

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA POLITÉCNICA**

**RENATA SILVA TROVÃO**

**ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DE DIFERENTES ALTERNATIVAS DE  
LAVAGEM DE ROUPAS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA O CONSUMO  
SUSTENTÁVEL**

**São Paulo  
2022**

(Versão corrigida)  
**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**  
**ESCOLA POLITÉCNICA**

**RENATA SILVA TROVÃO**

**ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DE DIFERENTES ALTERNATIVAS DE  
LAVAGEM DE ROUPAS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA O CONSUMO  
SUSTENTÁVEL**

Tese apresentada à Escola Politécnica da  
Universidade de São Paulo para obtenção do título  
de Doutora em Ciências.

Área de Concentração Engenharia Química

Orientador: Prof. Dr. Luiz Alexandre Kulay

**São Paulo**  
**2022**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_

Assinatura do autor: \_\_\_\_\_

Assinatura do orientador: \_\_\_\_\_

#### Catologação-na-publicação

Trovão, Renata Silva  
ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DE DIFERENTES ALTERNATIVAS DE LAVAGEM DE ROUPAS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA O CONSUMO SUSTENTÁVEL / R. S. Trovão -- versão corr. -- São Paulo, 2022.  
145 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.  
Departamento de Engenharia Química.

1.Análise de ecoeficiência 2.Avaliação do Ciclo de Vida 3.Lavagem de roupas 4.Consumo sustentável I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

Nome: TROVÃO, Renata Silva

Título: ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DE DIFERENTES ALTERNATIVAS DE LAVAGEM DE ROUPAS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA O CONSUMO SUSTENTÁVEL

Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutora em Ciências.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr.: \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_

Prof. Dr.: \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_

Prof. Dr.: \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_

Prof. Dr.: \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_

Prof. Dr.: \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_

Dedico às mulheres que me antecederam, minha mãe e minhas avós por me inspirarem com sua força e determinação e à minha filha por seu apoio e colaboração incansável ao longo deste trabalho.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, sem o qual eu não teria a resiliência necessária para essa etapa que se configurou. Assim como à plêiade espiritual que me amparou na fé e me lembrou ser possível quando se quer o bem.

Agradeço à minha filha Samara, para quem eu estou sempre tentando ser melhor, que me concede forças quando acho que não sou capaz. Por sua luz e confiança. Por desbravar ‘mundos’ que eu não fui capaz. E ainda me ajudar com o profissionalismo das revisões e de idiomas.

Aos meus avós, na figura sempre presente da vó Júlia, pela dignidade e integridade. À minha mãe Cleusa, que me inspira a cada dia, sendo meu maior exemplo de amor e garra na docência.

À minha irmã Flávia e meu cunhado Leonardo sempre prontos a me amparar com carinho. Aos meus sobrinhos Thiago e Júlia que, sempre me devolveram a energia e me fazem acreditar no futuro. Ao meu irmão Rodrigo e minha cunhada Simone pela compreensão e carinho. À minha irmã escolhida Solange e meu querido Élcio pela constância apesar da distância.

Ao meu noivo amado Ricardo, pelo apoio, dedicação, pela fé em mim, por existir e insistir em estar comigo nesta caminhada laboriosa. Assim como à minha sogrinha Socorro, que entendeu minha ausência em muitos domingos.

À minha família maior: primas, primos, tios e tias por entenderem minha ausência e distanciamento durante esses anos de estudo, em especial à Paula Trovão de Sá que perdeu um dia todo na biblioteca da ETH Zurich escaneando uma tese pra mim.

Ao meu orientador Luiz Kulay, minha gratidão sem tamanho, por se mostrar tão disponível quando nem eu acreditava mais. Por tanto compartilhamento de aprendizado, por todas as reuniões on-line que tivemos que aprender neste momento mundial que nos afastou fisicamente.

Ao professor Gil Anderi que me recebeu, ouviu e confiou na minha competência. Ambos se tornaram queridos amigos pelos quais tenho imensa admiração. À querida Rosi, por todo carinho e amizade dedicada, compartilhando até o carnaval e as cores no cabelo. E ainda sobre o GP2 aos amigos que tive oportunidade de conquistar: Fernando, Cristina, Milena, Kaccny e Filipe, obrigada por compartilhar o conhecimento de vocês.

Aos amigos de uma vida inteira Savana, Lau, Néia, Mirian, Lígia, Luciane, Peter, Sérgio e Fabinho (onde quer que você esteja) incluindo suas famílias: minha gratidão por toda força, cerveja, uísque, gargalhadas e lágrimas ao longo da caminhada, sem vocês teria sido mais difícil.

Agradeço aos professores da minha vida, que foram importantes para que hoje eu aqui estivesse: Prof<sup>ª</sup>. Conceição, Prof<sup>ª</sup>. Marilena, Prof. Sinval, Prof<sup>ª</sup>. Celeste, Prof. Duarte, Prof. Hugo, Prof. Héctor e tantos outros que não teria como citar aqui.

## RESUMO

TROVÃO, Renata Silva. Análise de ecoeficiência de diferentes alternativas de lavagem de roupas: uma contribuição para o consumo sustentável. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

Nesta tese, foi realizada a Análise de Ecoeficiência de dezesseis casos diferentes de lavagem de roupa, no formato que são desenvolvidos diariamente nas residências, na cidade de São Paulo, tendo em vista uma contribuição para o consumo sustentável. Foram realizados ensaios correspondentes às diversas situações cotidianas. A lavagem de roupa teve como agentes de lavagem detergente em pó ou líquido e amaciante de roupas, que foram somados à água utilizada na operação e a energia elétrica consumida para o funcionamento da máquina. O diagnóstico de ecoeficiência foi dividido em duas partes: Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Econômica. A primeira parte teve a Avaliação do Ciclo de Vida realizada do tipo atribucional, com enfoque do ‘berço ao túmulo’ e as categorias de impacto selecionadas para avaliação do desempenho ambiental e energético de cada caso foram: Demanda de Energia Primária, Potencial de Aquecimento Global e Consumo de água. A segunda parte correspondeu a uma Análise Econômica que se utilizou da composição de custo. Todas as avaliações foram realizadas para duas condições: para cada ciclo de lavagem e depois para cada quilograma de roupa lavada naquele ciclo. A análise ambiental-energética teve significativa influência energética, consumida principalmente nas etapas de fabricação dos agentes de lavagem. Além disso o consumo de água teve destaque também quando da análise por ciclo de lavagem. No entanto, para as análises distribuídas por quilograma de roupa foi percebida a importância de acrescentar a quantidade adequada de roupa para cada ciclo de lavagem. Essa constatação se repetiu para a análise econômica, mas merece destaque o maior impacto econômico atribuído à utilização do detergente em pó em detrimento ao detergente líquido que chega a um aumento de 15%. Na análise unificada de ecoeficiência foi verificado um empate nos índices de melhor condição: o Caso 5 (máquina com nível de água extra baixo, detergente líquido e agitação normal) com Caso 13 (máquina com nível de água extra baixo, detergente em pó e agitação normal). O empate se repete como pior situação: Caso 12 (máquina com nível de água alto, agitação turbo e detergente em pó) e Caso 16 (máquina com nível de água alto, agitação normal e detergente em pó). Porém, houve uma inversão de valores quando a ecoeficiência foi calculada por quilograma de roupa, pois a que se apresentava como melhor condição na análise por ciclo de lavagem, passou a ser a menos recomendada, ou seja, a melhor condição foi o Caso 8 (máquina com o máximo possível de roupa permitida ao nível alto de água, com a utilização do detergente líquido e agitação normal), enquanto a pior condição analisada foi o Caso 5 (máquina com uma pequena quantidade de roupa, nível de água extra baixo, detergente líquido e agitação normal). Foi notado também, empates em todas as lavagens em seus respectivos níveis de água, o que mostra a relevância da análise de consumo de água. Desta forma é recomendável que seja sempre colocada a quantidade adequada de roupa ao nível de água da máquina.

**Palavras-chave:** Análise de ecoeficiência. Avaliação do Ciclo de Vida. Lavagem de roupas.  
Consumo sustentável.



## ABSTRACT

TROVÃO, Renata Silva. Eco-efficiency analysis of different laundry alternatives: a contribution to sustainable consumption. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

In this thesis, an Eco-efficiency Analysis of sixteen different cases of washing clothes was carried out, in the format that are carried daily in homes, in the city of São Paulo, aiming at a contribution to sustainable consumption. Tests corresponding to various everyday situations were carried out. The washing clothes had as washing agents powder detergent or liquid detergent and fabric softener, which were added to the water used in the operation and to the electricity consumed for the machine's work. The eco-efficiency diagnosis was divided into two parts: Life Cycle Assessment and Economic Analysis. First part had the Life Cycle Assessment carried out in the attributional type with a focus on 'cradle to grave' and the impact categories selected to assess the environmental and energy performance of each case were: Primary Energy Demand, Global Warming Potential and Water Consumption. The second part corresponded to an Economic Analysis that used cost composition. All evaluations were carried out under two conditions: for each wash cycle and then for each kilogram of laundry in that cycle. Environmental-energy analysis had a significant energetic influence, mainly consumed in the washing agents manufacturing stage. In addition the water consumption was highlighted in the analysis for the washing cycle. However, in the analyzes distributed by kilogram of clothes, the importance to adding the appropriate amount of clothes for each washing cycle was perceived. That finding was repeated in the economic analysis, but it is worth mentioning the greater economic impact attributed to the use of powder detergent in detriment to liquid detergent which reached an increase of 15%. In the unified analysis of eco-efficiency, there was a tie into two cases, not only as a better condition: the Case 5 (machine with extra low water level, liquid detergent and normal agitation) and Case 13 (machine with extra low water level, powder detergent and normal agitation). The tie repeat as a worst situation: Case 12 (machine with high water level, turbo agitation and powder detergent) and Case 16 (machine with high water level, normal agitation and powder detergent). However, there was an inversion of values when the eco-efficiency was calculated for kilogram of clothes, because the case that shows itself as the best condition in the analysis of washing cycle, became the least recommended when analyzed for kilogram of clothes, that is, the best condition was the Case 8 (machine with as much laundry as possible at high water level, liquid detergent and normal agitation), while the worst condition analyzed was the Case 5 (machine with a small amount of laundry, extra low water level, liquid detergent and normal agitation). In addition ties are noted in all washes

at their respective water levels, which shows the relevance of the analysis of water consumption. In this way, it is recommended that you always place the proper amount of clothes at the machine's water level.

