

UNIVERSIDADE PAULISTA – UNIP

DENILSON LUIZ DE CARVALHO

**CONTRIBUIÇÃO DOS REPAROS DE SMARTPHONES
À ECONOMIA CIRCULAR: Uma Abordagem Baseada
na Síntese em Emergia e Avaliação de Ciclo de Vida**

SÃO PAULO

2025

UNIVERSIDADE PAULISTA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM
ENGENHARIA DE PRODUÇÃO**

**CONTRIBUIÇÃO DOS REPAROS DE SMARTPHONES À ECONOMIA
CIRCULAR: Uma Abordagem Baseada na Síntese em Emergência e Avaliação
de Ciclo de Vida**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista - UNIP, para obtenção do título de Doutor em Engenharia de Produção.

Orientador: Profa. Dra. Cecília Maria Vilas Bôas de Almeida

Área de Concentração:
Sustentabilidade em Sistemas
Produtivos

Linha de Pesquisa: Avanços em
produção mais limpa e ecologia
industrial

Projeto de Pesquisa: Economia Circular
e Sustentabilidade para a
Competitividade: gestão baseada em
valoração sistêmica.

DENILSON LUIZ DE CARVALHO

SÃO PAULO

2025

Carvalho, Denilson Luiz de.

Contribuição dos reparos de *smartphones* à economia circular: uma abordagem baseada na síntese em emergência e avaliação de ciclo de vida / Denilson Luiz de Carvalho. – 2025.
127 f. : il. color. + CD-ROM.

Tese de Doutorado Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista, São Paulo, 2025.

Área de concentração: Sustentabilidade em Sistemas Produtivos.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Cecília Maria Vilas Bôas de Almeida.

1. Circularidade. 2. Reparos de *smartphones*. 3. Exploração de recursos naturais. 4. Sustentabilidade ambiental. 5. Impactos ambientais. I. Almeida, Cecília Maria Vilas Bôas de (orientador). II. Título.

UNIVERSIDADE PAULISTA

CONTRIBUIÇÃO DOS REPAROS DE SMARTPHONES À ECONOMIA CIRCULAR:

Uma Abordagem Baseada na Síntese em Emergia e Avaliação de Ciclo de Vida

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista - UNIP, para obtenção do título de Doutor em Engenharia de Produção.

Data de aprovação: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

____/____/____

Profa. Orientadora Dra. Cecília Maria Vilas Bôas de Almeida

Universidade Paulista – UNIP

____/____/____

Prof. Dr. Biagio Fernando Giannetti

Universidade Paulista – UNIP

____/____/____

Prof. Dr. Feni Dalano Roosevelt Agostinho

Universidade Paulista – UNIP

____/____/____

Profa. Dra. Cláudia Viviane Viegas

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

____/____/____

Prof. Dr. Ubiratã Tortato

Pontifícia Universidade Católica do Paraná / Escola de Negócios / Escola Politécnica

DEDICATÓRIA

Ao meu eterno e saudoso pai, **Celso José de Carvalho**, cuja memória me inspira diariamente a honrar seus ensinamentos e sua fé.

À minha mãe, **Luzia de Oliveira Carvalho**, exemplo de coragem, força e amor incondicional — dedico esta conquista como sinal do orgulho que desejo continuar sendo.

Aos meus filhos, **Gabriel Luiz Vianna de Carvalho** e **Giovanna Vitória Oliveira de Carvalho**, que me motivam a ser melhor a cada dia.

Aos meus irmãos e à minha esposa, **Ana Paula Martins de Oliveira**, por caminharem comigo com paciência e cumplicidade.

Acima de tudo, **a Deus**, por ter sustentado cada passo desta jornada, dando-me sabedoria, discernimento e propósito.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Profa. Dra. Cecília Maria Vilas Bôas de Almeida, por sua dedicação, paciência e sabedoria ao longo de todo o processo. Sua orientação foi essencial para o amadurecimento deste trabalho.

Agradeço, com reverência e profunda gratidão, a **Deus**, por ser minha fonte de força, direção e esperança em cada etapa desta caminhada.

À minha família, meu alicerce nesta jornada. À minha mãe, **Luzia de Oliveira Carvalho**, pelo amor e incentivo constantes. Ao meu querido pai, **Celso José de Carvalho** (in memoriam), por me ensinar o valor da integridade, da fé e da perseverança — sua ausência se fez presença em cada conquista.

Aos meus filhos, **Gabriel Luiz Vianna de Carvalho** e **Giovanna Vitória Oliveira de Carvalho**, por serem meu maior motivo para não desistir. À minha esposa, **Ana Paula Martins de Oliveira**, pela paciência, apoio diário e por acreditar neste propósito comigo. Aos meus irmãos, por suas orações e companheirismo silencioso.

Aos professores do Programa de Doutorado em Engenharia de Produção da UNIP, ao Laboratório de Produção de Meio Ambiente – LAPROMA), Prof. Dr. Biagio Fernando Giannetti e Prof. Dr. Feni Dalano Roosevelt Agostinho, pela formação sólida, pelo exemplo acadêmico e pelo incentivo à pesquisa séria e comprometida com a sustentabilidade.

À banca examinadora, meu sincero reconhecimento à Profa. Dra. Cláudia Viviane Viegas e ao Prof. Dr. Ubiratã Tortato, cujas contribuições, críticas construtivas e sugestões foram fundamentais para o aprimoramento da tese.

Por fim, agradeço a todos os colegas, professores e profissionais que, direta ou indiretamente, contribuíram para esta trajetória. Que este trabalho possa servir como um instrumento útil para o avanço da sustentabilidade e da economia circular.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), pela bolsa de estudos concedida.

RESUMO

A crescente geração de resíduos eletrônicos e o modelo linear de produção têm intensificado a exploração de recursos naturais e agravado os impactos ambientais associados à fabricação de dispositivos móveis. O presente estudo avalia como os reparos de smartphones podem contribuir para a economia circular, na mitigação de impactos ambientais e conservação de recursos naturais. Para isso, foi adotada uma abordagem metodológica complementar, integrando a Síntese em Emergia (EmA) e a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), aplicadas à comparação entre a produção de um novo smartphone e o reparo por substituição do display. A análise foi conduzida com base na unidade funcional de um smartphone, considerando dados do banco *Ecoinvent* 3.8, levantamentos setoriais e literatura científica. A EmA foi empregada para quantificar a energia investida nos processos produtivos e no reparo, enquanto a ACV estimou impactos ambientais como emissões de CO₂-eq (GWP), depleção de recursos em Sb-eq (antimônio equivalente), toxicidade, uso da água, acidificação e ecotoxicidade. Foi proposto um indicador de eficiência do reparo em energia (nrep), com avaliação anual em diferentes cenários de prolongamento da vida útil. Os resultados indicam que o reparo apresenta desempenho ambiental superior à substituição do dispositivo, desde que a vida útil seja estendida por pelo menos dois anos. A energia investida no reparo representou apenas 24% da energia originalmente incorporada ao smartphone, demonstrando uma economia de 76%. A eficiência anual do reparo (nrep anual) aumentou ao tempo adicional de uso, atingindo até 40% em cenários de extensão de três anos. Do ponto de vista da ACV, o reparo também reduziu o impacto do potencial de aquecimento global de 14,57 kg CO₂-eq (3 anos sem reparo) para 8,64 kg CO₂-eq (6 anos com reparo) e a depleção de recursos abióticos de 0,05 kg Sb-eq (3 anos sem reparo) para 0,03 kg Sb-eq (6 anos com reparo). O estudo evidencia que a integração entre EmA e ACV oferece uma visão holística e consistente da sustentabilidade dos reparos, contribuindo com subsídios metodológicos e práticos para decisões orientadas aos princípios da economia circular.

Palavras-chave: Circularidade. Reparos de smartphones. Exploração de recursos naturais. Sustentabilidade ambiental. Impactos ambientais.

ABSTRACT

The increasing generation of electronic waste and the linear production model have intensified the exploitation of natural resources and exacerbated the environmental impacts associated with the manufacturing of mobile devices. This study evaluates how smartphone repairs can contribute to the circular economy, particularly in mitigating environmental impacts and conserving natural resources. To this end, a complementary methodological approach was adopted, integrating Emergy Synthesis (EmA) and Life Cycle Assessment (LCA), applied to the comparison between the production of a new smartphone and the repair through display replacement. The analysis was conducted based on the functional unit of one smartphone, considering data from the Ecoinvent 3.8 database, sectoral surveys, and scientific literature. EmA was employed to quantify the emergy invested in production and repair processes, while LCA estimated environmental impacts such as CO₂-eq emissions (GWP), resource depletion in Sb-eq (antimony equivalent), toxicity, water use, acidification, and ecotoxicity. An emergy-based repair efficiency indicator (nrep) was proposed, with annualized evaluation across different extended lifespan scenarios. The results indicate that repair performs better environmentally than device replacement, provided the lifespan is extended by at least two years. The emergy invested in the repair accounted for only 24% of the emergy originally incorporated into the smartphone, demonstrating a savings of 76%. The annual repair efficiency (nrep annual) increased proportionally with the extended use time, reaching up to 40% in three-year extension scenarios. From the LCA perspective, the repair also reduced the global warming potential impact from 14.57 kg CO₂-eq (3 years without repair) to 8.64 kg CO₂-eq (6 years with repair), and the abiotic resource depletion from 0.05 kg Sb-eq (3 years without repair) to 0.03 kg Sb-eq (6 years with repair). The study highlights that the integration of Emergy Accounting (EmA) and Life Cycle Assessment (LCA) provides a holistic and consistent view of repair sustainability, offering methodological and practical insights to support decisions aligned with the principles of the circular economy.

Keywords: Circularity. Smartphone repairs. Natural resource exploitation. Environmental sustainability. Environmental impacts.

UTILIDADE

Esta tese apresenta contribuições em três dimensões: científica, metodológica e aplicada, alinhadas às diretrizes contemporâneas da sustentabilidade, da economia circular e da avaliação ambiental sistêmica.

No campo acadêmico, a pesquisa avança para o debate sobre o papel dos reparos na economia circular, especialmente no setor de eletrônicos, marcado por práticas de obsolescência programada e consumo linear. Ao adotar uma análise complementar e integrada da Síntese em Emergia (EmA) e da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), esta tese propõe uma abordagem metodológica abrangente para avaliação da sustentabilidade, contribuindo para uma compreensão mais ampla dos impactos e esforços ocultos relacionados à reparação e à extensão da vida útil de smartphones.

Do ponto de vista metodológico, a formulação de novos indicadores, combinada à representação gráfica por meio do diagrama sistêmico desenvolvido, proporciona uma análise integrada e adaptável, baseada na unidade funcional de um smartphone. A anualização dos dados de emergia conforme diferentes cenários de vida útil permite extrapolações quantitativas com alto potencial de aplicação em outros dispositivos eletroeletrônicos.

No aspecto aplicado, os resultados obtidos oferecem subsídios para políticas públicas, regulamentações e estratégias empresariais voltadas à reparabilidade, à eficiência no uso de recursos e à mitigação de impactos ambientais. A análise evidencia que o reparo, mesmo em dispositivos não concebidos sob princípios da circularidade, pode representar uma estratégia eficaz de conservação de recursos e redução de emissões, fortalecendo o debate sobre o direito ao reparo, o acesso a peças de reposição e o design orientado à durabilidade.

Dessa forma, a pesquisa propõe uma estrutura analítica consistente e fundamentada, que vai além das abordagens tradicionais de impacto ambiental, contribuindo com evidências quantitativas para o avanço de políticas, práticas e decisões mais sustentáveis na cadeia produtiva de dispositivos eletrônicos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Economia Circular com Foco nas Operações de Reparo	20
Figura 2. Modelo Complementar EmA e ACV	36
Figura 3: Fases da Análise do Ciclo de Vida	44
Figura 4: Indicadores ACVs Contemplados no Estudo	45
Figura 5: Diagrama de Energia do Sistema em Estudo	58
Figura 6: Diagrama de Energia do Reparo e Circularidade	62
Figura 7: Comparação Normalizada dos Impactos Ambientais Anuais	91
Figura 8: Diagrama de Energia do Smartphone Combinando EmA e ACV	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Modelos de Smartphones para Inventário	38
Tabela 2. Layout para o Inventário de Emergia	40
Tabela 3. Resumo dos Passos para Levantamento da Energia Elétrica	46
Tabela 4. Materiais com Maiores Riscos em Toxicidade Humana	49
Tabela 5. Materiais com Maiores Riscos à Ecotoxicidade Aquática da Extração, Produção e Distribuição aos Clientes	51
Tabela 6. Processo e Materiais Analisados para o Levantamento da Ecotoxicidade Aquática do Reparo	52
Tabela 7. Materiais Para Levantamento de Formação de Material Particulado NO _x e NH ₃	53
Tabela 8. Inventário de Emergia para um Smartphone (Fabricação e Reparo)	59
Tabela 9. Eficiência em Emergia do Reparo Anualizado	63
Tabela 10. Levantamento do Gasto de Energia Elétrica Produção e Distribuição de um Smart.	64
Tabela 11. Levantamento das Emissões CO ₂ -eq das Fases de Produção e Distribuição de um Smart.	67
Tabela 12. Potencial de Aquecimento Global (CO ₂ -eq) Fase de Reparo	69
Tabela 13. Depleção de Recursos das Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone	70
Tabela 14. Depleção de Recursos (Sb-eq) Processos de Reparo	72
Tabela 15. Toxicidade Humana (HTP) Produção e Distribuição de um Smartphone	74
Tabela 16. Toxicidade Humana (HTP) em kg 1.4-DCB-eq da Fase de Reparo	76
Tabela 17. Ecotoxicidade Aquática Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone	77
Tabela 18. Ecotoxicidade Aquática Fase de Reparo	79
Tabela 19. Levantamento Material Particulado NO _x e NH ₃ Fases de Produção e Distribuição de um Smart.	81
Tabela 20. Formação de Material Particulado (NO _x e NH ₃) na fase de Reparo	82
Tabela 21. Acidificação (SO ₂ -eq) Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone	84
Tabela 22. Acidificação (SO ₂ -eq) Fase de Reparo	86
Tabela 23. Uso da Água (m ³) das fases de Produção e Distribuição	87
Tabela 24. Uso da Água (m ³) na Fase de Reparos	88
Tabela 25. Resumo dos Resultados ACVs com Indicadores	90

LISTA DE ACRÔNIMOS E ABREVIATURAS

Sigla	Significado
1,4-DCB-eq	Diclorobenzeno equivalente
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
EmA	Síntese em Emergia
CO ₂ -eq	Dióxido de Carbono Equivalente
Sb-eq	Antimônio Equivalente
CTU-e	Comparative Toxic Unit – Ecotoxicidade
HTP	Human Toxicity Potential – Toxicidade Humana
GWP	Global Warming Potential – Potencial de Aquecimento Global
NO _x	Óxidos de Nitrogênio
NH ₃	Amônia
SO ₂ -eq	Dióxido de Enxofre Equivalente
MWh	Megawatt-hora
kWh	Quilowatt-hora
sej	Solar Emergy Joules (Joule de emergia solar)
UEV	Unit Emergy Value – Transformidade

Sumário

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. QUESTÕES DE PESQUISA	17
1.2. OBJETIVO GERAL.....	17
1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
1.4. JUSTIFICATIVA TEÓRICA.....	18
1.5. JUSTIFICATIVA PRÁTICA	18
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1. ECONOMIA CIRCULAR.....	19
2.2. IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE SMARTPHONES	24
2.3. REPAROS.....	27
2.4. SÍNTESE EM EMERGIA.....	28
2.5. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA - ACV	30
<i>2.5.1 – Análise do Ciclo de Vida de Smartphones.....</i>	<i>30</i>
2.6. ANÁLISE COMPLEMENTAR DA SÍNTESE EM EMERGIA E ANÁLISE DO CICLO DE VIDA	32
3. MATERIAIS E MÉTODOS	34
3.1. SELEÇÃO DOS MODELOS DE SMARTPHONE PARA ANÁLISE	38
3.2. SÍNTESE EM EMERGIA – EMA	39
3.3. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA.....	43
<i>3.3.1. Levantamento do Consumo de Energia Elétrica em Quilowatt-hora (kWh)</i>	<i>46</i>
<i>3.3.2. Potencial de Aquecimento Global em Emissões de Dióxido de Carbono Equivalentes (CO₂-eq)</i>	<i>47</i>
<i>3.3.3. Depleção de Recursos em Antimônio Equivalente (Sb-eq)</i>	<i>48</i>
<i>3.3.4. Toxicidade dos Materiais em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq).....</i>	<i>49</i>
<i>3.3.5. Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq)</i>	<i>51</i>
<i>3.3.6. Formação de Material Particulado por Emissão de Precursores como Óxidos de Nitrogênio (NO_x) e Amônia (NH₃).....</i>	<i>52</i>
<i>3.3.7. Acidificação em Dióxido de Enxofre Equivalente (kg SO₂-eq).....</i>	<i>55</i>
<i>3.3.8. Uso da Água (m³).....</i>	<i>56</i>
3.4. COMPLEMENTARIEDADE E INTEGRAÇÃO DA EMA E ACV E CONTRIBUIÇÕES PARA A ECONOMIA CIRCULAR	57
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	57
4.1. SÍNTESE EM EMERGIA - EMA	58
4.2. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA – ACV	64
<i>4.2.1. Energia Elétrica em Quilowatt-hora (kWh).....</i>	<i>64</i>
<i>4.2.2. Potencial de Aquecimento Global em Dióxido de Carbono Equivalente (CO₂-eq)</i>	<i>67</i>
<i>4.2.3. Depleção de Recursos em Antimônio Equivalente (Sb-eq)</i>	<i>70</i>
<i>4.2.4. Toxicidade Humana (HTP) em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq).....</i>	<i>74</i>
<i>4.2.5. Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq)</i>	<i>77</i>
<i>4.2.6. Formação de Material Particulado por Emissão de Precursores como Óxidos de Nitrogênio (NO_x) e Amônia (NH₃).....</i>	<i>81</i>
<i>4.2.7. Levantamento e Análise da Acidificação em Dióxido de Enxofre Equivalente (kg SO₂-eq)</i>	<i>84</i>
<i>4.2.8. Avaliação do Uso da Água (m³).....</i>	<i>87</i>

5. INTEGRAÇÃO EMA E ACV E CONTRIBUIÇÕES PARA A ECONOMIA CIRCULAR	92
6. CONCLUSÕES	96
7. REFERÊNCIAS.....	98
8. APÊNDICES	115

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a exploração intensiva de recursos naturais tem sustentado o crescimento econômico global, impulsionado pela industrialização de economias emergentes e pela alta demanda em países desenvolvidos. Entre 2000 e 2022, o consumo doméstico de materiais aumentou 69%, passando de 56,6 bilhões para 96,0 bilhões de toneladas métricas. No mesmo período, a pegada material global, representando os materiais extraídos para atender à demanda final de consumo, cresceu 71%, de 57,4 bilhões para 98,0 bilhões de toneladas métricas. Embora o crescimento anual tenha desacelerado na última década, as disparidades regionais persistem, refletindo diferentes pressões ambientais relacionadas ao consumo de materiais (United Nations, 2024). Esse uso intensivo de recursos naturais como terra, água e minerais, destacados por McCarthy et al. (2018), como a base física para o desenvolvimento, tem comprometido a sustentabilidade ambiental.

O modelo de produção linear, caracterizado pelo ciclo "extrair-produzir-descartar", depende de recursos finitos, gera grandes volumes de resíduos e contribui para a degradação ambiental e riscos à saúde humana (Morseletto, 2023; Bakker et al., 2014; CNI, 2019; UNIDO, 2013). A superexploração ultrapassa a capacidade de regeneração dos ecossistemas, exigindo a adoção de estratégias sustentáveis para equilibrar crescimento econômico e preservação ambiental (Habek e Lechowicz, 2019).

Uma das principais estratégias para a sustentabilidade é a Economia Circular (EC), que propõe substituir o modelo linear por uma abordagem focada na retenção do valor de produtos, componentes e materiais pelo maior tempo possível. A EC visa minimizar o desperdício e gerar benefícios ambientais e econômicos por meio de práticas como reuso, reparo e reciclagem (Geissdoerfer et al., 2017; Ghisellini et al., 2016; Bandh et al., 2024). Esse modelo regenerativo atenua impactos ambientais, reduz a dependência de novos recursos e promove cadeias produtivas mais eficientes.

O reparo de produtos insere-se como prática essencial dentro da economia circular. Ao prolongar a vida útil dos produtos, o reparo contribui para a redução da extração de matérias-primas e diminuição do volume de resíduos, no setor de eletrônicos, em que o crescimento do lixo eletrônico é exponencial. Segundo Baldé et al. (2017), os resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) são os que

mais crescem mundialmente, sendo formados por materiais de alto valor agregado (Ongondo et al., 2011; Namias, 2013) e por componentes perigosos (Kiddee et al., 2013), exigindo um gerenciamento diferenciado (Ottoni et al., 2021).

Para Xavier et al. (2021), os avanços tecnológicos, apesar de seus benefícios, aceleram a obsolescência de dispositivos, como smartphones, aumentando os resíduos eletrônicos devido à alta rotatividade e baixa reciclabilidade. No ambiente urbano, a gestão desses resíduos emerge como uma estratégia para mitigar impactos ambientais e otimizar ciclos produtivos. Conforme Bakker et al. (2014), é importante estender a vida útil dos produtos para reduzir o consumo de recursos naturais e o desperdício, destacando o reparo como estratégia sustentável. Hielscher e Jaeger-Erben (2021) consideram o reparo uma prática eficaz para desacelerar o consumo, enquanto Haddon (2011) o descreve como essencial à longevidade dos produtos. Rogers et al. (2021) acrescentam que o setor de reparos pode impulsionar a geração de empregos na transição para uma economia circular. Iniciativas de reparo, voltadas à durabilidade e ao consumo colaborativo, têm crescido globalmente (Keiller e Charter, 2014; Graziano e Trogal, 2017). McLaren et al. (2020) exploram o reparo como prática relacional capaz de reconfigurar sistemas de produção e consumo. O World Economic Forum (2021) destaca que a reparação de eletrônicos reduz os resíduos e a pressão sobre recursos naturais, prolongando a vida útil dos dispositivos.

Paralelamente, a escassez de materiais críticos utilizados na fabricação de smartphones, como antimônio, cobalto, níquel, lítio, prata e ouro, agrava essa necessidade. A European Chemical Society (2023) classifica esses elementos como limitados ou em risco de esgotamento, sendo que um celular pode conter até 0,034 g de ouro e 0,34 g de prata (Nogrady, 2016). Além disso, materiais como tungstênio e tântalo enfrentam ameaças iminentes de esgotamento. Por serem essenciais para componentes eletrônicos, práticas sustentáveis de reparação e recuperação tornam-se cruciais para conservar a funcionalidade dos dispositivos e reduzir sua demanda por novos insumos (World Economic Forum, 2021; Sundar e Chakravarty, 2010; Graedel et al., 2015; USGS, 2020).

Esta tese avalia o potencial dos reparos de smartphones, mesmo em dispositivos não projetados para circularidade, como estratégia para a transição à economia circular. Utilizam-se duas abordagens complementares: a Síntese em Emergia (EmA), que mede a energia incorporada nos processos produtivos (Odum,

1996), e a Análise do Ciclo de Vida (ACV), que avalia impactos ambientais ao longo do ciclo de vida dos produtos (Christensen et al., 2020). Com base em uma unidade funcional de 1 smartphone, a análise explora como os reparos podem reduzir a extração de recursos, mitigar impactos e prolongar a vida útil dos dispositivos, alinhando-se aos fundamentos de uma economia regenerativa e eficiente no uso de recursos (Ellen MacArthur Foundation, 2013; Ghisellini et al., 2016).

1.1. Questões de Pesquisa

De que maneira os reparos de smartphones podem contribuir para a mitigação dos impactos ambientais e a redução da exploração de recursos naturais, em contraste com o modelo linear de produção e descarte?

Quais impactos ambientais são evidenciados pela Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e pela Síntese em Emergia (EmA) nos processos de fabricação e reparo de smartphones, considerando múltiplas categorias de impacto ambiental?

Como os reparos se configuram como estratégia de conservação de recursos e extensão da vida útil de componentes críticos dos smartphones, sob a ótica da economia circular?

De que forma os resultados obtidos por meio da aplicação complementar e integrada das ferramentas EmA e ACV podem ser associados aos princípios da economia circular?

Em que medida os indicadores propostos contribuem para comparar a sustentabilidade entre o reparo e a substituição por novos dispositivos?

1.2. Objetivo Geral

Avaliar de que forma os reparos dos smartphones podem contribuir para a economia circular e mensurar a redução da exploração de recursos naturais.

1.3. Objetivos Específicos

Avaliar, por meio da Síntese em Emergia, os fluxos de recursos naturais utilizados nos processos de produção e reparo de smartphones, evidenciando a intensidade do uso de recursos não renováveis;

Aplicar a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para estimar os impactos ambientais associados à fabricação de novos smartphones e à realização de reparos;

Analisar o potencial dos reparos como estratégia de mitigação ambiental e conservação de recursos, no contexto da Economia Circular, com base na aplicação integrada das ferramentas EmA e ACV;

Relacionar os resultados obtidos pelas ferramentas EmA e ACV com os princípios da economia circular;

Desenvolver e aplicar novos indicadores para comparar a sustentabilidade dos reparos frente à substituição por novos dispositivos, sob a ótica da economia circular.

1.4. Justificativa Teórica

Embora amplamente estudadas, a Emergia (EmA) e a Análise do Ciclo de Vida (ACV) raramente são utilizadas para avaliar, de forma complementar e integrada, os impactos ambientais e a eficiência no uso de recursos em estratégias de prolongamento da vida útil de smartphones. A literatura existente foca em reciclagem e descarte de resíduos eletrônicos (Baldé et al., 2017; Ghisellini et al., 2016), com menor atenção aos benefícios ambientais do reparo (Puca et al., 2017; McLaren et al., 2020). Dado que smartphones seguem um modelo linear e não foram projetados para circularidade, torna-se relevante investigar o papel do reparo na mitigação de impactos ambientais e na preservação de recursos críticos.

Este estudo contribui ao propor uma abordagem sistêmica e híbrida, desenvolvendo indicadores baseados na EmA para quantificar economia de emergia e ganhos ambientais, com foco específico em smartphones devido à sua alta obsolescência percebida e ciclos curtos de substituição (Forti et al., 2020). Embora limitando o escopo a esses dispositivos, o estudo oferece insights aplicáveis a outros eletrônicos com processos produtivos similares, preenchendo lacunas na literatura sobre transições para modelos produtivos mais sustentáveis.

1.5. Justificativa Prática

A falta de design voltado à reparabilidade em smartphones representa um desafio à economia circular, ao limitar estratégias para prolongar sua vida útil. Esta tese avalia os benefícios ambientais do reparo em dispositivos não projetados para circularidade, utilizando uma unidade funcional padronizada (1 smartphone) para gerar dados quantitativos aplicáveis em diferentes contextos. Os resultados oferecem subsídios para políticas públicas, que promovam o direito ao conserto, estimulem

práticas sustentáveis e incentivem a adoção de produtos mais duráveis e reparáveis, contribuindo para a transição a um modelo econômico circular e resiliente.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta os fundamentos teóricos da pesquisa, com base em literatura científica consolidada. Discute-se a Economia Circular (EC), destacando a retenção de valor e a extensão da vida útil de produtos, mesmo em dispositivos não projetados para circularidade. São abordados os impactos ambientais da produção e descarte de smartphones, evidenciando desafios relacionados ao modelo linear. A relevância dos reparos como estratégia para mitigar esses impactos e promover a circularidade é examinada, acompanhada pela revisão de estudos que aplicaram a Síntese em Emergência (EmA) e a Análise de Ciclo de Vida (ACV). Por fim, ressalta-se a integração entre EmA e ACV, devido à complementaridade metodológica e ao potencial para diagnósticos abrangentes sobre sustentabilidade e uso eficiente de recursos.

2.1. Economia Circular

A economia circular é um sistema regenerativo que visa minimizar o uso de recursos, o desperdício e as emissões por meio de estratégias como reparo, reutilização, remanufatura e reciclagem, promovendo ciclos fechados e desaceleração dos fluxos materiais (Geissdoerfer et al., 2017). Fundamenta-se em três princípios: (i) preservar o capital natural por meio do controle de estoques finitos e uso equilibrado de recursos renováveis; (ii) otimizar o rendimento dos recursos, prolongando a utilidade de produtos e materiais em ciclos técnicos e biológicos; e (iii) aumentar a eficiência sistêmica, eliminando externalidades negativas e promovendo fluxos circulares (Ellen MacArthur Foundation, 2013, 2015, 2023; Kirchherr et al., 2017; Pauliuk, 2018).

Após a apresentação dos princípios, destaca-se a importância dos ciclos biológico e técnico, interligados e representados na Figura 1, ilustrando os fluxos fechados da Economia Circular.

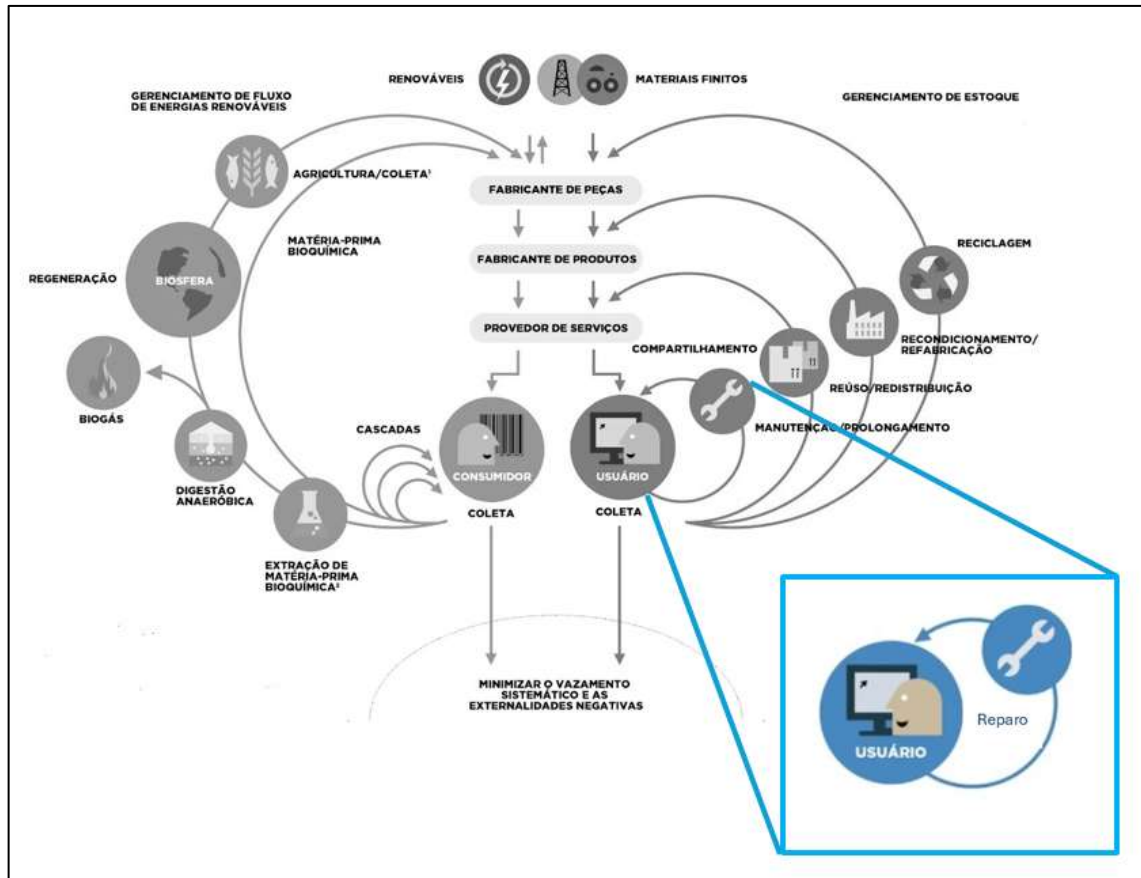


Figura 1. Economia Circular com Foco nas Operações de Reparo. Fonte: Ellen MacArthur Foundation, 2013.

O ciclo biológico, associado a produtos orgânicos, permite seu retorno seguro à biosfera por meio de processos naturais, como compostagem e digestão anaeróbica, promovendo a regeneração de sistemas vivos e a preservação do capital natural, conforme o princípio da regeneratividade da Economia Circular (Ellen MacArthur Foundation, 2013). Materiais como alimentos, fibras naturais, biodegradáveis e embalagens compostáveis, quando descartados adequadamente, tornam-se nutrientes para novos ciclos ecológicos, evitando resíduos permanentes (Geissdoerfer et al., 2017). Essa abordagem conecta sistemas produtivos aos ecossistemas naturais, gerando externalidades ambientais e sociais positivas de longo prazo (Sinha et al., 2016; Wieser e Tröger, 2018).

O ciclo técnico engloba produtos manufaturados que não retornam à natureza, exigindo estratégias específicas para recuperação e prolongamento de sua vida útil. Inclui bens duráveis como eletrônicos, eletrodomésticos, máquinas e automóveis (Geissdoerfer et al., 2017; Ellen MacArthur Foundation, 2013). A Economia Circular propõe a retenção de valor desses produtos por meio de ações priorizadas, em função

de sua eficiência na preservação de recursos e redução de perdas (Suckling e Lee, 2015; Wieser e Tröger, 2018).

Os estágios do ciclo técnico, organizados do menos ao mais eficientes em termos de circularidade, são:

1. Reciclagem (recycle): última alternativa antes do descarte, com recuperação de matérias-primas acompanhada de perdas de energia incorporada (emergia) e valor funcional.
2. Recondicionamento e remanufatura (refurbish/remanufacture): envolve desmontagem parcial ou total e reconfiguração do produto.
3. Reuso e redistribuição: prolonga a vida útil com esforço técnico mínimo.
4. Reparo e manutenção (maintain/prolong): substituição ou conserto pontual de componentes para evitar o descarte completo (Ellen MacArthur Foundation, 2013; Wieser e Tröger, 2018; Sinha et al., 2016).

Dentre essas estratégias, o reparo é o ciclo mais curto, rápido e menos custoso, tanto energética quanto ambientalmente, preservando grande parte do valor em emergia do dispositivo com intervenções simples e de baixo custo – falta referência. No entanto, sua aplicação ainda é limitada em sistemas produtivos lineares, marcados pela substituição acelerada de produtos.

O reparo é a estratégia mais eficiente do ciclo técnico, destacando-se como o ciclo mais curto, rápido e menos oneroso em termos energéticos e ambientais. Essa abordagem preserva grande parte do valor funcional e energético dos dispositivos por meio de intervenções específicas e de baixo custo (Wieser e Tröger, 2018; Ellen MacArthur Foundation, 2013). Por integrar os "círculos internos" da Economia Circular, o reparo oferece elevado potencial para reduzir impactos ambientais, devido à menor demanda por recursos adicionais e à redução na geração de resíduos (Sinha et al., 2016; Geissdoerfer et al., 2017). Entretanto, sua aplicação permanece limitada em sistemas produtivos lineares, caracterizados pela substituição acelerada e obsolescência percebida, resultando em baixas taxas de reparo e descarte precoce de dispositivos eletrônicos (Wieser e Tröger, 2018).

Harald Wieser e Tröger (2018) investigaram as práticas de substituição, reparo e reuso de celulares entre consumidores austríacos, com enfoque nos "círculos internos" da Economia Circular. O estudo, combinando métodos quantitativos e qualitativos, incluiu um survey com 988 participantes representativos da população

adulta da Áustria e 25 entrevistas em profundidade. Os resultados apontaram a subutilização do reparo, embora seja uma estratégia circular eficiente, devido à percepção de que consertar aparelhos considerados obsoletos não é vantajoso, mesmo quando funcionalmente operacionais. O reuso direto também mostrou baixa adesão, com muitos consumidores armazenando celulares antigos como backup. Cerca de 70% dos aparelhos substituídos ainda estavam em bom estado de funcionamento, sendo a troca motivada por contratos com operadoras, atualizações tecnológicas e pressões sociais. O estudo identificou três formas de obsolescência percebida: funcional, estética e social, como fatores determinantes na decisão de substituição.

Os autores destacam a necessidade de estratégias voltadas à percepção da obsolescência e à promoção do reparo, reuso e extensão da vida útil, como garantias para produtos usados e incentivos fiscais para consertos. No setor eletrônico, a Economia Circular propõe não apenas a recuperação de materiais, mas também mudanças no design dos produtos. O design circular visa desenvolver dispositivos mais duráveis, modulares e de fácil reparação e desmontagem. Iniciativas como o "Direito ao Reparo", implementadas na União Europeia e nos Estados Unidos, reforçam esse movimento ao garantir acesso a peças e informações técnicas, incentivando a longevidade dos dispositivos (Ozturkcan, 2023; Earth.Org, 2023). Essas medidas reduzem a demanda por novos recursos, minimizam impactos ambientais e fortalecem a resiliência das cadeias produtivas.

