

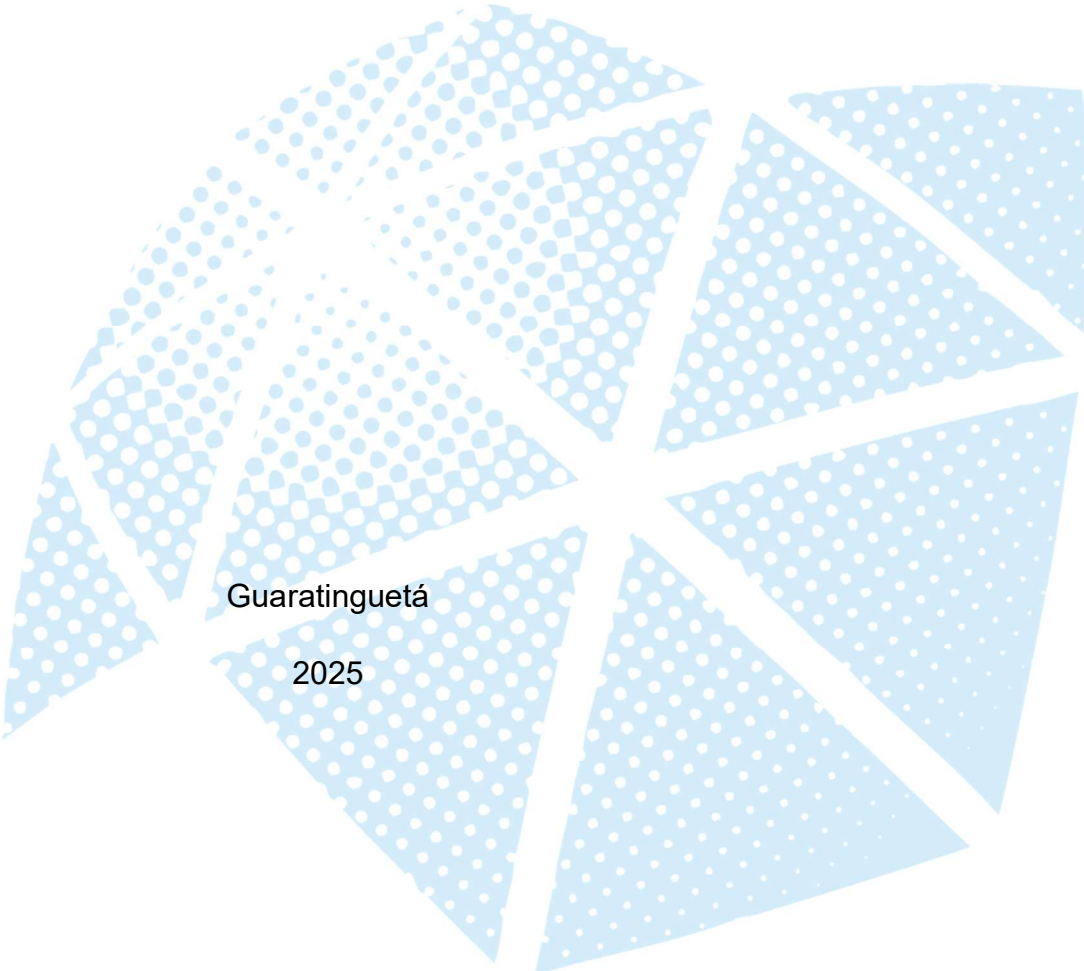
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
Faculdade de Engenharia e Ciências - Câmpus de Guaratinguetá

WILLIAM MARCOS DE ALMEIDA DOMICIANO

**Avaliação do ciclo de vida de longarina de aço carbono utilizada no setor
automotivo de ônibus e caminhões**

Guaratinguetá

2025



WILLIAM MARCOS DE ALMEIDA DOMICIANO

**Avaliação do ciclo de vida de longarina de aço carbono utilizada no setor
automotivo de ônibus e caminhões**

Dissertação submetida para exame de defesa de mestrado apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Produção da Faculdade de Engenharia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, UNESP, *Campus* Guaratinguetá, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Área de concentração: Produção.

Orientador: Prof. Dr. José Augusto de Oliveira

Guaratinguetá/SP

2025

D669a	Domiciano, William Marcos de Almeida Avaliação do ciclo de vida de longarina de aço carbono utilizada no setor automotivo de ônibus e caminhões / William Marcos de Almeida Domiciano - Guaratinguetá, 2025. 135 f : il. Bibliografia: f. 114-118 Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá, 2025. Orientador: Prof. Dr. José Augusto de Oliveira 1. Aço-carbono. 2. Veículos. 3. Indústria automobilística. I. Título. CDU 669.14(043)
-------	---

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

Dissertação inovadora ao aplicar ACV em longarinas de caminhões em ônibus, ela preenche lacuna científica e fortalece a sustentabilidade nacional. Pautada em dados primários e normas internacionais, orienta a competitividade e o desempenho ambiental. O estudo difunde conhecimento estratégico e fomenta a consciência ambiental no setor.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

This innovative dissertation, by applying LCA (Life Cycle Assessment) to truck chassis in buses, fills a scientific gap and strengthens national sustainability. Based on primary data and international standards, it guides competitiveness and environmental performance. The study disseminates strategic knowledge and fosters environmental awareness in the sector.

WILLIAM MARCOS DE ALMEIDA DOMICIANO

**Avaliação do ciclo de vida de longarina de aço carbono utilizada no setor
automotivo de ônibus e caminhões.**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá, para obtenção do título de Mestre em Engenharia

Data da defesa: 28/11/2025

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 JOSE AUGUSTO DE OLIVEIRA
Data: 28/11/2025 18:31:02-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. JOSÉ AUGUSTO DE OLIVEIRA
Orientador - UNESP

Documento assinado digitalmente
 CRYSTOPHER CARDOSO DE BRITO
Data: 02/12/2025 20:22:56-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. CRYSTOPHER CARDOSO DE BRITO
UNESP

Documento assinado digitalmente
 MIRIAN PAULA DOS SANTOS
Data: 02/12/2025 20:54:19-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Pesquisadora Dra. MIRIAN PAULA DOS SANTOS
UNESP

Documento assinado digitalmente
 DIOGO APARECIDO LOPES SILVA
Data: 02/12/2025 07:34:19-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. DIOGO APARECIDO LOPES SILVA
UFSCar

AGRADECIMENTOS

Dedico este trabalho à Deus, acima de tudo, pela força, sabedoria e perseverança que me sustentaram em cada etapa desta caminhada. À minha esposa, Simone Domiciano, e ao meu filho, Nicolas Domiciano, pelo amor, apoio incondicional e compreensão diante das inúmeras horas de dedicação que este trabalho exigiu. Vocês são minha maior inspiração e razão para seguir em frente. A todos que, de diferentes formas, estiveram ao meu lado e contribuíram para a realização deste sonho. E ao meu orientador, Prof. Dr. José Augusto de Oliveira, pela orientação atenciosa, dedicação e valiosas contribuições que tornaram possível a concretização desta dissertação. Este título não começou a ser sonhado agora, mas foi coroado neste momento, com a entrega deste trabalho que representa não apenas esforço e dedicação, mas também a realização de um projeto de vida.

Alice pergunta: “Você poderia me dizer, por favor, que caminho devo tomar para sair daqui?”

O Gato responde: “Isso depende bastante de para onde você quer ir.”

Alice diz: “Não me importa muito para onde.”

O Gato conclui: “Então não importa por qual caminho você vá.”

Lewis Carroll, no livro *Alice no País das Maravilhas* (1865)

RESUMO

O Brasil é um país com importantes setores industriais, tais como automotivo, agropecuário, construção, químico, siderúrgico, metalúrgico, dentre outros. Dentro do setor automotivo, destaca-se a subcategoria de fabricação de veículos pesados, caminhões e ônibus, com altos índices de fabricação anual. Em 2023 foram produzidas mais de 121.000 unidades somadas entre caminhões e ônibus. Para cada um desses veículos, utilizam-se 2 unidades de longarinas, que faz parte da sua estrutura, sendo fabricado 100% em aço. Com cada uma consumindo aproximadamente 200 kg, necessita-se de grande quantidade de aço e outros insumos para sua produção, mostrando-se de grande relevância para estudos de impactos ambientais em seu ciclo de vida. Por outro lado, a literatura científica sobre este tema ainda é escassa. Então, esta pesquisa tem como objetivo, avaliar os impactos ambientais da produção da longarina visando gerar informações para a proposição de melhorias do desempenho ambiental no seu ciclo de vida. Assim foi utilizada a avaliação do ciclo de vida (ACV) com um sistema de produto *Cradle-to-gate*, baseado na ISO 14040 (2009) e da ISO 14044 (2009). O Inventário do ciclo de vida (ICV) foi obtido pela coleta de dados com apoio de uma fabricante de peças estruturais para a indústria automotiva. Na avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) adotou-se o método *Environmental Footprint (EF 3.1)*, utilizando o software Simapro 9.5. As categorias de impacto ambiental seguem o *ILCD Handbook* (Comissão Europeia) e a base de dados *Ecoinvent*. As etapas de fabricação e transporte do aço corresponderam à 98% dos impactos ambientais normalizados, resultado já esperado. A mudança climática é o de maior relevância, correspondendo à 33% dos impactos, seguido por uso de recurso fóssil e materiais particulados. Foram simulados cenários alternativos de substituição dos quatro materiais com os maiores potenciais de impactos ambientais negativos dos processos internos da empresa (sulfato de alumínio, gás natural, hidróxido de sódio e energia hidrelétrica), e um cenário alternativo final composto pela integração simultânea da substituição de todos os materiais. O resultado da simulação indicou a redução de apenas 1% dos impactos ambientais normalizados em relação ao cenário original, mantendo a fabricação e transporte do aço ainda responsáveis por 98% dos impactos ambientais.

Palavras -Chave: Avaliação do ciclo de vida; longarina; setor automotivo; aço carbono.

ABSTRACT

Brazil is a country with important industrial sectors, such as automotive, agricultural, construction, chemical, steel, and metallurgical, among others. Within the automotive sector, the subcategory of heavy vehicle manufacturing, trucks and buses, stands out with high annual production rates. In 2023, more than 121,000 units were produced, including trucks and buses. For each of these vehicles, 2 units of longitudinal beams are used. This component is part of the structure of these vehicles and is manufactured 100% from steel. With each longitudinal beam consuming approximately 200 kg of steel, a large quantity of steel and other inputs is needed for its production, making it a product of great relevance for studies of environmental impacts throughout its life cycle. On the other hand, scientific literature on this topic is still scarce. Therefore, this research aims to evaluate the environmental impacts of longitudinal beam production in order to generate information for proposing improvements in the environmental performance throughout the life cycle. For this purpose, a life cycle assessment (LCA) was used with a Cradle-to-gate product system, based on the guidelines of ISO 14040 (2009) and ISO 14044 (2009). The Life Cycle Inventory (LCI) was obtained from a primary source through data collection via a partnership with a manufacturer of structural parts for the automotive industry. For the life cycle impact assessment (LCIA), the Environmental Footprint (EF 3.1) method was adopted, using Simapro 9.5 software. The environmental impact categories follow the ILCD Handbook (European Commission), with the Ecoinvent database. The steel manufacturing and transportation stages accounted for 98% of the standardized environmental impacts, a result that was already expected. The environmental impact of climate change is the most relevant, accounting for 33% of the environmental impacts, followed by the use of fossil resources and particulate matter. Alternative scenarios were simulated for replacing the four materials with the greatest potential for negative environmental impacts from the company's internal processes (aluminum sulfate, natural gas, sodium hydroxide, and hydroelectric power), and a final alternative scenario was conducted involving the simultaneous integration of the replacement of all materials. The simulation results indicated a reduction of only 1% in normalized environmental impacts compared to the original scenario, with steel manufacturing and transportation still accounting for 98% of environmental impacts.

Keywords: *Life cycle assessment*; stringer; automotive sector; carbon steel

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Produção de caminhões e ônibus. Período: 1957 à 2023	16
Figura 2: Longarina	17
Figura 3: Longarinas montadas no chassi de um ônibus ou caminhão.....	17
Figura 4: Ferramenta padrão de estampagem	23
Figura 5: Processo de estampagem por rolos (roll former)	25
Figura 6: Processo de roll former com meia geometria (devido á simetria da forma). Visão simplificada.....	25
Figura 7: Processo roll former	26
Figura 8: Pesquisa Bibliométrica.....	28
Figura 9: Publicação anual de artigos científicos com as palavras-chave “Side member” e “Steel”	29
Figura 10: Números de citações por ano.....	29
Figura 11: Citações por país.....	30
Figura 12: Processo de produção da longarina – cradle-to-gate.....	33
Figura 13: Estratificação do transporte de matéria-prima.....	34
Figura 14: Transporte de matéria-prima	35
Figura 15: Processo de produção da longarina.....	36
Figura 16: Exemplo de FISPQ.....	37
Figura 17: Avaliação de impactos do ciclo de vida	38
Figura 18: Impactos Ambientais por processo.....	50
Figura 19: Impactos ambientais por processo sem considerar fabricação e transporte do aço	52
Figura 20: Composição da acidificação em mol H ⁺ eq, separado por processo, para 1 longarina	55
Figura 21: Indicadores de mudanças climáticas em kg CO ₂ eq, separado por processo, para 1 longarina	56
Figura 22: Composição da ecotoxicidade de água doce em CTUe, separado por processo, para 1 longarina.....	58
Figura 23: Composição dos materiais particulados, separado por processo, para 1 longarina	59
Figura 24: Composição da eutrofização marinha em kg N eq, separado por processo, para 1 longarina	61
Figura 25: Composição da eutrofização em água doce em kg P eq, separado por processo, para 1 longarina.....	62

Figura 26: Composição da eutrofização terrestre em mol N eq, separado por processo, para 1 longarina	63
Figura 27: Composição da toxicidade humana cancerígena em CTUh, separado por processo, para 1 longarina	65
Figura 28: Composição da toxicidade humana não cancerígena em CTUh, separado por processo, para 1 longarina	66
Figura 29: Composição da radiação ionizante em kBq U-235 eq, separado por processo, para 1 longarina	68
Figura 30: Composição do uso do solo em Pt, separado por processo, para 1 longarina	69
Figura 31: Composição da depleção do ozônio em kg CFC11 eq, separada por processo, para 1 longarina	71
Figura 32: Composição da formação de ozônio fotoquímico em kg NMVOC eq, separado por processo, para 1 longarina	72
Figura 33: Composição de uso de recurso fóssil em MJ, separado por processo, para 1 longarina	74
Figura 34: Composição de uso de recursos minerais e metais em kg Sb eq, separado por processo, para 1 longarina	75
Figura 35: Composição da água em m3 depriv., separado por processo, para 1 longarina ..	77
Figura 36: Diagrama de Pareto - Impactos ambientais normalizados em mPt	79
Figura 37: Diagrama de Pareto - Impactos ambientais normalizados por processo em mPt	80
Figura 38: Gráfico de Impactos Ambientais por materiais	85
Figura 39: Comparativo percentual entre o cenário 1 e os cenários simulados separados por processo e impactos ambientais – Parte 1	97
Figura 40: Diagrama de Pareto - Impactos ambientais normalizados em mPt com insumos simulados (cenário 6).....	101
Figura 41: Diagrama de Pareto – comparativo de impactos ambientais normalizados em mPt entre a versão original (cenário 1) e a simulação (cenário 6)	102
Figura 42: Diagrama de Pareto – comparativo de impactos ambientais por processos normalizados em mPt entre a versão original (cenário 1) e a simulação (cenário 6) apenas para os processos internos da empresa.....	103
Figura 43: Normalização externa metodologia EF 3.1 com dados originais e simulados (cenário 1 vs cenário 6).....	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Busca de trabalhos para levantamento do estado-da-arte sobre ACV em longarinas na plataforma Scopus e Web of Science nos últimos 20 anos.	27
Tabela 2: Impactos ambientais método EF 3.1, suas unidades de medida e seus acrônimos	39
Tabela 3: Fator de equivalência.....	40
Tabela 4: Insumos simulados e suas aplicações	42
Tabela 5: Inventário de consumo geral de processos indiretos à fabricação da longarina....	43
Tabela 6: Inventário desbobinadeira	44
Tabela 7: Inventário preparação (decapadora + corte blank)	44
Tabela 8: Inventário rollform + puncionadeira.....	45
Tabela 9: Inventário desengraxante + acabamento	45
Tabela 10: Inventário e-coat.....	46
Tabela 11: Inventário do consumo e tratamento de água industrial (ETA).....	47
Tabela 12: Inventário da estação de tratamento de efluentes (ETE).....	47
Tabela 13: Impactos ambientais por processo	49
Tabela 14: Impactos ambientais por processo sem considerar fabricação e transporte do aço	50
Tabela 15: Impactos ambientais do aço versus processo interno.....	53
Tabela 16: Impactos ambientais por meio da normalização interna	78
Tabela 17: Impactos ambientais por insumos – parte 1.....	81
Tabela 18: Sulfato de alumínio por carbonato de sódio – diferença cenário original versus simulado.....	88
Tabela 19: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 2	89
Tabela 20: Gás natural por biometano – diferença cenário original versus simulado.....	90
Tabela 21: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 3	91
Tabela 22: Hidróxido de sódio por carbonato de sódio – diferença cenário original versus simulado.....	92
Tabela 23: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 4	93
Tabela 24: Energia hidrelétrica por fotovoltaica – diferença cenário original versus simulado	94
Tabela 25: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 5	95
Tabela 26: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 6	96
Tabela 27: Resultado da simulação (cenário 1 vs cenário 6)	100

Tabela 28: Fatores de normalização externa Metodologia EF 3.1	105
Tabela 29: Faixa de classificação da qualidade dos dados	108
Tabela 30: Análise da qualidade dos dados	108

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT NBR – Associação Brasileira de Normas Técnicas / Norma Brasileira

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

ANFAVEA – Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

FISPQ – Ficha de Informação de Segurança de Produtos Químicos

GHG – *Greenhouse Gases*

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia

ICV – Inventário do Ciclo de Vida

ILCD – *International Reference Life Cycle Data System*

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*

ISO – *International Organization for Standardization*

N – Nitrogênio

P - Fósforo

SAP - *Systems, Applications, and Products in Data Processing*

UNEP – *United Nations Environment Programme*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO E RELEVÂNCIA SOBRE O TEMA	15
1.2	PROBLEMATIZAÇÃO SOBRE O TEMA	18
1.3	OBJETIVO PRINCIPAL E SECUNDÁRIO	21
1.4	DESCRIÇÃO DO PRODUTO ESTUDADO	22
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1	LONGARINA DE AÇO OU PEÇA ESTAMPADA DE AÇO	23
2.2	SÍNTESE DO ESTADO-DA-ARTE E LACUNA CIENTÍFICA	26
2.3	ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA	27
3	MATERIAIS E MÉTODOS	31
3.1.	DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO	31
3.2.	ANÁLISE DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA	33
3.2.1.	Fabricação do aço	33
3.2.2.	Transporte do aço	34
3.2.3.	Processo interno de fabricação da longarina	35
3.3.	AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)	37
3.4.	CONSIDERAÇÕES IMPORTANTES	41
3.5.	ANÁLISE DE CENÁRIOS	42
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1.	INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA	43
4.2.	IMPACTOS AMBIENTAIS POR PROCESSO	47
4.2.1.	Acidificação	53
4.2.2.	Mudanças climáticas	55
4.2.3.	Ecotoxicidade de água doce	56
4.2.4.	Materiais particulados	58
4.2.5.	Eutrofização	59
4.2.6.	Toxicidade humana cancerígena	64
4.2.7.	Toxicidade humana não cancerígena	65
4.2.8.	Radiação ionizante	67
4.2.9.	Uso do solo	68

4.2.10.	Depleção do ozônio	69
4.2.11.	Formação de ozônio fotoquímico.....	71
4.2.12.	Uso de recurso fóssil	73
4.2.13.	Uso de recursos minerais e metais.....	74
4.2.14.	Uso da água	76
4.3.	NORMALIZAÇÃO INTERNA DOS IMPACTOS AMBIENTAIS	77
4.4.	IMPACTOS AMBIENTAIS POR INSUMOS	80
4.5.	SIMULAÇÃO DE SUBSTITUIÇÃO DE INSUMOS.....	87
4.5.1.	Sulfato de alumínio por carbonato de sódio – cenário 2.....	88
4.5.2.	Gás natural por biometano – cenário 3.....	90
4.5.3.	Hidróxido de sódio por carbonato de sódio – cenário 4	92
4.5.4.	Energia hidrelétrica por fotovoltaica – cenário 5	94
4.5.5.	Impactos agregados – cenário 6.....	96
4.5.6.	Comparativo entre cenários.....	97
4.6.	NORMALIZAÇÃO INTERNA - CENÁRIO 6	99
4.7.	NORMALIZAÇÃO EXTERNA DOS IMPACTOS AMBIENTAIS	104
4.8.	QUALIDADE DOS DADOS	107
5	CONCLUSÃO	109
	REFERÊNCIAS	114
	APÊNDICE	119
	APÊNDICE A – MATRIZ DE PEDIGREE	119
	APÊNDICE B – DESCRITIVO DOS DATASETS UTILIZADOS	121
	ANEXOS	125
	ANEXO A – SISTEMA SAP	125
	ANEXO B – PEGADA DE CARBONO AMBIENTAL	125
	ANEXO B.1 – CARACTERIZAÇÃO	127
	DADOS CURRICULARES	134

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização e relevância sobre o tema

De acordo com a Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (Anfavea, 2024), somente no ano de 2023 foram produzidos no Brasil 100.535 caminhões e 20.598 ônibus, com o recorde de produção ocorrendo no ano de 2011, com 223.602 e 49.369 unidades respectivamente e ter empregado mais de 1,2 milhões de pessoas em 2020. Além desses números, esse segmento industrial envolve outros índices relevantes, tais como, 26 montadoras, 491 indústrias de autopeças, 4.122 concessionárias de autoveículos e 964 concessionárias de máquinas agrícolas e rodoviárias (Anfavea, 2024).

No ano de 2024, a produção nacional de caminhões atingiu aproximadamente 141.252 unidades, representando um aumento de 40,5 % em relação ao ciclo anterior, enquanto a fabricação de ônibus totalizou 27.749 unidades, crescimento de 34,7 % — reflexo do dinamismo do setor automotivo pesado no Brasil (Anfavea, 2025).

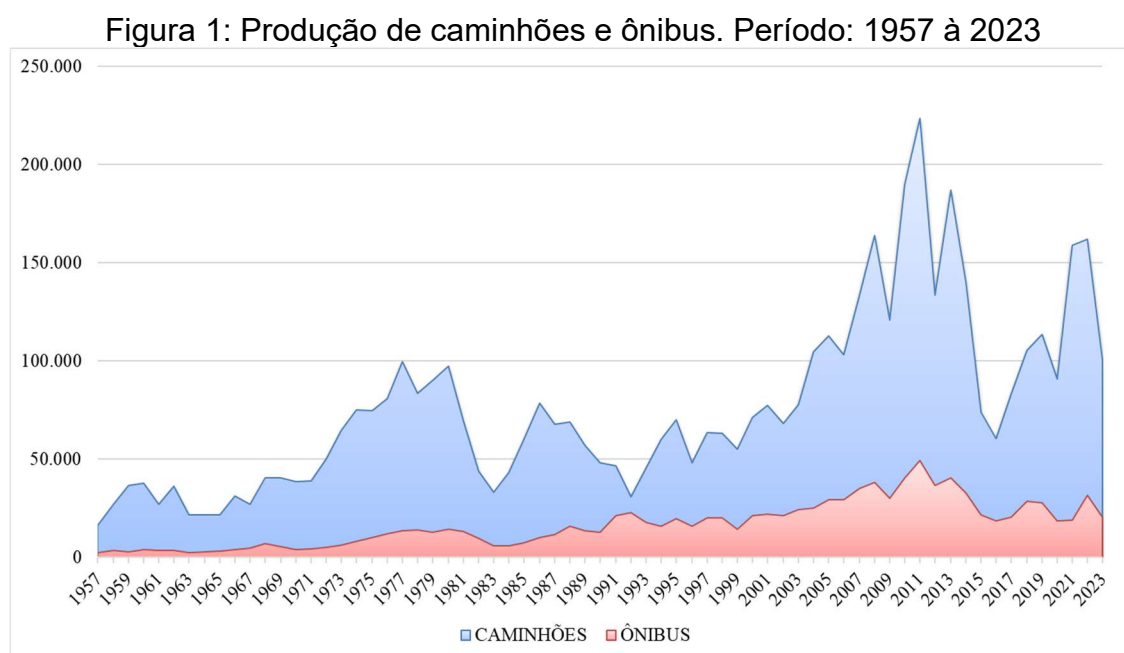
Entre 2015 e 2024, a indústria automotiva brasileira manteve volumes expressivos de produção de veículos comerciais pesados, com destaque para caminhões e ônibus, mesmo diante de ciclos econômicos adversos. Segundo dados do Anuário da Indústria Automobilística Brasileira, a produção anual combinada desses segmentos permaneceu na ordem de centenas de milhares de unidades ao longo do período, evidenciando a relevância estrutural desses veículos na matriz produtiva nacional (Anfavea, 2025).

O elevado volume histórico de produção de caminhões e ônibus no Brasil, conforme evidenciado no período de 2015 a 2024, reforça a necessidade de avaliações ambientais que considerem não apenas a fase de uso, mas também os impactos associados à fabricação e à cadeia de suprimentos desses veículos. A produção acumulada desses segmentos ao longo da última década indica que decisões tecnológicas e produtivas exercem efeitos ambientais significativos em escala nacional, justificando a aplicação de metodologias de Avaliação do Ciclo de Vida.

A relevância da indústria automotiva brasileira é reforçada pelo posicionamento do país como o sexto maior fabricante de autoveículos do mundo. Esse desempenho industrial, associado à expressiva participação de caminhões e ônibus na estrutura produtiva nacional, confere ao Brasil um papel estratégico nas discussões globais sobre sustentabilidade, descarbonização e avaliação do ciclo de vida de veículos pesados (Anfavea, 2025).

Para cada caminhão e ônibus produzido, são requeridas 2 unidades de longarinas para composição de sua estrutura, conhecida como chassi. Com isso, as cifras de fabricação desse segmento são multiplicadas por 2 quando se trata da fabricação de longarinas. Essas longarinas utilizam aço como principal matéria-prima, com uma quantidade próxima ou superior a 200 kg de aço para cada uma delas. Com isso, somente em 2023 foram consumidas aproximadamente 48 mil toneladas de aço para fabricação de longarinas. Importante reforçar que a longarina é apenas um dos componentes estruturais desses veículos compostos por centenas de outras peças.

A Figura 1 apresenta uma série histórica da produção de caminhões e ônibus no Brasil, e com isso, a importância econômica da produção de longarinas (Figura 2), as quais são utilizadas para confecção de chassis (Figura 3).



Fonte: Adaptado de Anfavea (2024)

Figura 2: Longarina



Fonte: O Autor

Figura 3: Longarinas montadas no chassi de um ônibus ou caminhão



Fonte: Adaptado de CERBERUS (2012)

Nesse contexto, demonstra-se a importância de identificar e avaliar os impactos ambientais provenientes dos processos de produção de longarinas, onde diante de números tão expressivos, é notória a necessidade de aprofundar os estudos de impactos ambientais durante a cadeia produtiva desses veículos (Singh *et al.*, 2021).

Estudos internacionais e nacionais têm se concentrado na aplicação da ACV ao setor de transporte urbano e à mobilidade em países emergentes, com destaque para o mercado brasileiro. Um exemplo relevante é o trabalho de Glensor e Muñoz (2019), que realizou uma “Life Cycle Assessment do transporte urbano brasileiro em diferentes caminhos tecnológicos”, incluindo cenários de conversão completa das frotas de ônibus urbanos para eletrificação ou uso intensivo de biocombustíveis até 2050. A análise incorporou não só as fases de uso, mas também a fabricação do

veículo e dos insumos (como baterias e combustíveis), permitindo comparações entre cenários de tecnologia e combustíveis no contexto do transporte urbano no Brasil.

Nos últimos anos, avanços técnicos e de política industrial ampliaram a investigação de ACV aplicada especificamente a veículos pesados de carga e transporte coletivo. O projeto institucional na COPPE/UFRJ dedicado à Avaliação do Ciclo de Vida de caminhões com motores elétricos à bateria e ciclo Diesel Euro VI, fabricados no Brasil, representa uma iniciativa pioneira na produção de dados primários e benchmarks locais nessa área, preenchendo lacunas metodológicas na literatura latino-americana sobre ACV de caminhões fabricados no país.

Essa transição para processos de fabricação mais sustentáveis não apenas beneficia o meio ambiente, mas também pode melhorar os resultados financeiros da empresa e sua competitividade de longo prazo em um mercado cada vez mais consciente em relação ao meio ambiente.

1.2 Problematização sobre o tema

A identificação precisa dos processos mais críticos em termos de impactos ambientais é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de eliminação dos impactos de maneira definitiva. Para que seja realmente possível projetar processos mais eficazes ambientalmente falando, inicialmente é necessário conhecer o impacto dos processos atuais e seus principais pontos de emissão, permitindo assim idealizar planos de eliminação, redução ou mesmo de compensação de tais impactos. E a falta de um estudo direcionado para o tema em questão passa a ser um fator que inviabiliza a caracterização desse processo, tornando impossível determinar de maneira precisa qual é o impacto ambiental de maior relevância. E sem uma análise criteriosa, os esforços para combater tais impactos podem ser insuficientes ou mal direcionados, desperdiçando recursos financeiros e humanos sem realmente atingir o objetivo pretendido.

Assim, destaca-se que os impactos ambientais negativos causados no ciclo de vida das longarinas são incorporados em uma cadeia produtiva estratégica e que tem sido cada vez mais cobrada pela avaliação e minimização de seus impactos.

No âmbito das políticas públicas brasileiras, tem-se observado um avanço no tratamento da questão dos impactos ambientais associados ao setor automotivo, com a implementação de instrumentos regulatórios que visam integrar explicitamente critérios ambientais aos processos produtivos e às fases de uso dos veículos. Um exemplo recente e relevante é o Programa Mobilidade Verde e Inovação (MOVER), instituído pela Lei nº 14.902/2024 e regulamentado pelo Ministério do Desenvolvimento, Indústria, Comércio e Serviços (MDIC), que substitui o antigo Rota 2030 e estabelece requisitos obrigatórios para a comercialização e importação de veículos novos no Brasil.

A partir de 1º de junho de 2025, os fabricantes e importadores deverão cumprir critérios de eficiência energética, rotulagem veicular integrada e níveis mínimos de reciclabilidade de componentes, com a previsão de que, a partir de 2027, sejam também exigidos indicadores de pegada de carbono considerando todo o ciclo de vida do produto — do berço ao túmulo. Essas diretrizes formalizam a incorporação de aspectos do ciclo de vida dos veículos nas exigências legais, incentivando, por meio de compromissos e regimes de incentivo à inovação tecnológica, a redução das emissões de gases de efeito estufa e outros impactos ambientais ao longo de toda a cadeia produtiva e de uso.

No Brasil, o uso de biocombustíveis e alternativas energéticas nos ônibus urbanos tem sido objeto de investigação há mais de uma década. Um estudo clássico de D'Agosto, Oliveira e Assumpção (2014) aplicou um inventário de ciclo de vida (ICV) para comparar diversas opções energéticas — incluindo diesel, biodiesel puro (B100), misturas de biodiesel (B5), gás natural comprimido (GNC) e etanol hidratado (E95) — no transporte público urbano do Rio de Janeiro. A pesquisa demonstrou que, para metas de uso de energia renovável e redução de emissões líquidas de CO₂, combustíveis como E95 e B100 se destacaram em relação ao diesel convencional ao longo do ciclo de vida do sistema de propulsão do ônibus.

Além das pesquisas acadêmicas, relatórios setoriais governamentais e industriais também trazem evidências robustas de ACV no contexto brasileiro. Um estudo recente, conduzido pela Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) em parceria com o Boston Consulting Group (BCG), calculou de forma inédita as emissões de gasosos de efeito estufa ao longo do ciclo

de vida de automóveis, caminhões e ônibus fabricados no Brasil, incluindo desde a pré-produção até o descarte final. Segundo este relatório, em veículos pesados (caminhões e ônibus) a fase de uso representa mais de 94 % das emissões totais de CO₂ quando operados a diesel, ressaltando a importância de biocombustíveis e matriz elétrica renovável tanto na produção quanto no uso para reduzir a pegada de carbono global desses veículos (Anfavea, 2025).

O mesmo estudo revelou que ônibus urbanos brasileiros têm entre as menores pegadas de carbono do mundo, resultado também sustentado pela adição obrigatória de biodiesel ao diesel comercial e pela elevada participação de fontes renováveis na matriz elétrica brasileira, fatores que influenciam diretamente não apenas o uso, mas também as emissões incorporadas à fase de fabricação e operação, reforçando a necessidade de uma perspectiva de ciclo de vida completa em políticas públicas e estratégias de sustentabilidade industrial.

O Brasil atualiza o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários – Ano-base 2024, consolidando evidências para orientar políticas públicas voltadas à qualidade do ar, à mitigação de emissões e à promoção de um sistema de mobilidade mais limpo e eficiente... As emissões de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) cresceram cerca de 8% entre 2012 e 2024, acompanhando o aumento da frota... caminhões semipesados responderam por 22% das emissões de CO₂eq do setor automobilístico em 2024 (Ministério dos Transportes, 2025).

No Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, caminhões pesados e semipesados foram responsáveis por quase 60% das emissões de óxidos de nitrogênio em 2024, enquanto ônibus urbanos e micro-ônibus responderam por cerca de 6% das emissões por combustão... o setor rodoviário emitiu 270 milhões de toneladas de CO₂ em 2024, com caminhões somando 40% dessas emissões (“Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2025”, 2025).

Na agenda de descarbonização e sustentabilidade do setor de transportes, o Ministério dos Transportes aponta iniciativas para reduzir a emissão de carbono no modal rodoviário, incluindo a promoção de caminhões elétricos de grande porte,

incentivo ao uso de combustíveis menos poluentes e melhorias na infraestrutura rodoviária que reduzam o consumo de combustível, tais ações refletem o reconhecimento governamental da necessidade de mitigar impactos ambientais associados ao transporte terrestre pesado (Obras duráveis, com respeito ao meio ambiente e comunidades: sustentabilidade avança no setor de transportes em 2024”, 2024).

Uma análise detalhada do sistema de transporte urbano e de massa de passageiros no Brasil através da abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) demonstra que a quantificação de emissões de CO₂ ao longo de todas as fases do sistema — incluindo construção de infraestrutura, fabricação de veículos (como ônibus) e operação — é crucial para entender o impacto ambiental total do transporte urbano e planejar estratégias de mitigação efetivas. Esse tipo de estudo permite estimar o tempo necessário para que novas infraestruturas compensem as emissões geradas e identificar caminhos para redução de gases de efeito estufa no setor de transporte (Machado; Eduardo, 2023).

Estudos que aplicam a Avaliação do Ciclo de Vida (LCA/ACV) a sistemas de transporte público demonstram que a quantificação de emissões de gases de efeito estufa deve considerar não apenas a operação, mas todas as fases do ciclo de vida do sistema — desde a fabricação de veículos e infraestrutura até o uso e o fim de vida. Em um estudo de caso do sistema de transporte coletivo urbano em Porto Alegre, Brasil, a ACV evidenciou que os impactos ambientais das fases de construção e operação podem levar mais de uma década para serem compensados por reduções de emissões, ressaltando a importância de análises completas para políticas de sustentabilidade no setor de transporte (Leichter; Hackenhaar; Passuello, 2021).