**Keywords:** Eco-efficiency Analysis. Life Cycle Assessment. Washing clothes. Sustainable Consumption.

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Distribuição das máquinas de lavar roupas no Brasil.....	24
Gráfico 2 – Contribuição de cada ativo para a fabricação de detergentes para lavagem de roupas .....	28
Gráfico 3 - Resultados para DEP para comparação entre detergente líquido e em pó (MJ) ....	78
Gráfico 4 – Contribuição em DEP por categorias de impacto (MJ).....	80
Gráfico 5 – Resultados para DEP para comparação entre detergente líquido e em pó, considerando o fluxo de referência (MJ/FR).....	84
Gráfico 6 – Impacto ambiental DEP discretizado em categorias (MJ/FR) .....	87
Gráfico 7 – Potencial de Aquecimento Global (g CO <sub>2eq</sub> ).....	89
Gráfico 8 – Contribuições em termos de Potencial de Aquecimento Global discretizados em aspectos ambientais (g CO <sub>2eq</sub> ) .....	91
Gráfico 9 – Contribuições em termos de Potencial de Aquecimento Global distribuído pela massa de roupa (g CO <sub>2eq</sub> /FR) .....	93
Gráfico 10 – Contribuições em termos de Potencial de Aquecimento Global discretizados em aspectos ambientais distribuído pela massa de roupa (g CO <sub>2eq</sub> /FR).....	95
Gráfico 11 – Consumo de água (L) .....	97
Gráfico 12 – Consumo de água por kg de roupa (L/FR).....	99

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Diagrama de blocos do processo de lavagem de roupa.....	25
Figura 2 – Processo simplificado da produção de detergente líquido .....	33
Figura 3 –Fabricação do detergente em pó pelo processo tradicional de spray .....	37
Figura 4 – Estrutura da ACV com seus estágios e aplicações diretas da metodologia .....	45
Figura 5 – Exemplo de impressão digital ambiental gerada pelo método BASF.....	58
Figura 6 – Exemplo dos resultados da análise de ecoeficiência.....	59
Figura 7 – Selo PROCEL .....	66
Figura 8 – Representação esquemática do sistema estudado .....	68
Figura 9 – Impressão digital ambiental .....	102
Figura 10 – Impressão digital ambiental com desempenho ambiental expresso por quilograma de roupa .....	104
Figura 11– Diagramas de avaliação de ecoeficiência para as condições de custos mínimos (a), médios (b) e máximos (c). .....	112
Figura 12 – Diagramas de avaliação de ecoeficiência para as condições de custos mínimos (a), médios (b) e máximos (c), por quilograma de roupa lavada. ....	116
Figura 13 – Esquema do tratamento de esgotos por sistema de lodos ativados – balanço de massa .....	131

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1– Elementos Obrigatórios e Opcionais da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida48

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Capacidade das máquinas de lavar roupas no Brasil .....	25
Tabela 2 – Componentes do detergente.....	29
Tabela 3 – Composição de quali-quantitativa média de detergente líquido.....	31
Tabela 4 – Composição média de ativos para a fabricação de detergente líquido .....	34
Tabela 5 – Composição de quali-quantitativa de detergente em pó .....	36
Tabela 6 – Composição de quali-quantitativa do amaciante de tecidos .....	40
Tabela 7 – Tipos de relação entre as dimensões econômica e ambiental.....	57
Tabela 8 – Organização dos ensaios com as medidas aplicadas .....	67
Tabela 9 – Pesquisa de custos referentes aos agentes de lavagem .....	74
Tabela 10 – Normalização dos indicadores ambientais.....	101
Tabela 11 – Normalização dos indicadores ambientais por kg de roupa .....	103
Tabela 12 – Custos por lavagem – C1 .....	106
Tabela 13 – Custos por lavagem – C2.....	106
Tabela 14 – Custos por lavagem – C3.....	107
Tabela 15 – Custos da lavagem por quilograma de roupa (R\$/FR) e a normalização dos valores econômicos nesta condição .....	109
Tabela 16 – Indicadores ambientais e econômicos .....	110
Tabela 17 – Indicadores ambientais e econômicos por quilograma de roupa.....	114
Tabela 18 – Biodegradabilidade e tratabilidade em função da magnitude da relação DQO/DBO <sub>5</sub> .....	132
Tabela 19 – Relação DQO/DBO <sub>5</sub> .....	133
Tabela 20 – Faixas típicas de parâmetros para sistemas de lodos ativados convencionais e com aeração prolongada.....	135
Tabela 21– Carga de DBO por lavagem realizada .....	136
Tabela 22 – Volume necessário ao tanque de aeração .....	138
Tabela 23 – Necessidade de oxigênio.....	139
Tabela 24 – Vazão de ar .....	140
Tabela 25– Massa de ar por unidade de tempo .....	141
Tabela 26 – Potência.....	142
Tabela 27– Tempo de residência hidráulica no tanque de aeração .....	143
Tabela 28 – Coeficientes cinéticos usados para o cálculo de lodo excedente.....	144
Tabela 29 – Lodo excedente em gramas .....	145

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIPLA	Associação Brasileira de Produtos de Limpeza e Afins
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACB	Análise de Custo-Benefício
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ACVA	Avaliação do Ciclo de Vida Atribucional
ACVC	Avaliação do Ciclo de Vida Consequencial
AICV	Avaliação de Impactos Ambientais do Ciclo de Vida
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
CA	Consumo de água
CC	Potenciais de Mudanças Climáticas
DA	Depleção Abiótica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCE	Demanda cumulativa de energia
DEP	Demanda de energia primária
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ECT	Potencial de ecotoxicidade
ETE	Estação de tratamento de efluentes
EUA	Estados Unidos da América
EUT	Potencial de Eutrofização
FFO	Potencial de Formação de Foto-oxidantes
GEE	Gases de efeito estufa
HDL	Líquidos pesados
IAN	Índice ambiental normalizado
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IEN	Índice econômico normalizado
MEA	Monoetanolamina
NBR	Normas Brasileiras Regulamentadoras
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
PA	Potenciais de Acidificação
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PDCO	Potencial de depleção de camada de ozônio
PIB	Produto Interno Bruto

Sabesp	Companhia de Saneamento Básico de São Paulo
TEA	Trietanolamina
TH	Toxicidade humana
TIR	Taxa Interna de Retorno
VET	Valor Econômico Total
VPL	Valor Presente Líquido
WBCSD	<i>World Business Council of Sustainable Development</i>
WMO	Organização Meteorológica Mundial



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	19
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	23
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	24
3.1	SEGMENTO DE LAVAGEM .....	24
3.2	AGENTES DE LAVAGEM.....	26
<b>3.2.1</b>	<b>Detergentes</b> .....	27
3.2.1.1	Detergente líquido.....	29
3.2.1.2	Detergente em pó.....	34
<b>3.2.2</b>	<b>Amaciantes de tecidos</b> .....	38
3.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	41
<b>3.3.1</b>	<b>Conceito e generalidades</b> .....	41
<b>3.3.2</b>	<b>Usos e aplicações</b> .....	41
<b>3.3.3</b>	<b>Limitações</b> .....	42
<b>3.3.4</b>	<b>Aspectos metodológicos</b> .....	44
3.4.4.1	Definição de Objetivo e Escopo .....	45
3.4.4.2	Análise de Inventário .....	47
3.4.4.3	Avaliação de Impactos Ambientais .....	48
3.4.4.4	Interpretação .....	53
3.4	AVALIAÇÃO ECONÔMICA.....	53
3.5	ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA.....	55
3.7	ESTUDOS ACADÊMICOS SOBRE O TEMA.....	60
<b>4</b>	<b>MÉTODO DE TRABALHO</b> .....	62
4.1	IDENTIFICAÇÃO DE PROCESSOS DE LAVAGEM DE ROUPA.....	63
4.2	MODELAGEM DO CICLO DE VIDA .....	63
<b>4.2.1</b>	<b>Definição de objetivo</b> .....	64
<b>4.2.2</b>	<b>Definição de escopo</b> .....	64

4.2.2.1	Funções dos sistemas de produtos e unidade funcional.....	64
4.2.2.2	Sistema de produto a ser estudado .....	65
4.2.2.3	Definição das fronteiras do sistema de produto .....	68
4.2.2.4	Requisitos da qualidade dos dados .....	68
4.2.2.5	Tipos de impactos e metodologia de avaliação de impactos ambientais .....	70
4.2.2.6	Premissas específicas .....	71
4.3	ANÁLISE ECONÔMICA .....	74
4.4	ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA .....	75
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>76</b>
5.1	PERFIL DE DESEMPENHO AMBIENTAL .....	76
<b>5.1.1</b>	<b>Demanda de Energia Primária (DEP) .....</b>	<b>76</b>
5.3	POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL (PAG).....	88
5.4	CONSUMO DE ÁGUA (CA) .....	96
<b>5.4.1</b>	<b>Normalização do índice ambiental .....</b>	<b>100</b>
5.5	ANÁLISE ECONÔMICA – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	104
<b>5.5.1</b>	<b>Normalização do índice econômico .....</b>	<b>105</b>
5.6	ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA – RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	110
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>117</b>
<b>7.</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>119</b>
	<b>APÊNDICE I.....</b>	<b>131</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A lavagem de roupa é uma atividade necessária no cotidiano, seja ela exercitada em residências, lavanderias domésticas (redes, ou estabelecimentos individuais), ou industriais. A mais comum dessas modalidades é a lavagem de roupas doméstica, na qual as famílias lavam seus itens e os colocam para secar naturalmente, ou ainda, utilizam o serviço de secagem com máquinas próprias, mais frequentes em edifícios de apartamento. Para a lavagem, são utilizados detergentes, amaciantes e, em algumas situações especiais, agentes específicos para o tipo de sujidade que se pretende remover.

Em muitos casos, os usuários e aplicadores de serviços domésticos desconhecem a quantidade de equipamentos elétricos e eletrônicos disponíveis nas residências, assim como as funcionalidades e requisitos para operação, e cuidados a serem tomados com esses utensílios. São exemplos disso, aspectos como o número de vezes que a geladeira pode ser aberta durante um período, ou a insistência quanto ao uso da máquina de lavar com quantidade de roupa inferior àquela especificada no manual de operação. Neste sentido, torna-se imprescindível realizar intervenções orientativas, com o intuito de alcançar uma mudança comportamental na população, mostrando ao consumidor como escolher aparelhos eletrodomésticos com menor consumo de energia e/ou água e qual a melhor forma de utilizar esses equipamentos (TANG; BHAMRA, 2009).

É necessário desenvolver formas menos impactantes de utilizar recursos naturais, mas que mantenham (ou melhorem) a qualidade de vida, mesmo que isso implique em mudanças estruturais dos modos de produzir e consumir. Esses modelos de compromisso socioambientais devem também passar a fazer parte do cotidiano da população, intensificando o discurso sobre a sustentabilidade, no qual a preservação dos recursos naturais para uso futuro depende de ações do uso presente.

O grau de ascensão social – que para muitos cientistas sociais é considerado aspecto inerente ao comportamento humano, pode ser medido pelo poder aquisitivo, e pelas possibilidades de aquisição de bens que proporcionam hábitos de consumo. São encontrados na literatura estudos que demonstram que a rotina e os hábitos arraigados em nossos padrões de comportamento são exercitados automaticamente com pouca deliberação, sem o raciocínio de que o acréscimo deste ou daquele bem ou o uso de produtos pode aumentar o impacto ambiental (TANG; BHAMRA, 2009).

Porém, diante do cenário atual, em que o consumo sustentável é assunto cotidiano, não é incomum consumidores demonstrarem preocupação com o meio ambiente. Nesse contexto, são preocupações cada vez mais frequentes conhecer os consumos de água ou energia elétrica

associados a uma lavagem doméstica de roupas usando lavadora, qual a melhor opção de agente de limpeza (ou detergência), se o produto é biodegradável, e se acaso sua dosagem é suficiente para atender as expectativas de limpeza e desinfecção das vestimentas, sem causar danos sobre o entorno.

Os detergentes – tanto disponíveis em fase líquidos, como sob a forma de pó – são, de maneira abrangente, preparações que promovem (ou favorecem) a remoção de sujidades de uma superfície, evitando ao mesmo tempo sua redeposição. Em sua maioria, essas soluções se constituem de compostos tais como: tensoativos primário (ativo químico principal) e secundário (que age como um potencializador de desempenho do tensoativo primário); coadjuvantes (como alcalinizantes, acidificantes e neutralizantes); estabilizantes; e compostos que interferem na estética (casos de perfume, corante, opacificante e perolizante), (Showell, 2005).

Segundo estatísticas realizadas pela Associação Brasileira das Indústrias de Produtos de Higiene, Limpeza e Saneantes de Uso Doméstico e de Uso Profissional (ABIPLA) os amaciantes fazem parte da rotina de higienização de roupas em 81% dos lares brasileiros. Ainda de acordo com aquela organização, sua aplicação se justifica pelo fato de o processo ser conduzido em máquinas de lavar, cuja operação impõe uma fricção mecânica intensa aos tecidos, causando emaranhamento (maior) nas fibras, e assim, tornando ásperas suas superfícies com o passar do tempo. Nesse contexto, o amaciante tem como função proteger as fibras, formando sobre as mesmas um filme, a partir do quaternário de amônio. Por outro lado, a incorporação de perfumes à formulação dos agentes de lavagem, torna as roupas mais agradáveis aos sentidos (PACHECO; PALLADINO, 2013).