O artigo de Kouloumpis et al. (2023) analisa o impacto ambiental de práticas de reparo e reutilização de equipamentos eletroeletrônicos descartados (WEEE), avaliando sua efetividade dentro do conceito de circularidade. Baseando-se na hierarquia de gestão de resíduos da União Europeia, o estudo prioriza estratégias de reparo e reuso em detrimento de descarte ou reciclagem. Por meio de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) realizada com dados de dois centros de triagem na Grécia, os autores examinaram laptops, desktops, monitores, impressoras, smartphones e aspiradores de pó reparados e reutilizados por um período adicional de um ano. Os resultados indicaram que, embora a circularidade reduza impactos ambientais em diversos casos, como nos smartphones, com até 25% de redução em categorias como aquecimento global e escassez de recursos, nem sempre é ambientalmente vantajosa. No caso dos aspiradores de pó, os impactos aumentaram em quase todas

as categorias, evidenciando que a circularidade deve ser aplicada de forma contextualizada e não como um objetivo único. O estudo reforça que decisões sobre reparo e reuso necessitam considerar as condições específicas de operação e o tipo de produto avaliado, contribuindo para um debate mais maduro sobre Economia Circular.

A pesquisa de Riisgaard et al. (2016) explora a dinâmica do mercado de reparo local de smartphones na Dinamarca, enfatizando seu papel na extensão da vida útil dos produtos e no fortalecimento de economias locais. O estudo mapeou 90 empresas e realizou entrevistas com 36 delas para identificar motivações e desafios do setor. As empresas locais de reparo têm se expandido devido a fatores como alta demanda dos consumidores, rapidez no serviço, confiança gerada pela presença física das lojas e pela expertise técnica. Personalização e atendimento especializado também foram fundamentais para o sucesso desses negócios. No entanto, barreiras como dificuldade de acesso a peças originais, exigências legais de garantia de dois anos e componentes frágeis e complexos foram os principais obstáculos enfrentados. O estudo conclui que a valorização de negócios locais de reparo pode fomentar práticas de Economia Circular, mas depende de políticas adequadas e maior suporte técnico e legal às empresas do setor.

No setor de eletrônicos, a transição para a circularidade enfrenta desafios significativos. A crescente geração de resíduos eletrônicos, impulsionada pela rápida obsolescência dos dispositivos e por modelos de consumo insustentáveis, gera pressões ambientais e sanitárias globais. Smartphones, laptops e outros dispositivos contêm metais preciosos e raros — como ouro, prata, cobre, níquel e lítio — cuja extração exige elevado consumo de energia e resulta em degradação ambiental (Baldé et al., 2017; Forti et al., 2020; World Economic Forum, 2019). Ainda assim, segundo a Earth.Org, (2023), mais de 50 milhões de toneladas de lixo eletrônico são descartadas anualmente, com baixa taxa de reciclagem, o que representa não apenas perda de materiais valiosos, mas também risco ambiental pela liberação de substâncias tóxicas como chumbo, mercúrio e cádmio (UNEP, 2019).

Para enfrentar esse cenário, a EC no setor eletrônico propõe não apenas práticas de recuperação de materiais, mas também mudanças profundas no design dos produtos. O conceito de design circular visa o desenvolvimento de dispositivos mais duráveis, modulares e fáceis de reparar e desmontar. Iniciativas como o "Direito

ao Reparo", já em curso em países da União Europeia e nos Estados Unidos, reforçam esse movimento ao garantir aos consumidores o acesso a peças e informações técnicas, incentivando o prolongamento da vida útil dos dispositivos (Ozturkcan, 2023; Earth.Org, 2023). Tais medidas reduzem a demanda por novos recursos, mitigam impactos ambientais e fortalecem a resiliência das cadeias produtivas.

Nesse contexto, o setor de eletrônicos desponta como estratégico para a aplicação de princípios circulares. Seu elevado potencial de geração de impactos negativos, aliado à alta complexidade dos dispositivos e à presença de recursos críticos em sua composição, exige abordagens sistemáticas para viabilizar o reaproveitamento e o uso eficiente dos materiais. A reparabilidade, em especial, apresenta-se como uma das estratégias mais eficazes, por ser de menor complexidade técnica e maior retorno energético e ambiental quando comparada à reciclagem ou à remanufatura (Hielscher e Jaeger-Erben, 2021; World Economic Forum, 2021). Portanto, a ampliação da vida útil dos eletrônicos, por meio de reparos e reutilizações, não apenas contribui para a redução do desperdício e da extração de recursos, mas também se alinha a metas de baixo carbono e uso racional de insumos.

A produção e o descarte de dispositivos eletrônicos, especialmente smartphones, geram impactos ambientais significativos devido à obsolescência programada, ao rápido ciclo de substituição e à baixa reciclabilidade de seus componentes. Embora a literatura reconheça estratégias como reparo e reuso como eficazes na extensão da vida útil e na mitigação de impactos, ainda são limitados os estudos que integram os desafios técnicos e regulatórios à circularidade dos smartphones. Sob uma perspectiva sistêmica, ferramentas como Síntese em Emergia (EmA) e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) são pouco exploradas para avaliar sua viabilidade prática. Persistem lacunas no entendimento da circularidade em sistemas complexos, exigindo análises que considerem fluxos de materiais e energia, bem como os impactos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida.

Para corroborar com essa pesquisa, precisa-se entender os impactos ambientais da produção de smartphones, que é o subcapítulo a seguir.

2.2. Impactos Ambientais da Produção de Smartphones

A produção de smartphones apresenta desafios ambientais significativos ao longo de todo o seu ciclo de vida, desde a extração de matérias-primas até o descarte

final. Sua fabricação exige altos volumes de materiais críticos, como prata, ouro, cobalto, níquel e lítio, cuja extração promove degradação ambiental, contaminação de solos e recursos hídricos, além de consumir grande quantidade de energia (World Economic Forum, 2019; Baldé et al., 2017). Esses impactos são exacerbados pelo uso de matrizes energéticas baseadas em combustíveis fósseis, contribuindo para emissões de gases de efeito estufa (Clément et al., 2020). A rápida obsolescência dos smartphones, impulsionada por estratégias de mercado e ciclos de inovação acelerados, intensifica a demanda por novos dispositivos, agravando a pressão sobre recursos naturais e gerando maiores emissões de carbono (Pamminger et al., 2021; World Economic Forum, 2021).

Estudos apontam que barreiras ao reparo, como componentes colados, firmware restritivo e softwares que induzem à substituição precoce, têm limitado a extensão da vida útil desses dispositivos, contribuindo para o aumento da produção e os impactos ambientais associados (Barros e Dimla, 2021). A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) destaca a importância de estratégias, que promovam design mais sustentável, priorizando reparabilidade e durabilidade para mitigar esses danos. A pesquisa de Barros e Dimla (2021) exemplifica como a obsolescência planejada, particularmente em dispositivos da Apple, resulta de atualizações de software, que degradam o desempenho e de decisões projetuais dificultando reparos. Em contraponto, o Fairphone demonstra que o design modular e reparável é viável e alinhado aos princípios da economia circular. O estudo evidencia a necessidade de repensar o design e a gestão de produtos eletrônicos para reduzir impactos ambientais e prolongar sua vida útil.

O estudo de Pamminger et al. (2021) utilizou a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para analisar os impactos ambientais de três estratégias circulares aplicadas a smartphones: reparo, recondicionamento e remanufatura. Embora o foco esteja nos cenários de fim de uso, o estudo revelou que cerca de 75% do Potencial de Aquecimento Global (GWP) de um smartphone está concentrado na produção, especialmente na fabricação de semicondutores, como CPU, RAM e memória flash. Considerando um período funcional de 2,5 anos, os resultados apontam que os impactos da produção superam os das estratégias de extensão da vida útil, destacando a fase de fabricação como o principal contribuinte ambiental no ciclo de vida dos smartphones. Esses dados reforçam a relevância de práticas da Economia

Circular voltadas à mitigação de emissões durante a produção, justificando o foco desta tese na análise dos impactos ambientais dessa etapa por meio da ACV.

Por sua vez, Manivannan (2016) investigou os impactos ambientais e sociais associados à produção e uso de smartphones, com ênfase em estratégias de mitigação por meio de políticas públicas e inovações no design. A produção desses dispositivos está associada a externalidades significativas, como a extração de minerais essenciais: cobalto, estanho e tântalo, em contextos de vulnerabilidade social, envolvendo condições precárias de trabalho e, em alguns casos, trabalho infantil. Essas práticas violam direitos humanos e promovem a degradação ambiental, ampliando desigualdades socioambientais entre países produtores e consumidores. Além disso, a fabricação envolve o uso intensivo de energia e substâncias tóxicas, como chumbo, mercúrio, cádmio e retardadores de chama bromados, presentes em baterias, placas de circuito e displays. Essas substâncias contribuem para emissões de até 60 kg de CO₂-eq por unidade produzida, além de causar contaminação de solo e água, com danos a ecossistemas e à saúde humana. Manivannan defende uma abordagem integrada para mitigar esses impactos, abrangendo fabricantes, governos e consumidores, com foco na eliminação de substâncias perigosas, no design sustentável e na valorização do reuso e da reciclagem ao longo do ciclo de vida dos dispositivos.

Os impactos ambientais e sociais da cadeia de valor dos smartphones destacam a necessidade de soluções sustentáveis. O design pouco modular e a dificuldade de reparo limitam a extensão da vida útil desses dispositivos (Manivannan, 2016; Pamminger et al., 2021; Barros e Dimla, 2021). A literatura aponta que a fase de produção concentra a maior parte dos impactos ao longo do ciclo de vida, incluindo emissões de gases de efeito estufa, uso intensivo de recursos não renováveis e presença de substâncias tóxicas nos componentes. Além disso, a extração de minerais críticos ocorre em contextos de vulnerabilidade socioambiental, ampliando desigualdades entre países produtores e consumidores. Apesar da identificação desses impactos, há escassez de análises integradas que comparem alternativas de mitigação, como o reparo, especialmente por abordagens quantitativas como Síntese em Energia (EmA) e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Nesse cenário, torna-se essencial aprofundar a análise sobre o reparo de smartphones, suas implicações práticas e seu potencial para mitigar impactos ambientais.

Passa-se, neste ponto, ao exame sobre os reparos relacionados à circularidade, ACV e emergência.

2.3. Reparos

De acordo com a Norma Britânica BS8887-2 (2009), reparar consiste em restaurar um produto ou componente defeituoso a um estado funcional e utilizável. Para Sabbaghi et al. (2016), o reparo representa uma atividade central para a extensão da vida útil dos produtos, contribuindo diretamente para a redução da demanda por novos recursos.

Wieser e Tröger (2018) analisam as práticas de substituição, reparo e reuso de celulares na Áustria, com foco nos “círculos internos” da economia circular. Por meio de uma pesquisa, combinando survey e entrevistas qualitativas, os autores identificaram que, embora o reparo seja reconhecido como ambientalmente benéfico, é evitado devido a razões econômicas, percepções de obsolescência e obstáculos técnicos. O estudo conclui que o reparo é subutilizado, apesar de sua capacidade de prolongar a vida útil dos dispositivos, reduzir resíduos e preservar recursos. Políticas públicas e incentivos à reparabilidade são essenciais para aumentar a adoção dessa prática circular.

Barros e Dimla (2021) exploram como decisões de design podem intencionalmente dificultar o reparo de smartphones, promovendo a obsolescência programada e limitando a circularidade. Por meio de análise de produtos e netnografia, muitos aparelhos são projetados com peças coladas, firmware bloqueado e baixa modularidade, restringindo intervenções técnicas simples. Em contraposição, o Fairphone se destaca como exemplo de design voltado à reparabilidade, demonstrando que é possível prolongar a vida útil dos dispositivos com abordagens mais sustentáveis.

A literatura aponta o reparo como uma estratégia essencial para ampliar a vida útil dos produtos e mitigar os impactos ambientais de sua produção e descarte prematuro. Instituições como a Ellen MacArthur Foundation (2013) e autores como Ardente e Mathieux (2014; 2018) e Bocken et al. (2016) destacam o reparo como elemento central da economia circular, postergando a demanda por novos insumos e reduzindo a geração de resíduos. Hielscher e Jaeger-Erben (2021) ainda enfatizam seu papel na desaceleração do consumo e na transformação de padrões culturais.

Conforme estudos de Godfrey et al. (2022), Scott e Weaver (2014) e Hultman e Corvellec (2012), em muitos contextos, o reparo oferece maiores vantagens ambientais que a reciclagem ou remanufatura, especialmente em regiões com infraestrutura limitada para o tratamento de resíduos eletrônicos.

Apesar desses benefícios, as abordagens quantitativas sobre o reparo como estratégia principal permanecem restritas, concentrando-se na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e em comparações pontuais. Essas análises negligenciam dimensões importantes, como os recursos naturais incorporados aos dispositivos. A aplicação da Síntese em Energia (EmA) é uma oportunidade pouco explorada, ao permitir a estimativa da energia acumulada e dos fluxos de recursos naturais ligados à produção e ao reparo (próximo subcapítulo). A complementariedade e integração de EmA e ACV, proposta nesta pesquisa, possibilita uma análise mais abrangente da sustentabilidade do reparo, considerando tanto os impactos minimizados quanto a conservação de recursos críticos, alinhando-se aos princípios da economia circular.

2.4. Síntese em Energia

A aplicação da Síntese em Energia (EmA) permite estimar a energia acumulada em cada etapa do ciclo de vida dos dispositivos, desde a extração de matérias-primas até o uso e o reparo, viabilizando uma avaliação da eficiência dos reparos sob uma perspectiva energética ampla e sistêmica (Odum, 1996; Brown e Ulgiati, 2004).

O estudo de Puca et al. (2017) fornece um referencial metodológico relevante ao avaliar os impactos energéticos e em energia da produção e operação de computadores pessoais. Comparando dois cenários — Business as Usual (BAU) e Recycling and Renewable (RAR) — o uso de materiais reciclados e fontes renováveis reduz os impactos ambientais e os custos energéticos associados. Além disso, ações dos consumidores, como desligar equipamentos fora de uso, contribuem para mitigar os impactos durante a fase operacional. Ao propor estratégias de reuso e reciclagem, o estudo reforça a relevância de práticas que prolonguem a vida útil dos dispositivos, alinhando-se ao enfoque desta pesquisa na avaliação do reparo como uma alternativa sustentável e eficaz.

O estudo de Song et al. (2012) utilizou a Síntese em Energia (EmA) para avaliar a sustentabilidade de uma empresa de tratamento de resíduos eletrônicos em

Suzhou, China. A análise considerou o uso de recursos naturais, energia, insumos econômicos e a geração de resíduos, buscando mensurar a eficiência ecológica e econômica do sistema industrial. Como parte do estudo, os pesquisadores aprimoraram índices tradicionais de energia e introduziram dois novos indicadores: a Razão de Recuperação de Energia (ERR) e o Índice de Reciclabilidade em Energia (QER). Com os dados convertidos em unidades de energia solar (sej), foi possível avaliar a intensidade energética, a eficiência econômica, os impactos ambientais e o potencial de sustentabilidade do sistema. Os resultados mostraram que a empresa apresentava desempenho econômico positivo e impactos ambientais moderados, mas sua eficiência técnica era limitada, com ERR de 28,05% e QER de 37,38%. A baixa aplicação de tecnologias avançadas de separação e reaproveitamento, somada ao uso intensivo de mão-de-obra manual, foi apontada como limitante na recuperação de recursos. No entanto, o Índice de Sustentabilidade em Energia ajustado ($ESli = 3,96$) indicou viabilidade sustentável no médio prazo. O estudo conclui que a EmA, com os novos índices, é uma ferramenta útil para orientar decisões em empresas de reciclagem, promovendo avanços na sustentabilidade.

Corcelli et al. (2017) também aplicaram a Síntese em Energia (EmA) para analisar a sustentabilidade ambiental do processo de reciclagem de painéis fotovoltaicos de silício cristalino no final de sua vida útil. O estudo comparou a energia investida na reciclagem com a dos materiais virgens e a energia associada à produção de eletricidade por fontes fósseis. A metodologia incluiu testes experimentais, com tratamento térmico dos painéis e análise da recuperação de materiais como vidro, silício e cobre, além do cálculo da energia vinculada ao trabalho humano, serviços e energia. Os resultados mostraram que, apesar dos custos elevados da reciclagem em escala laboratorial, o processo era ambientalmente vantajoso. A eletricidade gerada a partir de painéis reciclados apresentou energia inferior à energia de fontes fósseis, e os materiais reciclados demonstraram menor valor em energia em comparação aos materiais virgens. O estudo reforça o papel estratégico da reciclagem para o uso eficiente de recursos, destacando a relevância da EmA como ferramenta na integração de sustentabilidade ambiental e eficiência energética.

Liang et al. (2024) compararam a produção primária e secundária de carboneto de tungstênio na China por meio da Síntese em Energia (EmA), tomando como

estudo de caso uma empresa em Ganzhou. O objetivo foi avaliar os impactos ambientais e a eficiência no uso de recursos em ambas as rotas produtivas. Foi elaborado um inventário completo do ciclo de vida, definidos os limites do sistema e calculada a energia total investida. A produção primária demandou $1,16\text{E}+12$ sej/g, enquanto a secundária consumiu $4,17\text{E}+11$ sej/g, evidenciando a maior carga ambiental associada à produção, a partir de minérios virgens. Indicadores como a Razão de Carga Ambiental (ELR), Razão de Rendimento de Energia (EYR) e Índice de Sustentabilidade de Energia (ESI) mostram que a produção secundária exerce menor pressão ecológica. Contudo, com ESI abaixo de 1 para ambas as rotas, os sistemas ainda se configuram como insustentáveis. Apesar das vantagens ambientais da reciclagem, foram identificados desafios relacionados à pureza do material reciclado e à sua viabilidade econômica. O estudo recomenda políticas para incentivar tecnologias limpas, ampliar a coleta de sucata e integrar parques com simbiose industrial, visando melhorar a sustentabilidade da cadeia do tungstênio.

O próximo tópico revisa estudos de ACVs em smartphones.

2.5. Análise do Ciclo de Vida - ACV

Dentre as diversas aplicações da Análise do Ciclo de Vida (ACV), destacam-se os estudos voltados ao setor de eletrônicos, especialmente os que envolvem smartphones, considerando sua alta rotatividade e impactos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida.

2.5.1 – Análise do Ciclo de Vida de Smartphones

Diversos estudos vêm utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para compreender os impactos ambientais associados à produção, uso e descarte de smartphones, especialmente na economia circular. A pesquisa de Pamminger et al. (2021) é uma das mais abrangentes nesse sentido, ao comparar os efeitos de diferentes estratégias circulares, como reparo, recondicionamento e remanufatura. No caso do reparo, os autores consideram a viabilidade de consertos realizados por usuários ou por oficinas especializadas, incorporando variáveis como defeitos típicos (ex: telas quebradas, baterias desgastadas) e os impactos logísticos do transporte de peças, da Ásia para a Europa. O recondicionamento envolve a coleta, triagem e reconfiguração dos aparelhos para revenda, com atenção especial ao consumo

energético em cada etapa. A remanufatura, por sua vez, abrange a recuperação de componentes que serão reutilizados na fabricação de novos produtos. O estudo ainda integra dados empíricos do projeto Horizon 2020 sustainablySMART, reforçando a importância de práticas circulares como meios de prolongar a vida útil dos dispositivos e reduzir a pressão sobre os recursos naturais.

No mesmo sentido, Romare et al. (2021) realizaram uma ACV do smartphone Sony X5, com ênfase em estratégias como reparo, recondicionamento e reciclagem. Os resultados identificaram os principais hotspots ambientais, destacando o impacto expressivo da extração de matérias-primas, em especial metais como ouro e cobre, e a produção de componentes eletrônicos como principais vetores de impacto. A fase de uso apresentou impacto reduzido no contexto sueco, devido à participação de eletricidade de baixo carbono. Os autores também abordaram o Potencial de Depleção Abiótica (ADP) e os efeitos tóxicos associados à mineração, ressaltando que as baixas taxas de reciclagem agravam a pressão sobre recursos naturais. A aplicação do método Estratégia de Prioridade Ambiental (EPS) evidenciou que as etapas de produção e extração são decisivas para o esgotamento de recursos e a poluição ambiental, reforçando o papel estratégico das ações preventivas como o reparo.

Dutra et al. (2024) complementam essa perspectiva ao analisar o ciclo de vida de smartphones na Índia, e os maiores impactos ambientais concentram-se nas fases de extração de metais e fabricação, devido ao alto consumo energético e à infraestrutura intensiva em carbono. O estudo também chama atenção para a fase de uso, pela energia demandada por redes de telecomunicação e uso contínuo dos dispositivos. Os autores reiteram que estratégias como reparo e reutilização são eficazes para reduzir a extração de novos recursos, diminuir a geração de resíduos eletrônicos e prolongar a vida útil dos produtos.

Em conjunto, esses estudos reforçam a importância do reparo como estratégia prioritária da economia circular e comprovam, por meio da ACV, seus benefícios ambientais tangíveis, incluindo a redução de emissões, a mitigação da toxicidade e o uso mais eficiente de recursos críticos.

Diante dos resultados obtidos por meio da Análise do Ciclo de Vida (ACV), observa-se que essa ferramenta contribui para identificar os principais impactos ambientais associados aos smartphones. No entanto, para uma avaliação mais

abrangente e sistêmica, torna-se necessário integrar a ACV com outra abordagem, considerando também a energia incorporada aos processos produtivos: a Síntese em Emergia (EmA). Essa integração é explorada a seguir, visando oferecer uma visão mais completa sobre os efeitos dos reparos na sustentabilidade dos dispositivos eletrônicos.

2.6. Análise Complementar da Síntese em Emergia e Análise do Ciclo de Vida

A integração entre a Síntese em Emergia (EmA) e a Análise do Ciclo de Vida (ACV) tem se consolidado como uma abordagem promissora para avaliações ambientais mais abrangentes, em sistemas complexos como o de dispositivos eletrônicos. Brown e Buranakarn (2003) foram pioneiros nessa perspectiva ao desenvolver índices de reutilização e reciclagem baseados em emergia, ratificando o potencial da integração das metodologias na análise de materiais de construção. Segundo Geng et al. (2013), a EmA fornece uma estrutura sistêmica adequada para avaliar o desempenho e a sustentabilidade de processos ao considerar os fluxos de entrada, as interações entre componentes e os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida.

Estudos como os de Zhang et al. (2010) e Yuan et al. (2011) aplicaram essa abordagem integrada na gestão de resíduos urbanos, evidenciando a importância de identificar e mensurar fluxos materiais e energéticos, traduzindo-os em indicadores baseados em emergia e ciclo de vida. De forma complementar, para Liu et al. (2019), embora EmA e ACV apresentem limitações quando utilizadas isoladamente, sua combinação fortalece a gestão ambiental ao integrar as vantagens de ambas as metodologias.

O estudo conduzido por Liu et al. (2017) propõe uma avaliação integrada entre a Síntese em Emergia (EmA) e a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para comparar quatro sistemas de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) em Beijing: coleta e transporte separados, aterro sanitário, incineração em leito fluidizado e compostagem. O objetivo da pesquisa foi mensurar o desempenho ambiental e econômico desses sistemas, considerando diferentes taxas de separação na fonte e transporte segregado, a fim de maximizar os benefícios práticos e minimizar os impactos ambientais. A análise em emergia revelou que os maiores custos estavam associados à incineração, seguida da compostagem e dos aterros sanitários com

sistema de tratamento de chorume, sendo este o mais eficiente em termos de menor demanda em energia por tonelada de resíduo tratado. A abordagem integrada evidenciou que a incineração apresenta as maiores perdas à saúde humana (medidas em sej/t-waste com base em indicadores como DALY e PDF), enquanto a compostagem impacta mais os ecossistemas devido à liberação de NO_x.

A aplicação da EmA possibilita captar externalidades e custos ocultos que a ACV isoladamente não considera, como o valor dos recursos naturais utilizados e os serviços ambientais requeridos para a diluição de emissões. Dessa forma, o estudo demonstra que a combinação de EmA e ACV é uma ferramenta poderosa para avaliar a sustentabilidade de sistemas de gerenciamento de resíduos, permitindo decisões mais conscientes sobre eficiência ambiental, uso de recursos e impactos à saúde humana e ao ecossistema.

A literatura reforça a complementaridade entre EmA e ACV, destacando que, enquanto a EmA avalia a contribuição da natureza para os insumos (perspectiva do doador), a ACV se concentra nos impactos gerados pelos processos ao longo do ciclo de vida (perspectiva do receptor) (Yang et al., 2003; Wang et al., 2005; Vassallo et al., 2009; Zuo et al., 2020). Essa integração é considerada uma ferramenta poderosa para a avaliação da sustentabilidade, como apontado por Ulgiati et al. (2006, 2011), Rugani e Benetto (2012), Marvuglia et al. (2013), e Ingwersen (2011).

Segundo Qinbin et al. (2013), a integração entre EmA e ACV, ao analisarem um projeto-piloto de tratamento de lixo eletrônico em Macau, evidencia benefícios ambientais e eficiência na recuperação de recursos. Cano-Londoño et al. (2022) destacam a aplicabilidade da ACV para avaliar os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida, enquanto para Wang et al. (2020), a EmA permite mensurar a energia investida pela natureza, oferecendo uma visão mais abrangente sobre o uso e desperdício de recursos.

Wang et al. (2020) introduzem o Índice de Sustentabilidade Integrado (ISI), que combina EmA, ACV e análise exergética (ExA) para identificar pontos críticos na cadeia de valor, estimular a dematerialização e ampliar o uso de fontes renováveis. Nesse modelo, a EmA quantifica a energia natural investida, a ACV avalia os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida e a ExA mede a eficiência energética do sistema. Essa abordagem integrada se revela especialmente útil em sistemas complexos, como dispositivos eletrônicos, caracterizados por intensa extração de recursos, alto

consumo energético e geração de resíduos tóxicos, demandando análises interdisciplinares detalhadas.

Essa integração entre EmA e ACV tem se consolidado como uma ferramenta promissora para avaliar a sustentabilidade de estratégias, como o reparo de smartphones, contribuindo para a transição a modelos produtivos mais circulares e resilientes. Entretanto, uma lacuna permanece na literatura em relação à avaliação integrada dos impactos associados à extensão da vida útil de produtos eletrônicos. A maioria dos estudos ainda se concentra em abordagens isoladas, como ACV (Pamminger et al., 2021) ou consumo de energia (Manivannan, 2016), com limitada atenção à energia incorporada (energia) e pouca articulação entre metodologias distintas.

Os estudos quantitativos sobre reparos permanecem escassos, especialmente para dispositivos, que não foram projetados com foco em circularidade. Até o momento, não há propostas consolidadas de indicadores que integrem EmA e ACV para avaliar, de forma abrangente, os benefícios ambientais dessa prática.

Diante desse cenário, esta tese propõe uma abordagem inovadora, desenvolvendo indicadores capazes de mensurar, de forma integrada, a energia incorporada, a depleção de recursos, as emissões de gases de efeito estufa e os impactos tóxicos associados aos smartphones. Essa iniciativa busca preencher uma lacuna metodológica e prática, fornecendo subsídios técnicos relevantes para políticas públicas, decisões corporativas e novas pesquisas voltadas à sustentabilidade de produtos eletrônicos.

Com base nesses avanços conceituais e nos desafios identificados, o próximo capítulo detalha os procedimentos metodológicos adotados, apresentando as ferramentas aplicadas, os dados utilizados, os indicadores desenvolvidos e a lógica analítica empregada para avaliar os impactos dos reparos sob uma perspectiva sistêmica e comparativa.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O objetivo do uso complementar das duas ferramentas, EmA e ACV, é obter visão holística (exploração → fabricação → uso / reparo → descarte consciente) para definir processos críticos e sugerir caminhos que promovam a sustentabilidade por meio da circularidade. Os limites do sistema estabelecidos para esta pesquisa

abrangem todas as etapas relacionadas à produção (com distribuição até o cliente) considerando os fluxos desde a fabricação até o uso e, no caso do reparo, a ida e volta do consumidor à assistência técnica. Estão incluídos nesse escopo os impactos ambientais e o uso de recursos energéticos relacionados à fabricação e distribuição do dispositivo, ao transporte até o local de reparo, à execução do serviço (incluindo a substituição de componentes e insumos auxiliares), bem como à reinserção do aparelho no uso após a intervenção técnica.

Embora este estudo concentre suas análises nas fases de extração, produção, distribuição e reparo, cabe mencionar, para fins de contextualização, o consumo de energia elétrica durante o uso de smartphones. Segundo Alejandro et al. (2023), o consumo anual médio é de aproximadamente 5,83 kWh por dispositivo. No entanto, essa etapa foi excluída dos inventários de energia e das avaliações de ciclo de vida, uma vez que não contribui diretamente para os objetivos comparativos entre produção e reparo, foco central deste trabalho.

A Figura 2 mostra, em perspectiva macro, o modelo complementar aplicado. Para as análises, ambas as ferramentas requerem definição clara dos objetivos e escopos, levantamento do inventário que, para energia, o foco está em quantificar a energia consumida em joules de energia solar e cálculos dos índices, para a ACV, quantificar os impactos (energia elétrica, emissões, depleção [...]) e seus indicadores.

A abordagem metodológica contempla, inicialmente, a aplicação da Síntese em Energia, com a construção do diagrama sistêmico, elaboração do inventário de fluxos, cálculo dos índices e análise dos resultados. Em sequência, será apresentada a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), considerando os principais impactos associados à produção, distribuição e ao reparo dos dispositivos. Com os resultados definidos, é possível identificar pontos críticos (hotspots) e auxiliar com recomendações para promover a circularidade e sustentabilidade.

Com base na análise complementar entre EmA e ACV (Figura 2), a integração dos resultados obtidos de forma estruturada torna-se possível, destacando as contribuições ambientais e sistêmicas dos reparos para a promoção da economia circular.

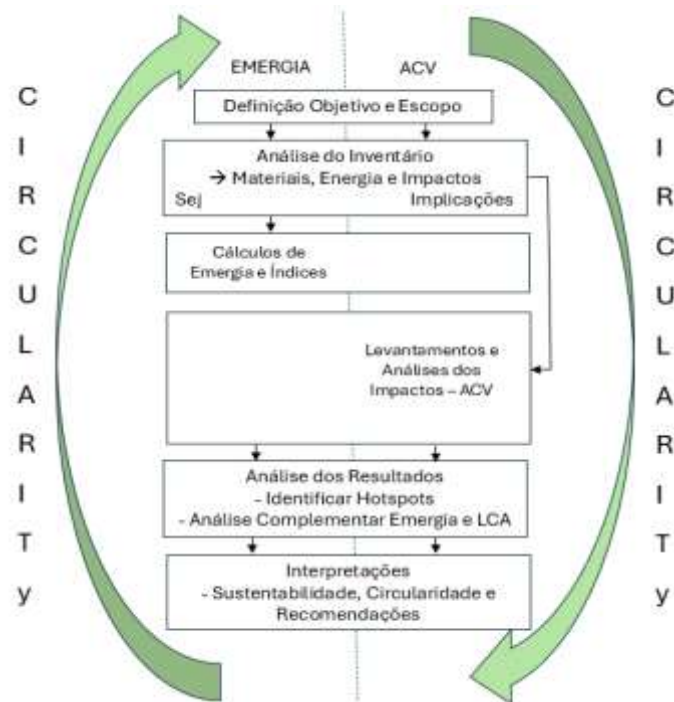


Figura 2. Modelo Complementar EmA e ACV

Para fins de análise, tanto na Síntese em Energia (EmA), quanto na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), considerou-se que:

- Para a ACV, a unidade funcional é um smartphone, permitindo a normalização dos dados e a comparação direta dos impactos ambientais entre as etapas de fabricação, distribuição e reparo. Embora a abordagem geral da ACV tenha seguido essa unidade funcional, os valores foram anualizados ao final da tese, a fim de possibilitar comparações integradas com a EmA. Essa escolha está alinhada às diretrizes da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) descritas na ISO 14040 (2006) e foi adotada em estudos como o de Pamminer et al. (2021). Para a Síntese em Energia (EmA), a unidade funcional também corresponde a um smartphone, mas com os resultados anualizados em relação à vida útil do dispositivo, conforme os princípios metodológicos discutidos por Brown e Ulgiati (2004), Ulgiati et al. (2011), Giannetti et al. (2018) e Agostinho et al. (2018). Essa abordagem segue práticas consolidadas para análises ambientais de eletrônicos, como mostrado por Cenci et al. (2019) e Romare et al. (2021).
- A vida útil média de três anos é adotada como premissa para smartphones novos, conforme indicado no relatório de sustentabilidade da Samsung Electronics (2022), que estabelece esse período como o ciclo médio de uso desses dispositivos. Para os cenários com reparo, considerou-se a extensão da vida útil por mais um, dois e três

anos, totalizando quatro, cinco e seis anos de uso, respectivamente. Essa estimativa fundamenta os parâmetros temporais aplicados aos cenários de fabricação e reparo, permitindo a anualização da energia e a normalização dos dados para comparações consistentes entre os diferentes contextos.

- Para os cálculos do estudo, os reparos foram modelados com base na substituição do display devido à sua alta representatividade prática e à frequência estatística. Essa escolha foi respaldada por análises da literatura técnica, estudos de mercado de assistência pós-venda e uma pesquisa de campo realizada em centros especializados, onde se constatou que a troca do display é o reparo mais comum. Essa abordagem permite representar, de forma realista, os fluxos de materiais, energia e impactos associados ao cenário de reparo predominante no setor de smartphones.

- Embora o vidro seja comumente associado à proteção do display, ele também é utilizado em outras partes do dispositivo, como lentes de câmeras, proteções de sensores e, em alguns modelos, na superfície traseira (Apple, 2022; Corning, 2023). Essas configurações foram incorporadas ao inventário de materiais para melhorar a precisão da análise. No entanto, os cálculos de reparo focaram exclusivamente na substituição do display, já que as demais aplicações do vidro têm participação marginal nos processos de reparação.

- Ferramentas utilizadas no reparo, como espátulas, chaves de precisão e estações de aquecimento, foram excluídas do escopo de avaliação, pois seus impactos ambientais são considerados residuais quando distribuídos ao longo de sua vida útil, conforme indicado por estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (Lyng & van der Velden, 2024). Além disso, o consumo energético de ferramentas elétricas foi contabilizado separadamente na análise de consumo dos reparos, reforçando sua irrelevância no impacto direto.

- A distância de 20 km (ida e volta, duas vezes) foi adotada como cenário referencial para as análises EmA e ACV, representando uma condição média e conservadora, prática comum em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida quando há variação significativa nos padrões de comportamento do consumidor (Baumann e Tillman, 2004; ISO 14044, 2006). Embora trajetos mais curtos ou não motorizados sejam possíveis, em áreas centrais, usuários situados em zonas periféricas frequentemente percorrem distâncias maiores para acessar serviços especializados de reparo

(Romare et al., 2021). A adoção de um cenário fixo permite garantir comparabilidade entre os sistemas estudados, evitando a subestimação dos impactos ambientais associados ao transporte.

O próximo subcapítulo define os modelos utilizados para o smartphone genérico aqui estudado.

3.1. Seleção dos Modelos de Smartphone para Análise

As análises em emergia e ACV foram conduzidas com base em um smartphone genérico, cuja massa total foi definida como a média dos pesos de diferentes modelos apresentados na Tabela 1, conforme o estudo de Cenci et al. (2024). Os modelos de smartphone selecionados no estudo abrangem marcas conhecidas. Essa diversidade é fundamental para que a análise considere as variações nas práticas de design, materiais e tecnologias adotadas por diferentes fabricantes. Cada empresa possui especificidades quanto aos materiais empregados, variando conforme estratégias de custo, desempenho e sustentabilidade, bem como em relação às tecnologias aplicadas, que impactam diretamente os efeitos ambientais.

Os anos de lançamento dos modelos variam de 2015 a 2019, permitindo observar mudanças na composição dos dispositivos ao longo do tempo. As massas totais dos aparelhos analisados oscilam de 106,8 g a 169,46 g, refletindo variações na quantidade e no tipo de materiais utilizados. A massa está diretamente relacionada à energia necessária para as etapas de produção, transporte e reparo. Em geral, dispositivos mais pesados tendem a conter baterias maiores ou mais componentes, enquanto modelos mais leves, por utilizarem menor volume de materiais, podem gerar impactos ambientais potencialmente menores. Contudo, essa relação depende do design e das tecnologias embarcadas em cada modelo. O valor médio obtido, 140,36 gramas, foi adotado como referência na Síntese em Emergia, considerando a diversidade de marcas, modelos e anos de fabricação.

Tabela 1. Modelos de Smartphones para Inventário

Marca	Modelo	Ano	Massa (g)
Samsung	SM-G3812B	2015	133.49
ASUS	ZE620KL	2019	166.42
Samsung	SM-A300M/DS	2015	117.2
Positivo	Quantum K2053	2017	124.17
Alcatel	Idol 3	2015	106.8

Positivo	Quantum J5805	2017	126.87
Samsung	SM J120M/DS	2017	129.04
Samsung	SM-J500M/DS	2016	149.41
Samsung	SM-G930F	2016	151.62
ASUS	ZE551	2015	169.46
Samsung	SM-J320M/DS	2016	144.77
ASUS	ZB452KG	2016	130.28
Samsung	SM-J105M/DS	2016	145.05
Motorola	XT1802	2017	166.51
LG	X230 ds	2017	144.3
Média			140.36

Fonte: Cenci et al., (2024)

Esse estudo amplia-se com a contabilidade em emergia, próximo subcapítulo.

3.2. Síntese em Emergia – EmA

O conceito de emergia foi introduzido por Howard T. Odum (1988) como uma evolução da ideia de energia incorporada, agregando uma perspectiva mais ampla baseada na termodinâmica ecológica. Odum define emergia como “a energia disponível de um tipo anteriormente utilizada, direta ou indiretamente, para gerar um serviço ou um produto” (Odum, 1988, p. 1132). Em outras palavras, trata-se da quantidade total de energia (geralmente solar), investida ao longo da cadeia de processos para produzir um bem, serviço ou estrutura.