1.3 Objetivo principal e secundário

O objetivo principal deste projeto é avaliar os impactos ambientais no processo de fabricação de uma longarina (componente estrutural integrante de chassis de veículos comerciais pesados, como ônibus e caminhões) produzida em aço, usando a metodologia de ACV.

E como objetivo secundário, o trabalho busca identificar os estágios mais impactantes do ciclo de produção da longarina, fornecendo subsídios para melhorias de processos que podem ter impactos ambientais.

1.4 Descrição do produto estudado

As longarinas veiculares são produtos estruturais na construção dos chassis de caminhões e ônibus, garantindo a estabilidade e resistência necessárias para suportar grandes cargas e condições de uso adversas.

Como mostrado na Figura 3, todo chassi de caminhão e ônibus consomem um par de longarinas, fazendo com que os dados já expressivos mostrados na Figura 1 retratarem apenas a metade da demanda de produção anual de longarinas. Somado a isso, esse componente estrutural consome mais de 200 kg de aço apenas para produzir uma única longarina, conforme produto estudado nesse projeto. Com esse patamar de consumo de aço, tal produto se mostra representativo para estudos dos seus impactos ambientais.

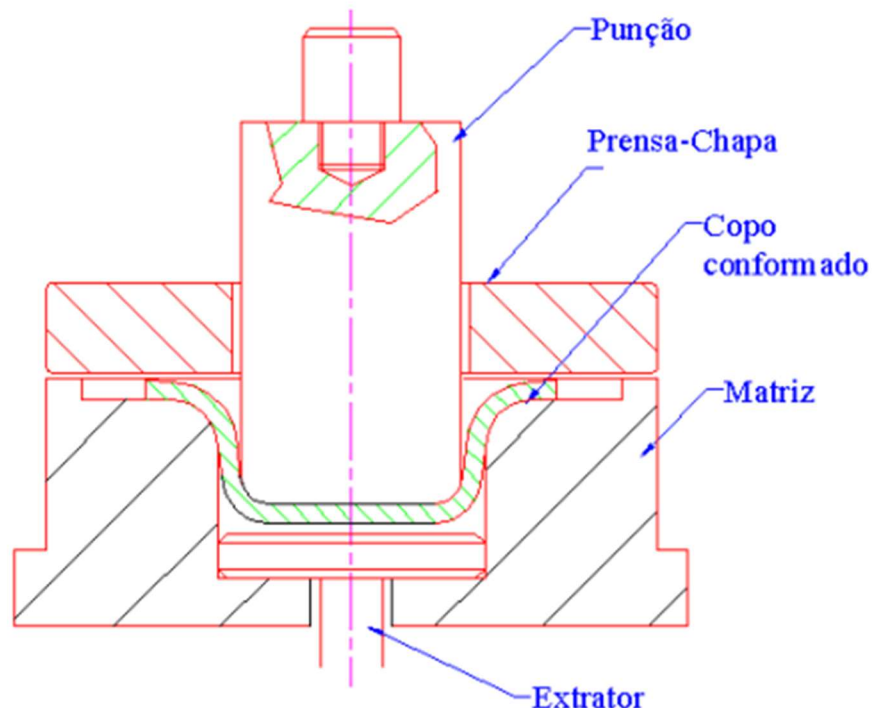
A longarina selecionada para esse estudo é fabricada com aço LNE500 com 9,5 mm de espessura, com um peso bruto (quantidade de aço no início processo para 1 longarina) de 207 kg e líquido (peso de 1 longarina pronta ao final do processo) de 194 kg, aproximadamente. E para a longarina do estudo, somente no ano de 2023, foram fabricadas 3.601 unidades, consumindo aproximadamente 745 toneladas de aço.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Longarina de aço ou peça estampada de aço

A estampagem é um método de conformação sob condições de compressão e tração, onde uma chapa é forçada a escoar para dentro de uma cavidade na matriz, da qual assume a forma, com um simples golpe da prensa é possível obter um copo a partir de um disco de chapa (blank), como pode ser observado na Figura 4 (Schüler, 1998).

Figura 4: Ferramenta padrão de estampagem



Fonte: COSTA (2003)

O processo de estampagem é um método de processamento de pressão que tem sido amplamente aplicado na fabricação de automóveis, produção de eletrodomésticos, aviação e outros campos (LI *et al.*, 2018).

A estampagem é um processo de conformação de metal que visa fabricar peças moldadas a partir de chapas planas, a indústria automotiva tem utilizado este processo de fabricação em larga escala (MADI *et al.*, 2018).

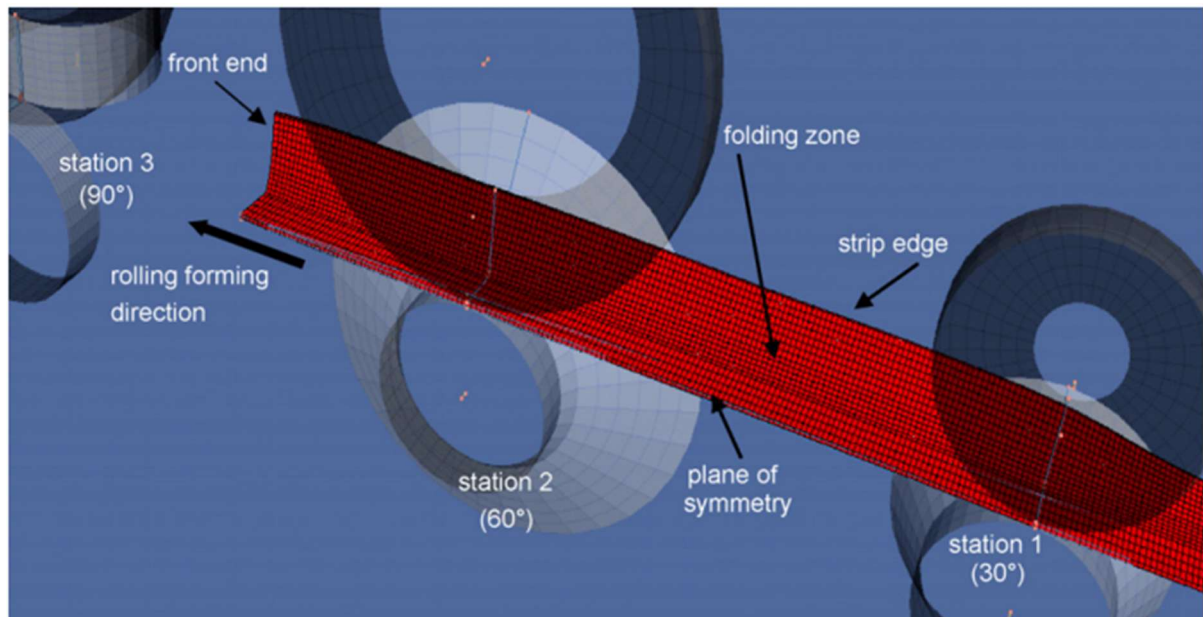
A estampagem de chapas metálicas é amplamente utilizada em produtos automotivos, aeronáuticos, embalagens e utensílios domésticos, por suas múltiplas possibilidades técnicas de fabricação, alta precisão, produção em massa e curto tempo de processamento (JADHAV *et al.*, 2018).

O processo de estampagem de chapas metálicas consta entre os processos industriais mais antigos e mais aplicados, sobretudo na indústria de autopeças (QUESADA *et al.*, 2014).

O processo de conformação a frio (cold roll-forming) é um processo industrial para a fabricação de produtos metálicos longos e com seção constante. Nesse processo, uma chapa originalmente plana é transformada em um perfil desejado, sem alteração considerável na espessura da chapa, por meio da ação de uma série de pares de rolos conformadores.

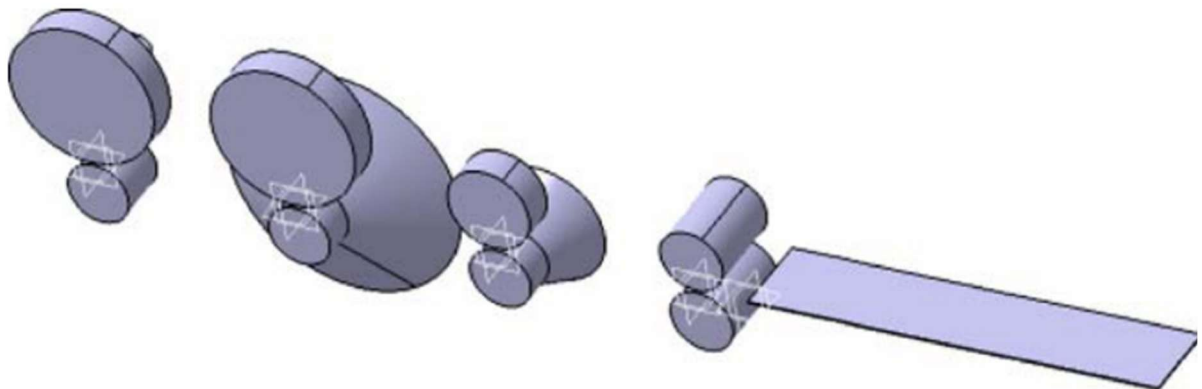
Portanto, a conformação por rolos (roll-forming) é caracterizada principalmente por uma deformação do tipo flexão, que muda continuamente à medida que o material se desloca pelos rolos. A deformação pode incluir alongamento e flexão longitudinal, flexão transversal e cisalhamento. Mais importante ainda, o processo de deformação é bastante complexo, pois varia ao longo da seção. Assim, muitas vezes são geradas deformações indesejadas na chapa, sendo bastante difícil controlar sua magnitude de forma que a qualidade da seção não seja significativamente afetada, tanto na geometria da seção transversal quanto na curvatura longitudinal (Bui; Ponthot, 2007), como pode ser visto na Figura 5, Figura 6 e Figura 7.

Figura 5: Processo de estampagem por rolos (roll former)



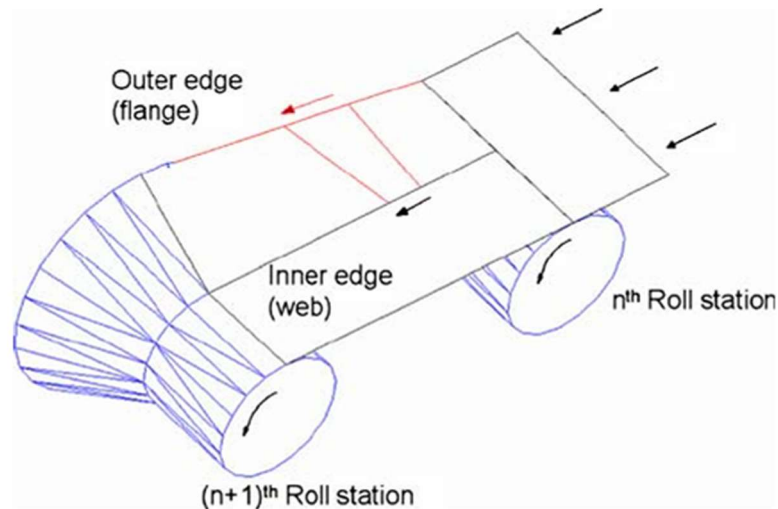
Fonte: Bui; Ponhot (2007)

Figura 6: Processo de roll former com meia geometria (devido á simetria da forma). Visão simplificada



Fonte: Paralikas et al (2009)

Figura 7: Processo roll former



Fonte: Paralikas et al (2009)

2.2 Síntese do estado-da-arte e lacuna científica

Uma pesquisa sobre artigos científicos demonstrou que não há trabalhos acadêmicos que estudaram o impacto ambiental para longarinas de aço utilizadas no setor de automotivo de caminhões e ônibus, conforme pode ser relatado na Tabela 1, demonstrando uma necessidade de focar um trabalho para esse setor industrial.

Durante a elaboração dessa dissertação, foi realizada uma busca na plataforma *Scopus* e *Web of Science*, utilizando algumas palavras-chave, como visto na Tabela 1. É possível encontrar artigos que tratam de longarinas, longarinas de aço ou mesmo longarinas de aço do setor automotivo. Porém quando se inclui estudo de ciclo de vida (LCA ou *Life cycle assessment*), o retorno em ambas as plataformas foi nulo, indicando que não há estudos que abordem o tema aqui proposto.

Apesar da tendência crescente das pesquisas sobre impactos ambientais em diversos países, a literatura ainda é carente de estudos realizados especificamente para o setor industrial de caminhões e ônibus com abordagens pela perspectiva de ACV.

Tabela 1: Busca de trabalhos para levantamento do estado-da-arte sobre ACV em longarinas na plataforma *Scopus* e *Web of Science* nos últimos 20 anos.

Termo de pesquisa	Scopus	Web of Science
<i>Side member</i> (longarina)	298	78
<i>Side member</i> (longarina) + <i>steel</i>	86	18
<i>Side member</i> (longarina) + <i>steel</i> + LCA	0	0
<i>Side member</i> (longarina) + <i>Life cycle assessment</i>	0	7
<i>Side member</i> (longarina) + <i>steel</i> + <i>Life cycle assessment</i>	0	0
<i>Side member</i> (longarina) + <i>steel</i> + <i>automotive</i>	34	6

Fonte: O autor

Apesar da crescente literatura em ACV no setor automotivo, a maioria dos estudos foca em veículos leves ou componentes de alta tecnologia, como baterias e válvulas de motor (Silva et al., 2018), deixando uma lacuna na avaliação de componentes estruturais de veículos pesados, como as longarinas.

2.3 Análise bibliométrica

Mesmo com a nulidade de artigos que tratem do tema aqui apresentado (ciclo de vida de longarina de aço do seguimento de caminhões e ônibus), foi realizado uma análise bibliométrica com a pesquisa que combine as palavras-chave longarina + aço, para entender como o meio acadêmico vem se interessando por estudos sobre longarinas de aço, mesmo não citando especificamente o meio automotivo, muito menos avaliação de ciclo de vida.

A análise bibliométrica realizada com base nos dados extraídos da base *Scopus* e *Web of Science* resultou em um total de 41 (Figura 8) documentos publicados entre os anos de 1970 e 2024 que possuem a combinação de palavras-

chave *side member + steel*, cobrindo, portanto, um intervalo de 54 anos. Esses documentos foram veiculados em 38 periódicos distintos, o que demonstra uma ampla dispersão da produção científica no tema investigado, com pouca concentração em periódicos específicos. Apesar dessa longa abrangência temporal, o crescimento anual médio do volume de publicações foi de apenas 1,29%, indicando que se trata de uma área com evolução estável e moderada, sem picos acentuados de crescimento nos últimos anos.

Figura 8: Pesquisa Bibliométrica



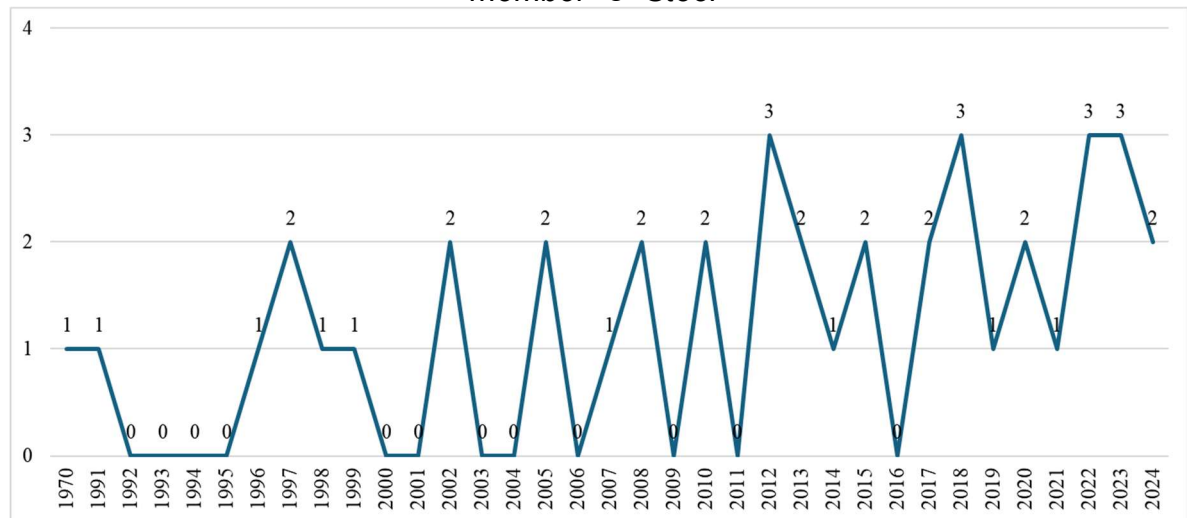
Fonte: O autor

No total, participaram da produção científica 204 autores, dos quais apenas um assinou individualmente um artigo, evidenciando uma predominância clara da colaboração entre autores, corroborada com o número médio de coautores por documento, que foi de 5,44. Além disso, 29,27% dos documentos envolveram coautorias internacionais.

Em relação à diversidade temática, foram identificadas 161 palavras-chave diferentes utilizadas pelos autores, sugerindo que o tema é abordado sob diferentes perspectivas. A idade média dos documentos da base é de 13,7 anos, o que indica que boa parte dos estudos incluídos é relativamente antiga, com menor representatividade de publicações recentes. Por fim, a média de citações por documento foi de 11,54, o que aponta para um impacto acadêmico moderado da produção encontrada, sugerindo que os estudos têm sido razoavelmente utilizados como base para outras pesquisas.

Percebe-se pelo gráfico apresentado na Figura 9 que a quantidade de artigos publicados por ano que possuem a combinação das palavras-chave acima mencionada é muito pequena, demonstrando o baixo nível de interesse no tema abordado.

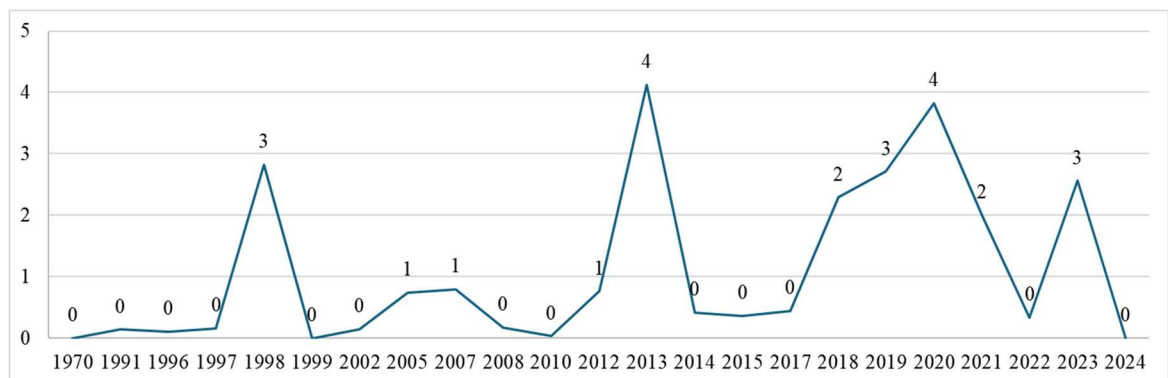
Figura 9: Publicação anual de artigos científicos com as palavras-chave “Side member” e “Steel”



Fonte: O autor

Percebe-se também que o interesse no tema caiu nos últimos anos por meio das citações dos artigos científicos, com um índice muito baixo, apresentado na Figura 10.

Figura 10: Números de citações por ano



Fonte: O autor

A distribuição anual das publicações revela um padrão de produção científica esparsa e intermitente ao longo do tempo. Embora o período analisado se estenda de 1970 a 2024, observa-se que a produção foi praticamente inexistente nas primeiras décadas, com registros pontuais e isolados. O primeiro pico significativo ocorre em 1998, com três publicações no ano, seguido novamente por um longo intervalo de baixa atividade.

A produção volta a crescer de forma mais visível a partir de 2012, alcançando o primeiro maior volume em 2013, com quatro publicações. No entanto, esse aumento

também não se sustentou nos anos subsequentes, quando a produção caiu novamente a zero em 2014 e permaneceu baixa até 2017. A partir de 2018, há um novo ciclo de crescimento, atingindo o segundo maior pico em 2020, novamente com quatro publicações, seguido por leve queda nos anos posteriores. Em 2023, há um último aumento, com três publicações, mas o ano seguinte (2024) não apresenta nenhum registro.

E quando se analisa a origem dos artigos, o Brasil também tem baixíssima relevância de estudos, tendo apenas 2 artigos publicados, conforme Figura 11.

Figura 11: Citações por país



Fonte: O autor

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A aplicação da ACV foi guiada pela ABNT NBR ISO 14040 (2009) e, complementarmente, a norma ISO 14067 (2023). Utilizou-se o guia ILCD

A ACV enfoca os aspectos ambientais e seus impactos potenciais ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, podendo ser desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento em pós-uso, reciclagem até a disposição final (isto é, do berço ao túmulo). Baseado nisso, o estudo aqui apresentado de ACV para longarina abrangeu a fase de extração de matéria-prima (aço) até a sua disponibilização para o cliente, conhecido como *cradle to gate*.

A norma determina 4 fases para elaboração do ACV:

1. Definição de objetivo e escopo. Esse estudo tem como propósito avaliar os impactos ambientais na fabricação de longarinas, tendo como público-alvo todas as pessoas que têm interesse em estudos de ACV e os impactos na fabricação desse componente estrutural, seja para fins acadêmicos ou industriais.
2. Inventário do ciclo de vida (ICV): Fase fundamental de uma ACV, onde levanta-se todos os materiais e consumos ocorridos durante o processo estudado
3. Avaliação de impactos (AICV): Essa fase tem como objetivo avaliar a significância ambiental dos resultados obtidos na fase de inventário, por meio da utilização de modelos presentes nos métodos de AICV, associando os dados do inventário a categorias específicas de impacto ambiental.
4. Interpretação dos resultados: os resultados foram avaliados quanto aos impactos que eles representam ao meio ambiente.

3.1. Definição de objetivo e escopo

Assim como indicado no capítulo introdução, subcapítulo objetivo principal e secundário, o objetivo principal deste projeto é avaliar os impactos ambientais no processo de fabricação de uma longarina (componente estrutural integrante de chassis de veículos comerciais pesados, como ônibus e caminhões) produzida em

aço, usando a metodologia de ACV. O escopo da pesquisa foi o de *Cradle-to-gate*, ou seja, desde a extração das matérias-primas até o produto final pronto na fábrica, sem considerar as fases de uso e descarte.

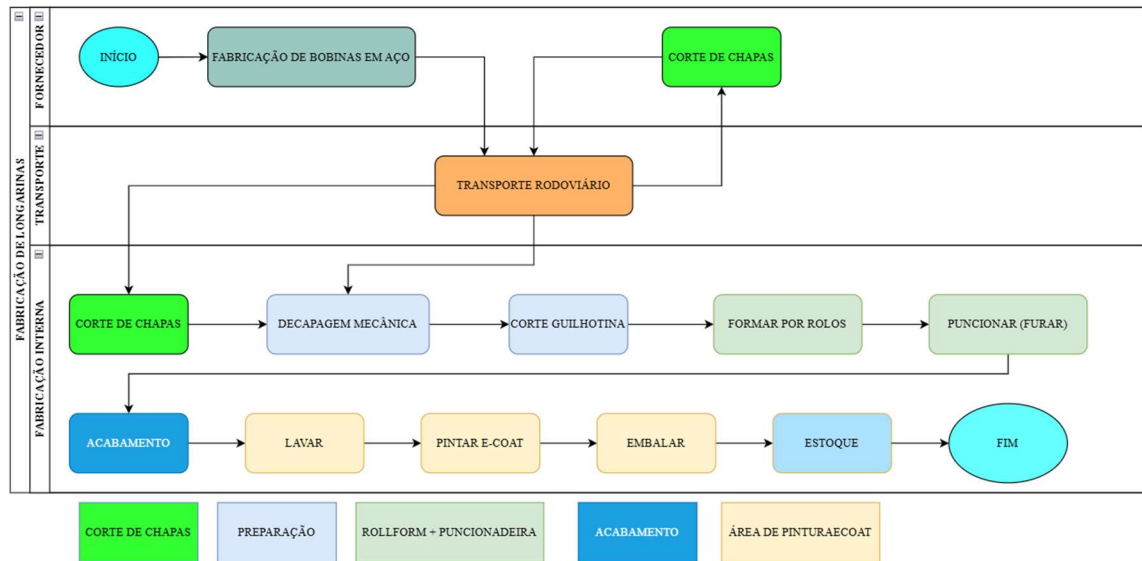
E como objetivo secundário, o trabalho busca identificar os estágios mais impactantes do ciclo de produção da longarina, fornecendo subsídios para melhorias de processos que podem ter impactos ambientais. Adotou-se para esse projeto a unidade funcional de 1 longarina de 207 kg de peso bruto (no início do processo) e 194 kg de peso líquido (ao final do processo). Com isso, os resultados apresentados são de acordo com essa unidade funcional.

O escopo limitou-se do berço ao portão (*cradle to gate*). Esse termo é utilizado para definir os limites do ciclo de vida do produto analisado, abrangendo todas as etapas desde a obtenção das matérias-primas até o momento em que o produto é expedido da fábrica. Ou seja, não se levou em consideração os impactos ambientais provenientes da utilização e descarte/reuso da longarina, tendo o portão da empresa (liberação para retirada pelo cliente) como o escopo final do estudo.

Ugaya e Walter (2004), ao analisarem o ICV do aço automotivo brasileiro, mostram que o uso e o processamento do material representam as fases mais intensivas em energia. Eles também ressaltam que há diferenças entre os dados nacionais e internacionais, o que justifica o uso de bases de dados localizadas sempre que possível.

O sistema de produto com abordagem *Cradle-to-gate*, conforme Figura 12.

Figura 12: Processo de produção da longarina – cradle-to-gate



Fonte: O autor

3.2. Análise do Inventário do Ciclo de Vida

O ICV compreende cada etapa do processo interno de fabricação, seguindo o fluxo de fabricação mostrado na Figura 12. Os dados foram coletados de fonte primária por meio da empresa parceira.

As fontes dos dados do ICV são relatórios extraídos do sistema SAP, adotado pela empresa que estão apresentados no Anexo A.

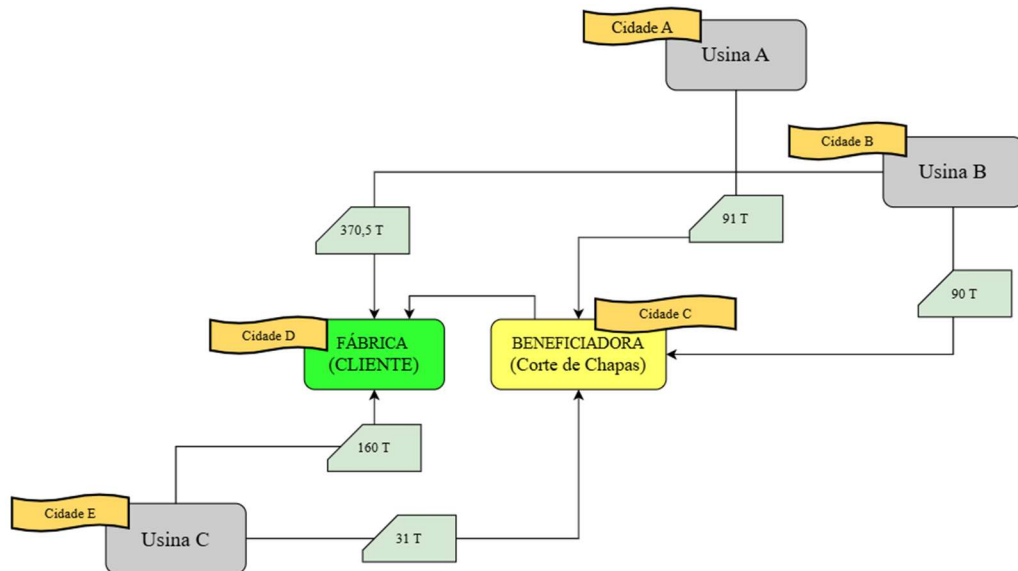
3.2.1. Fabricação do aço

A primeira fase do fluxo de fabricação da longarina é a fabricação do aço, etapa do fornecedor. Não foi realizada uma ACV nas usinas. Foram adotados os dados de impactos ambientais contidos na base de dados *Ecoinvent* utilizado no software Simapro.

Foi realizado um levantamento do consumo geral de aço pela empresa, utilizando dados do sistema empresarial SAP para sumarizar todo o aço comprado pela empresa. Foram utilizados parâmetros de filtros fornecidos pela empresa para que os dados gerados fossem limitados somente à compra de aço, e nenhum outro produto mais.

A coleta de dados iniciou-se com o levantamento do consumo do aço utilizado no processo de fabricação da longarina, o qual possui mais de uma fonte de origem, sendo distribuído conforme Figura 13.

Figura 13: Estratificação do transporte de matéria-prima



Fonte: o Autor

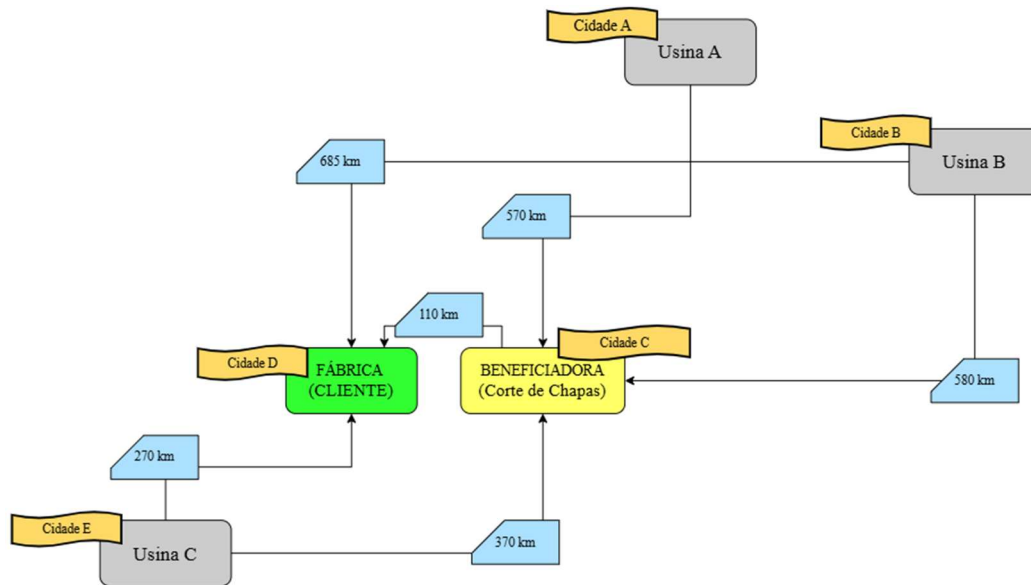
O aço pode ser adquirido de acordo com 5 rotas diferentes, em formato de bobinas, também apresentados na Figura 13, passando ou não pelo beneficiador onde ocorre o processo de corte em chapas, ou mesmo ir diretamente das usinas para empresa que executará ela mesma o processo de corte em chapas. Conforme ainda observado na Figura 13, durante o ano de 2023, a maior parte do aço foi obtida da usina B na cidade B e encaminhada diretamente para a empresa, representando quase 50% do montante consumido.

3.2.2. Transporte do aço

Para a etapa de transporte do aço, não foi realizada uma ACV. Utilizaram-se os dados de impactos ambientais contidos na base de dados *Ecoinvent* utilizado no software Simapro.

Foi realizado um levantamento geográfico das usinas fornecedoras de aço, conforme Figura 14.

Figura 14: Transporte de matéria-prima



Fonte: o Autor

De posse desse levantamento, o software Simapro é abastecido com as informações de distância e quantidade de aço em toneladas compradas de cada uma das usinas, gerando o impacto ambiental proveniente do processo de transporte, que para a empresa estudada, foi realizado pelo modal rodoviário.

3.2.3. Processo interno de fabricação da longarina

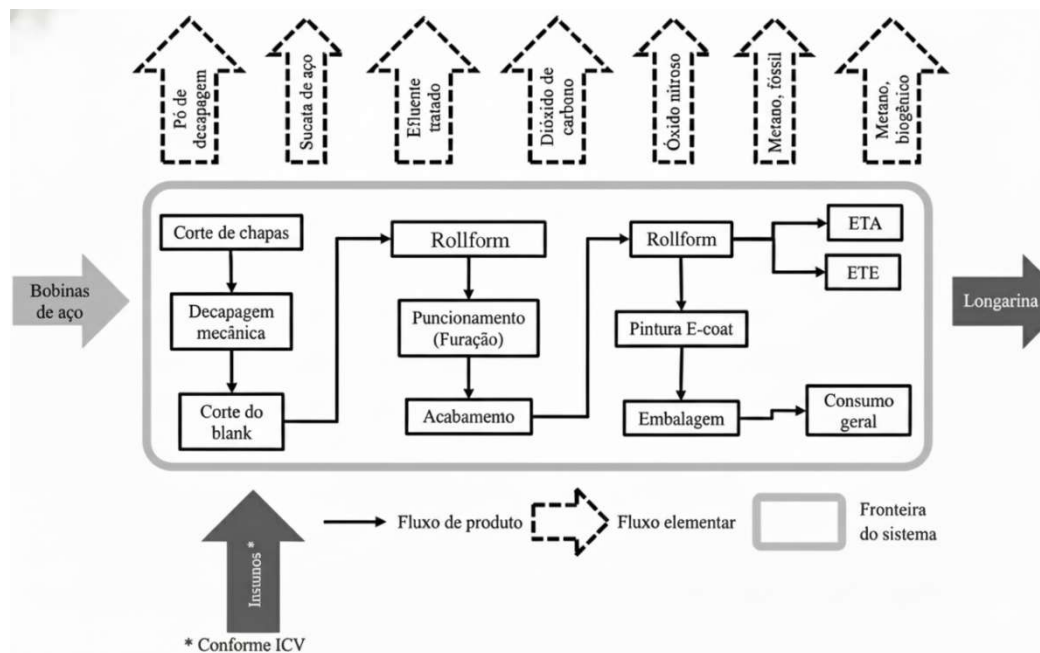
Foram levantados os dados de fabricação das longarinas e para isso, as telas do sistema SAP que foram utilizadas são:

- CS03 – consulta de material utilizado por longarina
- MB51 – consulta de quantidade produzida por cada longarina
- MB51 – consulta da quantidade de materiais indiretos consumidos nas áreas que fabricam longarina

Para a obtenção do inventário de consumo de energia elétrica, foram utilizados os dados dos relógios medidores das áreas onde as longarinas são fabricadas. E para as áreas que fabricam outros tipos de produtos além das longarinas, uma proporção por meio de regra de três deve ser realizada para determinar o consumo de energia gerado pelas longarinas.

Para a obtenção do inventário dos demais materiais indiretos utilizados no processo de fabricação, a mesma tela MB51 foi utilizada, porém agora com outros parâmetros de filtro que indicam consumo de materiais indiretos ao longo da produção. Além disso, para cada fase interna do processo, a empresa separa por meio de centros de custos, possibilitando assim que o inventário fosse separado por etapa do processo, permitindo que os impactos ambientais também fossem separados por processo. A informação aparece da mesma maneira apresentada na Figura 15.

Figura 15: Processo de produção da longarina



Fonte: o Autor

Para os materiais indiretos, foi necessário a utilização das FISPQs (Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos), conforme Figura 16. Cada produto químico utilizado pela empresa possui uma FISPQ e a mesma foi utilizada para determinar qual a composição química de cada produto utilizado no processo de fabricação, visando o preenchimento do inventário no software Simapro, dado o fato que a base de dados do software possui os materiais químicos pela composição, e não pelo nome comercial, o qual pode variar de local para local, fornecedor para fornecedor.

