criação de insumos para agricultura e pecuária e, por fim, a geração de energia, as quais ocorrem simultaneamente.

Todo esse cenário só é possível com embasamento em educação ambiental e políticas públicas, levando à minimização da quantidade de resíduos orgânicos levados aos aterros sanitários e contribuindo com a redução de perdas e desperdícios de alimentos.

**Figura 13 - Estrutura conceitual para elaboração do índice.**



Fonte: Autoria própria (2020).

### 3.1.3. Projeção do indicador

Para desenvolvimento do trabalho utilizaram-se algumas características e fundamentos dos índices escolhidos por meio da avaliação dos critérios descritos na seção 2. Assim, a concepção do índice para alimentos aqui proposto tem respaldo na avaliação da fundamentação matemática e dos indicadores qualitativos.

O primeiro índice avaliado foi o FSI, o qual pode ser adaptado para o contexto alimentar por meio da utilização do mesmo formato de avaliação para definir o cenário em estudo, valorando a porcentagem de resíduos orgânicos enviados para cada sistema disponível. Dessa forma, tem-se uma visualização clara da destinação dos resíduos e de que forma a circularidade está sendo efetivamente colocada em prática.

Já o OWI fornece o conceito de eficiência dos processos utilizada no cálculo, a qual poderia embasar a caracterização da importância de cada sistema de destinação dos resíduos orgânicos e o cálculo dos pesos utilizados no índice de circularidade para alimentos.

Em complementação ao OWI temos o NC, que traz os cálculos dos custos envolvidos, os quais também serão calculados neste trabalho, a fim de estimular a ampliação e melhoria da circularidade dos alimentos e salientar que a promoção da circularidade pode gerar lucro para os gerenciadores de resíduos.

Por fim, baseando-se no ZWI, utilizou-se o conceito de sistemas de destinação de resíduos e a definição dos pesos para possibilitar o cálculo do índice de circularidade para alimentos.

#### 3.1.3.1. Determinação dos pesos

A equação para cálculo do índice de circularidade para alimentos leva em consideração os sistemas descritos na Figura 4, os quais serão representados na equação da seguinte maneira: Sistema A: Redistribuição dos alimentos; Sistema B: Produção de novos produtos alimentícios; Sistema C: Produção de ração animal; Sistema D: Compostagem (produção de insumo para agricultura); Sistema E: Geração de energia; e Sistema F: Destinação para aterro sanitário.

Cada um destes sistemas tem um grau de importância, de acordo com a representação hierárquica da Figura 10. O ponto importante a seguir foi a determinação dos pesos, para a qual se utilizou o impacto ambiental referente a cada sistema citado anteriormente, em relação a diferentes categorias de impacto, provenientes da Avaliação do Ciclo de Vida.

Para isso, utilizou-se o software SimaPro®, versão 9.1.1.1, com a abordagem *allocation at point of substitution (APOS)* e acesso ao banco de dados ecoinvent 3.6. Este modelo de abordagem utiliza a alocação para converter um conjunto de dados variados em conjuntos de dados de um único produto. O principal diferencial é relacionado ao procedimento para operar com a questão dos resíduos, visto que ele aloca estes e os subprodutos no ponto de substituição, concedendo o benefício da reciclagem de materiais aos processos de mercado que fornecem os materiais secundários ou subprodutos, tais como calor ou energia (SIMAPRO HELP CENTER, 2021).

A fim de delimitar a seleção e inserção dos alimentos foram considerados quatro grupos alimentares, sendo eles carnes, laticínios, hortaliças e frutas. Inicialmente, para viabilizar o estudo, foram listados aqueles mais consumidos no Brasil, segundo dados da EMBRAPA (2018). Por fim, selecionou-se 10 frutas, 10 verduras, 3 tipos de carne e 3 laticínios, em conjunto com as respectivas taxas de desperdício.

Os valores das taxas e fontes dos dados estão na Tabela 2. Quando não encontrado o valor específico para determinado alimento, foi considerada a taxa global determinada pela FAO, a qual indica um desperdício de um terço dos alimentos.

Os alimentos foram então inseridos em uma lista, considerando a unidade funcional como sendo a quantidade de 1 kg somado à taxa de desperdício na fase de consumo. A hipótese básica utilizada para os cálculos considera como se toda esta lista de alimentos estivesse sendo enviada ao mesmo tempo para determinada destinação, alterando o cenário de destino dos resíduos para obter outros índices de impacto.

Definidos os alimentos, passou-se para a seleção dos processos para cada um deles, os quais incluem desde a produção e o uso, até o descarte, dependendo do sistema de destinação. Sabendo as taxas de desperdício de cada um destes alimentos da Tabela 2, estes foram incluídos no *software* considerando como se todo o desperdício ocorresse apenas na etapa de uso, embora seja claro que este ocorre em todo o ciclo de vida. Optou-se por essa configuração para facilitar e simplificar o desdobramento do arranjo dentro do *software*, além de considerar o caso de maior impacto ambiental.

**Tabela 2 - Alimentos selecionados, taxas de desperdício e fontes.**

<b>Alimento</b>	<b>Taxa de desperdício</b>	<b>Fonte</b>
<b>Frutas e verduras</b>		
Abacaxi	20%	(CAISAN, 2018)
Abóbora	33%	(FAO, 2014a)
Alface	42,5%	(EMBRAPA, 2018)
Banana	40%	(EMBRAPA, 2018)
Batata	23,7%	(EMBRAPA, 2018)
Batata-doce	13,7%	(EMBRAPA, 2018)
Cebola	21%	(EMBRAPA, 2018)
Cenoura	20%	(EMBRAPA, 2018)
Chuchu	15%	(EMBRAPA, 2018)
Laranja	22%	(EMBRAPA, 2018)
Limão	33%	(FAO, 2014a)
Maçã	33%	(FAO, 2014a)
Mamão	21%	(EMBRAPA, 2018)
Manga	25%	(EMBRAPA, 2018)
Melancia	30%	(EMBRAPA, 2018)
Pera	33%	(FAO, 2014a)
Pimentão	40%	(EMBRAPA, 2018)
Repolho	35%	(EMBRAPA, 2018)
Tangerina	33%	(FAO, 2014a)
Tomate	40,5%	(EMBRAPA, 2018)
<b>Laticínios</b>		
Iogurte	20%	(EMBRAPA, 2018)
Leite	5%	(CAISAN, 2018)
Queijo	20%	(EMBRAPA, 2018)
<b>Carnes</b>		
Carne bovina	20%	(EMBRAPA, 2018)
Carne suína	15%	(EMBRAPA, 2018)
Frango	33%	(FAO, 2014a)

**Fonte: Autoria própria (2021).**

Para os cenários ‘Destinação para aterro sanitário’ e ‘Compostagem’ apenas foram selecionados os processos já existentes no *software*. Para ‘Geração de energia’ foi necessário calcular quantos kWh seriam gerados a partir daquela lista de alimentos, baseando-se nos valores de produção de biogás disponíveis em Barros (2016), e só então inserir o processo e valores no *software*.

Já para o cenário ‘Produção de ração animal’ não havia um processo pronto ou algum que fosse similar e pudesse ser utilizado, dessa forma foi necessário elaborar o inventário (Tabela 3), o que foi realizado baseando-se em Martin et al. (2016).

**Tabela 3 – Inventário para o processo de produção de ração animal.**

<b>Produto</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
Ração animal	159,19	kg
<b>Entradas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
Resíduos vegetais	1	tonelada
Plástico (embalagens)	0,480	kg
Transporte	91,42	tkm
Eletricidade (armazenamento)	3,36	kWh
Refrigeração (armazenamento)	0,028	g (R134)
Eletricidade (homogeneização)	5,28	kWh
Eletricidade (trituração)	6,76	kWh
Eletricidade (secagem)	6,76	kWh
Gás natural (secagem)	261,6	kWh
<b>Saídas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
Refrigeração	0,028	g (R134)
Efluentes	137,62	litros

Fonte: Martin et al. (2016).

Para os sistemas de redistribuição dos alimentos e produção de novos produtos alimentícios, considerou-se como se o primeiro reduzisse a taxa de desperdício pela metade e o segundo reduzisse um terço, visto que uma das metas do ODS 12 é reduzir pela metade o desperdício de alimentos per capita mundial, nos níveis de varejo e do consumidor até 2030. Esses valores podem ser variados para mensurar diferentes cenários e realizar uma análise de sensibilidade. Além disso, as taxas foram arredondadas para agrupar os alimentos, como sintetizado na Tabela 4.

Tabela 4 – Taxas de desperdício inseridas no software.

<b>Alimento</b>	<b>Taxas de desperdício</b>		
<b>Frutas e verduras</b>	<b>Taxa aproximada</b>	<b>Cenário de redistribuição</b>	<b>Cenário de reuso</b>
Abacaxi	20%	10%	13,3%
Abóbora	35%	17,5%	23,3%
Alface	40%	20%	26,7%
Banana	40%	20%	26,7%
Batata	20%	10%	13,3%
Batata-doce	15%	7,5%	10%
Cebola	20%	10%	13,3%
Cenoura	20%	10%	13,3%
Chuchu	15%	7,5%	10%
Laranja	20%	10%	13,3%
Limão	35%	17,5%	23,3%
Maçã	35%	17,5%	23,3%
Mamão	20%	10%	13,3%
Manga	25%	12,5%	16,7%
Melancia	30%	15%	20%
Pera	30%	15%	20%
Pimentão	40%	20%	26,7%
Repolho	35%	17,5%	23,3%
Tangerina	35%	17,5%	23,3%
Tomate	40%	20%	26,7%
<b>Laticínios</b>	<b>Taxa aproximada</b>	<b>Cenário de redistribuição</b>	<b>Cenário de reuso</b>
Iogurte	20%	10%	13,3%
Leite	5%	2,5%	3,3%
Queijo	20%	10%	13,3%
<b>Carnes</b>	<b>Taxa aproximada</b>	<b>Cenário de redistribuição</b>	<b>Cenário de reuso</b>
Carne bovina	20%	10%	13,3%
Carne suína	15%	7,5%	10%
Frango	35%	17,5%	23,3%

Fonte: Autoria própria (2021).

Os processos considerados estão no Quadro 2, no qual estão relacionados os nomes dos alimentos da forma em que se encontram no SimaPro®, se apresentam processos globais (simbolizados por GLO ou RoW no *software*) ou locais (simbolizados por BR) e se este item se refere ao processo de venda (*market*) ou produção (*production*). Para todos os alimentos foi considerado o modelo de alocação APOS, já explicado

anteriormente, e o fluxo de dados de processos unitários, os quais contêm *links* para outros processos unitários, a partir dos quais os fluxos do inventário podem ser calculados.

O ideal seria que todos os itens selecionados fizessem referência ao processo *market*, visto que este já considera os transportes relacionados à distribuição dos produtos, além disso, também se deve dar preferência aos fluxos representados de maneira local, entretanto muitos alimentos não possuem esses fluxos, apenas dados globais e dos processos produtivos. Dessa forma, foi necessário considerar alguns fluxos de maneira aproximada.

**Quadro 2 – Processos selecionados no *software* para cada alimento.**

<b>Alimento</b>	<b>Nome no ecoinvent</b>	<b>Processos</b>	<b>Modelo</b>
Abacaxi	<i>Pineapple</i>	<i>market</i>	GLO
Alface	<i>Lettuce</i>	<i>market</i>	GLO
Banana	<i>Banana</i>	<i>market</i>	GLO
Batata	<i>Potato</i>	<i>market</i>	GLO
Batata-doce	<i>Potato</i>	<i>market</i>	GLO
Carne bovina	<i>Cattle for slaughtering, live weight</i>	<i>production</i>	BR
Carne de frango	<i>Chicken for slaughtering, live weight</i>	<i>production</i>	GLO
Carne suína	<i>Swine for slaughtering, live weight</i>	<i>market</i>	GLO
Cebola	<i>Onion</i>	<i>market</i>	GLO
Cenoura	<i>Carrot</i>	<i>market</i>	GLO
Iogurte	<i>Yogurt, from cow milk</i>	<i>market</i>	GLO
Laranja	<i>Orange, fresh grade</i>	<i>market</i>	GLO
Leite	<i>Cow milk</i>	<i>market</i>	GLO
Limão	<i>Lemon</i>	<i>market</i>	GLO
Maçã	<i>Apple</i>	<i>market</i>	GLO
Mamão	<i>Papaya</i>	<i>production</i>	GLO
Manga	<i>Mango</i>	<i>production</i>	BR
Melancia	<i>Melon</i>	<i>market</i>	GLO
Pera	<i>Pear</i>	<i>market</i>	GLO
Pimentão	<i>Bell pepper</i>	<i>market</i>	GLO
Queijo	<i>Cheese, from cow milk, fresh, unripened</i>	<i>market</i>	GLO
Repolho	<i>Cabbage white</i>	<i>market</i>	GLO
Tangerina	<i>Mandarin</i>	<i>market</i>	RoW
Tomate	<i>Tomato, fresh grade</i>	<i>market</i>	GLO

Fonte: Autoria própria (2021).