Outro aspecto destacável é o alto consumo de água associado a esse serviço. Segundo a OMS, cerca de 25% da população urbana mundial tem dificuldade no acesso à água potável (BRAGA et al. 2002). Assim, a busca por água gera, inevitavelmente, conflitos de diferentes amplitudes e escalas, uma vez que é crescente a escassez de recursos hídricos, e que a demanda se amplia com o aumento da população. No Brasil, essa carência passou do sertão do país, que é pouco adensado, para áreas metropolitanas bastante populosas, caso da Região Sudeste, constituindo um quadro preocupante e que deve se agravar, caso não ocorra um gerenciamento adequado dos recursos disponíveis (PICCOLI et al., 2016). Não é difícil perceber uma redução paulatina na oferta de água potável ao longo dos últimos anos, condição que leva o consumidor preocupado com seu esgotamento, a optar por métodos de lavagem à seco. No entanto, e a fim de manter sua hegemonia, os fabricantes de lavadoras, têm investido em tecnologias que sejam capazes de exercitar a lavagem das roupas nos níveis esperados pelos usuários, sem fazer uso

de químicos prejudiciais à saúde e ao ambiente, e que demandem menores quantidade de água e de energia elétrica para essa atividade.

Existe uma ligação inegável entre o consumismo e o meio ambiente. A necessidade de se obter bens de consumo impõe um aumento da demanda de produção, que por sua vez, amplia a retirada de matérias primas da natureza, o uso de energia elétrica e água, assim como a queima de combustíveis fósseis – para a fabricação e transporte de bens, o que gera um aumento da emissão de gases poluentes, do uso de recursos naturais sem controle adequado, a contaminação do solo, tendo como consequência a ampliação dos impactos ambientais. Este cenário, impõe a necessidade de mediação dos efeitos dessas interações, o que motiva a realização de uma análise consistente e conclusiva neste domínio de aplicação. Técnicas como Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) se apresentam como alternativas adequadas para atender a essa expectativa, devido aos seus caracteres quantitativo e sistêmico de aplicação.

A técnica de ACV avalia aspectos ambientais e os impactos potenciais que a eles estão associados para o atendimento de uma função, dentro de um espectro que se estende desde a retirada dos recursos naturais (berço) que integram a obtenção de um produto, até a disposição final (túmulo) deste, quando se esgota sua capacidade de atender à referida função (SILVA; KULAY, 2019). Os usos da ACV englobam ainda funções que sejam cumpridas em virtude da realização de serviços e o funcionamento de processos. Trata-se, assim, de uma técnica de diagnóstico que se presta a dar respaldo a ações de engenharia e gestão voltadas a alteração de bens de consumo, formulações, processos industriais existentes, ou mesmo projeto de novos produtos, a fim de torná-los menos agressivos ao entorno.

No entanto, para que essas melhorias sejam de fato efetivas, elas devem se mostrar atraentes também em termos econômicos. Assim uma verificação neste campo deve também ser conduzida. Essa junção é possível por meio da condução de uma Análise de Ecoeficiência, que permite o aperfeiçoamento da relação entre os vieses ambiental e econômico de objetos de análise como aqueles (produtos, processos e serviços) citados anteriormente. A Análise de Ecoeficiência propicia avaliações individuais e integradas das variáveis ambiental, energética e econômica, no domínio da produção de bens e serviços, por todo ciclo de vida segundo o *World Business Council of Sustainable Development (WBCSD, 2000)*.

Há um histórico breve, longo, mas de contribuições bastante efetivas, de avaliações ambientais baseadas em ACV sobre processos de lavagem de roupa. Flückiger (1999) aplicou a técnica em um estudo de caso para comparar o tetracloroetano ( $C_2Cl_4$ ), solvente à base de hidrocarboneto e dióxido de carbono ( $CO_2$ ) líquido, como alternativas de lavagem de roupa a seco e a úmido. Saouter e Van Hoof (2002) publicaram um inventário dos consumos e emissões

(Inventário do Ciclo de Vida: ICV) associados à produção de detergentes produzidos pela *Procter & Gamble Company* (P&G), enquanto, Subramanian e Golden (2016) seguiram uma linha paralela de ação, aplicando ACV com o propósito de corrigir lacunas de dados de ICVs de detergentes lava-roupa.

Ao olhar com mais cuidado esses registros, percebe-se que o tema desperta interesse da academia, visto que há uma cronologia estabelecida de estudos iniciada em 1999. Por outro lado, constata-se que os estudos, que avaliam o desempenho ambiental de agentes ou métodos de lavagem de roupa, têm focos bastante específicos, ocorrem com frequência intermitente e, inferior àquela que a (in)disponibilidade hídrica, ou os efeitos originados de contaminação com produtos químicos requerem para motivar estratégias de equacionamento desses problemas. Essa circunstância motivou a realização do presente estudo, cuja contribuição busca preencher as lacunas supracitadas, mesmo sabendo que isso ocorrerá apenas (e naturalmente) de maneira parcial, dada a abrangência e, as oportunidades de pesquisa que a problemática em questão proporciona.

## 2 OBJETIVOS

Diante do contexto apresentado no capítulo anterior, esta tese de doutorado se ocupa, no nível de objetivo geral, de avaliar desempenhos ambiental e econômico, e a partir disso, formular diagnóstico de Ecoeficiência, da atividade lavagem de roupa realizada em residências brasileiras, com vistas a proporcionar uma contribuição para o consumo sustentável.

A estratégia metodológica estabelecida para que este propósito seja atendido, propicia que objetivos secundários, mas nem por isso de menor importância, sejam também alcançados. São eles:

- a) Discutir a validade de intervenções que se proponham a melhorar os desempenhos ambiental e econômico dessa atividade;
- b) Gerar elementos para que a sociedade de maneira ampla, e os diversos *stakeholders* que integram os segmentos de lavagem de roupa, em um contexto mais específico, possam traçar estratégias capazes de tornar a higienização doméstica de roupas mais ecoeficientes;
- c) Contribuir para a ampliação de Bancos de Dados de apoio a estudos de ACV, gerando Inventários de Ciclo de Vida que quantifiquem consumos e emissões associados a esse processo, bem como às lógicas de manufatura que integram seu ciclo de vida, tendo em conta condições típicas praticadas no Brasil.

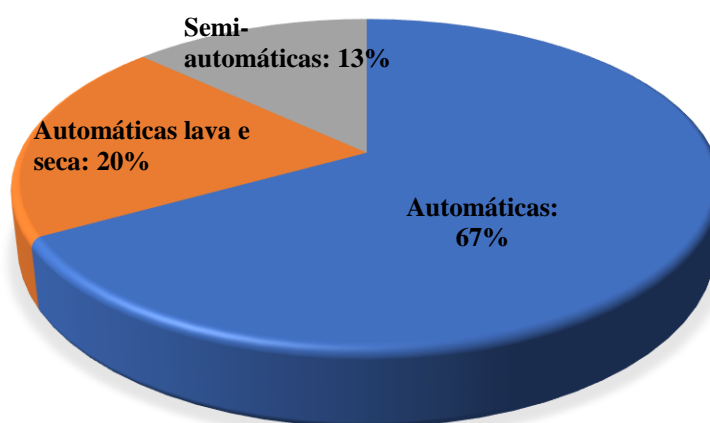
### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo pretende proporcionar ao leitor conhecimentos sobre a situação atual das lavanderias domésticas no Brasil, seguido dos aspectos de produção e consumo dos agentes de lavagem utilizados neste estudo. Assim como conhecimento teórico sobre as análises realizadas: Avaliação do Ciclo de Vida, Avaliação Econômica e Análise de Ecoeficiência.

#### 3.1 SEGMENTO DE LAVAGEM

Dados publicados pela Eletrobras (BRASIL, 2019a) revelam a existência de máquinas de lavar roupas em 66% das residências brasileiras. Desse total, os modelos mais utilizados são automáticos, respondendo por 67%, seguidos pelos automáticos do tipo lava e seca (20%) e dos semiautomáticos, também conhecidos popularmente como ‘tanquinhos’ (Gráfico 1).

Gráfico 1 – Distribuição das máquinas de lavar roupas no Brasil



Fonte: Adaptada de Brasil (2019).

Ainda de acordo com o mesmo documento, a capacidade total de armazenamento da máquina de lavar roupas, varia de acordo com suas especificações, sendo, em geral, classificada por faixas: até 6 kg, entre 7 e 9 kg, e com 10 kg ou mais. No Brasil, a taxa de frequência de utilização residencial desse equipamento distribuída por faixa de capacidade está descrita na Tabela 1, por região do país.

Em sua maioria, as residências brasileiras fazem uso da máquina de lavar roupa. Assim, é possível perceber o consumo de água e de energia utilizados nesta função diariamente (Figura 1).



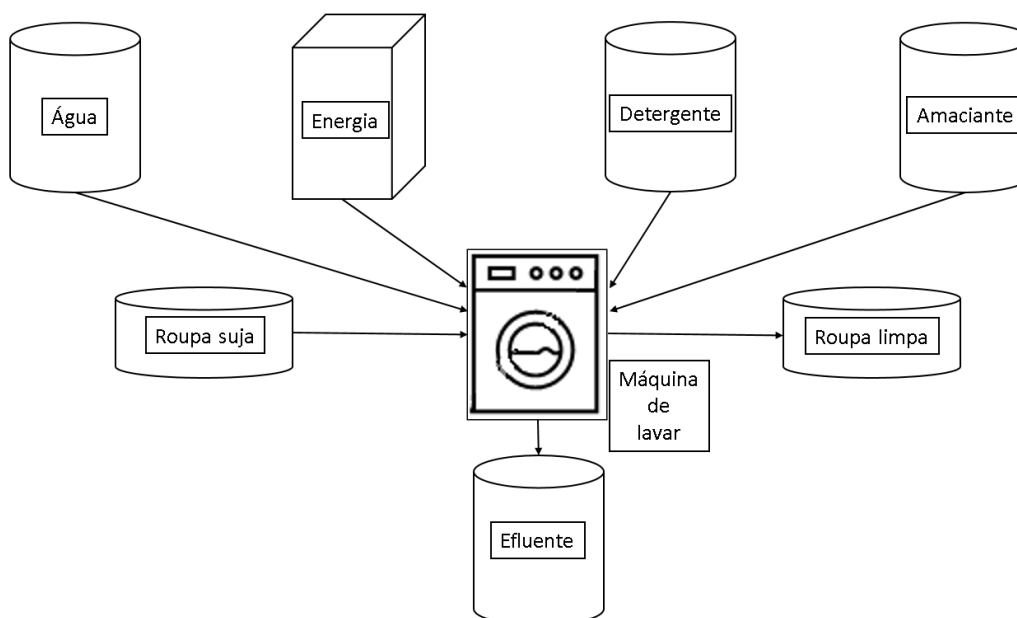
Tabela 1– Capacidade das máquinas de lavar roupas no Brasil

Especificação	Região: valores expressos em (%)					Brasil
	Norte	Nordeste	Centro-oeste	Sudeste	Sul	
≤ 6 kg	13	6,5	3,9	16	5,2	9,8
7 – 9 kg	39	30	14	37	33	32
≥ 10 kg	45	60	81	45	60	57

Fonte: Adaptada de Brasil (2019).