Figura 16: Exemplo de FISPQ

Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos

De acordo com ABNT NBR 14725-4: 2014

Data de emissão: 14/09/2018 | Versão: 0.0

1. Identificação do Produto e da Empresa

1.1. Identificação do produto

Nome Comercial	Código
DETERGENTE LAVA LOUÇAS [REDACTED] 24X500 ML / 5053	5053HC

Uso recomendado : Lava-louças e superfícies em geral

1.2. Identificação da Empresa

Fabricante

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

2. Identificação de perigos

2.1. Classificação da substância ou mistura

Classificação de acordo com GHS-BR (ABNT NBR 14725-2)

Fonte: o Autor

A base desse estudo compreende o período de janeiro a dezembro de 2023 em toda sua extensão, ou seja, todos os dados e resultados são oriundos desse período de fabricação da longarina.

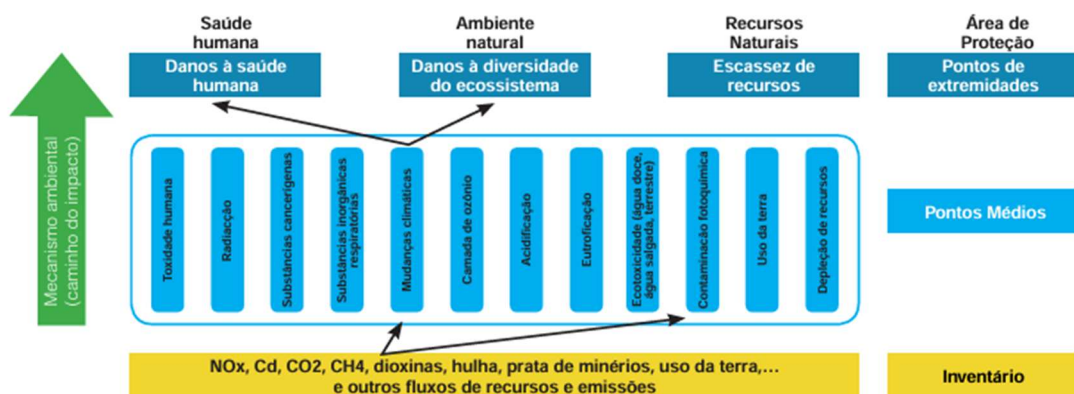
É importante informar também que o processo de fabricação de longarinas contempla o consumo de energia elétrica e insumos (diesel e gás natural) que são compartilhados com outros processos produtivos. As emissões relacionadas à queima do gás natural e do diesel foram obtidas com base no fator de emissão indicado na planilha do GHG *Protocol* (GHG *Protocol*, 2024).

3.3. Avaliação do Impacto do Ciclo De Vida (AICV)

De acordo com o Manual ILCD 2014, a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a fase da ACV que tem como objetivo compreender e avaliar a magnitude e a significância dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida. Em outras palavras, é a etapa onde os dados brutos do inventário do ciclo de vida (ICV) – que são as entradas e saídas de materiais e energia – são traduzidos em impactos ambientais significativos. A Figura 17 demonstra as divisões de categorias de impactos ambientais. Ela ilustra também o mecanismo ambiental da

avaliação de ciclo de vida, que organiza os impactos a partir de um inventário de emissões e fluxos de recursos para medir como estes afetam o planeta. Esses dados brutos são convertidos em diversas categorias de pontos médios, como toxicidade humana, mudanças climáticas, acidificação e depleção de recursos, que representam as modalidades técnicas de impacto ambiental. Por fim, esses indicadores convergem para três grandes áreas de proteção denominadas pontos de extremidade: a saúde humana, que sofre com danos diretos; o ambiente natural, afetado pela perda de biodiversidade no ecossistema; e os recursos naturais, impactados pela escassez de matérias-primas.

Figura 17: Avaliação de impactos do ciclo de vida



Fonte: Manual ILCD, 2014

Para execução desse trabalho, foi utilizado o software Simapro e adotado como objeto de pesquisa a fabricação de um modelo de longarina do setor de ônibus e caminhão com grande representatividade de consumo de aço num espaço amostral anual (2023) produzido pela fabricante parceira desse estudo. Dessa maneira foi possível identificar e analisar os impactos ambientais na fabricação desse componente estrutural.

O método utilizado para AICV nesse projeto foi o EF 3.1 (Environmental Footprint), sendo uma metodologia desenvolvida pela Comissão Europeia, por meio do Joint Research Centre (JRC), para avaliar os impactos ambientais de produtos (PEF - *Product Environmental Footprint*) e organizações (OEF - *Organisation Environmental Footprint*) ao longo de seu ciclo de vida. A versão EF 3.1, publicada em 2023, é a mais atual e incorpora avanços científicos e melhorias metodológicas. Essa

metodologia foi desenvolvida para harmonizar os estudos de ACV dentro da União Europeia e facilitar comparações entre produtos. O EF 3.1 cobre 16 categorias de impacto, e para cada uma foi criado um acrônimo que será utilizado em todas as tabelas dessa dissertação. Além disso, todos os resultados apresentados para tais categorias estão na unidade de medida conforme

Os valores de impactos ambientais, incluindo os resultantes de ACV são frequentemente apresentadas em unidades de difícil compreensão, como kg equivalentes de CO₂ ou CTUh, assim como os exemplos apresentados na **Erro! Autoreferência de indicador não válida.**, dentre outros existentes (Ponsioen, 2014).

Tabela 2.

Os valores de impactos ambientais, incluindo os resultantes de ACV são frequentemente apresentadas em unidades de difícil compreensão, como kg equivalentes de CO₂ ou CTUh, assim como os exemplos apresentados na **Erro! Autoreferência de indicador não válida.**, dentre outros existentes (Ponsioen, 2014).

Tabela 2: Impactos ambientais método EF 3.1, suas unidades de medida e seus acrônimos

Categoria de impacto ambiental	Termo em inglês	Unidade de medida	Acrônimo
Acidificação	Acidification	mol H ⁺ eq	ACD
Mudança climática	Climate change	kg CO ₂ eq	MC
Ecotoxicidade de água doce	Ecotoxicity, freshwater	CTUe	ECAD
Materiais particulados	Particulate matter	disease inc.	MP
Eutrofização marinha	Eutrophication, marine	kg N eq	EM
Eutrofização em água doce	Eutrophication, freshwater	kg P eq	ETAD
Eutrofização terrestre	Eutrophication, terrestrial	mol N eq	ETT
Toxicidade humana cancerígena	Human toxicity, cancer	CTUh	THC
Toxicidade humana não cancerígena	Human toxicity, non-cancer	CTUh	THNC
Radiação ionizante	Ionising radiation	kBq U-235 eq	RI
Uso da terra	Land use	Pt	UT
Depleção do ozônio	Ozone depletion	kg CFC11 eq	DO
Formação de ozônio fotoquímico	Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	FOF
Uso de recurso fóssil	Resource use, fossils	MJ	URF
Uso de recursos minerais e metais	Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	URMM
Uso da água	Water use	m ³ depriv.	UA

Fonte: o Autor

Uma alternativa para facilitar a compreensão destes valores é a aplicação de cálculos de normalização, que consistem no cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria com relação a uma informação de referência, tendo como objetivo entender melhor a magnitude relativa para cada resultado encontrado, permitindo compará-los entre si e determinar qual possui a maior relevância. Suas pontuações são exibidas em unidades físicas que representam o potencial de impacto ambiental. Para isso, foi utilizado um método de normalização: dividir suas pontuações pelas pontuações de uma situação de referência, de acordo com o fator de equivalência da metodologia EF 3.1, conforme Tabela 3. Nesse caso, a normalização interna que permite comparar os impactos ambientais entre si, possibilitando entender qual o de maior relevância dentre todos.

Tabela 3: Fator de equivalência

Damage category	Fator equivalência	Ponderação [%]
Acidification	1,80E-02	6,20%
Climate change	1,32E-04	21,06%
Ecotoxicity, freshwater	1,76E-05	1,92%
Particulate matter	1,68E+03	8,96%
Eutrophication, marine	5,12E-02	2,80%
Eutrophication, freshwater	6,22E-01	2,96%
Eutrophication, terrestrial	5,66E-03	3,71%
Human toxicity, cancer	5,80E+04	2,13%
Human toxicity, non-cancer	7,77E+03	1,84%
Ionising radiation	2,37E-04	5,01%
Land use	1,22E-06	7,94%
Ozone depletion	1,91E+01	6,31%
Photochemical ozone formation	2,45E-02	4,78%
Resource use, fossils	1,54E-05	8,32%
Resource use, minerals and metals	1,57E+01	7,55%
Water use	8,72E-05	8,51%

Fonte: o Autor

Seu cálculo se dá através da multiplicação do resultado do impacto ambiental x fator de equivalência x ponderação.

Outra etapa de AICV é a normalização externa, ou determinação da contribuição relativa, proporciona a análise da significância relativa dos resultados dos indicadores entre as categorias de impacto, contextualizando-os. Esta abordagem,

assim como a normalização interna, também tem o efeito de ajustar os resultados para uma unidade comum (FINNVEDEN *et al.*, 2002).

É importante destacar que a normalização externa está disponível nos métodos de AICV mais comumente utilizados em estudos de ACV, como IMPACT 2002+, CML 2001 e ReCiPe 2016 (Callau Ferreira, 2020).

Uma das maneiras de se realizar a normalização externa é a comparação o impacto de um produto com o impacto total gerado por uma pessoa comum no mundo durante um ano. Dessa forma, em vez de uma unidade complicada, converte-se em uma fração que é muito mais fácil de entender. Por exemplo, o impacto de um produto nas mudanças climáticas ou na saúde humana é expresso como uma pequena parte do impacto anual total de um cidadão global.

3.4. Considerações importantes

A base de dados utilizada na avaliação foi a *Ecoinvent*, com abordagem *cut-off*, versão 3.9, amplamente reconhecida pela qualidade e abrangência de seus inventários de ciclo de vida.

Como descrito na abordagem *cut-off*, algumas premissas foram adotadas no trabalho:

- Alocação de coprodutos:

Quando se tem geração de coprodutos e a abordagem *cut-off* é utilizada, todos os impactos ambientais dos mesmos são atribuídos ao produto principal. Com isso, o coproduto sai do ponto de *cut-off* sem carregar impactos ambientais do processo de fabricação até o dado ponto. Desta forma, a alocação não foi realizada neste trabalho.

- Reciclagem e reutilização:

Similar ao caso de coproduto, os materiais recicláveis também têm seu impacto ambiental associado ao produto principal. Ou seja, os impactos ambientais da reciclagem são atribuídos ao produto que gera o resíduo reciclável e não ao produto que o utiliza. Dessa maneira, o método simplificado aloca os benefícios da reciclagem ao processo original que gerou o material.

Esta análise não foi realizada, pois o sistema de produto desta pesquisa não considerou as fases de uso e fim de vida da longarina.

3.5. Análise de cenários

Para entender melhor o impacto dos principais insumos responsáveis pela geração dos impactos ambientais somadas em todas as etapas do processo de fabricação, foram simulados cenários com as suas substituições, apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Insumos simulados e suas aplicações

Material Original	Material substituto	Cenário	Processo utilizado
ACV original	---	1	Todos os processos estudados
Sulfato de alumínio	Carbonato de Sódio	2	ETE; água industrial
Gás Natural	Biometano	3	Consumo Geral; Desengraxante e Pré; Estufa E-COAT; Maracanã (desengraxe); Transporte Interno
Hidróxido de sódio	Carbonato de sódio	4	ECOAT (enxague-Di)
Energia hidrelétrica	Energia fotovoltaica	5	Área de preparação, Consumo Geral; Desbobinadeira; ECOAT; ETE; Rollformer
---	Agregado de todos os materiais simulados	6	Todos os processos estudados

Fonte: o Autor

Tendo em vista que se trata apenas de uma simulação, a quantidade dos insumos substitutos seguiu a proporção de 1 para 1 em relação aos insumos originais que foram substituídos. Porém é importante enfatizar que na prática, os consumos podem variar em relação à simulação devido a característica de cada um dos insumos em cada uma das aplicações aos quais são destinados. Além disso, não foi levado em consideração nenhum estudo de viabilidade econômica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Inventário do ciclo de vida

O ICV foi separado por processo. A base desse estudo compreende o período de janeiro a dezembro de 2023. Os dados de coleta do inventário do ciclo de vida de todo o processo de fabricação da longarina são apresentados da Tabela 5 à Tabela 10.

Tabela 5: Inventário de consumo geral de processos indiretos à fabricação da longarina

CONSUMO GERAL – INDIRETO AO PROCESSO DE FABRICAÇÃO		
Entrada	Quantidade	Unidade
Total de aço consumido	85.357,00	ton
Gás natural	403.281,95	m ³
Energia elétrica	36.736.980,56	kWh
Diesel para os geradores	26.074,67	litros
SAÍDA	SAÍDA	UNIDADE
Total de aço consumido	85.357,00	ton
Gás natural queimado	403.281,95	m ³
Energia elétrica consumida	36.736.980,56	kWh
Diesel queimado nos geradores	26.074,67	litros

Fonte: o Autor

Para a estimativa das emissões atmosféricas referente aos insumos indiretos mostrados na Tabela 5, com exceção do aço, foram utilizados os parâmetros do *GHG Protocol*. E o aço foi utilizado como métrica para distribuição dos impactos ambientais gerados nas atividades indiretas ao processo de fabricação longarinas. Por exemplo, para o processamento da quantidade total de aço consumida pela empresa (85.357 ton), foi utilizado 403.281,95 m³ de gás natural. Tendo em vista que a longarina do estudo consumiu 745 ton de aço, a quantidade de gás natural que deve ser atribuído às longarinas será baseada na proporção de 745 ton para 85.357 ton. Essa mesma consideração é feita para todas as etapas do processo.

Tabela 6: Inventário desbobinadeira

DESBOBINADEIRA		
Entrada	Quantidade	Unidade
Bobina de aço	75.895,00	ton
Energia elétrica	22.368,90	kWh
Saída	Quantidade	Unidade
Chapas de aço	75.895,00	ton
Energia elétrica consumida	22.368,90	kWh

Fonte: o Autor

Nota-se que nessa etapa do processo, a quantidade de bobina de aço é menor que a etapa anterior de consumo geral, uma vez que nem todo aço adquirido pela empresa passa por esse equipamento de desbobinar. Essa mesma analogia segue para todos os demais processos.

Tabela 7: Inventário preparação (decapadora + corte blank)

ÁREA DE PREPARAÇÃO (DECAPADORA MECÂNICA + CORTE BLANK)		
Entrada	Quantidade	Unidade
Chapa de aço	33.048,97	ton
Energia elétrica	558.379,09	kWh
Granalha - Decapagem	24.000,00	kg
Óleo mineral - Decapagem	16.000,00	litros
Saída	Quantidade	Unidade
Pó de decapadora para reciclagem externa (granalha + pó de aço)	24.000,00	kg
Chapa de aço	33.048,97	ton
Energia elétrica consumida	558.379,09	kWh
Descarte óleo mineral contaminado	16.000,00	litros

Fonte: o Autor

Tabela 8: Inventário *rollform* + puncionadeira

ROLLFORM + PUNCIONADEIRA		
Entrada	Quantidade	Unidade
Chapa de aço	9.350,43	ton
Energia elétrica	1.965.189,48	kWh
Saída	Quantidade	Unidade
Sucata de aço - conformação	1.157,58	ton
Chapa de aço - conformação	8.192,85	ton

Fonte: o Autor

Tabela 9: Inventário desengraxante + acabamento

Desengraxante + acabamento		
Entrada	Quantidade	Unidade
Chapa de aço	28.957,50	Ton
Antiespumante	75	Kg
Antirrespingo <i>Chemmig</i>	40	Litros
<i>Gardoclean</i>	3.175,00	Kg
Decapante	40	Litros
Aditivo <i>Garbond</i>	1.100,00	Litros
Desengraxante	11.650,00	kg
<i>Lorn Stamp</i>	600	litros
Antirrespingo aerossol	8,4	kg
Gás natural	150.568,10	m ³
Água industrial	623,1	m ³
Saída	Quantidade	Unidade
Chapa de aço	28.957,50	Ton
Água contaminada para tratamento	623,1	m ³
Gás natural queimado	150.568,10	m ³

Fonte: o Autor

Tabela 10: Inventário e-coat

E-COAT		
Entrada	Quantidade	Unidade
Chapa de aço	67.346,67	ton
Energia elétrica	4.698.640,60	kWh
Água industrial	45.949,00	m ³
Desengraxante – desengraxante e pré-enxague	26.000,00	kg
Aditivo <i>gardbond</i> – desengraxante e pré- enxague	2.750,00	litros
Gás natural – desengraxante e pré-enxague	91.303,70	m ³
Gardolene - refinador	720	kg
Fosfato de montagem - fosfato	3.080,00	kg
Fosfato de reposição - fosfato	2.089,00	kg
<i>Gardbond aditive 7004</i> - fosfato	1.200,00	kg
Aditivo (flúor) - fosfato	2.250,00	kg
Passivador <i>gardolene</i> - passivador	2.950,00	litros
Hidróxido de sódio – enxague Di	9.120,00	litros
Ácido clorídrico – enxague Di	14.400,00	litros
Resina <i>e-coat</i> – tanque <i>e-coat</i>	11.281,00	litros
Pasta <i>e-coat</i> - tanque <i>e-coat</i>	2.655,00	litros
Gás natural - estufa <i>e-coat</i>	641.363,52	m ³
Saída	Quantidade	Unidade
Chapa de aço pintada	67.346,67	ton
Energia elétrica consumida	4.698.640,60	kWh
Gás natural queimado	732.667,22	m ³

Fonte: o Autor

Seguindo, o próximo é o inventário das estações de tratamento de água e efluentes (ETA e ETE respectivamente). As emissões provenientes do tratamento desses efluentes foram proporcionalmente distribuídas ao total de aço utilizado em todos os processos produtivos. Assim, uma parte das emissões da ETA foi alocada conforme o consumo de aço bruto necessário para a fabricação da longarina. O mesmo raciocínio se aplica para o ETE, também internamente na empresa. Os dados são apresentados na Tabela 11 e Tabela 12

Tabela 11: Inventário do consumo e tratamento de água industrial (ETA)

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA		
Entrada	Quantidade	Unidade
Água	259.985,00	m³
Hipoclorito de sódio	1.650,00	kg
Soda cáustica	10.550,00	kg
Sulfato de alumínio	111.930,00	kg
Saída	Quantidade	Unidade
Água industrial tratada	259.985,00	m³

Fonte: o Autor

Tabela 12: Inventário da estação de tratamento de efluentes (ETE)

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES		
Entrada	Quantidade	Unidade
Energia elétrica	603.370,78	kWh
Cal hidratada	520,00	kg
Fosfato de amônio	450,00	kg
Sulfato de alumínio	261.170,00	kg
Hipoclorito de sódio	1.650,00	kg
Polímero aniônico	475,00	kg
Polímero catiônico	950,00	kg
Hidróxido de cálcio	326.433,00	kg
Saída	Quantidade	Unidade
Efluente tratado	171.781,70	m³
Energia elétrica consumida	603.370,78	kWh

Fonte: o Autor

4.2. Impactos ambientais por processo

Os valores de impactos ambientais estão apresentados na Tabela 13 e Tabela 14, sendo a primeira contendo os impactos ambientais desde a fabricação do aço até o portão (*Cradle-to-gate*) e a segunda apenas com os processos internos da empresa (*gate-to-gate*). A distribuição gráfica dos impactos é apresentada na Figura 18 e Figura 19.

A distribuição percentual dos impactos considerando exclusivamente os processos internos da empresa, desconsiderando os impactos provenientes da

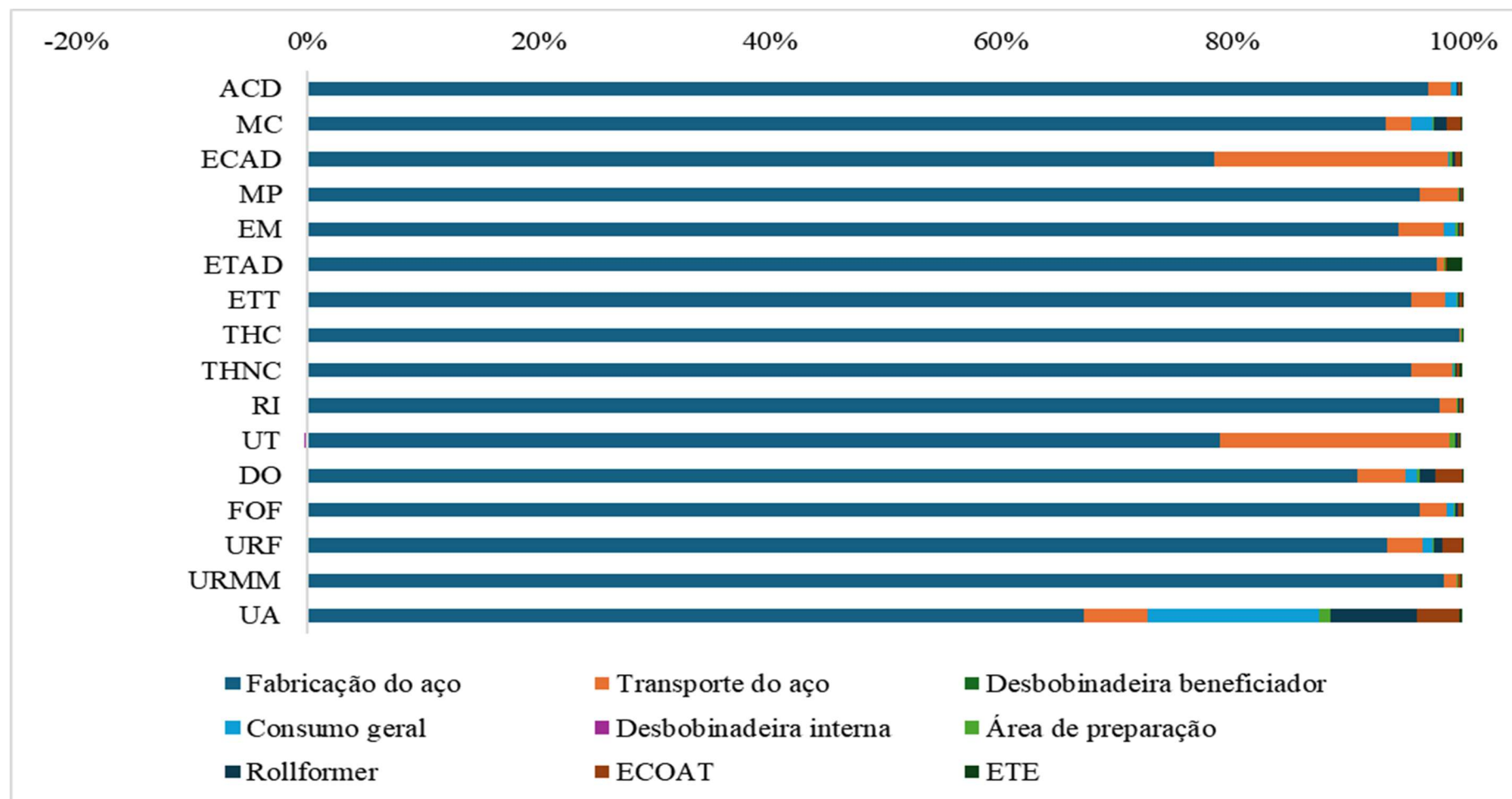
fabricação e transporte do aço, permite destacar a contribuição relativa das operações sob controle direto da organização, oferecendo subsídios para estratégias de redução e/ou eliminação de impactos ambientais.

Tabela 13: Impactos ambientais por processo

Categoria de impacto ambiental	Total	Fabricação do aço	Transporte do aço	Desbobina deira beneficiador	Consumo geral	Desbobinadora interna	Área de preparação	Rollformer	ECOAT	ETE
ACD	1,98	1,92	0,04	1,50E-05	0,01	3,11E-09	2,11E-03	1,97E-03	4,87E-03	1,35E-03
MC	500,12	467,10	11,01	2,92E-03	8,96	3,13E-03	0,78	5,71	6,34	0,22
ECAD	2.161,40	1.698,51	437,90	0,01	0,94	2,76E-05	6,73	3,18	12,07	2,05
MP	4,01E-05	3,86E-05	1,30E-06	3,95E-10	2,75E-08	2,83E-14	3,65E-08	1,66E-08	5,28E-08	1,08E-08
EM	0,42	0,39	0,02	2,73E-06	4,46E-03	5,65E-10	7,98E-04	5,52E-04	8,87E-04	1,49E-04
ETAD	0,02	0,02	1,21E-04	5,41E-08	2,81E-07	1,53E-11	2,06E-05	6,77E-06	1,40E-05	2,72E-04
ETT	4,66	4,46	0,14	2,82E-05	0,05	5,81E-09	0,01	4,56E-03	0,01	1,52E-03
THC	2,93E-06	2,92E-06	5,47E-09	2,01E-12	1,88E-11	1,65E-16	2,13E-09	1,06E-10	4,64E-10	2,91E-10
THNC	4,61E-06	4,41E-06	1,66E-07	2,59E-11	7,20E-09	2,85E-12	4,93E-09	6,04E-09	1,26E-08	8,18E-09
RI	4,02	3,94	0,06	9,09E-05	4,44E-04	1,11E-08	3,69E-03	3,90E-03	0,01	1,19E-03
UT	975,65	773,84	194,51	0,02	-1,55	-7,64E-04	5,04	1,35	1,65	0,79
DO	9,47E-06	8,61E-06	4,03E-07	6,35E-11	9,54E-08	2,13E-14	1,75E-08	1,28E-07	2,16E-07	3,81E-09
FOF	2,32	2,23	0,05	8,79E-06	0,02	6,20E-07	2,27E-03	4,43E-03	0,01	5,68E-04
URF	5.076,92	4748,10	158,14	0,03	39,93	2,14E-05	7,01	39,52	82,83	1,37
URMM	3,11E-03	3,06E-03	3,29E-05	9,64E-09	2,83E-08	1,48E-12	2,82E-06	9,85E-07	6,36E-06	4,88E-06
UA	38,79	26,08	2,14	0,01	5,77	2,81E-03	0,36	2,93	1,41	0,10

Fonte: o Autor

Figura 18: Impactos Ambientais por processo



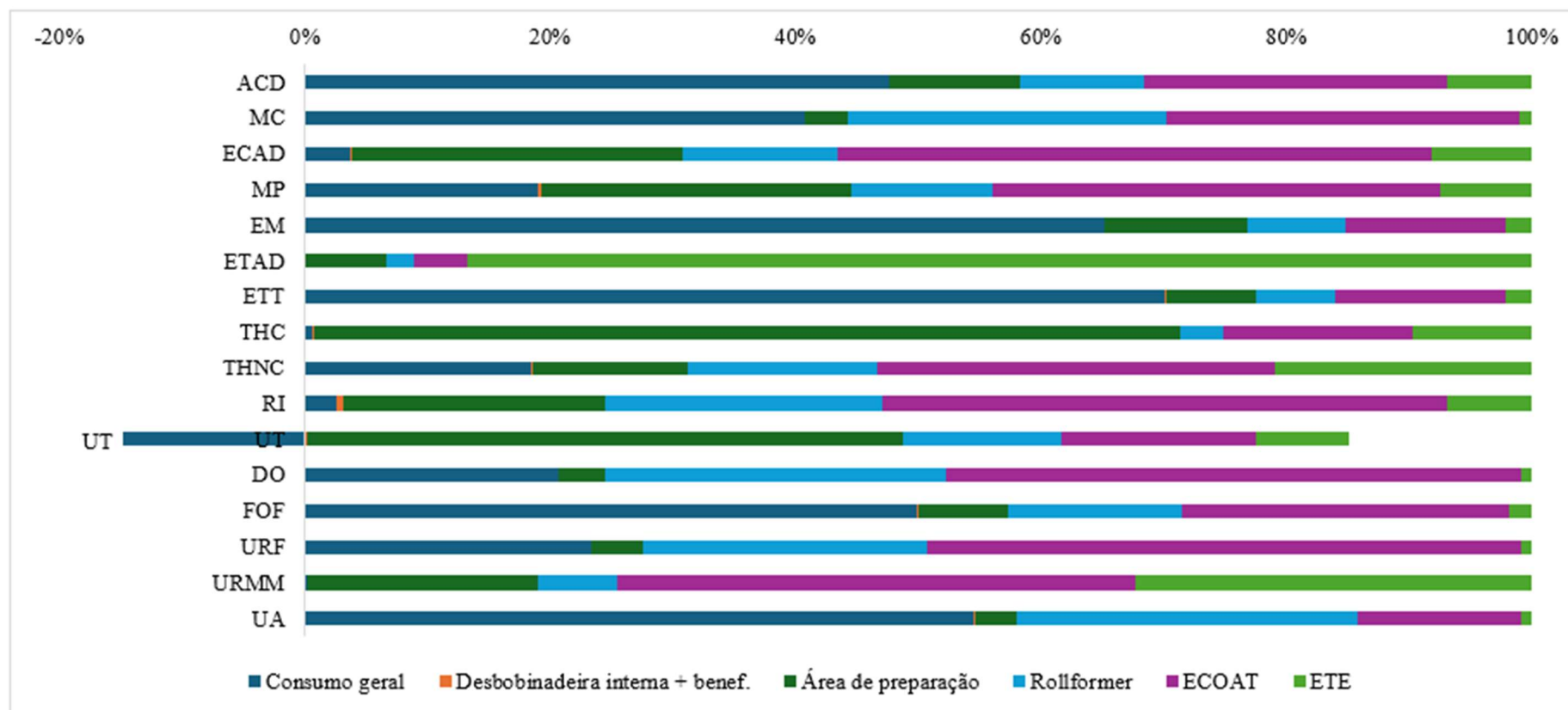
Fonte: o Autor

Tabela 14: Impactos ambientais por processo sem considerar fabricação e transporte do aço

Categoria de impacto ambiental	Total	Consumo geral	Desbobinadeira interna + benef.	Área de preparação	Rollformer	ECOAT	ETE
ACD	0,02	0,01	3,11E-09	2,11E-03	1,97E-03	4,87E-03	1,35E-03
MC	22,01	8,96	3,13E-03	0,78	5,71	6,34	0,22
ECAD	24,98	0,94	2,76E-05	6,73	3,18	12,07	2,05
MP	1,45E-07	2,75E-08	2,83E-14	3,65E-08	1,66E-08	5,28E-08	1,08E-08
EM	0,01	4,46E-03	5,65E-10	7,98E-04	5,52E-04	8,87E-04	1,49E-04
ETAD	0,00	2,81E-07	1,53E-11	2,06E-05	6,77E-06	1,40E-05	2,72E-04
ETT	0,07	0,05	5,81E-09	0,01	4,56E-03	0,01	1,52E-03
THC	3,01E-09	1,88E-11	1,65E-16	2,13E-09	1,06E-10	4,64E-10	2,91E-10
THNC	3,90E-08	7,20E-09	2,85E-12	4,93E-09	6,04E-09	1,26E-08	8,18E-09
RI	0,02	4,44E-04	1,11E-08	3,69E-03	3,90E-03	0,01	1,19E-03
UT	7,30	-1,55	-7,64E-04	5,04	1,35	1,65	0,79
DO	4,60E-07	9,54E-08	2,13E-14	1,75E-08	1,28E-07	2,16E-07	3,81E-09
FOF	0,03	0,02	6,20E-07	2,27E-03	4,43E-03	0,01	5,68E-04
URF	170,68	39,93	2,14E-05	7,01	39,52	82,83	1,37
URMM	1,51E-05	2,83E-08	1,48E-12	2,82E-06	9,85E-07	6,36E-06	4,88E-06
UA	10,57	5,77	2,81E-03	0,36	2,93	1,41	0,10

Fonte: o Autor

Figura 19: Impactos ambientais por processo sem considerar fabricação e transporte do aço



Fonte: o Autor

Analisando os dados da Tabela 13, é notório que para todos os impactos ambientais, os maiores valores estão nas colunas de fabricação e transporte do aço, em comparação com todos os demais processos da internos de produção. Com isso, foi gerado a Tabela 14 para avaliar somente os impactos ambientais sob responsabilidade da empresa, desconsiderando a fabricação e transporte do aço.

Continuando ainda as análises, através da Tabela 15 que separa os valores em dois grandes grupos de fabricação do aço + transporte e processo interno da empresa, continua evidente a discrepância dos impactos ambientais na etapa de fabricação do aço

Tabela 15: Impactos ambientais do aço versus processo interno

Categoria de impacto ambiental	Total	Fabricação aço + transporte	Fabricação aço + transporte (%)	Processo interno	Processo interno (%)
ACD	1,98	1,96	99%	0,02	1%
MC	500,12	478,11	96%	22,01	4%
ECAD	2.161,40	2.136,41	99%	24,98	1%
MP	4,01E-05	3,99E-05	100%	1,45E-07	0%
EM	0,42	0,41	98%	0,01	2%
ETAD	2,04E-02	0,0201	98%	0,0003	2%
ETT	4,66	4,59	99%	0,07	1%
THC	2,93E-06	2,93E-06	100%	3,01E-09	0%
THNC	4,61E-06	4,57E-06	99%	3,90E-08	1%
RI	4,02	4,01	100%	0,02	0%
UT	975,65	968,35	99%	7,30	1%
DO	9,47E-06	9,01E-06	95%	4,60E-07	5%
FOF	2,32	2,29	99%	0,03	1%
URF	5.076,92	4.906,23	97%	170,68	3%
URMM	3,11E-03	3,09E-03	100%	1,51E-05	0%
UA	38,79	28,22	73%	10,57	27%

Fonte: o Autor

Agora a análise de cada um dos impactos separadamente.

4.2.1. Acidificação

O potencial de acidificação abrange uma ampla variedade de impactos sobre o solo, as águas subterrâneas, as águas de superfície, os ecossistemas e as construções. Esta categoria de impacto é obtida por meio dos resultados do inventário

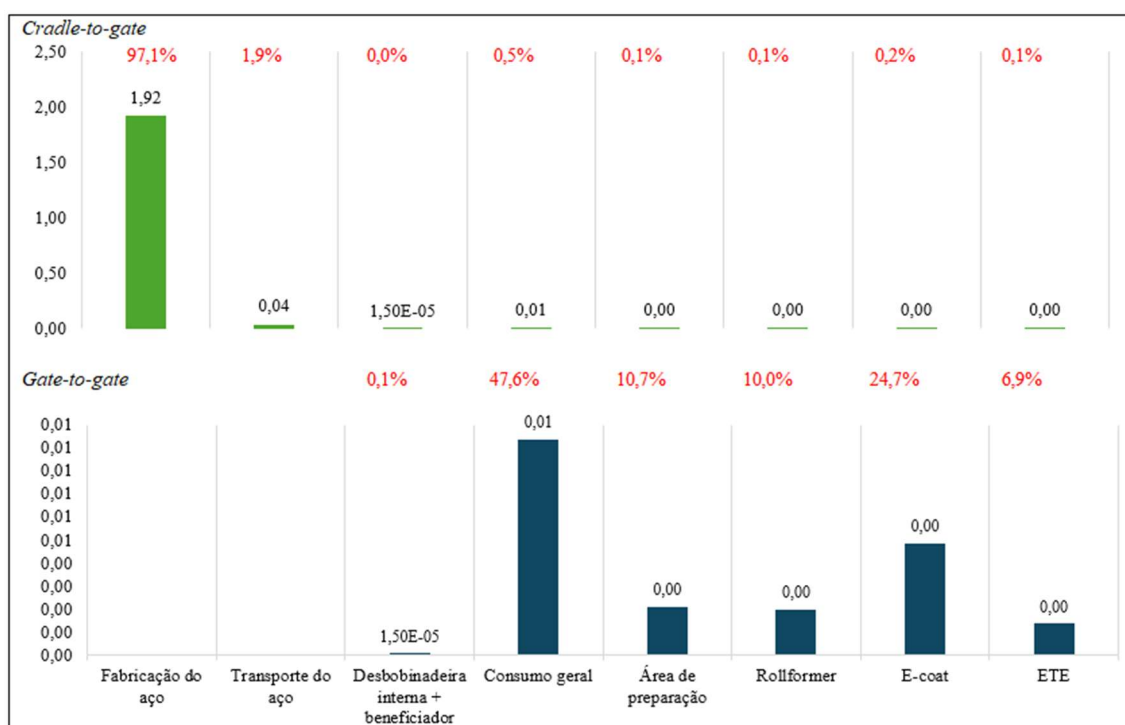
de emissões de substâncias acidificantes onde os fatores de equivalência são calculados por modelos que descrevem o destino e a deposição de substâncias acidificantes levando em conta a razão entre a deposição e a carga crítica de acidificação (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à acidificação foi de 1,92 mol H⁺ eq. Cerca de 97% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 20).