Para cada sistema e grupo alimentar, analisou-se as categorias de impacto presentes no método elaborado para outros estudos, seguindo a avaliação ambiental realizada no Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (Gyro) do projeto “*Walk the Talk: Gyro’s LCSA*”, apoiado pela *The Life Cycle Initiative* (UGAYA *et al.*, 2020). Fazem parte desse método as categorias de impacto mostradas no Quadro 3, no qual também é possível visualizar quais foram os métodos selecionados para avaliar cada categoria.

**Quadro 3 - Modelos utilizados para o cálculo de impactos.**

<b>Categorias de Impacto</b>	<b>Método</b>
Acidificação terrestre	<i>ReCiPe Endpoint (E)</i> , 2016
Acidificação terrestre (MID I, 2008)	<i>ReCiPe Midpoint (I)</i> , 2008
Eutrofização	<i>ReCiPe Midpoint (I)</i> , 2008
Eutrofização (END H, 2016)	<i>ReCiPe Endpoint (H)</i> , 2016
Ecotoxicidade da água doce (MID I, 2008)	<i>ReCiPe Midpoint (I)</i> , 2008
Ecotoxicidade da água doce	<i>ReCiPe Endpoint (E)</i> , 2016
Depleção dos recursos abióticos	CML-IA <i>baseline</i>
Depleção dos recursos abióticos (combustíveis fósseis)	CML-IA <i>baseline</i>
Uso da água	AWARE
HH, escassez de água doméstica	Motoshita <i>et al.</i> , 2010
HH, escassez de água da agricultura	Motoshita <i>et al.</i> , 2010
WSI	Pfister <i>et al.</i> , 2009
Aquecimento global	IPCC GWP 100a
	IPCC GWP 20a
	IPCC GTP 100a
Formação de partículas finas	<i>ReCiPe Endpoint (H)</i> , 2016
Toxicidade humana, câncer	USEtox
Toxicidade humana, não-câncer	USEtox

Fonte: Autoria própria (2021).

Os métodos selecionados para avaliação das categorias de impacto são recomendados pela RAICV no Relatório de Recomendações de Modelos de Avaliação de Impacto para o Contexto Brasileiro, pela UNEP; SETAC (2016) e pelo JRC (2011), os quais serão brevemente explicados a seguir.

- Acidificação terrestre

Definida como a redução do pH do solo em decorrência da acumulação de íon de nitrogênio e alumínio e da lixiviação de bases de cátions como os de cálcio, magnésio, potássio e sódio, a acidificação reduz a fertilidade do solo e prejudica a capacidade de produção.

Como categoria de impacto, são enumerados os diferentes impactos referentes aos processos que possam incrementar a acidez do solo e da água, por meio do aumento da concentração de íons de hidrogênio, o qual pode ocorrer devido às emissões atmosféricas e deposições de óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e amônia (NH<sub>3</sub>). Para esta categoria, o modelo de caracterização recomendado é o utilizado pelo método ReCiPe 2016, o qual foi avaliado no ponto médio (*midpoint*, 2008) e no ponto final (*endpoint*, 2016).

- Eutrofização

Caracterizada como o aumento excessivo do teor de fósforo em ambientes aquáticos, para esta categoria de impacto utilizou-se o modelo proposto por Azevedo *et al.* (2013), presente no método ReCiPe 2016, e também avaliado no ponto médio (*midpoint*, 2008) e no ponto final (*endpoint*, 2016).

Este modelo propõe o cálculo do fator de destino estimando a saída de fósforo por meio do escoamento das águas, assimilação pelos organismos ou precipitação e uso (água retirada para uso doméstico, industrial ou na agricultura) (RAICV, 2019). Dessa forma, ao incluir a agricultura na sua análise, este modelo está condizente com o estudo dos impactos relacionados à produção de alimentos.

- Ecotoxicidade da água doce

A ecotoxicidade de água doce reflete quais os efeitos que determinada substância ou efluente tem no ecossistema aquático, afetando diferentes organismos aquáticos de diferentes níveis de organização ecológica, contribuindo assim para a avaliação dos riscos decorrentes da presença de substâncias tóxicas no meio ambiente.

Para avaliar esta categoria também foi utilizado o método ReCiPe 2016, o qual apresenta um fator de efeito ecotoxicológico que representa a fração de espécies potencialmente desaparecidas devido a uma mudança na concentração ambiental de um produto químico.

- Depleção dos recursos abióticos

Esta categoria de impacto foi utilizada para mensurar os impactos nas reservas de nutrientes para produção alimentar, principalmente nitrogênio e fósforo. Para isso, utilizou-se o método ADP (*Abiotic depletion potential*), inicialmente desenvolvido por Guinée (1995), posteriormente modificado em van Oers *et al.* (2002) e incluído no método CML-IA. Para ser calculado, o ADP considera a taxa de extração e a reserva disponível da substância, possuindo fatores de caracterização para metais e minerais (RAICV, 2019).

- Uso da água

Para avaliar esta categoria de impacto, um dos modelos escolhidos foi o proposto por Boulay *et al.* (2016), intitulado AWARE (*Available Water Remaining*). Este modelo é considerado de ponto final, visto que, para calcular o fator de caracterização para escassez hídrica, leva em conta tanto a demanda hídrica do ecossistema, quanto a necessidade humana, a qual está relacionada à disponibilidade limitada para irrigação e produção de alimentos. Também foram utilizados o WSI, desenvolvido por Pfister *et al.* (2009), o *Domestic water scarcity* e o *Agriculture water scarcity*, ambos desenvolvidos por Motoshita *et al.* (2010) (RAICV, 2019).

- Aquecimento global

Para esta categoria de impacto foram selecionados os métodos IPCC GWP (*Global Warming Potential*) 100 anos e IPCC GTP (*Global Temperature Change Potential*) 100 anos, desenvolvidos pelos Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas. Estes métodos contém os fatores de caracterização para mudanças climáticas, isto é, o cálculo do impacto das demais substâncias causadoras do aquecimento global em relação ao CO<sub>2</sub>.

- Formação de partículas finas

Para esta categoria também se utilizou o método ReCiPe (2016), o qual considera a fração de ingestão das partículas finas e qual o efeito que esta ingestão causará no organismo humano, avaliando o dano responsável por causar morte e câncer de pulmão (VAN ZELM, 2016).

- Toxicidade humana

Para avaliar a toxicidade humana considerou-se efeitos toxicológicos cancerígenos e não cancerígenos, refletindo os efeitos da ingestão de substâncias químicas. Esta categoria utilizou o modelo USEtox, desenvolvido para caracterizar os impactos humanos e ecotoxicológicos de produtos químicos e representado em casos de doença por kg emitido da substância.

Após obtenção dos impactos referentes a cada categoria de impacto, para todos os alimentos da lista e para os diferentes cenários de destinação final de resíduos, os dados foram compilados em uma tabela e trabalhados a fim de gerar um valor único para cada sistema, os quais integram a equação referente ao cálculo do índice de circularidade para alimentos.

Para concepção destes pesos, os valores foram normalizados, isto é, calculados a fim de que configurassem um intervalo entre zero e um para que pudessem ser inseridos na equação. Para este cálculo, utilizou-se a equação 6. Nela, o resultado obtido ( $X_{norm}$ ) é calculado a partir do maior valor ( $X_{máx}$ ) e do menor valor ( $X_{mín}$ ) em comparação ao valor que está sendo normalizado.

$$X_{norm} = \frac{X - X_{mín}}{X_{máx} - X_{mín}}$$

(6)

#### 3.1.4. Interpretação e divulgação de relatórios

O índice desenvolvido foi aplicado como um estudo de caso na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) realizada pelo Centro de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (GYRO) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Este estudo, realizado em três diferentes contextos, teve como objetivo avaliar os potenciais impactos

ambientais, sociais e econômicos causados por uma semana de atividades do laboratório, buscando contribuir para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, em especial de Consumo e Produção Responsável, além de praticar o discurso acerca do tema (UGAYA *et al.*, 2020).

Esta atividade foi realizada primeiramente em 2019 no próprio espaço do Gyro na UTFPR e em 2020 no contexto do *home office* ocasionado pela pandemia de Covid-19. Em 2021, decidiu-se aplicar novamente o estudo, propondo melhorias, principalmente em relação à coleta de dados. Com isso, houve a possibilidade de aplicar o índice aqui proposto nesta terceira etapa.

O estudo da ASCV do Gyro consiste em avaliar quais os principais impactos potenciais causados pelas atividades em *home office*, incluindo um cálculo da circularidade relacionada aos resíduos gerados. Para isso, foram coletados dados sobre os processos relacionados às atividades do Gyro, como por exemplo uso do computador, consumo de energia elétrica, consumo de água, alimentação, entre outros.

Na etapa de 2020, a circularidade foi calculada utilizando o índice *Zero Waste Index* (ZWI), desenvolvido por Zaman & Lehmann (2013), já apresentado anteriormente. Este índice foi desenvolvido para cálculo em grandes cidades e adaptado para a realidade do laboratório, considerando a recuperação de materiais relacionados a três sistemas de gestão de resíduos: reciclagem, compostagem e aterro sanitário, os quais são utilizados nas cidades em que os membros do Gyro se encontravam (Ugaya *et al.*, 2020).

Já para a etapa 2021, além da aplicação do ZWI, optou-se por aplicar também o índice aqui proposto, a fim de incluir a questão do desperdício alimentar. Para isso, foram inseridas no formulário de coleta de dados algumas questões específicas sobre a destinação de resíduos orgânicos na residência dos participantes, principalmente relacionado ao desperdício e se ocorre algum tipo de redistribuição ou reaproveitamento dos alimentos.

Os valores obtidos como resposta do formulário estão na Tabela 5 e foram utilizados para o cálculo do índice de circularidade para alimentos.

**Tabela 5 – Inventário para o estudo de caso.**

<b>Cenário de destinação</b>	<b>Quantidade (kg)</b>
Compostagem	0,14095
Aterro	0,1093
Alimentação animal	0,043

**Fonte: Autoria própria (2021).**

### 3.1.5. Manutenção e revisão dos indicadores

Os resultados obtidos possibilitam a aplicação da melhoria contínua, mensurando a abrangência do índice e qual o seu papel na oferta de informações necessárias para a tomada de decisões. Dessa forma, é possível compreender qual a melhor aplicação para o índice e se os resultados obtidos por meio dele trazem dados importantes para a compreensão da circularidade dos locais em que seja aplicado.

## 4 RESULTADOS

### 4.1. ÍNDICE DE CIRCULARIDADE PARA ALIMENTOS (ICA)

Utilizando as etapas descritas no método, elaborou-se a equação 7, a qual configura o cálculo do índice de circularidade para alimentos.

$$ICA = 1 - \left( \frac{mA_pA + mB_pB + mC_pC + mD_pD + mE_pE + mF_pF}{mA + mB + mC + mD + mE + mF} \right)$$

(7)

A sintetização da equação 7 pode ser visualizada na equação 8, na qual ICA representa o índice de circularidade para alimentos,  $m_i$  = massa enviada para o sistema  $i$  e  $p_i$  = peso (importância) do sistema  $i$ . A equação 8 é o resultado obtido nesta pesquisa, caracterizando o índice de circularidade para alimentos.

$$ICA = 1 - \left( \frac{\sum_{i=1}^6 m_i p_i}{\sum_{i=1}^6 m_i} \right)$$

(8)

O ICA é adimensional e varia de zero a um, sendo que o índice igual a um representa um sistema totalmente circular e igual a zero, um sistema totalmente linear. A utilização do índice permite caracterizar um local onde haja geração e destinação de resíduos orgânicos, desde residências até empresas ou cidades, buscando progredir o índice o mais próximo de um quanto for possível.