Segundo Brown e Ulgiati (2004), a emergia representa a energia que a biosfera cedeu para fabricar bens e serviços, enquanto para Cavallet e Ortega (2009), trata-se do valor dos recursos naturais incorporado nos processos produtivos. A unidade de medida da emergia é o joule equivalente de energia solar (sej), permitindo a comparação entre diferentes fluxos de energia e materiais a partir de uma base comum.

A análise de emergia é, portanto, uma ferramenta de contabilidade ambiental sistêmica, que considera as contribuições energéticas e materiais, tanto renováveis quanto não renováveis, utilizadas em um sistema. Um de seus principais indicadores é a transformidade (Unit Emergy Value – UEV), que expressa a quantidade de emergia necessária para gerar uma unidade de energia útil (sej/J).

De acordo com Ortega (2011), a síntese em emergia permite uma abordagem sistêmica para avaliar a sustentabilidade de processos e sistemas, integrando a

quantificação dos fluxos de entrada e suas interações, além de atribuir valor ao suporte ambiental invisível, como serviços ecossistêmicos que sustentam atividades humanas.

A aplicação da EmA segue os passos metodológicos definidos por Odum (1996):

1. Construção do diagrama sistêmico: O diagrama organiza e quantifica os fluxos de recursos e energia em um sistema, permitindo avaliar sua sustentabilidade e eficiência com base nos princípios da termodinâmica e da ecologia sistêmica
2. Elaboração do inventário de fluxos: Segundo Odum (1996), o inventário de energia é uma etapa quantitativa baseada no diagrama sistêmico, organizando os fluxos reais de recursos, trabalho e energia que atravessam os limites do sistema. Esses fluxos são convertidos em unidades de energia (sej) com o uso de UEVs apropriadas. Cada fluxo aparece na tabela como um elemento individual, destacando sua contribuição relativa para o desempenho global em energia (Tabela 2).
3. Cálculo dos indicadores de desempenho em energia;
4. Interpretação dos resultados para orientar recomendações.

Tabela 2. Layout para o Inventário de Energia

Número	Item (nome)	Dados (fluxo / tempo)	Unidades	UEV (Sej / unidade)	Energia Solar (Sej / tempo)
1	Primeiro item	xxx.x	J/yr	xxx.x	Em_1
2	Segundo item	xxx.x	g/yr	xxx.x	Em_2
...					
n	Enésimo item	xxx.x	J/yr	xxx.x	Em_n
					$\sum_{n=1}^1 Em_t$

Fonte: Adaptada de Odum (1996)

Onde (Odum, 1996):

- Coluna #1 é o número da linha do elemento avaliado e que normalmente é, também, o número da nota encontrada abaixo da tabela onde se mostram os dados primários e os cálculos para avaliar os elementos;
- Coluna # 2 é o nome do item, que também é mostrado no diagrama;
- Coluna # 3 é o dado primário em joules, gramas, dólares ou outras unidades;
- Coluna # 4 mostra as unidades de cada item de dados primários;
- Coluna # 5 é o valor de energia unitário, expresso em joules de energia solar por unidade. As entradas podem ser expressas em gramas, horas, ou em dólares, portanto, uma UEV adequada é usada (sej/hr; sej/g; sej/\$);

- Coluna # 6 é a energia solar de um determinado fluxo, calculado como o produto do valor do elemento avaliado por UEV (Coluna 3 pela Coluna 5).

O inventário permite identificar e analisar todos os materiais e processos envolvidos em um sistema produtivo, contabilizando a energia direta e indireta utilizada ao longo do ciclo de vida dos fluxos: desde a extração de matérias-primas até as etapas de transformação, distribuição, uso e reprocessamento. Com base nesse levantamento, cálculos quantitativos são realizados por meio de indicadores em energia. A energia total de fabricação (ETF) do sistema é determinada pela soma da energia associada a cada entrada listada no inventário, em que cada fluxo de material, energia ou serviço é convertido para uma base comum (joules de energia solar equivalente, sej) ao ser multiplicado pelo seu respectivo valor unitário de energia (UEV). No presente estudo, o inventário abrange todos os recursos necessários à produção de um smartphone, desde a extração de matérias-primas e processos industriais até transporte, uso de energia elétrica e mão-de-obra.

Para o cálculo da energia dos materiais, energia e serviços envolvidos nos processos de produção e reparo de smartphones, foram utilizadas Unidades de Valor de Energia (UEVs) provenientes de fontes consolidadas na literatura científica e em bases especializadas. As transformidades foram extraídas principalmente de Marcílio (2017) para metais utilizados (como alumínio, antimônio, ferro e zinco), e da EPA Library (2021) para elementos críticos como lítio, neodímio e praseodímio. Para materiais específicos, utilizaram-se dados de Xiong et al. (2024) para o plástico, Cristiano et al. (2022) para transporte (diesel), Giannetti et al. (2022) para o zircônio e mão-de-obra e o estudo de Speakman e Selman (2007) auxiliou a definição do metabolismo. A transformidade do vidro foi baseada em Clasen et al (2024), considerando o consumo energético típico da produção de vidro industrial. A UEV da eletricidade foi obtida no estudo de Maione et al. (2023), enquanto o valor do disprósio foi estimado com base em revisão sobre extração de terras raras. A relação detalhada das fontes encontra-se descrita no Apêndice 13.

Os indicadores de energia desenvolvidos neste estudo, baseados nos princípios de Odum (1996), são empregados para identificar os pontos críticos de consumo de recursos naturais, analisando as etapas do ciclo de vida do smartphone com maior demanda energética. Além disso, verifica-se se o esforço energético e os

recursos investidos no reparo compensam, demonstrando-se eficazes na redução do consumo de recursos frente à fabricação de um novo dispositivo.

a) Eficiência do reparo

Calculada pela razão entre a energia investida por energia salva indica que, para cada unidade de energia economizada, quantas unidades de energia são investidas (Eq.1). Esse valor representa a eficiência do processo, sugerindo que o esforço energético para gerar a economia compensa quando o indicador for menor que 1 (Eq.1)

$$\eta_{\text{rep global}} = \text{Energia investida} / \text{Energia salva} \quad (1)$$

Onde:

Energia investida: corresponde à energia necessária para a execução do reparo, incluindo insumos, energia elétrica, transporte e serviços técnicos envolvidos no processo.

Energia salva: representa a energia que deixaria de ser dissipada ou demandada caso um novo smartphone fosse fabricado, considerando a economia gerada pela conservação dos componentes remanescentes e pela extensão da vida útil do dispositivo.

Para o cálculo do $\eta_{\text{rep global}}$, a energia remanescente (salva) foi definida como a soma das energias dos materiais físicos preservados no dispositivo após o reparo, excluindo fluxos de energia elétrica, trabalho humano e transporte associados à fabricação e distribuição original. Essa abordagem visa isolar a contribuição dos materiais reaproveitados, permitindo uma comparação direta entre a conservação de recursos e o custo em energia do reparo.

b) Eficiência anual pós reparo

A razão de energia investida pela extensão da vida útil quantifica a energia total investida no dispositivo, dividida pela sua vida útil, representando o investimento anual necessário para o funcionamento do sistema. Valores menores indicam maior eficiência energética ao longo do uso (Eq.2).

$$\text{Energia investida anual} = U / \text{Vida Útil} \quad (2)$$

Onde:

U: Energia total investida, considerando o aparelho com reparo (U2) ou sem reparo (U1).

Vida útil: Tempo de operação estimado com (U2) ou sem (U1) reparo.

Essa abordagem avalia o reparo em relação ao tempo de uso. A diferença entre as energias anuais investidas (U1-U2) em função do prolongamento da vida útil, dividida pela energia de um aparelho descartado após 3 anos (U1), define a eficiência anual do reparo (Eq.3).

$$\eta_{\text{rep anual}} = (U1-U2) / U1 \quad (3)$$

O método se complementa ao considerar o próximo tópico, a ACV.

3.3. Análise do Ciclo de Vida

A Análise do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia reconhecida para avaliar os impactos ambientais associados a produtos, processos ou serviços, ao longo de todas as fases de seu ciclo de vida. De acordo com Farooq et al. (2024), a ACV permite estabelecer vínculos entre os aspectos ambientais e categorias de impacto potencial relacionadas ao consumo de recursos naturais, à saúde humana e aos ecossistemas.

Os estágios considerados incluem a extração e o processamento de matérias-primas, a fabricação, o transporte, a distribuição e o reparo. Conforme destacado por Curran (2006), Comissão Europeia (2010) e The Life Cycle Initiative – UNEP/SETAC (2011), a ACV é uma das ferramentas mais consolidadas na avaliação ambiental, sendo utilizada tanto em políticas públicas quanto em iniciativas voluntárias, além de representar um instrumento estratégico para o avanço da economia circular.

Sua estrutura metodológica segue as normas ISO 14040 e 14044, descritas por Finkbeiner et al. (2006), e envolve quatro etapas principais: definição de meta e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação (Figura 3). Essas etapas são interativas e interdependentes, permitindo ajustes conforme os dados e resultados evoluem.

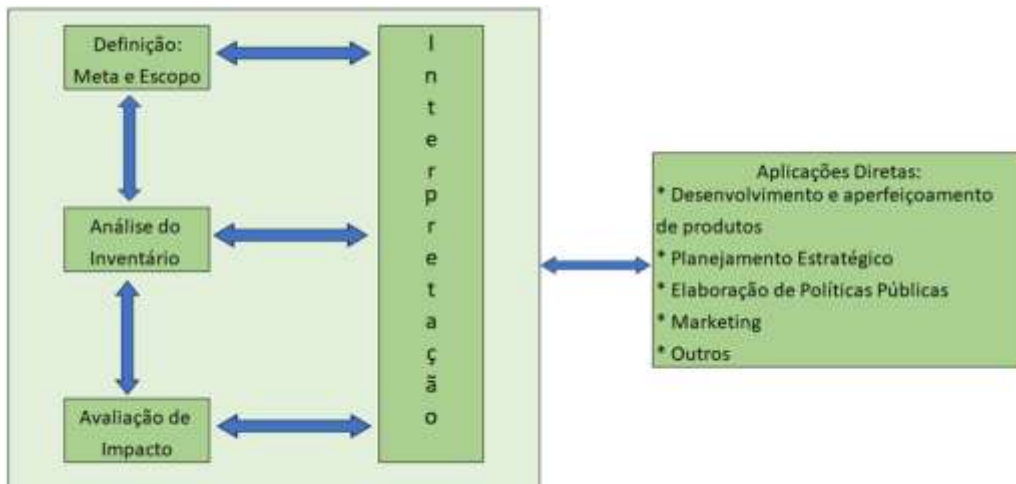


Figura 3. Fases da Análise do Ciclo de Vida. Fonte: Adaptado de NBR ISO 14040 (2014)

A etapa de definição de meta e escopo estabelece os parâmetros fundamentais da ACV, como a unidade funcional, os limites do sistema, as categorias de impacto, a qualidade dos dados e os objetivos da análise, orientando as decisões metodológicas subsequentes. Na análise de inventário, são identificados e quantificados os fluxos de entrada e saída de materiais e energia ao longo do ciclo de vida, com base na modelagem de processos, coleta de dados primários e secundários, e elaboração do balanço de massa e energia, referenciados à unidade funcional. A avaliação de impacto transforma os dados do inventário em indicadores ambientais, quantificando potenciais efeitos sobre ecossistemas, saúde humana e recursos. Os impactos são analisados com métodos reconhecidos internacionalmente, permitindo comparações entre cenários. Na etapa de interpretação, os resultados são integrados, destacando pontos críticos, limitações e sensibilidades, fornecendo subsídios para conclusões e recomendações aplicáveis ao desenvolvimento de produtos, políticas públicas e planejamento estratégico.

Este estudo utilizou o método ReCiPe Midpoint (2016), reconhecido pela robustez metodológica e integração de múltiplas categorias de impacto. O ReCiPe avalia aspectos como consumo energético, emissões de gases de efeito estufa, depleção de recursos e toxicidade, sendo adotado por sua aceitação científica, aplicabilidade global e confiabilidade para decisões sustentáveis (ReCiPe, 2016; Huijbregts et al., 2017).

A Figura 4 apresenta o ciclo de vida dos smartphones, evidenciando as etapas consideradas na ACV: extração de matérias-primas, produção, distribuição e reparo.

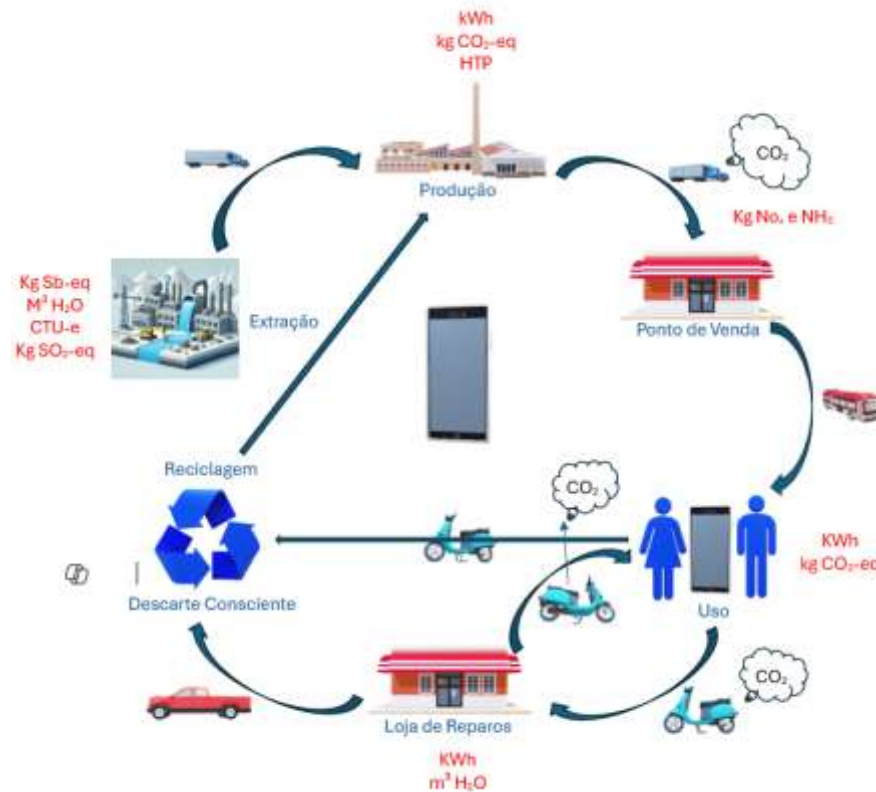


Figura 4. Indicadores Contemplados nesse Estudo

A Análise do Ciclo de Vida efetuada consiste no levantamento dos dados de consumo de energia elétrica (kWh) e na quantificação das categorias de impacto ambiental, incluindo: potencial de aquecimento global (kg CO₂-eq), depleção de recursos (kg Sb-eq), toxicidade humana (HTP → kg 1,4-DCB-eq), ecotoxicidade aquática (CTU-e → kg 1,4-DCB-eq), formação de material particulado (kg NO_x-eq e kg NH₃-eq), acidificação (kg SO₂-eq) e uso da água (m³).

Um ponto metodológico relevante diz respeito à produção dos displays, que, segundo o banco de dados *Ecoinvent 3.8 cut-off*, são produzidos de forma independente da fabricação dos smartphones. Para representar esse processo de maneira específica, foi utilizada a entrada "liquid crystal display production, unmounted, mobile device", que abrange as etapas associadas à produção das camadas de cristal líquido, substratos de vidro e circuitos internos. Essa modelagem foi aplicada de forma consistente em todas as categorias de impacto analisadas na ACV.

Na sequência, os passos utilizados para o levantamento e avaliação da energia elétrica (kWh).

3.3.1. Levantamento do Consumo de Energia Elétrica em Quilowatt-hora (kWh)

O levantamento energético foi estruturado com base no ciclo de vida dos dispositivos (Tabela 3). O consumo energético foi estimado, utilizando os fatores de conversão do banco de dados Ecoinvent 3.8 (sistema cut-off). O cálculo considerou os valores de energia primária consumida, expressos em megajoules (MJ), nas categorias: Energy, geothermal, converted; Energy, gross calorific value, in biomass; Energy, gross calorific value, in biomass, primary forest; Energy, kinetic (in wind), converted; Energy, potential (in hydropower reservoir), converted; e Energy, solar, converted. Os resultados foram posteriormente convertidos para quilowatt-hora (kWh), com base na equivalência de $1 \text{ MJ} = 0,27778 \text{ kWh}$ (Cengel et al., 2019), gerando o fator de caracterização utilizado para estimar o consumo elétrico por material.

Para fins de padronização e representatividade, o consumo energético associado ao reparo foi estimado em 2,4 kWh por intervenção, com base em pesquisa de campo realizada em uma assistência técnica de pequeno porte. O técnico responsável relatou um consumo mensal de cerca de 60 kWh para aproximadamente 25 reparos, resultando na média utilizada neste estudo. A adoção de dados de uma única loja é justificada pelo fato de que esse tipo de estabelecimento apresenta, em geral, estrutura e operação bastante padronizadas, com variações pouco significativas no consumo energético por serviço. Embora nem todos os atendimentos correspondam à troca de display, essa operação foi escolhida como cenário-tipo por sua ampla representatividade prática, sendo o reparo mais comum em razão da alta incidência de quedas e avarias na tela sensível ao toque (Sabbaghi et al., 2016; Riisgaard et al., 2016; Barros & Dimla, 2021; Wieser & Tröger, 2018). A definição desse caso de referência segue diretrizes da ISO 14040 (2006), que recomenda o uso de unidades funcionais padronizadas e cenários específicos para garantir a reprodutibilidade e a consistência dos estudos. Além disso, a escolha adota o princípio da conservadoridade aplicado à ACV, que preconiza o uso de cenários de maior impacto para evitar superestimação de benefícios (Baumann e Tillman, 2004), conferindo maior robustez à comparação entre o reparo e a fabricação de novos dispositivos.

Tabela 3. Resumo dos Passos para Levantamento da Energia Elétrica

Etapas	Descrição	Fonte/Metodologia
---------------	------------------	--------------------------

	- Estimativa de energia consumida.	Ecoinvent 3.8 cut-off
1. Extração de materiais + produção primária + transporte até a fábrica	- Pesquisa detalhada no Ecoinvent ((market for + material) → LCI) para identificar formas de energia consumida (geothermal, biomass, wind, hydropower, solar).	Fatores de conversão
	- Soma dos valores em MJ e conversão para kWh (1 MJ = 0,27778 kWh).	Cengel et al. (2019)
2. Produção e distribuição do smartphone	- Consumo energético. - O consumo energético do display foi somado separadamente com base nos dados do "liquid crystal display production", devido à relevância energética do componente.	Ecoinvent 3.8 cut-off (<i>market for smartphones e liquid crystal display production</i>).
5. Reparos dos smartphones	- Energia consumida em reparos estimada com base em pesquisa "in loco" realizada em julho de 2024.	Pesquisa "in loco" (julho de 2024).

Outra parte importante deste estudo é o levantamento e análise potencial de aquecimento global (CO₂-eq), próximo método aqui informado.

3.3.2. Potencial de Aquecimento Global em Emissões de Dióxido de Carbono Equivalentes (CO₂-eq)

Neste estudo, a estimativa das emissões totais de CO₂-eq foi organizada em duas etapas complementares, com o objetivo de possibilitar comparações, identificar hotspots e apoiar recomendações estratégicas. (1) levantamento das emissões nas fases de extração de recursos, produção e distribuição ao consumidor final e; (2) levantamento das emissões relacionadas às operações de reparo.

Para o levantamento das emissões de CO₂-eq relacionadas ao ciclo de vida dos smartphones, foi utilizada a base de dados Ecoinvent 3.8 cut-off. Essa base de dados fornece informações detalhadas sobre as emissões de gases de efeito estufa associadas a diferentes materiais e processos, utilizando o indicador "climate change - GWP 100a", que mede o potencial de aquecimento global em um horizonte de 100 anos.

O levantamento das emissões para as fases de extração até a distribuição aos clientes, para cada material listado no inventário, buscou-se o termo "market for + material + Impact Assessment", aplicando-se o fator de caracterização de CO₂-eq à massa correspondente de cada item. A soma desses produtos forneceu a estimativa total das emissões nas fases iniciais.

A fase de produção foi avaliada com base nos dados disponíveis sob o termo “market for consumer electronics, mobile device, smartphone” + “Impact Assessment”, contemplando as emissões associadas à fabricação e à entrega do smartphone ao consumidor. No entanto, o banco de dados considera o display já integrado ao produto, sem contabilizar sua produção de forma separada. Por isso, foi necessário realizar uma pesquisa adicional específica, utilizando os termos “liquid crystal display production + Impact Assessment” para isolar e incluir as emissões do display.

Na segunda etapa, referente aos reparos, o levantamento considerou: (1) as emissões associadas à fabricação e distribuição de displays, utilizando a mesma abordagem da fase de produção; (2) o transporte do consumidor até a loja de reparo. O Ministério da Ciência e Tecnologia e Inovações - MCTI (2022) indica que se emitem 2,31 kg CO₂ por litro de gasolina queimada; (3) as emissões resultantes do consumo de energia elétrica durante a operação de reparo, considerando a conversão nacional média de 0,349 kg CO₂-eq por kWh, conforme MCTI (2020).

Como os reparos foram definidos exclusivamente como substituição do display, as emissões relativas à fabricação do novo componente foram integralmente contabilizadas na análise.

A seguir, discute-se um outro impacto relacionado à ACV, a depleção de recursos em Sb-eq (antimônio equivalente).

3.3.3. Depleção de Recursos em Antimônio Equivalente (Sb-eq)

Para a avaliação do esgotamento de recursos naturais, foi adotado o método Abiotic Depletion Potential (ADP), expresso em antimônio equivalente (Sb-eq). O ADP mede o impacto ambiental associado à extração de recursos abióticos, como minerais e combustíveis fósseis, e permite quantificar a contribuição de um produto ou processo para o esgotamento desses recursos. Essa métrica possibilita avaliar o desempenho ambiental sob a ótica da conservação de matérias-primas e identificar oportunidades de melhoria (Van Oers et al., 2002).

Cada fator corresponde à contribuição de um material específico para o esgotamento de recursos abióticos, expressa em Sb-eq por unidade de massa. As pesquisas foram realizadas utilizando os termos “market for [material] + Impact Assessment”, e os resultados foram multiplicados pela massa dos materiais listados

no inventário de produção e reparo. Essa abordagem foi aplicada tanto à fase de produção quanto à fase de reparos dos smartphones.

Na fase de produção, foram considerados todos os materiais utilizados na fabricação do dispositivo, abrangendo desde os insumos primários até os componentes finais. Para a fase de reparo, foram incluídos: (i) os materiais utilizados nos serviços de substituição, especialmente o display; (ii) e o consumo de combustível (gasolina) associado ao deslocamento do consumidor até a loja de assistência técnica.

Em sequência, está abordado o método utilizado para o levantamento e análise da toxicidade dos materiais.

3.3.4. Toxicidade dos Materiais em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq)

A produção e o reparo de smartphones implicam em possíveis efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente, devido à presença de metais e compostos tóxicos em sua composição. Os fatores de caracterização de toxicidade humana estão expressos em HTP (Human Toxicity Potential), que representam o aumento do risco de efeitos adversos para a saúde humana por quilograma de substância emitida. Para essa análise, o HTP foi calculado utilizando os materiais considerados mais críticos no inventário do ciclo de vida de smartphones, com base em sua toxicidade potencial e relevância nos processos de produção.

Foram considerados os metais com alto potencial tóxico associado às etapas de mineração, processamento e disposição final (Tabela 4). Materiais com impacto bem inferior na categoria HTP, como alumínio, ferro e vidro, foram desconsiderados nesta etapa da análise, seguindo a abordagem adotada em estudos anteriores que evidenciam sua contribuição marginal para a toxicidade humana (Schmidt et al., 2016; Ercan et al., 2016; Aramendia et al., 2023).

Tabela 4. Materiais com Maiores Riscos em Toxicidade Humana

Categoria de Im-pacto	Mate-rial	Descrição do Im-pacto	Processo Associado	Nível de Rele-vância no HTP	Fonte
Altamente Críticos	Praseo-dímio	Tóxico e difícil de reciclar, com emissões associadas à extração e refino de terras raras.	Mineração de terras raras	Muito alto	Schreiber et al. (2016)
	Paládio	Usado em PCBs, com impacto elevado na toxicidade devido às emissões na mineração.	Mineração e produção de componentes	Muito alto	Nuss & Eckel-man (2014)

	Chumbo	Altamente tóxico, mesmo em pequenas concentrações, com impacto direto na saúde humana.	Mineração e descarte de resíduos	Muito alto	Tchounwou et al. (2014)
	Níquel	Associado à toxicidade do solo e água, principalmente em fases de processamento industrial.	Processamento de ligas metálicas	Alto	Haque et al. (2014)
	Antimônio	Contribui para a contaminação do solo e água, com emissões tóxicas na mineração.	Mineração e produção de retardantes	Alto	Tang et al. (2023)
Impacto Moderado	Ouro	Elevado impacto na fase de extração, mas menor toxicidade no uso final.	Mineração de ouro	Moderado	Hilson e Murck (2000)
	Cromo	Presente em pequenas quantidades, mas com alto potencial tóxico em emissões industriais.	Produção de ligas metálicas	Moderado	Zayed & Terry (2003)
Baixa Relevância no HTP	Alumínio	Contribuição limitada à toxicidade humana em comparação a metais pesados.	Produção de alumínio refinado	Baixo	UNEP (2013)
	Ferro	Baixo potencial tóxico e amplamente reciclável.	Extração e produção de ligas	Baixo	
	Zinco	Menor relevância no HTP, exceto em emissões específicas em solos e água.	Produção de componentes metálicos	Baixo	
	Vidro	Baixa toxicidade humana direta, contribuindo minimamente para o HTP.	Produção de vidro e componentes óticos	Muito baixo	

A análise da toxicidade humana (HTP) associada à fase de reparos de smartphones foi conduzida considerando diferenças metodológicas em relação à fase de extração, produção e distribuição, quanto à abordagem de cálculo e à inclusão de materiais e processos específicos. O levantamento seguiu três etapas principais: (1) Coleta de dados da produção do smartphone, utilizando a base Ecoinvent 3.8 no sistema cut-off e o método ReCiPe 2016 para a categoria de impacto HTP (kg 1,4-DCB-eq/kg), como referência comparativa dos impactos associados à produção e distribuição de um smartphone completo; (2) Levantamento dos impactos do display, considerando os impactos HTP associados à produção de um display de cristal líquido (não montado), com base nos processos modelados no Ecoinvent 3.8, para estimar os impactos específicos da substituição de displays; (3) Cálculo dos impactos associados aos reparos, abrangendo (a) serviços, como energia, transporte e operações realizadas, e (b) materiais, com levantamento das quantidades de insumos utilizados, incluindo fluxo e bastão de solda, lenços umedecidos, álcool isopropílico, pastas líquida e térmica, fitas térmica e isolante, durex, dupla face e colas.

As informações obtidas em cada etapa foram integradas para calcular os impactos HTP totais associados à fase de reparos, permitindo a comparação direta com os impactos da produção de novos dispositivos.

Em desdobramento à ACV, na sequência os caminhos utilizados para as avaliações da ecotoxicidade aquática (ambiente marinho e água doce).

3.3.5. Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq)

Os fatores de caracterização de ecotoxicidade aquática estão expressos em CTU-e (Comparative Toxic Units for Ecosystems), que representam o aumento do risco de efeitos adversos nos ecossistemas aquáticos por quilograma de substância emitida (Huijbregts et al., 2017). A ecotoxicidade aquática foi estimada considerando, primeiramente, os processos de produção do smartphone e do display, que exibem elevada ecotoxicidade marinha e de água doce no contexto da ACV global (Ecoinvent 3.8 cut-off). Em seguida, multiplicou-se a quantidade dos materiais que mais contribuem para os impactos ecológicos (Tabela 5) (Dobre et al., 2024; Huijbregts et al., 2017; Van Zelm et al., 2009) pelo fator de caracterização de ecotoxicidade, conforme o método ReCiPe Midpoint e a base de dados Ecoinvent Version 3.8 - Allocation, cut-off by classification (2021).

Tabela 5. Materiais com Maiores Riscos à Ecotoxicidade Aquática das Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone

Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) – Extração, Produção e Distribuição aos Clientes				
#	Material	Componentes Principais	Fatores Justificativos	Referências
1	Prod. Smartphone	Processos Industriais	Alta toxicidade aquática	Ecoinvent 3.8
2	Prod. Display	Processos Industriais	Alta toxicidade aquática	Ecoinvent 3.8
3	Cobre	PCBs, Bateria	Alta toxicidade aquática e grande massa total	Van Zelm et al. (2009); Ecoinvent 3.8
4	Níquel	PCBs, Outros	Emissões tóxicas para organismos aquáticos	Huijbregts et al. (2017); Van Zelm et al.
5	Chumbo	Resíduos e PCBs	Altíssima toxicidade, mesmo em pequenas quantidades	Van Zelm et al. (2009); Ecoinvent 3.8
6	Zinco	PCBs, Ligas metálicas	Solúvel em água, impacta organismos aquáticos	Huijbregts et al. (2017); Ecoinvent 3.8
7	Cobalto	Bateria	Bioacumulação e toxicidade aquática	Dobre et al. (2024); Ecoinvent 3.8
8	Antimônio	PCBs, Retardante de chamas	Elevada toxicidade e risco ecotoxicológico	Van Zelm et al. (2009); Huijbregts et al. (2017)
9	Prata	PCBs, Contatos elétricos	Íons de prata com alta toxicidade para ecossistemas	Van Zelm et al. (2009); Ecoinvent 3.8
10	Cromo	Ligas metálicas	Moderada toxicidade aquática, usado em ligas	Huijbregts et al. (2017); Ecoinvent 3.8

A Tabela 6 mostra o processo e os materiais que fazem parte do levantamento da ecotoxicidade aquática dos reparos.

Tabela 6. Processo e Materiais Analisados para o Levantamento da Ecotoxicidade Aquática dos Reparos

Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) - Reparos			
#	Material	Unidade	Referências
1	Prod. Display	kg	Ecoinvent 3.8
2	Cobre	kg	Van Zelm et al. (2009); Ecoinvent 3.8
3	Níquel	kg	Huijbregts et al. (2017); Van Zelm et al. (2009)
4	Zinco	kg	Huijbregts et al. (2017); Ecoinvent 3.8
5	Antimônio	kg	Van Zelm et al. (2009); Huijbregts et al. (2017)
6	Cromo	kg	Huijbregts et al. (2017); Ecoinvent 3.8
7	Energia Elétrica (Por Reparo)	kWh	Estimativa com base em consulta técnica e Ecoinvent 3.8 (cut-off)
8	Transporte Cliente (Gasolina)	km	Estimativa (20 km ida e volta, gasolina)
9	Cola	kg	Estimativa com base em consulta técnica e Ecoinvent 3.8 (cut-off)
10	Álcool Isopropílico	Litro	Estimativa com base em consulta técnica e Ecoinvent 3.8 (cut-off)
Total kg 1.4 DCB-eq			

A Tabela 6 resume os principais materiais e processos responsáveis pela ecotoxicidade aquática na fase de reparos, com destaque para a produção do display, o uso de metais como cobre, níquel e cromo, e os insumos consumíveis como cola e álcool isopropílico. Esses elementos, ainda que presentes em pequenas quantidades, possuem elevado potencial de impacto nos ecossistemas aquáticos devido às suas propriedades tóxicas e persistência ambiental.

A seção seguinte detalha o levantamento e avaliação da formação de material particulado NO_x (óxidos de nitrogênio) e NH₃ (amônia).

3.3.6. Formação de Material Particulado por Emissão de Precursores como Óxidos de Nitrogênio (NO_x) e Amônia (NH₃)

A análise da formação de material particulado é essencial para avaliar os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de produtos como smartphones, devido aos efeitos significativos desses poluentes sobre a saúde humana e o meio ambiente.

Partículas finas, por sua capacidade de penetrar profundamente no sistema respiratório, estão associadas a doenças respiratórias e cardiovasculares, além de serem um dos principais fatores de mortalidade prematura no mundo (Wan Mahiyuddin et al., 2023; State of Global Air, 2020).

Diversas etapas do ciclo de vida dos smartphones contribuem para a emissão de precursores atmosféricos, como óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH₃), liberados em processos como extração e refino de metais, fabricação de componentes eletrônicos e transporte de insumos e produtos acabados (Ramadan et al., 2024; He et al., 2021). Esses gases reagem na atmosfera formando partículas secundárias, que intensificam a poluição do ar.

Os dados utilizados foram obtidos no banco Ecoinvent 3.8 (cut-off), que categoriza as emissões segundo diferentes compartimentos ambientais, como ar urbano, não urbano e não especificado. Dada a natureza global da cadeia de suprimentos da indústria de smartphones, todas as categorias de emissão foram consideradas para garantir uma representação abrangente do impacto.

A abordagem adotada considera a soma das emissões de NO_x e NH₃ em todos os compartimentos, refletindo sua relevância na formação de partículas finas em contextos produtivos globalizados e intensivos em transporte. Essa metodologia permite avaliar de forma detalhada as contribuições específicas de cada etapa para a poluição atmosférica por partículas secundárias.

A avaliação da formação de material particulado nas fases iniciais do ciclo de vida dos smartphones foi conduzida a partir da identificação dos materiais com maior impacto ambiental (Tabela 7). Os materiais selecionados foram associados a elevadas emissões atmosféricas ou consumo intensivo de energia durante seus processos de extração e beneficiamento, com destaque para os precursores atmosféricos óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH₃).

Tabela 7. Materiais Para Levantamento de Formação de Material Particulado NO_x e NH₃.

Material	Impacto	Fonte
Vidro	Consumo elevado de energia para fusão e produção; emissões de CO ₂ e NO _x .	Berger et al. (2022)
Cobre	Mineração gera poluição do solo e da água; emissões de SO ₂ e NO _x durante o refino.	Norgate et al. (2002)

Plástico	Dependência de recursos fósseis; liberação de CO ₂ e poluentes orgânicos voláteis (COVs).	Geyer et al. (2017)
Alumínio	Alto consumo energético na eletrólise; emissões de GEE (CO ₂ e perfluorocarbonos).	Tan e Khoo (2007)
Níquel	Extração e fundição liberam SO ₂ ; impacto significativo na toxicidade humana e ecossistêmica.	He et al. (2021)
Lítio	Alto consumo de água na extração; degradação de ecossistemas locais; emissões indiretas de CO ₂ .	Kesler et al. (2012)
Estanho	Mineração causa erosão do solo e contaminação de rios; emissões durante o refino.	International Tin Association (2023)
Neodímio	Extração de terras raras gera resíduos radioativos; emissões de CO ₂ e uso intensivo de energia.	Bailey et al. (2020)
Praseodímio	Impacto similar ao Nd: resíduos tóxicos e radioativos, além de degradação do solo.	Binnemans et al. (2013)
Cobalto	Mineração associada a problemas sociais; poluição do ar e água; emissões de SO ₂ .	Farjana et al. (2019)
Zinco	Contaminação de solo e água em áreas de mineração; emissões durante o processamento.	Sharifi et al. (2023)
Antimônio	Emissões tóxicas durante o processamento; potencial de contaminação do solo e da água.	Filella et al. (2002)

Esses gases são liberados em diversas etapas industriais, como na fundição e refino de metais, na moldagem de carcaças plásticas, na montagem de placas de circuito impresso e na integração de baterias e telas, contribuindo para a formação de partículas finas secundárias, com impactos expressivos à saúde humana e ao meio ambiente (Choi, 2018; He et al., 2021; Ramadan et al., 2024).

A base de dados utilizada foi o *Ecoinvent 3.8 cut-off*, por meio da consulta ao processo "*market for + produto*", considerando todas as categorias de emissão atmosférica disponíveis nos compartimentos urbanos, não urbanos e não especificados. Essa categorização busca refletir a complexidade da cadeia produtiva global e garantir uma avaliação abrangente e representativa (Ericsson, 2024).

As emissões de NO_x nos displays derivam do uso de energia em processos como deposição de camadas finas e tratamento térmico. Já as emissões de NH₃ estão associadas ao uso de insumos químicos em operações como aplicação de revestimentos e tratamento de efluentes (Baguedou et al., 2023).

A inclusão dos dados específicos dos displays é fundamental, visto que representam uma parcela relevante das emissões totais de NH₃ no ciclo de vida dos

smartphones. Essa análise permite identificar os principais contribuintes para a formação de material particulado e oferece subsídios para estratégias de mitigação, como a substituição de fontes fósseis por renováveis e a modernização dos processos industriais.

O consumo estimado de combustível foi de 1,67 litro por reparo, considerando uma eficiência média de 12 km/l. Os fatores de emissão para veículos leves a gasolina foram extraídos da base de dados (*Ecoinvent 3.8 cut-off*), aplicando-se à categoria “*air, urban air close to ground*”, representativa de emissões veiculares em áreas urbanas densamente povoadas. Esses dados permitiram quantificar as emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH_3) decorrentes do transporte.

Além do deslocamento, foram consideradas as emissões associadas ao próprio reparo, definido como a substituição do display do smartphone. Para isso, foram utilizados dados do inventário do processo de produção e transporte de displays da mesma base de dados (*Ecoinvent 3.8*).

As emissões totais de NO_x e NH_3 das diferentes etapas foram somadas, compondo o impacto consolidado da Formação de Material Particulado na fase de reparo. Esse resultado permite uma comparação direta com as emissões associadas às fases de extração, produção e distribuição ao cliente, conforme estrutura metodológica adotada ao longo do estudo.