O potencial de acidificação calculado para a longarina foi de 1,92 mol H⁺ eq por peça, o que corresponde a uma intensidade de aproximadamente 9,6 mol H⁺ eq por tonelada de aço. Esse resultado apresenta proximidade com os dados da *World Steel Association*, compilados no relatório da John Lawrie Tubulars (2020), que indicam um impacto de 9,36 mol H⁺ eq por tonelada para o aço primário. Essa consistência entre o valor obtido e o dado internacional sugere que o inventário deste estudo captura adequadamente as emissões típicas da cadeia siderúrgica convencional, validando a magnitude do impacto observado na fabricação da longarina.

Backes et al. (2021) indica um potencial de acidificação de $4,8 \times 10^{-3}$ kg SO₂ eq por kg de aço produzido ($\approx 4,8$ kg SO₂ eq por tonelada) no contexto de um aço primário fabricado via usina integrada. Temos então mais uma evidência que a magnitude do impacto acidificante da longarina está dentro do mesmo escopo de contribuição da siderurgia.

Figura 20: Composição da acidificação em mol H⁺ eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.2. Mudanças climáticas

Esta categoria de impacto ambiental impacto é causada pelas das emissões humanas que intensificam a forçante radioativa da atmosfera, ou seja, aumentam a absorção de radiação e de calor. A categoria de impacto de alterações climáticas é medida por meio dos resultados das emissões de gases efeito de estufa para a atmosfera caracterizados os por unidade de CO₂ eq. (Sado, Silva e Udaeta, 2009). Esse impacto é comumente conhecido como pegada de carbono ou *carbon footprint*.

Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado às mudanças climáticas foi de 500,12 kg CO₂ eq mostrado na Figura 21. Cerca de 95% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa.

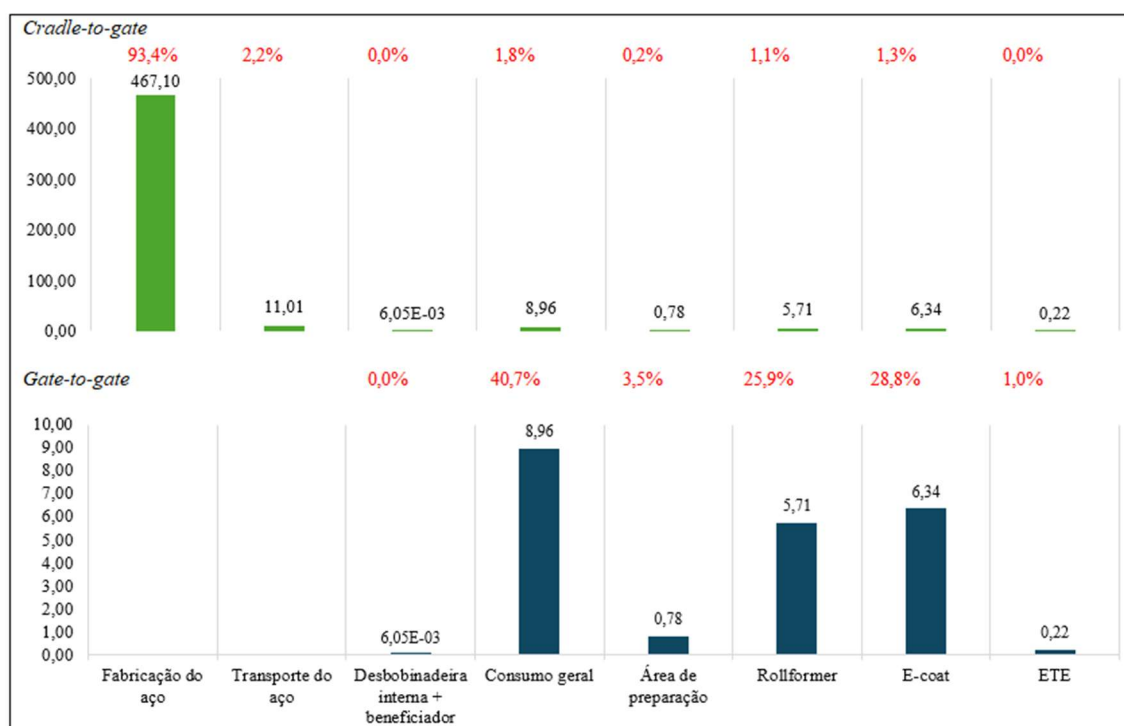
A mudança climática calculada para longarina foi de 500,12 kg CO₂ eq por peça, o que corresponde a aproximadamente 2,42 t CO₂ eq por tonelada de aço. Esse valor apresenta proximidade com o resultado reportado no estudo da John Lawrie

Tubulars (2020), que indica um impacto de 2,03 t CO₂ eq por tonelada para a produção de aço primário em um sistema cradle-to-gate.

O estudo de Backes et al. (2021) reporta um valor de 2,1 kg CO₂ eq por kg de aço primário (hot-rolled coil), ou seja, aproximadamente 2,1 t CO₂ eq por tonelada, o que demonstra proximidade de magnitude entre os resultados, indicando que o perfil de emissões de gases de efeito estufa calculado na presente dissertação para fabricação da longarina está alinhado com os inventários de usinas integradas modelados com dados primários.

Na ACV realizada, observa-se que a maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, provenientes da produção do ferro gusa.

Figura 21: Indicadores de mudanças climáticas em kg CO₂ eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.3. Ecotoxicidade de água doce

As ecotoxicidades terrestre; de água doce e de água marinha abrangem os impactos das substâncias tóxicas nos respectivos meios de maneira equivalente à categoria de toxicidade humana (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

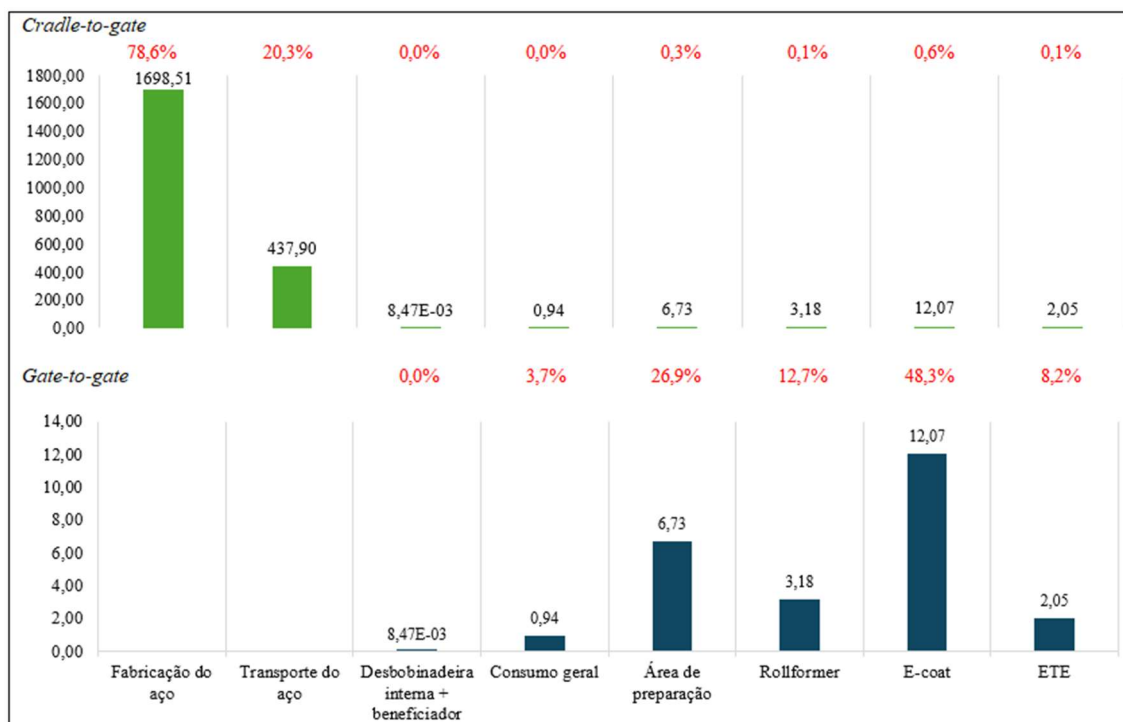
O impacto relacionado à ecotoxicidade de água doce foi de 2161,4 CTUe. Cerca de 99% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 22).

Como a ecotoxicidade de água doce calculada para a longarina foi de 2.161,4 CTUe por peça, o que corresponde a uma intensidade de aproximadamente $1,04 \times 10^4$ CTUe por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023) que reporta um impacto de aproximadamente $8,9 \times 10^3$ CTUe por tonelada de aço primário, valor inferior ao obtido neste estudo. Essa diferença indica que, embora os resultados estejam próximos em ordem de grandeza, não há proximidade suficiente para validar diretamente o inventário, sugerindo maior sensibilidade dessa categoria às premissas adotadas, especialmente no que se refere às emissões associadas à mineração, ao beneficiamento de matérias-primas e à modelagem de efluentes aquáticos.

Del Pero et al. (2015) na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados indica que o perfil de distribuição de impactos é análogo: no estudo citado, a etapa de 'Upstream' (aquisição de materiais e semiacabados) apresentou um impacto de ecotoxicidade significativamente superior (cerca de sete vezes maior) do que a etapa de manufatura e montagem da longarina.

A maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, provenientes da produção do ferro gusa. Emissão de cloreto decorrente do tratamento/descarga de água da etapa de extração de petróleo/gás e da utilização de antracito, também proveniente do ferro gusa. Observa-se ainda os 20% do transporte são decorrentes da produção do biodiesel (cultivo da soja).

Figura 22: Composição da ecotoxicidade de água doce em CTUe, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.4. Materiais particulados

A categoria 'Material Particulado' refere-se à emissão de partículas finas ($PM_{2.5}$ e PM_{10}) que permanecem em suspensão no ar e são inaladas, afetando a saúde humana, principalmente o sistema respiratório.

O impacto relacionado à materiais particulados foi de $4,0E-05$ disease inc. Cerca de 99% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 23).

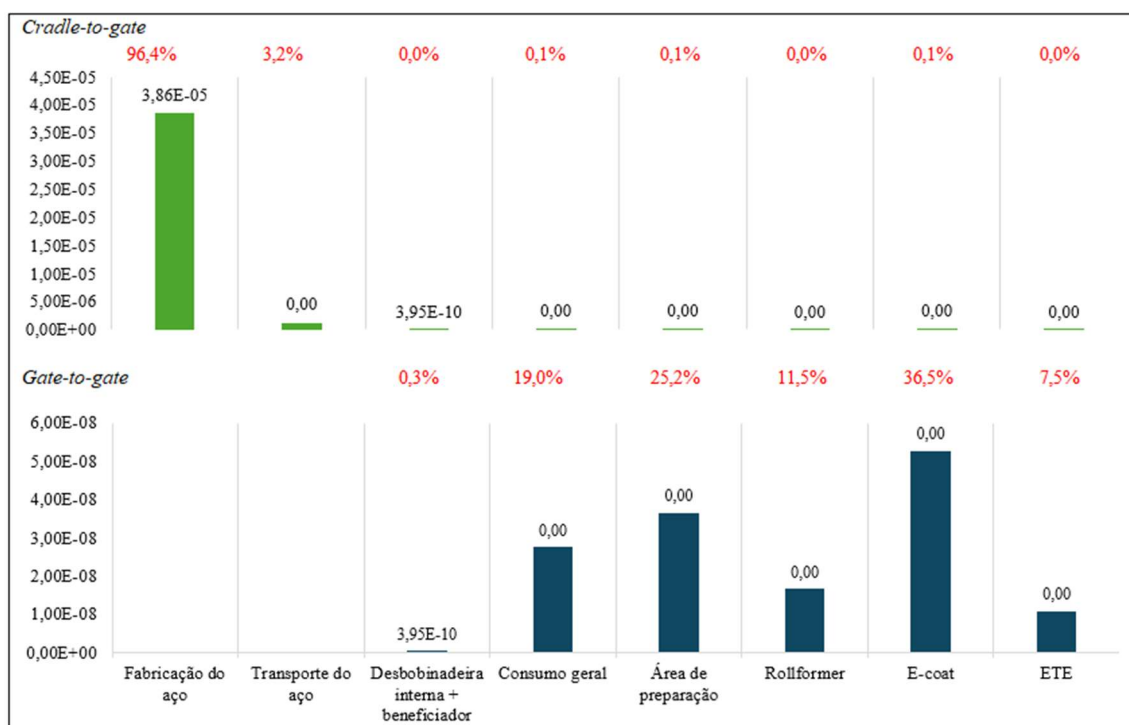
Como o impacto associado a materiais particulados na fabricação da longarina foi de $4,01 \times 10^{-5}$ disease incidence por unidade, equivalente a $1,94 \times 10^{-4}$ disease incidence por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023) que indica um valor médio de $1,7 \times 10^{-4}$ disease incidence por tonelada de aço, demonstrando forte concordância entre os resultados e confirmando a relevância das emissões atmosféricas da siderurgia para esse impacto.

Del Pero et al. (2015) na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de

impacto de formação de material particulado concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos siderúrgicos primários, como a sinterização e a produção de coque, que são fontes intensivas de emissões de material particulado fino para a atmosfera, superando as emissões geradas pelo consumo de eletricidade ou processos de soldagem na fabricação da longarina.

Observa-se que a maior parte deste impacto ambiental estão na fase de fabricação do aço, provenientes da produção do ferro gusa e sinter.

Figura 23: Composição dos materiais particulados, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.5. Eutrofização

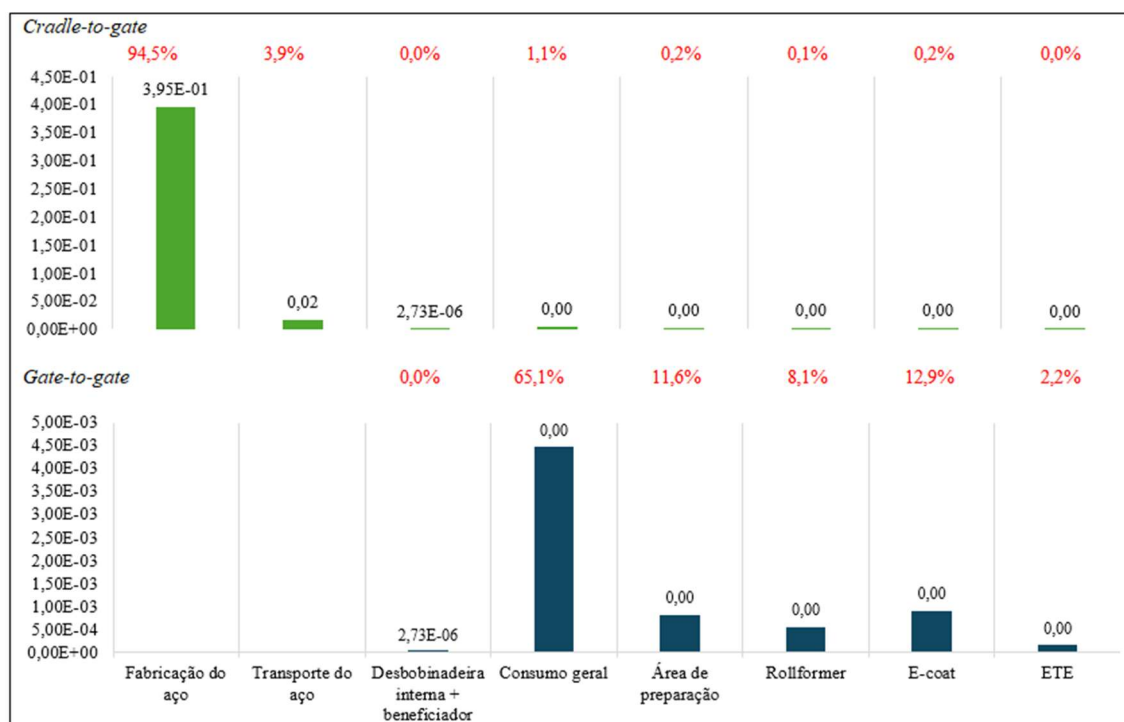
A eutrofização abrange todos os potenciais impactos ambientais dos elevados níveis de macronutrientes, dos quais os poluentes mais importantes são o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Sabe-se que o excesso de nutrientes pode causar uma elevação de espécies indesejáveis e de biomassa tanto em ecossistemas aquáticos quanto terrestres (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

O valor de impacto relacionado à eutrofização marinha foi de 0,41 kg N eq. Cerca de 98% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 24).

Com o potencial de eutrofização marinha da longarina de 0,418 kg N eq por peça, correspondendo a 2,02 kg N eq por tonelada de aço, e segundo a World Steel Association (2023), o valor médio para aço primário é de 0,73 kg N eq por tonelada, sendo o resultado deste estudo superior, porém da mesma ordem de grandeza, o que pode ser explicado por diferenças nas premissas de inventário e fatores regionais.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de eutrofização marinha concentra-se majoritariamente na fase upstream (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos siderúrgicos primários, como a sinterização e a produção de coque, que são fontes intensivas de emissões de substâncias nitrogenadas (como NOx e amônia), as quais acabam por se depositar em corpos d'água, superando as emissões geradas pelo consumo de eletricidade ou processos de conformação na fábrica.

Figura 24: Composição da eutrofização marinha em kg N eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

O valor de impacto relacionado à eutrofização em água doce foi de 0,02 kg P eq. Cerca de 98,5% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 25).

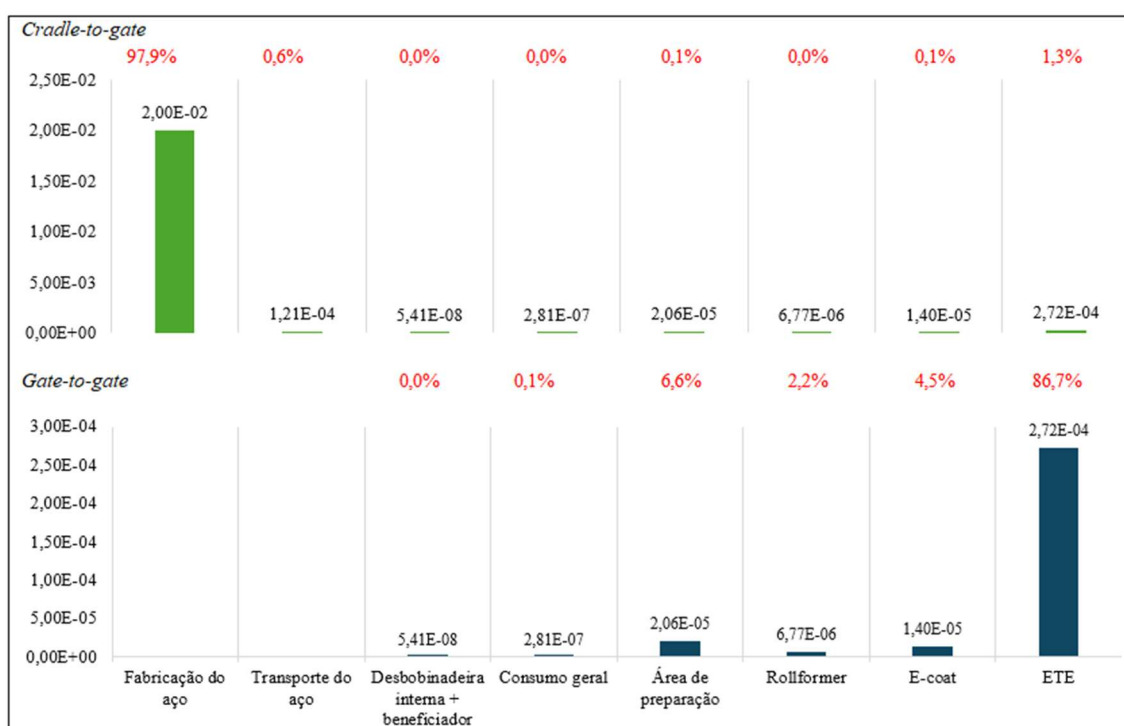
Observa-se que a maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, provenientes da produção do coque usado no ferro gusa que possui emissões específicas de resíduos provenientes do lixiviado de rejeitos da mineração.

A eutrofização em água doce calculada para longarina foi de 0,02 kg P eq. Por peça, o que corresponde a aproximadamente $9,3 \times 10^{-2}$ kg P eq por tonelada de aço. Em comparação, o estudo da John Lawrie Tubulars (2020) reporta um impacto de $1,77 \times 10^{-2}$ kg P eq por tonelada para a produção de aço primário em sistema cradle-to-gate. A diferença observada entre os valores pode ser atribuída às especificidades do inventário adotado, em especial às premissas associadas à produção do aço e à matriz de processos considerada.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de

impacto de eutrofização em água doce concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos de mineração e beneficiamento de minério de ferro e carvão, onde a lixiviação de pilhas de estéril e o tratamento de efluentes da coqueria são fontes relevantes de emissões de compostos fosfatados (fósforo) para os corpos hídricos, superando as emissões geradas pelo consumo de água ou processos de lavagem na fábrica.

Figura 25: Composição da eutrofização em água doce em kg P eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

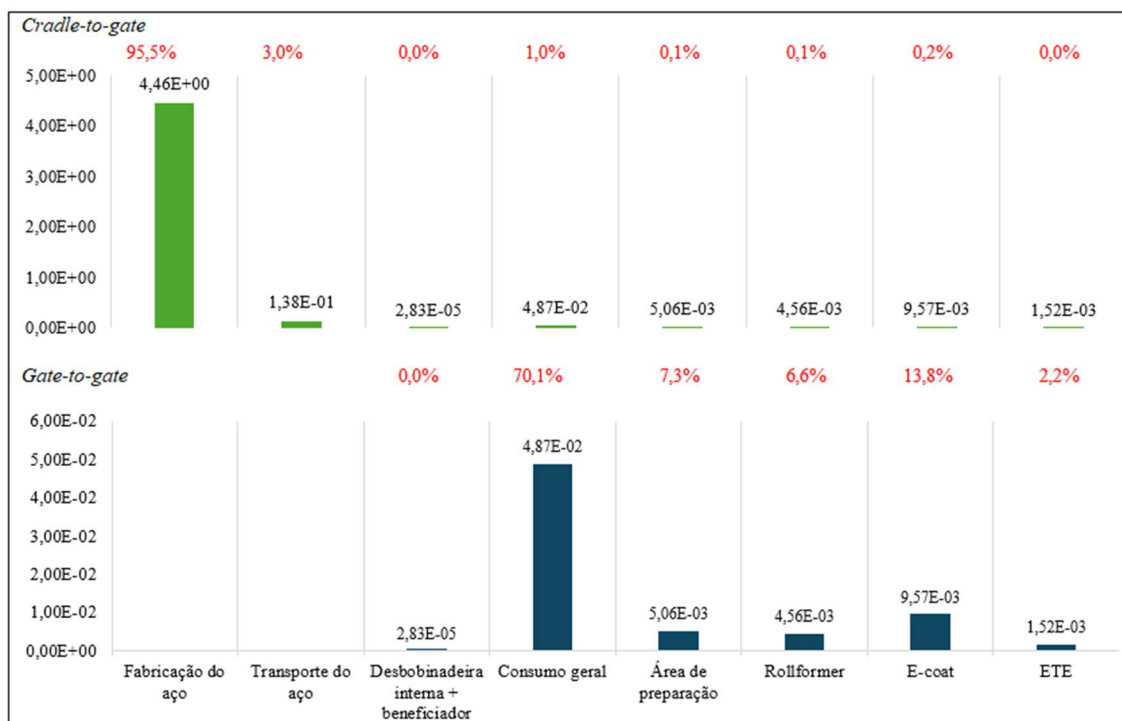
O valor de impacto relacionado à eutrofização terrestre foi de 4,66 mol N eq. Cerca de 99% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 26).

Como a eutrofização terrestre apresentou impacto de 4,66 mol N eq por longarina, equivalente a 22,5 mol N eq por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023) que reporta um valor de 7,79 mol N eq por tonelada,

indicando que o impacto obtido neste estudo é mais elevado, embora ainda coerente com a dominância das emissões de NO_x associadas à produção de aço primário.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de eutrofização concentra-se majoritariamente na fase upstream (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos de combustão em altos-fornos e coqueiras, que são fontes intensivas de emissões atmosféricas de óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH₃), substâncias que, ao se depositarem no solo, elevam a disponibilidade de nutrientes acima dos níveis críticos dos ecossistemas, superando as emissões geradas pelo consumo de energia elétrica ou transporte interno na fábrica.

Figura 26: Composição da eutrofização terrestre em mol N eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.6. Toxicidade humana cancerígena

O potencial de toxicidade humana abrange os impactos na saúde humana das substâncias tóxicas presentes no ambiente com potencial para causar câncer. Esta categoria é obtida por meio dos resultados do inventário de emissões tóxicas para o ar, da água e do solo (em kg), onde os fatores de equivalência são calculados por meio de razão entre as doses diárias aceitáveis e a ingestão diária prevista (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

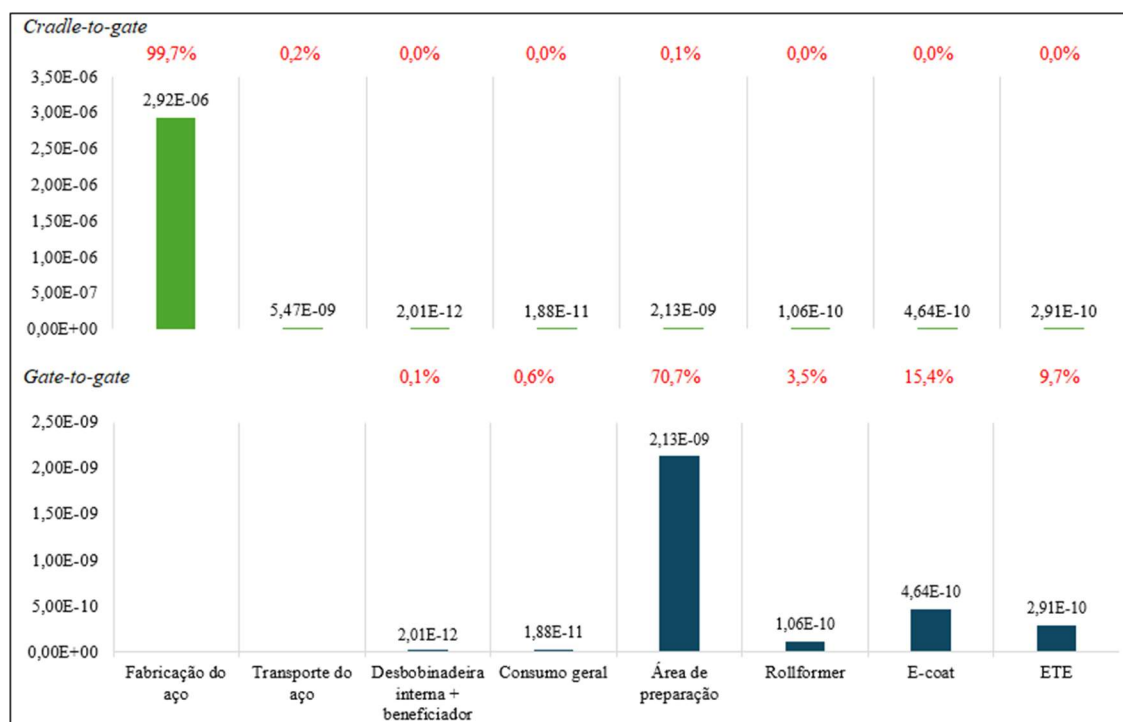
Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à toxicidade humana cancerígena foi de $2,93 \times 10^{-6}$ CTUh. Cerca de 99,9% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 27).

Com o impacto de toxicidade humana cancerígena foi de $2,93 \times 10^{-6}$ CTUh por longarina, o que corresponde a $1,42 \times 10^{-5}$ CTUh por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023) que indica um valor médio de $1,1 \times 10^{-5}$ CTUh por tonelada, evidenciando elevada proximidade entre os resultados e confirmando a adequação do inventário para representar emissões carcinogênicas da cadeia siderúrgica.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de toxicidade humana concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos de coqueria e sinterização, que são fontes intensivas de emissões de metais pesados (como cromo hexavalente e níquel) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPA), substâncias com elevado potencial carcinogênico que são liberadas durante a queima de carvão e fusão do minério, superando as emissões geradas pelos processos de conformação a frio na fábrica.

Na ACV realizada, observa-se que a maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, provenientes da produção do coque usado no ferro gusa.

Figura 27: Composição da toxicidade humana cancerígena em CTUh, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.7. Toxicidade humana não cancerígena

O potencial de toxicidade humana abrange os impactos na saúde humana das substâncias tóxicas presentes no ambiente, mas sem potencial para causar câncer. Esta categoria é obtida por meio dos resultados do inventário de emissões tóxicas para o ar, da água e do solo (em kg), onde os fatores de equivalência são calculados por meio de razão entre as doses diárias aceitáveis e a ingestão diária prevista (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à toxicidade humana não cancerígena foi de $4,61\text{E-}06$ CTUh. Cerca de 99,2% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 28).

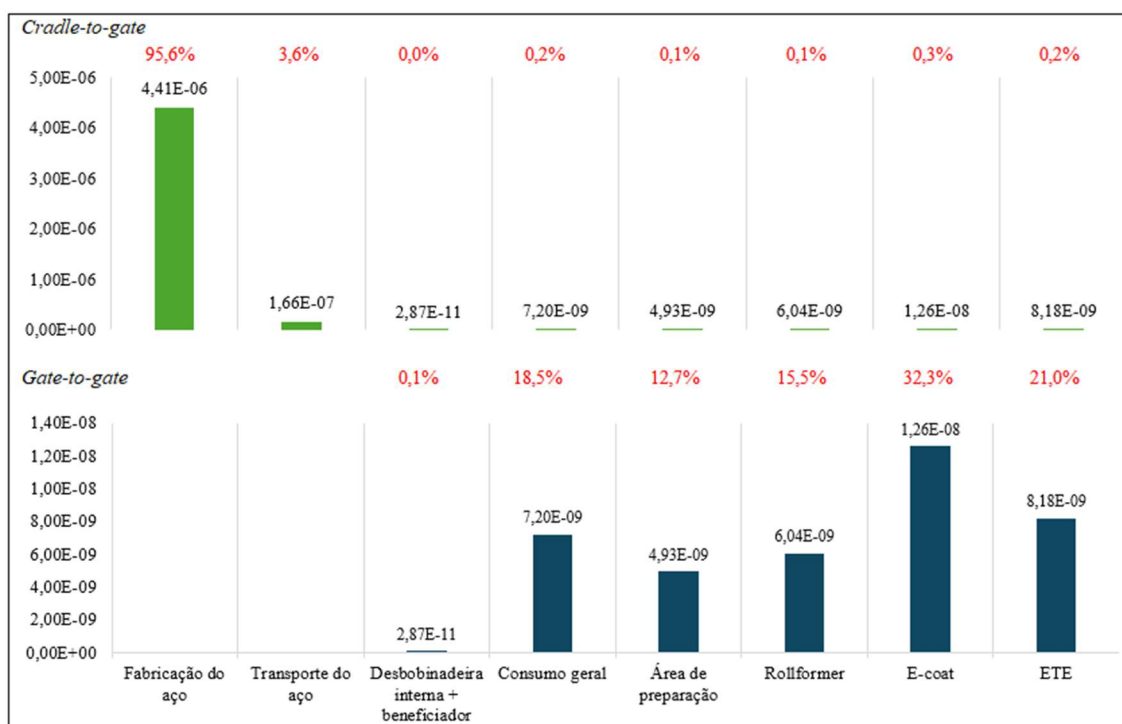
Como a toxicidade humana não cancerígena atingiu $4,61 \times 10^{-6}$ CTUh por longarina, equivalente a $2,23 \times 10^{-5}$ CTUh por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023), cujo impacto médio para aço primário é de 2,0

$\times 10^{-5}$ CTUh por tonelada, demonstrando consistência direta entre os valores comparados.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de toxicidade humana concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos de extração mineral e refino em altos-fornos, que são fontes intensivas de emissões de metais pesados (como mercúrio, chumbo e zinco) e dioxinas para o ar e água, substâncias que, embora não carcinogênicas, possuem alta toxicidade sistêmica para o ser humano, superando as emissões geradas pelo consumo de insumos auxiliares ou eletricidade na fábrica.

Na ACV realizada, observa-se que a maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, provenientes das emissões diretas do ferro-níquel.

Figura 28: Composição da toxicidade humana não cancerígena em CTUh, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.8. Radiação ionizante

A radiação ionizante transfere energia para o tecido corporal e pode, assim, interferir na estrutura das moléculas. Em organismos vivos, essa transferência de energia pode perturbar ou destruir funções celulares (efeito somático: ou seja, câncer fatal e não fatal) ou pode alterar o código genético das células (efeito hereditário) (Frischknecht, 2000).