Os valores dos pesos para cada alternativa de destinação advêm da Avaliação do Ciclo de Vida foram obtidos após a inclusão dos fluxos e taxas de desperdício no Software SimaPro®, o qual demonstra os valores dos impactos para os diferentes sistemas de destinação de resíduos e para as diferentes categorias de impacto, conforme demonstrados na Tabela 6.

Para que estes valores pudessem caracterizar um índice que estivesse contemplado entre 0 e 1, foram então normalizados por meio da equação 6, obtendo por fim os fatores  $p_i$  correspondentes a cada sistema de destinação, os quais serão inseridos na equação 8 para cálculo do índice de circularidade. Os valores normalizados encontram-se na Tabela 7.

**Tabela 6 – Valores dos impactos ambientais dos diferentes cenários de destinação.**

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Unidade</b>	<b>Aterro</b>	<b>Geração de energia</b>	<b>Alimentação animal</b>	<b>Compostagem</b>	<b>Reuso</b>	<b>Redistribuição</b>
Depleção abiótica	kg Sb eq	5,92E-03	1,86E-03	1,77E-03	1,74E-03	1,61E-03	1,55E-03
Depleção abiótica (combustíveis fósseis)	MJ	1,07E+04	3,21E+02	3,29E+02	3,12E+02	2,90E+02	2,78E+02
Formação de partículas finas	DALY	8,63E-04	9,08E-05	9,62E-05	8,95E-05	8,35E-05	8,05E-05
Ecotoxicidade de água doce	species.yr	7,53E-09	9,00E-09	1,26E-09	1,23E-09	1,15E-09	1,11E-09
Ecotoxicidade de água doce (MID I, 2008)	kg 1,4-DB eq	8,55E+00	1,03E+01	1,29E+00	1,27E+00	1,18E+00	1,14E+00
HH, escassez de água agrícola	DALY	1,41E-05	1,52E-05	5,99E-05	7,95E-06	2,94E-06	2,07E-07
HH, escassez de água doméstica	DALY	2,46E-09	2,38E-09	3,14E-09	2,26E-09	2,03E-09	1,91E-09
Toxicidade humana (cancerígena)	CTUh	6,57E-08	4,03E-08	4,03E-08	4,02E-08	3,78E-08	3,66E-08
Toxicidade humana (não-cancerígena)	CTUh	3,88E-08	3,29E-08	3,29E-08	3,29E-08	3,06E-08	2,94E-08
IPCC GTP 100a	kg CO2 eq	8,20E+02	8,07E+01	6,74E+01	6,51E+01	6,08E+01	5,87E+01
IPCC GWP 100a	kg CO2 eq	8,70E+02	1,05E+02	9,14E+01	8,89E+01	8,32E+01	8,04E+01
IPCC GWP 20a	kg CO2 eq	9,77E+02	1,56E+02	1,43E+02	1,40E+02	1,31E+02	1,27E+02
Eutrofização marinha	kg N eq	6,13E-01	3,29E-01	3,40E-01	3,28E-01	3,07E-01	2,97E-01
Eutrofização marinha (REC END H, 2016)	species.yr	1,96E-10	1,52E-10	1,56E-10	1,51E-10	1,42E-10	1,37E-10
Acidificação terrestre	species.yr	6,75E-07	1,07E-07	1,20E-07	1,06E-07	9,88E-08	9,53E-08
Acidificação terrestre (MID I, 2008)	kg SO2 eq	3,86E+00	5,28E-01	5,88E-01	5,22E-01	4,86E-01	4,69E-01
Uso da água	m3	1,19E+02	1,10E+02	1,12E+02	1,09E+02	1,01E+02	9,67E+01
WSI	m3	2,06E+00	1,94E+00	2,01E+00	1,92E+00	1,78E+00	1,71E+00

Fonte: Autoria própria (2021).

Tabela 7 - Valores dos impactos ambientais após normalização.

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Aterro</b>	<b>Geração de energia</b>	<b>Alimentação animal</b>	<b>Compostagem</b>	<b>Reuso</b>	<b>Redistribuição</b>
Depleção abiótica	1,000	0,071	0,051	0,044	0,014	0,000
Depleção abiótica (combustíveis fósseis)	1,000	0,004	0,005	0,003	0,001	0,000
Formação de partículas finas	1,000	0,013	0,020	0,011	0,004	0,000
Ecotoxicidade de água doce	0,813	1,000	0,019	0,016	0,005	0,000
Ecotoxicidade de água doce (MID I, 2008)	0,808	1,000	0,017	0,014	0,005	0,000
HH, escassez de água agrícola	0,232	0,251	1,000	0,130	0,046	0,000
HH, escassez de água doméstica	0,449	0,383	1,000	0,282	0,095	0,000
Toxicidade humana (cancerígena)	1,000	0,127	0,127	0,124	0,041	0,000
Toxicidade humana (não-cancerígena)	1,000	0,375	0,377	0,374	0,124	0,000
IPCC GTP 100a	1,000	0,029	0,011	0,008	0,003	0,000
IPCC GWP 100a	1,000	0,031	0,014	0,011	0,004	0,000
IPCC GWP 20a	1,000	0,034	0,019	0,015	0,005	0,000
Eutrofização marinha	1,000	0,103	0,138	0,098	0,032	0,000
Eutrofização marinha (REC END H, 2016)	1,000	0,250	0,322	0,241	0,079	0,000
Acidificação terrestre	1,000	0,020	0,042	0,019	0,006	0,000
Acidificação terrestre (MID I, 2008)	1,000	0,018	0,035	0,016	0,005	0,000
Uso da água	1,000	0,599	0,671	0,548	0,181	0,000
WSI	1,000	0,644	0,836	0,601	0,197	0,000

Fonte: Autoria própria (2021).

No gráfico da Figura 14 (página 56) é possível visualizar os valores dos impactos, a fim de facilitar uma comparação visual entre os diferentes cenários de destinação considerados. É possível perceber que na grande maioria das categorias de impacto avaliadas, a redistribuição e o reuso para produção de outros alimentos são os cenários com os menores impactos.

Esse resultado demonstra a importância de incentivar estas práticas, visto que atuam também na redução dos resíduos orgânicos gerados todos os dias. Dito isso, vê-se o quão relevante são ações como a aprovação da Lei nº 14.016/ 2020, a qual traz o debate sobre o combate ao desperdício de alimentos e a doação de excedentes para o consumo humano. Esta lei trata especificamente sobre a redistribuição dos alimentos, representada pela doação de alimentos excedentes que estejam próprios para o consumo (BRASIL, 2020).

Outra lei nacional que trata sobre o tema é a Lei nº 11.346/ 2006, a qual instituiu o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional com os objetivos de elaborar e executar políticas e planos de segurança alimentar e nutricional, fomentar uma integração entre governo e sociedade civil, e promover o acompanhamento, monitoramento e avaliação da segurança alimentar e nutricional do país (BRASIL, 2006).

Segundo esta lei, a segurança alimentar e nutricional contempla a expansão das condições de acesso aos alimentos; a garantia da qualidade biológica, sanitária, nutricional e tecnológica dos alimentos, bem como seu aproveitamento; a implementação de políticas públicas e estratégias sustentáveis e participativas de produção, comercialização e consumo de alimentos; além da formação de estoques reguladores e estratégicos de alimentos.

Estes estoques de alimentos, conhecidos como Bancos de Alimentos, são regulamentados pela Câmara Interministerial de Segurança Alimentar e Nutricional (CAISAN), responsável pela coordenação e pelo monitoramento intersetorial das políticas públicas relacionadas à segurança alimentar e nutricional, ao combate à fome, e à garantia do direito humano à alimentação adequada (CAISAN, 2018).

Os Bancos de Alimentos constituem uma forma articulada e organizada de redistribuir alimentos excedentes, principalmente provenientes de grandes geradores, alcançando a população que se encontra em situação de insegurança alimentar. Em 2017, a Rede Brasileira de Bancos de Alimentos realizou um levantamento de aproximadamente 218 bancos em funcionamento no país, os quais manejaram cerca de 59 mil toneladas de alimentos, abastecendo 5.894.201 pessoas em situação de

vulnerabilidade social e econômica atendidas por 17.182 instituições sociais (CAISAN, 2018).

Em relação ao reuso dos alimentos para produção de outros produtos alimentícios, faz-se necessária uma mudança cultural, principalmente no que diz respeito ao planejamento do consumo e aproveitamento integral dos alimentos. Já existem algumas iniciativas voltadas para este último, como por exemplo, a cartilha denominada 'Banco de alimentos e colheita urbana: receitas de aproveitamento integral dos alimentos', lançada em 2003 pelo programa MESA BRASIL SESC, voltado para a inclusão social, constituindo-se numa rede nacional de solidariedade contra a fome e o desperdício (SESC, 2003).

Este material busca promover a alimentação integral, incentivando que se aproveite tudo que o alimento oferece como fonte de nutrientes. A alimentação integral possui como princípio básico a diversidade de alimentos e a complementação de refeições, com o objetivo de reduzir custos, proporcionar preparo rápido e oferecer paladar regionalizado. Além de trazer receitas que buscam este aproveitamento integral, a cartilha também apresenta algumas dicas de como reduzir o desperdício, tais como preferir hortifrutis da época, armazenar os alimentos em locais limpos e em temperaturas adequadas a cada tipo de alimento, preparar apenas a quantidade necessária para cada refeição e aproveitar sobras e aparas.

A compostagem também apresentou resultados interessantes, como observado na Figura 14, tendo impactos baixos em relação aos demais cenários. Esta alternativa é de fácil aplicação e poderia ser difundida como ferramenta para redução na geração de resíduos orgânicos destinados para os aterros sanitários, inclusive em níveis residenciais. Existem diversos modelos de composteiras caseiras no mercado, os quais não necessitam de grandes espaços para funcionamento e exercem muito bem seu papel.

Em nível de grandes geradores, algumas cidades desenvolveram sistemas de compostagem municipais, recolhendo o resíduo orgânico das residências separadamente do restante dos resíduos. Por exemplo, na cidade de Florianópolis-SC, desde 2019 há a obrigatoriedade de destinação dos resíduos orgânicos para processos de compostagem, ficando proibida a destinação para aterros sanitários ou incineração, de acordo com a Lei nº 10.501/ 2019 (PMF, 2019).

Na cidade há um ponto de entrega voluntário de resíduos e a prefeitura processa os resíduos no Centro de Valorização de Resíduos. O adubo e fertilizante são utilizados

em hortas comunitárias da própria prefeitura espalhadas pela cidade. Além da iniciativa pública, também existem instituições privadas atuando nessa causa (PMF, 2019).

A Prefeitura Municipal de Curitiba também sancionou recentemente uma lei que trata sobre a política municipal de proteção, conservação e recuperação do meio ambiente, a Lei nº 15.852 de 1º de julho de 2021, na qual declara que os geradores de resíduos sólidos têm a obrigatoriedade de elaborar, implementar, operacionalizar e monitorar planos de gerenciamento a fim de dar destinação ambientalmente adequada aos resíduos sólidos gerados na sua atividade (PMC, 2021).