Como continuidade, seguem os passos utilizados para levantamento e avaliação da acidificação em kg SO_2 -eq.

3.3.7. Acidificação em Dióxido de Enxofre Equivalente (kg SO_2 -eq)

A acidificação é um dos impactos ambientais avaliados neste estudo, sendo expressa em quilogramas de dióxido de enxofre equivalente (kg SO_2 -eq). Refere-se ao potencial de determinadas substâncias emitidas ao longo do ciclo de vida de um produto contribuindo para a redução do pH do solo e da água, provocando efeitos adversos em ecossistemas terrestres e aquáticos (Huijbregts et al., 2017). Esse fenômeno é causado pela liberação de gases ácidos, como dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH_3), que, ao reagirem na atmosfera, formam compostos ácidos responsáveis por processos como a degradação do solo, a acidificação de corpos d’água e a perda de biodiversidade (Singh e Agrawal, 2008; Prakash et al., 2022).

A avaliação foi realizada utilizando os fatores de caracterização do método *ReCiPe Midpoint - Allocation, cut-off by classification* (2021). Esses fatores atribuem pesos relativos às substâncias emitidas, conforme seu potencial de acidificação comparado ao SO₂.

Cada etapa foi avaliada de forma isolada, e os impactos foram agregados para fornecer uma estimativa consolidada da acidificação total. A aplicação dos fatores de caracterização possibilitou quantificar o impacto associado a cada gás emitido, identificando os principais pontos de contribuição ao potencial de acidificação em todo o ciclo analisado.

A seguir, apresenta-se o procedimento adotado para a investigação do uso da água em metro cúbico (m³).

3.3.8. Uso da Água (m³)

Os fatores de caracterização para o uso da água são expressos em m³, representando o volume de água doce consumida durante os processos ao longo do ciclo de vida de um produto, incluindo extração, produção e transporte (Boulay, et al., 2018).

As categorias selecionadas foram: *water, ground-, water, surface water, natural resource, in water - Lake, natural resource, in water - River* e *Water, well, in ground*. A escolha dessas categorias deve-se à sua especificidade e relevância, já que abrangem fontes de água doce utilizadas em processos como extração de matérias-primas, produção de componentes e transporte. Essas categorias representam os recursos hídricos mais críticos para o cálculo do impacto ambiental, pois estão diretamente associadas à retirada de água de aquíferos, lagos, rios e poços, além do uso de águas superficiais, que têm impacto direto sobre a disponibilidade hídrica em regiões específicas.

Por outro lado, categorias mais genéricas, como *water, unspecified* e *Water, unspecified natural origin*, não foram consideradas, pois não especificam claramente a origem dos recursos hídricos utilizados, o que poderia comprometer a precisão e a representatividade dos dados em relação ao objetivo de avaliar os impactos ambientais associados ao uso da água em diferentes etapas do ciclo de vida.

Superado os procedimentos metodológicos da EmA e ACV, aborda-se, na sequência, a estratégia utilizada para a sinergia entre as duas ferramentas.

3.4. Complementariedade e Integração da EmA e ACV e Contribuições para a Economia Circular

A presente pesquisa adota uma abordagem complementar e integrada entre a Síntese em Emergia (EmA) e a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) com o objetivo de ampliar a compreensão sobre os impactos e esforços associados ao ciclo de vida de smartphones, considerando também os benefícios potenciais do reparo como estratégia circular.

A análise complementar e integrada entre EmA e ACV proporciona uma avaliação mais sistêmica, permitindo identificar não apenas os pontos críticos de impacto ambiental (via ACV), mas também o esforço biofísico acumulado ao longo do ciclo de vida do produto (via EmA). Esse cruzamento metodológico é particularmente relevante para a Economia Circular, pois evidencia o valor preservado por meio de estratégias como reparo, remanufatura e reutilização, reduzindo a necessidade de extração de novos recursos e o desperdício de emergia já investida (Giannetti et al., 2015; Brown e Ulgiati, 2011).

Para operacionalizar essa integração, foi elaborado um diagrama sistêmico que reúne os fluxos físicos e energéticos mapeados pelas duas abordagens. Estão representados os fluxos de materiais e produtos, os impactos ambientais quantificados pela ACV, como GWP, uso da água, ecotoxicidade e acidificação e os fluxos de emergia, incluindo energia, materiais, serviços ecossistêmicos e trabalho. O diagrama incorpora, ainda, elementos da economia circular por meio de ciclos de feedback (remanufatura, reparo, reciclagem), permitindo visualizar como o reparo, especificamente, prolonga a utilidade dos smartphones e contribui para a redução da entropia do sistema.

A aplicação dessa estrutura integrada, com o suporte gráfico do diagrama, orientou as análises desenvolvidas e mostradas no próximo capítulo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados apresentados integram uma perspectiva sistêmica, permitindo identificar materiais e processos críticos envolvidos nos reparos, além de avaliar suas implicações em termos de sustentabilidade, economia circular e quantificação da redução da exploração de recursos naturais.

Na sequência, as análises quantitativas e qualitativas da Síntese em Emergia (EmA).

4.1. Síntese em Emergia - EmA

A Figura 5 apresenta o diagrama sistêmico em nível macro, que ilustra os fluxos de materiais e energia do sistema analisado, com ênfase na operação de reparo. Estão representadas as principais etapas: extração de recursos naturais (mineração), manufatura de componentes, produção e uso do smartphone, além dos possíveis destinos do aparelho ao final de sua vida útil. A proposta visual reflete a transição de uma cadeia linear para um modelo circular.

Após o término da vida útil, os dispositivos podem ser direcionados para reciclagem, descarte responsável, reutilização ou disposição em aterros sanitários. Os fluxos de retroalimentação — como a remanufatura e os reparos — atuam de forma decisiva na manufatura, promovendo maior eficiência no uso dos materiais.

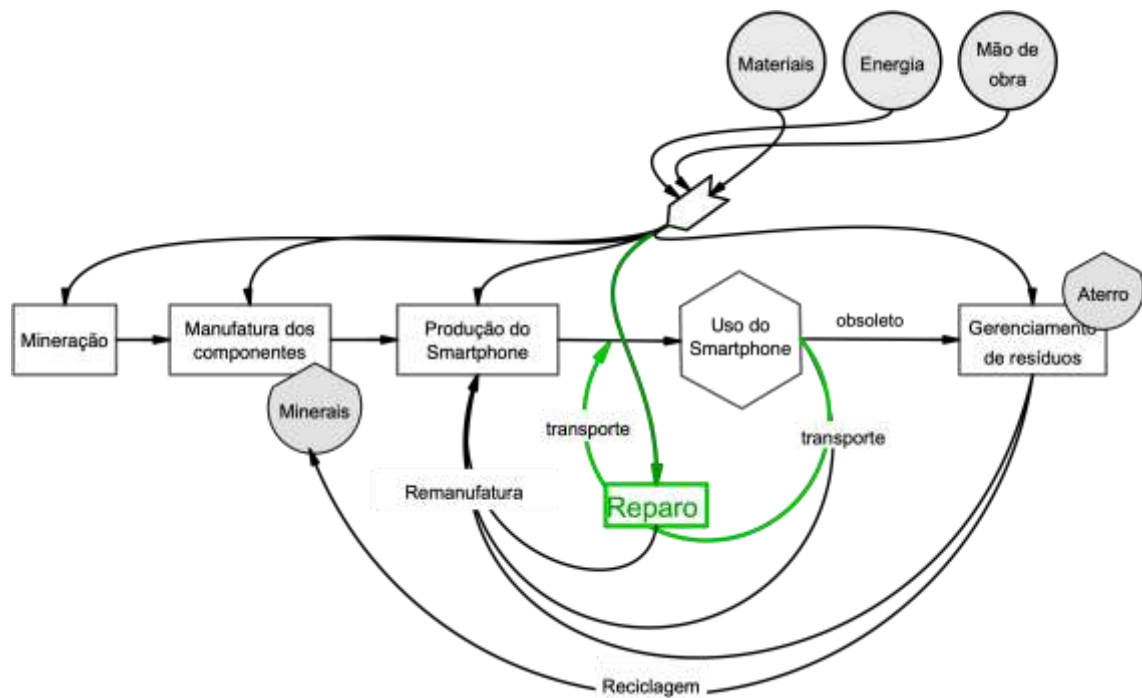


Figura 5. Diagrama de Energia do Sistema em Estudo

Na perspectiva da Síntese em Emergia, esses fluxos são estratégicos para mitigar a entropia do sistema, favorecendo a reutilização de recursos e prevenindo sua degradação prematura. Isso contribui para ampliar a resiliência e sustentabilidade do sistema ao longo do tempo. O diagrama destaca, ainda, a interdependência entre

processos produtivos, consumidores e o setor de reparos, oferecendo uma visão sistêmica dos impactos e oportunidades dentro da lógica da economia circular.

A Tabela 8 relaciona os elementos e materiais que são utilizados (extraídos) para a fabricação e reparo de smartphones.

Tabela 8. Energia para um Smartphone (Fabricação e Reparo)

#	Materiais	Massa	Unid	Ca-sing	Screen	PCBs	Bat-tery	UEV (sej/uni)	Energia	%
1	Alumínio	22,250	g	8,01	7,12	0,67	6,45	5,40E+09	1,20E+11	0,12
2	Antimônio	0,067	g	0,02	0,02	0,00	0,02	4,20E+12	2,83E+11	0,29
3	Bário	0,216	g	0,08	0,07	0,01	0,06	1,30E+11	2,81E+10	0,03
4	Cromo	3,000	g	1,08	0,96	0,09	0,87	1,50E+11	4,50E+11	0,46
5	Cobalto	2,183	g	0,79	0,70	0,07	0,63	1,30E+11	2,84E+11	0,29
6	Cobre	14,047	g	5,06	4,50	0,42	4,07	9,80E+10	1,38E+12	1,40
7	Disprósio	0,002	g	0,0005	0,0005	0,00005	0,0004	1,30E+12	1,97E+09	<0,01
8	Gálio	0,007	g	0,0026	0,0023	0,0002	0,0021	6,95E+13	5,03E+11	0,51
9	Ouro	0,009	g	0,0033	0,0029	0,0002	0,0026	4,70E+09	4,35E+07	<0,01
10	Ferro	17,322	g	6,2359	5,5430	0,5196	5,0234	1,20E+10	2,08E+11	0,21
11	Chumbo	0,000	g	0,0001	0,0001	0,00001	0,0001	4,80E+11	2,24E+08	<0,01
12	Lítio	5,008	g	1,8030	1,6027	0,1502	1,4524	9,18E+10	4,60E+11	0,47
13	Magnésio	0,0003	g	0,0001	0,0001	0,00001	0,0001	1,87E+09	6,40E+05	<0,01
14	Manganês	0,003	g	0,0009	0,0008	0,00008	0,0007	1,09E+10	2,80E+07	<0,01
15	Molibdênio	0,001	g	0,0005	0,0004	0,00004	0,0004	7,00E+11	1,00E+09	<0,01
16	Níquel	5,024	g	1,8085	1,6076	0,1507	1,4568	2,00E+11	1,00E+12	1,02
17	Neodímio	0,120	g	0,0432	0,0384	0,0036	0,0348	1,79E+14	2,15E+13	21,87
18	Nióbio	0,001	g	0,0002	0,0002	0,00002	0,0002	4,20E+11	3,28E+08	<0,01
19	Paládio	0,046	g	0,0165	0,0146	0,0013	0,0133	1,20E+11	5,50E+09	0,01
20	Praseodímio	0,067	g	0,0240	0,0213	0,0020	0,0193	1,03E+15	6,88E+13	70,05
21	Prata	0,010	g	0,0037	0,0033	0,0003	0,0030	4,50E+11	4,70E+09	<0,01
22	Estrôncio	0,010	g	0,0037	0,0033	0,0003	0,0030	2,00E+12	2,08E+10	0,02
23	Estanho	1,500	g	0,5400	0,4800	0,0450	0,4350	1,70E+12	2,55E+12	2,60
24	Tungstênio	0,031	g	0,0112	0,0100	0,0009	0,0090	1,10E+12	3,44E+10	0,04
25	Vanádio	0,018	g	0,0064	0,0057	0,0005	0,0051	7,61E+12	1,36E+11	0,14
26	Zinco	1,400	g	0,5040	0,4480	0,0420	0,4060	7,20E+10	1,01E+11	0,10
27	Zircônio	0,001	g	0,0005	0,0004	0,00004	0,0004	3,18E+10	4,54E+07	<0,01
28	* Vidro	32,086	g	11,55	10,27	0,96	9,31	2,75E+09	8,82E+10	0,09
29	Plástico	35,928	g	12,93	11,50	1,08	10,42	7,44E+09	2,67E+11	0,27
	Massa total	140,36	g	50,530	44,915	4,211	40,704			
30	** Eletricidade	1,77	kWh	0,64	0,57	0,05	0,51	2,98E+05	5,27E+05	<0,01
31	*** Mão-de-obra	480	J	NC	NC	NC	NC	6,26E+06	3,00E+09	<0,01
32	**** Diesel	0,006	litro	NC	NC	NC	NC	4,59E+03	2,75E+01	<0,01
Energia total									9,82E+13	sej
UEV Smartphone									7,00E+11	sej/g

1	***** Screen		g		44,915				1,87E+13	99,38
2	Eletricidade	2,4	kWh		2,40			2,98E+05	7,15E+05	<0,01
3	Vidro	32,086	g		10,27			2,75E+09	2,82E+10	0,15
4	Plástico	35,927	g		11,50			7,44E+09	8,56E+10	0,45
5	Mão-de-obra	600	J		NC			6,26E+06	3,76E+09	0,02
6	Gasolina	1,6	liter		NC			4,16E+04	6,66E+04	<0,01
Energia reparo									1,88E+13	sej
Energia do smartphone reparado									9,83E+13	sej
UEV do smartphone reparado									7,01E+11	sej/g

Informações e Memorial de Cálculo

* Foi utilizada a UEV do “Glass” industrial (2,75E+09 sej/g), pois para fabricação do vidro técnico (display) do smartphone são utilizados outros materiais que já estão no inventário (terras raras, por exemplo).

** Levantamento via ACV com base no *Ecoinvent 3.8 cut-off*.

*** Segundo pesquisa de Speakman & Selman (2003), o ser humano gasta em torno de 1200 Joules de metabolismo por dia de trabalho leve e cada trabalhador tem a capacidade de produzir 2,5 smartphones (1200 / 2,5 = 480);

**** Para estimar os impactos logísticos associados à distribuição de smartphones, foi adotado um cenário hipotético de uma fábrica de Smartphones a 360 km (ida e volta) entre a unidade produtiva e os centros de distribuição. O caminhão tem de autonomia, em média, 6 km / litro (Posada-Henao et al. 2023). Utilizou-se 10.000 smartphones para uma viagem de distribuição ((360 km / 6) / 10.000).

> Disprósio → Comparação com Outros Metais de Terras Raras. Elementos de terras raras, como neodímio, lantânio, európio e outros, têm valores de UEV relativamente altos devido à baixa concentração e ao custo energético elevado de extração e separação. Um estudo típico apresenta os seguintes valores de UEV para terras raras: Neodímio (Nd): Cerca de 1,2E+12 sej/g (solar emjoules por grama). Lantânio (La): Aproximadamente 9,00E+11 sej/g. Európio (Eu): Cerca de 1,5E+12 sej/g. Estes valores de UEV são bastante elevados porque representam a grande quantidade de energia necessária para extrair e concentrar esses elementos a partir de minérios em baixas concentrações.

Estimativa para o Disprósio (Dy)

Como o disprósio é um dos elementos de terras raras que tem uma concentração baixa na crosta terrestre (g/g crust = 0,0000039) e um processo de extração desafiador e custoso, pode-se assumir que sua UEV estará próxima dos valores mencionados acima.

Sugere-se, para esse estudo, a UEV de aproximadamente 1,3E+12 sej/g. (Emfc database crust element composition).

***** Foram adicionadas as energias de todos os materiais que formam o vidro técnico (coluna screen), cuja soma dá 1,87E+13 sej.

O inventário apresenta a distribuição dos materiais do smartphone entre carcaça, tela, PCBs e bateria, indicando a massa (g) e a energia associada. Alumínio, cobre, ferro e plástico, embora presentes em maiores quantidades, contribuíram com parcelas reduzidas de energia devido às suas baixas transformidades (Bookhagen et al., 2020; Cenci et al., 2024). Em contraste, praseodímio e neodímio, mesmo em pequenas massas, concentraram 91,92% da energia total, evidenciando o peso das terras raras na carga em energia do dispositivo (Schreiber et al., 2021). O vidro, embora predominante na tela, correspondeu a apenas 0,09% da energia total. Cobalto e lítio, presentes na bateria, destacaram-se tanto em massa quanto em energia, reforçando sua importância estratégica e seus impactos ambientais (Gaines, 2018; Vikström et al., 2013; Peters et al., 2017). O níquel, por sua vez, representou

1,02% da energia total, também relevante para a composição eletroquímica do aparelho.

Metais nobres como ouro, prata e paládio, apesar de suas quantidades inferiores a 0,05 g, apresentaram elevadas energias específicas, refletindo a alta transformidade desses elementos. Outros metais, como gálio, antimônio e estanho, também contribuíram para a carga em energia, mesmo com baixa massa, devido às elevadas UEVs atribuídas a esses insumos (Sun et al., 2020; Earth.Org, 2023; Mousavinezhad et al., 2024; Bawankar et al., 2023).

O inventário da fase de reparo considerou como cenário de referência a substituição do display do smartphone, incluindo os materiais necessários, a energia consumida no procedimento, a mão-de-obra empregada e o deslocamento urbano do usuário. Foram incorporados os dados dos materiais da coluna “screen”, além do vidro e plástico utilizados na recomposição da estrutura frontal do aparelho.

O vidro técnico (considerando a soma do vidro industrial e dos materiais específicos da coluna screen) representou 99,53% da energia total do reparo, refletindo o alto custo energético envolvido na produção de substratos, camadas ópticas e circuitos incorporados ao display (Corcelli et al., 2017). O plástico, empregado em conectores e suportes, totalizou $8,56E+10$ sej. A eletricidade consumida foi estimada em 2,4 kWh, resultando em $7,15E+05$ sej, conforme levantamento em oficina especializada.

A energia metabólica, estimada em 600 J, foi convertida com transformidade de $6,26E+06$ sej/J, totalizando $3,76E+09$ sej (Speakman e Selman, 2007). O deslocamento urbano do usuário foi modelado com base em 1,6 L de gasolina, somando $6,66E+04$ sej em um cenário conservador.

A energia total do reparo foi estimada em $1,88E+13$ sej, e o smartphone reparado passou a incorporar $1,17E+14$ sej, o que representa a conservação de aproximadamente 83,9% da energia originalmente investida no dispositivo. A substituição do display, portanto, demonstra uma intervenção pontual, de baixa complexidade técnica e alta eficiência sistêmica. Ao preservar a maior parte do valor em energia do produto original, o reparo reforça seu papel como estratégia central da economia circular, contribuindo de forma significativa para a conservação de recursos e mitigação dos impactos ambientais da cadeia de eletrônicos.

Diagrama de Energia Reparo e Circularidade

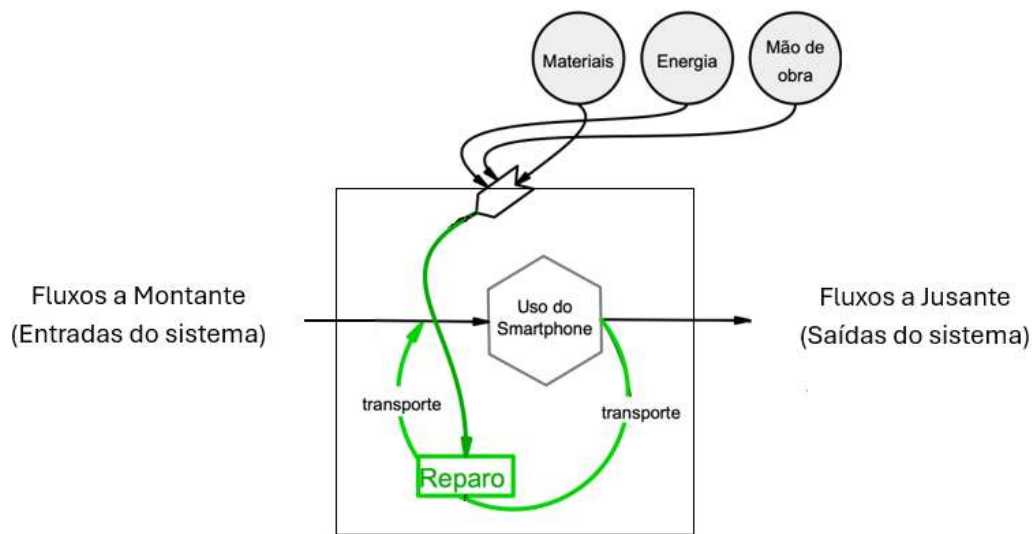


Figura 6. Diagrama de Energia do Reparo e Circularidade

A Figura 6 apresenta o recorte sistêmico da operação de reparo, destacando os fluxos de entrada (materiais, energia e mão-de-obra) e as fronteiras do sistema. À esquerda, situam-se os fluxos a montante (entradas do sistema), responsáveis por alimentar o ciclo funcional do smartphone; à direita, os fluxos a jusante indicam as saídas potenciais. O foco da análise recai sobre o reparo como estratégia de circularidade interna, evidenciado pelas setas vermelhas, que representam a retroalimentação funcional do dispositivo e sua reintegração ao uso, sem retorno completo à cadeia produtiva. Essa delimitação reforça o papel do reparo na conservação de energia incorporada e na extensão da vida útil do sistema analisado.

Indicadores em Energia

a. Eficiência do Reparo

A eficiência do reparo foi calculada a partir da razão entre a energia investida e a energia economizada, indicando o esforço necessário para cada unidade de energia poupada. No caso analisado, a energia do novo smartphone foi de $9,82\text{E}+13$ sej, mas como o reparo substitui o display, cuja energia era de $1,87\text{E}+13$ sej, considera-se como energia conservada o valor de $7,95\text{E}+13$ sej. A energia do reparo foi de $1,88\text{E}+13$ sej, resultando em uma eficiência η_{rep} de aproximadamente 0,24, o que significa que, para cada unidade de energia economizada, foram necessárias apenas 0,24 unidades de investimento. Esse resultado reforça a eficiência do processo de reparo, evidenciando que a energia poupada supera consideravelmente

a energia adicional investida — tornando o reparo uma alternativa ambientalmente vantajosa, especialmente quando a razão η_{rep} é inferior a 1.

b. Eficiência Anual pós Reparo

A Tabela 9 apresenta o cálculo da eficiência anual pós-reparo, considerando diferentes cenários de extensão da vida útil do smartphone. A energia investida anualmente (U_1 para o dispositivo novo e U_2 para o reparado) expressa o esforço energético necessário por ano de uso. Para um smartphone novo com vida útil de 3 anos, a energia anual investida é de $3,27E+13$ sej/ano. Após o reparo, esse valor se reduz para $2,46E+13$ sej/ano se o dispositivo for utilizado por mais 1 ano, e pode atingir $1,64E+13$ sej/ano em um cenário de extensão de 3 anos.

A eficiência anual do reparo (η_{rep} anual), calculada pela razão entre a energia economizada e a energia do dispositivo novo $(U_1 - U_2)/U_1$, revela o quanto de energia é poupado por ano adicional de uso. Se o dispositivo for usado por apenas mais um ano, a eficiência é de 25%, refletindo um reaproveitamento moderado dos recursos investidos. No entanto, ao prolongar a vida útil por mais 2 ou 3 anos, a eficiência aumenta para 40% e 50%, respectivamente. Esses resultados evidenciam que a extensão do tempo de uso é essencial para potencializar os benefícios ambientais do reparo, reduzindo a demanda por novos recursos e reforçando o papel do reparo como uma estratégia eficaz de circularidade e conservação sistêmica.

Tabela 9. Eficiência em Energia do Reparo Anualizado em Diferentes Extensões de Vida Útil do Smartphone

	Energia investida anual		Energia salva anual	η_{rep} anual
	U_1 (sej/ano)	U_2 (sej/ano)	$U_1 - U_2$ (sej/ano)	U_2/U_1
Vida Útil	Smart novo	Smart reparado		
3 anos	$3,27E+13$			
3+1 anos		$2,46E+13$	$8,15E+12$	0,25
3+2 anos		$1,97E+13$	$1,31E+13$	0,40
3+3 anos		$1,64E+13$	$1,63E+13$	0,50

Esse resultado está em total conformidade com os princípios da economia circular, conforme Ellen MacArthur Foundation (2013), ao demonstrar que os reparos prolongam a vida útil dos produtos, diminuem o desperdício e reduzem a pressão sobre os ecossistemas, promovendo uma utilização mais eficiente dos recursos

mobilizados no ciclo produtivo. De acordo com estudos como os de Bocken et al. (2016) e Ghisellini et al. (2016), práticas de reparo bem-sucedidas não apenas reduzem o consumo de recursos, mas também evitam emissões de gases de efeito estufa relacionadas a novas cadeias de produção. Segundo Zink e Geyer (2017), a reutilização e a extensão da vida útil dos produtos são estratégias essenciais para reduzir o consumo de materiais e energia. Ademais, Stahel (2016) enfatiza que o descarte precoce de dispositivos eletrônicos agrava o problema do lixo eletrônico, e prolongar a vida útil dos produtos é crucial para mitigar seus impactos ambientais, tornando o reparo uma solução estratégica e sustentável.

Dando continuidade à abordagem adotada neste estudo, o próximo subcapítulo apresenta os levantamentos, cálculos e análises referentes à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

4.2. Análise do Ciclo de Vida – ACV

Dando continuidade à estrutura metodológica estabelecida deste estudo, a Análise do Ciclo de Vida (ACV) tem início com a quantificação do consumo de energia elétrica, etapa fundamental para a avaliação dos impactos ambientais associados às diferentes fases do ciclo de vida dos smartphones.

4.2.1. Energia Elétrica em Quilowatt-hora (kWh)

A Tabela 10 apresenta uma análise detalhada do consumo de energia elétrica (kWh) associado às etapas do ciclo de vida de um smartphone, desde a extração dos recursos naturais até a distribuição do smartphone ao cliente. Esse levantamento incorpora, nos cálculos, os materiais definidos com base no estudo de Cenci et al. (2024), bem como o vidro e o plástico utilizados na fabricação dos dispositivos. Além disso, estão considerados os gastos energéticos relacionados à transformação da matéria-prima em display e smartphone, e conforme o *Ecoinvent 3.8 cut-off*, o display é manufaturado separado e posteriormente acoplado ao smartphone.

Tabela 10. Levantamento do Gasto de Energia Elétrica nas Fases de Produção e Distribuição um Smartphone

INVENTÁRIO SMARTPHONE - Energia Elétrica em kWh						
#	Materiais	Unidade	Massa	Fator	EE kWh	%
1	Alumínio	g	22,250	3,87E-03	8,61E-02	4,88
2	Antimônio	g	0,067	4,65E-03	3,13E-04	0,02

3	Bário	g	0,216	2,68E-04	5,79E-05	<0,01
4	Cromo	g	3,000	3,31E-02	9,92E-02	5,62
5	Cobalto	g	2,183	3,26E-01	7,11E-01	40,28
6	Cobre	g	14,047	6,44E-03	9,05E-02	5,13
7	Disprósio	g	0,002	7,32E-04	1,11E-06	<0,01
8	Gálio	g	0,007	2,83E-02	2,05E-04	0,01
9	Ouro	g	0,009	1,75E+01	1,62E-01	9,16
10	Ferro	g	17,322	1,45E-05	2,52E-04	0,01
11	Chumbo	g	0,000	5,09E-04	2,38E-07	<0,01
12	Lítio	g	5,008	2,37E-02	1,19E-01	6,73
13	Magnésio	g	0,000	4,17E-03	1,43E-06	<0,01
14	Manganês	g	0,003	3,40E-03	8,73E-06	<0,01
15	Molibdênio	g	0,001	7,96E-03	1,14E-05	<0,01
16	Níquel	g	5,024	6,17E-02	3,10E-01	17,55
17	Neodímio	g	0,120	3,07E-02	3,69E-03	0,21
18	* Nióbio	g	0,001	2,66E-03	2,08E-06	<0,01
19	Paládio	g	0,046	1,33E+00	6,10E-02	3,46
20	Praseodímio	g	0,067	4,58E-02	3,06E-03	0,17
21	Prata	g	0,010	1,54E-01	1,61E-03	0,09
22	Estrôncio	g	0,010	8,56E-04	8,92E-06	<0,01
23	Estanho	g	1,500	3,89E-03	5,84E-03	0,33
24	Tungstênio	g	0,031	2,54E-03	7,94E-05	<0,01
25	** Vanádio	g	0,018	4,00E-04	7,16E-06	<0,01
26	Zinco	g	1,400	1,56E-03	2,19E-03	0,12
27	Zircônio	g	0,001	1,08E-03	1,54E-06	<0,01
28	*** Vidro	g	32,086	1,86E-04	5,98E-03	0,34
29	Plástico	g	35,928	2,28E-03	8,19E-02	4,64
30	Smartphone	1	NC	1,57E-02	1,57E-02	0,89
31	Display	kg	0,138	4,49E-02	6,19E-03	0,35
Total Massa (gramas)			140,36			
Total Energia em kWh					1,77E+00	kWh

Fonte: Dados extraídos do banco *Ecoinvent* 3.8, conforme detalhado no Apêndice 1.

* Energia Elétrica Nióbio: a soma das energias = 9,56 MJ. Transformando em kWh / grama = 2,66E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24894/lci>). O processo 'market for pyrochlore concentrate' foi selecionado para representar o impacto associado ao nióbio, dado que ele reflete as etapas de extração, beneficiamento e transporte médio global, sendo o concentrado de pirocloro a principal matéria-prima do nióbio utilizado na produção de componentes eletrônicos.

** Energia Elétrica Vanádio: a soma das energias = 1,44 MJ. Transformando em kWh / grama = 4,00E-04. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/25135/lci>). A ausência do "Market for Vanadium" na base de dados do *Ecoinvent* exigiu a adoção de uma abordagem alternativa para representar o gasto energético do vanádio. Considerando que o vanádio é produzido como subproduto da escória de titânio, optou-se por utilizar a entrada "Market for titania slag, 94% titanium dioxide" como uma aproximação para refletir as etapas de extração, produção primária e transporte associadas ao vanádio.

*** Energia Elétrica Vidro: a soma das energias = 0,67 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,86E-04. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/lci>). O uso da entrada "Market for flat glass, coated" foi selecionado para representar o consumo de energia relacionado ao vidro industrial utilizado em displays de smartphones, considerando que este tipo de vidro já inclui os processos necessários de revestimento e resistência. É importante destacar que os materiais específicos que compõem o vidro especial do display, como alumínio, silício e outros elementos, já estão devidamente

computados no inventário do smartphone, cada qual com seu respectivo fator de caracterização, garantindo uma análise detalhada e evitando duplicação de impactos.

O consumo total de energia elétrica estimado para a produção e distribuição de um smartphone, considerando as etapas de extração de matérias-primas, produção de materiais primários, manufatura e distribuição, foi de 1,77 kWh/smart.

O cobalto é o principal contribuinte para o consumo energético total (40,28%), devido aos processos intensivos de extração e refino associados à sua aplicação em baterias de íon-lítio, apesar de sua pequena massa (2,183 g) (Vikström et al., 2013; Peters et al., 2017; Gaines, 2018). O níquel, responsável por 17,55%, reflete sua alta intensidade energética por unidade de massa, principalmente em ligas metálicas e componentes eletroquímicos (Nuss e Eckelman, 2014). O ouro, com 0,009 g, contribui com 9,16% devido à elevada energia necessária para sua extração e purificação (Aramendia et al., 2023). O alumínio, com 4,88%, destaca-se por sua maior escala (22,25 g) e custo energético moderado, graças a tecnologias eficientes de refino e reciclagem (Hasanbeigi, 2018). O cobre, representando 5,13%, é muito utilizado em conectores e circuitos, com 14,04 g por unidade, enquanto o lítio (6,73%) reflete sua função essencial nas baterias (Gaines, 2018; Vikström et al., 2013; Peters et al., 2017). O plástico, apesar de ser o material mais presente em massa (35,93 g), contribui com 4,64%, dado seu menor custo energético específico (Abeykoon et al., 2021). Outros materiais, incluindo paládio (3,46%), praseodímio (0,17%), neodímio (0,21%) e vidro (0,34%), apresentam participações menores, determinadas por suas propriedades e processos industriais envolvidos.

A análise do consumo de energia elétrica evidencia que a etapa de extração, fabricação e distribuição dos smartphones consome, em média, 1,77 kWh por unidade funcional, correspondendo a 42,45% do consumo total, enquanto os reparos demandam 2,40 kWh (conforme informado em Materiais e Métodos), representando 57,55%. Embora o reparo preserve materiais e componentes, seu consumo energético é, em média, 26,25% superior ao da produção devido à natureza artesanal e pontual do processo, realizado fora de ambientes produtivos otimizados, que se beneficiam de economias de escala e alta eficiência nas linhas de produção (Bhuniya et al., 2021). Apesar disso, o sistema industrial de fabricação apresenta consumo total de energia muito mais elevado, devido à escala massiva de produção e atuação de cadeias lineares. Esses resultados destacam a importância de abordar tanto a

conservação de materiais quanto a eficiência energética nos reparos para viabilizar os princípios da economia circular. Melhorar a eficiência energética nos centros de reparo torna-se um desafio estratégico, com potenciais soluções como tecnologias de menor consumo, uso de energias renováveis e incentivo à modularidade e padronização (Liu e Zhu, 2024). Assim, o reparo permanece essencial para os modelos circulares, desde que seus impactos energéticos sejam mitigados.

No próximo tópico explora-se o potencial de aquecimento global em CO₂-eq.

4.2.2. Potencial de Aquecimento Global em Dióxido de Carbono Equivalente (CO₂-eq)

A Tabela 11 mostra o potencial de aquecimento global das fases extração de recursos, produção e distribuição do dispositivo ao cliente.

Tabela 11. Levantamento das Emissões CO₂-eq das Fases de Produção e Distribuição um Smartphone

INVENTÁRIO SMARTPHONE - Potencial de Aquecimento Global em CO ₂ -eq (GWP)					
#	Materiais	Massa (kg)	Fator (CO ₂ -eq)	GWP (kg CO ₂ -eq)	%
1	Alumínio	0,02225	1,35E+01	3,00E-01	0,69
2	Antimônio	0,00007	8,31E+00	5,60E-04	<0,01
3	Bário	0,00022	1,12E+00	2,43E-04	<0,01
4	Cromo	0,00300	2,70E+01	8,09E-02	0,18
5	Cobalto	0,00218	4,28E+01	9,35E-02	0,21
6	Cobre	0,01405	6,50E+00	9,12E-02	0,21
7	Disprósio	0,00000	1,18E+00	1,78E-06	<0,01
8	Gálio	0,00001	1,68E+02	1,22E-03	<0,01
9	Ouro	0,00001	4,72E+04	4,38E-01	1,00
10	Ferro	0,01732	8,62E-02	1,49E-03	<0,01
11	Chumbo	0,00000	1,33E+00	6,23E-07	<0,01
12	Lítio	0,00501	7,85E+01	3,93E-01	0,90
13	Magnésio	0,00000	2,77E+01	9,49E-06	<0,01
14	Manganês	0,00000	5,42E+00	1,39E-05	<0,01
15	Molibdênio	0,00000	1,67E+01	2,38E-05	<0,01
16	Níquel	0,00502	1,68E+01	8,43E-02	0,19
17	Neodímio	0,00012	5,35E+01	6,41E-03	0,01
18	* Nióbio	0,00000	2,50E+00	1,96E-06	<0,01
19	Paládio	0,00005	1,10E+04	5,07E-01	1,16
20	Praseodímio	0,00007	7,72E+01	5,16E-03	0,01
21	Prata	0,00001	4,41E+02	4,60E-03	0,01
22	Estrôncio	0,00001	2,36E+00	2,46E-05	<0,01
23	Estanho	0,00150	1,00E+01	1,50E-02	0,03
24	Tungstênio	0,00003	5,39E+00	1,69E-04	<0,01
25	** Vanádio	0,00002	2,26E+00	4,05E-05	<0,01
26	Zinco	0,00140	2,70E+00	3,78E-03	0,01

27	Zircônio	0,00000	3,29E+00	4,70E-06	<0,01
28	*** Vidro	0,03209	1,18E+00	3,79E-02	0,09
29	Plástico	0,03593	2,28E+00	8,20E-02	0,19
30	Smartphone	1	3,80E+01	3,80E+01	86,94
31	Display	0,03209	1,11E+02	3,56E+00	8,15
Massa Total (kg) (kg)		0,1404			
Emissão Total			43,72	kg CO₂-eq/smart	

Fonte: Dados extraídos do banco *Ecoinvent* 3.8, conforme detalhado no Apêndice 2.

* Emissão CO₂ Nióbio: O fator é de 2,5049E+00 kg CO₂-eq (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24894/lci). O processo 'market for pyrochlore concentrate' foi selecionado para representar o impacto associado ao nióbio, dado que ele reflete as etapas de extração, beneficiamento e transporte médio global, sendo o concentrado de pirocloro a principal matéria-prima do nióbio utilizado na produção de componentes eletrônicos.