A Figura 1 retrata a estrutura geral da lavagem de roupa, através de um diagrama de blocos, tal qual foi realizado nos dezesseis casos analisados neste estudo. A roupa suja é colocada na cuba da máquina de lavar, seguida de detergente e amaciante, nos devidos compartimentos – de acordo com as medidas recomendadas pelo fabricante dos agentes de lavagem. A máquina é então programada com um nível de água, que está diretamente ligado ao nível de roupa adicionado à sua cuba.

Figura 1 – Diagrama de blocos do processo de lavagem de roupa



A máquina utilizada neste estudo é uma lavadora com capacidade máxima para 11 quilogramas de roupa, que atende a especificação da maioria das máquinas utilizadas no Brasil, atualmente (conforme Tabela 1). O consumo de energia é de 0,32 kWh/ciclo e o consumo de água por ciclo de lavagem é 136 L de água.

### 3.2 AGENTES DE LAVAGEM

Apesar das várias apresentações de sabões ou detergentes para lavagem de roupas, os de uso mais comum no Brasil são aquelas distribuídos no mercado nas formas líquida e em pó, além de, normalmente, serem seguidos de amaciante de roupa. Embora seja considerada solvente universal, a água é incapaz de remover sujidades de tecidos sem o auxílio de um tensoativo. Além disso, seu uso dissociado de outro agente de lavagem pode causar danos a muitos tecidos, pois as fibras sofrem distensão quando são mergulhadas nesse meio, para depois serem contraídas durante a secagem. Ao ser submetido a sucessivas distensões e contrações, o tecido tende a fibrilar, fenômeno que origina, imediatamente, o franzimento quando este é submetido à secagem (GOTOH, 2010).

O tensoativo adicionado à água na forma de detergente, é comumente encontrado no Brasil, nas fases líquida ou sólida (pó ou grânulos); contudo novas tecnologias já ensaiam seu aparecimento no mercado nacional em outros formatos como cápsulas, folhas e tabletes. Os detergentes líquidos são compostos que possuem tensoativos, cuja finalidade maior é promover a remoção das sujidades (GOTOH, 2010). Já os detergentes em pó consistem, na sua totalidade, de surfactantes que promovem a remoção de sujidades de uma superfície evitando redeposição (LUSKIN; MANNING; SIEGEL, 1997).

Existem variadas formulações de detergentes para lavagem de roupas que são desenvolvidas em função de hábitos de consumo e condições de lavagem (SHOWELL, 2005). Na linha, as residências apresentam configurações distintas, que variam desde a quantidade de roupa a ser lavada, até a preferência por detergente líquido, ou em pó. Não há uma formulação de detergente que funcione satisfatoriamente para todo tipo de roupa e em quaisquer condições. A mesma formulação que oferece limpeza e branqueamento pode resultar em desbotamento inaceitável de roupas coloridas (APPEL, 2000; SHOWELL, 2005).

Ao serem associados a outros requisitos (como por exemplo, certa preferência por uma fragrância, ou definição da dosagem adequada), tais aspectos fornecem a dimensão da variedade de produtos formulados disponíveis no mercado de agentes de lavagem. Foram usadas no estudo formulações tradicionais de agentes de lavagem nas formas líquida e em pó. Por conta disso, aditivos potencializadores de limpeza (como enzimas), ou outros coadjuvantes (alvejantes, por exemplo) que são parte de versões específicas dessas formulações, pois atendem a usos específicos, não foram consideradas para efeito de análise, pois poderiam enviesar os resultados para situações de exceção. Os principais aspectos de caráteres químico, funcional e de manufatura relacionados a eles são descritos a seguir em mais detalhes.

### 3.2.1 Detergentes

É expressiva a variedade de roupas, tecidos e cores de diferentes materiais disponíveis atualmente. Logo, as empresas que trabalham com formulações de detergentes para lavagem de roupas têm se esforçado para atender as necessidades e demandas de um público cada vez mais exigente e esclarecido. Isso acarreta na concepção de fórmulas (bem como, formas) variadas de detergentes para lavagem de roupas (SHOWELL, 2005).

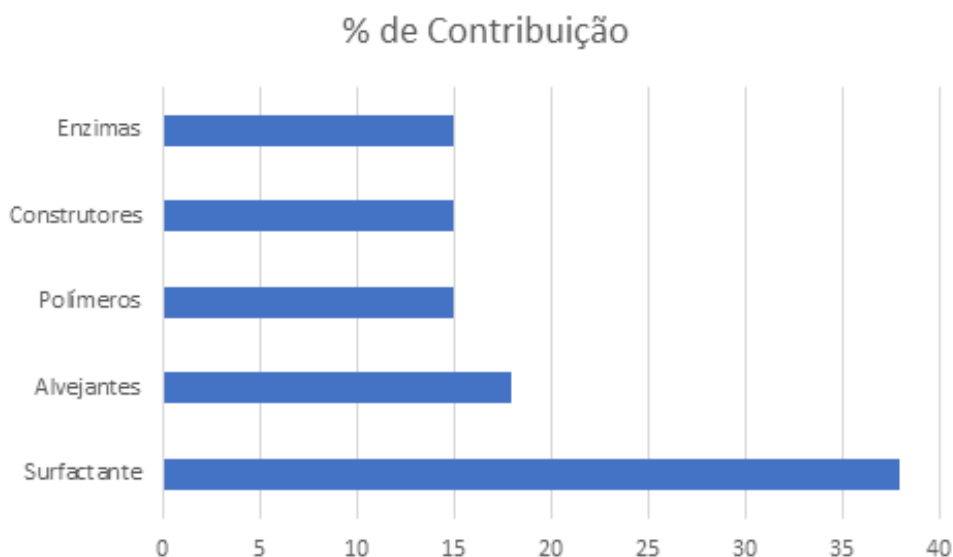
Para a remoção das sujidades dos tecidos, os detergentes penetram nos espaços entre as fibras e essas sujidades. Os surfactantes cercam a partícula de sujeira, conduzindo-a do tecido para a água, facilitando o processo de separação. Uma vez que a partícula de sujeira tenha sido envolvida pelo surfactante e liberada do tecido, é fundamental evitar que haja sua redeposição. A existência de cargas eletrostáticas equaciona essa situação. Muitos surfactantes, assim como a maior parte dos tecidos, apresentam cargas eletrostáticas negativas quando em contato com a água. Sempre que uma partícula de sujeira envolvida pelo surfactante se aproxima do tecido, essas cargas negativas a repelem, mantendo-as em suspensão na água até serem removidas no enxágue (LUSKIN; MANNING; SIEGEL, 1997).

Os surfactantes têm caráter anfifílico, sendo, portanto, simultaneamente, hidrofílicos e hidrofóbicos. Assim, quando dissolvidos em água e em contato com tecidos impregnados com óleo ou gordura, eles são atraídos por tais substâncias, extraíndo-as da superfície e levando-as para a água (LUSKIN; MANNING; SIEGEL, 1997; OSORIO; DE OLIVEIRA, 2001).

A contribuição de cada ativo usado na fabricação de detergentes pode ser observada no Gráfico 2. Os surfactantes (ou tensoativos) têm capacidade de umectação e remoção de sujidade (excluindo o impacto gerado pela água devido a agitação mecânica ou manual), proporcionando a limpeza da superfície do tecido. Construtores, casos específicos dos sais de cálcio, são incluídos na formulação para proteger o surfactante aniônico de precipitação, e complementar a remoção de sujidades sensíveis a esse metal alcalino-terroso, como argila e partículas. Além disso, alguns construtores podem também auxiliar na peptização e suspensão dos contaminantes (WATSON, 2005). As enzimas, por definição, funcionam como catalizadores. A mais comumente utilizada é a protease e age clivando as cadeias peptídicas encontradas nas proteínas, tornando as sujidades mais solúveis ou fáceis de dispersar. Os alvejantes contribuem para a remoção da mancha modificando-a oxidativamente, de modo que se torne mais solúvel em água e mais fácil de remover, ou ainda, ele a descolore de modo que não seja mais visível. Existem vários alvejantes oxidativos disponíveis para o formulador hoje, no entanto, o alvejante mais simples e comum é o peróxido de hidrogênio. A capacidade do peróxido de descolorir e ajudar a remover manchas hidrofílicas como chá, café e vinho é

conhecida há muito tempo. O uso de polímeros tem aumentado com a evolução das formulações de detergentes, com o intuito de dispersar e remover as sujidades, porém, eles também têm a função de inibir a transferências de cores e/ou auxiliar na dissolução de outros compostos dos detergentes.

Gráfico 2 – Contribuição de cada ativo para a fabricação de detergentes para lavagem de roupas



Fonte: adaptado de Watson (2005).

O grau de limpeza a que se propõe o produto, juntamente com seu valor comercial, são determinantes para a presença e a quantidade de outros ativos na fórmula do detergente. Em produtos de menor valor agregado pode haver somente um sistema tampão, para manutenção de pH, e perfume. Em detergentes mais sofisticados, são adicionadas uma, ou mais, enzimas e polímeros, para suspensão das sujidades e/ou agentes de branqueamento (WATSON, 2005).

Outro exemplo de diferenciação entre produtos é a cinética, que se modifica de acordo com os hábitos dos consumidores. Em regiões onde os ciclos de lavagem são curtos e frios (Japão ou América do Norte), os detergentes precisam agir rapidamente. Já no ciclo de lavagem europeu (longos e quentes), a velocidade de reação perde a importância (WATSON, 2005).

O foco da utilização de detergentes é a limpeza; logo, é condição necessária contar com um surfactante e um construtor na formulação, além de um (ou mais de um) coadjuvante de limpeza, adicionados para elevar o desempenho e conferir perfume à roupa lavada. Segundo Amaral, Jaingobind, e Jaisingh (2007), em países da América do Sul, o surfactante representa de 17% a 32% da massa total do detergente (Tabela 2).

Tabela 2 – Componentes do detergente

Composto Químico	Quantidade (%)
Surfactante	17 – 32
Sulfato de sódio	10 – 35
Carbonato de sódio	≥ 60
Silicato de sódio	5,0 – 12
Outros: Agentes anti-redeposição (carboximetilcelulose), enzimas, corantes, alvejantes, perfumes, branqueadores ópticos o brancóforos, fosfatos inorgânicos	< 1,0

Fontes: (SHREVE, 1980; LUSKIN; MANNING; SIEGEL, 1997; OSORIO; DE OLIVEIRA, 2001; CASTRO, 2011).

Obs.: As enzimas são adicionadas a partir de estoques líquidos, onde os níveis típicos de enzimas no estoque variam de 1,0 – 8,0%<sub>w/w</sub> da formulação de estoque líquido.

### 3.2.1.1 Detergente líquido

Os detergentes líquidos são compostos que dispõem de tensoativos para promover a remoção de sujidade em lavagens que ocorrem pela rota úmida (GOTOH, 2010). Os primeiros produtos dessa classe, também conhecidos como líquidos pesados, foram desenvolvidos no início dos anos 1950, muito embora tenham se estabelecido nos EUA e na Europa apenas cerca de três décadas mais tarde (SHOWELL, 2005). Os formuladores de detergentes líquidos se enquadram em duas escolas de pensamento diferentes. A primeira delas enfoca os benefícios intrínsecos da forma líquida, permitindo a incorporação de surfactantes em altos níveis e o pré-tratamento (isto é, aplicação direta dos detergentes líquidos sobre a mancha, antes da colocação do tecido na máquina de lavar). Essa rota leva a baixa viscosidade, líquidos isotrópicos e tem sido preferida por empresas de expressão no setor como *Procter & Gamble* e *Henkel*. A segunda escola de pensamento tem o objetivo de transformar o detergente em pó na forma líquida. Essa via de ação conduz a obtenção de detergentes líquidos estruturados, que contém altos níveis de construtores suspensos como tripolifosfato de sódio, ou mesmo zeólitas. O conceito é praticado pela *Unilever*.