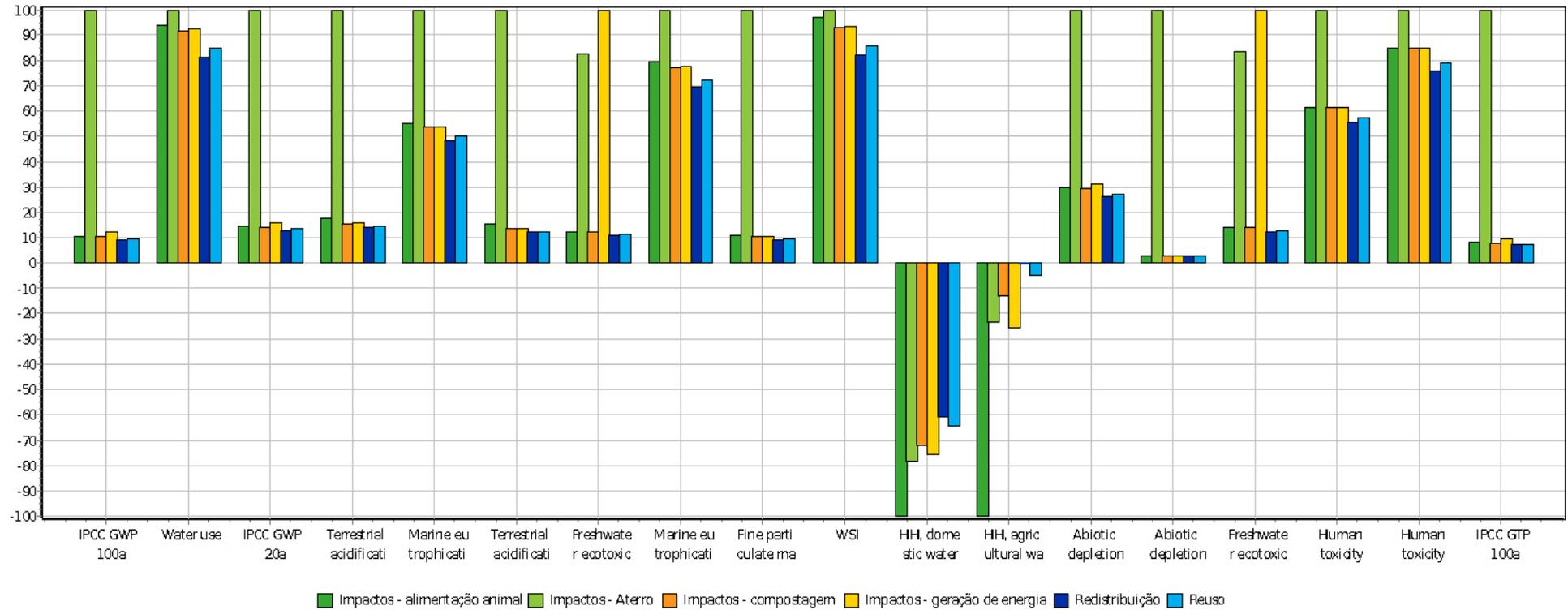
Mais especificamente sobre resíduos sólidos orgânicos, a lei afirma no artigo 63-A que é responsabilidade dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana implantar sistemas de compostagem para destinação e manejo destes, além de acordar com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto proveniente deste processo (PMC, 2021).

Um ponto importante a ser observado na Figura 14 é que nem sempre o aterro sanitário foi o mais impactante. Para a categoria de impacto ‘Ecotoxicidade da água doce’, o cenário mais impactante foi a geração de energia. Esse fato pode ter ocorrido devido ao aparecimento do elemento cobre no processo de produção de eletricidade por meio da incineração de resíduos municipais.

O cobre é um elemento tóxico para algumas espécies, variando a toxicidade de acordo com aspectos ambientais de exposição, como a concentração do metal na água e fatores que influenciam sua biodisponibilidade ao organismo exposto. A forma que o cobre agirá nos organismos depende da sua absorção, causando diversos danos e muitas vezes a morte (SANCHEZ *et al.*, 2005). Dessa forma, esta poderia ser a justificativa para que a geração de energia tenha um impacto tão elevado no que diz respeito à ecotoxicidade da água doce.

Outro aspecto interessante é que para as categorias de impacto ‘HH, escassez de água agrícola’ e ‘HH, escassez de água doméstica’ os impactos observados foram negativos, demonstrando que possibilitam uma redução nos impactos. Detalhando os fluxos no SimaPro®, é possível observar que muitos alimentos inseridos na lista possuem um impacto negativo para estas categorias, visto que sua produção pode reinserir a água nos processos e contribuir para a redução da demanda por água doce da agricultura.

Figura 14 - Comparativo entre cenários de destinação.



Fonte: Autoria própria (2021).

O índice de circularidade para alimentos propriamente dito será apresentado em formato de uma planilha de Excel, na qual apenas os espaços para preenchimento da massa dos resíduos estarão acessíveis para os usuários. Este formato foi escolhido para facilitar o uso, tendo em vista a quantidade de fatores que precisariam ser inseridos no cálculo. As demais células da planilha estarão bloqueadas para alterações.

A planilha para cálculo do índice de circularidade para alimentos desenvolvido nesta pesquisa encontra-se na Figura 15, na qual o retângulo em vermelho destaca as células em que o usuário deverá inserir os valores das massas destinadas para cada um dos cenários de destinação, em kg. Esses valores serão somados, já que o valor total também faz parte da equação 8.

Os fatores calculados após normalização e demonstrados na Tabela 7 foram também inseridos nesta planilha e, por fim, na coluna denominada ‘Índice de circularidade por categoria de impacto’ foi inserida a equação 8.

Optou-se por agrupar as categorias repetidas, o que é viável devido a algumas destas categorias terem sido incluídas apenas como forma de controle e comparação e para mensurar a sensibilidade das diferentes formas de avaliação. Após esta análise, o resultado obtido foi uma nova planilha (Figura 16), com as categorias de impacto agrupadas, a qual traz o ICA por categoria de impacto e não um índice único como era esperado no início desta pesquisa. Apesar de ser possível agregar estes valores, empregou-se por esta configuração fragmentada, visto que algumas categorias de impacto são de ponto final e outras de ponto médio, trazendo diferentes informações de diferentes fontes.

Figura 15 - Planilha para cálculo do índice de circularidade para alimentos (ICA).

 		ÍNDICE DE CIRCULARIDADE PARA ALIMENTOS (ICA)						Total
Informe a quantidade de alimentos destinada para cada um dos sistemas (em kg)		Aterro	Geração de energia	Compostagem	Alimentação animal	Reuso	Redistribuição	0
		0	0	0	0	0	0	0
Categoria de impacto	Unidade	Aterro Fator	Geração de energia Fator	Compostagem Fator	Alimentação animal Fator	Reuso Fator	Redistribuição Fator	Índice de circularidade por categoria de impacto
Depleção abiótica	kg Sb eq	1,0000	0,0706	0,0510	0,0441	0,0138	0,0000	Não há valores informados
Depleção abiótica (combustíveis fósseis)	MJ	1,0000	0,0041	0,0049	0,0033	0,0011	0,0000	Não há valores informados
Formação de partículas finas	DALY	1,0000	0,0131	0,0200	0,0115	0,0038	0,0000	Não há valores informados
Ecotoxicidade de água doce	species.yr	0,8134	1,0000	0,0186	0,0157	0,0052	0,0000	Não há valores informados
Ecotoxicidade de água doce (MID I, 2008)	kg 1,4-DB eq	0,8079	1,0000	0,0170	0,0142	0,0047	0,0000	Não há valores informados
HH, escassez de água agrícola	DALY	0,2324	0,2506	1,0000	0,1297	0,0457	0,0000	Não há valores informados
HH, escassez de água doméstica	DALY	0,4489	0,3832	1,0000	0,2816	0,0952	0,0000	Não há valores informados
Toxicidade humana (cancerígena)	CTUh	1,0000	0,1271	0,1268	0,1236	0,0407	0,0000	Não há valores informados
Toxicidade humana (não-cancerígena)	CTUh	1,0000	0,3745	0,3767	0,3737	0,1237	0,0000	Não há valores informados
IPCC GTP 100a	kg CO2 eq	1,0000	0,0289	0,0114	0,0084	0,0028	0,0000	Não há valores informados
IPCC GWP 100a	kg CO2 eq	1,0000	0,0306	0,0140	0,0108	0,0035	0,0000	Não há valores informados
IPCC GWP 20a	kg CO2 eq	1,0000	0,0338	0,0185	0,0153	0,0051	0,0000	Não há valores informados
Eutrofização marinha	kg N eq	1,0000	0,1027	0,1379	0,0979	0,0323	0,0000	Não há valores informados
Eutrofização marinha (REC END H, 2016)	species.yr	1,0000	0,2500	0,3219	0,2407	0,0794	0,0000	Não há valores informados
Acidificação terrestre	species.yr	1,0000	0,0205	0,0422	0,0185	0,0061	0,0000	Não há valores informados
Acidificação terrestre (MID I, 2008)	kg SO2 eq	1,0000	0,0176	0,0353	0,0156	0,0052	0,0000	Não há valores informados
Uso da água	m3	1,0000	0,5988	0,6707	0,5482	0,1806	0,0000	Não há valores informados
WSI	m3	1,0000	0,6442	0,8360	0,6008	0,1974	0,0000	Não há valores informados

Fonte: Autoria própria (2021).

Figura 16 - ICA após agrupamento das categorias de impacto.

 		ÍNDICE DE CIRCULARIDADE PARA ALIMENTOS (ICA)						
		Aterro	Geração de energia	Compostagem	Alimentação animal	Reuso	Redistribuição	Total
Informe a quantidade de alimentos destinada para cada um dos sistemas (em kg)		0	0	0	0	0	0	0
Categoria de impacto	Unidade	Aterro	Geração de energia	Compostagem	Alimentação animal	Reuso	Redistribuição	Índice de circularidade por categoria de impacto
		Fator	Fator	Fator	Fator	Fator	Fator	
Depleção abiótica	kg Sb eq	1,0000	0,0706	0,0510	0,0441	0,0138	0,0000	Não há valores informados
Formação de partículas finas	DALY	1,0000	0,0131	0,0200	0,0115	0,0038	0,0000	Não há valores informados
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DB eq	0,8079	1,0000	0,0170	0,0142	0,0047	0,0000	Não há valores informados
HH, escassez de água agrícola	DALY	0,2324	0,2506	1,0000	0,1297	0,0457	0,0000	Não há valores informados
HH, escassez de água doméstica	DALY	0,4489	0,3832	1,0000	0,2816	0,0952	0,0000	Não há valores informados
Toxicidade humana (cancerígena)	CTUh	1,0000	0,1271	0,1268	0,1236	0,0407	0,0000	Não há valores informados
Toxicidade humana (não-cancerígena)	CTUh	1,0000	0,3745	0,3767	0,3737	0,1237	0,0000	Não há valores informados
IPCC GWP 100a	kg CO2 eq	1,0000	0,0306	0,0140	0,0108	0,0035	0,0000	Não há valores informados
Eutrofização marinha	kg N eq	1,0000	0,1027	0,1379	0,0979	0,0323	0,0000	Não há valores informados
Acidificação terrestre	kg SO2 eq	1,0000	0,0176	0,0353	0,0156	0,0052	0,0000	Não há valores informados
WSI	m3	1,0000	0,6442	0,8360	0,6008	0,1974	0,0000	Não há valores informados

Fonte: Autoria própria (2021).

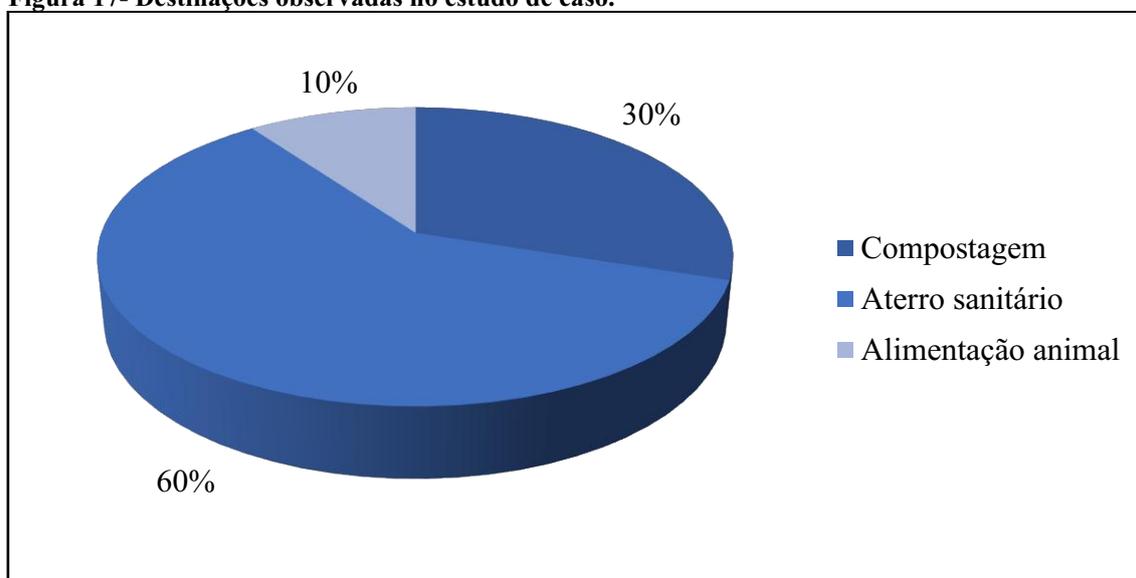
#### 4.2. ESTUDO DE CASO

O estudo de caso aplicado à Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida no laboratório Gyro demonstrou que há uma dificuldade em aplicar o índice para pequenos geradores de resíduo, como residências, visto que muitas vezes estes destinam os resíduos orgânicos apenas para compostagem ou aterro sanitário.