** Emissão CO₂ Vanádio: O fator é de 2,2645E+00 kg CO₂-eq (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/25135/lci). A ausência do "Market for Vana-dium" na base de dados do Ecoinvent exigiu a adoção de uma abordagem alternativa para representar o gasto energético do vanádio. Considerando que o vanádio é produzido como subproduto da escória de titânio, optou-se por utilizar a entrada "Market for titania slag, 94% titanium dioxide" como uma aproximação para refletir as etapas de extração, produção primária e transporte associadas ao vanádio.

*** Emissão CO₂ Vidro: O fator é de 2,6971E+00 kg CO₂-eq (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/lci). O uso da entrada "Market for flat glass, coated" foi selecionado para representar o consumo de energia relacionado ao vidro industrial utilizado em displays de smartphones, considerando que este tipo de vidro já inclui os processos necessários de revestimento e resistência. É importante destacar que os materiais específicos que compõem o vidro especial do display, como alumínio, silício e outros elementos, já estão devidamente computados no inventário do smartphone, cada qual com seu respectivo fator de caracterização, garantindo uma análise detalhada e evitando duplicação de impactos.

Com base no inventário atualizado de emissões de CO₂ equivalente (GWP) para a produção de um smartphone, verifica-se que o valor total de emissões é de 43,72 kg CO₂-eq, distribuído entre materiais diversos, a produção do display e a produção final do dispositivo. A maior parte das emissões está concentrada nos processos industriais, com destaque para a produção do smartphone completo, responsável por 86,94% do total de emissões.

A análise revela o impacto significativo de materiais de baixa massa nas emissões de CO₂-eq. O paládio, com menos de 0,0001 kg, contribui com 1,16% das emissões devido a seu elevado fator de emissão (11.000 kg CO₂-eq/kg). O ouro, com apenas 0,00001 kg, é responsável por 1,00%, apresentando um fator de 47.200 kg CO₂-eq/kg. Esses metais, intensivos em extração e refino, destacam-se pelo alto consumo energético e uso de reagentes agressivos, conforme mostrado por Aramendia et al. (2023). Esse padrão de emissões elevadas por pequena massa é recorrente em análises de ciclo de vida de dispositivos eletrônicos.

Dentre os metais mais usados, o lítio responde por 0,90% das emissões, refletindo seu papel crítico nas baterias e os custos ambientais da extração em salares

(Gaines, 2018; Vikström et al., 2013). Níquel e cobalto, ambos associados às baterias de íons de lítio, contribuem com 0,19% e 0,21%, respectivamente. O alumínio (0,02225 kg) gera 0,69%, enquanto o plástico, amplamente utilizado em carcaças, representa 0,19%.

A massa total de 0,1404 kg (140,36 gramas) indica alta emissão de CO₂-eq por unidade de massa, refletindo a intensidade dos processos industriais da cadeia produtiva de dispositivos eletrônicos. Apesar de suas contribuições individuais menores, a alta intensidade de carbono desses materiais torna essencial o mapeamento detalhado em avaliações de ciclo de vida.

O potencial de aquecimento global (GWP 100a) das operações de reparo abrange os processos de conserto, a produção e distribuição do display e os deslocamentos realizados pelos clientes até os centros de reparo. Para estimar as emissões associadas aos transportes, foi utilizado o estudo de Econologie (2008), indicando que a queima de gasolina gera 2,3 kg de CO₂eq por litro. Segundo o INMETRO (2023), um veículo urbano apresenta um consumo médio de 12 km/l de gasolina, o que resulta em um consumo estimado de 1,6 litro de gasolina para cada deslocamento e uma emissão aproximada de 3,7 kg de CO₂ para as operações de deslocamento (Tabela 12).

Tabela 12. Potencial de Aquecimento Global (CO₂-eq) Fase de Reparo

OPERAÇÕES DE REPAROS - GWP						
#	Processos	Unidade	Valor	Fator Emissão Br kgCO ₂ /kWh	GWP(kg CO ₂ -eq)	Percentual
1	Smartphone	kWh	2,40	0,3490	0,8376	10,35%
2	Produção do Display	kg	0,03209	111,01	3,5623	44,00%
3	Transporte às Lojas Reparos	litro	1,6	2,3	3,6960	45,65%
Total GWP					8,10	kg CO₂-eq

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 2.

O transporte até as lojas de reparo é o maior responsável pelas emissões da fase, totalizando 3,6960 kg CO₂-eq, correspondendo a 45,65% do total. Essa participação elevada decorre do fator de emissão da queima de gasolina (2,31 kg CO₂/l), sendo um elemento relevante mesmo com um volume aparentemente reduzido de combustível.

A produção do novo display é responsável por 3,5623 kg CO₂-eq (44,00% do total), devido ao alto fator de emissão (111,01 kg CO₂-eq/kg), ligado à complexidade

dos processos e ao uso de materiais de alta intensidade de carbono, como vidro e componentes eletrônicos. O consumo de 2,40 kWh de energia elétrica no reparo do smartphone contribui com 0,8376 kg CO₂-eq (10,35%), baseado no fator de emissão médio da matriz energética brasileira (0,3490 kg CO₂/kWh).

A próxima análise quanti-quali é sobre a depleção de recursos em antimônio equivalente.

4.2.3. Depleção de Recursos em Antimônio Equivalente (Sb-eq)

O total da depleção de recursos (calculada pelo método Abiotic Depletion Potential – ADP) foi determinado pelo produto da quantidade de material utilizado e o respectivo fator de caracterização ADP em Sb-eq. Os fatores de caracterização dos metais estão baseados em Van Oers et al. (2020) e os do plástico, em Maniscalco et al. (2024).

A Tabela 13 apresenta a depleção correspondente às fases desde a extração até a produção e distribuição de um smartphone.

Tabela 13. Depleção de Recursos das Fases de Produção Distribuição de um Smartphone

INVENTÁRIO SMARTPHONE: Depleção de Recursos em Antimônio Equivalente – kg Sb-eq						
#	Materiais	Unidade	Massa	Fator (kg Sb-eq)	Kg Sb-eq	%
1	Alumínio	kg	0,0223	4,20E-08	9,35E-10	<0,01
2	Antimônio	kg	0,0001	1,00E+00	6,73E-05	0,04
3	Bário	kg	0,0002	1,20E-05	2,59E-09	<0,01
4	Cromo	kg	0,0030	1,20E-03	3,60E-06	<0,01
5	Cobalto	kg	0,0022	4,70E-04	1,03E-06	<0,01
6	Cobre	kg	0,0140	2,70E-02	3,79E-04	0,24
7	Disprósio	kg	0,0000	7,00E-05	1,06E-10	<0,01
8	Gálio	kg	0,0000	1,70E-06	1,23E-11	<0,01
9	Ouro	kg	0,0000	1,50E+03	1,39E-02	8,98
10	Ferro	kg	0,0173	1,10E-06	1,91E-08	<0,01
11	Chumbo	kg	0,0000	1,90E-02	8,88E-09	<0,01
12	Lítio	kg	0,0050	5,20E-05	2,60E-07	<0,01
13	Magnésio	kg	0,0000	2,80E-07	9,59E-14	<0,01
14	Manganês	kg	0,0000	3,30E-05	8,47E-11	<0,01
15	Molibdênio	kg	0,0000	2,20E-01	3,14E-07	<0,01
16	Níquel	kg	0,0050	1,20E-03	6,03E-06	<0,01
17	Neodímio	kg	0,0001	3,10E-05	3,72E-09	<0,01
18	Nióbio	kg	0,0000	5,00E-04	3,91E-10	<0,01
19	Paládio	kg	0,0000	9,80E+02	4,49E-02	29,05

20	Praseodímio	kg	0,0001	1,40E+03	9,35E-02	60,45
21	Prata	kg	0,0000	1,00E+01	1,04E-04	0,06
22	Estrôncio	kg	0,0000	1,70E-06	1,77E-11	<0,01
23	Estanho	kg	0,0015	7,40E-02	1,11E-04	0,07
24	Tungstênio	kg	0,0000	2,80E-02	8,76E-07	<0,01
25	Vanádio	kg	0,0000	9,30E-06	1,66E-10	<0,01
26	Zinco	kg	0,0014	3,20E-03	4,48E-06	<0,01
27	Zircônio	kg	0,0000	3,40E-05	4,86E-11	<0,01
28	Vidro	kg	0,0321	Muito baixo	Muito baixo	Muito baixo
29	Plástico	kg	0,0359	1,30E-04	4,67E-06	<0,01
30	Smartphone	Unidade	1,0000	1,55E-03	1,55E-03	1,00
31	Display	kg	0,0321	3,14E-03	1,01E-04	0,06
Total Massa (kg)			0,14			
Total Depleção em kg Sb-eq				0,1547		kg Sb-eq/smart
Total Depleção em gr Sb-eq				154,69		g Sb-eq/smart

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 3.

A depleção de recursos em antimônio equivalente (Sb-eq) totaliza 0,1547 kg Sb-eq (154,69 g Sb-eq), com impactos concentrados principalmente em poucos materiais. Praseodímio e paládio dominam, somando 89,50% do total (60,45% e 29,05%, respectivamente) devido à alta escassez e complexidade dos processos de extração, associados aos elevados fatores de caracterização. Apesar das pequenas quantidades utilizadas, o Sb-eq elevado por unidade de massa intensifica suas contribuições.

O ouro responde por 8,98%, seguindo o padrão de metais preciosos com baixa disponibilidade natural e métodos intensivos de refino. Em menor escala, a prata (0,067%) e o estanho (0,072%) também contribuem. Dentre os metais industriais, o cobre apresenta 0,245%, refletindo seu uso amplificado e fator de impacto moderado. Níquel (0,004%), cromo (0,002%) e zinco (0,003%) têm contribuições menores, mas relevantes na composição do dispositivo.

A produção agregada do smartphone, incluindo montagem e integração de componentes, representa 1,002% do total. A fabricação do display contribui com 0,065%, vinculada à presença de materiais críticos. Elementos como alumínio, ferro, lítio e plástico possuem baixa contribuição devido aos menores fatores de depleção. O vidro tem impacto considerado "muito baixo".

A análise mostra que a depleção em Sb-eq está diretamente associada à presença de metais raros e preciosos, cujas massas ínfimas concentram impactos

significativos. Esses dados destacam a necessidade de estratégias para uso eficiente e sustentável de recursos escassos.

O levantamento da depleção de recursos do reparo começou com a consideração do trajeto realizado pelo consumidor até a loja. O cenário definido para o cálculo assume uma distância total de 20 km, correspondentes a 5 km por percurso: ida e volta para entregar o smartphone e ida e volta para retirá-lo após o conserto.

Segundo o INMETRO (2023), no levantamento PBEV (Programa Brasileiro de Etiquetagem Veicular), veículos leves, na cidade, podem apresentar consumo médio de 12 km/litro de gasolina. Então:

Consumo total de gasolina por consumidor = distância / consumo médio.

Consumo total de gasolina por consumidor = 20 km / 12 km/l = 1,6 litro / consumidor.

O fator de caracterização da gasolina é 3,38E-06 kg Sb-eq (Ecoinvent 3.8 cut-off). Precisa-se converter o 1,6 litro de gasolina em quilogramas. Segundo o INMETRO (2020), o fator de densidade da gasolina é, em média, 0,720 kg/litro. Então:

- Kg de gasolina = litro x densidade.

- Kg de gasolina = 1,6 litro x 0,720 kg/litro → 1,152 kg de gasolina.

Então:

- Depleção da gasolina = kg de gasolina x fator de caracterização

- **Depleção da gasolina** = 1,152 x 3,38E-06 → **3,89E-06 kg Sb-eq.**

O resultado absoluto parece baixo (0,0039 g Sb-eq), porém, é importante contextualizar que esse valor se refere à depleção de recursos naturais relacionados à produção de gasolina para o transporte de consumidores nas operações de reparo de smartphones.

Apesar de ser uma fração reduzida no panorama geral, incluir a depleção do transporte do consumidor demonstra uma abordagem holística e detalhada do ciclo de vida do smartphone.

A Tabela 14 apresenta a depleção de recursos naturais em antimônio equivalente (Sb-eq) relacionada à extração, produção e uso de materiais empregados nos reparos de smartphones, considerando a unidade funcional em Sb-eq.

Tabela 14. Depleção de Recursos (Sb-eq) Processos de Reparo

INVENTÁRIO SMARTPHONE: Depleção de Recursos (kg Sb-eq) - Reparos							
#	Materiais	Unidade	Massa	Tela	Fator (kg Sb-eq)	Kg Sb-eq	%
1	Alumínio	kg	0,0223	7,12E-03	4,20E-08	2,99E-10	<0,01

2	Antimônio	kg	0,0001	1,89E-05	1,00E+00	1,89E-05	0,12
3	Cromo	kg	0,0030	7,80E-04	1,20E-03	9,36E-07	<0,01
4	Cobre	kg	0,0140	5,62E-04	2,70E-02	1,52E-05	0,10
5	Gálio	kg	0,0000	1,38E-06	1,70E-06	2,34E-12	<0,01
6	Ouro	kg	0,0000	1,48E-06	1,50E+03	2,22E-03	14,69
7	Ferro	kg	0,0173	3,46E-03	1,10E-06	3,81E-09	<0,01
8	Lítio	kg	0,0050	1,00E-04	5,20E-05	5,21E-09	<0,01
9	Magnésio	kg	0,0000	2,77E-07	2,80E-07	7,77E-14	<0,01
10	Manganês	kg	0,0000	2,05E-07	3,30E-05	6,78E-12	<0,01
11	Molibdênio	kg	0,0000	4,00E-07	2,20E-01	8,80E-08	<0,01
12	Níquel	kg	0,0050	4,02E-04	1,20E-03	4,82E-07	<0,01
13	Neodímio	kg	0,0001	1,32E-05	3,10E-05	4,09E-10	<0,01
14	Paládio	kg	0,0000	8,26E-06	9,80E+02	8,09E-03	53,45
15	Praseodímio	kg	0,0001	3,34E-06	1,40E+03	4,68E-03	30,88
16	Estanho	kg	0,0015	7,73E-05	7,40E-02	5,72E-06	0,03
17	Tungstênio	kg	0,0000	3,13E-07	2,80E-02	8,76E-09	<0,01
18	Vanádio	kg	0,0000	8,94E-07	9,30E-06	8,32E-12	<0,01
19	Zinco	kg	0,0014	1,40E-04	3,20E-03	4,48E-07	<0,01
20	Vidro	kg	0,0321	1,22E+01	very low	very low	very low
21	Plástico	kg	0,0359	7,19E-03	1,30E-04	9,34E-07	<0,01
22	Produção de Display	kg	0,0321	NC	3,14E-03	1,01E-04	0,66
23	Tranportes (deslocamentos)	kg	1,1520	NC	3,38E-06	3,89E-06	0,02
Total Massa (kg)			0,14				
Total Depleção em kg Sb-eq						0,0151	kg Sb-eq
Total Depleção em gr Sb-eq						15,14	g Sb-eq /rep

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 3.

A análise da depleção de recursos na fase de reparo, em antimônio equivalente (Sb-eq), mostra alta concentração de impactos em poucos materiais escassos. O paládio lidera, com 53,45% do total, apesar de sua massa reduzida (8,26E-06 kg por reparo), seguido pelo praseodímio (30,89%) e pelo ouro (14,69%), ambos com alta contribuição devido aos elevados fatores de escassez (ADP). Materiais como antimônio (0,125%), cobre (0,10%) e produção do display (0,666%) apresentam contribuições secundárias, enquanto níquel, zinco, plástico e estanho têm impacto inferior a 0,01%, e outros itens, menos de 0,001%. No total, a depleção equivale a 0,0151 kg Sb-eq (15,14 g Sb-eq) por reparo, evidenciando a influência predominante de metais preciosos, terras raras e do display, com contribuição residual do transporte (0,026%).

Esse resultado reforça o entendimento de que a maior pressão sobre os recursos naturais escassos ocorre na fase inicial do ciclo de vida dos dispositivos, sobretudo devido à extração de metais nobres e terras raras utilizados em pequenas

quantidades, mas com elevado fator de escassez (ADP). Paládio, praseodímio e ouro concentram uma parcela significativa da depleção de recursos, mesmo em quantidades mínimas, conforme apontado por Forti et al. (2020), Liu e Zhu (2024) e Ireland et al. (2024), que destacam a relevância de metais estratégicos em dispositivos eletrônicos. A fase de reparo contribui com 8,91% da depleção total, refletindo o impacto da substituição de componentes, particularmente o display, no consumo de recursos escassos

A análise dos dados consolidados indica que 84,37% do potencial de aquecimento global (GWP), equivalente a 43,72 kg CO₂-eq, está concentrado na etapa que abrange a extração de recursos naturais até a entrega dos smartphones aos consumidores. Em comparação, os reparos correspondem a 15,63% do total. Embora a contribuição relativa dos reparos seja menor, seu impacto absoluto é significativo e pode se tornar mais relevante à medida que a demanda por serviços de manutenção e substituição de componentes aumenta em sistemas circulares.

O próximo subcapítulo aborda a toxicidade humana, considerando os riscos associados à liberação de substâncias nocivas presentes nos componentes dos smartphones.

4.2.4. Toxicidade Humana (HTP) em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq)

Os impactos de toxicidade humana foram calculados com base nos fatores de caracterização do método ReCiPe. A contribuição total de cada material, expressa em kg 1,4-DCB-eq, foi estimada considerando sua massa e distribuição nos componentes do smartphone, como baterias, displays e placas de circuito impresso.

Tabela 15. Toxicidade Humana (HTP) um Smartphone

Toxicidade Humana (HTP) - Extração, Produção e Distribuição kg 1,4-DCB-eq						
#	Material	Processo Associado	Massa Total (kg)	Fator	HTP	%
1	Display	Extração, Produção e Comercialização	0,0321	2,57E+02	8,26E+00	45,00
2	Praseodímio	Mineração de terras raras	0,0001	2,39E+02	1,59E-02	0,09
3	Paládio	Mineração e produção de PCBs	0,0000	8,42E+04	3,86E+00	21,06
4	Chumbo	Mineração e descarte	0,0000	7,78E+00	3,64E-06	<0,01

5	Níquel	Processamento industrial	0,0050	6,46E+01	3,25E-01	1,77
6	Antimônio	Mineração e produção	0,0001	4,72E+02	3,18E-02	0,17
7	Ouro	Mineração de ouro	0,0000	5,94E+05	5,50E+00	29,99
8	Cromo	Produção de ligas metálicas	0,0030	1,18E+02	3,54E-01	1,93
HTP kg 1.4 DCB-eq				18,35	kg 1,4-DCB-eq/Smart	

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 4.

A Tabela 15 apresenta os impactos de toxicidade humana (HTP) na extração, produção e distribuição de materiais utilizados na fabricação de um smartphone, em equivalentes de diclorobenzeno (kg 1,4-DCB-eq). O total estimado por unidade funcional é de 18,35 kg 1,4-DCB-eq. O display é o maior responsável, com 45% do impacto (8,26 kg 1,4-DCB-eq), devido ao uso intensivo de materiais tóxicos e às emissões durante sua fabricação.

O ouro, com apenas 29,99% do total (5,50 kg 1,4-DCB-eq), é a segunda maior fonte de toxicidade, resultado do uso de reagentes perigosos, como o cianeto, em sua mineração, apesar de ser empregado em pequenas quantidades. Esses dados corroboram Aramendia et al. (2023), que destacam os impactos da mineração de metais preciosos na saúde humana e no meio ambiente. O paládio, com 21,06% (3,86 kg 1,4-DCB-eq), também apresenta elevada toxicidade, apesar de sua baixa massa, e é muito utilizado em PCBs e contatos elétricos de alta precisão, sendo considerado um material crítico tanto em impacto quanto em valor.

Níquel (1,77%) e cromo (1,93%) contribuem para a toxicidade humana devido ao uso em ligas metálicas e componentes estruturais e eletrônicos, refletindo impactos associados a processos industriais. Elementos como antimônio (0,17%), praseodímio (0,09%) e chumbo (residual) têm participações menores, mas destacam o papel de traços com elevados fatores de toxicidade no modelo de impacto. Assim, a toxicidade humana na produção de smartphones concentra-se em poucos materiais de alto impacto por unidade de massa, indicando que até elementos em pequenas quantidades podem gerar riscos à saúde ao longo da cadeia produtiva.

A Tabela 16 mostra o levantamento do HTP na fase de reparo.

Tabela 16. Toxicidade Humana (HTP) em kg 1.4-DCB-eq da Fase de Reparo

Toxicidade Humana Fase de Reparo (kg 1,4-DCB-eq)						
Item	Descrição	Qtdd	Unidd	Fator	Total HTP	%
Produção do Display	Display	0,0309	kg	2,57E+02	7,95E+00	92,54
Energia Consumida no Reparo	Reparos / Smartphone	2,4	kWh	2,25E-01	5,40E-01	6,29
Materiais Utilizados	Álcool Isopropílico	0,005	kg	2,05E+00	1,02E-02	0,12
	Cola (Epoxi)	0,002	kg	1,02E+01	2,03E-02	0,24
Transporte Local	Gsolina	20	km	3,49E-03	6,97E-02	0,81
HTP					8,59	kg 1,4-DCB-eq/reparo

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 4.

O levantamento da toxicidade humana (HTP) na fase de reparo de smartphone totaliza 8,59 kg 1,4-DCB-eq por unidade reparada. A principal fonte desse impacto é a produção do display, que representa 92,54% do total (7,95 kg 1,4-DCB-eq). Esse resultado evidencia que a substituição do display é a etapa mais intensiva em toxicidade entre todas as operações envolvidas no reparo.

A energia elétrica consumida durante o processo de reparo contribui com 6,29% (540 g 1,4-DCB-eq), sendo a segunda maior fonte de impacto. Os materiais auxiliares utilizados, como o álcool isopropílico (0,12%) e a cola epóxi (0,24%), possuem participação marginal no total da toxicidade humana gerada. O transporte local é responsável por 0,81% do HTP (69,70 g 1,4-DCB-eq).

A análise indica que 68,11% do impacto total de toxicidade humana, equivalente a 18,35 kg 1,4-DCB-eq por unidade funcional, ocorre na fase de produção inicial, enquanto os reparos representam 31,89%, ou 8,59 kg 1,4-DCB-eq. Apesar de proporcionalmente menor, o impacto dos reparos é significativo, principalmente devido à substituição de componentes como os displays, que concentram mais de 90% da toxicidade da fase de manutenção. Segundo Lin et al. (2013), a produção de displays envolve materiais e processos altamente tóxicos, incluindo o uso de metais pesados e solventes industriais. A padronização e modularidade dos smartphones, como proposto por Schischke et al. (2019), são estratégias relevantes para reduzir a necessidade de substituição completa de peças e os impactos associados à fabricação de novos componentes. Além disso, a triagem e o reuso de partes intactas, conforme discutido por Pamminer et al. (2021), podem mitigar os impactos dessa

etapa. Sob a ótica da economia circular (Bakker et al., 2014; Ellen MacArthur Foundation, 2013), os reparos, embora responsáveis por cerca de 32% da toxicidade humana total, evitam a produção de novos dispositivos, contribuindo para a preservação de recursos e a redução de impactos à saúde humana ao longo do ciclo de vida.

Segue-se com a análise dos efeitos tóxicos que substâncias químicas podem causar em organismos aquáticos, tanto em ambientes marinhos quanto de água doce.

4.2.5. Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) em Diclorobenzeno Equivalente (kg 1,4-DCB-eq)

Os fatores de caracterização de ecotoxicidade aquática, expressos em CTU-e (Comparative Toxic Units for ecosystems), representam o risco aumentado de efeitos adversos nos ecossistemas aquáticos por kg de substância emitida (Huijbregts et al., 2017). A Tabela 17 apresenta os materiais mais impactantes em termos de ecotoxicidade durante a extração, produção e distribuição de smartphones. Embora os impactos em água doce sejam quantitativamente menores que os marinhos, sua análise é crucial devido à importância desses ecossistemas para a disponibilidade de água potável e a biodiversidade (Ceschin et al., 2021). Metais pesados como cobre, cobalto e zinco têm impactos significativos em corpos de água doce, onde menor diluição torna os ecossistemas mais vulneráveis a concentrações tóxicas (Park et al., 2011; Tchounwou et al., 2012). Rios e lagos servem como fontes diretas para consumo humano, reforçando a necessidade de monitorar emissões industriais (Younger et al., 2004; Skousen et al., 2019). Contudo, no ciclo de vida global e regional dos smartphones, a análise da ecotoxicidade marinha ganha relevância, pois grande parte das emissões de metais pesados é transportada ao mar, direta ou indiretamente (Briffa et al., 2020). Uma abordagem integrada, priorizando ecotoxicidade marinha sem ignorar impactos em água doce, é essencial para uma avaliação ambiental completa, com resultados expressos em CTU-e relacionados à extração, produção e distribuição dos materiais usados na fabricação de smartphones.

Tabela 17. Ecotoxicidade Aquática Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone

Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) - Extração, Produção e Distribuição (kg 1,4-DCB-eq)

#	Mate- rial	Massa (kg)	Fator Eco. Marinha	Total Eco. Marinha	%	Fator Eco. Água Doce	Total Eco. Água Doce	%
1	Prod. Smar- tphone	1,40E-01	1,26E+05	1,26E+05	81,85	3,94E+01	3,94E+01	87,76
2	Prod. Display	3,21E-02	7,80E+05	2,50E+04	16,26	1,00E+02	3,21E+00	7,15
3	Cobre	1,41E-02	1,41E+05	1,99E+03	1,29	1,23E+02	1,73E+00	3,86
4	Níquel	5,02E-03	1,78E+04	8,95E+01	0,06	1,74E+01	8,73E-02	0,19
5	Chumbo	4,70E-07	7,00E+03	3,29E-03	<0,01	4,49E+00	2,11E-06	<0,01
6	Zinco	1,40E-03	3,58E+04	5,01E+01	0,03	1,16E+01	1,62E-02	0,04
7	Cobalto	2,18E-03	2,44E+05	5,33E+02	0,35	1,38E+02	3,01E-01	0,67
8	Antimô- nio	6,73E-05	5,78E+05	3,89E+01	0,03	5,46E+02	3,67E-02	0,08
9	Prata	1,04E-05	7,10E+06	7,41E+01	0,05	5,43E+03	5,67E-02	0,13
10	Cromo	3,00E-03	4,69E+04	1,41E+02	0,09	1,78E+01	5,34E-02	0,12
Ecotoxicidade Aquática (CTU-e)			1,54E+05	kg 1,4-DCB-eq		4,49E+01	kg 1,4-DCB-eq	

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 5.

No meio marinho, a produção de smartphones é responsável por 81,85% da ecotoxicidade total (126 tons 1,4-DCB-eq - diclorobenzeno equivalentes), enquanto o display contribui com 16,26% (25 tons 1,4-DCB-eq), totalizando 98,11% do impacto, evidenciando que o processo produtivo, mais que os materiais isolados, gera as principais emissões de substâncias tóxicas para organismos marinhos. Metais como cobre (1,29%), cobalto (0,35%) e cromo (0,09%) também possuem contribuições significativas, devido às características críticas de suas cadeias produtivas. Em água doce, a tendência se mantém, com a produção do smartphone representando 87,76% (39,4 kg 1,4-DCB-eq) e o display 7,15% (3,21 kg 1,4-DCB-eq), totalizando 94,91% do impacto total. O cobre (3,86%), cobalto (0,67%) e prata (0,13%) destacam-se como os principais elementos tóxicos, reflexo de processos de extração e manufatura associados a elevadas emissões. Estudos como Bakker et al. (2014) e Lin et al. (2013) destacam o papel dos processos industriais no ciclo de vida de eletrônicos, enquanto Pamminger et al. (2021) apontam os impactos adversos de metais como cobre e cobalto em ambientes aquáticos. Assim, a utilização de metais críticos, mesmo em pequenas quantidades, representa uma significativa pressão ambiental sobre os ecossistemas hídricos.

Veja na Tabela 18 o levantamento da ecotoxicidade aquática dos materiais que mais impactam na fase de reparos do smartphone.

Tabela 18. Ecotoxicidade Aquática Fase de Reparo de um Smartphone

Ecotoxicidade Aquática (CTU-e) - Reparos (kg 1,4-DCB-eq)									
#	Material	Qtdd	Undd	Fator Eco. Marinha	Total Eco. Marinha	%	Fator Eco. Água Doce	Total Eco. Água Doce	%
1	Prod. Display	0,0321	kg	7,80E+05	2,50E+04	83,11	1,00E+02	3,21E+00	41,33
2	Cobre (Cu)	0,0006	kg	1,41E+05	7,95E+01	0,26	1,23E+02	6,93E-02	0,89
3	Níquel (Ni)	0,0004	kg	1,78E+04	7,17E+00	0,02	1,74E+01	6,99E-03	0,09
4	Zinco (Zn)	0,0001	kg	3,58E+04	5,01E+00	0,02	1,16E+01	1,62E-03	0,02
5	Antimônio (Sb)	0,00002	kg	5,78E+05	1,09E+01	0,04	5,46E+02	1,03E-02	0,13
6	Cromo (Cr)	0,0008	kg	4,69E+04	3,66E+01	0,12	1,78E+01	1,39E-02	0,18
7	Energia Elétrica (Por Reparo)	2,4	kWh	1,95E+02	4,67E+02	1,55	2,42E-01	5,81E-01	7,48
8	Transporte Cliente (Gasolina)	20	km	2,23E+02	4,46E+03	14,81	1,93E-01	3,86E+00	49,72
9	Cola	0,002	kg	5,12E+03	1,02E+01	0,03	3,67E+00	7,34E-03	0,09
10	Álcool Isopropílico	0,005	Litro	1,71E+03	8,57E+00	0,03	8,72E-01	4,36E-03	0,06
Total kg 1.4 DCB-eq					3,01E+04	kg 1,4-DCB-eq		7,76E+00	kg 1,4-DCB-eq

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 5.

Na análise da ecotoxicidade aquática durante a fase de reparo, a produção do display permanece como o principal contribuinte ambiental. No ambiente marinho, representa 83,11% do total (25 tons 1,4-DCB-eq – diclorobenzeno equivalentes), seguida pelo transporte dos clientes até as lojas de reparo, com 14,81% (4,46 tons 1,4-DCB-eq), e pelo uso de energia elétrica, que responde por 1,55% (467 kg 1,4-DCB-eq). Materiais como cobre, cromo e antimônio possuem participações inferiores a 1%, devido às pequenas quantidades empregadas e à menor intensidade de suas cadeias produtivas. Em água doce, o padrão se repete: a produção do display lidera com 41,33% (3,21 kg 1,4-DCB-eq), enquanto o transporte de clientes a gasolina é a maior fonte, com 49,72% (3,86 kg 1,4-DCB-eq), seguido pela energia elétrica com 7,48% (581 g 1,4-DCB-eq). Metais como antimônio (0,13%), cromo (0,18%) e cobre (0,89%) apresentam contribuições pontuais, reforçando estudos de Bakker et al. (2014), Pamminer et al. (2021) e Lin et al. (2013), associando suas cadeias produtivas a emissões tóxicas relevantes, mesmo em massas reduzidas. Esses resultados demonstram que, na fase de reparo, impactos ecotoxicológicos estão mais relacionados à produção de componentes críticos e à logística do que à manipulação

de materiais, evidenciando diferenças significativas em relação à fase de produção completa.

A análise comparativa da ecotoxicidade aquática nas fases de produção e reparo evidencia boas diferenças nos impactos sobre ecossistemas marinhos e de água doce, ao longo do ciclo de vida dos smartphones. A etapa de produção, que engloba desde a extração de recursos até a entrega dos dispositivos, contribui com 153,94 tons 1,4-DCB-eq, equivalente a 83,64% das emissões totais de toxicidade marinha. Esse impacto elevado está associado à fabricação de componentes, como os displays, e à mineração de metais como cromo, cobre, antimônio e prata, reconhecidos como poluentes persistentes em ambientes aquáticos (Banaee et al., 2024; Feng et al., 2022; Filella et al., 2002; Ratte, 2009). A etapa de reparo, embora represente uma fração menor (16,36%, ou 30,11 tons 1,4-DCB-eq), ainda gera impactos relevantes, devido à substituição dos displays, que concentra grande parte das emissões nesta fase (Marti-Calatayud et al., 2023). Para mitigar a toxicidade marinha, recomenda-se substituir materiais críticos, como antimônio e prata, por alternativas menos tóxicas ou recicladas (Deberdt e Billon, 2023), adotar design modular para reduzir a necessidade de substituição integral de componentes com alto impacto ambiental (Schischke et al., 2016) e implementar rotas de produção menos poluentes na mineração e refinamento de metais, em regiões costeiras, para minimizar riscos de contaminação dos ecossistemas marinhos.

Para a ecotoxicidade em água doce (kg 1,4-DCB-eq), a produção permanece como a principal fonte de impacto ambiental, gerando 44,89 kg 1,4-DCB-eq, o que equivale a 85,26% da ecotoxicidade total em água doce. Esse impacto concentra-se nas etapas de extração, refino e manufatura, devido ao uso de metais como cobre, antimônio, cromo e prata, cujos processos industriais produzem efluentes tóxicos, que comprometem ecossistemas aquáticos (Regattieri et al., 2011; Gamage et al., 2023). A fase de reparos, embora responsável por apenas 14,74% (7,76 kg 1,4-DCB-eq), apresenta impactos associados ao consumo de energia elétrica, à fabricação de displays substitutos e ao transporte baseado em combustíveis fósseis. Esses fatores ganham relevância diante do aumento na frequência de reparos no contexto da economia circular. Para mitigar esses impactos, recomenda-se estimular o uso de fontes de energia renovável nos centros de reparo (Ellen MacArthur Foundation, 2018), investir em tecnologias limpas para a produção de displays e no

reaproveitamento de componentes funcionais (Pamminger et al., 2021), incentivar o uso de transportes sustentáveis para atendimento técnico, como modais elétricos ou serviços de coleta domiciliar (Jelti, 2023; Hooftman et al., 2018), e desenvolver materiais alternativos biodegradáveis para substituir colas e plásticos com aditivos tóxicos baseados em antimônio (Horrocks, 2020).

Na sequência, são exploradas as emissões atmosféricas relacionadas à formação de partículas a partir de óxidos de nitrogênio e amônia.

4.2.6. Formação de Material Particulado por Emissão de Precusores como Óxidos de Nitrogênio (NO_x) e Amônia (NH₃)

A pesquisa foi realizada com os termos “market for + material”, pois dessa forma abrange extração, produção de material primário e entrega do material à fábrica de smartphones (Tabela 19). A unidade funcional é emissões de material particulado (NO_x e NH₃) associadas à extração, produção primária distribuição às fábricas, produção e distribuição dos smartphones aos clientes dos materiais utilizados na fabricação de um smartphone.

Tabela 19. Levantamento Material Particulado NO_x e NH₃ nas Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone

Formação de Material Particulado NO_x e NH₃ - Extração, Produção e Distribuição								
#	Materiais	Massa (kg)	NO _x	Total NO _x	%	NH ₃	Total NH ₃	%
1	Alumínio	0,02225	3,61E-02	8,02E-04	0,72	2,93E-04	6,51E-06	0,17
2	Antimônio	0,00007	1,11E-01	7,46E-06	<0,01	1,77E-02	1,19E-06	0,03
3	Cobalto	0,00218	1,39E-01	3,04E-04	0,27	2,90E-03	6,33E-06	0,17
4	Cobre	0,01405	6,13E-02	8,61E-04	0,78	8,18E-03	1,15E-04	3,10
5	Lítio	0,00501	2,31E-01	1,16E-03	1,05	1,27E-02	6,38E-05	1,72
6	Níquel	0,00502	7,57E-02	3,80E-04	0,34	3,64E-03	1,83E-05	0,49
7	Neodímio	0,00012	1,62E-01	1,95E-05	0,01	1,65E-02	1,98E-06	0,05
8	Praseodímio	0,00007	2,22E-01	1,49E-05	0,01	2,45E-02	1,63E-06	0,04
9	Estanho	0,00150	7,09E-02	1,06E-04	0,09	7,05E-03	1,06E-05	0,28
10	Zinco	0,00140	1,48E-02	2,08E-05	0,01	2,66E-04	3,72E-07	0,01
11	Vidro	0,03209	4,95E-03	1,59E-04	0,14	2,10E-04	6,75E-06	0,18
12	Plástico	0,03593	4,52E-03	1,62E-04	0,14	4,14E-05	1,49E-06	0,04
13	* Prod. Smartphone	1	8,17E-02	8,17E-02	74,21	2,66E-03	2,66E-03	71,84
14	Prod. Display	0,03209	7,60E-01	2,44E-02	22,15	2,52E-02	8,09E-04	21,84
Massa Total (kg)		0,1197						
Form. de Mat. Particulado / Smart (gr)				110,08	g NO_x	3,70	g NH₃	

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 6.

A Tabela 19 apresenta as emissões de NO_x (óxidos de nitrogênio) e NH₃ (amônia), relacionadas à formação de material particulado durante a fase de extração, produção e distribuição de smartphones (por unidade). A produção do smartphone e do display concentram juntos mais de 96% das emissões totais de NO_x, com o smartphone responsável por 74,22% (81,7 g) e o display por 22,15% (24,4 g). Esses resultados indicam que a maior parte das emissões está associada a operações intensivas de manufatura, transformação e acabamento de materiais. Para NH₃, o padrão é semelhante: a produção do smartphone contribui com 71,84% (2,66 g), e o display com 21,84% (0,81 g), totalizando quase 94% das emissões de amônia. Esses dados destacam o papel central das etapas de produção na liberação de compostos que impulsionam a poluição secundária, em regiões industriais.