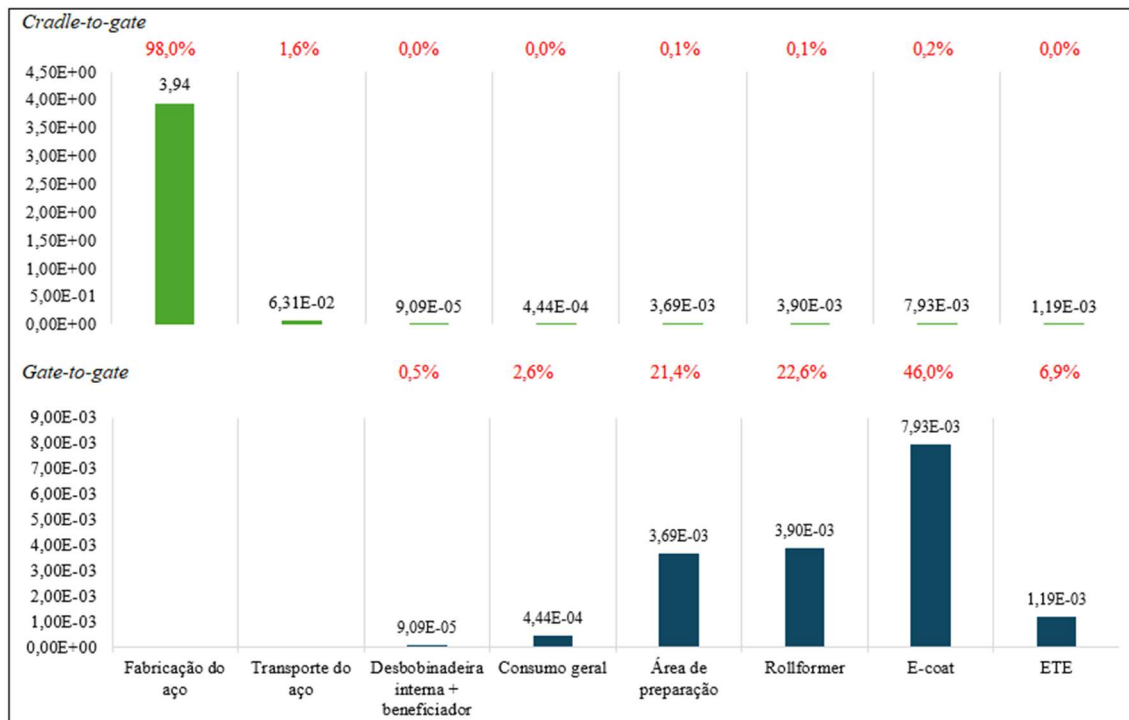
Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à radiação ionizante foi de 4,02 kBq U-235 eq. Cerca de 99,6% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 29).

Com o impacto de radiação ionizante foi de 4,02 kBq U-235 eq por peça, correspondendo a 19,4 kBq U-235 eq por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023) que reporta um valor médio de 18,1 kBq U-235 eq por tonelada, confirmando a compatibilidade do resultado com o perfil energético típico da produção de aço primário.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de radiação ionizante concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza da matriz energética que alimenta os processos siderúrgicos (especialmente o refino e a laminação), onde a participação de energia nuclear na geração de eletricidade, quando aplicável, é a principal responsável pela liberação de isótopos radioativos e pela gestão de rejeitos nucleares ao longo da cadeia de suprimentos, superando as emissões associadas ao consumo de energia elétrica no processo de perfilagem na fábrica.

Na ACV realizada, observa-se que a maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, advindo do ferro-níquel usado na sua produção, seguido pelo ferro gusa e oxigênio.

Figura 29: Composição da radiação ionizante em kBq U-235 eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.9. Uso do solo

A categoria de impactos do uso do solo está preocupada com a perda da terra como um recurso, devido à sua indisponibilidade temporária (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à composição do uso do solo foi de 975,65 Pt. Cerca de 99,3% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 30).

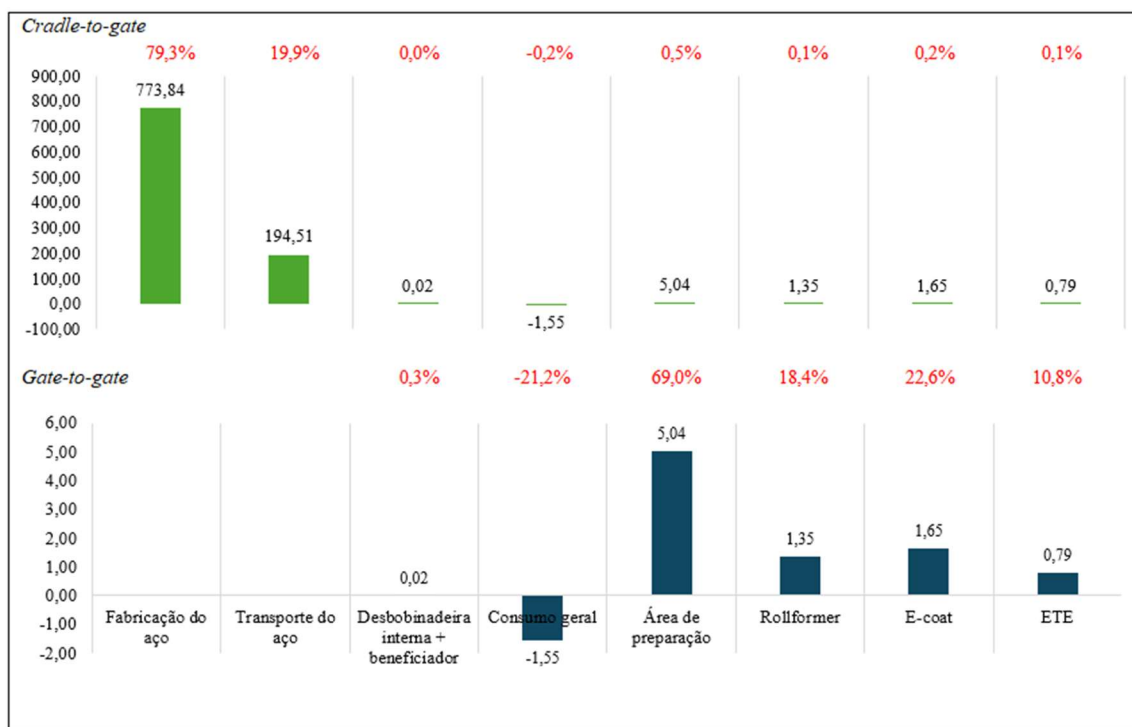
Com o impacto de uso da terra associado à longarina foi de 975,65 Pt por peça, equivalente a 4.710 Pt por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023) que apresenta um valor médio de 4.350 Pt por tonelada, indicando que o resultado obtido na fabricação de longarina está alinhado com os impactos associados à mineração e ao beneficiamento de matérias-primas.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de uso do solo concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do

aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza extensiva das atividades de mineração de minério de ferro e carvão, que exigem a ocupação e transformação de vastas áreas para a abertura de cavas, pilhas de estéril e infraestrutura de beneficiamento, alterando o bioma original, o que supera a ocupação física (pegada territorial) das instalações industriais onde ocorrem os processos de conformação na fábrica.

Observa-se ainda os 20% do transporte são decorrentes da produção do biodiesel que demanda uso da terra para o cultivo da soja.

Figura 30: Composição do uso do solo em Pt, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.10. Depleção do ozônio

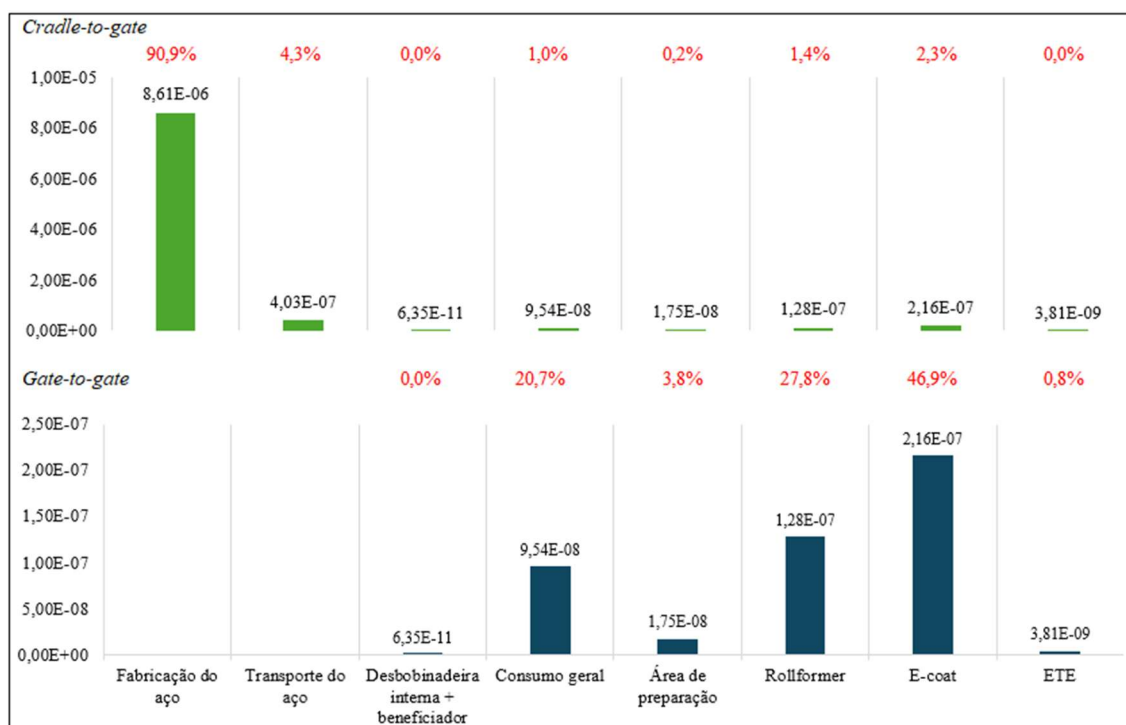
A categoria de impacto “Depleção da Camada de Ozônio” refere-se à emissão de substâncias que degradam a camada de ozônio estratosférico, essencial para proteger a vida na Terra contra a radiação ultravioleta (UV-B). Entre os principais responsáveis estão os clorofluorcarbonetos (CFCs), halons e tetracloreto de carbono (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à depleção do ozônio foi de $9,47\text{E-}06$ kg CFC11 eq. Cerca de 95,1% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 31).

Considerando o peso bruto da longarina de 207 kg, esse valor corresponde a uma intensidade aproximada de $4,6\times 10^{-5}$ kg CFC-11 eq por tonelada de aço. Em comparação, o estudo da John Lawrie Tubulars (2020) que reporta um impacto de $2,10\times 10^{-5}$ kg CFC-11 eq por tonelada para a produção de aço primário em sistema cradle-to-gate, a diferença observada reforça a sensibilidade dessa categoria às premissas do inventário siderúrgico adotado.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de depleção do ozônio concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza da cadeia de suprimentos energética da siderurgia, especificamente na extração e processamento de combustíveis fósseis (petróleo e gás natural) utilizados como fontes de calor e redutores, onde ocorrem emissões fugitivas de hidrocarbonetos halogenados (como halons utilizados em sistemas de segurança industrial e refrigeração nas refinarias/plataformas), as quais, embora em traços, acumulam-se na etapa de produção do material, superando as emissões diretas dos processos de conformação mecânica na fábrica.

Figura 31: Composição da depleção do ozônio em kg CFC11 eq, separada por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.11. Formação de ozônio fotoquímico

A categoria de formação de ozônio fotoquímico consiste na formação de compostos químicos reativos tais como o ozônio por ação da luz solar sobre determinados poluentes atmosféricos primários. Os fatores de equivalência são calculados por meio de um modelo de trajetória e os resultados são indicados por unidades de kg equivalentes de etileno (Sado, Silva e Udaeta, 2009).

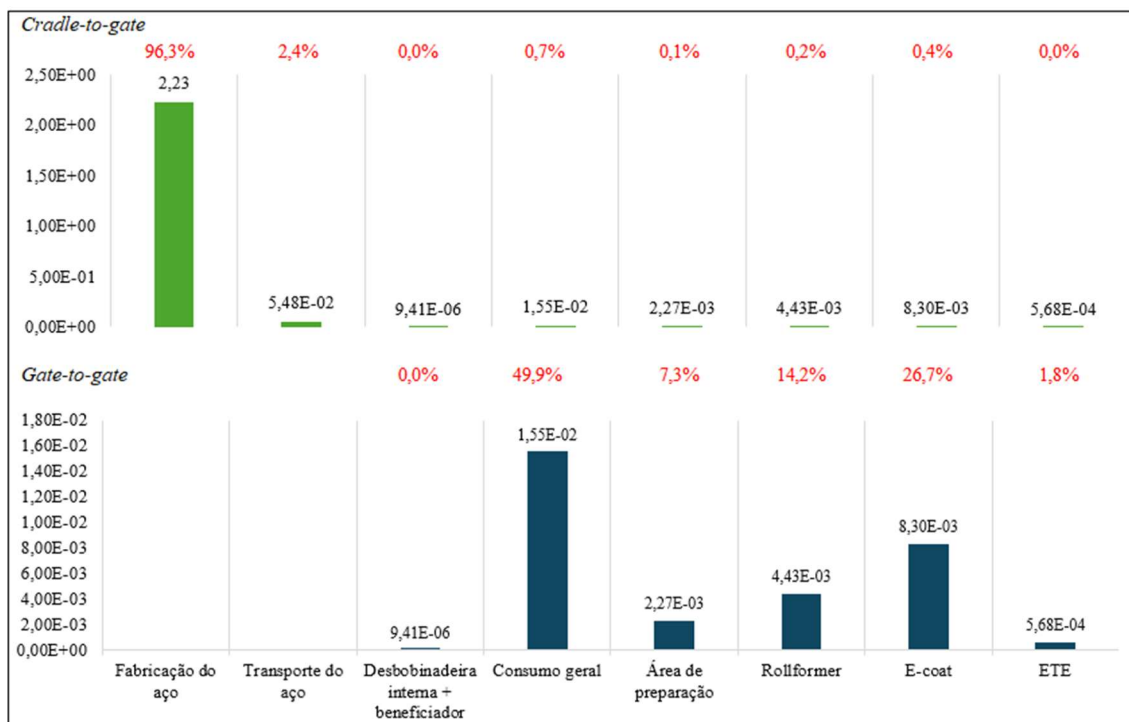
Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à formação de ozônio fotoquímico foi de 2,32 kg NMVOC eq. Cerca de 98,7% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 32).

Com a formação de ozônio fotoquímico apresentando impacto de 2,32 kg NMVOC eq por longarina, o que corresponde a 11,2 kg NMVOC eq por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023) que reporta um valor

médio de 2,39 kg NMVOC eq por tonelada, sendo o valor deste estudo superior, mas ainda coerente em termos de dominância das emissões atmosféricas da siderurgia.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de formação de ozônio fotoquímico concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos térmicos de coqueificação e sinterização, que são fontes intensivas de emissões de precursores de ozônio troposférico, especificamente óxidos de nitrogênio (NOx) e compostos orgânicos voláteis não metano (NMVOCs), liberados durante a queima de combustíveis e o tratamento de subprodutos carboquímicos, o que supera as emissões indiretas associadas ao consumo de energia elétrica ou eventuais emissões de transporte interno na fábrica.

Figura 32: Composição da formação de ozônio fotoquímico em kg NMVOC eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.12. Uso de recurso fóssil

A categoria 'Uso de Recursos Fósseis' quantifica o consumo de combustíveis fósseis não renováveis, como carvão, petróleo e gás natural, utilizados ao longo do ciclo de vida do produto.

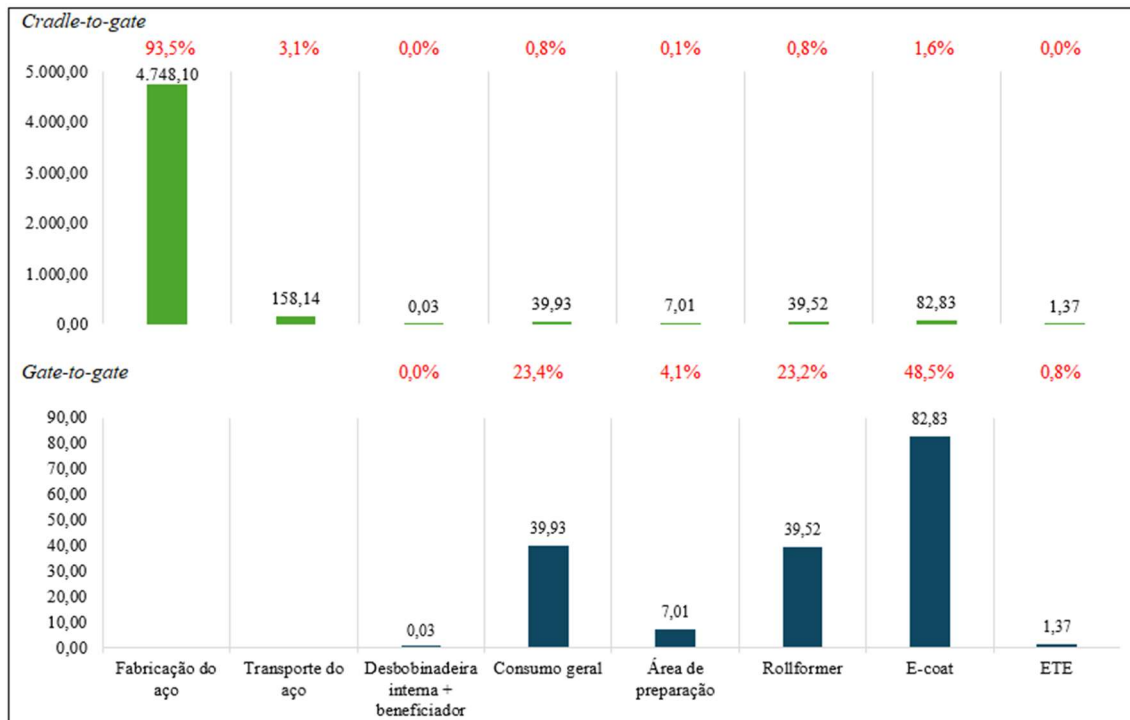
Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à uso de recurso fóssil foi de 5076,92 MJ. Cerca de 96,6% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 33).

O uso de recurso fóssil da longarina foi de 5.076,9 MJ por peça (≈ 24.525 MJ/t aço). No modelo LCIA da usina integrada em Backes et al. (2021), o indicador de *abiotic depletion–fossil* (ADPf) foi de 20,7 MJ por kg de aço (≈ 20.700 MJ por tonelada), situando-se na mesma ordem de grandeza e indicando que a produção de aço primário é altamente dependente de combustíveis fósseis, gerando grandes impactos nesse aspecto ambiental.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de uso de recursos fósseis concentra-se majoritariamente na fase upstream (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza da siderurgia integrada, caracterizada pela alta demanda energética, que exige o consumo massivo de carvão mineral (para a produção de coque e como agente redutor no alto-forno) e gás natural (para fornos de reaquecimento e laminação), fontes não renováveis que superam largamente o consumo de energia elétrica ou combustíveis auxiliares utilizados nos processos de perfilagem a frio na fábrica.

Na ACV realizada, observa-se que a maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, provenientes da produção do ferro gusa (coque) e do ferro-níquel.

Figura 33: Composição de uso de recurso fóssil em MJ, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.13. Uso de recursos minerais e metais

A categoria de impacto de uso de recursos minerais e metálicos avalia o potencial de escassez de elementos não renováveis extraídos da crosta terrestre, como ferro, cobre, alumínio, antimônio e níquel.

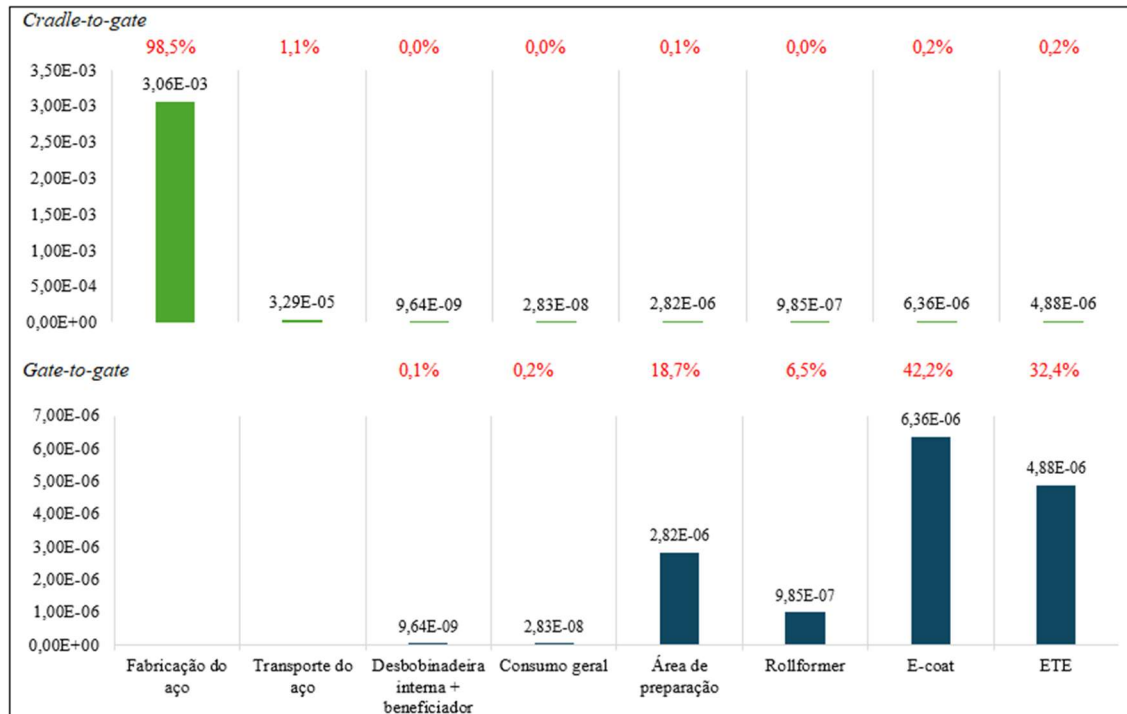
Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à uso de recursos minerais e metais foi de $3,11 \times 10^{-3}$ kg Sb eq. Cerca de 99,5% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 34).

O impacto de uso de recursos minerais e metais na longarina foi de $3,11 \times 10^{-3}$ kg Sb eq por peça ($\approx 1,50 \times 10^{-2}$ kg Sb eq/t aço). O artigo de Backes et al. (2021) relata o potencial de depleção abiótica de elementos (ADPe) com um valor de $1,4 \times 10^6$ kg Sb eq por kg de aço ($\sim 1,4 \times 10^9$ kg Sb eq/t aço). Apesar de diferenças metodológicas e escalas de caracterização entre inventários, ambos os estudos apontam que a extração de matérias-primas e elementos é uma contribuição relevante para esse tipo de impacto no ciclo de vida da longarina.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de esgotamento de recursos abióticos (elementos) concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente negligenciáveis. Tal comportamento deve-se à natureza extrativa da cadeia siderúrgica, que depende diretamente da lavra de grandes volumes de minério de ferro (hematita e magnetita) e de elementos de liga metálica (como manganês, cromo e níquel) finitos na crosta terrestre, cujo consumo na etapa de produção da bobina supera em ordens de grandeza o consumo de insumos auxiliares na fábrica.

Na ACV realizada, observa-se que a maior parte dos impactos ambientais estão na fase de fabricação do aço, provenientes da adição de molibdênio para elevar a resistência do aço.

Figura 34: Composição de uso de recursos minerais e metais em kg Sb eq, separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.2.14. Uso da água

A categoria de impacto ambiental de uso da água quantifica o volume total de água consumida ao longo do ciclo de vida do produto de acordo com a abrangência adotada, considerando usos diretos e indiretos. Esse indicador avalia a pressão sobre recursos hídricos locais, com implicações em disponibilidade, escassez e conflitos de uso.

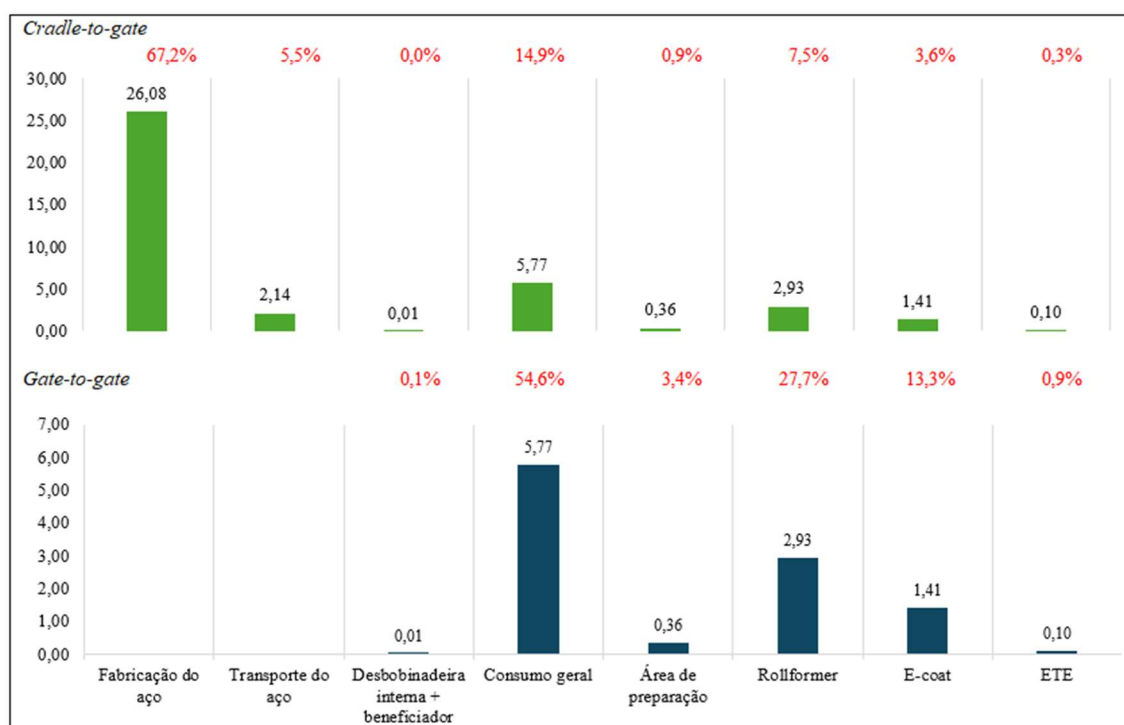
Na ACV realizada da longarina de aço, o impacto relacionado à uso da água foi de 38,79 m³ depriv. Cerca de 72,7% desse valor está associado à etapa de obtenção da matéria-prima (aço) e seu transporte até a empresa (Figura 35).

Com o impacto de uso da água foi de 38,79 m³ depriv. por peça, equivalente a 187 m³ depriv. por tonelada de aço, pode-se comparar com a World Steel Association (2023), que indica um valor médio de 155 m³ depriv. por tonelada, mostrando proximidade de magnitude e confirmando o elevado consumo hídrico inerente à produção de aço primário.

Del Pero et al. (2015), na avaliação do ciclo de vida de estruturas de aço para veículos pesados, indica que, para componentes fabricados em aço, a categoria de impacto de uso de água concentra-se majoritariamente na fase *upstream* (produção do aço), sendo as contribuições das etapas subsequentes de manufatura e montagem comparativamente menores. Tal comportamento deve-se à natureza dos processos pirometalúrgicos da siderurgia primária, que demandam grandes volumes de água para sistemas de resfriamento (torres de refrigeração de altos-fornos e lingotamento contínuo), extinção de coque e geração de vapor, superando o consumo hídrico associado aos banhos de desengraxe e fosfatização na etapa de acabamento superficial na fabricação da longarina.

Na ACV realizada, observa-se que a maior parte dos impactos ambientais advém da eletricidade consumida na laminação e produção do aço. A etapa de consumo geral usa eletricidade proveniente de hidrelétricas, além disso, a água industrial é usada diretamente nas etapas de Rollformer e E-coat.

Figura 35: Composição da água em m3 depriv., separado por processo, para 1 longarina



Fonte: o Autor

4.3. Normalização interna dos impactos ambientais

Como resultado da normalização interna, apresenta-se a Tabela 16.

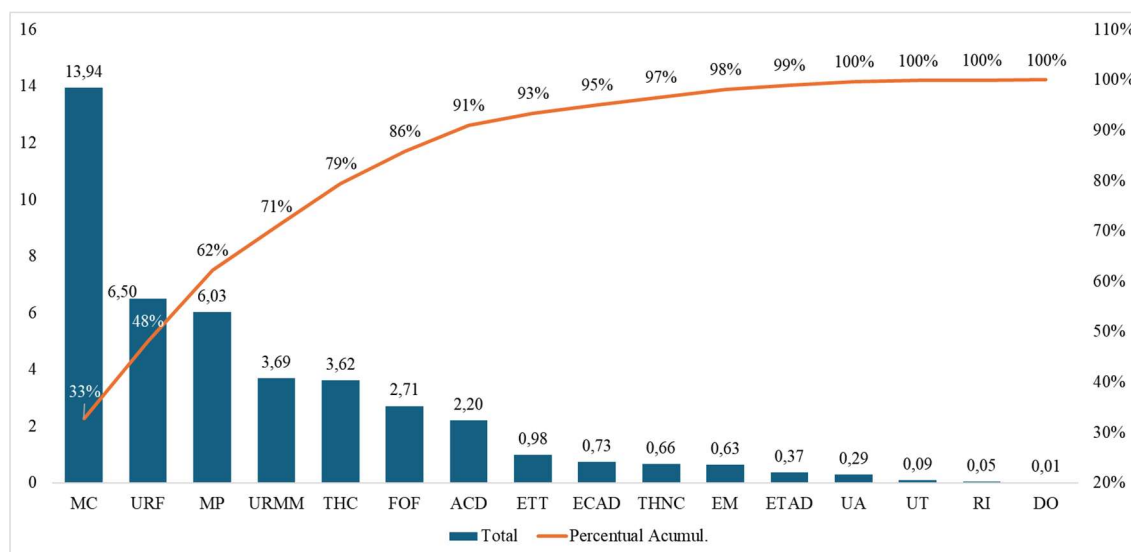
Tabela 16: Impactos ambientais por meio da normalização interna

Categoria de impacto ambiental	Unidade de medida	Total	Fabricação do aço	Transporte do aço	Desbobinadeira beneficiador	Consumo geral	Desbobinadeira interna	Área de preparação	Rollformer	ECOAT	ETE
ACD	mPt	2,20	2,14	0,04	1,68E-05	0,01	3,47E-09	2,35E-03	2,20E-03	0,01	1,51E-03
MC	mPt	13,94	13,02	0,31	8,14E-05	0,25	8,74E-05	0,02	0,16	0,18	0,01
ECAD	mPt	0,73	0,57	0,15	2,86E-06	0,00	9,36E-09	2,28E-03	1,08E-03	4,09E-03	6,94E-04
MP	mPt	6,03	5,81	0,20	5,97E-05	0,00	4,25E-09	5,53E-03	2,52E-03	7,98E-03	1,67E-03
EM	mPt	0,63	0,60	0,02	4,26E-06	0,01	8,55E-10	1,21E-03	8,48E-04	1,37E-03	2,32E-04
ETAD	mPt	0,37	0,35	0,02	6,83E-06	0,00	2,67E-10	5,77E-04	6,91E-04	1,65E-03	5,50E-03
ETT	mPt	0,98	0,94	0,03	5,93E-06	0,01	1,22E-09	1,06E-03	9,57E-04	2,01E-03	3,19E-04
THC	mPt	3,62	3,61	0,01	2,48E-06	2,33E-05	2,03E-10	2,63E-03	1,31E-04	5,73E-04	3,59E-04
THNC	mPt	0,66	0,63	0,02	3,70E-06	1,03E-03	4,07E-07	7,05E-04	8,64E-04	1,80E-03	1,17E-03
RI	mPt	0,05	0,05	1,84E-03	3,57E-06	5,27E-06	1,31E-10	6,28E-05	1,18E-04	2,12E-04	3,50E-05
UT	mPt	0,09	0,07	0,02	2,21E-06	-1,50E-04	-7,40E-08	4,88E-04	1,30E-04	1,60E-04	7,64E-05
DO	mPt	0,01	0,01	4,86E-04	7,66E-08	1,15E-04	2,56E-11	2,11E-05	1,54E-04	2,60E-04	4,59E-06
FOF	mPt	2,71	2,61	0,06	1,03E-05	0,02	7,25E-07	2,66E-03	5,18E-03	9,71E-03	6,64E-04
URF	mPt	6,50	6,08	0,20	3,89E-05	0,05	2,74E-08	8,97E-03	5,06E-02	1,06E-01	1,76E-03
URMM	mPt	3,69	3,63	0,04	1,14E-05	3,36E-05	1,76E-09	3,34E-03	1,17E-03	7,55E-03	5,79E-03
UA	mPt	0,29	0,19	0,02	4,90E-05	0,04	2,09E-05	2,66E-03	2,17E-02	1,04E-02	7,34E-04
TOTAL	mPt	42,51	40,31	1,14	2,99E-04	0,39	1,09E-04	0,06	0,25	0,34	0,03

Fonte: o Autor

Com a utilização de um Diagrama de Pareto (Figura 36), é possível visualizar a distribuição dos impactos ambientais normalizados, onde é possível notar que a mudança climática é o impacto mais significativo, correspondendo à 33% do total, mais que o dobro do segundo impacto de maior relevância (uso de recurso fóssil).

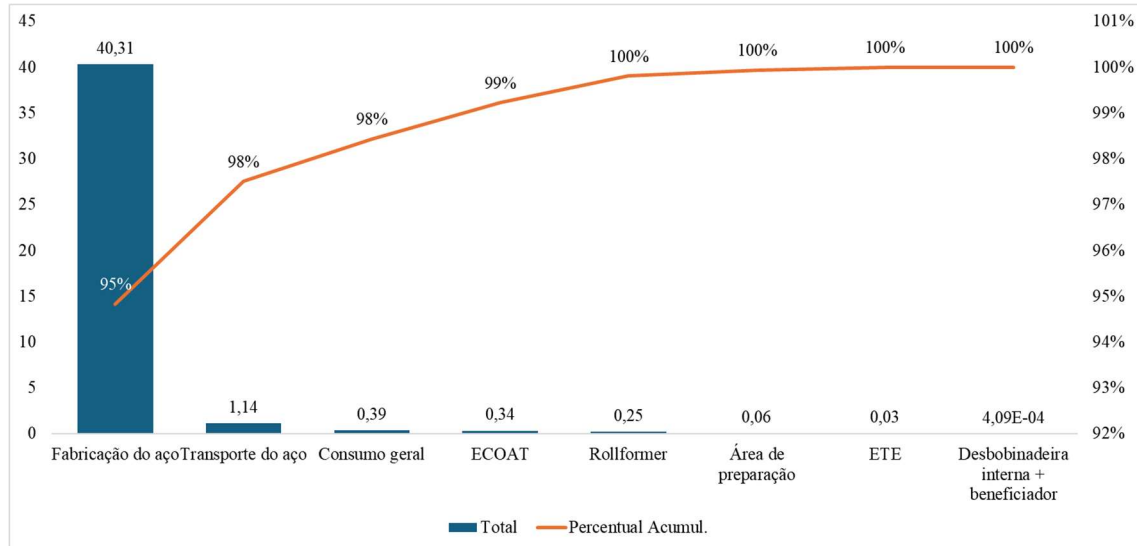
Figura 36: Diagrama de Pareto - Impactos ambientais normalizados em mPt



Fonte: o Autor

Seguindo o mesmo conceito, classifica-se as fases da fabricação da longarina (Figura 37). Essa análise demonstra claramente que a fonte principal de geração de impactos ambientais no processo de fabricação da longarina estudada está predominantemente concentrada na fabricação do aço, correspondendo à 95% dos impactos ambientais, seguido pelo seu transporte que somados atingem 98% dos impactos.

Figura 37: Diagrama de Pareto - Impactos ambientais normalizados por processo em mPt



Fonte: o Autor

4.4. Impactos ambientais por insumos

Avançando mais nas análises dos impactos ambientais, foi realizado um estudo para entender de todos os insumos coletados durante o inventário do ciclo de vida, como cada um é responsável pelos diferentes impactos ambientais, por meio das Tabela 17 e Figura 38. Dessa forma, pode-se verificar quais os mais relevantes, à fim de que a empresa possa repensar a sua utilização e substituição por outros insumos de menor impacto ambiental. Para esse estudo foram considerados somente os insumos inventariados dentro da empresa, excluindo-se as fases de fabricação do aço e seu transporte até a empresa.