As informações advindas dos formulários mostram que a maioria dos usuários envia seus resíduos orgânicos para compostagem ou para aterro sanitário, não sendo trivial a percepção de que estão redistribuindo ou reutilizando alimentos. Inclusive estes termos geraram dúvidas no andamento do projeto, visto que não são utilizados com frequência e muitas vezes as pessoas nem se dão conta destas alternativas para evitar o desperdício.

Na Figura 17 é possível observar que 60% das respostas obtidas foram de destinação para aterro sanitário, 30% para compostagem e 10% para alimentação animal. Os cenários de redistribuição e reuso não figuraram entre as respostas, demonstrando que há uma necessidade de chamar atenção para estas alternativas, inclusive sobre aproveitamento integral dos alimentos, como já descrito anteriormente.

**Figura 17- Destinações observadas no estudo de caso.**



**Fonte: Autoria própria (2021).**

Ao aplicar o índice de circularidade da equação 8 para este estudo de caso, utilizando a planilha desenvolvida para o cálculo apresentada na Figura 16, o resultado obtido demonstrou diferentes índices de circularidade para cada categoria de impacto,

conforme Figura 18. É possível observar que a configuração informada pelos participantes demonstra uma maior circularidade para as categorias ‘Ecotoxicidade de água doce’, ‘Aquecimento global (IPCC GWP100 a)’ e ‘Formação de partículas finas’, destacados em verde na figura. Isso ocorreu principalmente por estas categorias apresentarem um menor impacto para a compostagem, cenário em que houve maior destinação.

Já as piores circularidades foram observadas para ‘Uso da água (WSI)’, principalmente porque o aterro e a compostagem são os cenários com maior impacto para esta categoria de impacto, e para ‘HH, escassez de água doméstica’ com o fator para cálculo da circularidade igual a 1, o que significa que é o cenário com o maior impacto neste caso.

É importante destacar que houve uma dificuldade de entendimento dos participantes principalmente em relação à terminologia, isto é, quando determinada ação poderia ser considerada reutilização ou redistribuição dos alimentos. Isso pode ter gerado erros no momento de informar os dados, causando um resultado incompleto.

A critério de comparação, calculou-se o *Zero Waste Index (ZWI)*, um dos índices selecionados como adaptável para o contexto alimentar, já mencionado e detalhado anteriormente (equação 5). Este índice considera a destinação dos resíduos para três sistemas: reciclagem, compostagem e aterro sanitário, sendo que para o caso dos alimentos serão considerados apenas os dois últimos.

O fator de substituição necessário para o cálculo da equação 5 foi retirado do estudo de Zaman & Lehmann (2013) para os cenários de aterro sanitário e compostagem, no qual são apresentados os fatores para três cidades: Adelaide (Austrália), São Francisco (Estados Unidos) e Estocolmo (Suécia). Aplicando a equação 5 com os fatores definidos e utilizando os dados fornecidos pelos participantes do estudo de caso, obteve-se o valor do índice de circularidade de 0,30.

É possível inferir que o índice se assimila aos valores calculados para a categoria ‘HH, escassez de água doméstica’ e ‘Toxicidade humana (não-cancerígena)’, para as quais os fatores de maior impacto são para os cenários de aterro e compostagem, os mesmos considerados para o ZWI. Entretanto, para as demais categorias o ZWI demonstra uma circularidade menor do que a observada para as demais categorias de impacto do ICA.

Figura 18 - Cálculo do ICA do estudo de caso.

		ÍNDICE DE CIRCULARIDADE PARA ALIMENTOS (ICA)					
	Aterro	Geração de energia	Compostagem	Alimentação animal	Reuso	Redistribuição	Total
<b>Informe a quantidade de alimentos destinada para cada um dos sistemas (em kg)</b>	0,1093	0	0,14095	0,043	0	0	0,29325
	Aterro	Geração de energia	Compostagem	Alimentação animal	Reuso	Redistribuição	Índice de circularidade por categoria de impacto
<b>Categoria de impacto</b>	Fator	Fator	Fator	Fator	Fator	Fator	
Depleção abiótica	1,0000	0,0706	0,0510	0,0441	0,0138	0,0000	0,596284791
Formação de partículas finas	1,0000	0,0131	0,0200	0,0115	0,0038	0,0000	0,616005419
Ecotoxicidade de água doce	0,8079	1,0000	0,0170	0,0142	0,0047	0,0000	0,688642912
HH, e escassez de água agrícola	0,2324	0,2506	1,0000	0,1297	0,0457	0,0000	0,41371075
HH, e escassez de água doméstica	0,4489	0,3832	1,0000	0,2816	0,0952	0,0000	0,310755873
Toxicidade humana (cancerígena)	1,0000	0,1271	0,1268	0,1236	0,0407	0,0000	0,548238683
Toxicidade humana (não-cancerígena)	1,0000	0,3745	0,3767	0,3737	0,1237	0,0000	0,391430424
IPCC GWP 100a	1,0000	0,0306	0,0140	0,0108	0,0035	0,0000	0,618981318
Eutrofização marinha	1,0000	0,1027	0,1379	0,0979	0,0323	0,0000	0,546628165
Acidificação terrestre	1,0000	0,0176	0,0353	0,0156	0,0052	0,0000	0,608030774
WSI	1,0000	0,6442	0,8360	0,6008	0,1974	0,0000	0,1373413

Fonte: Autoria própria (2021).

## 5 CONCLUSÕES

A análise qualitativa realizada com a finalidade de averiguar a complementaridade entre ACV e EC no desenvolvimento de índices de circularidade mostrou que é possível traçar um cenário de concomitância entre os dois métodos, levando ao desenvolvimento de uma metodologia mais robusta. Nos resultados encontrados, 56% dos índices avaliados consideram o conceito de ACV como ferramenta importante para o estudo dos potenciais impactos ambientais, entretanto apenas 27% deles utilizam dados oriundos desta, evidenciando que ainda é necessário solucionar desafios técnicos e científicos para avanço na implementação da ACV na avaliação de estratégias de EC.

Recorrer à utilização da ACV possibilita comparar cenários de circularidade e selecionar aqueles que possuem o melhor desempenho ambiental, mostrando que há complementaridade entre as duas ferramentas, na medida em que identificar os pontos críticos dos processos produtivos por meio da ACV permite que os esforços para inserir a economia circular sejam mais assertivos.

A ACV pode fornecer embasamento técnico-científico aos tomadores de decisão, auxiliando na avaliação de uma grande variedade de indicadores de impacto ambiental, destacando situações em que as ações de economia circular podem se concentrar e quais estratégias terão melhores resultados.

O uso de métricas de ACV permite o desenvolvimento de soluções de *design* que visam os produtos e etapas do ciclo de vida com os melhores resultados ambientais. A ACV oferece um escopo mais amplo, trazendo uma contribuição relativa à sustentabilidade ambiental em todo seu contexto, enquanto os índices de circularidade são, em sua grande maioria, focados em melhorias na eficiência do uso de recursos em escalas menores.

As principais limitações ao uso da ACV de forma complementar à EC são os custos, que podem ser elevados, e a complexidade de realizar este estudo, uma vez que são necessários muitos dados. Por outro lado, ao avaliar o ciclo de vida em sua totalidade, é possível ter uma visão holística de todos os potenciais impactos do produto, levando a tomada de decisões mais adequadas para aquele contexto.

Também ainda há a necessidade da construção de um consenso na comunidade da ACV sobre terminologias relacionadas à economia circular e a promoção da aplicação da ACV na avaliação e planejamento de estratégias de EC, a qual demanda um envolvimento

de toda a comunidade na concepção da abordagem, monitoramento e avaliação, bem como em coleta de dados.

Em relação à adaptabilidade dos índices ao âmbito alimentar, inferiu-se que dentre os índices avaliados não há um que tenha sido desenvolvido especificamente para este contexto, salientando uma lacuna científica para estudos e desenvolvimento do índice de circularidade aqui proposto. Do total de 66 índices estudados, apenas 6% mostraram viabilidade de adaptação para esta pesquisa, trazendo informações relevantes para alcançar os objetivos estipulados.

É importante constatar que, mesmo que não tenham sido elaborados especificamente para alimentos, há a preocupação em desenvolver ferramentas de economia circular para este contexto. Estudar ferramentas para melhorar a circularidade alimentar e fomentar estratégias de redução dos desperdícios, inclusive, é uma das prioridades da União Europeia na atualidade, visto que, ao reduzi-los, também atuam na redução dos impactos ambientais, da fome e da insegurança alimentar, contribuindo para alcançar o segundo Objetivo do Desenvolvimento Sustentável da ONU.

Tendo em vista que os resultados iniciais evidenciaram a possibilidade de utilizar a EC e ACV de maneira complementar, este trabalho buscou o desenvolvimento de uma ferramenta para mensurar a circularidade no contexto alimentar, utilizando dados provenientes da ACV e tendo como base os índices de circularidade considerados adaptáveis. Como resultado principal, obteve-se uma planilha que proporciona o cálculo do índice de circularidade baseando-se nos impactos de diferentes cenários de destinação de resíduo, demonstrando não apenas quão circular, mas também quão impactante é determinada configuração de como os resíduos orgânicos são destinados.

Os valores obtidos por meio do *software* para cálculo da ACV comprovaram que a redistribuição dos alimentos e reutilização destes para produção de novos produtos alimentícios são os cenários menos impactantes, mostrando mais uma vez a necessidade de uma mudança cultural relacionada ao desperdício de alimentos e da importância de que este tipo de conduta seja encorajado para que se torne mais comum.

Atualmente, existem algumas intervenções neste âmbito, inclusive em caráter de políticas públicas, as quais estimulam a conscientização dos consumidores quanto à importância de reduzir os desperdícios alimentares e educam em relação a como fazê-lo, desde o planejamento de compras, passando pelo consumo integral dos alimentos, até a destinação final de maneira adequada.

A aplicação do ICA em um estudo de caso mostrou que ele não apresenta bons

resultados para pequenos geradores, uma vez que há poucos dados e não há uma cultura bem estabelecida de como mensurar a redistribuição dos alimentos ou o reuso, além de que majoritariamente no Brasil não ocorre a geração de energia a partir do biogás gerado pela degradação dos resíduos orgânicos. Apesar de já existirem alguns aterros sanitários aplicando esta tecnologia, ela ainda não abrange grande parte dos aterros nacionais.

Outro aspecto é que, apesar de configurar uma ferramenta de simples uso, inclusive para utilização residencial, a compostagem também ainda não é muito difundida. Sendo assim, grande parte dos participantes do estudo de caso ainda destinam seus resíduos para aterro sanitário, no qual não há aproveitamento energético, mostrando um resultado com poucas informações relevantes. Isto demonstra a necessidade de aplicar o índice em outros testes mais robustos, voltados à grandes geradores, por exemplo, nos quais será possível interpretar os índices de maneira mais completa e assertiva.

Por fim, a atual conjuntura da pandemia da Covid-19 salientou ainda mais o quão frágeis são os sistemas de abastecimento de alimentos e o quanto é necessário e importante atuar nesse tema, buscando incentivar ações que promovam a circularidade dos alimentos e conscientizem para a utilização integral destes e mitigação de desperdícios.

Dessa forma, novas ferramentas, como o índice de circularidade desenvolvido nesta pesquisa, mostram-se cruciais para que haja um acompanhamento mais acurado das ações que estão ocorrendo e também demonstrar o quão positivo seriam os resultados destas ações, não apenas em relação à Economia Circular, mas também na busca pela redução dos impactos ambientais ocasionados pela produção e consumo de alimentos.