Alguns materiais, apesar de presentes em pequenas quantidades, possuem muitas contribuições para as emissões. O cobre responde por 0,78% das emissões de NO_x e 3,11% das de NH₃, refletindo a elevada intensidade emissiva de suas rotas de extração e refino. O lítio também apresenta destaque, com 1,05% de NO_x e 1,72% de NH₃, impulsionado pela crescente demanda por baterias de íon-lítio. Metais como cobalto, alumínio, níquel e cromo contribuem com percentuais expressivos, variando entre 0,17% e 0,72%, resultado dos impactos acumulados de cadeias produtivas especializadas na extração e processamento desses materiais.

O levantamento das emissões associadas à Formação de Material Particulado na fase de reparos de smartphones considerou as emissões geradas pelo deslocamento do cliente até a loja de reparo e retorno, além das emissões relacionadas à substituição do display (Tabela 20).

Tabela 20. Formação de Material Particulado (NO_x e NH₃) na fase de Reparo

Formação de Material Particulado (NO _x e NH ₃)- Reparos								
#	Materiais	Massa (kg)	NO _x	Total NO _x	%	NH ₃	Total NH ₃	%
1	Transporte (Gasolina)	1,15200	6,92E-05	7,97E-05	100,00	2,16E-06	2,49E-06	0,38
2	Produção dos Displays	0,03209	1,02E-09	3,27E-11	<0,01	2,05E-02	6,59E-04	99,62
Massa Total (kg)		1,1841						
Formação de Mat. Particulado / Smart (kg)				7,97E-05	kg NO_x	6,61E-04	kg NH₃	
Formação de Mat. Particulado / Smart (g)				7,97E-02	g NO_x	6,61E-01	g NH₃	

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 6.

Os processos de reparo, por si só, geram emissões desprezíveis e, por isso, foram desconsiderados. Estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) apontam que a

maioria das emissões relacionadas a dispositivos eletrônicos ocorre nas fases de produção e transporte, enquanto uso e reparo apresentam impactos ambientais menores (Lyng e van der Velden, 2024; Japan Electronics and Information Technology Industries Association, 2008). A Tabela 20 detalha as emissões de NO_x e NH_3 na fase de reparo de smartphones, considerando transporte por gasolina e produção de novos displays (por unidade). O transporte é responsável por 100% das emissões de NO_x , totalizando 79,7 mg, enquanto a fabricação dos displays não contribui tanto para esse poluente. Já as emissões de NH_3 têm uma dinâmica oposta: 99,62% (6,59 mg) originam-se da produção de displays, e apenas 0,38% ($2,49\text{E-}06$ kg) do transporte. Esses dados mostram que o transporte, com combustíveis fósseis, é o principal emissor de NO_x , enquanto a manufatura de componentes substitutos, como displays, concentra as emissões de NH_3 .

A análise comparativa da formação de material particulado nas fases de produção e reparo revela diferenças nas emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH_3), ambos associados à poluição atmosférica e à formação de partículas secundárias prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente. No caso do NO_x , a fase de produção, abrangendo desde a extração de recursos até a entrega dos smartphones, concentra 99,93% das emissões totais (110 g), enquanto os reparos representam apenas 0,07% ($7,97\text{E-}05$ kg), reforçando a posição na literatura de que a fabricação de dispositivos eletrônicos domina as emissões atmosféricas nesse ciclo de vida (Lyng e van der Velden, 2024; Japan Electronics and Information Technology Industries Association, 2008). Para o NH_3 , observa-se uma predominância similar da produção, com 84,84% das emissões (3,7 g), frente aos 15,16% atribuídos aos reparos (6,61 mg). Apesar do impacto relativo mais expressivo dos reparos nesse caso, a produção permanece como principal fonte de emissões, indicando a necessidade de estratégias voltadas à redução da fabricação de novos dispositivos. Para mitigar as emissões de NO_x na produção, recomenda-se a adoção de tecnologias de combustão mais limpas, processos industriais menos dependentes de fontes fósseis e maior utilização de energia renovável na cadeia produtiva (Nuss e Eckelman, 2014). Nos reparos, em que as emissões de NO_x estão vinculadas ao transporte com gasolina, soluções como veículos elétricos, biocombustíveis e otimização logística se mostram eficazes (Hooftman et al., 2018). Já as emissões de NH_3 associadas à produção de displays substitutos podem ser reduzidas pela melhoria de processos

produtivos, uso de materiais alternativos menos poluentes e adoção de componentes reconicionados ou reciclados, estratégias alinhadas aos modelos de economia circular (Kulczycka et al., 2017; Seif et al., 2020).

Aborda-se, a seguir, o potencial de acidificação, resultante da emissão de compostos que contribuem para a formação de chuvas ácidas, como o dióxido de enxofre (SO₂).

4.2.7. Levantamento e Análise da Acidificação em Dióxido de Enxofre Equivalente (kg SO₂-eq)

O potencial de acidificação, medido em equivalentes de dióxido de enxofre (SO₂-eq), está associado à liberação de gases ácidos, como SO₂ e NO_x, que reagem na atmosfera formando compostos responsáveis pela acidificação de solos e águas, com impactos diretos em ecossistemas sensíveis e na produtividade agrícola. A quantificação das emissões evitadas por meio dos reparos possibilita avaliar os benefícios dessa prática na mitigação de processos acidificantes ao longo do ciclo de vida dos dispositivos.

A Tabela 21 apresenta as emissões de dióxido de enxofre equivalente (SO₂-eq) relacionadas às etapas de extração, produção de materiais primários e distribuição envolvidas na fabricação de um smartphone, expressas em kg SO₂-eq como unidade funcional.

Tabela 21. Levantamento das Emissões de Acidificação (SO₂-eq) - Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone

Acidificação (SO ₂ -eq) - Extração, Produção e Distribuição (SO ₂ -eq)						
#	Materiais	Unidade	Massa	Fator	SO ₂ -eq	%
1	Alumínio	kg	0,02225	7,95E-02	1,77E-03	0,57
2	Antimônio	kg	0,00007	1,53E-01	1,03E-05	<0,01
3	Bário	kg	0,00022	8,76E-03	1,89E-06	<0,01
4	Cromo	kg	0,00300	1,17E-01	3,51E-04	0,11
5	Cobalto	kg	0,00218	4,32E-01	9,42E-04	0,30
6	Cobre	kg	0,01405	4,89E-01	6,87E-03	2,21
7	Disprósio	kg	0,00000	7,79E-03	1,18E-08	<0,01
8	Gálio	kg	0,00001	5,24E-01	3,80E-06	<0,01
9	Ouro	kg	0,00001	3,38E+02	3,13E-03	1,01
10	Ferro	kg	0,01732	1,26E-03	2,19E-05	<0,01
11	Chumbo	kg	0,00000	2,93E-02	1,37E-08	<0,01
12	Lítio	kg	0,00501	4,96E-01	2,48E-03	0,80

13	Magnésio	kg	0,00000	8,54E-02	2,92E-08	<0,01
14	Manganês	kg	0,00000	3,28E-02	8,42E-08	<0,01
15	Molibdênio	kg	0,00000	2,25E-01	3,21E-07	<0,01
16	Níquel	kg	0,00502	1,81E+00	9,12E-03	2,94
17	Neodímio	kg	0,00012	3,52E-01	4,23E-05	0,01
18	Nióbio	kg	0,00000	2,30E-02	1,80E-08	<0,01
19	Paládio	kg	0,00005	2,02E+03	9,27E-02	29,90
20	Praseodímio	kg	0,00007	5,08E-01	3,39E-05	0,01
21	Prata	kg	0,00001	3,98E+00	4,16E-05	0,01
22	Estrôncio	kg	0,00001	1,79E-02	1,87E-07	<0,01
23	Estanho	kg	0,00150	9,76E-02	1,46E-04	0,04
24	Tungstênio	kg	0,00003	7,61E-02	2,38E-06	<0,01
25	Vanádio	kg	0,00002	1,26E-02	2,26E-07	<0,01
26	Zinco	kg	0,00140	2,17E-02	3,04E-05	<0,01
27	Zircônio	kg	0,00000	1,92E-02	2,74E-08	<0,01
28	Vidro	kg	0,032	9,92E-03	3,18E-04	0,10
29	Plástico	kg	0,036	8,04E-03	2,89E-04	0,09
30	Produção Smartphone	Unidd	1	1,74E-01	1,74E-01	56,13
31	Produção Display	kg	0,032	5,50E-01	1,76E-02	5,69
Massa Total (kg)			0,14			
Acidificação				309,95	g SO₂-eq/smart	

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 7.

A emissão total por unidade funcional é de 309,95 g SO₂-eq por smartphone, evidenciando uma concentração de cargas acidificantes associadas à cadeia produtiva.

O paládio é o maior contribuinte individual para as emissões de acidificação, representando 29,90% do total (92,7 g SO₂-eq), apesar de sua massa ser muito pequena, devido à elevada intensidade de impacto de sua extração e processamento. A produção do smartphone como processo agregado responde por 56,14% das emissões totais (174 g SO₂-eq), indicando que a maior parte dos impactos acidificantes decorre das etapas produtivas combinadas, e não apenas dos materiais específicos. Entre os outros contribuidores estão níquel (2,94%), cobre (2,22%), lítio (0,80%) e cobalto (0,30%), todos essenciais para a estrutura e funcionalidade do dispositivo. O display, considerado isoladamente, aparece como o terceiro maior contribuinte, com 5,69% do total. Em contraste, materiais como antimônio, molibdênio, chumbo, bário e elementos terras-raras apresentam impactos residuais, devido à menor massa utilizada e fatores de emissão menos intensos.

A concentração dos impactos em poucos itens sugere que intervenções focadas em materiais críticos e em processos produtivos mais eficientes podem

representar caminhos relevantes para mitigar esses efeitos dentro do escopo da avaliação ambiental do ciclo de vida.

O levantamento das emissões associadas à acidificação ($\text{SO}_2\text{-eq}$) na fase de reparos de smartphones considerou as emissões geradas pelo deslocamento dos clientes até as lojas de reparo e retorno, além das emissões relacionadas à substituição do display. Veja Tabela 22 com o levantamento.

Tabela 22. Levantamento das Emissões $\text{SO}_2\text{-eq}$ na Fase de Reparos

Acidificação ($\text{SO}_2\text{-eq}$) - Reparo					
#	Materiais	Massa (kg)	Fator $\text{SO}_2\text{-eq}$	Total $\text{SO}_2\text{-eq}$	%
1	Transporte (gasolina)	1,15200	7,96E-04	9,17E-04	4,94
2	Display (produção e transporte)	0,03209	5,50E-01	1,77E-02	95,06
Massa Total (kg)		1,1841			
Acidificação / Smart (g)				18,57	g $\text{SO}_2\text{-eq}$

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 7.

A fase de reparo de smartphones apresenta emissões totais de 18,57 g-eq por unidade funcional, bem inferiores às cerca de 310 g da fase de produção, evidenciando sua menor intensidade ambiental em termos de acidificação atmosférica. A produção e transporte do display substituto são responsáveis por 95,06% das emissões (17,7 g $\text{SO}_2\text{-eq}$), destacando-se como a principal fonte de impacto devido aos elevados fatores de emissão associados à cadeia de produção, apesar do baixo volume de material envolvido. O transporte com gasolina, embora envolva uma massa maior (1,152 kg), contribui com apenas 4,94% (0,0009 g $\text{SO}_2\text{-eq}$) devido a um menor fator de emissão para acidificação, reforçando que a logística associada ao reparo, como deslocamentos de clientes ou coleta técnica, também gera impactos, mas de forma secundária.

A análise da acidificação ($\text{SO}_2\text{-eq}$) nas fases de produção e reparo de smartphones evidencia boa diferença na contribuição de cada etapa para as emissões atmosféricas associadas. A produção, englobando extração, manufatura e distribuição, gera 309,9 g $\text{SO}_2\text{-eq}$, representando 94,35% do total, enquanto os reparos contribuem com 18,6 g $\text{SO}_2\text{-eq}$, ou 5,65%. A maior parcela das emissões na produção está ligada à fabricação e transporte de componentes como paládio, níquel, cobre e prata, materiais com altos fatores de emissão de $\text{SO}_2\text{-eq}$, conforme Nuss e Eckelman (2014) e Seif et al. (2020). No caso dos reparos, a substituição do display é responsável por mais de 95% das emissões nessa fase, enquanto o transporte

baseado em gasolina cobre o restante. Mitigações incluem o reaproveitamento de displays por meio de sistemas de coleta, teste e recondição, reduzindo a necessidade de novos insumos e suas emissões associadas (Hooftman et al., 2018). Além disso, a adoção de transporte sustentável, como modais elétricos ou logísticas compartilhadas, pode minimizar ainda mais os impactos de acidificação ligados à etapa de reparo.

A próxima seção trata do volume de água utilizado para produção, distribuição e reparo do smartphone, destacando sua relevância como recurso vital e limitado.

4.2.8. Avaliação do Uso da Água (m³)

A Tabela 23 apresenta o uso de água (m³) associado às etapas de extração, produção e distribuição de um smartphone.

Tabela 23. Levantamento do Uso da Água nas Fases de Produção e Distribuição de um Smartphone

Uso da Água (m³) - Extração, Produção e Distribuição aos Clientes						
#	Materiais	Unidade	Massa	Fator	m³	%
1	Alumínio	kg	0,02225	5,34E-02	1,19E-03	0,11
2	Antimônio	kg	0,00007	4,87E-01	3,28E-05	<0,01
3	Bário	kg	0,00022	6,26E-03	1,35E-06	<0,01
4	Cromo	kg	0,00300	1,38E-01	4,14E-04	0,04
5	Cobalto	kg	0,00218	3,07E+00	6,70E-03	0,64
6	Cobre	kg	0,01405	1,90E-01	2,67E-03	0,25
7	Disprósio	kg	0,00000	5,77E-02	8,73E-08	<0,01
8	Gálio	kg	0,00001	1,14E+00	8,24E-06	<0,01
9	Ouro	kg	0,00001	1,06E+03	9,84E-03	0,95
10	Ferro	kg	0,01732	2,35E-04	4,07E-06	<0,01
11	Chumbo	kg	0,00000	1,52E-02	7,12E-09	<0,01
12	Lítio	kg	0,00501	1,17E+00	5,88E-03	0,56
13	Magnésio	kg	0,00000	1,25E-01	4,27E-08	<0,01
14	Manganês	kg	0,00000	3,40E-02	8,73E-08	<0,01
15	Molibdênio	kg	0,00000	6,48E-01	9,25E-07	<0,01
16	Níquel	kg	0,00502	6,44E-01	3,24E-03	0,31
17	Neodímio	kg	0,00012	2,35E+00	2,83E-04	0,02
18	* Nióbio	kg	0,00000	2,52E-02	1,97E-08	<0,01
19	Paládio	kg	0,00005	2,44E+02	1,12E-02	1,08
20	Praseodímio	kg	0,00007	3,55E+00	2,37E-04	0,02
21	Prata	kg	0,00001	3,22E+00	3,37E-05	<0,01
22	Estrôncio	kg	0,00001	1,84E-02	1,92E-07	<0,01
23	Estanho	kg	0,00150	6,24E-02	9,36E-05	<0,01

24	Tungstênio	kg	0,00003	3,95E-01	1,24E-05	<0,01
25	** Vanádio	kg	0,00002	6,85E-03	1,23E-07	<0,01
26	Zinco	kg	0,00140	7,62E-02	1,07E-04	0,01
27	Zircônio	kg	0,00000	6,46E-02	9,22E-08	<0,01
28	** * Vidro	kg	0,032	5,10E-03	1,64E-04	0,01
29	Plástico	kg	0,036	4,33E-03	1,56E-04	0,01
30	**** Smartphone	Unidd	1	9,69E-01	9,69E-01	93,81
31	Display	kg	0,032	6,75E-01	2,17E-02	2,09
Massa Total (kg)			0,14			
Uso da Água (m³)			1,03			m³

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 8.

A Tabela 23 apresenta um consumo total de 1,03 m³ de água por unidade funcional, com 93,81% concentrados na produção do smartphone (0,969 m³) e 2,10% na produção do display (0,0217 m³). Dentre os materiais, o paládio é o maior contribuinte individual, com 0,0112 m³ (1,08%), seguido pelo ouro (0,00984 m³; 0,95%) e cobalto (0,0067 m³; 0,65%). Metais como níquel, cobre e lítio também destacam-se por seu consumo hídrico, variando entre 0,0026 m³ e 0,0058 m³, devido à intensidade dos processos de extração e refino. Outros metais, como antimônio, prata, praseodímio e neodímio, embora utilizados em menores quantidades, possuem fatores de uso de água elevados, demonstrando que mesmo pequenas massas podem gerar impactos significativos. Já materiais como vidro (0,0164 m³) e plástico (0,0156 m³), apesar de sua maior presença em massa, têm contribuições menores, refletindo processos industriais menos intensivos em consumo hídrico.

Em resumo, a maior parte do uso da água na cadeia de produção de smartphones está relacionada a processos industriais intensivos de manufatura final e à obtenção de metais preciosos e de terras raras, cuja produção demanda volumes significativos desse recurso natural.

A Tabela 24 mostra o levantamento na fase de reparos. O impacto do uso da água nas operacionalizações rotineiras da loja de reparos se mostrou insignificante (estimado em 1,25 m³/ano). A unidade funcional é uso da água (m³) associado às operações de reparos de um smartphone.

Tabela 24. Levantamento do Uso da Água na Fase de Reparos

Uso da Água (m³) - Reparos					
#	Materiais	Massa (kg)	Fator	Total m³	%
1	Transporte (gasolina)	1,15200	4,82E-04	5,55E-04	2,50
2	Display (produção e transporte)	0,03209	6,75E-01	2,17E-02	97,50

Massa Total	1,1841	
Total Uso da Água (m³)	0,022	m³

Fonte: Dados extraídos do banco Ecoinvent 3.8, conforme detalhado no Apêndice 8.

O consumo total de água na fase de reparo de smartphones é de 0,022 m³ por unidade, sendo 97,50% (0,0217 m³) associado à produção e transporte do novo display, enquanto o transporte utilizando gasolina contribui com 2,50% (0,000555 m³). Apesar de ser uma etapa ambientalmente mais eficiente em comparação à produção e distribuição de um novo dispositivo, o reparo ainda concentra seu consumo hídrico na substituição de componentes, como o display. Embora menor em magnitude, o impacto hídrico dessa fase merece atenção devido à dependência de poucos itens e ao potencial aumento desse tipo de intervenção em práticas alinhadas à economia circular.

A análise do uso da água nas fases de produção e reparo de smartphones evidencia uma disparidade marcante, com a produção, incluindo extração, manufatura e distribuição, consumindo 1,0329 m³ por unidade, o que corresponde a 97,89% do total, enquanto os reparos demandam apenas 0,0222 m³, ou 2,11%. Esse elevado consumo hídrico na produção está associado à fabricação de componentes, como os displays, e à extração de metais como cobalto, ouro e paládio, processos historicamente intensivos em água. Apesar de seu impacto residual, a fase de reparos destaca-se como uma estratégia vantajosa para a conservação de recursos, alinhando-se às observações de Forti et al. (2020) e Pamminer et al. (2021). O uso residual de água nos reparos concentra-se na fabricação de novos displays. Para mitigar o impacto hídrico na produção, recomenda-se o emprego de tecnologias mais eficientes no uso de água e a substituição de matérias-primas virgens por recicladas, conforme sugerido por Suckling e Lee (2015) e pela IEA (2023). Além disso, práticas como modularidade e reutilização de componentes, como displays, podem reduzir ainda mais a pressão sobre recursos hídricos, conforme apontado por Nuss e Eckelman (2014) e Ireland et al. (2024).

Concluídas as análises iniciais sobre os principais impactos ambientais da fabricação e reparo de smartphones, a interpretação dos resultados torna-se essencial. A Tabela 25 apresenta um resumo da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), destacando os indicadores ambientais relativos a ciclos de vida entre 3 e 6 anos. Os dados permitem avaliar como o prolongamento da vida útil influencia as métricas de

sustentabilidade, incluindo emissões, consumo de recursos e ecotoxicidade, oferecendo insights valiosos para estratégias de mitigação.

Tabela 25. Resumo dos Resultados ACVs com Indicadores

Impacto potencial	Fator caracterização	Vida útil / anos			
		3	4	5	6
GWP	kg CO ₂ -eq	14,57	12,96	10,36	8,64
Toxicidade	kg 1,4-DCB-eq	6,12	6,74	5,39	4,49
Energia Elétrica	kWh	0,58	1,04	0,83	0,69
Uso da água	m ³	0,34	0,26	0,21	0,18
Acidificação	kg SO ₂ -eq	0,1	0,08	0,07	0,05
Depleção de recursos	kg Sb-eq	0,05	0,05	0,04	0,03
Mat. Particulado	kg NO _x	0,04	0,03	0,02	0,02
	kg NH ₃	0,001	0,001	0,001	0,001
Ecotoxicidade Aquática	Água Doce	15	13,2	10,5	8,8
	Marinha	51.314	46.014	36.811	30.677

O potencial de aquecimento global (GWP) diminui de 14,57 para 8,64 kg CO₂-eq, refletindo a diluição das emissões anuais relacionadas à produção e descarte. A toxicidade humana declina de 6,12 para 4,49 kg 1,4-DCB-eq, sugerindo menor exposição a substâncias nocivas durante ciclos de fabricação menos frequentes. O consumo de eletricidade varia, atingindo pico em 4 anos (1,04 kWh), mas reduzindo para 0,69 kWh em 6 anos. Apesar dessa tendência, observa-se que o reparo implica consumo energético superior ao da produção original (1,77 kWh), evidenciando que os ganhos ambientais estão associados mais à conservação de recursos do que à eficiência energética direta. O uso de água cai consistentemente de 0,34 para 0,18 m³, beneficiando a conservação de recursos hídricos. A acidificação, medida em kg SO₂-eq, e a depleção de recursos (kg Sb-eq) também apresentam quedas progressivas, com menor pressão sobre emissões e recursos finitos. Emissões de NO_x diminuem de 0,04 para 0,02 kg, enquanto NH₃ se mantém estável em 0,001 kg, revelando impacto marginal. A ecotoxicidade aquática, especialmente marinha, apresenta reduções drásticas: de 51.314 kg para 30.677 kg 1,4-DCB-eq, destacando benefícios substanciais na mitigação da poluição. Esses resultados indicam que a extensão da vida útil dos produtos distribui os impactos ambientais ao longo de mais anos, reduzindo a intensidade anual. A promoção de design focado em durabilidade, reparabilidade e reuso é essencial para maximizar os benefícios ambientais e minimizar os custos ecológicos de ciclo de vida.

A Figura 7 apresenta os dados normalizados para interpretar e comparar diferentes tipos de impacto em uma escala comum. Os dados foram normalizados dividindo os valores pelo máximo de cada categoria e ajustando para uma escala de 0 a 1, permitindo a visualização simultânea de indicadores variados, como kg CO₂-eq, m³ ou kWh, que, de outra forma, seriam difíceis de comparar diretamente. Isso facilita a identificação de impactos dominantes e variações relativas importantes, ajudando a direcionar políticas de sustentabilidade.

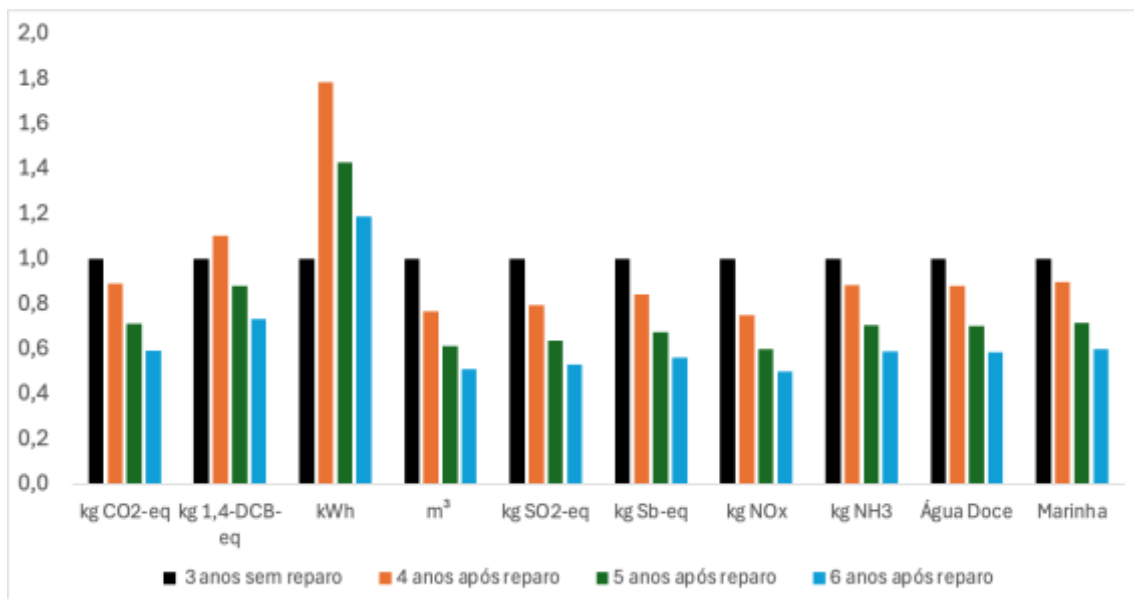


Figura 7. Comparação Normalizada dos Impactos Ambientais Anuais para Diferentes Cenários de Vida Útil com e sem Reparo de Smartphones

A análise dos indicadores ambientais normalizados revela a importância de ampliar a vida útil dos produtos para mitigar impactos ambientais em diferentes categorias, permitindo uma comparação clara das tendências relativas e destacando as áreas de maior relevância ambiental. A ecotoxicidade marinha apresenta a maior redução proporcional, com queda de quase 95%, indicando que grande parte da carga poluente ocorre nas etapas iniciais do ciclo de vida, sendo drasticamente minimizada com o uso prolongado. O potencial de aquecimento global (GWP) segue uma diminuição linear consistente, reforçando seu papel como métrica chave na descarbonização, enquanto o uso de água apresenta quedas constantes, benéficas para regiões com escassez hídrica. Indicadores como acidificação e depleção de recursos demonstram reduções progressivas, evidenciando menor extração de minerais críticos e emissão de gases ácidos. Por outro lado, categorias como consumo de eletricidade mostram variações não lineares, com um pico relativo no 4º

ano, sugerindo ineficiências operacionais pontuais. Já as emissões de NO_x e NH_3 e a toxicidade humana apresentam quedas mais modestas ou são pouco afetadas pelo aumento da durabilidade, destacando a necessidade de ações complementares nesses casos. Dessa forma, prolongar a vida útil dos produtos se apresenta como uma estratégia bastante eficaz para reduzir impactos ambientais, com prioridade em aspectos como ecotoxicidade marinha, GWP e uso de água, além da integração de políticas voltadas à durabilidade, manutenção e reutilização. Indicadores menos sensíveis, como NH_3 e toxicidade humana, requerem abordagens adicionais focadas no uso e no controle de componentes específicos.

Para complementar a análise anualizada, o Apêndice 14 apresenta os impactos ambientais absolutos por unidade funcional, evidenciando que o reparo, mesmo sem considerar a extensão da vida útil, apresenta desempenho ambiental significativamente inferior ao da produção em diversas categorias.

Concluídas as análises isoladas, este capítulo consolida os resultados por meio da integração entre EmA e ACV, destacando suas implicações para a economia circular.

5. INTEGRAÇÃO EmA E ACV E CONTRIBUIÇÕES PARA A ECONOMIA CIRCULAR

A análise complementar e integrada entre a Síntese em Emergia (EmA) e a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é fundamental para uma avaliação ambiental mais abrangente e consistente. A emergia mede a quantidade de energia solar equivalente utilizada direta ou indiretamente para prover recursos, bens ou serviços, permitindo a valorização de insumos de origem ambiental e o fornecimento de métricas para comparações mais sistêmicas (Odum, 1996; Brown e Ulgiati, 2004). Por outro lado, a ACV é amplamente utilizada para quantificar os impactos ambientais associados a processos e produtos ao longo do ciclo de vida — como emissões, consumo de recursos e geração de resíduos (ISO 14040, 2006; Baumann e Tillman, 2004) —, sua abordagem convencional, muitas vezes, limita-se a fluxos econômicos e energéticos observados diretamente, o que pode deixar de lado a avaliação de recursos ambientais menos tangíveis.

Essa integração é necessária, porque a ACV, apesar de sua amplitude, pode subestimar o papel e o impacto dos serviços ecossistêmicos e dos fluxos renováveis,

enquanto a emergia possui a capacidade de incluir esses elementos em sua análise (Brown e Ulgiati, 2011; Giannetti et al., 2018). Por exemplo, recursos considerados "gratuitos" ou abundantes na ACV — como água, biomassa e energia solar — são devidamente contabilizados na análise de emergia, proporcionando uma visão mais holística dos sistemas produtivos (Pulselli et al., 2008). Além disso, integrar a emergia com a ACV melhora a identificação de impactos ocultos, ajuda a compreender os limites biofísicos dos processos estudados e possibilita uma avaliação mais precisa da sustentabilidade de sistemas complexos (Giannetti et al., 2015; Brown & Ulgiati, 2004).

Essa combinação contribui para que as decisões sobre design, eficiência e gestão de recursos sejam informadas por um entendimento sistêmico mais completo, tanto em termos de impactos ambientais quanto de viabilidade ecológica. Adotar tal perspectiva integrada permite ir além de análises baseadas apenas em métricas econômicas ou emissões diretas, promovendo abordagens orientadas à sustentabilidade que considerem tanto os fluxos industriais quanto os ecossistêmicos em suas interações (Bastianoni et al., 2001; Giannetti et al., 2010).

A Figura 8 apresenta os aspectos interconectados entre as dimensões ambientais, técnicas e sociais no ciclo de vida de um smartphone, destacando por meio de ciclos de feedback os processos de reutilização, remanufatura e reciclagem. As setas pretas representam os fluxos de materiais e produtos, as setas azuis indicam os impactos e dependências ambientais, enquanto as setas verdes combinam as contribuições e benefícios sociais e ambientais. O diagrama enfatiza a importância dos princípios da economia circular, como reparo, reutilização e reciclagem, para reduzir o consumo de recursos e os impactos ambientais, destacando o papel do reparo em prolongar a utilidade de um smartphone e minimizar danos ecológicos (Korhonen et al., 2018; Ellen MacArthur Foundation, 2013).

O diagrama representa um sistema integrado: sistemas naturais (oceanos, atmosfera, solo), processos industriais (mineração, manufatura, reparo) e a sociedade humana não estão isolados, mas interligados. Ele sustenta uma abordagem holística do ciclo de vida, conforme aplicada na ciência da sustentabilidade e na ecologia industrial. A natureza fornece recursos (materiais, energia) e absorve impactos (poluição, emissões, uso do solo). A indústria transforma esses recursos em bens. A

sociedade consome esses bens e contribui com trabalho, conhecimento e valor econômico.

O reparo recebe destaque por adiar a obsolescência, reduzindo a pressão sobre a mineração, a manufatura e a gestão de resíduos, além de preservar o valor do sistema sem demandar consideráveis insumos de materiais ou energia. Socialmente, fomenta economias locais e empregos baseados em habilidades. Contudo, a dificuldade de reparo em smartphones modernos limita sua viabilidade, reforçando a importância de políticas como o Direito ao Reparo, bem como a necessidade de projetos orientados à longevidade, modularidade e suporte regulamentar.

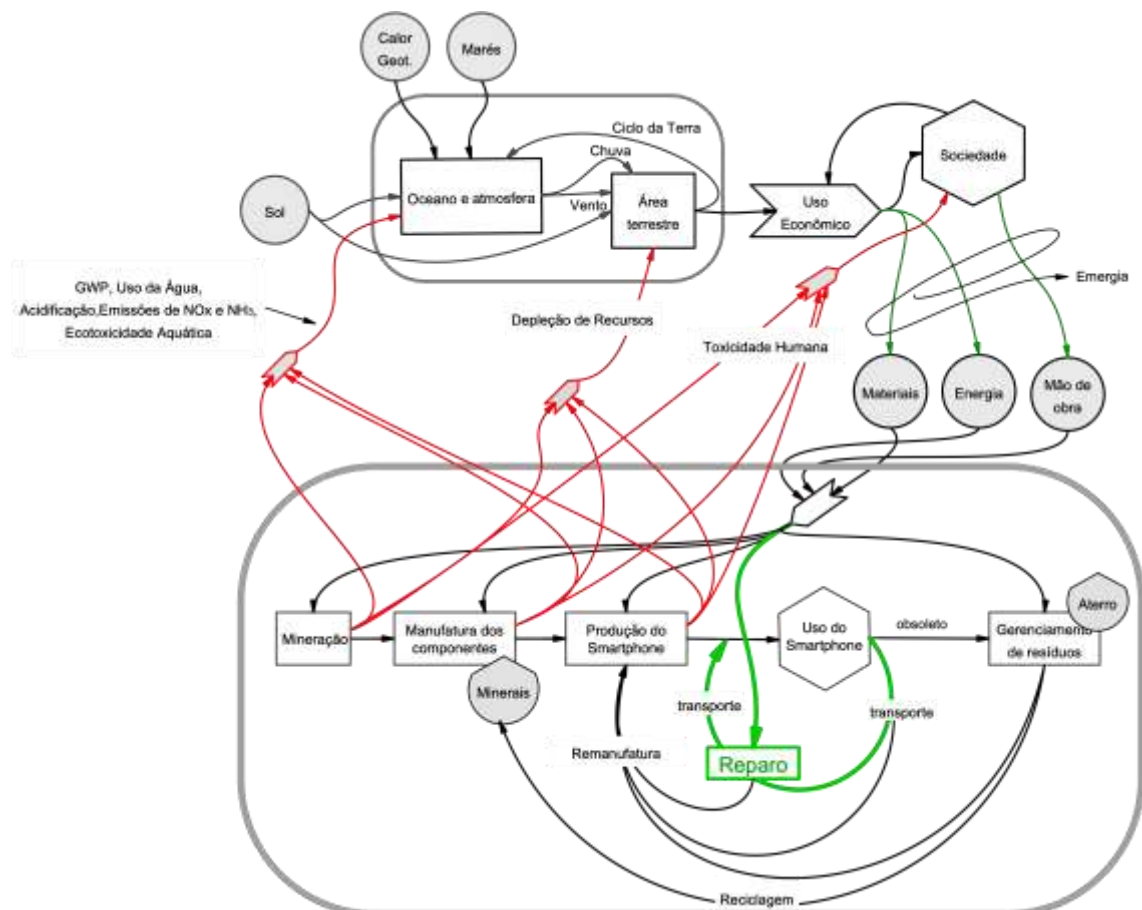


Figura 8. Diagrama de energia do smartphone combinando os fluxos medidos por ACV e emergia.

Os fluxos em vermelho destacam a complexa pegada ambiental dos smartphones, indo além das preocupações com mudanças climáticas (GWP) para incluir questões como uso de água, acidificação e ecotoxicidade, subestimadas no discurso público. Esses impactos abrangem toda a cadeia de suprimentos, e não apenas etapas visíveis como manufatura e uso, exigindo uma transformação

sistêmica da cadeia de valor, em vez de soluções focadas em "dispositivos mais verdes". A depleção de recursos críticos, indicada no diagrama, traz à tona debates sobre substituição de materiais, mineração urbana de resíduos eletrônicos e o desacoplamento entre crescimento econômico e consumo de recursos, implicados nos fluxos circulares e de energia.

A Emergia (fluxos em verde), conceito da ecologia de sistemas, engloba toda a energia e recursos necessários para produzir um bem ou serviço, incluindo dependências ocultas, como a energia associada ao trabalho e à infraestrutura. Ao integrar materiais, energia e trabalho em um único fluxo, promove uma contabilidade mais abrangente de sustentabilidade, além de métricas como pegada de carbono ou custos econômicos, permitindo avaliar o custo real dos produtos para a natureza e a sociedade.

A ACV avalia os impactos ambientais diretos ao longo do ciclo de vida do produto, como emissões de gases de efeito estufa, consumo de água e energia, acidificação, toxicidade e depleção de recursos naturais, identificando os maiores impactos, geralmente na produção de componentes ou mineração. Isso mostra que o reparo é ambientalmente vantajoso, pois evita a fabricação de novos produtos e seus impactos associados. Contudo, a ACV limita-se a potenciais impactos, ignorando o esforço energético incorporado em processos indiretos, como formação de mão-de-obra e construção de fábricas. A emergia complementa essa análise ao calcular todo o esforço acumulado da natureza e sociedade (energia solar equivalente) necessário para criar um produto, incluindo recursos, serviços ecossistêmicos, trabalho e infraestrutura. Nesse contexto, o reparo representa uma solução eficiente, pois exige menos energia adicional do que a produção de um novo produto, prevenindo perdas sistêmicas significativas.

A integração da Emergia e ACV, em um diagrama, vai além de um fluxograma, funcionando como um modelo sistemático para analisar a sustentabilidade de produtos. Incentiva intervenções em diferentes pontos-chave, como design, políticas, comportamento e infraestrutura, evitando soluções "fim de tubo". Destaca o reparo como agente central de sustentabilidade e equidade, reforçando a necessidade de decisões integradas entre disciplinas. Quando combinado com políticas, padrões de design e mudanças culturais, pode transformar-se em um roteiro estratégico aplicável.