As duas escolas permanecem ativas até hoje. No início do século, no entanto, surgiram novos conceitos, incluindo ‘*liquigels*’ ou ‘*liquidabs*’, que consistem em líquidos envoltos por bolsas solúveis ou embalados em frascos de compartimento duplo (WATSON, 2005). Os consumidores, que preferem essa apresentação não se preocupam com a dosagem do produto, uma vez que os volumes das cápsulas (ou tabletes) são calculado para realizar exatamente uma

lavagem, e não poder ser modificado. Na América do Norte, os detergentes líquidos superaram as vendas dos granulares devido às vantagens intrínsecas que oferecem. A forma em si torna o pré-tratamento das manchas mais fácil e eficaz, melhorando o nível de remoção de manchas. A dissolução rápida e completa é outra vantagem inerente aos líquidos. À medida que os ciclos de lavagem se tornam mais curtos e as temperaturas mais baixas, esta característica assume uma importância crescente (SHOWELL, 2005).

Quanto a formulação, os líquidos também oferecem a oportunidade de incorporar taxas maiores de surfactante do que os grânulos, resultando em remoção mais eficiente de manchas oleosas. Por outro lado, a principal desvantagem que os líquidos enfrentaram se comparados aos pós é proporcionar uma limpeza (mais pobre) devido à falta de alvejante (WATSON, 2005).

O maior desafio para o formulador de um líquido é manter suas estabilidades física e química. Essas considerações são a principal força motriz por trás da aparência das formulações atuais. A estabilidade deve ser mantida em uma ampla gama de condições e por um período longo, desde o momento em que o produto é fabricado e armazenado a granel na fábrica, passando por engarrafamento e armazenagem, até chegar aos pontos de venda e, finalmente, às residências dos consumidores. Nesse percurso, o líquido pode sofrer oscilações nas condições de armazenamento. Podem também ocorrer variações de temperatura (entre  $< 0^{\circ}\text{C}$  e  $> 40^{\circ}\text{C}$ ). Em regiões onde o produto é fabricado sob demanda, o intervalo de tempo entre a fabricação e o uso pode ser relativamente curto. Mas, em mercados menos desenvolvidos, onde o produto costuma ser importado, este pode se estender por meses (WATSON, 2005).

A água é o solvente primário nos líquidos, embora vários cossolventes (platanodiol, e hidrotrópicos como tolueno ou xilenossulfonato) também possam ser usados. Um desafio a ser superado neste campo, consiste na manutenção da solubilidade dos ativos, especialmente à medida em que as fórmulas se tornam concentradas. Os surfactantes que retêm grandes quantidades de água, como os não-iônicos altamente etoxilados, são também complexos. O problema se agrava ainda mais, conforme outros ativos são incluídos e a força iônica se intensifica.

Várias alternativas podem ser usadas para corrigir essa inconsistência, como uso de surfactantes neutralizados com monoetanolamina (MEA) ou trietanolamina (TEA). Pelo fato de apresentarem menor demanda de hidratação, esses compostos foram fundamentais durante o desenvolvimento de fórmulas concentradas de líquidos. O uso de potássio, em substituição ao sódio como contrapeso, é também outra estratégia; no entanto, seu efeito é limitado por conta do aumento de custo que proporciona. Os problemas de solubilidade são a razão de a maioria dos líquidos disponíveis no mercado apresentarem  $7,0 < \text{pH} < 9,0$ . O pH mais baixo e a falta de

tampão na lavagem não chegam a ser relevantes, desde que o formulador tenha isso em mente ao selecionar ativos sensíveis às condições do meio, como enzimas. Dispor de baixos índices de acidez ( $\text{pH} < 6,0$ ) pode representar um benefício na redução do desbotamento do corante, e nos danos aos tecidos (WATSON, 2005). Um exemplo de formulação média de detergente líquido aparece descrito na Tabela 3.

O detergente líquido deve também apresentar viscosidade ( $\mu$ ) adequada, dado que o consumidor costuma associar, nem sempre de forma correta, essa propriedade ao potencial de limpeza do produto. Em termos operacionais, a presença (ou uso) de viscosidades elevadas de produto, taxa de dissolução sob baixas temperaturas, ciclos curtos de lavagem, e baixa agitação, podem ter impactos negativos sobre a limpeza da roupa. Atualmente, a maioria dos detergentes líquidos apresenta  $100 < \mu \text{ (cP)} < 400$ . Nos líquidos simples, ou seja, muito diluídos, a questão é aumentar a viscosidade da solução sem adicionar produtos químicos espessantes de alto custo. A dificuldade nos detergentes líquidos compostos por vários ativos é tornar a viscosidade da solução elevada o suficiente para atender a expectativa dos consumidores. Para contornar essa limitação, efetua-se um cuidadoso balanceamento entre tipos e níveis de solventes e hidrótropos (WATSON, 2005).

Tabela 3 – Composição de quali-quantitativa média de detergente líquido

Matéria-prima	% em massa
Água tratada + aditivos menores	51
Linear alquilbenzeno sulfatado	12
Álcool etoxilado (AE3)	12
Hidróxido de sódio	6,0
Cumeno sulfonato de sódio	4,0
Ácido cítrico	3,0
Álcool etoxilado (AE7)	3,0
Monoetanolamina (MEA)	3,0
Propilenoglicol	3,0
Sulfato de álcool graxo	2,0
Protease	0,80
Polímero	0,20

Fonte: (FAIRFIELD et al., 1998)

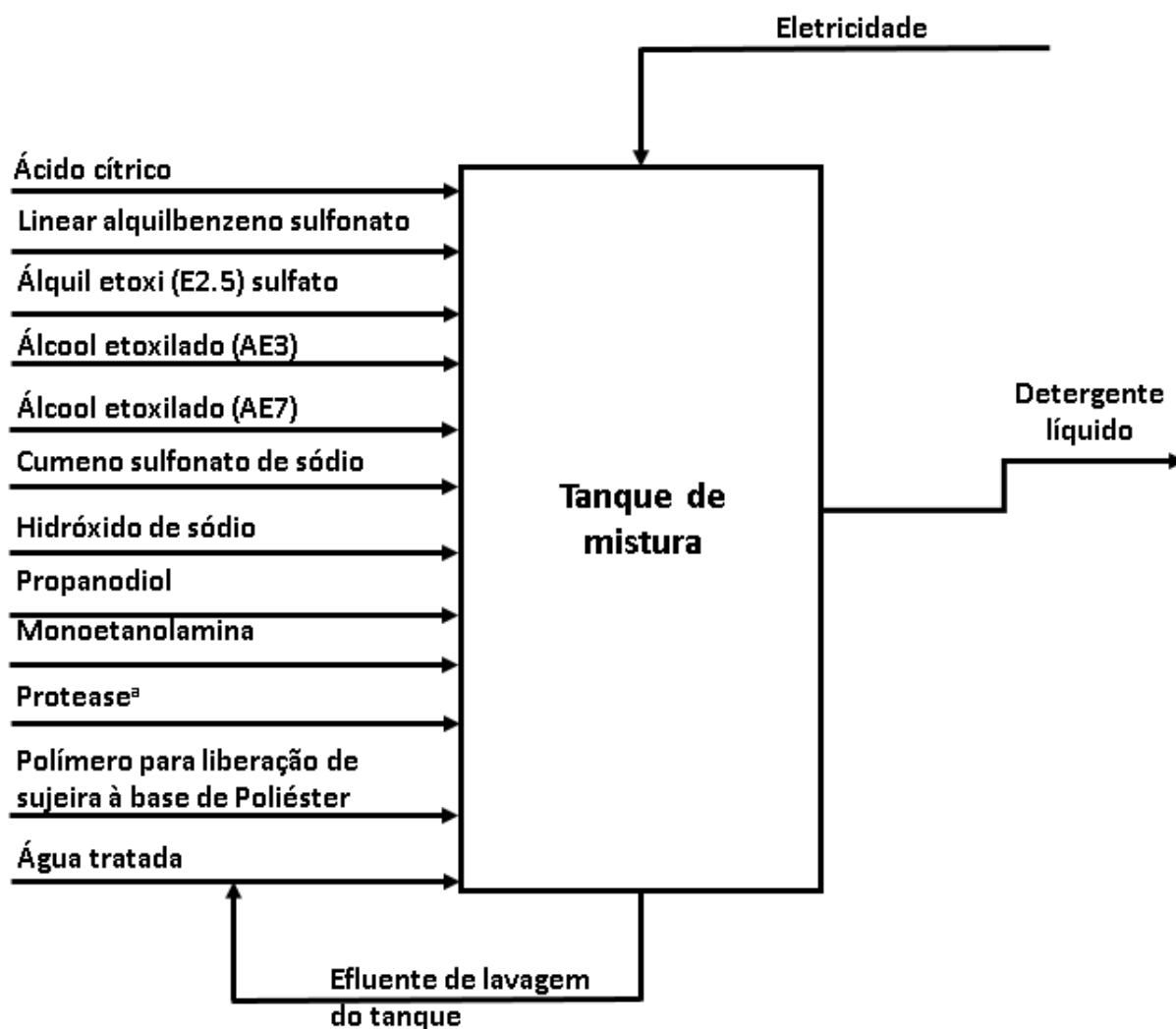
Muito embora detergentes de uso residencial funcionem basicamente da mesma forma que os aplicados em lavanderias comerciais, estes últimos diferem de seus congêneres por conta da obrigação de se adaptar às condições (especiais) da lavagem comercial. Nas regiões em que a água apresenta dureza costuma-se adequar esse teor via tratamento por trocas iônicas. Outras particularidades são ter que eliminar tipos especiais de sujidades, ou intensificar o efeito detergente em uma direção específica. Entretanto, no sistema de grande escala, a tendência é sempre usar um único produto para a limpeza da roupa, assim como ocorre com os detergentes domésticos universais (ZAH; HISCHIER, 2007).

A produção de detergente líquido está representada de forma esquemática na Figura 2 (SOARES, 2017). Em termos gerais, o processo se desenvolve em vaso de mistura ao qual todos os ativos são adicionados. A mistura é feita por ação mecânica, mas o agitador é atuado a partir de energia elétrica. Ao vaso são adicionados os seguintes ativos: linear alquilbenzeno sulfatado, álcool etoxilado (AE3), hidróxido de sódio, cumeno sulfonato de sódio, ácido cítrico, álcool etoxilado (AE7), Monoetanolamina, propanodiol (propilenoglicol), sulfato de álcool graxo, protease, polímeros e água para completar a carga, (Tabela 4).

O produto deve ser mantido sob agitação moderada até alcançar níveis adequados de viscosidade e densidade. Ao serem satisfeitos esses requisitos de qualidade, ele estará então em condições de ser envasado. O efluente resultante da lavagem do vaso de mistura será adicionada à próxima carga de formulação, evitando descarte de água que leva consigo aditivos de interesse do processo (SHOWELL, 2005; WATSON, 2005; ZAH; HISCHIER, 2007; SOARES, 2017).



Figura 2 – Processo simplificado da produção de detergente líquido



Diante do exposto, é possível notar que há uma ampla variedade de formulações existentes. Uma vez que este estudo visa a contribuição para o consumo, escolheu-se como objeto de análise um detergente líquido para uso doméstico de formulação convencional. Com essa decisão, pretende-se abranger uma fração elevada de produtos dessa classe, tornando o estudo generalista e, por isso mesmo, replicável no que se refere a seus achados e conclusões. A composição desse produto foi detalhada quanto aos ativos constituintes e suas respectivas quantidades médias, na Tabela 4.