## REFERÊNCIAS

- ACCENTURE. **Estudo CEBDS e Accenture: Oportunidades de negócios sustentáveis Sustentabilidade nas Empresas Brasileiras**. [S. l.], 2014. Disponível em: <http://cebds.org/wp-content/uploads/2015/05/accenture.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2020.
- ADVANCING SUSTAINABILITY LLP. **Circular Benefits Tool**. [S. l.], 2013. Disponível em: <http://www.advancingsustainability.com/wwd-sustainability>. Acesso em: 29 jun. 2020.
- AZEVEDO, L. *et al.* Assessing the Importance of Spatial Variability versus Model Choices in Life Cycle Impact Assessment: The Case of Freshwater Eutrophication in Europe. **Environmental science & technology**, [s. l.], v. 47, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es403422a>
- AZEVEDO, S. G.; GODINA, R.; MATIAS, J. C. de O. **Proposal of a Sustainable Circular Index for Manufacturing Companies**. *Resources*, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 63, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/resources6040063>
- BADAMI, M. G.; RAMANKUTTY, N. **Urban agriculture and food security: A critique based on an assessment of urban land constraints**. *Global Food Security*, [s. l.], v. 4, p. 8–15, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2014.10.003>
- BARROS, T. D. **Biogás**. [S. l.], 2016. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agroenergia/arvore/CONT000fbl23vn102wx5eo0sawqe3qf9d0sy.html>. Acesso em: 14 jul. 2021.
- BOULAY, A.-M. *et al.* **Water use related impacts: Part 1: Water Scarcity. In: Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**. Paris: [s. n.], 2016. (, v. cap. 5). v. 1
- BRACQUENÉ, E.; DEWULF, W.; DUFLOU, J. R. **Measuring the performance of more circular complex product supply chains**. *Resources, Conservation and Recycling*, [s. l.], v. 154, p. 104608, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104608>
- BRASIL. **Lei 14.016 de 23 de junho de 2020**. [S. l.], 2020. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2020/Lei/L14016.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14016.htm). Acesso em: 13 jul. 2020.
- BRASIL. **Lei nº 11.346 - Cria o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – SISAN com vistas em assegurar o direito humano à alimentação adequada e dá outras providências**. [S. l.], 2006. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/111346.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111346.htm). Acesso em: 14 jul. 2021.
- BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. [s. l.], p. 109, 2011.
- BROWN, D. **Good Practice Guidelines for Indicator Development and Reporting**. [S. l.], 2009. Disponível em: <https://www.oecd.org/site/progresskorea/43586563.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2020.
- C2C. **Impact Study - Cradle to Cradle Products Innovation Institute**. [S. l.], 2014. Disponível em: <https://www.c2ccertified.org/impact-study>. Acesso em: 29 jun. 2020.

CAISAN, C. I. de S. A. e N. **Estratégia Intersectorial para a Redução de Perdas e Desperdício de Alimentos no Brasil**. Brasília: [s. n.], 2018. Disponível em: [https://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/seguranca\\_alimentar/caisan/Publicacao/Caisan\\_Nacional/PDA.pdf](https://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/seguranca_alimentar/caisan/Publicacao/Caisan_Nacional/PDA.pdf).

CAPELLINI, M. **Measure the circularity of a public lighting system**. [S. l.], 2015. Disponível em: <https://www.capcon.it/en/measure-the-circularity-of-a-public-lighting-system/>. Acesso em: 30 jun. 2020.

CAYZER, S.; GRIFFITHS, P.; BEGHETTO, V. **Design of indicators for measuring product performance in the circular economy**. *International Journal of Sustainable Engineering*, [s. l.], v. 10, n. 4–5, p. 289–298, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/19397038.2017.1333543>

CHUN-RONG, J.; JUN, Z. **Evaluation of Regional Circular Economy Based on Matter Element Analysis**. *Procedia Environmental Sciences*, [s. l.], v. 11, 2011 2nd International Conference on Challenges in Environmental Science and Computer Engineering (CESCE 2011), p. 637–642, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.12.099>

CIRCLE ECONOMY; PGGM. **Assessing circular trade-offs - Circle Economy**. [S. l.], 2014. Disponível em: <https://www.circle-economy.com/news/assessing-circular-trade-offs#.Wic7PHlryM8>. Acesso em: 29 jun. 2020.

COBO, S. *et al.* **Economics of Enhancing Nutrient Circularity in an Organic Waste Valorization System**. *Environmental Science & Technology*, [s. l.], v. 53, n. 11, p. 6123–6132, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06035>

COBO, S.; DOMINGUEZ-RAMOS, A.; IRABIEN, A. **Trade-Offs between Nutrient Circularity and Environmental Impacts in the Management of Organic Waste**. *Environmental Science & Technology*, [s. l.], v. 52, n. 19, p. 10923–10933, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01590>

CULLEN, J. M. **Circular Economy: Theoretical Benchmark or Perpetual Motion Machine?** *Journal of Industrial Ecology*, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 483–486, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jiec.12599>

DI MAIO, F. *et al.* **Measuring resource efficiency and circular economy: A market value approach**. *Resources, Conservation and Recycling*, [s. l.], v. 122, p. 163–171, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.02.009>

DI MAIO, F. D.; REM, P. C. **A Robust Indicator for Promoting Circular Economy through Recycling**. *Journal of Environmental Protection*, [s. l.], v. 6, n. 10, p. 720–726, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/jep.2015.610096>

EEA. **Circular economy in Europe — Developing the knowledge base — European Environment Agency**. [S. l.], 2016. Publication. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/circular-economy-in-europe>. Acesso em: 30 jun. 2020.

EMBRAPA. **Arroz e feijão estão entre os alimentos mais desperdiçados no Brasil**. [S. l.], 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/37697781/arroz-e-feijao-estao-entre-os-alimentos-mais-desperdicados-no-brasil>. Acesso em: 2 jul. 2021.

EMF, E. M. F. **Circular Economy - UK, USA, Europe, Asia & South America - The Ellen MacArthur Foundation**. [S. l.], 2019. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/>. Acesso em: 27 jun. 2020.

ESA. **Organics Recycling in a Circular Economy: A Biowaste Strategy from ESA**. 2014. Disponível em: [http://www.esauk.org/application/files/8715/3589/6445/20140916\\_ESA\\_Circular\\_Organics\\_Biowaste\\_Strategy.pdf](http://www.esauk.org/application/files/8715/3589/6445/20140916_ESA_Circular_Organics_Biowaste_Strategy.pdf). Acesso em: 27 jun. 2020.

EUROPEAN COMMISSION. **Circular Impacts Project EU**. [S. l.], 2016. Disponível em: <https://circular-impacts.eu/start>. Acesso em: 29 jun. 2020.

EUROPEAN COMMISSION. **Overview - Eurostat**. [S. l.], 2017. Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/circular-economy/overview>. Acesso em: 27 jun. 2020.

EUROSTAT. **Resource efficiency scoreboard - Eurostat**. [S. l.], 2015. Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/environmental-data-centre-on-natural-resources/resource-efficiency-indicators/resource-efficiency-scoreboard>. Acesso em: 30 jun. 2020.

EVANS, J.; BOCKEN, N. **The Circular Economy Toolkit**. [S. l.], 2013. Disponível em: <http://circulareconomytoolkit.org/>. Acesso em: 29 jun. 2020.

FAO. **AQUASTAT – Sistema de informações dos recursos hídricos globais da FAO**. [S. l.], 2014a. Disponível em: <http://www.fao.org/aquastat/en/geospatial-information/aquamaps/>. Acesso em: 27 jun. 2020.

FAO. **Food wastage footprint full-cost accounting: final report**. Rome: Food Wastage Footprint, 2014b.

FOGARASSY, C. *et al.* **The development of a circular evaluation (CEV) tool – case study for the 2024 Budapest Olympics**. Hungarian Agricultural Engineering, [s. l.], v. 31, p. 10–20, 2017.

FRANKLIN-JOHNSON, E.; FIGGE, F.; CANNING, L. **Resource duration as a managerial indicator for Circular Economy performance**. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 133, p. 589–598, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.023>

GENG, Y. *et al.* **Towards a national circular economy indicator system in China: an evaluation and critical analysis**. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 216–224, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.005>

GENOVESE, A. *et al.* **Sustainable supply chain management and the transition towards a circular economy: Evidence and some applications**. *Omega*, [s. l.], v. 66, New Research Frontiers in Sustainability, p. 344–357, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.omega.2015.05.015>

GORMAN, M. R.; DZOMBAK, D. A. **An Assessment of the Environmental Sustainability and Circularity of Future Scenarios of the Copper Life Cycle in the U.S.** *Sustainability*, [s. l.], v. 11, n. 20, p. 5624, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11205624>

GRAEDEL, T. E. *et al.* **What Do We Know About Metal Recycling Rates?** *Journal of Industrial Ecology*, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 355–366, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x>

GROOTEN, M.; ALMOND, R. **Living planet report**. Gland, Switzerland: WWF, 2018.

GUINÉE, J. B.; LEIDEN, C. voor M. **Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products: with a case study on margarines**. [S. l.], 1995. Doctoral Thesis. Disponível em: <https://openaccess.leidenuniv.nl/handle/1887/8052>. Acesso em: 16 jul. 2020.

GUOGANG, J.; JING, C. **Research on Evaluation of Circular Economy Development**. 8TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON INNOVATION AND MANAGEMENT, [s. l.], 2011.

HAAS, W. *et al.* **How Circular is the Global Economy?: An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005**. *Journal of Industrial Ecology*, [s. l.], v. 19, n. 5, p. 765–777, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jiec.12244>

HAUPT, M.; VADENBO, C.; HELLWEG, S. **Do We Have the Right Performance Indicators for the Circular Economy?: Insight into the Swiss Waste Management System**. *Journal of Industrial Ecology*, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 615–627, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jiec.12506>

HEISEL, F.; RAU-OBERRHUBER, S. **Calculation and evaluation of circularity indicators for the built environment using the case studies of UMAR and Madaster**. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 243, p. 118482, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118482>

HUYSMAN, S. *et al.* **Performance indicators for a circular economy: A case study on post-industrial plastic waste**. *Resources, Conservation and Recycling*, [s. l.], v. 120, p. 46–54, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.013>

IPCC. **IPCC Working Group - Intergovernmental Panel on Climate Change**. [S. l.], 2013. Disponível em: <http://www.climatechange2013.org/>. Acesso em: 1 jul. 2020.

JRC, J. R. C. O. T. E. C. **International reference life cycle data system (ILCD) handbook: general guide for life cycle assessment: provisions and action steps**. LU: Publications Office of the European Union, 2011. *E-book*.

KINGFISHER. **The Business Opportunity of Closed Loop Innovation - Closed Loop Innovation Booklet**. [S. l.], 2014. Disponível em: <http://www.advancingsustainability.com/resources-sustainability>. Acesso em: 29 jun. 2020.

KISELEV, A. V.; MAGARIL, E. R.; RADA, E. C. **Energy and sustainability assessment of municipal wastewater treatment under circular economy paradigm**. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, [s. l.], v. 237, p. 109–120, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.2495/ESUS190101>

LASO, J. *et al.* **Combined application of Life Cycle Assessment and linear programming to evaluate food waste-to-food strategies: Seeking for answers in the nexus approach**. *Waste Management*, [s. l.], v. 80, p. 186–197, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.009>

LEBERSORGER, S.; SCHNEIDER, F. **Food loss rates at the food retail, influencing factors and reasons as a basis for waste prevention measures**. *Waste Management*, [s. l.], v. 34, n. 11, p. 1911–1919, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.013>

LI, H. *et al.* **Energy conservation and circular economy in China's process industries**. *Energy*, [s. l.], v. 35, n. 11, *Energy and Its Sustainable Development for China*, p. 4273–4281, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2009.04.021>

LI, R. H.; SU, C. H. **Evaluation of the circular economy development level of Chinese chemical enterprises**. *Procedia Environmental Sciences*, [s. l.], v. 13, 18th Biennial ISEM Conference on Ecological Modelling for Global Change and Coupled Human and Natural System, p. 1595–1601, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.151>

LINDER, M.; SARASINI, S.; LOON, P. van. **A Metric for Quantifying Product-Level Circularity**. *Journal of Industrial Ecology*, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 545–558, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jieec.12552>

LIPÍŃSKA, M.; TOMASZEWSKA, M.; KOŁOŻYŃ-KRAJEWSKA, D. **Identifying Factors Associated with Food Losses during Transportation: Potentials for Social Purposes**. *Sustainability*, [s. l.], v. 11, n. 7, p. 2046, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11072046>

LONCA, G. *et al.* **Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires**. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 183, p. 424–435, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.108>

MAGNIER, C. **10 Key Indicators for Monitoring the Circular Economy**. [S. l.], 2017. Disponível em: [http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0086/Temis-0086452/22978\\_2017\\_ENG.pdf](http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0086/Temis-0086452/22978_2017_ENG.pdf). Acesso em: 30 jun. 2020.