6. CONCLUSÕES

Este trabalho mostrou que a transição de um modelo linear de produção para uma abordagem circular baseada no reparo de smartphones pode reduzir significativamente os impactos ambientais. Reparar dispositivos, em vez de substituí-los, permite prolongar sua vida útil, minimizando a extração de matérias-primas e os danos ecológicos associados. Para avaliar esses benefícios, foi desenvolvida uma abordagem que combina a Síntese em Emergia (EmA) com a Análise do Ciclo de Vida (ACV), integrando dados sobre energia investida nos processos de produção e reparo, expressa em joules solares equivalentes (sej), e impactos ambientais, como emissões de carbono, depleção de recursos e toxicidade.

Os resultados mostraram que reparos, como a substituição de telas de smartphones, oferecem benefícios mensuráveis em relação à fabricação de novos dispositivos. Esses benefícios decorrem da menor demanda por emergia e da redução no consumo de recursos, mostrando que, embora os reparos apresentem um gasto energético ligeiramente maior por intervenção (kWh), o efeito positivo ao prolongar a vida do produto é bem superior. Os dados mostraram, também, que práticas de reparo são mais eficientes em termos de energia e materiais do que a produção de novos dispositivos. Métricas como a eficiência do reparo (η_{rep}) evidenciam que a energia economizada supera, em larga escala, a energia investida no processo.

Os benefícios ambientais não se limitam à eficiência energética, mas também incluem redução de emissões de carbono e menor impacto toxicológico. Reparos auxiliam na preservação de recursos naturais críticos, essencial em um cenário marcado pelos desafios impostos pela rápida obsolescência tecnológica. Essas conclusões salientam a importância de políticas que incentivem práticas de reparo, como o "direito ao reparo", promovendo uma mudança cultural e econômica em direção à sustentabilidade. Esse tipo de iniciativa pode contribuir para reduzir a pressão sobre os recursos naturais e a pegada ambiental dos resíduos eletrônicos.

O procedimento apresentado pode ser empregado para avaliar outros tipos de reparo e ciclos de vida de outros dispositivos além dos smartphones, o que poderia viabilizar um modelo generalizado para uma economia circular em setores com desafios de sustentabilidade semelhantes. Por fim, o estudo demonstra que a análise complementar e integrada de emergia e análise do ciclo de vida oferece uma visão holística mais clara do desempenho ambiental, possibilitando o refinamento de

métricas de sustentabilidade e o desenvolvimento de estratégias mais eficazes para a conservação de recursos.

Perspectivas para Pesquisas Futuras

Esta tese buscou avaliar o papel dos reparos de smartphones como estratégia para a mitigação ambiental e a conservação de recursos naturais, sob a ótica da economia circular, por meio da aplicação complementar da Síntese em Emergia (EmA) e da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Contudo, algumas questões permanecem em aberto e sinalizam possíveis caminhos para futuras investigações, visando aprofundar e expandir os resultados alcançados.

Entre as principais perspectivas de continuidade destacam-se:

- Realizar estudos empíricos com dados primários, coletados diretamente em oficinas e centros de reparo, possibilitando o refinamento dos inventários de emergia e dos bancos de dados de ACV. Tal abordagem ampliaria a representatividade e a precisão dos resultados, aproximando-os das condições reais de operação.
- Expandir a aplicação combinada de EmA e ACV para outros produtos eletrônicos de alta obsolescência, como notebooks, tablets e smartwatches. Esses dispositivos compartilham características semelhantes aos smartphones em termos de criticidade dos materiais e ciclos de vida curtos, oferecendo um campo fértil para validar e aprimorar as metodologias propostas.
- Desenvolvimento de um fator multiplicador universal que permita estimar os impactos ambientais associados à produção ou ao reparo de smartphones em diferentes contextos geográficos, a partir de dados regionais de consumo, produção ou manutenção de dispositivos. Essa proposta, sugerida durante a fase de qualificação, visa criar um coeficiente de impacto que, ao ser multiplicado pelo número de smartphones em uso ou reparados em uma determinada localidade, forneça uma estimativa dos efeitos ambientais. Tal fator pode apoiar análises comparativas inter-regionais, subsidiar diagnósticos ambientais rápidos e facilitar a elaboração de políticas públicas territoriais para a gestão sustentável de produtos eletroeletrônicos.
- Investigar a viabilidade técnica e econômica da implementação de políticas públicas de incentivo aos reparos, considerando a perspectiva da economia circular. Análises de custo-benefício, modelagens econômicas (incluindo abordagens como

servitização) e estudos de impacto regulatório podem subsidiar decisões governamentais para fomentar o direito ao reparo e a modularidade dos produtos.

Essas direções futuras visam não apenas consolidar o conhecimento científico sobre a sustentabilidade no setor eletrônico, mas também contribuir para o desenvolvimento de estratégias públicas e privadas mais eficazes na transição para sistemas produtivos regenerativos, circulares e resilientes.

7. REFERÊNCIAS

- Abeykoon, C., McMillan, A., Nguyen, B.K. (2021). Energy efficiency in extrusion-related polymer processing: a review of state of the art and potential efficiency improvements. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 147, 111219. Doi:10.1016/j.rser.2021.111219.
- Agostinho, F., Sevegnani, F., Almeida, C.M.V.B., Giannetti, B.F. (2018). Exploring the potentialities of emergy accounting in studying the limits to growth of urban systems. *Ecological Indicators*, 94, 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.064>.
- Alejandre, C., Akizu-Gardoki, O., Montoya, J., Larrinaga, J., Minguez, R. (2023). Environmental burdens analysis of current music player devices through Life-Cycle Assessment methodology and optimum lifespan of these apparatus. *Environmental Challenges*, 13, 100774. Doi:10.1016/j.envc.2023.100774.
- Apple. (2022). iPhone 14 – Especificações Técnicas. Disponível em: <https://www.apple.com/br/iphone-14/specs/>.
- Aramendia, E., Brockway, P.E., Taylor, P.G., Norman, J. (2023). Global energy consumption of the mineral mining industry: Exploring the historical perspective and future pathways to 2060. *Global Environmental Change*, 83, 102745. Doi:10.1016/j.gloenvcha.2023.102745.
- Ardente, F.; Mathieux, F. (2014). Environmental assessment of the durability of energy-using products. Method and application. *J. Clean. Prod.* doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.049.
- Ardente, F.; Talens Peiró, L.; Mathieux, F.; & Polverini, D. (2018). Accounting for the Environmental Benefits of Remanufactured Products: Method and application. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1545–1558. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.012>.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. (2014). NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. (Sem DOI disponível).
- Baguedou, E., Narra, S., Agboka, K., Kongnine, D.M., Armoo, E.A. (2023). Alternative fuel substitution improvements in low NOx in-line calciners. *Clean Technologies*, 5(2), 36. Doi:10.3390/cleantechnol5020036.

- Baldé, C.P., Forti, V., Gray, V., Kuehr, R., Stegmann, P. (2017). The Global E-Waste Monitor 2017: Quantities, Flows, and Resources. International Telecommunication Union, Geneva. Doi:10.5281/zenodo.3371649.
- Bakker, C., Wang, F., Huisman, J., Hollander, M. den. (2014). Products that go round: exploring product life extension through design. *Journal of Cleaner Production*, 69, 10–16. Doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.028.
- Bakker, C.A., Hollander, D.M.C., Hinte, E. van, Zijlstra, Y. (2014). Products that Last – Product Design for Circular Business Models. TU Delft Library, Delft.
- Bailey, G., Joyce, P.J., Schrijvers, D., Schulze, R., Sylvestre, A.M., Sprecher, B., Vahidi, E., Dewulf, W., Van Acker, K. (2020). Review and new life cycle assessment for rare earth production from bastnäsite, ion adsorption clays and lateritic monazite. *Resources, Conservation and Recycling*, 158, 104807. Doi:10.1016/j.resconrec.2020.104807.
- Banaee, M., Zeidi, A., Mikušková, N., Faggio, C. (2024). Assessing metal toxicity on crustaceans in aquatic ecosystems: A comprehensive review. *Biological Trace Element Research*, 2024. Doi:10.1007/s12011-024-04122-7.
- Bandh, S.A., Malla, F.A., Wani, S.A., Hoang, A.T. (2024). Waste management and circular economy. In: *Waste Management in the Circular Economy*. Springer. Doi:10.1007/978-3-031-42426-7_1.
- Barros, M., Dimla, E. (2021). From planned obsolescence to the circular economy in the smartphone industry: an evolution of strategies embodied in product features. *Business and Politics*, 23(4), 530–556. Doi:10.1017/bap.2021.42.
- Bastianoni, S.; Marchettini, N.; Panzieri, M.; Tiezzi, E. (2001). Sustainability assessment of a farm in the Chianti area (Italy). [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00079-2](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00079-2).
- Baumann, H., & Tillman, A.-M. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA: An Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application*. Lund, Sweden: Studentlitteratur.
- Bawankar, S., Dwivedi, G., Nanda, I., Macedo, V.D.J., Kesharvani, S., Meshram, K., Jain, S., Mishra, S., Singh, V.P., Verma, P. (2023). Environmental impact assessment of lithium ion battery employing cradle to grave. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 57, 103224. Doi:10.1016/j.seta.2023.103224.
- Berger, G., Raonic, Z., Forthuber, D., Raupenstrauch, H., Hermann, R. (2022). Energy and material flow evaluation with CO₂ emissions in the glass production process. *Advances in Materials Physics and Chemistry*, 12, 109–122. Doi:10.4236/ampc.2022.124010.
- Bhuniya, S., Pareek, S., Sarkar, B., Kumar Sett, B. (2021). A smart production process for the optimum energy consumption with maintenance policy under a supply chain management. *Processes*, 9(1), 19. Doi:10.3390/pr9010019.

- Binnemans, K., Jones, P.T., Blanpain, B., Van Gerven, T., Yang, Y., Walton, A., Buchert, M. (2013). Recycling of rare earths: a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 51, 1–22. Doi:10.1016/j.jclepro.2012.12.037.
- Bocken, N. M.P.; Pauw, I.; Bakker, C.; Van Der Grinten B. (2016). Product design and business model strategies for a circular economy. *Journal of Industrial and Production Engineering*, 33(5), 308–320. Doi:10.1080/21681015.2016.1172124.
- Bookhagen, B.; Bastian, D.; Buchholz, P.; Faulstich, M; Oppen, C.; Irrgeher, J.; Prohaska, T.; Koeberl, C. (2020). Metallic Resources in Smartphones. *Resources Policy*, 66, 101603. Doi:10.1016/j.resourpol.2020.101603.
- Boulay, A. M.; Bare, J.; Benini, L.; Berger, M.; Lathuillière, M. J.; Manzardo, A.; Pfister, S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23, 368–378. Doi:10.1007/s11367-017-1333-8.
- Briffa, J.; Sinagra, E.; Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. Doi:10.1016/j.heliyon.2020.e04691.
- Brown, M. T.; Buranakarn, V. (2003). Emergy Indices and Ratios for Sustainable Material Cycles and Recycle Options. *Resources, Conservation and Recycling*, 38(1), 13–22. Doi:10.1016/S0921-3449(02)00093-9.
- Brown, M. T.; Ulgiati, S. (2004). Emergy and Environmental Accounting. *Encyclopedia of Energy*, 2, 329–354. Doi:10.1016/B0-12-176480-X/00332-0.
- Brown, M. T.; Ulgiati, S. (2002). Emergy evaluations and environmental loading of electricity production systems. *Journal of Cleaner Production*, 10(4), 321–334. Doi:10.1016/S0959-6526(01)00043-9.
- Brown, M. T.; Ulgiati, S. (2004). Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling*, 178(1–2), 201–213. Doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.03.002.
- Bustamante, G.; Giannetti, B. F.; Agostinho, F.; Liu, G.; Almeida, C. M. V. B. (2022). Prioritizing Cleaner Production Actions towards Circularity: Combining LCA and Emergy in the PET Production Chain. <https://doi.org/10.3390/su14116821>.
- Cano-Londoño, N., Silva Capaz, R., Hasenstab, C., Velásquez, H. I., McIntyre, N. R., Corder, G. D., & Posada, J. A. (2023). Life Cycle impacts assessment of two gold extraction systems in Colombia: Open-pit and alluvial mining. *Energies*, 16(4), 1904. <https://doi.org/10.3390/en16041904>.
- Cavalett, O.; Ortega, E. (2009). Emergy, nutrients balance, and economic assessment of soybean production and industrialization in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 17(8), 762–771. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.12.007>.

- Cenci, M.P.; Eidelwein, E.M.; Scarazzato, T.; Veit, H. M. (2024). Assessment of smartphones' components and materials for a recycling perspective: tendencies of composition and target elements. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. Doi:10.1007/s10163-024-01896-9.
- Cengel, Y. A.; Boles, M. A.; Kanoğlu, M. (2019). *Thermodynamics: An Engineering Approach* (9th ed.). McGraw-Hill Education.
- Ceschin, S., Bellini, A., Scalici, M. (2021). Aquatic plants and ecotoxicological assessment in freshwater ecosystems: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. Doi:10.1007/s11356-020-11496-3.
- Chisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11–32. Doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.007.
- Choi, K.-M. (2018). Airborne PM2.5 characteristics in semiconductor manufacturing facilities. *AIMS Environmental Science*, 5(3), 216–228. Doi:10.3934/environsci.2018.3.216.
- Christensen, T. H., Damgaard, A., Levis, J., Zhao, Y., Björklund, A., Arena, U., Barlaz, M. A., Starostina, V., Boldrin, A., Astrup, T. F., Bisinella, V. (2020). Application of LCA Modelling in Integrated Waste Management. *Waste Management*, 113, 138–153. Doi:10.1016/j.wasman.2020.05.004.
- Clasen, A. P.; Agostino, F.; Sulis, F.; Almeida, C. M. V. B.; Giannetti, B. F. (2024) Unlocking the potential of municipal solid waste: Emergy accounting applied in a novel biorefinery. *Ecological Modelling*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110725>.
- Clément, L.-P. P.-V., Quentin, J. E. S., Hilty, L. M. (2020). Sources of variation in life cycle assessments of smartphones and tablet computers. Zürich: University of Zurich.
- Corning Incorporated. (2023). Gorilla Glass Products: Applications and Innovation. Disponível em: <https://www.corning.com/gorillaglass/worldwide/en/products.html>.
- Comissão Europeia. (2010). International Reference Life Cycle Data System (ILCD). Centro Conjunto de Pesquisa, Instituto de Meio Ambiente e Sustentabilidade.
- CNI - Confederação Nacional da Indústria. (2019). Economia Circular: Caminho Estratégico para a Indústria Brasileira. Portal da Indústria, Brasília. (Publicação institucional – sem DOI).
- Corcelli, F., Ripa, M., & Ulgiati, S. (2017). Efficiency and sustainability indicators for papermaking from virgin pulp: Emergy and material flow analysis. *Journal of Cleaner Production*, 156, 20–31. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.158>.
- Cristiano, S.; Baarset, H.; Bruckner, C.; Johansen J.; Pastres, R. (2023). Emergy assessment to assess the ecological sustainability of smolt production and innovative options for

the reuse and valorisation of aquaculture discards.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109850>.

Curran, M. A. (2006). Life Cycle Assessment: Principles and Practice. EPA/600/R-06/060. (Sem DOI).

Deberdt, R., Billon, P. L. (2023). Green transition mineral supply risks: Comparing artisanal and deep-sea cobalt mining in a time of climate crisis. The Extractive Industries and Society, 13, 101307. Doi:10.1016/j.exis.2023.101307.

Dobre, T., Isopencu, G. O., Ahmed, S. B., Deleanu, L. M. (2024). Heavy Metal Pollution and Solutions for Its Control: General Aspects with a Focus on Cobalt Removal and Recovery from Aqueous Systems. ChemEngineering, 8(6), 118. Doi:10.3390/chemengineering8060118.

Dutra, D., Cheela, V. R. S., Dubey, B., Kumar, S., Goel, S. (2024). Evaluation of environmental impacts of mobile phones in India using life cycle assessment technique. International Journal of Environmental Science and Technology. Doi:10.1007/s13762-024-05867-3.

Econologie. (2008). Emissões de CO₂ por litro de combustível: gasolina, diesel ou GLP. (Sem DOI – fonte online institucional).

Earth.Org. (2023). The Environmental Impacts of Cobalt Mining in Congo. Earth.Org. (Sem DOI – reportagem online).

Ecoinvent Association. (2021). ecoinvent database version 3.8: Allocation, cut-off by classification. <https://support.ecoinvent.org/ecoinvent-version-3.8>.

Ecoinvent. (2024). Gasto Energético para Fabricação Vidro Industrial. Electricity, medium voltage Technosphere – RLA. (Fonte de banco de dados – sem DOI).

Ecoinvent. Gasto Energético para Fabricação de Vidro de Display. Electricity, medium voltage Technosphere - market group electricity, médium voltage - GLO. (Fonte de banco de dados – sem DOI).

Ellen MacArthur Foundation. (2018). Circular Consumer Electronics: an Initial Exploration.

Ellen MacArthur Foundation. (2023). It's time for a circular economy. Circular Economy Principles.

Ellen MacArthur Foundation. (2015). Delivering the circular economy: a toolkit for policymakers.

Ellen MacArthur Foundation. (2013). Towards the circular economy: economic and business rationale for an accelerated transition.

Environmental Protection Agency (EPA). (2023). Air Pollution and Cardiovascular Disease: The Basics. U.S. Environmental Protection Agency.

- Environmental Protection Agency (EPA). (2018). Greenhouse Gas Emissions from a Typical Passenger Vehicle.
- EPA – United States Environmental Protection Agency. UEV Library: Characterize environmental support in emergy accounting and Life Cycle Assessment. <https://www.epa.gov/water-research/uev-library#access>.
- Ercan, M., Malmodin, J., Bergmark, P., Kimfalk, E., & Nilsson, E. (2016). Life cycle assessment of a smartphone. In *Proceedings of the International Symposium on Electronics and the Environment (ISEE)*, IEEE, 1–6. <https://doi.org/10.1109/ISEE.2016.7567112>.
- Ericsson, By Sandahl, J.; Lindskog, K.; Lovehagen, N. (2024). Embodied carbon in the telecom industry. Ericsson White Paper.
- European Chemical Society. (2023). Element Scarcity – EuChemS Periodic Table.
- Farooq, A., Chairat, S., Gheewala, S.H. (2024). Application of Life Cycle Assessment for Evaluating Circular Product Systems. *Circular Economy and Sustainability*, 4(3), 1937–1959. Doi:10.1007/s43615-024-00394-2.
- Feng, W., Su, S., Song, C., Yu, F., Zhou, J., Li, J., Jia, R., Xu, P., Tang, Y. (2022). Effects of Copper Exposure on Oxidative Stress, Apoptosis, Endoplasmic Reticulum Stress, Autophagy and Immune Response in Different Tissues of Chinese Mitten Crab *Eriocheir sinensis*. *Antioxidants*, 11(10), 2029. Doi:10.3390/antiox11102029.
- Filella, M., Belzile, N., Chen, Y.-W. (2002). Antimony in the environment: a review focused on natural waters: I. Occurrence. *Earth-Science Reviews*, 57(1–2), 125–176. Doi:10.1016/S0012-8252(01)00070-8.
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R.B.H., Christiansen, K., Klüppel, H.J. (2006). The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 80–85. Doi:10.1065/lca2006.02.002.
- Farjana, S.H., Huda, N., Mahmud, M.A.P. (2019). Life cycle assessment of cobalt extraction process. *Journal of Sustainable Mining*, 18(3), 150–161. Doi:10.1016/j.jsm.2019.03.002.
- Forti, V., Baldé, C. P., Kuehr, R., Bel, G. (2020). The Global E-Waste Monitor: Quantities, Flows, and the Circular Economy Potential. United Nations University/United Nations Institute for Training and Research, International Telecommunication Union, and International Solid Waste Association.
- Gaines, L. (2018). Lithium-ion battery recycling processes: Research towards a sustainable course. *Sustainable Materials and Technologies*, 17, e00062. Doi:10.1016/j.susmat.2018.e00062.

- Gamage, L. E. N., Basak, A. K., Pramanik, A., Prakash, C., Shankar, S., Debnath, S., Dixit, A. R., Chattopadhyaya, S., Ramakrishna, S. (2023). Recycling of Gold and Silver from Electronic Waste—A Review. *Materials Circular Economy*, 5(8). Doi:10.1007/s42824-023-00081-x.
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768. Doi:10.1016/j.jclepro.2016.12.048.
- Geng, Y., Sarkis, J., Ulgiati, S., Zhang, P. (2013). Measuring China's Circular Economy. *Science*, 339(6127), 1526–1527. Doi:10.1126/science.1227059.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. Doi:10.1126/sciadv.1700782.
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11–32. Doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.007.
- Giannetti, B. F., Almeida, C. M. V. B., & Bonilla, S. H. (2010). Comparing emergy accounting with well-known sustainability metrics: The case of Southern Cone Common Market (Mercosur). *Energy Policy*, 38(7), 3518–3526. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.02.027>.
- Giannetti, B.F., Faria, L., Almeida, C.M.V.B., Agostinho, F., Coscieme, L., Liu, G. (2018). Human-nature nexuses in Brazil: monitoring production of economic and ecosystem services in historical series. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.008>.
- Giannetti, B. F., Almeida, C. M. V. B., & Bonilla, S. H. (2015). Comparing emergy accounting with well-known sustainability metrics: The case of Southern Cone Common Market (Mercosur). *Energy Policy*, 38(7), 3518–3526. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.02.027>.
- Giannetti, B. F., Marcílio, M. F. F. B.; Coscieme, L.; Agostinho, F.; Liu, G. Almeida, C. M. V. B. (2019). Howard Odum's "Self-organization, transformity and information": Three decades of empirical evidence. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.06.005>.
- Godfrey, D. M., Price, L. L., Lusch, R. L. (2022). Repair, Consumption, and Sustainability: Fixing Fragile Objects and Maintaining Consumer Practices. *Journal of Consumer Research*, 49(2), 229–251. Doi:10.1093/jcr/ucac001.
- Graedel, T. E., Harper, E. M., Nassar, N. T., Reck, B. K. (2015). On the materials basis of modern society. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(20), 6295–6300. Doi:10.1073/pnas.1312752110.
- Graziano, V., Trogal, K. (2017). The Politics of Collective Repair: Examining Object Relations in Postwork Society. *Cultural Studies*, 31(3), 634–658. Doi:10.1080/09502386.2017.1298638.

- Habek, P., Lechowicz, P. (2019). Assessment of Sustainable Production Practices: The Case of Company from Metal Industry. *Multidisciplinary Aspects of Production Engineering*, 2(1), 447–456. Doi:10.2478/mape-2019-0045.
- Haddon, L. (2011). Domestication Analysis, Objects of Study and the Centrality of Technologies in Everyday Life. *Canadian Journal of Communication*, 36(2), 311–323. Doi:10.22230/cjc.2011v36n2a2322.
- Haque, N., Hughes, A., Lim, S., Vernon, C. (2014). Rare Earth Elements: Overview of Mining, Mineralogy, Uses, Sustainability and Environmental Impact. *Resources*, 3(4), 614–635. Doi:10.3390/resources3040614.
- Hasanbeigi, A. (2018). Indústria do alumínio: 10 tecnologias emergentes para a eficiência energética e redução das emissões de GEE. *Energy Efficiency*. (Sem DOI disponível).
- He, B. H., Wang, W., Geng, R. Y., Ding, Z., Luo, D. X., Qiu, J. L., Zheng, G. D., Fan, Q. H. (2021). Exploring the fate of heavy metals from mining and smelting activities in soil-crop system in Baiyin, NW China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111649. Doi:10.1016/j.ecoenv.2020.111649.
- He, M., Chen, J., He, Y., Li, Y., Long, Q., Qiao, Y., Zhang, K. (2021). Trends and Source Contribution Characteristics of SO₂, NO_x, PM₁₀ and PM_{2.5} Emissions in Sichuan Province from 2013 to 2017. *Atmosphere*, 12(2), 189. Doi:10.3390/atmos12020189.
- Hielscher, S., Jaeger-Erben, M. (2021). From Quick Fixes to Repair Projects: Insights From a Citizen Science Project. *Journal of Cleaner Production*, 319, 128537. Doi:10.1016/j.jclepro.2021.128537.
- Hilson, G., & Murck, B. (2000). Sustainable development in the mining industry: clarifying the corporate perspective. *Resources Policy*, 26(4), 227–238. [https://doi.org/10.1016/S0301-4207\(00\)00041-6](https://doi.org/10.1016/S0301-4207(00)00041-6).
- Hooftman, N., Messagie, M., Van Mierlo, J., Coosemans, T. (2018). A review of the European passenger car regulations – Real driving emissions vs local air quality. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 86, 1–21. Doi:10.1016/j.rser.2018.01.012.
- Horrocks, R. (2020). The Potential for Bio-Sustainable Organobromine-Containing Flame Retardant Formulations for Textile Applications—A Review. *Polymers*, 12(9), 2160. Doi:10.3390/polym12092160.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Van Zelm, R. (2017). ReCiPe 2016: a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138–147. Doi:10.1007/s11367-016-1246-y.
- Hultman, J., Corvellec, H. (2012). The European Waste Hierarchy: From the Sociomateriality of Waste to a Politics of Consumption. *Environment and Planning A*, 44(10), 2413–2427. Doi:10.1068/a44668.

- IEA – International Energy Agency. (2023). The State of Clean Technology Manufacturing. (Sem DOI disponível).
- INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. (2023). Veículos leves 2023 – 15º Ciclo. (Sem DOI disponível).
- INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. (2023). Gasolina. (Sem DOI disponível).
- Ingwersen, W. W. (2011). Emergy as a life cycle impact assessment indicator: A gold mining case study. *Journal of Industrial Ecology*, 15(4), 550–567. Doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00343.x.
- International Organization for Standardization. (2006). ISO 14040: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. (Sem DOI disponível).
- International Tin Association. (2023). Life Cycle Assessment of Tin Production: Reference Year 2018/2019. (Sem DOI disponível).
- Ireland, P., Fredriksson, C., Vakhitova, T. (2024). How sustainable is my phone? Exploring the Fairphone's modular design concept. *Anslys Education Resources*. (Sem DOI disponível).
- Japan Electronics and Information Technology Industries Association. (2008). Guidelines for Life Cycle Assessment: Electronic Components. (Sem DOI disponível).
- Jelti, F., Allouhi, A., Tabet Aoul, K. A. (2023). Transition Paths towards a Sustainable Transportation System: A Literature Review. *Sustainability*, 15(21), 15457. Doi:10.3390/su152115457.
- Keiller, S., Charter, M. (2014). A Study of Member Motivations and Activities in Hackerspaces and Repair Cafés. In: *Proceedings of 19th International Conference on Sustainability Innovation*, 125–138. (Sem DOI disponível).
- Kesler, S. E., Gruber, P. W., Medina, P. A., Keoleian, G. A., Everson, M. P., Wallington, T. J. (2012). Global lithium resources: Relative importance of pegmatite, brine and other deposits. *Ore Geology Reviews*, 48, 55–69. Doi:10.1016/j.oregeorev.2012.05.006.
- Kiddee, P., Naidu, R., Wong, M. H. (2013). Electronic Waste Management Approaches: An Overview. *Waste Management*, 33(5), 1237–1250. Doi:10.1016/j.wasman.2013.01.006.
- Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the Circular Economy: An Analysis of 114 Definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221–232. Doi:10.1016/j.resconrec.2017.09.005.

- Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics*, 143, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>.
- Kouloumpis, V., Konstantzos, G. E., Chroni, C., Abeliotis, K., & Lasaridi, K. (2023). Does the circularity end justify the means? A life cycle assessment of preparing waste electrical and electronic equipment for reuse. *Sustainable Production and Consumption*, 41, 291–304. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.08.008>.
- Kulczycka, J., Lelek, Ł., Lewandowska, A., Wirth, H., Bergesen, J. D. (2017). Environmental Impacts of Energy-Efficient Pyrometallurgical Copper Smelting Technologies. *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1194–1203. Doi:10.1111/jiec.12369.
- Liang, J., Geng, Y., Su, C., Chen, W. (2024). An emergy-based comparison between primary and secondary tungsten production in China. *Environmental Impact Assessment Review*, 100, 107287. Doi:10.1016/j.eiar.2024.107287.
- Lin, R. J., Tan, K. H., Geng, Y. (2013). Market demand, green product innovation, and firm performance: Evidence from Vietnam motorcycle industry. *Journal of Cleaner Production*, 40, 101–107. Doi:10.1016/j.jclepro.2012.01.001.
- Liu, G. Y., Hao, Y., Dong, L., Yang, Z. F., Zhang, Y., Ulgiati, S. (2017). An emergy-LCA analysis of municipal solid waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 120, 131–143. Doi:10.1016/j.resconrec.2016.12.009.
- Liu, J., Zhu, S. (2024). Energy transition policy, technology innovation and sustainable manufacturing. *International Review of Economics & Finance*, 89, 424–436. Doi:10.1016/j.iref.2024.04.001.
- Liu, Z., Liu, W., Adams, M., Cote, R. P., Geng, Y., Chen, S. (2019). A hybrid model of LCA and Emergy for co-benefits assessment associated with waste and by-product reutilization. *Journal of Cleaner Production*, 234, 1314–1326. Doi:10.1016/j.jclepro.2019.06.226.
- Lyng, K-A., van der Velden, N. (2024). The life cycle of electronic devices. Norsus – Norwegian Institute for Sustainability Research. (Sem DOI disponível).
- Maione, A.; Massarotti, N.; Santagata, R.; Ulgiati, S.; Vanoli, L. (2023). Integrated environmental accounting of a geothermal grid. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113613>.
- Maniscalco, M. P., Longo, S., Cellura, M., Micciché, G., Ferraro, M. (2024). Critical Review of Life Cycle Assessment of Hydrogen Production Pathways. *Environments*, 11(6), 108. Doi:10.3390/environments11060108.
- Manivannan, S. V. (2016). Environmental and health aspects of mobile phone production and use: Suggestions for innovation and policy. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 21, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2016.04.002>.

- Marcílio, M. F. F. B. (2017). VERIFICAÇÃO DE PREMISSAS DA CONTABILIDADE AMBIENTAL EM EMERGIA: hierarquia de energia, transformidade e robustez. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista – UNIP.
- Marvuglia, A., Benetto, E., Rios, G., Rugani, B. (2013). SCALE: Software for CALculating emergy based on life cycle inventories. *Ecological Modelling*, 248, 80–91. Doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.09.015.
- Marti-Calatayud, M. C., Hernández-Perez, L., Bernardes, A. M., Rodrigues, M. A. S., Cifuentes, G., Riveros, G., Perez-Herranz, V. (2023). Application of the Electro-Electrodialysis Technology in the Copper Mineral Processing Industry: Recovery of Antimony from Mining Tailings and Recycling of the Regenerated Solution Media. *Materials Proceedings*, 15(1), 48. Doi:10.3390/materproc2023015048.
- McCarthy, A., Dellink, R., Bibas, R. (2018). A Macroeconomia da Transição da Economia Circular: Uma Revisão Crítica das Abordagens de Modelagem. *OECD Environment Working Papers*, 130. Doi:10.1787/af983f9a-en.
- McLaren, D., Niskanen, J., Anshelm, J. (2020). Reconfiguring Repair: Contested Politics and Values of Repair Challenge Instrumental Discourses Found in Circular Economies Literature. *Resources, Conservation & Recycling: X*, 8, 100046. Doi:10.1016/j.rcrx.2020.100046.
- MCTI - Ministério da Ciência e Tecnologia e Inovações. (2022). Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa. (Sem DOI disponível).
- MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. (2020). Método simples ajustado. (Sem DOI disponível).
- Morseletto, P. (2023). Sometimes Linear, Sometimes Circular: States of the Economy and Transitions to the Future. *Journal of Cleaner Production*, 401, 136816. Doi:10.1016/j.jclepro.2023.136816.
- Mousavinezhad, S., Nili, S., Fahini, A., Vahidi, E. (2024). Environmental Impact Assessment of Direct Lithium Extraction from Brine Resources: Global Warming Potential, Land Use, Water Consumption, and Charting Sustainable Scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 203, 107004. Doi:10.1016/j.resconrec.2024.107004.
- Namias, J. (2013). The Future of Electronic Waste Recycling in the United States: Obstacles and Domestic Solutions. (Sem DOI disponível).
- Narita, N., Sagisaka, M., Inaba, A. (2002). Life Cycle Inventory Analysis of CO₂ Emissions Manufacturing Commodity Plastics in Japan. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7, 139–144. Doi:10.1007/BF02978888.
- Nogrady, B. (2016). Os metais valiosos contidos em seu smartphone - e por que ele pode se tornar um problema ambiental. *BBC News Brasil*. (Sem DOI disponível).

- Norgate, T. E., Jahanshahi, S., Rankin, W. J. (2007). Assessing the environmental impact of metal production processes. *Journal of Cleaner Production*, 15(8–9), 838–848. Doi:10.1016/j.jclepro.2006.06.018.
- Norma Britânica - British Standards Institution. (2009). BS 8887-2:2009 – Design for manufacture, assembly, disassembly and end-of-life processing (MADE). Part 2: Terms and definitions. London: BSI.
- Nuss, P., Eckelman, M. J. (2014). Life cycle assessment of metals: A scientific synthesis. *PLoS ONE*, 9(7), e101298. Doi:10.1371/journal.pone.0101298.
- Odum, H. T. (1988). Self-organization, transformity, and information. *Science*, 242(4882), 1132–1139. Doi:10.1126/science.242.4882.1132.
- Odum, H. T. (1996). *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. New York: John Wiley & Sons. (Sem DOI disponível).
- Ongondo, F. O., Williams, I. D., Cherret, T. (2011). How are WEEE doing? A global review of the management of electrical and electronic wastes. *Waste Management*, 31(4), 714–730. Doi:10.1016/j.wasman.2010.10.023.
- UNEP. (2019). UN report: Time to seize opportunity, tackle challenge of e-waste. United Nations Environment Programme. (Sem DOI disponível).
- Ortega, H. (2011). A contabilidade usando emergia: A possibilidade de uma síntese. E análise crítica da proposta da “economia verde”. Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. (Sem DOI disponível).
- Otoni, M., Dias, P., Xavier, L. H. (2021). A circular approach to the e-waste valorization through urban mining in Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 294, 126290. Doi:10.1016/j.jclepro.2021.126290.
- Ozturkcan, S. (2023). The right-to-repair movement: Sustainability and consumer rights. *Journal of Information Technology Teaching Cases*, 13(1), 11–18. Doi:10.1177/20438869231178037.
- Pamminger, R., Glaser, S., Wimmer, W. (2021). Modelling of different circular end of use scenarios for smartphones. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(10), 1962–1980. Doi:10.1007/s11367-021-01869-2.
- Park, J. H., Inam, E., Abdullah, M. H., Agustiyani, D., Duran, L., Hoang, T. T., Wirojanagud, W. (2011). Implications of rainfall variability for seasonality and climate-induced risks concerning surface water quality in East Asia. *Journal of Hydrology*, 404(1–2), 1–13. Doi:10.1016/j.jhydrol.2011.04.038.
- Pauliuk, S. (2018). 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*, 129, 81–92. Doi:10.1016/j.resconrec.2017.10.019.

- Peters, J. F., Baumann, M., Zimmermann, B., Braun, J., Weil, M. (2017). The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 491–506. Doi:10.1016/j.rser.2016.08.039.
- Posada-Henao, J., Sarmiento-Ordosgoitia, I., Correa-Espinal, A. A. (2023). Effects of road slope and vehicle weight on truck fuel consumption. *Sustainability*, 15(1), 724. Doi:10.3390/su15010724.
- Prakash, J., Agrawal, S. B., Agrawal, M. (2022). Global trends of acidity in rainfall and its impact on plants and soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(4), 2712–2734. Doi:10.1007/s42729-022-01051-z.
- Puca, A., Carrano, M., Liu, G., Musella, D., Ripa, M., Viglia, S., Ulgiati, S. (2017). Energy and eMergy assessment of the production and operation of a personal computer. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, 20–35. Doi:10.1016/j.resconrec.2017.01.013.
- Pulselli, R. M.; Simoncini, E.; Ridolfi, R.; Bastianoni, S. (2008). Specific emergy of cement and concrete: An energy-based appraisal of building materials and their transport. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.10.001>.
- Qinbin, S., Zhishi, W., Jinhui, L. (2013). Sustainability evaluation of e-waste treatment based on emergy analysis and the LCA method: A case study of a trial project in Macau. *Ecological Indicators*, 30, 70–79. Doi:10.1016/j.ecolind.2013.02.007.
- Ramadan, M. N. A., Ali, M. A. H., Khoo, S. Y., Alkhedher, M., Alherbawi, M. (2024). Real-time IoT-powered AI system for monitoring and forecasting of air pollution in industrial environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 262, 115376. Doi:10.1016/j.ecoenv.2024.115376.
- Ratte, H. T. (2009). Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(1), 89–108. Doi:10.1002/etc.5620180112.
- ReCipe. (2016). ReCiPe Methodology Overview. *Pré Sustainability*. (Sem DOI disponível).
- Regattieri, S. M., Ceccato, M., Bertolo, R. A. (2011). Cobalto em águas subterrâneas: poluição, anomalia geoquímica, erro analítico ou padrão ambiental restritivo? *Anais do II Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo – ABAS*. (Sem DOI disponível).
- Riisgaard, H., Mosgaard, M., & Zacho, K. O. (2016). Local circles in a circular economy – The case of smartphone repair in Denmark. *European Journal of Sustainable Development*, 5(1), 109–124. <https://doi.org/10.14207/ejsd.2016.v5n1p109>.
- Rogers, M. A.; Drew, M. K.; Appanael, R.; Lovell, G.; Lundy, B.; Hughes, D.; Vlahovich, N.; Waddington, G.; Burke, L. M. (2021). The utility of the Low Energy Availability in Females Questionnaire to detect markers consistent with low energy availability-

related conditions in a mixed-sport cohort. *International Journal of Sport Nutrition and Exercise Metabolism*, 31(5), 427–437, <https://doi.org/10.1123/ijsnem.2020-0233>.