Tabela 4 – Composição média de ativos para a fabricação de detergente líquido

Matéria-prima	Razão (base mássica) (g ativo /kg produto)	Razão (base volumétrica) (g ativo /L produto)
água tratada	510	568
linear alquilbenzeno sulfatado	120	134
álcool etoxilado (AE3)	120	134
hidróxido de sódio	60,0	66,9
cumeno sulfonato de sódio	40,0	44,6
ácido cítrico	30,0	33,4
álcool etoxilado (AE7)	30,0	33,4
monoetanolamina	30,0	33,4
propilenoglicol	30,0	33,4
sulfato de álcool graxo	20,0	2,30
protease	8,00	8,92
polímero	2,00	2,23

Fonte: Showell (2005), Watson (2005), Zah e Hischier (2007) e Soares (2017).

Nesta tabela é possível notar os ativos que estão presentes nos detergentes líquidos. A água apresenta-se como maior contribuinte, representando mais de 50% em termos de massa e volume. Vale lembrar que, aqui, não foram consideradas as matérias-primas que são variáveis nas diversas formulações.

Para a conversão da base mássica para a base volumétrica, utilizou-se a densidade de 1,11 kg/L conforme as propriedades dos detergentes líquidos (WATSON, 2005; ZAH; HISCHIER, 2007; SOARES, 2017).

### 3.2.1.2 Detergente em pó

Os primeiros detergentes sintéticos foram fabricados durante a Primeira Guerra Mundial (VANIN, 1994). Sua obtenção ocorreu a partir de gorduras animais e vegetais, e via redução com hidrogênio gasoso [H<sub>2(g)</sub>], por conta da qual são obtidos glicerol e um álcool de cadeia longa. Esses intermediários resultavam em laurilsulfatos, utilizados até hoje em xampus e cremes dentais.

Após a Segunda Guerra Mundial, a produção de detergentes derivados do petróleo tomou conta dos Estados Unidos e foi espalhada rapidamente para o restante do planeta. No entanto, agregado ao benefício de um produto útil, o problema gerado por excesso de espuma, trouxe efeitos adversos em rios de diversas partes do mundo. Para contornar essa situação,

foram desenvolvidos nos EUA e na Europa, os detergentes biodegradáveis. Estes agentes, que passaram a ser utilizados no Brasil em 1982, apresentam uma cadeia alquílica linear em substituição às cadeias alquílicas ramificadas, que não pode ser degradada por microrganismos (OSORIO; DE OLIVEIRA, 2001; MESQUITA, 2004; AMARAL; JAIGOBIND; JAISINGH, 2007b). Nesta linha, o detergente mais usado no mercado brasileiro é o granulado.

O processo de fabricação dos detergentes em pó consiste basicamente de duas etapas: (i) manufatura do tensoativo, e (ii) preparação do detergente em torre de secagem (CASTRO, 2011). As matérias-primas empregadas na manufatura do tensoativo são descritas na Tabela 5. A manufatura costuma ser conduzida em uma planta de sulfonação, e os assim denominados aditivos menores consistem em agentes antirredeposição (carboximetilcelulose), branqueadores ópticos ou brancóforos, fosfatos inorgânicos, alvejantes, corantes e perfumes.

O processamento se inicia pela etapa de sulfonação-sulfatação, na qual o alquilbenzeno é introduzido continuamente no reator com uma quantidade adequada de *óleum*. Para manter a temperatura do sistema entre 49 e 54 °C, controlando o calor da conversão da sulfonação, faz-se uso de banho termostaticado, com recirculação de água em um trocador de calor. Na mistura sulfonada, são dosados o álcool graxo e outra quantidade de *óleum*. Nessas condições, a solução é bombeada para o reator (SHREVE, 1980; SMULDERS, 2005).

Após ser formado, o tensoativo segue para neutralização, quando é exposto ao contato com solução de hidróxido de sódio (NaOH). A operação ocorre segundo condições controladas de temperatura para manter a fluidez da polpa de surfactantes.

Tabela 5 – Composição de quali-quantitativa de detergente em pó

Matéria-prima	% em massa
<u>Zeólito</u>	22
Carbonato de sódio	19
Sulfato de sódio	12
Linear alquilbenzeno sulfonato	12
C14-C15 Alquil sulfato	7,0
C14-C15 Álcool etoxilado E7	2,0
Silicato de sódio	1,0
Perborato monohidratado de sódio	1,4
Copolímero acrílico/maleico	1,4
Protease <sup>1</sup>	0,30
Amilase <sup>2</sup>	0,10
Aditivos menores	~ 22

Fonte: Adaptado de Fairfiels et al.(1998).

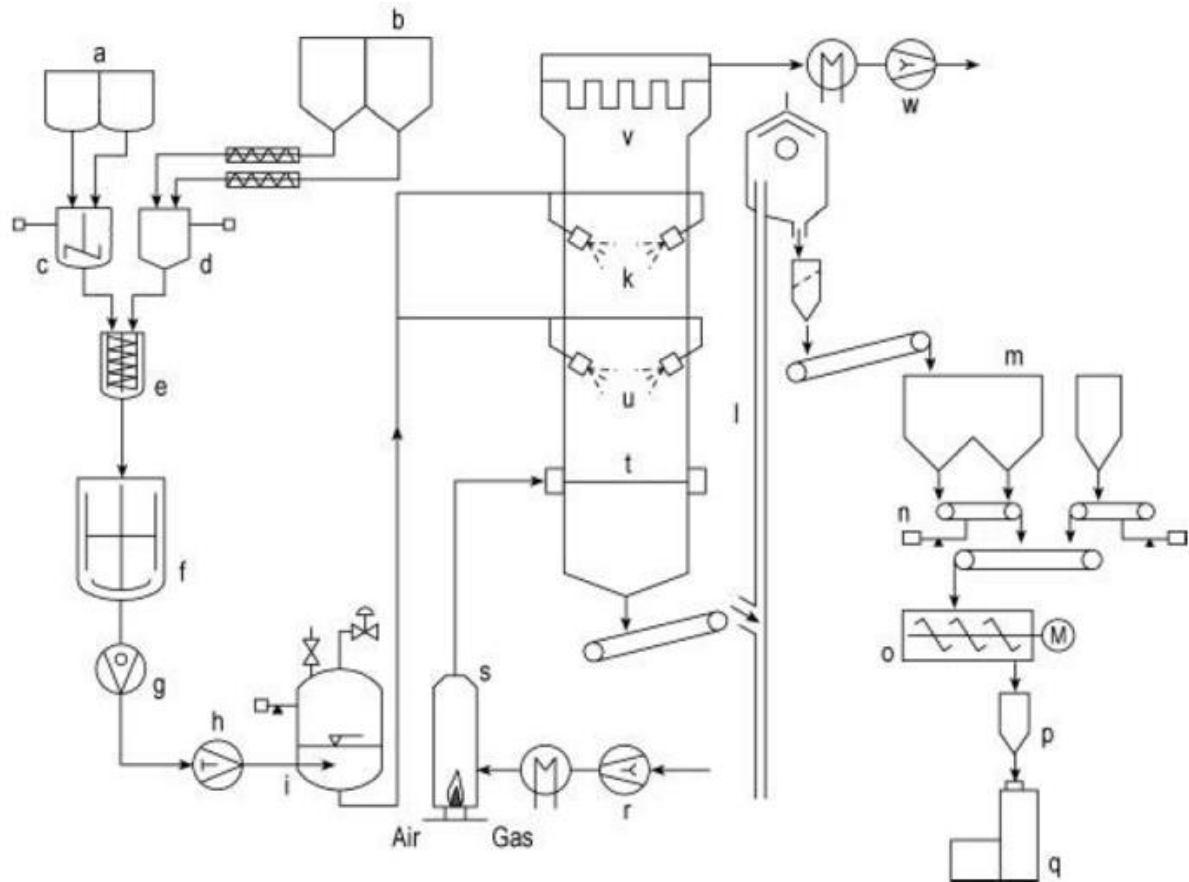
Já neutralizada, a polpa de surfactantes é encaminhada para o misturador a fim de receber tripolifosfato de sódio ( $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ ) e a maior parte dos demais aditivos. Segue-se a isso a retirada da água da mistura; a seguir, a pasta remanescente é espessada pela reação  $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$  (SHREVE, 1980; SMULDERS, 2005). Nessas condições, o material será levado a uma torre, onde é atomizada a alta pressão por contato direto e contracorrente com o ar quente. Assim são formados grânulos secos, com densidade correta e dimensões aceitáveis, que serão resfriados e estabilizados. A seguir, estes são separados em um ciclone e classificados para, por fim, receberem uma fragrância e serem embalados. Ao final dos anos 1980 a secagem por pulverização foi incorporada à fabricação de detergentes em pó. Na mesma época, a pasta base passou a ser produzida em bateladas, com quantidades específicas de polifosfato, de forma que, concluída a secagem, fossem obtidos pós de fluxo livre (Figura 3). O processo se justifica devido a necessidade de se recrystalizar da suspensão de polifosfato em elementos pequenos,

<sup>1</sup> As enzimas são adicionadas na forma granulada, onde o nível típico de enzima no granulado varia de 1,0 a 8,0%<sub>w/w</sub> da formulação granulada.

<sup>2</sup> As enzimas são adicionadas na forma granulada, onde o nível típico de enzima no granulado varia de 1,0 a 8,0%<sub>w/w</sub> da formulação granulada.

com formato de agulha, e capazes de absorver os surfactantes líquidos/pastosos em uma matriz de cristal forte (APPEL, 2000).

Figura 3 –Fabricação do detergente em pó pelo processo tradicional de spray



Fonte: Adaptado de Appel (2000)

a) Tanques de armazenagem de matérias-primas líquidas; b) Silos de armazenagem de matérias-primas sólidas; c) Recipiente de pesagem de líquidos; d) Pesagem de sólidos; e) Recipiente de mistura; f) Tanque intermediário; g) Bomba de reforço; h) Bomba de alta pressão; i) Embarcação aérea; k) Bocais; l) Transporte aéreo; m) Depósito de armazenagem; n) Balanças do transportador de correia; o) Misturador de pó; p) Peneira; q) Máquina de embalagem; r) Ventilador de entrada de ar; s) Queimador; t) Canal de transferência; u) Torre de pulverização; v) Filtro superior; w) Exaustão

Na Europa, a densidade dos produtos secos por pulverização foi gradualmente elevada de  $\sim 300 \text{ kg/m}^3$  para mais de  $600 \text{ kg/m}^3$ . Isso se viabilizou devido ao uso de condições mais brandas de secagem proporcionadas pela pulverização, as quais resultaram na diminuição da porosidade do produto base. Além disso, foram também utilizadas composições específicas que resultaram em material denso e com baixo teor de água (APPEL, 2000).

Na década de 1990, as enzimas passaram a fazer parte da formulação dos detergentes em pó, na tentativa de aumentar sua eficiência. A densificação pós-torre passou a ocorrer em misturadores de batelada em substituição aos do tipo contínuo, segundo uma tendência iniciada no Japão.

No entanto, a necessidade de uma alteração na apresentação visual do produto ainda persistia. Isso ocorreu reduzindo-se a concentração de ar dentro da partícula de pó e procedendo a remoção de ingredientes que não agregavam valor ao produto, como os sulfatos, que foram então substituídos por percarbonatos, que são substâncias multifuncionais. Além disso, a busca por tecnologias que fossem eficientes e de alto rendimento, reduzindo a porosidade da partícula a zero, culminou com a concepção de processo de extrusão da pasta em uma matriz perfurada, ao que se seguia o corte dos fios no tamanho desejado. No entanto, a tecnologia requeria grandes investimentos, sendo por esse motivo pouco difundida no mercado (APPEL, 2000).

O tipo de máquinas de lavar também se constitui em fator a se considerar durante do desenvolvimento do detergente. As máquinas de lavar europeias (carregamento frontal) devem receber quantidades muito maiores de detergente, do que as produzidas, por exemplo, no Japão. Da mesma maneira, é preciso observar as temperaturas de lavagem. Embora esta venha sendo reduzida devido ao elevado consumo de energia, os equipamentos produzidos na Europa ainda incluem um ciclo de lavagem com fervura. Por outro lado, no Japão e em vários outros países, os consumidores usam água a temperatura ambiente durante o processo, o que significa que este fluido poderá estar a até 2°C no inverno.