MANTALOVAS, K.; MINO, G. **The Sustainability of Reclaimed Asphalt as a Resource for Road Pavement Management through a Circular Economic Model**. *Sustainability*, [s. l.], v. 11, p. 2234, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11082234>

MARTIN, D. S.; RAMOS, S.; ZUFÍA, J. **Valorisation of food waste to produce new raw materials for animal feed**. *Food Chemistry*, [s. l.], v. 198, p. 68–74, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.11.035>

MORAGA, G. *et al.* **Circular economy indicators: What do they measure?** *Resources Conservation and Recycling*, [s. l.], v. 146, p. 452–461, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.045>

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 and Recycling*, [s. l.], v. 140, p. 305–312, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.002>

ONU. **Agenda 2030**. [S. l.], 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em: 27 jun. 2020.

ONU. **População mundial deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050, diz relatório da ONU**. [S. l.], 2019. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/populacao-mundial-deve-chegar-a-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu/>. Acesso em: 27 jun. 2020.

OTERO, J. C. **Circularity assessment for companies: elements for a general framework Challenge Lab 2015: Sustainable urban development**. Gothenburg, Sweden: Department of Energy and Environment, 2015.

PARK, J. Y.; CHERTOW, M. R. **Establishing and testing the “reuse potential” indicator for managing wastes as resources**. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 137, p. 45–53, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.053>

PAULIUK, S. **Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations**. *Resources, Conservation and Recycling*, [s. l.], v. 129, p. 81–92, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.019>

PAULIUK, S. *et al.* **Regional distribution and losses of end-of-life steel throughout multiple product life cycles—Insights from the global multiregional MaTrace model.** Resources, Conservation and Recycling, [s. l.], v. 116, p. 84–93, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.029>

PGGM. **ACTIAM launching customer for Circularity Assessment Tool - Circle Economy.** [S. l.], 2015. Disponível em: <https://www.circle-economy.com/news/actiam-launching-customer-for-circularity-assessment-tool#.Wic4cnlryM8>. Acesso em: 29 jun. 2020.

PMC, P. M. de C. **Lei Ordinária 15852/ 2021.** [S. l.], 2021. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/pr/c/curitiba/lei-ordinaria/2021/1586/15852/lei-ordinaria-n-15852-2021-dispoe-sobre-a-politica-municipal-de-protecao-conservacao-e-recuperacao-do-meio-ambiente-e-da-outras-providencias?q=Transporte+Escolar>. Acesso em: 18 jul. 2021.

PMF, P. M. de F. **Lei Ordinária 10501 - Dispõe sobre a obrigatoriedade da reciclagem de resíduos sólidos orgânicos no município de Florianópolis.** [S. l.], 2019. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/f/florianopolis/lei-ordinaria/2019/1051/10501/lei-ordinaria-n-10501-2019-dispoe-sobre-a-obrigatoriedade-da-reciclagem-de-residuos-solidos-organicos-no-municipio-de-florianopolis>. Acesso em: 14 jul. 2021.

POZZER, A. *et al.* **Impact of agricultural emission reductions on fine-particulate matter and public health.** Atmospheric Chemistry and Physics, [s. l.], v. 17, n. 20, p. 12813–12826, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/acp-17-12813-2017>

PULIGHE, G.; LUPIA, F. **Food First: COVID-19 Outbreak and Cities Lockdown a Booster for a Wider Vision on Urban Agriculture.** Sustainability, [s. l.], v. 12, n. 12, p. 5012, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12125012>

QING, Y.; QIONGQIONG, G.; MINGYUE, C. **Study and Integrative Evaluation on the development of Circular Economy of Shaanxi Province.** Energy Procedia, [s. l.], v. 5, 2010 International Conference on Energy, Environment and Development - ICEED2010, p. 1568–1578, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.03.268>

QUALMAN, D. **Earning negative returns: Energy use in modern food systems.** *In*: DARRIN QUALMAN. 1 ago. 2017. Disponível em: <https://www.darrinqualman.com/energy-use-in-modern-food-systems/>. Acesso em: 27 jun. 2020.

RABTA, B. **An Economic Order Quantity inventory model for a product with a circular economy indicator.** Computers & Industrial Engineering, [s. l.], v. 140, p. 106215, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cie.2019.106215>

RAICV. **Relatório de Recomendações de Modelos de Avaliação de Impacto para o Contexto Brasileiro | ACV - Ibict.** [S. l.], 2019. Disponível em: <http://acv.ibict.br/documentos/publicacoes/5750-relatorio-de-recomendacoes-de-modelos-de-avaliacao-de-impacto-para-o-contexto-brasileiro-2/>. Acesso em: 30 jun. 2020.

RESCOM, R. C. M. P. **The ResCoM platform and tools - Helping Manufacturers To Capture Value By Closing The Loop.** [S. l.], 2017. Disponível em: <https://www.rescoms.eu/>. Acesso em: 29 jun. 2020.

ROSSI, E. *et al.* **Circular economy indicators for organizations considering sustainability and business models: Plastic, textile and electro-electronic cases.** Journal of Cleaner Production, [s. l.], v. 247, p. 119137, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119137>

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

SAIDANI, M. *et al.* **Hybrid top-down and bottom-up framework to measure products' circularity performance.** *In:* , 2017, Vancouver, Canada. International Conference on Engineering Design, ICED 17. Vancouver, Canada: [s. n.], 2017. Disponível em: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01571581>. Acesso em: 30 jun. 2020.

SANCHEZ, W. *et al.* **Copper-induced oxidative stress in three-spined stickleback: Relationship with hepatic metal levels.** *Environmental toxicology and pharmacology*, [s. l.], v. 19, p. 177–183, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2004.07.003>

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*, [s. l.], v. 114, Towards Post Fossil Carbon Societies: Regenerative and Preventative Eco-Industrial Development, p. 257–268, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.075>

SESC, S. S. do Comércio. D. **Banco de alimentos e colheita urbana: receitas de aproveitamento integral dos alimentos.** Rio de Janeiro: SESC/DN, 2003.

SILVA, F. A. da; SIMIONI, F. J.; HOFF, D. N. **Diagnosis of circular economy in the forest sector in southern Brazil.** *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 706, p. 135973, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135973>

SIMAPRO HELP CENTER. **The Difference Between the ecoinvent 3.1 System Models.** [S. l.], 2021. Disponível em: <https://support.simapro.com/articles/Article/The-Difference-Between-the-ecoinvent-3-1-System-Models>. Acesso em: 1 jul. 2021.

SMOL, M.; KULCZYCKA, J.; AVDIUSHCHENKO, A. **Circular economy indicators in relation to eco-innovation in European regions.** *Clean Technologies and Environmental Policy*, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 669–678, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10098-016-1323-8>

SU, B. *et al.* **A review of the circular economy in China: moving from rhetoric to implementation.** *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 42, p. 215–227, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.020>

TALWAR, S. **Circular Economy indicators for India: a scientific macro assessment of 5 circular economic measures, and their comparative performance to global industrial hubs.** [S. l.], 2017. Disponível em: <http://programme.exordo.com/isie2017/delegates/presentation/66/>. Acesso em: 29 jun. 2020.

TANZER, J.; RECHBERGER, H. **Setting the Common Ground: A Generic Framework for Material Flow Analysis of Complex Systems.** *Recycling*, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 23, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/recycling4020023>

TAYLOR, J. *et al.* **Estimating the economic costs of antimicrobial resistance: Model and Results.** [S. l.], 2014. Product Page. Disponível em: [https://www.rand.org/pubs/research\\_reports/RR911.html](https://www.rand.org/pubs/research_reports/RR911.html). Acesso em: 27 jun. 2020.

THOMAS, J.-S.; BIRAT, J.-P. **Methodologies to measure the sustainability of materials – focus on recycling aspects.** *Revue de Métallurgie*, [s. l.], v. 110, n. 1, p. 3–16, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/metal/2013054>

TIOSSI, F. M. **Sustentabilidade e economia circular: uma proposta para integração de indicadores de circularidade em relatórios de sustentabilidade.** 2019. - UNIVERSIDADE

METODISTA DE PIRACICABA, SANTA BÁRBARA D'OESTE, 2019. Disponível em: [http://iepapp.unimep.br/biblioteca\\_digital/pdfs/docs/27062019\\_134029\\_fabianomartintioosi\\_ok.pdf](http://iepapp.unimep.br/biblioteca_digital/pdfs/docs/27062019_134029_fabianomartintioosi_ok.pdf). Acesso em: 14 jul. 2020.

UGAYA, C. M. L. *et al.* **Faça o que eu digo: ACV ambiental, social e econômica do Gyro.** In: GCV-2020, 2020, Gramado-RS. Anais [...]. Gramado-RS: [s. n.], 2020.

UNEP. **Science & Data.** [S. l.], 2011. Disponível em: <http://www.unenvironment.org/science-data>. Acesso em: 1 jul. 2020.

UNEP; SETAC. **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators.** Paris: [s. n.], 2016. Disponível em: <https://www.lifecycleinitiative.org/training-resources/global-guidance-lcia-indicators-v-1/>.

US CHAMBER FOUNDATION. **Measuring Circular Economy, Circular Economy Toolbox.** [S. l.], 2017. Text. Disponível em: <https://www.uschamberfoundation.org/circular-economy-toolbox/about-circularity/measuring-circular-economy>. Acesso em: 29 jun. 2020.

VAN OERS, L. *et al.* **Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook.** [S. l.], 2002. Disponível em: [https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/report\\_abiotic\\_depletion\\_web.pdf](https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/report_abiotic_depletion_web.pdf). Acesso em: 16 jul. 2020.

VAN SCHAIK, A.; REUTER, M. **Recycling indices visualizing the performance of the circular economy.** World of Metallurgy - ERZMETALL, [s. l.], v. 69, p. 201–216, 2016.

VAN ZELM. **Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation.** [s. l.], [s. d.].

VBDO. **Circular Economy: Company Assessment Criteria.** [S. l.], 2015. Disponível em: <https://www.vbdo.nl/wp-content/uploads/2018/10/SustainabilityperformanceofDutchstocklistedcompanies1.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2020.

VERBERNE, J. J. **Building circularity indicators: an approach for measuring circularity of a building.** [S. l.], 2016. Disponível em: </paper/Building-circularity-indicators%3Aan-approach-for-of-Verberne/3746ede9f32e18957f08a5343c734e229ab43c81>. Acesso em: 27 jun. 2020.

WALKER, S. *et al.* **Evaluating the Environmental Dimension of Material Efficiency Strategies Relating to the Circular Economy.** Sustainability, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 666, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su10030666>

WEN, Z.; MENG, X. **Quantitative assessment of industrial symbiosis for the promotion of circular economy: a case study of the printed circuit boards industry in China's Suzhou New District.** Journal of Cleaner Production, [s. l.], v. 90, p. 211–219, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.041>

WU, H. *et al.* **Effectiveness of the policy of circular economy in China: A DEA-based analysis for the period of 11th five-year-plan.** Resources, Conservation and Recycling, [s. l.], v. 83, p. 163–175, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.003>

WWAP. **World Water Development Report, Wastewater: The Untapped Resource.** [S. l.], 2017. Disponível em: <http://www.unesco.org/new/typo3temp/pics/0d623deb50.jpg>. Acesso em: 27 jun. 2020.

ZAMAN, A. U.; LEHMANN, S. **The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a 'zero waste city'**. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 50, Special Issue: Advancing sustainable urban transformation, p. 123–132, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.041>

ZHOU, Z.; CHEN, X.; XIAO, X. **On Evaluation Model of Circular Economy for Iron and Steel Enterprise Based on Support Vector Machines with Heuristic Algorithm for Tuning Hyper-parameters**. [S. l.: s. n.], 2013.