Tabela 17: Impactos ambientais por insumos – parte 1

Categoria de impacto ambiental	ACD	MC	ECAD	MP	EM	ETAD	ETT	THC
Ácido Clorídrico	6,1E-07	9,0E-05	1,5E-03	6,0E-12	1,0E-07	4,0E-09	1,0E-06	1,5E-13
Aditivo Garbond H 7004 IBC	1,6E-07	3,1E-05	2,9E-04	1,5E-12	4,8E-08	1,2E-09	4,1E-07	1,6E-14
Aditivo Garbond H7401	3,7E-07	9,2E-05	8,0E-04	4,0E-12	1,0E-07	2,4E-09	8,1E-07	2,8E-14
Aditivo GarbondH 7256	3,7E-07	1,7E-05	3,5E-04	2,6E-12	2,6E-08	8,7E-10	3,0E-07	2,9E-14
Água Industrial	3,8E-03	3,5E-01	2,5E+00	3,7E-08	3,8E-04	1,4E-05	4,2E-03	4,3E-10
Anti respingo aerosol - Spatter release	4,8E-09	6,4E-07	1,1E-05	9,6E-14	9,8E-10	7,3E-13	1,1E-08	1,8E-16
Anti respingo Chemmig SI	9,2E-09	1,4E-06	4,7E-05	9,7E-14	5,8E-09	8,5E-11	3,0E-08	2,6E-15
Antiespumante Gardoclean AP Chemetall	4,2E-08	5,0E-06	6,8E-05	3,3E-13	4,8E-09	1,9E-10	6,5E-08	4,6E-15
Decapante neutro líquido incolor Gardacid	7,9E-09	9,6E-07	1,5E-05	6,6E-14	9,8E-10	3,5E-11	1,3E-08	8,6E-16
Desengraxante Gardoclean R 1700 F	4,2E-07	7,8E-05	7,4E-04	4,2E-12	8,5E-08	4,1E-09	9,2E-07	4,1E-14
Desengraxante Gardoclean S 5236	1,4E-06	2,7E-04	2,4E-02	7,1E-11	2,9E-07	1,1E-08	3,2E-06	1,4E-13
Desengraxante Gardoclean S 5640	1,6E-06	2,9E-04	2,7E-03	1,5E-11	3,1E-07	1,5E-08	3,4E-06	1,5E-13
Diesel	1,2E-06	9,3E-04	2,5E-03	9,7E-12	2,5E-07	3,6E-10	2,2E-06	2,5E-14
Eletricidade Hidrelétrica	5,2E-08	5,3E-02	4,6E-04	4,7E-13	9,5E-09	2,6E-10	9,8E-08	2,8E-15

Fonte: O Autor

Tabela 17: Impactos ambientais por insumos – parte 2

Categoria de impacto ambiental	ACD	MC	ECAD	MP	EM	ETAD	ETT	THC
Emissão Direta	3,8E-05	0,0E+00	2,6E-06	8,2E-11	2,0E-05	1,3E-06	2,2E-04	0,0E+00
Fosfato de amônio	1,4E-08	2,4E-06	9,9E-06	1,2E-13	2,3E-09	1,6E-10	3,4E-08	1,2E-15
Fosfato de montagem Garbond 26 TA	4,8E-07	2,5E-05	4,4E-04	2,8E-12	3,1E-08	1,4E-09	3,8E-07	6,4E-14
Fosfato de reposição Garbond 26 TE3	5,7E-07	3,2E-05	6,0E-04	3,4E-12	4,3E-08	1,7E-09	4,9E-07	3,6E-13
Gardolene V 6559	8,2E-08	6,6E-06	1,4E-04	5,3E-13	6,7E-09	2,7E-10	8,3E-08	1,2E-14
Gás Natural	2,6E-05	5,0E-02	7,5E-03	1,8E-10	5,5E-06	3,7E-09	6,0E-05	2,9E-13
Granalha	6,5E-06	1,5E-03	7,1E-03	1,3E-10	1,3E-06	6,7E-08	1,5E-05	9,6E-12
Hidróxido de cálcio	1,1E-06	6,3E-04	5,5E-03	1,3E-11	3,1E-07	3,1E-09	3,0E-06	1,2E-13
Hidróxido de sódio	1,6E-04	2,9E-02	2,6E-01	1,5E-09	3,1E-05	1,5E-06	3,4E-04	1,5E-11
Hipoclorito de sódio	1,4E-05	2,5E-03	1,5E-01	1,3E-10	2,6E-06	1,3E-07	2,8E-05	1,3E-12
Óleo Lubrificante Lorn Stamp M250 Anaser	1,3E-06	3,7E-04	1,0E-02	1,8E-11	1,0E-06	1,3E-08	3,6E-06	2,5E-13
Óleo mineral	3,7E-06	9,9E-04	2,5E-02	5,0E-11	2,5E-06	3,2E-08	9,4E-06	6,6E-13
Passivador Gardolene D 6800/50	2,0E-07	3,1E-05	2,4E-04	1,9E-12	3,2E-08	1,3E-09	3,4E-07	1,8E-14
Polímero aniônico	4,7E-08	8,0E-06	8,8E-05	3,9E-13	2,4E-08	1,6E-10	1,3E-07	3,2E-15
Polímero catiônico	9,3E-08	1,6E-05	1,8E-04	7,8E-13	4,9E-08	3,2E-10	2,7E-07	6,4E-15
Resina CG 580 Emulsion CRT	3,1E-06	6,3E-04	2,7E-02	4,8E-11	6,0E-07	3,0E-08	6,2E-06	8,0E-13
Sulfato de Alumínio	1,7E-03	6,4E-02	1,3E+00	1,2E-08	1,1E-04	3,3E-06	1,3E-03	4,1E-10

Fonte: O Autor

Tabela 17: Impactos ambientais por insumos – parte 3

Categoria de impacto ambiental	THNC	RI	UT	DO	FOF	URF	URMM	UA
Ácido Clorídrico	2,3E-12	2,5E-06	4,7E-04	2,3E-11	3,4E-07	1,2E-03	1,9E-09	5,9E-05
Aditivo Garbond H 7004 IBC	3,8E-13	9,5E-07	9,3E-05	4,4E-12	1,1E-07	4,0E-04	2,3E-10	2,6E-05
Aditivo Garbond H7401	7,3E-13	1,1E-06	5,5E-04	5,0E-13	3,3E-07	2,1E-03	4,2E-10	3,9E-05
Aditivo GarbondH 7256	1,8E-12	3,9E-07	1,3E-04	6,3E-13	1,1E-07	2,2E-04	1,9E-09	1,6E-05
Água Industrial	1,8E-08	1,0E-02	4,1E+00	1,9E-08	1,4E-03	3,7E+00	1,4E-05	2,5E+00
Anti respingo aerosol - Spatter release	1,2E-14	1,5E-10	2,7E-07	8,5E-12	2,9E-09	6,9E-06	1,4E-13	8,3E-08
Anti respingo Chemmig SI	2,7E-14	1,8E-08	5,7E-05	1,9E-14	1,0E-08	2,4E-05	1,0E-11	2,8E-06
Antiespumante Gardoclean AP Chemetall	1,1E-13	1,1E-07	2,6E-05	3,3E-13	1,7E-08	5,3E-05	1,0E-10	3,9E-06
Decapante neutro líquido incolor Gardacid	2,1E-14	2,0E-08	5,6E-06	6,1E-14	3,4E-09	1,1E-05	1,9E-11	7,1E-07
Desengraxante Gardoclean R 1700 F	1,4E-12	3,5E-06	3,3E-04	4,1E-11	2,8E-07	1,0E-03	6,8E-10	6,8E-05
Desengraxante Gardoclean S 5236	4,4E-12	8,6E-06	1,7E-03	2,2E-11	1,0E-06	3,5E-03	3,0E-09	9,4E-05
Desengraxante Gardoclean S 5640	5,1E-12	1,3E-05	1,2E-03	1,5E-10	1,0E-06	3,7E-03	2,5E-09	2,5E-04
Diesel	1,1E-12	1,0E-06	2,2E-05	5,9E-11	2,0E-06	1,8E-02	6,2E-11	9,8E-06
Eletricidade Hidrelétrica	4,8E-11	1,9E-07	-1,3E-02	3,6E-13	1,0E-05	3,6E-04	2,5E-11	4,7E-02
Emissão Direta	1,4E-15	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	5,2E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00

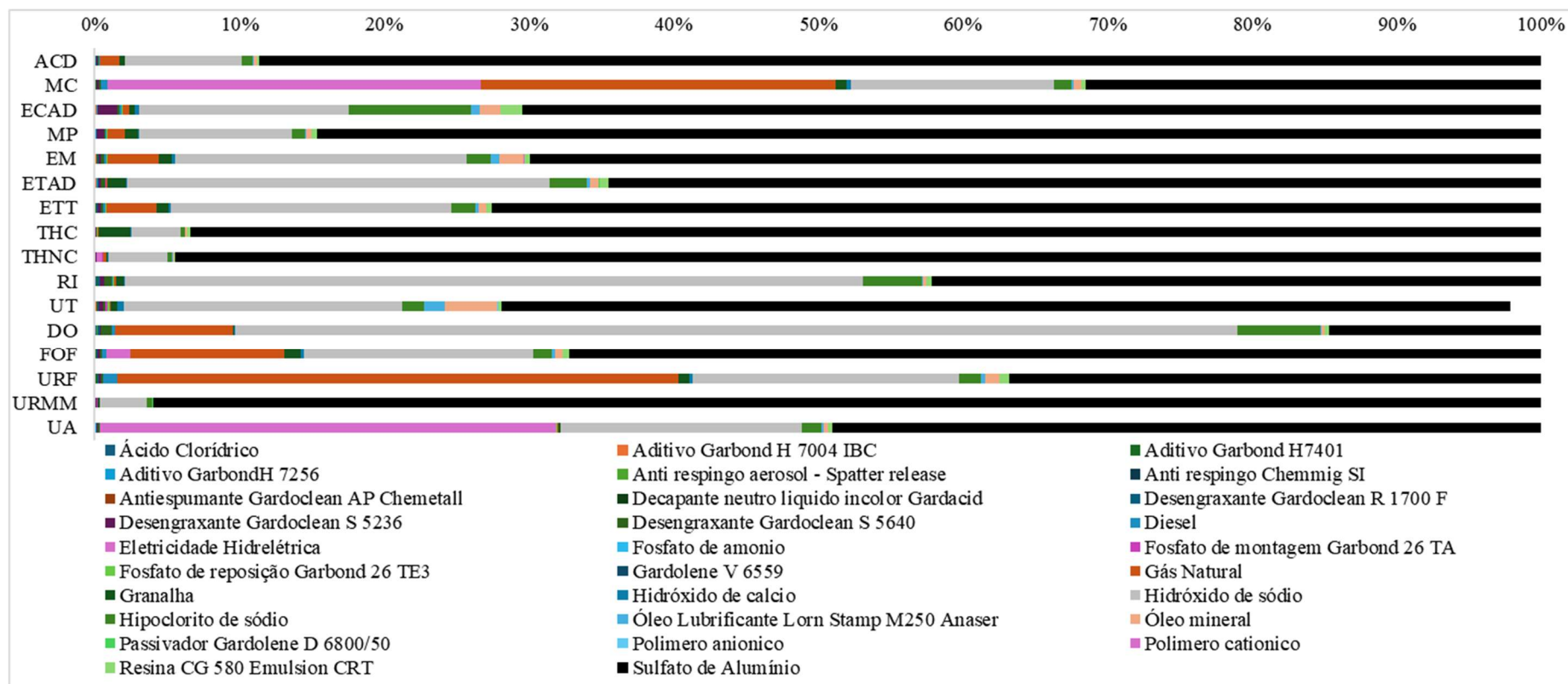
Fonte: O Autor

Tabela 17: Impactos ambientais por insumos – parte 4

Categoria de impacto ambiental	THNC	RI	UT	DO	FOF	URF	URMM	UA
Fosfato de amônio	3,3E-14	7,3E-08	1,5E-05	3,3E-14	7,9E-09	2,8E-05	3,3E-11	9,2E-07
Fosfato de montagem Garbond 26 TA	2,3E-12	7,3E-07	6,6E-04	5,9E-13	1,3E-07	2,8E-04	1,6E-09	5,8E-05
Fosfato de reposição Garbond 26 TE3	4,3E-12	1,1E-06	7,9E-04	6,9E-13	1,7E-07	3,7E-04	2,2E-09	6,9E-05
Gardolene V 6559	7,7E-13	1,4E-07	1,1E-04	1,2E-13	2,6E-08	6,1E-05	3,6E-10	9,9E-06
Gás Natural	2,4E-11	4,5E-06	2,9E-04	1,8E-09	6,8E-05	7,7E-01	2,7E-10	1,1E-04
Granalha	1,5E-11	1,3E-05	3,0E-03	2,9E-11	7,2E-06	1,6E-02	1,1E-08	2,1E-04
Hidróxido de cálcio	2,6E-12	2,0E-06	2,5E-03	6,6E-12	1,3E-06	3,8E-03	6,4E-10	3,6E-05
Hidróxido de sódio	5,1E-10	1,3E-03	1,2E-01	1,5E-08	1,0E-04	3,7E-01	2,5E-07	2,5E-02
Hipoclorito de sódio	4,5E-11	1,0E-04	8,9E-03	1,2E-09	8,4E-06	3,1E-02	2,7E-08	2,1E-03
Óleo Lubrificante Lorn Stamp M250 Anaser	2,8E-12	1,8E-06	8,9E-03	1,7E-11	1,2E-06	5,9E-03	1,1E-09	1,7E-04
Óleo mineral	7,5E-12	5,0E-06	2,2E-02	5,5E-11	3,5E-06	1,8E-02	2,7E-09	4,3E-04
Passivador Gardolene D 6800/50	6,4E-13	8,8E-07	2,2E-04	9,2E-13	1,1E-07	4,4E-04	3,9E-10	1,4E-05
Polímero aniônico	5,8E-14	7,1E-08	1,3E-05	7,0E-14	2,1E-08	1,6E-04	4,5E-11	3,6E-06
Polímero catiônico	1,2E-13	1,4E-07	2,7E-05	1,4E-13	4,2E-08	3,2E-04	9,0E-11	7,3E-06
Resina CG 580 Emulsion CRT	8,1E-12	1,0E-05	1,6E-03	5,9E-11	2,7E-06	1,4E-02	5,2E-09	4,6E-04
Sulfato de Alumínio	1,2E-08	1,1E-03	4,2E-01	3,2E-09	4,3E-04	7,3E-01	7,3E-06	7,4E-02

Fonte: O Autor

Figura 38: Gráfico de Impactos Ambientais por materiais



Fonte: o Autor

Com a análise dos dados apresentados nas Tabela 17 e Figura 38, identifica-se os insumos que mais contribuem para os impactos ambientais do nosso processo. A avaliação considerou o desempenho de cada material em todas as categorias de impacto, permitindo uma visão clara de onde os esforços de melhoria podem se concentrar. Quatro insumos, em particular, se destacam na maior parte dos impactos:

- Sulfato de Alumínio

O Sulfato de Alumínio se destacou negativamente como o material de maior impacto em nossa análise. Ele não apenas lidera o ranking, como o faz com uma margem impressionante. Seu impacto é severo e abrangente, apresentando os piores resultados em praticamente todas as categorias avaliadas, com destaque para o grande destaque no uso de água e da terra, além de apresentar o maior potencial de ecotoxicidade em água doce. Além disso, seu desempenho é ruim em quase todos os outros indicadores, desde acidificação até mudanças climáticas, o que o torna o principal ponto de atenção para futuras otimizações.

- Gás Natural

O Gás Natural aparece como o segundo maior vilão ambiental do nosso processo, e seu impacto está fortemente concentrado em duas áreas críticas:

- Mudanças Climáticas: É o principal responsável após o sulfato de alumínio na emissão de gases de efeito estufa. Esse fator, por si só, já o coloca como um dos materiais mais problemáticos do ponto de vista da sustentabilidade.
- Recursos Não Renováveis: seu uso também representa uma parcela do consumo de recursos fósseis, reforçando sua contribuição para o esgotamento de fontes não renováveis.

- Hidróxido de Sódio (Soda Cáustica)

Fechando a lista dos três principais, o Hidróxido de Sódio (ou soda cáustica) demonstrou ter uma pegada ambiental ampla e relevante. Seu principal ponto negativo está no alto potencial de ecotoxicidade para a vida aquática, representando um risco considerável caso não seja manuseado e descartado com o máximo rigor. O material também se mostrou um grande consumidor de recursos minerais. Seu

impacto consistente em diversas outras categorias e o coloca como o terceiro foco prioritário para ações de melhoria.

- Eletricidade Hidrelétrica

A eletricidade hidrelétrica apresenta um perfil de impacto ambiental concentrado em categorias específicas, conforme demonstrado pela análise de ciclo de vida.

Seus principais pontos de impacto são:

- Mudanças Climáticas: A hidrelétrica se destaca como o maior contribuinte para as mudanças climáticas em seu perfil de impacto. Este resultado é atribuído às emissões de gases de efeito estufa, que podem ser provenientes da decomposição da matéria orgânica submersa nos reservatórios, bem como das emissões associadas à construção da infraestrutura.
- Uso da Água: Em segundo lugar, a categoria de uso da água é bem impactada. Este fator reflete o grande volume de água que é retido e evaporado pelos reservatórios, alterando o ciclo hidrológico local.

Além disso, a análise revela um aspecto notável na categoria uso da terra:

- Uso da Terra (Benefício): A Eletricidade Hidrelétrica é o único insumo a apresentar um impacto negativo (ou seja, um benefício ambiental) na categoria Uso da Terra. Este resultado indica que o modelo de cálculo de ACV utilizado considera a criação do reservatório como uma mudança positiva no uso da terra em comparação com o cenário de referência.

4.5. Simulação de substituição de insumos

Apresentamos agora o resultado de cada um dos cenários simulados.

4.5.1. Sulfato de alumínio por carbonato de sódio – cenário 2

A Tabela 18 apresenta a diferença (numérica e percentual) de cada um dos impactos ambientais ao substituir o sulfato de alumínio pelo carbonato de sódio, comparando com o cenário original (cenário 1).

Tabela 18: Sulfato de alumínio por carbonato de sódio – diferença cenário original versus simulado

Categoria de impacto ambiental	Sulfato de alumínio	Carbonato de Sódio	Diferença (simulado vs original)	Diferença (simulado vs original)
ACD	3,97E-03	5,94E-03	1,98E-03	50%
MC	0,1	0,4	0,30	200%
ECAD	2,9	29,0	26,1	890%
MP	2,82E-08	7,54E-08	4,71E-08	167%
EM	2,49E-04	6,08E-04	3,59E-04	144%
ETAD	7,73E-06	3,88E-05	3,10E-05	401%
ETT	2,91E-03	1,58E-02	1,29E-02	442%
THC	9,50E-10	3,83E-10	-5,67E-10	-60%
THNC	2,73E-08	1,12E-08	-1,60E-08	-59%
RI	2,46E-03	7,16E-03	4,69E-03	190%
UT	0,97	4,23	3,25	334%
DO	7,42E-09	3,47E-09	-3,94E-09	-53%
FOF	9,93E-04	1,85E-03	8,55E-04	86%
URF	1,69	4,53	2,84	168%
URMM	1,70E-05	1,16E-05	-5,41E-06	-32%
UA	0,17	0,66	0,49	287%

Fonte: o autor

Agora observe a diferença quando se compara os impactos originais (cenário 1) com o cenário 2, por meio da Tabela 19, imaginando que a empresa opte por substituir os insumos simulados no cenário 2. Essa análise não leva em consideração as etapas de fabricação e transporte do aço. Tendo em vista que o sulfato de alumínio é consumido apenas nas operações de Rollfomer, Ecoat e ETE, Tabela 19 demonstra a diferença somente dessas operações.

Tabela 19: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 2

Categoria de impacto ambiental	Unidade de medida	<i>Rollformer</i>	ECOAT	ETE	Total (sem aço e transp.)
ACD	mol H ⁺ eq	0%	2%	40%	3,4%
MC	kg CO ₂ eq	0%	0%	37%	0,5%
ECAD	CTUe	1%	12%	352%	35,0%
MP	disease inc.	0%	4%	85%	7,7%
EM	kg N eq	0%	2%	66%	1,8%
ETAD	kg P eq	1%	13%	3%	3,3%
ETT	mol N eq	1%	8%	234%	6,2%
THC	CTUh	-1%	-7%	-54%	-6,3%
THNC	CTUh	0%	-7%	-54%	-13,8%
RI	kBq U-235 eq	0%	3%	109%	9,1%
UT	Pt	0%	11%	114%	14,9%
DO	kg CFC11 eq	0%	0%	-29%	-0,3%
FOF	kg NMVOC eq	0%	1%	42%	0,9%
URF	MJ	0%	0%	57%	0,6%
URMM	kg Sb eq	-1%	-5%	-31%	-12,0%
UA	m ³ depriv.	0%	2%	137%	1,6%

Fonte: o autor

Por meio dessa análise, percebe-se diferenças em diversos impactos ambientais apenas quando se retira as etapas de fabricação do aço e seu transporte, sendo à ecotoxicidade de água doce e o uso da terra os de maior variação positiva. Na contrapartida há 2 impactos ambientais que apresentaram redução:

- Toxicidade humana cancerígena com redução de 6%,
- Toxicidade humana não cancerígena com redução de 14%

4.5.2. Gás natural por biometano – cenário 3

A Tabela 20 apresenta a diferença (numérica e percentual) de cada um dos impactos ambientais ao substituir o gás natural pelo biometano, comparando com o cenário original (cenário 1).

Tabela 20: Gás natural por biometano – diferença cenário original versus simulado

Categoria de impacto ambiental	Gás Natural	Biometano	Diferença (simulado vs original)	Diferença (simulado vs original)
ACD	1,25E-03	1,98E-03	7,30E-04	59%
MC	2,4	0,5	-1,91	-79%
ECAD	0,4	1,1	0,7	193%
MP	8,55E-09	1,60E-08	7,45E-09	87%
EM	2,66E-04	2,72E-04	5,99E-06	2%
ETAD	1,80E-07	1,28E-05	1,27E-05	7044%
ETT	2,90E-03	3,55E-03	6,51E-04	22%
THC	1,37E-11	1,58E-10	1,44E-10	1048%
THNC	1,16E-09	4,36E-09	3,20E-09	276%
RI	2,16E-04	1,15E-02	1,13E-02	5241%
UT	0,01	5,10	5,09	36000%
DO	8,51E-08	5,36E-09	-7,98E-08	-94%
FOF	3,26E-03	1,18E-03	-2,08E-03	-64%
URF	36,99	5,30	-31,69	-86%
URMM	1,27E-08	2,41E-06	2,39E-06	18776%
UA	0,01	0,05	0,04	762%

Fonte: o Autor

Agora observe a diferença quando se compara os impactos originais (cenário 1) com o cenário 3, por meio da Tabela 21, imaginando que a empresa opte por substituir os insumos simulados no cenário 3. Essa análise não leva em consideração as etapas de fabricação e transporte do aço. Tendo em vista que o sulfato de alumínio é consumido apenas nas operações de Consumo geral, Rollfomer e Ecoat, a Tabela 21 demonstra a diferença somente dessas operações.

Tabela 21: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 3

Categoria de impacto ambiental	Unidade de medida	Consumo geral	Rollformer	ECOAT	Total (sem aço e transp.)
ACD	mol H+ eq	8%	37%	32%	15,2%
MC	kg CO2 eq	-21%	-34%	-63%	-35,4%
ECAD	CTUe	77%	23%	13%	12,1%
MP	disease inc.	26%	45%	30%	21,1%
EM	kg N eq	0%	1%	1%	0,4%
ETAD	kg P eq	4407%	188%	190%	16,5%
ETT	mol N eq	1%	14%	14%	3,8%
THC	CTUh	746%	137%	65%	19,5%
THNC	CTUh	43%	53%	54%	33,6%
RI	kBq U-235 eq	2495%	292%	300%	268,3%
UT	Pt	-322%	380%	648%	284,9%
DO	kg CFC11 eq	-82%	-63%	-78%	-70,8%
FOF	kg NMVOC eq	-13%	-48%	-53%	-27,5%
URF	MJ	-78%	-81%	-81%	-75,9%
URMM	kg Sb eq	8258%	244%	79%	64,9%
UA	m3 depriv.	1%	1%	6%	1,6%

Fonte: o autor

Por meio dessa análise, percebe-se diferenças em diversos impactos ambientais apenas quando se retira as etapas de fabricação do aço e seu transporte, sendo à radiação ionizante e o uso da terra os de maior variação positiva, apresentando quase o triplo do impacto ambiental em comparação ao cenário 1. Na contrapartida há 4 impactos ambientais que apresentaram redução:

- Mudança climática com redução de 35%,
- Depleção do ozônio com redução de 71%,
- Formação de ozônio fotoquímico com redução de 14%,
- Uso de recurso fóssil com redução de 76%.

4.5.3. Hidróxido de sódio por carbonato de sódio – cenário 4

A Tabela 22 apresenta a diferença (numérica e percentual) de cada um dos impactos ambientais ao substituir o hidróxido de sódio pelo carbonato de sódio, comparando com o cenário original (cenário 1).

Tabela 22: Hidróxido de sódio por carbonato de sódio – diferença cenário original versus simulado

Categoria de impacto ambiental	Hidróxido de sódio	Carbonato de sódio	Diferença (simulado vs original)	Diferença (simulado vs original)
ACD	0,0075	0,0039	-0,0037	-49%
MC	0,5	0,7	0,2044	40%
ECAD	31,4	6,8	-24,6584	-78%
MP	6,75E-08	3,81E-08	-2,94E-08	-44%
EM	0,0007	0,0008	0,0001	13%
ETAD	3,94E-05	3,72E-05	-2,21E-06	-6%
ETT	0,0165	0,0084	-0,0081	-49%
THC	4,19E-10	3,71E-10	-4,79E-11	-11%
THNC	1,21E-08	1,27E-08	5,57E-10	5%
RI	0,0076	0,0318	0,0242	320%
UT	4,94	2,98	-1,9615	-40%
DO	5,65E-09	3,73E-07	3,67E-07	6490%
FOF	0,0021	0,0025	0,0004	19%
URF	5,38	9,13	3,7577	70%
URMM	1,19E-05	7,56E-06	-4,31E-06	-36%
UA	0,67	0,76	0,0858	13%

Fonte: o autor

Agora observe a diferença quando se compara os impactos originais (cenário 1) com o cenário 4, por meio da Tabela 23, imaginando que a empresa opte por substituir os insumos simulados nesse cenário. Tendo em vista que o hidróxido de sódio é consumido apenas na operação de Ecoat, a Tabela 23 foca apenas nela. Nota-se que a alteração nos impactos ambientais é quase nula para esse cenário.

Tabela 23: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 4

Categoria de impacto ambiental	Unidade de medida	ECOAT	Total (sem aço e transp.)
ACD	mol H ⁺ eq	1%	0,3%
MC	kg CO ₂ eq	0%	0,0%
ECAD	CTUe	5%	2,6%
MP	disease inc.	1%	0,5%
EM	kg N eq	0%	0,0%
ETAD	kg P eq	0%	0,0%
ETT	mol N eq	2%	0,3%
THC	CTUh	0%	0,0%
THNC	CTUh	0%	0,0%
RI	kBq U-235 eq	-8%	-3,7%
UT	Pt	3%	0,7%
DO	kg CFC11 eq	-4%	-2,1%
FOF	kg NMVOC eq	0%	0,0%
URF	MJ	0%	-0,1%
URMM	kg Sb eq	2%	1,0%
UA	m ³ depriv.	0%	0,0%

Fonte: o autor

Por meio dessa análise, não temos grandes diferenças nos impactos ambientais, apenas quando se retira as etapas de fabricação do aço e seu transporte, sendo à ecotoxicidade de água doce e o uso de recursos minerais e metais os de maior variação positiva, porém com menos de 3% em comparação ao cenário 1. Na contrapartida, ao se analisar os impactos que tiveram redução em relação ao cenário 1, temos dois impactos ambientais que apresentaram as maiores reduções, porém também com ordem de grandeza muito baixa:

- Radiação ionizante com redução de 3,7%,
- Depleção do ozônio com redução de 2,1%,

4.5.4. Energia hidrelétrica por fotovoltaica – cenário 5

A Tabela 24 apresenta a diferença (numérica e percentual) de cada um dos impactos ambientais ao substituir a energia hidrelétrica pela fotovoltaica, comparando com o cenário original (cenário 1).

Tabela 24: Energia hidrelétrica por fotovoltaica – diferença cenário original versus simulado

Categoria de impacto ambiental	Hidrelétrica	Fotovoltaica	Diferença (simulado vs original)	Diferença (simulado vs original)
ACD	1,99E-08	1,56E-05	1,56E-05	78511%
MC	0,02	0,01	-0,01	-51%
ECAD	0,00	0,03	0,03	18182%
MP	1,80E-13	7,27E-11	7,25E-11	40168%
EM	3,61E-09	4,88E-06	4,87E-06	135122%
ETAD	9,80E-11	2,30E-08	2,29E-08	23419%
ETT	3,71E-08	5,03E-05	5,02E-05	135414%
THC	1,05E-15	1,19E-12	1,19E-12	113321%
THNC	1,82E-11	1,08E-11	-7,42E-12	-41%
RI	7,07E-08	2,08E-05	2,08E-05	29367%
UT	-4,88E-03	7,96E-04	5,68E-03	-116%
DO	1,36E-13	2,42E-10	2,42E-10	178150%
FOF	3,96E-06	2,20E-05	1,80E-05	455%
URF	0,0001	0,1224	0,1223	89567%
URMM	9,48E-12	1,35E-09	1,34E-09	14173%
UA	0,02	0,00	-0,02	-91%

Fonte: o Autor

Agora observe a diferença quando se compara os impactos originais (cenário 1) com o cenário 5, por meio da Tabela 25 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, imaginando que a empresa opte por substituir os insumos simulados nesse cenário. Essa simulação avalia apenas os processos internos da empresa.

Tabela 25: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 5

Categoria de impacto ambiental	Unidade de medida	Consumo geral	Rollformer	ECOAT	ETE	Total (sem aço e transp.)
ACD	mol H+ eq	54%	124%	16%	3%	42,9%
MC	kg CO2 eq	-36%	-28%	-8%	-10%	-24,9%
ECAD	CTUe	1099%	158%	13%	4%	69,5%
MP	disease inc.	85%	68%	7%	2%	27,1%
EM	kg N eq	35%	138%	27%	8%	38,5%
ETAD	kg P eq	2617%	53%	8%	0%	3,9%
ETT	mol N eq	33%	172%	25%	8%	39,1%
THC	CTUh	2026%	176%	12%	1%	21,4%
THNC	CTUh	-33%	-19%	-3%	0%	-10,3%
RI	kBq U-235 eq	1501%	83%	13%	4%	65,1%
UT	Pt	-118%	66%	17%	2%	42,0%
DO	kg CFC11 eq	81%	30%	5%	15%	28,4%
FOF	kg NMVOC eq	37%	64%	11%	7%	31,3%
URF	MJ	98%	48%	7%	21%	38,8%
URMM	kg Sb eq	1520%	21%	1%	0%	4,8%
UA	m3 depriv.	-91%	-87%	-47%	-24%	-82,3%

Fonte: o autor

Por meio dessa análise, percebe-se diferenças em diversos impactos ambientais apenas quando se retira as etapas de fabricação do aço e seu transporte, sendo à ecotoxicidade de água doce e a radiação ionizante os de maior variação positiva, apresentando quase 70% de aumento no impacto ambiental em comparação ao cenário 1. Na contrapartida, temos três impactos que apresentam redução:

- Uso da água com redução de 82%,
- Mudança climática com redução de 25%,
- Toxicidade humana não cancerígena com redução de 10%,

4.5.5. Impactos agregados – cenário 6

A Tabela 26 **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta os impactos caso a empresa opte por substituir todos os insumos simulados nos cenários 2 a 5 de uma única vez. Essa análise leva em consideração apenas os processos internos da empresa.

Tabela 26: Comparativo dos impactos ambientais por processo entre os cenários 1 e 6

Categoria de impacto ambiental	Unidade de medida	Consumo geral	Rollformer	ECOAT	ETE	Total (sem aço e transp.)
ACD	mol H+ eq	40%	161%	51%	43%	52,0%
MC	kg CO2 eq	-62%	-61%	-71%	26%	-62,0%
ECAD	CTUe	1061%	183%	43%	355%	114,8%
MP	disease inc.	54%	114%	41%	86%	45,6%
EM	kg N eq	29%	139%	30%	74%	36,7%
ETAD	kg P eq	2555%	242%	212%	3%	19,7%
ETT	mol N eq	56%	187%	50%	242%	64,6%
THC	CTUh	1955%	312%	71%	-53%	29,6%
THNC	CTUh	-49%	34%	43%	-54%	-1,5%
RI	kBq U-235 eq	1453%	376%	309%	113%	273,5%
UT	Pt	-117%	447%	679%	116%	274,3%
DO	kg CFC11 eq	-6%	-33%	-77%	-14%	-45,9%
FOF	kg NMVOC eq	17%	16%	-42%	49%	1,0%
URF	MJ	8%	-32%	-73%	78%	-39,7%
URMM	kg Sb eq	1476%	265%	78%	-31%	43,1%
UA	m3 depriv.	-91%	-86%	-48%	99%	-81,0%

Fonte: o autor

Por meio dessa análise, percebe-se diferenças em diversos impactos ambientais apenas quando se retira as etapas de fabricação do aço e seu transporte, sendo à radiação ionizante e o uso da terra os de maior variação positiva, os quais quase triplicaram (274%). Na contrapartida há 4 impactos ambientais que apresentaram redução:

- Uso da água com redução de 81%,
- Mudança climática com redução de 62%,
- Depleção do ozônio com redução de 46%,

- Uso de recurso fóssil com redução de 40%,

4.5.6. Comparativo entre cenários

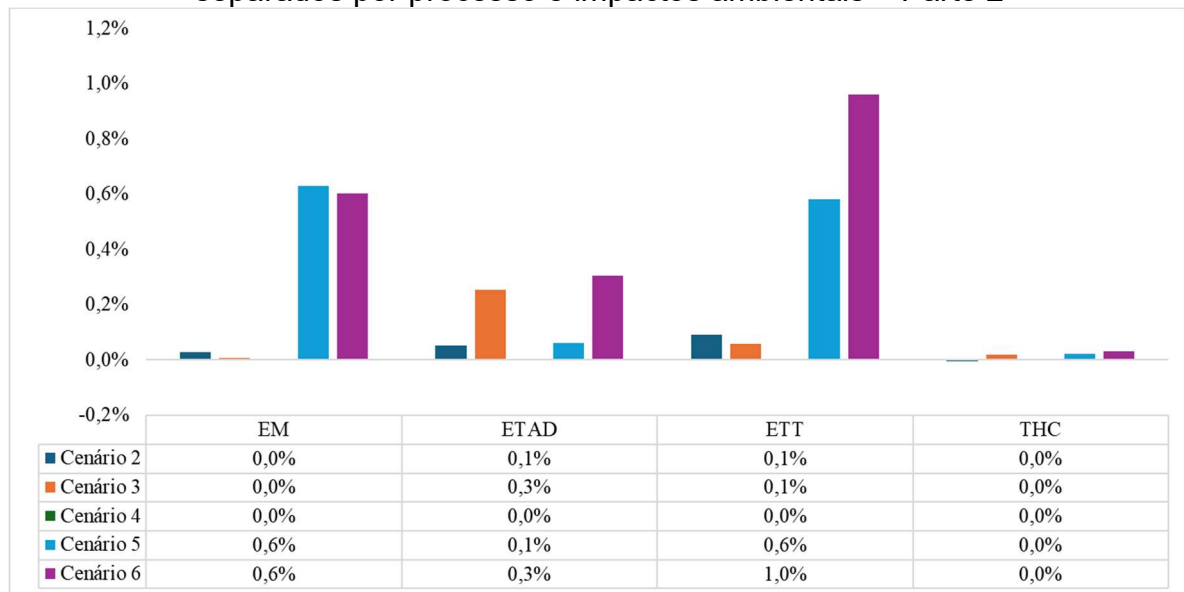
De posse dos dados apresentados nas tabelas de diferença dos cenários 1 para os simulados (Tabela 19, Tabela 21, Tabela 23 e Tabela 25), foi realizado um comparativo gráfico (dividido em 4 partes para melhor visualização) dos totais de diferenças entre os cenários, sempre comparando o cenário simulado (2 ao 6) com o cenário base (cenário 1). Veja Figura 39. Através da sua análise é possível concluir de maneira geral que o cenário 6, que agrega a mudança de todos os insumos simulados de uma única vez, é a que apresenta as maiores variações nos impactos ambientais. Porém não existe uma linearidade de efeito, sendo positivo para alguns impactos (apresentou redução) e negativo para outros (apresentou aumento). E esse efeito positivo e negativo para um mesmo cenário acontece com todos. Ou seja, não há unanimidade na variação. Para cada impacto ambiental, diferentes cenários apresentam condições diferentes.