Por fim, o tempo do ciclo de lavagem também varia: as máquinas com carregamento superior, utilizadas em geral nos Estados Unidos, demoram cerca de 12 minutos para remover a sujeira das roupas, enquanto aquelas carregadas pela frente podem dispender até 2h nesta ação dependendo dos tipos de tecido e volume de roupa adicionada (SHOWELL, 2005).

O detergente em pó para uso doméstico e formulação convencional (Tabela 5), foi considerado para efeito deste estudo para que se possa abarcar uma fração elevada de produtos dessa classe, tornando o estudo generalista, facilmente replicável.

### **3.2.2 Amaciantes de tecidos**

Produtos têxteis lavados à máquina estão sujeitos a maior estresse mecânico do que aqueles lavados à mão. Na verdade, roupas lavadas à máquina podem ser tão severamente friccionadas que a pilha de fibras na superfície do tecido pode ser reduzida ao extremo estado de desordem, especialmente no caso de fibras naturais como algodão e lã. Durante a secagem natural dentro de um recinto fechado (por exemplo: após lavar roupa deixá-la secar pendurada

dentro de casa), esta condição de desordem das fibras tende a se manter nos tecidos, conferindo a roupa uma sensação aspereza. Para contornar o problema, procede-se a adição de um líquido amaciante no enxágue final, procedimento que resulta na obtenção de tecidos mais macios ao toque (SUBRAMANI et al., 2012).

Essa circunstância (de combate a aspereza do tecido pós lavagem) é encontrada com frequência na Europa, Japão e em outras regiões do mundo. Nos Estados Unidos, o amaciante de roupa tem papel diferenciado, devido ao uso, mais frequente, de secadores mecânicos. Nesse caso, o movimento da roupa no interior do secador realiza seu próprio efeito suavizante. A principal tarefa dos amaciantes de roupas domésticos é conferir propriedades antiestáticas e um odor agradável ao tecido. Portanto, amaciantes de roupas costumam ser aplicados nos EUA a partir de folhas impregnadas com material ativo, as quais são adicionados à roupa ainda úmida exatamente no início do ciclo de secagem (ZHONG et al., 2013).

Amaciantes de roupas têm benefícios adicionais aos anteriormente citados. Dentre estes destaca-se a eliminação de fenômenos desagradáveis como da aderência do tecido durante o manuseio e uso, ruídos de crepitação, e atração de poeira. Além disso, amaciantes tornam as roupas mais fáceis de passar e ajudam a reduzir rugas. Outra de suas vantagens está em diminuir o tempo de secagem quando aplicado à roupa que será seca artificialmente (em secadora), do que decorre também a diminuição do consumo de energia. Por último, essa classe de agentes também transmite uma fragrância agradável para a roupa (SMULDERS, 2005).

Devido à sua baixa biodegradabilidade, o antigo cloreto de diestearildimetilamônio foi substituído pelos (altamente biodegradável) esterquats ainda durante as décadas de 1980 e 1990 (SMULDERS, 2005). Os ingredientes ativos de ciclo de enxágue usados com mais frequência no Brasil atualmente são tensoativos catiônicos de amônio quaternário (Tabela 6). Quando aplicados em concentrações apropriadas, os surfactantes catiônicos tendem a ser adsorvidos de forma quase que integral pelas fibras naturais, exibindo um comportamento contrastante com aquele que apresentam ao serem aplicados sobre fibras sintéticas.

Para evitar interações indesejadas entre os surfactantes aniônicos de um detergente e os tensoativos catiônicos de um amaciante de roupas, este último deve ser introduzido apenas durante a etapa final de enxágue; além disso, o uso excessivo de amaciante deve ser evitado. O excesso de amaciante pode ter também desdobramentos funcionais indesejáveis. É esse o caso das toalhas, para quem a sobredosagem do agente passiva o caráter de absorção (SMULDERS, 2005). Há alguns anos, os amaciantes convencionais, que então continham entre 4,0 e 8,0% de material ativo, foram substituídos por fórmulas concentradas (com 12 – 30% de ativo) (JESUS, 2010). Esta alteração buscava equacionar o problema de tamanho de suas embalagens.

Entretanto, a formulação de produtos com maior quantidade de material ativo requer que seja atingido um estado de equilíbrio no sistema de emulsificantes selecionados, a fim de que seja mantida uma boa estabilidade de dispersão durante o armazenamento (SMULDERS, 2005).

Tabela 6 – Composição de quali-quantitativa do amaciante de tecidos

Matéria-prima	% em massa
Composto quaternário de amônio (esterquat)	15
Aminoamidas	1,0
Surfactante não-iônico	2,0
Álcoois graxos	2,0
Conservantes, agentes antibacterianos	0,20
Fixador de cor (óleo de silicone)	0,10
Fixador de fragrância	+
Isopropanol	1,5
Regulador de viscosidade	0,40
Água	77,8

Fonte: Adaptado de Subramani et al. (2012).

O processo de fabricação do amaciante não passa de uma mistura a ser realizada sob agitação controlada. O misturador recebe parte da água, seguida da base de esterquat e, nessas condições inicia-se a agitação, com o auxílio de uma bomba de fluxo positivo (potência média  $\bar{P} = 4,0$  kW). Essa etapa tem duração aproximada de 4 horas. A cada hora, adiciona-se mais água, até que o proporcionamento previsto na formulação seja alcançado. Conforme ocorrem as sucessivas adições de água, a velocidade da agitação é incrementada; no entanto, atingido o ponto de equilíbrio entre as quantidades dos ativos que compõem o produto, esta será reduzida de forma significativa, de forma a proceder a simples homogeneização do material. Nos minutos anteriores ao encerramento do processo adiciona-se essência (COULSON, J.M.; RICHARDSON, 1971).



### 3.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A ACV é uma técnica que busca quantificar efeitos adversos de atividades antrópicas sobre o entorno e o ser humano, gerados em decorrência de encadeamentos constituídos para atender a uma necessidade ou desejo da sociedade, ou de parte dela. Assim sendo, a abordagem sistêmica proposta por esta técnica atende integralmente à necessidade deste estudo que pretende embasar o consumidor para uma lavagem de roupa que traga menos impacto ambiental.

#### 3.3.1 Conceito e generalidades

De acordo com a norma ABNT NBR ISO 14040, aditada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) corresponde “a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida”. A mesma diretriz descreve o significado de Ciclo de vida como sendo um conjunto de estágios consecutivos e interligados de um sistema de produção, desde a obtenção dos insumos de recursos naturais até o seu descarte final (ABNT, 2009b). Assim, é possível entender ACV como uma técnica de gestão ambiental que permite quantificar fluxos de matéria e energia associados ao consumos de recursos naturais e emissões que circulam através de uma fronteira real (ou hipotética) que delimita o ciclo de vida em estudo e sua vizinhança imediata (o ambiente), gerados para efeito do atendimento de uma função (SILVA; KULAY, 2019).

Ainda de acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) os fluxos materiais e energéticos que circulam entrando e saindo das fronteiras do sistema em análise denominam-se aspectos ambientais e, do ponto de vista conceitual, podem ser entendidos como componentes das ações, produtos ou ações de empresas que podem relacionar-se com o meio ambiente. Por fim, e dentro do contexto em questão, o termo impacto ambiental será usado para descrever os efeitos adversos a que está submetido o ambiente como resultados de consumos e disposições de aspectos ambientais (BAUMANN; TILLMAN, 2004b).

#### 3.3.2 Usos e aplicações

Silva e Kulay (2019) apontam como usos e aplicações mais frequentes da ACV as:

- a) Geração de subsídios para processos gerenciais de decisão que permitam incluir a variável ambiental no conjunto de indicadores que considerados para esse fim;
- b) Identificação de oportunidades de melhoria de desempenho ambiental associadas ao atendimento de uma função;

- c) Comparação dos desempenhos de produtos que cumpram a mesma função;
- d) Concessão de rótulos e selos ambientais;
- e) Projeto de produtos (processos, ou serviços), ou modificação dos que já existem tendo em conta a variável ambiental;
- f) Comunicação ambiental.

Dadas suas características, a ACV se ocupa apenas de fornecer um diagnóstico de fundo ambiental de seu objeto de estudo; portanto, se pode esperar dela, a geração de proposições que mitigue, minimize ou mesmo, elimine os problemas por ela apontados. A inserção da ACV no processo de tomada de decisão tem por vantagem proporcionar ao gestor a magnitude (em termos quantitativos) de impactos ambientais e sobre a saúde humana que o atendimento de certa necessidade por seu produto (processo ou serviço) irá trazer. Os resultados de uma ACV podem ainda apoiar campanhas de conscientização voltadas para clientes e gestores de processos, além de auxiliar a elaboração de políticas públicas.

### **3.3.3 Limitações**

Por se tratar de uma técnica relativamente recente – os primeiros registros sobre estudos de ACV na forma como esta é praticada até hoje datam dos anos 1980 – a técnica apresenta ainda certas limitações e aspectos que não são de consenso na própria comunidade científica que se dedica ao seu desenvolvimento (FERREIRA, 2004). Dentre esses pontos merecem destaque:

- a) ausência de dados que representem muitas das realidades locais e regionais em que processos antrópicos se desenvolvem;
- b) falta de modelos de avaliação para impactos reconhecidamente importantes para a sociedade moderna;
- c) divergências quanto ao enfoque metodológico mais adequado para aplicação da técnica; e, quase como um desdobramento disso,
- d) uso de juízo de valores em decisões que afetam diretamente a aplicação da ACV e, assim, os resultados que dela são gerados.

A lacuna proporcionada pela ausência de dados vem sendo pouco a pouco preenchida pelos chamados bancos de dados. Em linhas bastante gerais, esses repositórios aglutinam dados e informações médias sobre consumos e emissões associados a uma gama ampla e variada de processos, tecnologias e ações antrópicas. No entanto, os assim chamados Inventários de Ciclo

de Vida que integram os bancos de dados, fazem uso de abordagens estatísticas (baseadas em médias, taxas de frequência, variância, e perfis de distribuições) para tratar condicionantes tecnológicas e geográficas. Com isso, aspectos proprietários de certo processamento, ou mesmo, da forma como ele é exercitado, deixam de ser considerados por tais conjuntos. E muitas vezes, a introdução de tais especificidades se reverte em volume de trabalho e grau de incerteza quase equivalentes às demandas para a construção de um inventário (SILVA; KULAY, 2019).

A modelagem da magnitude dos impactos ambientais é outra limitação da ACV. Há dois aspectos a serem considerados neste caso. O primeiro deles remete a impactos cuja modelagem tem restrição de domínio de aplicação. São exemplos dessa classe os efeitos de Ecotoxicidade e de Eutrofização Marinhas que fazem parte do método ReCiPe<sup>3</sup> (2016) de avaliação de impactos (HUIJBREGTS et al., 2017). Embora sejam abordagens conceitualmente robustas para as condições de contorno que os definem, estas últimas não são válidas para muitas das biotas oceânicas e marítimas existentes no planeta. O segundo aspecto remete a impactos, como, por exemplo, Biodiversidade, para os quais a magnificação dos efeitos de ações antrópicas deveria necessariamente ocorrer, mas que ainda não dispõem de modelos consistentes (mesmo que para condições apenas específicas) para isso.