**APÊNDICE A - Avaliação dos índices de circularidade em relação ao  
critério de Replicabilidade**

Índice		Referência	Pontuação
<b>ACT</b>	Assessing Circular Trade-offs	(CIRCLE ECONOMY; PGGM, 2014)	-
<b>BCI</b>	Building Circularity Indicators	(VERBERNE, 2016)	1
<b>C2C</b>	Material Reutilization Part	(C2C, 2014)	1
<b>CA</b>	Circle Assessment	(CIRCLE ECONOMY; PGGM, 2014)	3
<b>CAT</b>	Circularity Assessment Tool	(PGGM, 2015)	-
<b>CBM</b>	Circular Business Models	(ROSSI <i>et al.</i> , 2020)	1
<b>CBT</b>	Circular Benefits Tool	(ADVANCING SUSTAINABILITY LLP, 2013)	-
<b>CC</b>	Circularity calculator	(RESCOM, 2017)	3
<b>CECAC</b>	Circular Economy Company Assessment Criteria	(VBDO, 2015)	3
<b>CEI</b>	Circular economy index	(DI MAIO, F. D.; REM, 2015)	1
<b>CEII</b>	Circular Economy Indicators for India	(TALWAR, 2017)	3
<b>CEIP</b>	Circular Economy Indicator Prototype	(CAYZER; GRIFFITHS; BEGHETTO, 2017)	3
<b>CEMF</b>	Circular Economy Monitoring Framework	(EUROPEAN COMMISSION, 2017)	3
<b>CEO</b>	Circular Economy in Organizations	(PAULIUK, 2018)	3
<b>CEPI</b>	Circular economy performance indicator	(HUYSMAN <i>et al.</i> , 2017)	1
<b>CET</b>	Circular Economy Toolkit	(EVANS; BOCKEN, 2013)	1
<b>CETUS</b>	Circular Economy Toolbox US	(US CHAMBER FOUNDATION, 2017)	1
<b>CEV</b>	Circular Economic Value	(FOGARASSY <i>et al.</i> , 2017)	3

<b>CI</b>	Circularity Index	(CULLEN, 2017)	1
<b>CIPEU</b>	Circular Impacts Project EU	(EUROPEAN COMMISSION, 2016)	1
<b>CIRC</b>	Circularity Material Cycles	(PAULIUK <i>et al.</i> , 2017)	1
<b>CLC</b>	Closed Loop Calculator	(KINGFISHER, 2014)	3
<b>CLCI</b>	Copper Life Cycle Indicator	(GORMAN; DZOMBAK, 2019)	1
<b>CP</b>	Circular Pathfinder	(RESCOM, 2017)	-
<b>CPI</b>	Circularity Potential Indicator	(SAIDANI <i>et al.</i> , 2017)	3
<b>DEA</b>	Super-efficiency Data Envelopment Analysis Model	(WU <i>et al.</i> , 2014)	1
<b>ECEDC</b>	Evaluation of CE Development in Cities	(LI, H. <i>et al.</i> , 2010)	1
<b>EDME</b>	Environmental Dimension of Material Efficiency	(WALKER <i>et al.</i> , 2018)	1
<b>EISCE</b>	Evaluation Indicator System of Circular Economy	(ZHOU; CHEN; XIAO, 2013)	1
<b>EMCEE</b>	Indicators for Material input for CE in Europe	(EEA, 2016)	3
<b>EoL - RRs</b>	End-of-Life Recycling Rates	(GRAEDEL <i>et al.</i> , 2011)	1
<b>EOQI</b>	Economic Order Quantity Inventory	(RABTA, 2020)	1
<b>EPICE</b>	Environmental Protection Indicators	(SU <i>et al.</i> , 2013)	3
<b>ERCE</b>	Evaluation of Regional Circular Economy	(CHUN-RONG; JUN, 2011)	1
<b>ETI</b>	End-of-life Tires Indicator	(LONCA <i>et al.</i> , 2018)	1
<b>EVR</b>	Eco-efficient Value Ratio	(SCHEEPENS; VOGTLÄNDER; BREZET, 2016)	3
<b>EWMFA</b>	Economy-Wide Material Flow Analysis	(HAAS <i>et al.</i> , 2015)	3
<b>FCIM</b>	Five Category Index Method	(LI, R. H.; SU, 2012)	1
<b>FSI</b>	Forest Sector Indicator	(SILVA; SIMIONI; HOFF, 2020)	5

<b>HLCAM</b>	Hybrid LCA Model	(GENOVESE <i>et al.</i> , 2017)	5
<b>ICCEE</b>	Indicators for Consumption for CE in Europe	(EEA, 2016)	3
<b>ICT</b>	Circularity Indicator Project	(OTERO, 2015)	1
<b>IECEE</b>	Indicators for Eco-design for CE in Europe	(EEA, 2016)	3
<b>IECF</b>	Indicators of Economic Circularity in France	(MAGNIER, 2017)	3
<b>IEDCE</b>	Integrative Evaluation on the Development of CE	(QING; QIONGQIONG; MINGYUE, 2011)	1
<b>IOBS</b>	Input-Output Balance Sheet	(CAPELLINI, 2015)	1
<b>IPCEE</b>	Indicators for Production for CE in Europe	(EEA, 2016)	1
<b>IPCEIS</b>	Industrial Park Circular Economy Indicator System	(GENG <i>et al.</i> , 2012)	1
<b>MCDA</b>	Multi Criteria Decision Analysis	(NIERO; KALBAR, 2019)	1
<b>MCI</b>	Material circularity indicator	(EMF, 2019)	3
<b>MFA</b>	Material Flow Analysis	(SAIDANI <i>et al.</i> , 2019)	1
<b>MFA</b>	Material Flow Analysis 2	(TANZER; RECHBERGER, 2019)	3
<b>MRCCEI</b>	Measuring Regional CE–Eco-Innovation	(SMOL; KULCZYCKA; AVDIUSHCHENKO, 2017)	1
<b>NC</b>	Nutrient Circularity	(COBO <i>et al.</i> , 2019)	5
<b>NCEIS</b>	National Circular Economy Indicator System	(GENG <i>et al.</i> , 2012)	1
<b>OWI</b>	Organic Waste Indicator	(COBO; DOMINGUEZ-RAMOS; IRABIEN, 2018)	5
<b>PCI</b>	Product Circularity Indicator	(BRACQUENÉ; DEWULF; DUFLOU, 2020)	1
<b>PCM</b>	Product-Level Circularity Metric	(LINDER; SARASINI; LOON, 2017)	1
<b>RAI</b>	Reclaimed Asphalt Indicator	(MANTALOVAS; MINO, 2019)	-
<b>RCEDI</b>	Regional Circular Economy Development Index	(GUOGANG; JING, 2011)	1
<b>RDI</b>	Resource Duration Indicator	(FRANKLIN-JOHNSON; FIGGE; CANNING, 2016)	1

<b>RES</b>	EU Resource Efficiency Scoreboard	(EUROSTAT, 2015)	3
<b>RI</b> s	Recycling Indices for the CE	(VAN SCHAIK; REUTER, 2016)	1
<b>RP</b>	Resource Productivity	(WEN; MENG, 2015)	1
<b>RPI</b>	Reuse Potential Indicator	(PARK; CHERTOW, 2014)	3
<b>RR</b> s	Recycling Rates	(HAUPT; VADENBO; HELLWEG, 2017)	1
<b>SCI</b>	Sustainable circular index	(AZEVEDO, S. G.; GODINA; MATIAS, 2017)	1
<b>UMAR</b>	Urban Mining and Recycling	(HEISEL; RAU-OBERRHUBER, 2020)	1
<b>VRE</b>	Value-based Resource Efficiency	(DI MAIO, F. <i>et al.</i> , 2017)	3
<b>WTI</b>	Wastewater Treatment Indicator	(KISELEV; MAGARIL; RADA, 2019)	1
<b>ZWI</b>	Zero Waste Index	(ZAMAN; LEHMANN, 2013)	5

**APÊNDICE B - Avaliação dos índices de circularidade em relação ao critério de Robustez científica.**

Índices		Disponibilidade de publicações	Clareza das equações/ indicadores	Variáveis/ parâmetros	Total
<b>ACT</b>	Assessing Circular Trade-offs	-	-	-	0
<b>BCI</b>	Building Circularity Indicators	5	5	5	15
<b>C2C</b>	Material Reutilization Part	3	5	5	13
<b>CA</b>	Circle Assessment	3	3	3	9
<b>CAT</b>	Circularity Assessment Tool	-	-	-	0
<b>CBM</b>	Circular Business Models	5	5	5	15
<b>CBT</b>	Circular Benefits Tool	-	-	-	0
<b>CC</b>	Circularity calculator	3	1	5	9
<b>CECAC</b>	Circular Economy Company Assessment Criteria	3	5	5	13
<b>CEI</b>	Circular Economy Index	5	5	5	15
<b>CEII</b>	Circular Economy Indicators for India	1	1	1	3
<b>CEIP</b>	Circular Economy Indicator Prototype	5	5	5	15
<b>CEMF</b>	Circular Economy Monitoring Framework	3	3	3	9
<b>CEO</b>	Circular Economy in Organizations	5	3	5	13

<b>CEPI</b>	Circular economy performance indicator	5	5	3	13
<b>CET</b>	Circular Economy Toolkit	1	1	5	7
<b>CETUS</b>	Circular Economy Toolbox US	1	1	3	5
<b>CEV</b>	Circular Economic Value	5	5	5	15
<b>CI</b>	Circularity Index	5	1	1	7
<b>CIPEU</b>	Circular Impacts Project EU	3	1	1	5
<b>CIRC</b>	Circularity Material Cycles	5	3	5	13
<b>CLC</b>	Closed Loop Calculator	3	1	1	5
<b>CLCI</b>	Copper Life Cycle Indicator	5	3	3	11
<b>CP</b>	Circular Pathfinder	-	-	-	0
<b>CPI</b>	Circularity Potential Indicator	5	3	3	11
<b>DEA</b>	Super-efficiency Data Envelopment Analysis Model	5	3	3	11
<b>ECEDC</b>	Evaluation of CE Development in Cities	5	5	5	15
<b>EDME</b>	Environmental Dimension of Material Efficiency	5	5	3	13
<b>EISCE</b>	Evaluation Indicator System of Circular Economy	5	3	3	11
<b>EMCEE</b>	Indicators for Material input for CE in Europe	3	5	5	13

<b>EoL - RRs</b>	End-of-Life Recycling Rates	5	5	5	15
<b>EOQI</b>	Economic Order Quantity Inventory	5	3	3	11
<b>EPICE</b>	Environmental Protection Indicators	5	5	3	13
<b>ERCE</b>	Evaluation of Regional Circular Economy	5	3	3	11
<b>ETI</b>	End-of-life Tires Indicator	5	5	5	15
<b>EVR</b>	Eco-efficient Value Ratio	5	3	3	11
<b>EWMF A</b>	Economy-Wide Material Flow Analysis	5	5	5	15
<b>FCIM</b>	Five Category Index Method	5	5	5	15
<b>FSI</b>	Forest Sector Indicator	5	5	5	15
<b>HLCA M</b>	Hybrid LCA Model	5	3	3	11
<b>ICCEE</b>	Indicators for Consumption for CE in Europe	3	5	3	11
<b>ICT</b>	Circularity Indicator Project	3	3	3	9
<b>IECEE</b>	Indicators for Eco-design for CE in Europe	3	5	3	11
<b>IECF</b>	Indicators of Economic Circularity in France	3	5	5	13
<b>IEDCE</b>	Integrative Evaluation on the Development of CE	5	5	5	15
<b>IOBS</b>	Input-Output Balance Sheet	1	3	3	7

<b>IPCEE</b>	Indicators for Production for CE in Europe	3	5	3	11
<b>IPCEIS</b>	Industrial Park Circular Economy Indicator System	5	5	3	13
<b>MCDA</b>	Multi Criteria Decision Analysis	5	5	5	15
<b>MCI</b>	Material circularity indicator	3	3	3	9
<b>MFA</b>	Material Flow Analysis	5	3	3	11
<b>MFA</b>	Material Flow Analysis 2	5	3	3	11
<b>MRCC EI</b>	Measuring Regional CE–Eco-Innovation	5	5	3	13
<b>NC</b>	Nutrient Circularity	5	5	5	15
<b>NCEIS</b>	National Circular Economy Indicator System	5	5	5	15
<b>OWI</b>	Organic Waste Indicator	5	5	5	15
<b>PCI</b>	Product Circularity Indicator	5	5	5	15
<b>PCM</b>	Product-Level Circularity Metric	5	5	5	15
<b>RAI</b>	Reclaimed Asphalt Indicator	-	-	-	0
<b>RCEDI</b>	Regional Circular Economy Development Index	5	5	3	13
<b>RDI</b>	Resource Duration Indicator	5	3	3	11
<b>RES</b>	EU Resource Efficiency Scoreboard	3	<u>1</u>	1	5

<b>RI</b> s	Recycling Indices for the CE	5	3	3	11
<b>RP</b>	Resource Productivity	5	5	5	15
<b>RPI</b>	Reuse Potential Indicator	5	3	3	11
<b>RR</b> s	Recycling Rates	5	3	3	11
<b>SCI</b>	Sustainable circular index	5	3	3	11
<b>UMAR</b>	Urban Mining and Recycling	5	5	5	15
<b>VRE</b>	Value-based Resource Efficiency	5	5	5	15
<b>WTI</b>	Wastewater Treatment Indicator	5	5	3	13
<b>ZWI</b>	Zero Waste index	5	5	5	15