Figura 39: Comparativo percentual entre o cenário 1 e os cenários simulados separados por processo e impactos ambientais – Parte 1



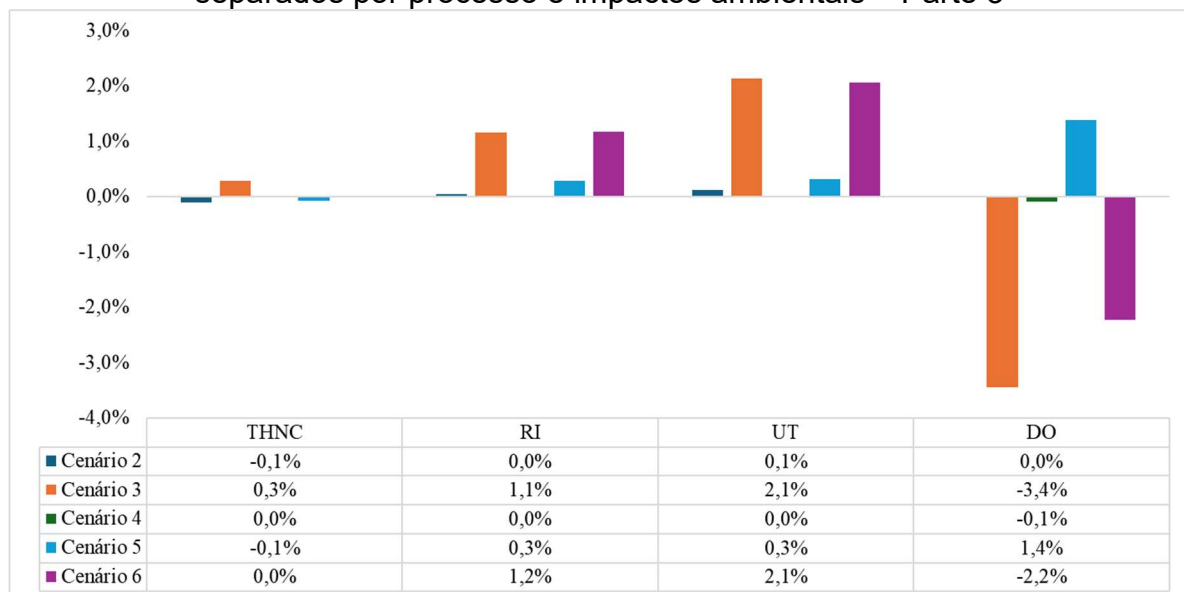
Fonte: o Autor

Figura 39: Comparativo percentual entre o cenário 1 e os cenários simulados separados por processo e impactos ambientais – Parte 2



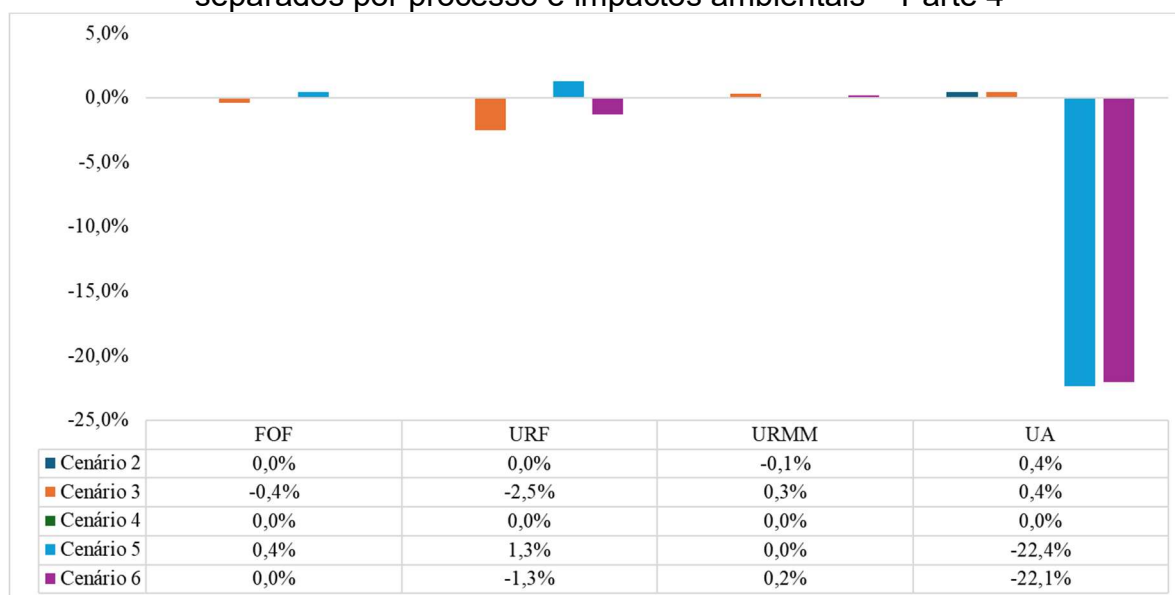
Fonte: o Autor

Figura 39: Comparativo percentual entre o cenário 1 e os cenários simulados separados por processo e impactos ambientais – Parte 3



Fonte: o Autor

Figura 39: Comparativo percentual entre o cenário 1 e os cenários simulados separados por processo e impactos ambientais – Parte 4



Fonte: o Autor

4.6. Normalização interna - cenário 6

Tendo em vista que o cenário 6, de maneira geral quando se compara com o cenário 1 foi o que apresentou as maiores variações, foi realizado da mesma maneira apresentada no tópico 0, uma normalização interna para esse cenário. Assim, o resultado da Tabela 27 foi obtido.

Tabela 27: Resultado da simulação (cenário 1 vs cenário 6)

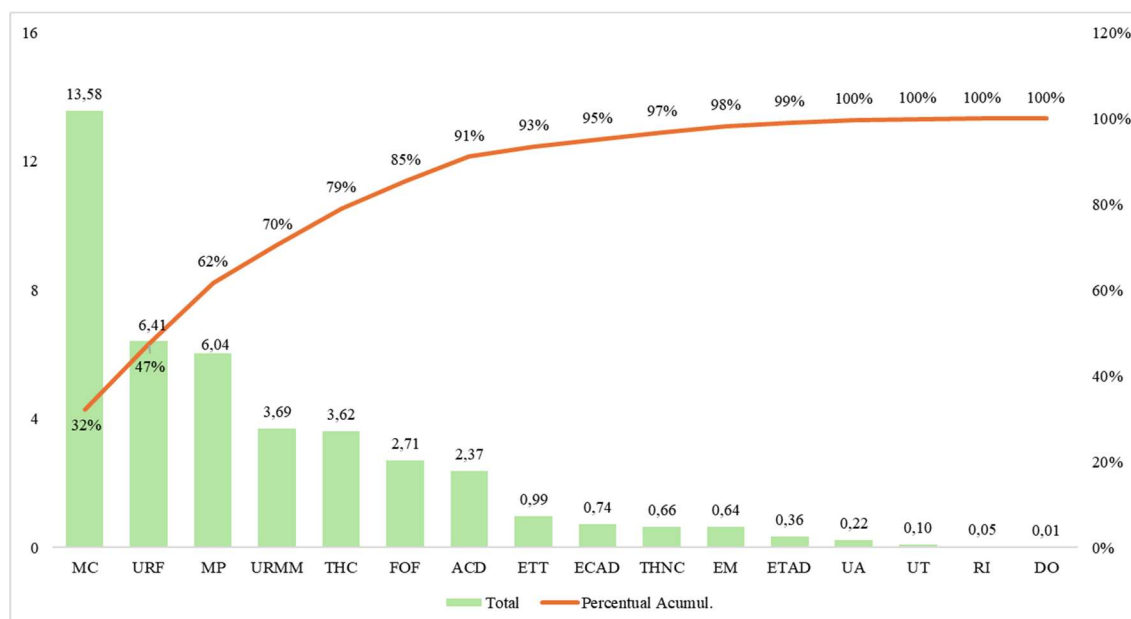
Categoria de impacto ambiental	Unidade	Cenário 1	Percentual	Cenário 6	Percentual	Diferença	Diferença %
MC	mPt	13,94	32,8%	13,58	32,2%	-0,37	-2,6%
URF	mPt	6,50	15,3%	6,41	15,2%	-0,09	-1,3%
MP	mPt	6,03	14,2%	6,04	14,3%	0,01	0,2%
URMM	mPt	3,69	8,7%	3,69	8,8%	0,01	0,2%
THC	mPt	3,62	8,5%	3,62	8,6%	0,00	0,0%
FOF	mPt	2,71	6,4%	2,71	6,4%	0,00	0,0%
ACD	mPt	2,20	5,2%	2,37	5,6%	0,17	7,5%
ETT	mPt	0,98	2,3%	0,99	2,3%	0,01	0,7%
ECAD	mPt	0,73	1,7%	0,74	1,8%	0,01	1,3%
THNC	mPt	0,66	1,6%	0,66	1,6%	0,00	0,0%
EM	mPt	0,63	1,5%	0,64	1,5%	0,00	0,6%
ETAD	mPt	0,37	0,9%	0,36	0,8%	-0,01	-4,0%
UA	mPt	0,29	0,7%	0,22	0,5%	-0,06	-22,1%
UT	mPt	0,09	0,2%	0,10	0,2%	0,00	3,5%
RI	mPt	0,05	0,1%	0,05	0,1%	0,00	-1,6%
DO	mPt	0,01	0,0%	0,01	0,0%	0,00	-2,2%
TOTAL	mPt	42,51		42,18		-0,33	-0,8%

Fonte: o Autor

Nota-se que após a normalização interna, o impacto de uso da água ainda é o que apresenta a maior redução, ficando 22% menor. Além disso, é importante observar que nenhum impacto ambiental se deslocou de posição em relação à relevância total dos impactos ambientais. Ou seja, a mudança climática continua sendo o impacto de maior relevância, seguido pelo uso de recurso fóssil, materiais particulados e assim por diante. Inclusive a ordem de grandeza se mantém praticamente inalterado.

Com isso foi criado um diagrama de pareto com os resultados simulados para verificar a distribuição dos impactos ambientais entre si (Figura 40), onde a mudança climática também figura como principal impacto ambiental, mantendo também mais que o dobro de relevância para o segundo impacto mais relevante (uso de recurso fóssil), assim como no resultado principal sem simulação de substituição de materiais.

Figura 40: Diagrama de Pareto - Impactos ambientais normalizados em mPt com insumos simulados (cenário 6)

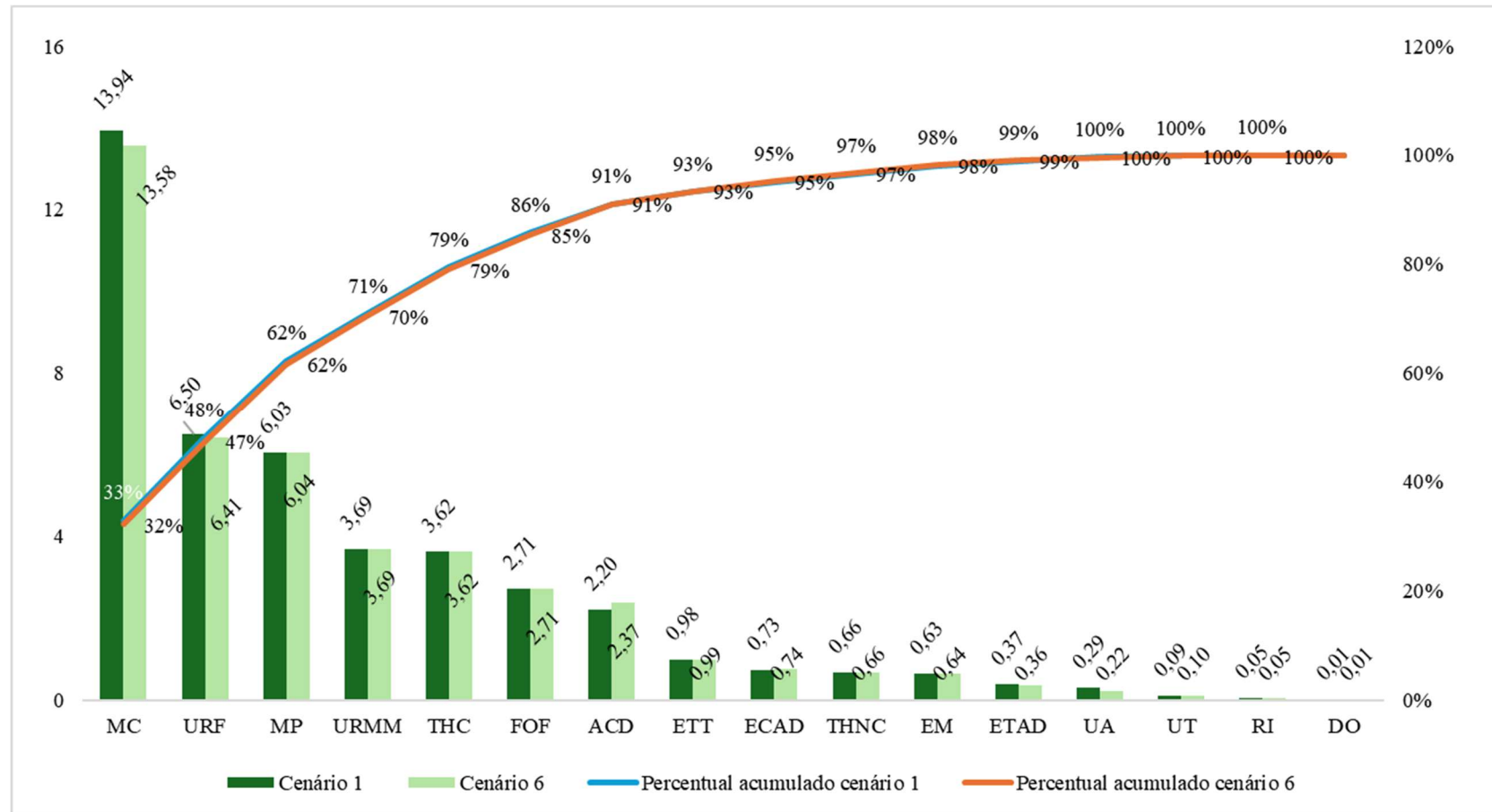


Fonte: o Autor

Agora se obteve um comparativo entre o diagrama de pareto dos Impactos ambientais normalizados em mPt entre a versão original (cenário 1) e com insumos simulados (cenário 6) por meio da Figura 41. Como a diferença encontrada foi de apenas 1%, fica claro que a contribuição de cada impacto ambiental se manteve na posição em relação à sua relevância no todo, onde as curvas de acúmulo de percentual estão praticamente sobrepostas.

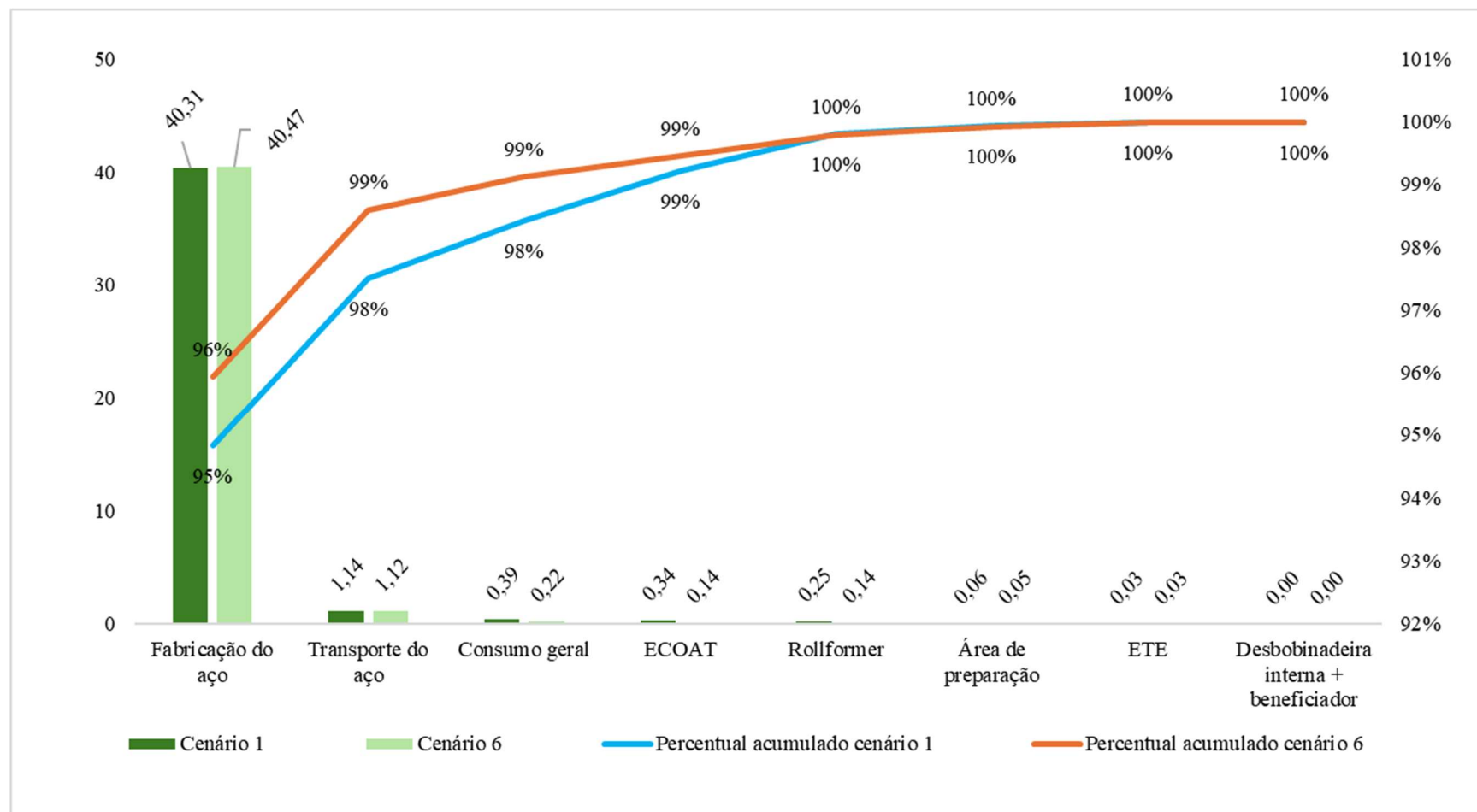
Na Figura 42 também nota-se o mesmo perfil apresentado na Figura 67 com alteração de apenas 1% nos impactos do aço e seu transporte.

Figura 41: Diagrama de Pareto – comparativo de impactos ambientais normalizados em mPt entre a versão original (cenário 1) e a simulação (cenário 6)



Fonte: o Autor

Figura 42: Diagrama de Pareto – comparativo de impactos ambientais por processos normalizados em mPt entre a versão original (cenário 1) e a simulação (cenário 6) apenas para os processos internos da empresa



Fonte: o Autor

A partir da normalização interna dos resultados da Avaliação do Ciclo de Vida, observou-se que a mudança climática representa a categoria de impacto ambiental mais relevante no contexto do sistema analisado. Esse resultado encontra convergência direta com o enfoque adotado pelo Programa Mobilidade Verde e Inovação (MOVER), que prioriza a redução da pegada de carbono ao longo do ciclo de vida dos veículos e de seus componentes. Nesse sentido, a ênfase do MOVER em indicadores associados às emissões de gases de efeito estufa está alinhada com a hierarquização dos impactos obtida internamente neste estudo, reforçando a pertinência da atenção regulatória voltada à mitigação das mudanças climáticas. Contudo, essa convergência ocorre apenas sob a ótica relativa do próprio sistema analisado, não necessariamente refletindo a gravidade dos impactos em uma escala ambiental mais ampla.

4.7. Normalização externa dos Impactos ambientais

A Tabela 28 traz os fatores de normalização do método Environmental Footprint EF 3.1, adotado nessa dissertação.

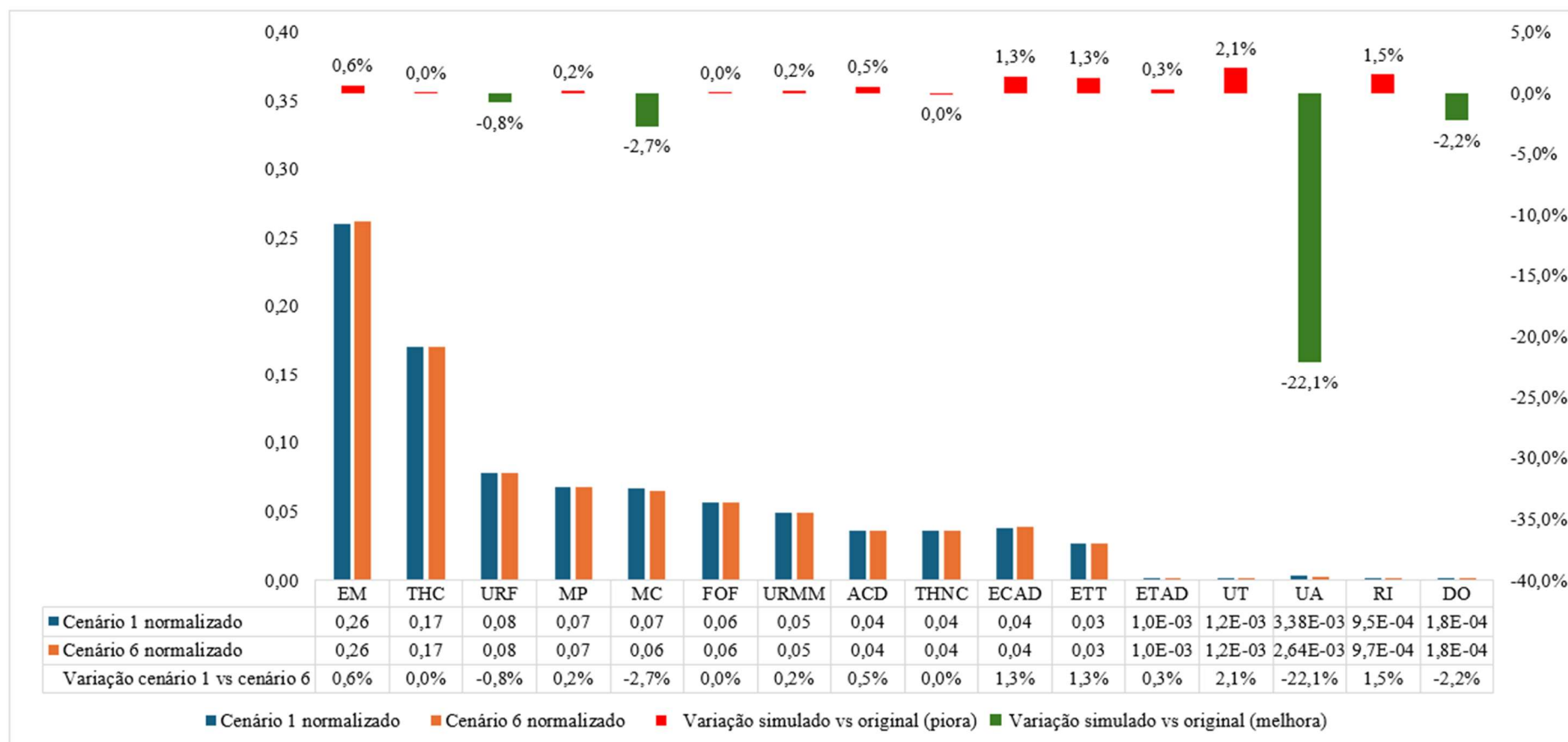
Por meio da utilização dos fatores apresentados na Tabela 28', foi possível realizar a normalização externa, conforme Figura 43 para os cenários 1 e 6. Os dados representam a quantidade de impacto ambiental emitido por uma pessoa por ano na Europa.

Tabela 28: Fatores de normalização externa Metodologia EF 3.1

Categoria de impacto ambiental	Fator de normalização	Unidade de medida
ACD	55,57	mol H ⁺ eq./person
MC	7.553,08	kg CO ₂ eq./person
ECAD	56.716,59	CTUe/person
MP	5,95E-04	disease incidences/person
EM	1,61	kg P eq./person
ETAD	19,55	kg N eq./person
ETT	176,75	mol N eq./person
THC	1,73E-05	CTUh/person
THNC	1,29E-04	CTUh/person
RI	4220,16	kBq U-235 eq./person
UT	819.498,18	pt/person
DO	5,23E-02	kg CFC-11 eq./person
FOF	40,86	kg NMVOC eq./person
URF	65.004,26	MJ/person
URMM	6,36E-02	kg Sb eq./person
UA	11.468,71	m ³ water eq of deprived water/person

Fonte: European Platform on LCA | EPLCA (2022)

Figura 43: Normalização externa metodologia EF 3.1 com dados originais e simulados (cenário 1 vs cenário 6)



Fonte: o Autor

Por outro lado, diferente da normalização interna, quando os resultados são avaliados por meio da normalização externa, considerando referências ambientais mais amplas, verificou-se que a eutrofização marinha emerge como a categoria de impacto ambiental mais significativa, superando a mudança climática em termos de relevância relativa. Esse achado evidencia uma divergência importante em relação ao escopo do Programa MOVER, que se concentra exclusivamente na pegada de carbono e não contempla outras categorias de impacto ambiental. A ausência de indicadores relacionados à eutrofização nas diretrizes do programa pode levar à subavaliação de impactos associados às emissões de nutrientes e compostos nitrogenados ao longo da cadeia produtiva, particularmente relevantes em sistemas industriais intensivos em aço. Assim, os resultados da normalização externa reforçam a necessidade de abordagens regulatórias mais abrangentes, alinhadas a uma perspectiva multicritério de ACV, de modo a evitar o deslocamento de impactos e promover uma avaliação ambiental efetivamente integrada.

4.8. Qualidade dos dados

Após o levantamento do inventário do ciclo de vida, foi realizada uma avaliação da qualidade dos dados, por meio da utilização da abordagem simplificada da matriz de pedigree (Apêndice A), a qual inclui uma avaliação qualitativa de indicadores de qualidade de dados com base em uma matriz (Pedersen Weidema & Wesnaes 1996).

No método utilizado neste estudo, cada processo elementar da fabricação da longarina foi classificado de acordo com cinco características, sendo elas: confiança, representatividade, correlação temporal, correlação geográfica e correlação tecnológica.

Tais características foram divididas em cinco níveis de qualidade pontuadas de 1 a 5. Assim, cada processo é pontuado individualmente à fim de determinar a qualidade dos dados.

Dessa maneira, os dados foram classificados em três níveis de qualidade, a saber: baixa, média e alta. Somando-se os valores atribuídos de acordo com matriz pedigree,

obtém-se a seguinte estrutura para a gama de dados utilizada, conforme indicado na Tabela 29.

Tabela 29: Faixa de classificação da qualidade dos dados

Nível de qualidade dos dados	Somatório de índices
Baixo	De 19 a 25
Médio	De 12 a 18
Alto	De 5 a 11

Fonte: o Autor

Abaixo na Tabela 30 observa-se o resultado da análise da qualidade dos dados que foi aplicada nesse estudo. A aplicação das notas em cada fase deve-se principalmente pela maneira como os dados foram obtidos.

Com relação aos dados utilizados (transporte, desbobinadeira, consumo geral, área de preparação, *rollform*, e-coat, água industrial e ETE) os mesmos foram baseados em medidas (confiança), que representam exatamente o processo que ocorre na empresa (representatividade), se refere ao ano exato da coleta de dados (correlação temporal) e são dados da planta exata a que se refere o estudo (correlação geográfica e técnica). Por isso, a nota aplicada aos diferentes indicadores foi a melhor possível. Já em relação ao aço utilizado, como utilizaram-se dados secundários de base de dados, os níveis de qualidade foram menores, porém, ainda assim, a classificação obtida foi alta (Tabela 30). Com as notas apresentadas na Tabela 30, todas as etapas do processo foram classificadas com nível de qualidade alto, conforme Tabela 29.

Tabela 30: Análise da qualidade dos dados

Estágios do ciclo de vida	Confi_ ança	Represen_ tatividade	Correlação temporal	Correlação geográfica	Correlação tecnológica	Total
Entrada de aço	2	2	1	2	3	10
Transporte do aço	1	1	1	1	1	5
Desbobinadeira	1	1	1	1	1	5
Consumo geral	1	1	1	1	1	5
Área de preparação	1	1	1	1	1	5
<i>Rollform</i>	1	1	1	1	1	5
E-Coat	1	1	1	1	1	5
Água industrial	1	1	1	1	1	5

5 CONCLUSÃO

A principal conclusão desta pesquisa é que, para a longarina de aço carbono, a intervenção mais eficaz para a melhoria do desempenho ambiental deve ocorrer na cadeia de suprimentos do aço. Outra opção seria a substituição para outro tipo de material, algo que atualmente é inviável, considerando os materiais conhecidos no momento da realização dessa dissertação.

Embora a otimização de processos internos seja importante para a eficiência da fábrica, ela não se traduz em ganhos ambientais significativos no ciclo de vida do produto, diferentemente do que pode ocorrer em componentes onde a fase de uso ou processos internos de fabricação têm maior peso relativo (Silva et al., 2018).

Outra conclusão retirada do estudo está relacionado com os impactos ambientais por produto, onde para se reduzir de forma eficaz o impacto ambiental na fabricação de longarinas de aço para o setor de caminhões e ônibus, no que tange apenas os processos de fabricação das longarinas e não do aço utilizado, as estratégias de mitigação devem ser focadas, prioritariamente, na gestão, redução ou substituição do sulfato de alumínio, do gás natural, hidróxido de sódio e na energia elétrica, tendo em vista que são os produtos que mais apresentam impactos ambientais variados. Por meio da simulação de cada cenário de substituição separado dos materiais, e por último, um cenário agregado de substituição de todos os materiais, nota-se que não há uma linearidade nas alterações dos impactos ambientais. Ou seja, diferentes cenários afetam os impactos ambientais de maneiras positivas e negativas em diferentes proporções.

A pesquisa contribui para preencher uma lacuna identificada na literatura: não foram encontrados trabalhos anteriores que aplicassem a ACV especificamente a longarinas automotivas de caminhões e ônibus. Assim, este estudo amplia o estado da arte da engenharia de produção e da sustentabilidade no setor automotivo brasileiro, oferecendo subsídios técnicos para decisões de projeto e gestão ambiental em empresas do ramo.

Para trabalhos futuros, fica como recomendação o desenvolvimento de estudos que incluam a coleta de dados diretamente nas usinas siderúrgicas, de modo a possibilitar a construção de inventários específicos que considerem as características reais de cada processo, tais como:

- Rota tecnológica (alto forno + convertedor à oxigênio vs. Forno elétrico a arco vs. Forno híbrido);
- Origem e tipo da matéria-prima (minério primário vs. sucata vs ferro-esponja);
- Fonte energética (carvão, gás natural, hidrelétrica, renováveis);
- Eficiência operacional e uso de coprodutos;
- Logística e localização.

Essa abordagem permitiria quantificar de forma mais precisa os efeitos mistos das variáveis acima apresentadas no impacto ambiental resultante das usinas, podendo gerar cenários simulados para decidir qual a melhor configuração e que gera menor impacto ambiental.

Mesmo com essas limitações, a análise do resultado do cenário 1 indicou que a entrada de aço é a principal responsável pelo impacto ambiental da longarina, variando de 72,7% a 99,9% dos impactos totais, enquanto o processo interno de fabricação da longarina realizado na empresa varia de 0,1 a 27,3% do total de impactos. Seguindo, ao se comparar as rotas de entrega do aço, fica evidente que a Usina C localizada na cidade C apresenta o menor impacto pelo fato de estar mais próxima em quilometragem da empresa. O oposto pode-se afirmar, onde a usina B localizada na cidade B passando pelo beneficiamento como maior impacto na etapa do transporte. Esse resultado faz total sentido, uma vez que na fase de transporte, a única variável é a distância. Logo, quanto maior a distância, maior o impacto gerado nessa operação devido ao maior consumo de combustível para o transporte do aço. Essa conclusão está alinhada com o fato de não ter sido realizado ACV nas Usinas, ou seja, considera-se nesse estudo que os impactos ambientais da fabricação do aço são os mesmos para as diferentes Usinas nas diferentes localidades.

Dessa forma, esse trabalho conclui que para neutralizar os impactos ambientais, os esforços devem se concentrar mais fortemente na primeira etapa do ciclo de vida das longarinas, ou seja, no processo de fabricação do aço. Dessa maneira, minimamente 73% dos impactos serão tratados, tendo em vista ser esse o percentual do impacto da fase de fabricação do aço para o uso da água, e para os demais impactos, a atuação na fase da fabricação do aço chega a representar quase a totalidade dos impactos ambientais.

Agora, analisando apenas os processos internos de fabricação, com abrangência gate-to-gate, ou seja, desconsiderando a etapa de fabricação e transporte do aço, ainda no cenário 1, foi possível identificar a contribuição relativa dos processos internos da empresa para os impactos ambientais associados à produção da longarina de aço. Os resultados apontam variações entre os processos, evidenciando que, mesmo dentro da etapa fabril sob controle da organização, há diferenças substanciais quanto à distribuição dos impactos por categoria.

O item classificado como “Consumo geral” apresentou as maiores participações em 6 categorias: acidificação (47,6%), mudança climática (40,7%), eutrofização marinha (65,1%), eutrofização terrestre (70,1%), formação de ozônio fotoquímico (49,9%) e uso da água (54,6%). Esses percentuais refletem a participação agregada do consumo de energia e utilidades ao longo das etapas de produção. Em contraste, a etapa de desbobinadeira (interna e beneficiador) apresentou impacto inferior à 1% em todas as categorias, o que indica baixa representatividade ambiental dessa operação no contexto avaliado.

A área de preparação se destacou em duas categorias. Foi responsável por 70,7% da toxicidade humana cancerígena e por 69% do impacto relacionado ao uso da terra. Além disso, contribuiu com 26,9% na ecotoxicidade de água doce, 25,2% em materiais particulados e 21,4% na radiação ionizante, demonstrando que essa etapa concentra valores relevantes para categorias específicas.