Romare, M., Harris, S., Zhang, Y., Steen, B., Hennlock, M. (2021). Investigating the potential circularity of a phone using Life Cycle Assessment. IVL Swedish Environmental Research Institute. (Sem DOI disponível).

Rugani, B., Benetto, E. (2012). Improvements to emergy evaluations by using life cycle assessment. *Environmental Science & Technology*, 46(9), 4705–4713. Doi:10.1021/es203440n.

Sabbaghi, M., Esmaeillan, B., Cade, W., Wiens, K., Behdad, S. (2016). Business outcomes of product repairability: A survey-based study of consumer repair experiences. *Resources, Conservation and Recycling*, 109, 114–122. Doi:10.1016/j.resconrec.2016.02.012.

Samsung Electronics. (2022). Samsung Electronics Releases. (2022). Sustainability Report 2022 (Sem DOI disponível).

Schmidt, J., Holm, P., Merrild, H., & Christensen, P. (2016). Life cycle assessment of the waste hierarchy – A Danish case study on waste paper. *Waste Management*, 52, 277–294. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.002>.

Schreiber, A., Marx, J., Zapp, P., Hake, J.-F., Voßenkaul, D., Friedrich, B. (2016). Environmental impacts of rare earth mining and separation based on eudialyte: A new European way. *Resources*, 5(4), 32. Doi:10.3390/resources5040032.

Schreiber, A., Marx, J., Zapp, P. (2021). Life cycle assessment studies of rare earths production – Findings from a systematic review. *Science of the Total Environment*, 792, 148027. Doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148027.

Schischke, K., Proske, M., Nissen, N. F., Lang, K-D. (2016). Modular products: Smartphone design from a circular economy perspective. *IEEE*, 1–6. Doi:10.1109/ISSE.2016.7549555.

Schischke, K., Proske, M., Nissen, N. F., Schneider-Ramelow, M. (2019). Impact of modularity as a circular design strategy on materials use for smart mobile devices. *MRS Energy & Sustainability*, 6, E5. Doi:10.1557/mre.2019.5.

Scott, K. A., Weaver, S. T. (2014). To repair or not to repair: What is the motivation? *Journal of Research for Consumers*, 26. (Sem DOI disponível).

Seif, R., Salem, F. Z., Allam, N. K. (2023). E-waste recycled materials as efficient catalysts for renewable energy technologies and better environmental sustainability. *Environment, Development and Sustainability*, 26, 6777–6796. Doi:10.1007/s10668-023-02925-7.

- Sharifi, S. A., Zaeimdar, M., Jozi, S. A., Hejazi, R. (2023). Effects of soil, water and air pollution with heavy metal ions around lead and zinc mining and processing factories. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(7), 758. Doi:10.1007/s11270-023-06758-y.
- Singh, A., Agrawal, M. (2008). Acid rain and its ecological consequences. *Journal of Environmental Biology*, 29(1), 15–24. (Sem DOI disponível).
- Sinha, R.; Laurenti, R.; Singh, J.; e Frostell, B. (2016). Identifying ways of closing the metal flow loop in the global mobile phone product system: A system dynamics modeling approach. *Resources, Conservation and Recycling*, 113, 65–76. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.010>.
- Skousen, J. G., Ziemkiewicz, P. F., McDonald, L. M. (2019). Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society*, 6(2), 241–249. Doi:10.1016/j.exis.2018.12.004.
- Song, Q., Wang, Z., Li, J., & Duan, H. (2012). Sustainability evaluation of an e-waste treatment enterprise based on emergy analysis in China. *Ecological Engineering*, 42, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.003>.
- Speakman, J. R., Selman, C. (2003). Physical activity and resting metabolic rate. *Proceedings of the Nutrition Society*, 62(3), 621–634. Doi:10.1079/PNS2003281.
- Stahel, W. R. (2016). The circular economy. *Nature*, 531(7595), 435–438. Doi:10.1038/531435a.
- State of Global Air. (2020). Health Effects of Air Pollution. (Sem DOI disponível).
- Suckling, J., Lee, J. (2015). Redefining scope: the true environmental impact of smartphones? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 1181–1196. Doi:10.1007/s11367-015-0909-4.
- Sundar, S., Chakravarty, J. (2010). Antimony toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(12), 4267–4277. Doi:10.3390/ijerph7124267.
- Sun, X., Luo, X., Zhang, Z., Meng, F., Yang, J. (2020). Life cycle assessment of lithium nickel cobalt manganese oxide (NCM) batteries for electric passenger vehicles. *Journal of Cleaner Production*, 273, 123006. Doi:10.1016/j.jclepro.2020.123006.
- Tan, R. B. H., & Khoo, H. H. (2006). An LCA study of a primary aluminum supply chain. *Journal of Cleaner Production*, 14(5), 607–618. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.004>.
- Tang, H., Hassan, M. U., Nawas, M., Yang, W., Liu, Y., Yang, B. (2023). A review on sources of soil antimony pollution and recent progress on remediation of antimony polluted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 260, 114884. Doi:10.1016/j.ecoenv.2023.114884.

- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *EXS*, 101, 133–164. Doi:10.1007/978-3-7643-8340-4_6.
- UNEP / SETAT Teleco Consultoria. (2011). Estatística de Celulares no Brasil. (Sem DOI disponível).
- Ulgati, S., Ascione, M., Bargigli, S., Cherubini, F., Franzese, P. P., Raugei, M., Viglia, S., Zucaro, A. (2011). Material, energy and environmental performance of technological and social systems under a life cycle assessment perspective. *Ecological Modelling*, 222(1), 176–189. Doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.09.010.
- Ulgati, S., Raugei, M., Bargigli, S. (2006). Overcoming the inadequacy of single-criterion approaches to life cycle assessment. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 432–442. Doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.
- UNEP. (2013). Metal Recycling Opportunities, Limits, Infrastructure. (Sem DOI disponível).
- United Nations. (2024). The Sustainable Development Goals Report 2024: Goal 12 – Responsible Consumption and Production. UN Statistics Division.
- United Nations Industrial Development Organization – UNIDO. (2013). Green growth: from labour to resource productivity: best practice examples, initiatives and policy options. (Sem DOI disponível).
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2009). Summary Report on Emissions from the Glass Manufacturing Industry. (Sem DOI disponível).
- U.S. Geological Survey (USGS). (2020). Mineral Commodity Summaries: Chromium. (Sem DOI disponível).
- Van Zelm, R., Huijbregts, M. A. J., Van de Meent, D. (2009). USES-LCA 2.0 — a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(3), 282–284. Doi:10.1007/s11367-009-0066-8.
- Van Oers, L., de Koning, A., Guinée, J. B., Huppes, G. (2002). Abiotic resource depletion in LCA. (Sem DOI disponível).
- Vassallo, P., Paoli, C., Fabiano, M. (2009). Emergy required for the complete treatment of municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35(5), 687–694. Doi:10.1016/j.ecoleng.2008.10.010.
- Vikström, H., Davidsson, S., Höök, M. (2013). Lithium availability and future production outlooks. *Applied Energy*, 110, 252–266. Doi:10.1016/j.apenergy.2013.04.005.
- Yang, H., Li, Y. R., Sheng, J. Z., Hu, S. Y. (2003). Evaluating waste treatment, recycle and reuse in industrial system: an application of the emergy approach. *Ecological Modelling*, 160(2–3), 13–27. Doi:10.1016/S0304-3800(02)00288-0.

- Younger, P. L., Wolkersdorfer, C. (2004). Mining impacts on the freshwater environment: technical and managerial guidelines for catchment scale management. *Mine Water and the Environment*, 23(S1), s2–s80. Doi:10.1007/BF02804749.
- Yuan, F., Shen, L. Y., Li, M. Q. (2011). Emergy analysis of the recycling options for construction and demolition waste. *Waste Management*, 31(12), 2503–2511. Doi:10.1016/j.wasman.2011.06.016.
- Xavier, L. H., Ottoni, M., Lepawsky, J. (2021). Circular economy and e-waste management in the Americas: Brazilian and Canadian frameworks. *Journal of Cleaner Production*, 280, 124138. Doi:10.1016/j.jclepro.2020.124138.
- Xiong, L.; Shah, F.; Zhao, Y.; Li, Z.; Zha, X.; Ye, M.; Wu, W. (2024). Sustainability analysis of irrigated and rainfed wheat production systems under varying levels of nitrogen fertilizer through coupling of emergy accounting and life cycle assessment. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141423>.
- Wan Mahiyuddin, W. R., Ismail, R., Mohammad Sham, N., Ahmad, N. I., Nik Hassan, N. M. N. (2023). Cardiovascular and respiratory health effects of fine particulate matters (PM_{2.5}): A review on time series studies. *Atmosphere*, 14(5), 856. Doi:10.3390/atmos14050856.
- Wang, L. M., Zhang, J. T., Ni, W. D. (2005). Emergy evaluation of eco-industrial park with power plant. *Ecological Modelling*, 185(2–4), 105–117. Doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.11.025.
- Wang, Q., Xiao, H., Ma, Q., Yuan, X., Zuo, J., Zhang, J., Wang, S., Wang, M. (2020). Review of Emergy Analysis and Life Cycle Assessment: Coupling Development Perspective. *Sustainability*, 12(1), 367. Doi:10.3390/su12010367.
- Wieser, H., & Tröger, N. (2018). Exploring the inner loops of the circular economy: Replacement, repair, and reuse of mobile phones in Austria. *Journal of Cleaner Production*, 172, 3042–3055. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.106>.
- World Economic Forum. (2019). A New Circular Vision for Electronics: Time for a Global Reboot. (Sem DOI disponível).
- World Economic Forum. (2021). Circular Economy: Repairing – not Recycling – is the first step to Tackling e-Waste from Smartphones. (Sem DOI disponível).
- World Economic Forum. (2019). Circular Economy: The World's e-Waste is a Huge Problem. It's Also a Golden Opportunity. (Sem DOI disponível).
- World Economic Forum. (2021). Repairing – not recycling – is the first step to tackling e-waste from smartphones. (Sem DOI disponível).
- Zayed, A. M., Terry, N. (2003). Chromium in the environment: Factors affecting biological remediation. *Plant and Soil*, 249(1), 139–156. Doi:10.1023/A:1022504826342.

- Zhang, X. H., Deng, S. H., Wu, J., Jiang, W. J. (2010). A Sustainability Analysis of a Municipal Sewage Treatment Ecosystem Based on Emergy. *Waste Management*, 30(5), 923–930. Doi:10.1016/j.wasman.2010.12.001.
- Zink, T., Geyer, R. (2017). Circular Economy Rebound. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 593–602. Doi:10.1111/jiec.12545.
- Zuo, J., Zhang, J., Wang, S., Wang, M. (2020). Review of Emergy Analysis and Life Cycle Assessment: Coupling Development Perspective. *Sustainability*, 12(1), 367. Doi:10.3390/su12010367.

8.APÊNDICES

Apêndice 1 - Informações e Memorial de Cálculo: Energia Elétrica

- Energia Elétrica Alumínio: a soma das energias = 13,93 MJ. Transformando em kWh / grama = 3,87E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5813/lci>).
- Energia Elétrica Antimônio: a soma das energias = 16,72 MJ. Transformando em kWh / grama = 4,65E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/483/lci>).
- Energia Elétrica Bário: a soma das energias = 0,96 MJ. Transformando em kWh / grama = 2,68E-04. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/16861/lci>).
- Energia Elétrica Cromo: a soma das energias = 119,05 MJ. Transformando em kWh / grama = 3,31E-02. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9522/lci>).
- Energia Elétrica Cobalto: a soma das energias = 1172,72 MJ. Transformando em kWh / grama = 3,26E-01. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9596/lci>).
- Energia Elétrica Cobre: a soma das energias = 23,20 MJ. Transformando em kWh / grama = 6,44E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22945/lci>).
- Energia Elétrica Disprósio: a soma das energias = 2,63 MJ. Transformando em kWh / grama = 7,32E-04 (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22944/lci>).
- Energia Elétrica Gálio: a soma das energias = 101,74 MJ. Transformando em kWh / grama = 2,83E-02. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/2327/lci>).
- Energia Elétrica Ouro: a soma das energias = 62830,80 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,75E+01. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3432/lci>).
- Energia Elétrica Ferro: a soma das energias = 0,05 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,45E-05. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8628/lci>).
- Energia Elétrica Chumbo: a soma das energias = 1,83 MJ. Transformando em kWh / grama = 5,09E-04. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/7915/lci>).
- Energia Elétrica Lítio: a soma das energias = 85,44 MJ. Transformando em kWh / grama = 2,37E-02. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/956/lci>).

- Energia Elétrica Magnésio: a soma das energias = 15,02 MJ. Transformando em kWh / grama = 4,17E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4645/lci>).
- Energia Elétrica Manganês: a soma das energias = 12,24 MJ. Transformando em kWh / grama = 3,40E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8420/lci>).
- Energia Elétrica Molibdênio: a soma das energias = 28,66 MJ. Transformando em kWh / grama = 7,96E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/6655/lci>).
- Energia Elétrica Níquel: a soma das energias = 222,02 MJ. Transformando em kWh / grama = 6,17E-02. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8302/lci>).
- Energia Elétrica Neodímio: a soma das energias = 110,59 MJ. Transformando em kWh / grama = 3,07E-02. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5751/lci>).
- * Energia Elétrica Nióbio: a soma das energias = 9,56 MJ. Transformando em kWh / grama = 2,66E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24894/lci>). O processo 'market for pyrochlore concentrate' foi selecionado para representar o impacto associado ao nióbio, dado que ele reflete as etapas de extração, beneficiamento e transporte médio global, sendo o concentrado de pirocloro a principal matéria-prima do nióbio utilizado na produção de componentes eletrônicos.
- Energia Elétrica Paládio: a soma das energias = 4791,27 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,33E+00. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3988/lci>).
- Energia Elétrica Praseodímio: a soma das energias = 165,00 MJ. Transformando em kWh / grama = 4,58E-02. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/330/lci>).
- Energia Elétrica Prata: a soma das energias = 555,52 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,54E-01. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3448/lci>).
- Energia Elétrica Estrôncio: a soma das energias = 3,08 MJ. Transformando em kWh / grama = 8,56E-04. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/13442/lci>).
- Energia Elétrica Estanho: a soma das energias = 14,01 MJ. Transformando em kWh / grama = 3,89E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1542/lci>).
- Energia Elétrica Tungstênio: a soma das energias = 9,13 MJ. Transformando em kWh / grama = 2,54E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/23488/lci>).
- ** Energia Elétrica Vanádio: a soma das energias = 1,44 MJ. Transformando em kWh / grama = 4,00E-04. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/25135/lci>). A ausência do "Market for Vanadium" na base de dados do Ecoinvent exigiu a adoção de uma abordagem alternativa para representar o gasto energético do vanádio. Considerando que o vanádio é produzido como subproduto da escória de titânio, optou-se por utilizar a entrada "Market for titania slag, 94% titanium dioxide" como uma aproximação para refletir as etapas de extração, produção primária e transporte associadas ao vanádio.
- Energia Elétrica Zinco: a soma das energias = 5,62 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,56E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4402/lci>).
- Energia Elétrica Zircônio: a soma das energias = 3,88 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,08E-03. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3352/lci>).
- *** Energia Elétrica Vidro: a soma das energias = 0,67 MJ. Transformando em kWh / grama = 1,86E-04. (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/lci>). O uso da entrada "Market for flat glass, coated" foi selecionado para representar o consumo de energia relacionado ao vidro industrial utilizado em displays de smartphones, considerando que este tipo de vidro já inclui os processos necessários de revestimento e resistência. É importante destacar que os materiais específicos que compõem o vidro especial do display, como alumínio, silício e outros elementos, já estão devidamente computados no

inventário do smartphone, cada qual com seu respectivo fator de caracterização, garantindo uma análise detalhada e evitando duplicação de impactos.

- Energia Elétrica Plástico = 2,28E+00 kWh / kg ou 2,28E-03 kWh / grama (média 50% do plástico é ABS, 30% é policarbonato, e 20% é PP – baseado em Narita et al. (2002); Tinz et al. (2023)).

- Cálculo para fabricar um smartphone e chegar até o cliente:

- **** Produção do Smartphone no Ecoinvent 3.8 cut-off está por unidade : <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24984/lci>.

Está definido que o display é acoplado ao smartphone como insumo e não está computando o gasto energético para produzi-lo.

- Produção do Display: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24581/lci>.

Apêndice 2 - Informações e Memorial de Cálculo: Potencial de Aquecimento Global – CO₂-eq.

Emissão CO₂ Alumínio: O fator é de 1,3487E+01 kg CO₂-eq (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5813/impact_assessment), logo, foi necessário transformar a grama de todos os materiais kg.

Emissão CO₂ Antimônio: O fator é de 8,33096+00 kg CO₂-eq (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/483/impact_assessment).

Emissão CO₂ Bário: O fator é de 1,1234E+00 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/16861/lci>).

Emissão CO₂ Cromo: O fator é de 2,6953E+01 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9522/lci>).

Emissão CO₂ Cobalto: O fator é de 4,2831E+01 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9596/lci>).

Emissão CO₂ Cobre: O fator é de 6,4960E+00 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22945/lci>).

Emissão CO₂ Disprósio: O fator é de 1,1788E+00 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22944/lci>).

Emissão CO₂ Gálio: O fator é de 1,6799E+02 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/2327/lci>).

Emissão CO₂ Ouro: O fator é de 4,7232E+04 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3432/lci>).

Emissão CO₂ Ferro: O fator é de 8,6174E-02 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8628/lci>).

Emissão CO₂ Chumbo: O fator é de 1,3317E+00 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/7915/lci>).

Emissão CO₂ Lítio: O fator é de 7,8468E+01 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/956/lci>).

Emissão CO₂ Magnésio: O fator é de 2,7710E+01 kg CO₂-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4645/lci>).

Emissão CO2 Manganês: O fator é de 5,4222E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8420/lci>).

Emissão CO2 Molibdênio: O fator é de 1,6695E+01 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/6655/lci>).

Emissão CO2 Níquel: O fator é de 1,6787E+01 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8302/lci>).

Emissão CO2 Neodímio: O fator é de 5,3457E+01 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5751/lci>).

* Emissão CO2 Nióbio: O fator é de 2,5049E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24894/lci>). O processo 'market for pyrochlore concentrate' foi selecionado para representar o impacto associado ao nióbio, dado que ele reflete as etapas de extração, beneficiamento e transporte médio global, sendo o concentrado de pirocloro a principal matéria-prima do nióbio utilizado na produção de componentes eletrônicos.

Emissão CO2 Paládio: O fator é de 1,1045E+04 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3988/lci>).

Emissão CO2 Praseodímio: O fator é de 7,7196E+01 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/330/lci>).

Emissão CO2 Prata: O fator é de 4,4099E+02 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3448/lci>).

Emissão CO2 Estrôncio: O fator é de 2,3587E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/13442/lci>).

Emissão CO2 Estanho: O fator é de 1,0000E+01 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1542/lci>).

Emissão CO2 Tungstênio: O fator é de 5,3939E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/23488/lci>).

** Emissão CO2 Vanádio: O fator é de 2,2645E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/25135/lci>). A ausência do "Market for Vanadium" na base de dados do Ecoinvent exigiu a adoção de uma abordagem alternativa para representar o gasto energético do vanádio. Considerando que o vanádio é produzido como subproduto da escória de titânio, optou-se por utilizar a entrada "Market for titania slag, 94% titanium dioxide" como uma aproximação para refletir as etapas de extração, produção primária e transporte associadas ao vanádio.

Emissão CO2 Zinco: O fator é de 2,6971E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4402/lci>).

Emissão CO2 Zircônio: O fator é de 2,6971E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3352/lci>).

*** Emissão CO2 Vidro: O fator é de 2,6971E+00 kg CO2-eq (<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/lci>). O uso da entrada "Market for flat glass, coated" foi selecionado para representar o consumo de energia relacionado ao vidro industrial utilizado em displays de smartphones, considerando que este tipo de vidro já inclui os processos necessários de revestimento e resistência. É importante destacar que os materiais específicos que compõem o vidro especial do display, como alumínio, silício e outros elementos, já estão devidamente computados no inventário do smartphone, cada qual com seu respectivo fator de caracterização, garantindo uma análise detalhada e evitando duplicação de impactos.

Emissão CO2 Plástico: O fator é de 2,2826E+00 kg CO2-eq (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5563/impact_assessment).

- **** Produção do Smartphone no Ecoinvent 3.8 cut-off está por unidade - (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24984/impact_assessment).

- Produção do Display (https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/impact_assessment)

Apêndice 3 - Informação e Memorial de Cálculo: Depleção de Recursos

Depleção Alumínio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5813/impact_assessment.

Depleção Antimônio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/483/impact_assessment.

Depleção Bário: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/16861/lci>.

Depleção Cromo: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9522/lci>.

Depleção Cobalto: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9596/lci>.

Depleção Cobre: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22945/lci>.

Depleção Disprósio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22944/lci>.

Depleção Gálio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/2327/lci>.

Depleção Ouro: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3432/lci>.

Depleção Ferro: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8628/lci>.

Depleção Chumbo: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/7915/lci>.

Depleção Lítio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/956/lci>.

Depleção Magnésio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4645/lci>.

Depleção Manganês: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8420/lci>.

Depleção Molibdênio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/6655/lci>.

Depleção Níquel: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8302/lci>.

Depleção Neodímio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5751/lci>.

Depleção Nióbio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24894/lci>. O processo 'market for pyrochlore concentrate' foi selecionado para representar o impacto associado ao nióbio, dado que ele reflete as etapas de extração, beneficiamento e transporte médio global, sendo o concentrado de pirocloro a principal matéria-prima do nióbio utilizado na produção de componentes eletrônicos.

Depleção Paládio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3988/lci>.

Depleção Praseodímio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/330/lci>.

Depleção Prata: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3448/lci>.

Depleção Estrôncio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/13442/lci>.

Depleção Estanho: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1542/lci>.

Depleção Tungstênio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/23488/lci>.

Depleção Vanádio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/25135/lci>. A ausência do "Market for Vanadium" na base de dados do Ecoinvent exigiu a adoção de uma abordagem alternativa para representar o gasto energético do vanádio. Considerando que o vanádio é produzido como subproduto da escória de titânio, optou-se por utilizar a entrada "Market for titania slag, 94% titanium dioxide" como uma aproximação para refletir as etapas de extração, produção primária e transporte associadas ao vanádio.

Depleção Zinco: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4402/lci>.

Depleção Zircônio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3352/lci>.

Depleção Vidro: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/lci>. O uso da entrada "Market for flat glass, coated" foi selecionado para representar o consumo de energia relacionado ao vidro industrial utilizado em displays de smartphones, considerando que este tipo de vidro já inclui os processos necessários de revestimento e resistência. É importante destacar que os materiais específicos que compõem o vidro especial do display, como alumínio, silício e outros elementos, já estão devidamente computados no inventário do smartphone, cada qual com seu respectivo fator de caracterização, garantindo uma análise detalhada e evitando duplicação de impactos.

Depleção Plástico: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5563/impact_assessment.

- Produção do Smartphone no Ecoinvent 3.8 cut-off está por unidade - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24984/impact_assessment.

- Produção do Display https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/impact_assessment.

Apêndice 4 - Informações e Memorial de Cálculo: Toxicidade Humana

A inclusão do impacto do display na análise de HTP das fases de extração, produção e distribuição foi realizada para garantir consistência metodológica e precisão nos resultados. Conforme os dados do Ecoinvent 3.8, o display é produzido separadamente e incluído como componente no smartphone, sem contabilizar diretamente os impactos de sua fabricação. Como a análise da fase de reparos revelou que o display é o maior contribuinte para o HTP, sua inclusão nas fases de extração, produção e distribuição é essencial para refletir os impactos reais dessa etapa e permitir comparações mais robustas entre as fases do ciclo de vida.

Memorial de Cálculo HTP Fases de extração, produção, distribuição e Referências

Toxicidade Humana Extração, Produção e Distribuição do Display: (Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24581/impact_assessment).

Toxicidade Humana Praseodímio (Pr): Ecoinvent 3.8 cut off - rare earth oxides production, from rare earth carbonate concentrate. Disponível em: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/23938/impact_assessment.

Toxicidade Humana Paládio (Pd): Ecoinvent 3.8 cut off - platinum group metal, extraction and refinery operations. Disponível em: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/21872/impact_assessment.

Toxicidade Humana Chumbo (Pb): Ecoinvent 3.8 cut off – zinc mine operation. Disponível em: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/21163/impact_assessment.

Toxicidade Humana Níquel (Ni): Ecoinvent 3.8 cut off – cobalt production. Disponível em: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/23006/impact_assessment.

Toxicidade Humana Antimônio (Sb): Ecoinvent 3.8 cut off - antimony production. Disponível em: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3889/impact_assessment.

Toxicidade Humana Ouro (Au): Ecoinvent 3.8 cut off - gold-silver mine operation with refinery. Disponível em: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/53/impact_assessment.

Toxicidade Humana Cromo (Cr): Ecoinvent 3.8 cut off - chromium production. Disponível em: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/2263/impact_assessment.

Apêndice 5 - Informações e Memorial de Cálculo do HTP na Fase de Reparos

O levantamento HTP para as trocas dos displays, definido nesse estudo como base para as análises, foi realizado seguindo alguns passos.

O fator de caracterização para a produção do display é 257,25 kg 1,4-DCB-eq (Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24581/impact_assessment).

Energia elétrica consumida no reparo foi definida em 2,4 kWh. Informação obtida por pesquisa “in loco” em uma loja de reparos. O fator de caracterização da energia elétrica é 2,25E-01 kg 1,4-DCB-eq (Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20761/impact_assessment).

Os fatores de caracterização dos materiais utilizados foram obtidos no Ecoinvent 3.8 (cut-off). O fator do álcool isopropílico é 2,05E+00 kg 1,4-DCB-eq (Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4277/impact_assessment) e das colas 1,02E+01 kg 1,4-DCB-eq (Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/18448/impact_assessment).

Para o Transporte (20 km), o fator de caracterização é 1,48E+03 kg 1,4 DCB-eq (Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1927/impact_assessment).

Apêndice 6 - Informações e Memorial de Cálculo da Ecotoxicidade Aquática Fases de extração, produção e distribuição.

O fator de ecotoxicidade aquática do cobre foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/733/impact_assessment.

O fator de ecotoxicidade aquática do níquel foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/6245/impact_assessment.

O fator de ecotoxicidade aquática do chumbo foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/7915/impact_assessment.

O fator de ecotoxicidade aquática do zinco foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4402/impact_assessment.

O fator de ecotoxicidade aquática do cobalto foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9596/impact_assessment.

O fator de ecotoxicidade aquática do antimônio foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/483/impact_assessment.

O fator de ecotoxicidade aquática da prata foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3448/impact_assessment.

O fator de ecotoxicidade aquática do cromo foi estabelecido baseado no Ecoinvent 3.8 cut-off: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9522/impact_assessment.

Apêndice 7 - Informações e Memorial de Cálculo: Formação de Material Particulado NOx e NH3

Alumínio: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5813/lci>;

Antimônio: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/483/lci>;

Cobalto: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9596/lci>;

Cobre: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22945/lci>;

Lítio: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/956/lci>;

Níquel: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8302/lci>;

Neodímio: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5751/lci>;

Praseodímio: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/330/lci>;

Estanho: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1542/lci>;

Zinco: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4402/lci>;

Vidro: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/lci>;

Plástico: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5563/lci>.

Produção Smartphone: NOx e NH3 – Ecoinvent cut-off □ - Smartphone: Ecoinvent 3.8 cut-off - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24647/lci>.

Produção Display: a unidade funcional no Ecoinvent 3.8 cut-off está 1 kg, logo, foi transformada as gramas do display (32,09 gramas) em quilogramas - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/lci>.

Apêndice 8 - Informações e Memorial de Cálculo: Formação de Material Particulado → Reparo

- Gasolina: Ecoinvent 3.8 cut-off - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1927/lci>;

- Display: Ecoinvent 3.8 cut-off - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/lci>.

- Conforme calculado previamente (emissões de CO2), cada cliente que levou o smartphone para as lojas de reparo consumiu 1,1941 kg de combustível (20 km total).

- Para definir as emissões do display, utilizou-se a busca em “market for display” no Ecoinvent 3.8 cut-off. A unidade funcional está em 1 kg de displays. No modelo genérico que é base desse estudo, cada display pesa em torno de 0,03209 kg (32,09 gramas).

Apêndice 9 - Informações e Memorial de Cálculo: Acidificação (SO₂-eq)

Emissão SO₂-eq Alumínio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5813/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Antimônio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/483/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Bário: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/16861/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Cromo: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9522/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Cobalto: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9596/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Cobre: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22945/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Disprósio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22944/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Gálio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/2327/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Ouro: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3432/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Ferro: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8628/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Chumbo: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/7915/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Lítio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/956/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Magnésio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4645/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Manganês: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8420/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Molibdênio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/6655/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Níquel: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8302/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Neodímio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5751/impact_assessment;

* Emissão SO₂-eq Nióbio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24894/impact_assessment. O processo 'market for pyrochlore concentrate' foi selecionado para representar o impacto associado ao nióbio, dado que ele reflete as etapas de extração, beneficiamento e transporte médio global, sendo o concentrado de pirocloro a principal matéria-prima do nióbio utilizado na produção de componentes eletrônicos;

Emissão SO₂-eq Paládio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3988/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Praseodímio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/330/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Prata: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3448/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Estrôncio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/13442/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Estanho: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1542/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Tungstênio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/23488/impact_assessment;

** Emissão SO₂-eq Vanádio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/25135/impact_assessment. A ausência do "Market for Vanadium" na base de dados do Ecoinvent exigiu a adoção de uma abordagem alternativa para representar o gasto energético do vanádio. Considerando que o vanádio é produzido como subproduto da escória de titânio, optou-se por utilizar a entrada "Market for titania slag, 94% titanium dioxide" como uma aproximação para refletir as etapas de extração, produção primária e transporte associadas ao vanádio;

Emissão SO₂-eq Zinco: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4402/impact_assessment;

Emissão SO₂-eq Zircônio: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3352/impact_assessment;

*** Emissão SO₂-eq Vidro: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/impact_assessment. O uso da entrada "Market for flat glass, coated" foi selecionado para representar o consumo de energia relacionado ao vidro industrial utilizado em displays de smartphones, considerando que este tipo de vidro já inclui os processos necessários de revestimento e resistência. É importante destacar que os materiais específicos que compõem o vidro especial do display, como alumínio, silício e outros elementos, já estão devidamente computados no inventário do smartphone, cada qual com seu respectivo fator de caracterização, garantindo uma análise detalhada e evitando duplicação de impactos;

Emissão SO₂-eq Plástico: https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5563/impact_assessment.

****Smartphone: No Ecoinvent 3.8 cut-off a unidade funcional está por smartphone - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24647/impact_assessment

Display: Ecoinvent 3.8 - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/impact_assessment.

Apêndice 10 - Informações e Memorial de Cálculo – Acidificação (SO₂-eq)

- Gasolina: Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1927/impact_assessment;

- Display: Ecoinvent 3.8 cut-off - https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/impact_assessment;

- Conforme calculado previamente (emissões de CO₂), cada cliente que levou o smartphone para as lojas de reparo consumiu 1,1941 kg de combustível (20 km total).

- Para definir as emissões do display, utilizou-se a busca em "market for display" no Ecoinvent 3.8 cut-off. A unidade funcional está em 1 kg de displays. No modelo genérico que é base desse estudo, cada display pesa em torno de 0,03209 kg (32,09 gramas).

Apêndice 11 - Informações e Memorial de Cálculo – Uso da Água (m³)

- Alumínio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5813/lci>;

- Antimônio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/483/lci>;

- Bário: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/16861/lci>;

- Cromo: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9522/lci>;

- Cobalto: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/9596/lci>;

- Cobre: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22945/lci>;

- Disprósio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/22944/lci>;
- Gálio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/2327/lci>;
- Ouro: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3432/lci>;
- Ferro: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8628/lci>;
- Chumbo: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/7915/lci>;
- Lítio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/956/lci>;
- Magnésio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4645/lci>;
- Manganês: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8420/lci>;
- Molibdênio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/6655/lci>;
- Níquel: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/8302/lci>;
- Neodímio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5751/lci>;
- * Nióbio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24894/lci>. O processo 'market for pyrochlore concentrate' foi selecionado para representar o impacto associado ao nióbio, dado que ele reflete as etapas de extração, beneficiamento e transporte médio global, sendo o concentrado de pirocloro a principal matéria-prima do nióbio utilizado na produção de componentes eletrônicos;
- Paládio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3988/lci>;
- Praseodímio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/330/lci>;
- Prata: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3448/lci>;
- Estrôncio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/13442/lci>;
- Estanho: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1542/lci>;
- Tungstênio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/23488/lci>;
- ** Vanádio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/25135/lci>. A ausência do "Market for Vanadium" na base de dados do Ecoinvent exigiu a adoção de uma abordagem alternativa para representar o gasto energético do vanádio. Considerando que o vanádio é produzido como subproduto da escória de titânio, optou-se por utilizar a entrada "Market for titania slag, 94% titanium dioxide" como uma aproximação para refletir as etapas de extração, produção primária e transporte associadas ao vanádio.
- Zinco: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/4402/lci>;
- Zircônio: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/3352/lci>;
- *** Vidro: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/20113/lci>. O uso da entrada "Market for flat glass, coated" foi selecionado para representar o consumo de energia relacionado ao vidro industrial utilizado em displays de smartphones, considerando que este tipo de vidro já inclui os processos necessários de revestimento e resistência. É importante destacar que os materiais específicos que compõem o vidro especial do display, como alumínio, silício e outros elementos, já estão devidamente computados no inventário do smartphone, cada qual com seu respectivo fator de caracterização, garantindo uma análise detalhada e evitando duplicação de impactos.
- Plástico: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/5563/lci>.

- **** Smartphone: no Ecoinvent 3.8 cut-off o a unidade funcional está por smartphone - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24647/lci>

- Display: Ecoinvent 3.8 - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/lci>.

Apêndice 12 - Informações e Memorial de Cálculo – Uso da Água (m³)

- Gasolina: Ecoinvent 3.8 cut-off - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/1927/lci>;

- Display: Ecoinvent 3.8 cut-off - <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.8/cutoff/dataset/24784/lci>;

- Conforme calculado previamente (emissões de CO₂), cada cliente que levou o smartphone para as lojas de reparo consumiu 1,1941 kg de combustível (20 km total);

- Para definir as emissões do display, utilizou-se a busca em “market for display” no Ecoinvent 3.8 cut-off. A unidade funcional está em 1 kg de displays. No modelo genérico que é base desse estudo, cada display pesa em torno de 0,03209 kg (32,09 gramas).

Apêndice 13 – Referências UEVs

#	Material	Fonte
1	Alumínio	Marcílio, 2017
2	Antimônio	Marcílio, 2017
3	Bário	EPA Library, 2021
4	Cromo	Marcílio, 2017
5	Cobalto	Marcílio, 2017
6	Cobre	Marcílio, 2017
7	Disprósio	Estimativa por extração de terras raras
8	Eletricidade	Maione et al. (2023)
9	Gálio	EPA Library, 2021
10	Vidro	Clasen et al. (2024)
11	Ouro	EPA Library, 2021
12	Ferro	Marcílio, 2017
13	Mão-de-obra (metabolismo)	Bustamante et al. (2022)
14	Chumbo	Marcílio, 2017
15	Lítio	EPA Library, 2021
16	Magnésio	EPA Library, 2021
17	Manganês	EPA Library, 2021
18	Molibdênio	Marcílio, 2017
19	Níquel	Marcílio, 2017
20	Neodímio	EPA Library, 2021
21	Nióbio	Marcílio, 2017
22	Paládio	Marcílio, 2017
23	Plástico	Xiong et al., 2024
24	Praseodímio	EPA Library, 2021
25	Prata	Marcílio, 2017
26	Estrôncio	Marcílio, 2017
27	Estanho	Marcílio, 2017
28	Transporte (Diesel)	Cristiano et al., 2023

29	Tungstênio	Marcílio, 2017
30	Vanádio	EPA Library, 2021
31	Zinco	Marcílio, 2017
32	Zircônio	Bustamante et al. (2022)

Apêndice 14 – Comparativo ACVs (Reparo x Produção)

Impacto Potencial	Unidade / Smart	Produção	Reparo	Total com Reparo	% Reparo x Produção
Energia Elétrica	kWh	1,77	2,40	4,17	135,59%
GWP (CO ₂ -eq)	kg	43,72	8,10	51,82	18,53%
Depleção Rec (Sb-eq)	kg	0,15	0,02	0,170	9,76%
HTP (1,4-DCB-eq)	kg	18,35	8,59	26,94	46,81%
CTU-e Marinho (1,4-DCB-eq)	kg	154.000	30.100	184.100	19,55%
CTU-e Água D (1,4-DCB-eq)	kg	44,90	7,76	52,66	17,28%
Material Part. NO _x	kg	0,1100	0,0001	0,110	0,07%
Material Part. NH ₃	kg	0,0370	0,0007	0,038	1,79%
Acidificação (SO ₂ -eq)	kg	0,31	0,02	0,328	6,01%
Uso da Água	m ³	1,03	0,02	1,052	2,14%