O processo de rollformer apresentou participação discreta nos impactos, não alcançando 30% em nenhuma categoria. Destaca-se a mudança climática (25,9%), radiação ionizante (22,6%), depleção do ozônio (27,8%), uso de recurso fóssil (23,2%) e uso da água (27,7%).

O setor de pintura ECOAT é o que apresentou maior concentração de impactos, sendo a etapa de maior geração de impactos em sete categorias distintas. Foram atribuídas a essa etapa 48,3% da ecotoxicidade de água doce, 36,5% de materiais particulados, 32,3% da toxicidade humana não cancerígena. Também foi relevante em radiação ionizante (46%), depleção do ozônio (46,9%), uso de recurso fóssil (48,5%) e uso de recursos minerais e metais (42,2%), evidenciando que o ECOAT reúne os maiores percentuais internos em diversas categorias de impacto.

Por fim, a estação de tratamento de efluentes (ETE) concentrou 86,7% do impacto em eutrofização em água doce, além de apresentar participação em uso de recursos minerais e metais (32,4%) e toxicidade humana não cancerígena (21%).

Esses resultados indicam que essa etapa de fabricação também representa um ponto de atenção ambiental relevante dentro da empresa.

Com o intuito de propor melhorias ambientais, foram simulados cenários alternativos de substituição dos principais insumos responsáveis pelos maiores impactos ambientais nos processos internos. Os resultados das simulações indicaram que, embora as substituições promovam variações positivas e negativas em diferentes categorias de impacto, a redução global dos impactos ambientais normalizados foi modesta, atingindo cerca de 1% em relação ao cenário original (cenário 1). O uso da água foi a categoria que apresentou maior redução, chegando a 22%. Em outros casos, como mudança climática, a redução foi de 1% e, em alguns cenários, houve até aumento relativo em categorias específicas, como ecotoxicidade de água doce e radiação ionizante.

Por exemplo, no cenário 5 (energia fotovoltaica), o uso da água teve uma redução simulada de 82%. No cenário 3 (biometano), o impacto em mudanças climáticas nos processos internos apresentou redução de 35%. No cenário 6, a soma dos impactos ambientais normalizados caiu de 42,51 mPt para 42,19 mPt.

A avaliação mostra que, mesmo com a maior parte dos impactos concentrados na fabricação do aço, etapa externa à empresa, os processos internos apresentam variações expressivas em diferentes categorias, sendo possível direcionar esforços específicos para eliminar os impactos nas etapas com maior representatividade relativa.

Embora o Programa Mobilidade Verde e Inovação (MOVER) represente um avanço relevante ao incorporar a pegada de carbono ao longo do ciclo de vida como critério regulatório para o setor automotivo brasileiro, observa-se que sua abordagem permanece restrita à dimensão climática, deixando de contemplar outras categorias de impacto ambiental igualmente relevantes. Impactos como acidificação, eutrofização, formação de material particulado, toxicidade humana e ecotoxicidade, amplamente reconhecidos pela literatura de Avaliação do Ciclo de Vida, não são explicitamente considerados nas diretrizes do programa, o que pode resultar em uma visão parcial do desempenho ambiental dos produtos. Essa limitação metodológica cria o risco de deslocamento de impactos, no qual estratégias voltadas exclusivamente à redução de emissões de gases de efeito estufa podem intensificar outros impactos ambientais ao longo da cadeia produtiva. Nesse sentido, embora o MOVER sinalize uma mudança positiva na internalização de critérios ambientais, seus

instrumentos ainda carecem de uma abordagem verdadeiramente multicritério, alinhada aos princípios da ACV, para assegurar que a transição para uma mobilidade mais sustentável ocorra de forma ambientalmente consistente e abrangente.

A ACV é uma ferramenta que permite compreender a relação de causa e efeito entre as atividades produtivas e os impactos ambientais resultantes. Cada categoria de impacto apresentada no estudo é consequência direta da utilização de determinados insumos, processos operacionais ou emissões associadas a componentes específicos do sistema produtivo. Portanto, o resultado agregado de uma ACV não se limita apenas a revelar quanto se impacta, mas permite inferir porquê e onde esses impactos ocorrem. Assim, a ACV deixa de ser apenas uma ferramenta de análise diagnóstica e passa a ser uma ferramenta concreta de gestão ambiental estratégica, orientando decisões de projeto, engenharia e sustentabilidade industrial.

REFERÊNCIAS

ANFAVEA. **Caminhos da descarbonização**: a pegada de carbono no ciclo de vida do veículo. São Paulo: ANFAVEA, 2025. Disponível em: https://anfavea.com.br/site/wp-content/uploads/2025/11/Estudo-Anfaveapegada_revisado.pdf. Acesso em: 24 jan. 2026.

ANFAVEA – ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS FABRICANTES DE VEÍCULOS AUTOMOTORES. **Anuário da indústria automobilística brasileira 2025**. São Paulo: ANFAVEA, 2025.

ANFAVEA – ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS FABRICANTES DE VEÍCULOS AUTOMOTORES. **Anuário da indústria automobilística brasileira 2025**: tabela 4.2 – produção de autoveículos – 2015/2024 (mil unidades). São Paulo: ANFAVEA, 2025. Disponível em: https://anfavea.com.br/site/wp-content/uploads/2025/06/DIGITALANUARIO-2025ALT.CAP_4_compressed.pdf. Acesso em: 24 jan. 2026.

ANFAVEA – ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS FABRICANTES DE VEÍCULOS AUTOMOTORES. **Anuário da indústria automobilística brasileira 2024**. São Paulo: ANFAVEA, 2024. Disponível em: https://anfavea.com.br/site/wp-content/uploads/2024/05/anfavea-anuario-digital2024-novoatualizadoalta_compressed.pdf. Acesso em: 8 abr. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040**: gestão ambiental: avaliação de ciclo de vida: princípios e estrutura. São Paulo: ABNT, 2009. 21 p.

BRASIL. Ministério dos Transportes. **Brasil atualiza inventário nacional de emissões do transporte rodoviário após 10 anos**. Brasília, DF: Ministério dos Transportes, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/noticias/2025/12/brasil-atualiza-inventario-nacional-de-emissoes-do-transporte-rodoviario-apos-10-anos>. Acesso em: 24 jan. 2026.

BRASIL. Ministério dos Transportes. **Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários 2025**. Brasília, DF: Ministério dos Transportes, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/sustentabilidade/mudanca-do-clima/inventario-nacional-de-emissoes-atmosfericas-por-veiculos-automotores-rodoviaros-2025>. Acesso em: 24 jan. 2026.

BRASIL. Ministério dos Transportes. **Obras duráveis, com respeito ao meio ambiente e comunidades**: sustentabilidade avança no setor de transportes em 2024. Brasília, DF: Ministério dos Transportes, 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/noticias/2024/12/obras-duraveis-com-respeito-ao-meio-ambiente-e-comunidades-sustentabilidade-avanca-no-setor-de-transportes-em-2024>. Acesso em: 24 jan. 2026.

BUI, Q. V.; PONTHOT, J. P. Numerical simulation of cold roll-forming processes. **Journal of Materials Processing Technology**, Amsterdam, v. 190, n. 1-3, p. 25-35, 22 ago. 2007. Disponível em: <http://www.elsevier.com/locate/jmatprotec>. Acesso em: 3 dez. 2024.

CALLAU FERREIRA, V. **Development of a normalization method for social life cycle assessment**. 2020. Master's thesis (Master in Extension Studies) – Harvard Extension School, 2020. Disponível em: <https://www.proquest.com/docview/2480782290>. Acesso em: 24 jan. 2026.

COSTA, A. **Análise da estampagem de chapas metálicas utilizando elementos finitos**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2003. Disponível em: <https://hdl.handle.net/11449/94464>. Acesso em: 2 mar. 2025.

D'AGOSTO, M. de A.; OLIVEIRA, C. M.; ASSUMPÇÃO, F. do C. Alternativas energéticas para o transporte público urbano no Rio de Janeiro: uma análise utilizando Inventário de Ciclo de Vida (ICV). **Transportes**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 76-97, 2014.

DELPERO, F. *et al.* Life cycle assessment of a heavy metro train: comparison between steel and aluminum body. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 87, p. 787-799, 2015.

ECOINVENT ASSOCIATION. **Ecoinvent**: version 3.10. Zurich: Ecoinvent, 2024. Disponível em: <https://ecoinvent.org/>. Acesso em: 4 jun. 2024.

EUROPEAN COMMISSION. **Environmental footprint methods**. European Commission, 2021. Disponível em: https://environment.ec.europa.eu/news/environmental-footprint-methods-old-2021-12-16_en. Acesso em: 2 set. 2025.

FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS. Centro de Estudos em Sustentabilidade (FGV CES). **Programa Brasileiro GHG Protocol**. São Paulo: FGV EAESP, 2024. Disponível em: <https://eaesp.fgv.br/centros/centro-estudos-sustentabilidade/projetos/programa-brasileiro-ghg-protocol>. Acesso em: 6 maio 2024.

FINNVEDEN, G. *et al.* Normalisation, grouping, and weighting in life-cycle impact assessment. *In*: UDO DE HAES, H. A. *et al.* (ed.). **Life-cycle impact assessment: striving towards best practice**. Brussels: SETAC – Europe, 2002. p. 177-208.

FRISCHKNECHT, R. *et al.* Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 20, n. 2, p. 159-189, abr. 2000.

GLENSOR, K.; MUÑOZ B., M. R. Life-cycle assessment of Brazilian transport biofuel and electrification pathways. **Sustainability**, Basel, v. 11, n. 22, p. 6332, 11 nov. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **ACV**: pensamento do ciclo de vida. Brasília, DF: IBICT. Disponível em: <https://acv.ibict.br/acv/pensamento-do-ciclo-de-vida/>. Acesso em: 10 maio 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **ACV**: manual do sistema ILCD: sistema internacional de referência de dados do ciclo de produtos e processos: guia geral para avaliações do ciclo de vida: orientações detalhadas. Brasília, DF: IBICT. Disponível em: <https://acv.ibict.br/documentos/publicacoes/869-manual-do-sistema-ilcd-sistema-internacional-de-referencia-de-dados-do-ciclo-de-produtos-e-processos-guia-geral-para-avaliacoes-do-ciclo-de-vida-orientacoes-detalhadas/>. Acesso em: 10 maio 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **ACV**: manual do sistema ILCD: guia geral para avaliações do ciclo de vida: orientações detalhadas. Brasília, DF: IBICT, 2016. Disponível em: <https://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2016/01/Manual-ILCD-com-capa.pdf>. Acesso em: 10 maio 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **IPCC**: intergovernmental panel on climate change. Geneva: IPCC. Disponível em: <https://www.ipcc.ch>. Acesso em: 24 jan. 2026.

JADHAV, S. *et al.* Applications of finite element simulation in the development of advanced sheet metal forming processes. **Berg- und hüttenmännische Monatshefte**, Vienna, v. 163, p. 109-118, 2018.

JOHN LAWRIE TUBULARS. **Life cycle analysis (LCA) report**: john lawrie tubulars – the environmental benefits from repurposing tubular steel from North Sea oil and gas fields. Giraffe Innovation Ltd, 2020.

JOHN LAWRIE TUBULARS. **Life cycle analysis (LCA) report**. John Lawrie Tubulars, 2023. Disponível em: https://johnlawrietubulars.com/wp-content/uploads/2023/09/JohnLawrieTubulars_LifeCycleAssessment.pdf. Acesso em: 20 dez. 2025.

JOINT RESEARCH CENTRE. **EUROPEAN Platform on LCA | EPLCA**. Ispra: JRC. Disponível em: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.html>. Acesso em: 28 ago. 2025.

LEICHTER, M.; HACKENHAAR, I.; PASSUELLO, A. Public bus transportation system environmental impact projections regarding different policy scenarios - A LCA study. **Infrastructures**, Basel, v. 6, n. 12, p. 169, 1 dez. 2021.

MACHADO, C. L.; EDUARDO, C. Estimating CO2 emissions for Bus Rapid Transit (BRT) using life cycle assessment: a case study in Rio de Janeiro City. **Advances in Environmental and Engineering Research**, Beachwood, v. 4, n. 1, p. 1-21, 31 jan. 2023.

MADI, M. *et al.* An analysis of the forming speed variation with relation to deep drawing depth of steel DP 600 sheets. **The International Journal of Advanced Manufacturing Technology**, London, v. 99, p. 2417-2424, 2018.

PONSIOEN, T. **Normalization**: new developments in normalization sets. PRé Sustainability, [20--]. Disponível em: <https://pre-sustainability.com/articles/the-normalisation-step-in-lcia/>. Acesso em: 27 ago. 2025.

PARALIKAS, J.; SALONITIS, K.; CHRYSSOLOURIS, G. Optimization of roll forming process parameters — a semi-empirical approach. **The International Journal of Advanced Manufacturing Technology**, London, v. 47, n. 9-12, p. 1041-1052, 27 ago. 2009. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00170-009-2252-z>. Acesso em: 16 set. 2024.

QUESADA, A. *et al.* Material characterization for FEM simulation of sheet metal stamping processes. **Advances in Mechanical Engineering**, London, v. 6, p. 1-11, 2014.

SAP SE. **SAP Trust Center**: security and compliance. SAP, 2025. Disponível em: <https://www.sap.com/about/trust-center/security.html>. Acesso em: 18 abr. 2025.

SCHULER. **Metal forming handbook**. Berlin: Springer, 1998. Disponível em: http://ressources.unit.eu/cours/MediaMef3/module-forgeage-materiaux/res/Metal_Forming_Handbook_Schuler_1998_Springer.pdf. Acesso em: 18 abr. 2025.

SILVA, D. A. L. *et al.* Life cycle assessment in automotive sector: a case study for engine valves towards cleaner production. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 184, p. 286-300, 2018.

UGAYA, C. M. L.; WALTER, A. C. S. Life cycle inventory analysis – a case study of steel used in Brazilian automobiles. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Heidelberg, v. 9, n. 6, p. 365-370, 2004.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. Laboratório de Tecnologia e Computação. **Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de caminhões com motores elétrico à bateria e ciclo diesel Euro VI produzidos pela indústria brasileira**. Rio de Janeiro: LTC/COPPE/UFRJ. Disponível em: <https://www.ltc.coppe.ufrj.br/projetos/em-andamento/avaliacao-do-ciclo-de-vida-acv-de-caminhoes-com-motores-eletrico-a-bateria-e-ciclo-diesel-euro-vi-produzidos-pela-industria-brasileira/>. Acesso em: 24 jan. 2026.

WORLD STEEL ASSOCIATION. **Global engineering steel**: construction. Brussels: Worldsteel, 2022. Disponível em: <https://worldsteel.org/wider-sustainability/life-cycle-thinking/lca-eco-profiles-2022/global-engineering-steel-construction/>. Acesso em: 24 jan. 2026.

WORLD STEEL ASSOCIATION. **Life cycle inventory (LCI) study**: 2021 global steel LCI data. Brussels: Worldsteel, 2021. Disponível em: <https://worldsteel.org/wp-content/uploads/2021-LCA-Study-Report.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2025.

APÊNDICE

Apêndice A – Matriz de pedigree

Indicador	1	2	3	4	5
Confiança	Dados verificados baseados em medidas	Dados verificados parcialmente baseados em hipóteses ou dados não verificados baseados em medições	Dados não verificados parcialmente baseados em suposições qualificadas	Estimativas qualificadas (ex.: experiência industrial). Dados derivados de informações teóricas (ex: estequiometria, entalpia)	Dados de processos ou materiais, mas com tecnologia diferente, ou dados de processos em escala de laboratório e mesma tecnologia
Representatividade	Dados representativos de empresas relevantes para o mercado considerado durante um período adequado para nivelar as flutuações normais	Dados representativos de mais de 50% das empresas relevantes para o mercado considerado durante um período adequado para nivelar as flutuações normais	Dados representativos de menos de 50% nas empresas relevantes para o mercado considerado ou > 50% de empresas, mas em curto período	Dados representativos de somente uma empresa relevante no mercado considerado ou algumas empresas, mas por períodos menores	Representatividade desconhecida ou dados de poucas empresas e por períodos menores
Correlação Temporal	Menos de 3 anos de diferença do ano de referência	Menos de 6 anos de diferença do ano de referência	Menos de 10 anos de diferença do ano de referência	Menos de 15 anos de diferença do ano de referência	Idade dos dados desconhecida mais de 15 anos de diferença do ano de referência

Indicador	1	2	3	4	5
Correlação Geográfica	Dados da região de estudo	Média de dados de uma área maior que a região de estudos é incluída	Dados de uma área menor do que a região de estudos ou de área similar	---	Dados desconhecidos ou regiões diferentes (p.ex. América do Norte ao invés de Ásia)
Correlação Técnica	Dados de empresas processos e materiais sob estudo	---	Dados de processos ou materiais relacionados, mas com mesma tecnologia ou dados de processos e materiais estudados e diferentes tecnologias	Dados de processos ou materiais, mas com tecnologia diferente, ou dados de processos em escala de laboratório e mesma tecnologia	Dados de processos ou materiais relacionados, mas em escala de laboratório de diferente tecnologia

Apêndice B – Descritivo dos datasets utilizados

ENTRADA	Dataset selecionado (Ecoinvent 3.9)
Ácido clorídrico – Enxague Di	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state Cut-off, S/ Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Aditivo (flúor) - Fosfato	Hydrogen fluoride {RoW} market for hydrogen fluoride Cut- off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Aditivo <i>Garbond</i>	Ethylene oxide {RoW} ethylene oxide production Cut-off, S / Ethoxylated alcohol (AE7) {RoW} market for ethoxylated alcohol (AE7) Cut-off, S / Fatty acid {GLO} market for fatty acid Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Água	Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Antiespumante	Chemical, inorganic {GLO} chemical production, inorganic Cut-off, S
Antirrespingo aerossol	Dichloromethane {RoW} dichloromethane production Cut- off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Antirrespingo <i>Chemmig</i>	Amine oxide {GLO} market for amine oxide Cut-off, S/Ethylene vinyl acetate copolymer {RoW} market for ethylene vinyl acetate copolymer Cut-off, S/Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Aço (bobina, chapa e sucata)	Steel, low-alloyed, hot rolled {RoW} steel production, low- alloyed, hot rolled Cut-off, U [Empresa] BR System ¹
Cal hidratada	Lime, hydrated, packed {RoW} lime production, hydrated, packed Cut-off, S
Decapante	Potash salt {RoW} market for potash salt Cut-off, S/Chemical, inorganic {GLO} market for chemical, inorganic Cut-off, S/ Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S

ENTRADA	Dataset selecionado (Ecoinvent 3.9)
Desengraxante	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Desengraxante – Desengraxante e pré-enxague	Potassium hydroxide {GLO} market for potassium hydroxide Cut-off, S / Sodium metasilicate pentahydrate, 58% active substance, powder {RoW} market for sodium metasilicate pentahydrate, 58% active substance, powder Cut-off, S / Potassium carbonate {GLO} potassium carbonate production, from potassium hydroxide Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Diesel - geradores	Diesel {BR} market for diesel Cut-off, S ²
Energia elétrica	Electricity, medium voltage {BR-Southern grid} market for electricity, medium voltage Cut-off, U [Empresa] Hydro System
Fosfato de amônio	Monoammonium phosphate {RoW} monoammonium phosphate production Cut-off, S
Fosfato de montagem - Fosfato	Phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state {GLO} market for phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state Cut-off, S / Manganese sulfate {GLO} market for manganese sulfate Cut-off, S / Zinc monosulfate {RoW} market for zinc monosulfate Cut-off, S / Nitric acid, without water, in 50% solution state {RoW} market for nitric acid, without water, in 50% solution state Cut-off, S / Nickel concentrate, 16% Ni {GLO} market for nickel concentrate, 16% Ni Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Fosfato de reposição - Fosfato	Phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state {GLO} market for phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state Cut-off, S / Manganese sulfate {GLO} market for manganese sulfate Cut-off, S / Manganese {GLO} market for manganese Cut-off, S / Zinc monosulfate {RoW} market for zinc monosulfate Cut-off, S / Nitric acid, without water, in 50% solution state {RoW} market for nitric acid, without water, in 50% solution state Cut-off, S / Nickel concentrate, 16% Ni {GLO} market for nickel concentrate, 16% Ni Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Gardbond Aditive 7004 - Fosfato	Sodium nitrite {RoW} market for sodium nitrite Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Gardoclean	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Gardolene - Refinador	Zinc monosulfate {RoW} market for zinc monosulfate Cut-off, S / Sodium phosphate {RoW} market for sodium phosphate Cut-off, S / Zinc oxide {GLO} market for zinc oxide Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Gás Natural	Natural gas, high pressure {BR} market for natural gas, high pressure Cut-off, S ²

ENTRADA	Dataset selecionado (Ecoinvent 3.9)
Granalha - Decapagem	Steel, low-alloyed {RoW} steel production, converter, low- alloyed Cut-off, U [Empresa] BR System
Hidróxido de cálcio	Lime, hydrated, packed {RoW} lime production, hydrated, packed Cut- off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Hidróxido de Sódio – Enxague Di	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state Cut-off, S/ Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Hipoclorito de sódio	Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {RoW} market for sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
<i>Lorn Stamp</i>	Base oil {BR} base oil production, petroleum refinery operation Cut-off, S / Fatty acid {GLO} market for fatty acid Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S / Non-ionic surfactant {GLO} market for non-ionic surfactant Cut-off, S
Óleo mineral Lorn Stamp - Decapagem / Conformação	Base oil {BR} base oil production, petroleum refinery operation Cut-off, S / Fatty acid {GLO} market for fatty acid Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S / Non-ionic surfactant {GLO} market for non-ionic surfactant Cut-off, S
Passivador Gardonele - Passivador	Zircon {GLO} market for zircon Cut-off, S / Hydrogen, liquid {RoW} market for hydrogen, liquid Cut-off, S/ Fluorine, liquid {RoW} market for fluorine, liquid Cut-off, S / Aluminium fluoride {GLO} market for aluminium fluoride Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Pasta <i>E-coat</i> - Tanque <i>E-coat</i>	Epoxy resin, liquid {RoW} market for epoxy resin, liquid Cut-off, S / Pitch {BR} market for pitch Cut-off, S / Tin concentrate {GLO} market for tin concentrate Cut-off, S / Isobutanol {RoW} market for isobutanol Cut-off, S / Dodecanol {GLO} market for dodecanol Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Polímero Aniônico / Polímero Catiônico	Polyacrylamide {GLO} polyacrylamide production Cut-off, S
Resina <i>E-coat</i> – Tanque <i>E-coat</i>	Polyurethane, flexible foam {RoW} market for polyurethane, flexible foam Cut-off, S / Epoxy resin, liquid {RoW} market for epoxy resin, liquid Cut-off, S / Solvent, organic {GLO} market for solvent, organic Cut-off, S / 2- butanol {RoW} market for 2-butanol Cut-off, S/ Propylene glycol, liquid {RoW} market for propylene glycol, liquid Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Soda Cáustica	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S

ENTRADA	Dataset selecionado (Ecoinvent 3.9)
Sulfato de Alumínio	Sulfuric acid {RoW} market for sulfuric acid Cut- off, S / Aluminium hydroxide {RoW} aluminium hydroxide production Cut-off, S / Tap water {BR} market for tap water Cut-off, S
Transporte do aço	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {BR} market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 Cut-off, S

ANEXOS

Anexo A – Sistema SAP

O SAP (sigla para *Systems, Applications, and Products in Data Processing*) é um sistema integrado de gestão empresarial (ERP - Enterprise Resource Planning) desenvolvido pela empresa alemã SAP SE. Ele permite que empresas de todos os tamanhos e setores gerenciem seus processos de negócios de forma integrada, incluindo áreas como finanças, logística, produção, recursos humanos, vendas e distribuição.

Trata-se de uma plataforma robusta de Enterprise Resource Planning (ERP), cuja estrutura modular permite a integração de diferentes áreas funcionais da empresa, assegurando a consistência e a integridade dos dados em tempo real.

Adicionalmente, o sistema mantém registros detalhados de transações e trilhas de auditoria (*audit trails*), que permitem a rastreabilidade completa das atividades executadas pelos usuários, promovendo transparência e segurança nos processos. Esses mecanismos são fundamentais para atender aos requisitos de conformidade regulatória, especialmente em setores industriais que demandam elevado grau de controle, como o automotivo, financeiro e farmacêutico.

Portanto, o SAP configura-se como uma ferramenta tecnológica confiável e validada internacionalmente, apta a oferecer suporte à tomada de decisão e à gestão de dados com elevado grau de integridade.

Anexo B – Pegada de Carbono ambiental

Os dados a seguir foram extraídos do manual de base de dados do Simapro (Biblioteca de dados), contido no seguinte endereço eletrônico:

<https://simapro.com/wp-content/uploads/2025/04/DatabaseManualMethods.pdf>

Este constitui o método de avaliação de impacto desenvolvido pela Comissão Europeia para ser utilizado no contexto da iniciativa Pegada Ambiental (PEA). O método Pegada Ambiental 3.1 é a versão mais recente disponível e a que será utilizada pelas Regras de Categoria da Pegada Ambiental de Produtos (PEFCRs) e

pelas Regras Setoriais da Pegada Ambiental de Organizações (OEFSRs), bem como pelos estudos de PEF e OEF, desenvolvidos durante a Fase de Transição da PEA.

Anexo B.1 – Caracterização

Lista de categorias de impacto incluídas, modelo de caracterização recomendado (incluindo referência) e indicador

Categoria de impacto ambiental	Método LCIA padrão recomendado	Indicador
Acidificação	Excedência acumulada <u>Referências:</u> Seppälä, J., M. Posch, M. Johansson and J. P. Hettelingh (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. <i>International Journal of Life cycle assessment</i> 11(6): 403-416 Posch, M., J. Seppälä, J. P. Hettelingh, M. Johansson, M. Margni and O. Jolliet (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterization factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. <i>International Journal of Life cycle assessment</i> 13(6): 477-486	Excedência Acumulada (EA) que caracteriza a mudança na excedência de carga crítica da área sensível em ecossistemas terrestres e principais de água doce, nos quais substâncias acidificantes são depositadas.
Mudança climática	Modelo de base do IPCC 2021, incluindo os feedbacks de carbono para diferentes substâncias <u>Referências:</u> IPCC 2021 chapter 7 table 7.15 https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Chapter07.pdf IPCC 2021 supplementary material chapter 7 table 7.SM.7 https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Chapter07_SM.pdf	Potencial de Aquecimento Global em 100 anos

Categoria de impacto ambiental	Método LCIA padrão recomendado	Indicador
Ecotoxicidade de água doce	Modelo USEtox baseado no modelo USEtox 2.1 (Fantke <i>et al.</i> 2017), adaptado como em Saouter <i>et al.</i>, 2018. <u>Referências:</u> Saouter, El, Biganzoli, F., Ceriani, L., Versteeg, D., Crenna, E., Zampori, L., Sala, S., Pant, R. Environmental Footprint: Update of the Life cycle Impact Assessment Methods – Ecotoxicity freshwater, human toxicity cancer, and non-cancer. EUR 29495 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-98182-1, doi: 10.2760/178544, EC-JRC114227	Unidade Tóxica Comparativa para Ecossistemas (UTE) que expressa uma estimativa da fração potencialmente afetada de espécies (FPA) integrada ao longo do tempo e do volume por unidade de massa de uma substância química emitida (FPA m3 dia/kg)
Materiais particulados	Método PM recomendado pelo PNUMA. <u>Referências:</u> Fantke, P., Evans, J., Hodas, N., Apte, J., Jantunen, M., Jolliet, O., McKone, T.E. (2016). Health impacts of fine particulate matter. In: Frischknecht, R., Jolliet, O. (Eds.), Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Paris, pp. 76-99	Incidência de doenças

Categoria de impacto ambiental	Método LCIA padrão recomendado	Indicador
Eutrofização marinha	Modelo EUTREND	
	<u>Referência:</u> Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H. and Huijbregts, M.A.J. (2008b). Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2008). ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition. Chapter in anthology Chapter on aquatic eutrophication in the ReCiPe report (report I: characterization factors, 2008).	Equivalentes de nitrogênio: Expressão do grau em que os nutrientes emitidos atingem o compartimento final marinho (nitrogênio considerado fator limitante na água marinha)
Eutrofização em água doce	Modelo EUTREND	
	<u>Referência:</u> Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H. and Huijbregts, M.A.J. (2008b). Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2008). ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition. Chapter in anthology Chapter on aquatic eutrophication in the ReCiPe report (report I: characterization factors, 2008).	Equivalentes de fósforo: Expressão do grau em que os nutrientes emitidos atingem o compartimento final de água doce (fósforo considerado fator limitante em água doce).

Categoria de impacto ambiental	Método LCIA padrão recomendado	Indicador
Eutrofização terrestre	Excedência acumulada <u>Referências:</u> Seppälä, J., M. Posch, M. Johansson and J. P. Hettelingh (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. <i>International Journal of Life cycle assessment</i> 11(6): 403-416 Posch, M., J. Seppälä, J. P. Hettelingh, M. Johansson, M. Margni and O. Joliet (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterization factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. <i>International Journal of Life cycle assessment</i> 13(6): 477-486	Excedência Acumulada (EA) caracterizando a mudança na excedência de carga crítica da área sensível, na qual as substâncias eutrofizantes se depositam.
Toxicidade humana cancerígena	Modelo USEtox baseado no modelo USEtox 2.1 (Fantke <i>et al.</i> 2017), adaptado como em Saouter <i>et al.</i>, 2018. <u>Referências:</u> Saouter, El, Biganzoli, F., Ceriani, L., Versteeg, D., Crenna, E., Zampori, L., Sala, S., Pant, R. Environmental Footprint: Update of the Life cycle Impact Assessment Methods – Ecotoxicity freshwater, human toxicity cancer, and non-cancer. EUR 29495 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-98182-1, doi: 10.2760/178544, EC-JRC114227	Unidade Tóxica Comparativa para humanos (UTCh) que expressa o aumento estimado na morbidade na população humana total por unidade de massa de uma substância química emitida (casos por quilograma).

Categoria de impacto ambiental	Método LCIA padrão recomendado	Indicador
Toxicidade humana não cancerígena	Modelo USEtox baseado no modelo USEtox 2.1 (Fantke <i>et al.</i> 2017), adaptado como em Saouter <i>et al.</i>, 2018. <u>Referências:</u> Saouter, El, Biganzoli, F., Ceriani, L., Versteeg, D., Crenna, E., Zampori, L., Sala, S., Pant, R. Environmental Footprint: Update of the Life cycle Impact Assessment Methods – Ecotoxicity freshwater, human toxicity cancer, and non-cancer. EUR 29495 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-98182-1, doi: 10.2760/178544, EC-JRC114227	Unidade Tóxica Comparativa para humanos (UTCh) que expressa o aumento estimado na morbidade na população humana total por unidade de massa de uma substância química emitida (casos por quilograma).
Radiação ionizante	Modelo de efeito na saúde humana desenvolvido por Dreicer <i>et al.</i> 1995 <u>Referência:</u> Frischknecht, R., Braunschweig, A., Hofstetter P., Suter P. (2000), Modelling human health effects of radioactive releases in Life Cycle Impact Assessment. Environmental Impact Assessment Review, Volume 20, Number 2, April 2000, pp. 159-189	Potenciais de Radiação Ionizante: Quantificação do impacto da radiação ionizante na população, em comparação com o Urânio 235
Uso da terra	Os CFs foram recalculados pelo JRC a partir do LANCA® v 2.5 como modelo de base. <u>Referência:</u> De Laurentiis V, Secchi M, Bos U, Horn R, Laurent A, Sala S (2019). Soil quality index: exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. J Clean Prod, 215, 63-74	Índice de qualidade do solo

Categoria de impacto ambiental	Método LCIA padrão recomendado	Indicador
Depleção do ozônio	ODPs em estado estacionário <u>Referência:</u> Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2014. Global Ozone Research and Monitoring Project - Report No. 55, ISBN 92-807-1722-7, Geneva.	Potencial de Depleção do Ozônio (PDO): calcula os efeitos destrutivos na camada de ozônio estratosférico ao longo de um horizonte de tempo de 100 anos.
Formação de ozônio fotoquímico	LOTOS-EUROS model <u>Referência:</u> Van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Den Hollander, H.A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D. (2008). European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmospheric Environment 42, 441-453	Potencial de criação fotoquímica de ozônio (POCP): Expressão da contribuição potencial para a formação fotoquímica de ozônio.
Uso de recurso fóssil	ADP para portadores de energia, baseado em van Oers <i>et al.</i> 2002, conforme implementado em CML, v. 4.8 (2016). van Oers, L, Koning, A, Guinée, JB, Huppes, G (2002) Abiotic resource depletion in LCA. Road and Hydraulic Engineering Institute, Ministry of Transport and Water, Amsterdam http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/report_abiotic_depletion_web.pdf	Esgotamento de recursos abióticos combustíveis fósseis (ADP-fósseis); com base no menor valor calorífico
Uso de recursos minerais e metais	ADP para portadores de energia, baseado em van Oers <i>et al.</i> 2002, conforme implementado em CML, v. 4.8 (2016). van Oers, L, Koning, A, Guinée, JB, Huppes, G (2002) Abiotic resource depletion in LCA. Road and Hydraulic Engineering Institute, Ministry of Transport and Water, Amsterdam http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/report_abiotic_depletion_web.pdf	Esgotamento de recursos abióticos (reserva final de ADP)

Categoria de impacto ambiental	Método LCIA padrão recomendado	Indicador
Uso da água	Água disponível restante (AWARE) conforme recomendado pelo PNUMA Boulay A.M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuillière M.J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Pastor A.V., Ridoutt B., Oki T., Worbe S., Pfister S. (2016). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE)	m3 de água equivalente privado

DADOS CURRICULARES

IDENTIFICAÇÃO	
	WILLIAM MARCOS DE ALMEIDA DOMICIANO 17/06/1983
Nacionalidade	Brasileira
Nome em citações bibliográficas:	Domiciano, William Domiciano, W.
Currículo Lattes	http://lattes.cnpq.br/8971553733834244
ORCID	https://orcid.org/0009-0004-0562-0855
outro identificador	URL
FORMAÇÃO ACADÊMICA	
12/2026	MBA EM FINANÇAS E CONTROLADORIA Universidade de São Paulo
01/2021	MBA EM ANÁLISE DE DADOS COM BI E BIG DATA Universidade Cruzeiro do Sul
05/2012	ESPECIALIZAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO Centro Universitário Uninter
07/2007	NÍVEL SUPERIOR: ENGENHARIA DE PRODUÇÃO – MECÂNICA UERJ – Universidade do Estado do Rio de Janeiro – Campus Regional de Resende
PRODUÇÃO BIBLIOGRÁFICA	
Domiciano, W. ; Título: A ferramenta do GHG Protocolo para comparação de pegada de carbono entre os transportes rodoviários e ferroviários para produção de longarinas de aço de ônibus e caminhão. <i>In</i> : Encontro Nacional de Engenharia de Produção - ENEGEP, Outubro 2024, Cidade de Porto Alegre, realização Unisinos. Anais Abepro . Cidade de publicação: Porto Alegre, 2024.	

PARTICIPAÇÃO EM BANCAS E ORIENTAÇÕES	
Bancas de trabalhos de conclusão	
Orientações	
PARTICIPAÇÃO EM EVENTOS CIENTÍFICOS	
VIII WORKSHOP DA PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA, 2024, (Guaratinguetá). (Seminário).	
II CONGRESSO NACIONAL DE SUSTENTABILIDADE ON-LINE: UMA ABORDAGEM SOCIAL, AMBIENTAL E ECONÔMICA, 2024, (Online). (Seminário).	