Há duas modalidades de aplicação da técnica de ACV: atribucional e consequential. Na ACV atribucional (ACVA) a modelagem dos fluxos de entrada e saída do sistema em análise são atribuídas à função que este exerce, vinculando e/ou particionando os processos elementares de acordo com uma regra normativa. Desse modo, a ACVA lida com processos multifuncionais (ou seja, que geram mais do que um produto em certa etapa) particionando fluxos de inventário entre produtos com base em suas propriedades físicas ou econômicas relativas (BRANDÃO e WEIDEMA, 2013). Já a ACV consequential (ACVC) exercita uma lógica de modelagem na qual as atividades são incluídas em um sistema de produto até onde se espera que estas sejam alteradas devido a uma variação na demanda pela função. Por conta disso, a ACVC trata multifuncionalidades expandindo o sistema para incluir o destino dos coprodutos em outros mercados (= deslocamento), evitando ter que fazer partições (BRANDÃO et al., 2017).

A ACVC se aproxima muito mais das circunstâncias reais em que os processos ambientais transcorrem, gerando desdobramentos diversos sobre outras atividades, porém, sua modelagem traz incertezas importantes em termos da confecção dos cenários em que tais efeitos

---

<sup>3</sup> É um método de Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida que integra e harmoniza as abordagens *midpoint* e *endpoint*. A aplicação global deste método é utilizada com as categorias de impacto mudança climática, destruição da camada de ozônio e consumo de recursos (CRESPO MENDES; BUENO; OMETTO, 2013)

(desdobramentos) ocorrem. Além disso, a ACVC apresenta grande complexidade de aplicação quando comparada àquela exigida pela ACVA, fazendo com que os praticantes da técnica optem pela segunda abordagem, que se por um lado é menos precisa e carrega também incertezas, por outro, está consolidada em termos de condução.

Os estudos de ACV realizados no Brasil não destoam dos demais quanto a limitações. Após realizar um levantamento amplo sobre o tema, Zocche (2014) identificou outras fontes de restrição à técnica em âmbito doméstico. São elas:

- a) indisponibilidade de banco de dados nacionais;
- b) incerteza do método em relação aos resultados para a tomada de decisão;
- c) dificuldade na coleta de dados primários;
- d) complexidade na fase de ICV devido ao grande volume de dados;
- e) falta de interesse por parte da iniciativa privada (dados sigilosos), dificuldade de aplicação;
- f) dificuldade de comparação dos resultados quantitativos de estudos que possuem o mesmo objeto de estudo; e,
- g) estabelecimento de critérios mais objetivos para a definição das fronteiras e unidades funcionais do sistema e do produto a ser estudado. Para Zocche, é fundamental que esses obstáculos sejam removidos para que uma difusão ampla da ACV ocorra no país.

### **3.3.4 Aspectos metodológicos**

O método que fundamenta um estudo de ACV foi descrito pelas normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044, editadas em 2009 que, de sua parte, são traduções de documentos de mesma natureza publicados pela *International Organization for Standardization (ISO)*, em 2006. São quatro as etapas de um estudo de ACV:

- a) Definição de Objetivo e Escopo;
- b) Análise de Inventário;
- c) Avaliação de Impactos Ambientais; e
- d) Interpretação.

A Figura 4 descreve a estrutura metodológica da ACV no que se refere aos seus estágios constituintes, e a forma de interligação entre eles.

Figura 4 – Estrutura da ACV com seus estágios e aplicações diretas da metodologia



Fonte: ABNT (2009a).

Durante a condução do estudo, são inevitavelmente tomadas decisões que demandem readequações metodológicas no trabalho conduzido. Por conta disso, as etapas que constituem o método estão interligadas de modo iterativo viabilizando tais adequações. Os procedimentos e considerações metodológicas que compreende a aplicação da técnica de ACV estão descritos a seguir de forma sucinta e objetiva.

#### 3.4.4.1 Definição de Objetivo e Escopo

O objetivo a que se destina uma ACV deve contemplar a aplicação do estudo, as razões para sua realização, o público a que este se destina. Além disso, uma referência a publicação dos resultados deve também constar dessa etapa do estudo, no caso em que a equipe constituída para sua condução tenha intenção de fazê-lo (ABNT, 2009a).

Durante a definição de escopo são conceituados elementos como o sistema de produto, a função do produto ou do serviço objeto de análise, a unidade funcional, as fronteiras de estudo, a forma como a coleta de dados será conduzida, os mecanismos de tratamento de situações de multifuncionalidade, bem como os impactos que serão auferidos. Alguns deles estão definidos a seguir (ABNT, 2009b):

- a) Função do sistema de produto: caracteriza a função para a qual o produto, processo, ou serviço em análise, terá seu desempenho ambiental avaliado pela ACV;
- b) Unidade funcional: transcreve em termos quantitativos a magnitude da função a ser cumprida pelo produto. Em termos práticos a Unidade funcional compreende a base de cálculo para a qual o perfil de impactos ambientais será estabelecido;
- c) Fluxo de referência: medida da quantidade de produto, ou serviço, que será usada (ou exercitada) com vistas a atender a Unidade Funcional;
- d) Fronteiras do sistema de produto: define o grau de abrangência do estudo (por exemplo: *berço-ao-túmulo*, *berço-ao-portão*, *berço-ao-berço*, etc.) ao indicar quais serão as etapas constituintes do ciclo de vida em análise. De maneira compulsória, as fronteiras delimitam a interface entre o domínio de atuação das ações antrópicas relacionadas àquele arranjo com o meio ambiente (Biosfera), e com outros sistemas antrópicos (Tecnosfera);
- e) Processo elementar: menor porção de um sistema de produto para a qual podem ser coletados dados que descrevam consumo de recursos e geração de rejeitos;
- f) Sistema de produto: conjunto de processos elementares, interligados entre si por fluxos de energia e/ou matéria, com o intuito de atenderem a uma função;
- g) Tratamento de situações de multifuncionalidade: procedimento a ser adotado para efeito de distribuição de cargas ambientais em situações nas quais dois (ou mais) produtos emanam de um processo elementar. Guinée et al. (2002) apontam haver três linhas de ação possíveis para abordagem de situações multifuncionais; a saber: (i) *Alocação*: que pode ser implementada por critérios físicos (massa, energia), ou econômicos (preço, custo), (ii) Método do Esgotamento (*Surplus Method*): um caso limite da Alocação no qual toda a carga ambiental acumulada até àquela altura do ciclo de vida é atribuída ao produto que permanece no sistema; e, (iii) a Expansão de Sistema, (*System Expansion*) aplicável via o conceito de carga evitada (*avoided burden*): que em linhas gerais consiste também em atribuir toda a carga ambiental acumulada ao produto que permanece no sistema, mas também, descontar daquele total a carga que deixou de ser gerada pelo fato do produto que deixa o sistema ser aproveitado em outra função. Enquanto Alocação e *Surplus Method* são típicos de ACVA, ao passo que *System Expansion* deve ser aplicada apenas a ACVC (BRANDÃO et al., 2017);

- h) Critérios de exclusão de dados: consistem em regras quali-quantitativas usadas para definir quais aspectos ambientais serão considerados por ocasião da aplicação da ACV. Além de contribuições cumulativas mássicas e energéticas a serem medidas em cada processo elementar, essas regras devem levar em conta ainda o grau de relevância dos aspectos ambientais presentes em cada etapa do ciclo de vida;
- i) Requisitos de qualidade: diretrizes a serem aplicadas para efeito de caracterização dos dados que serão coletados, no âmbito das dimensões temporal, geográfica e tecnológica. A definição adequada desses recortes irá conferir representatividade e robustez ao modelo de sistema de produto que foi constituído para aplicação da técnica de ACV;
- j) Categorias e métodos de Avaliação de Impacto: definem o enfoque, e as categorias a serem usadas para efeito de quantificação do perfil de impactos do objeto de estudo. Uma das opções dessa análise pode gerar um indicador único para descrever o desempenho ambiental do atendimento da função;
- k) Análise crítica: verificam o grau de atendimento dos requisitos formulados para efeito de realização deste estudo.

#### 3.4.4.2 Análise de Inventário

A Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a etapa que quantifica os consumos e emissões de matéria e energia que compõem o modelo definido para condução da ACV. Esses dados devem ser consistentes e representativos da realidade que buscam espelhar para que os resultados do estudo cumpram com os propósitos a que se destinam.

Os dados usados no ICV podem ser de dois tipos: primários ou secundários. Os dados primários são coletados em campo por meio de medições *in loco*, via registros em boletins de operação, ou documentos equivalentes. Os dados secundários são, por outro lado, originários de registros de literatura, podendo por isso ser obtidos a partir de artigos científicos, livros, manuais técnicos, anuários, ou outras fontes referenciáveis de informação. Concluída a coleta, procede-se então ao tratamento dos dados.

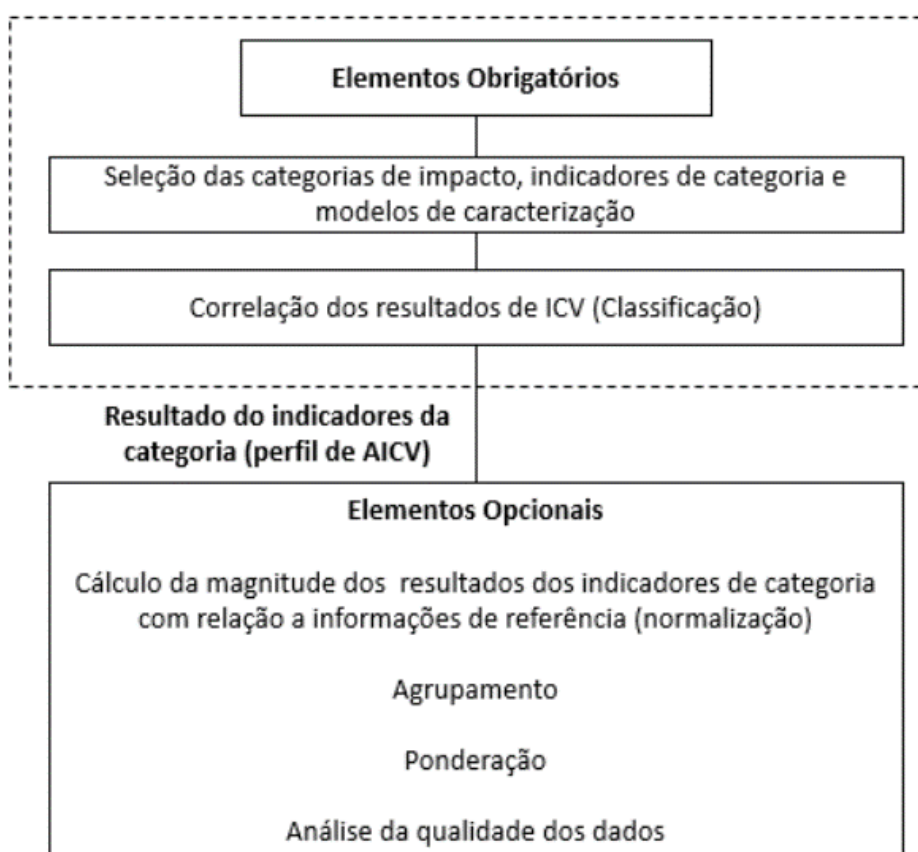
Em termos metodológicos, essa ação é constituída de duas partes: o ajuste à Unidade Funcional ou Fluxo de Referência e o tratamento de situações de multifuncionalidade. O ajuste à Unidade Funcional ou Fluxo de Referência compreende expressar os valores de todos os aspectos ambientais coletados em termos daquelas bases de cálculo. O tratamento de situações multifuncionais consiste tanto na seleção de um procedimento para abordar situações daquela

natureza, como na estimativa dos fatores de correção que devem ser adotados em cada situação de análise (SAKAMOTO, 2019). Além dessas ações, a elaboração do ICV pode deprender análises complementares, com vistas a determinar seu grau de representatividade. Dentre essas, destacam-se as Análises de Sensibilidade e de Incerteza. Para o caso específico da Análise de Incerteza é usual que sejam aplicados métodos analíticos como Pedigree Matrix (também chamado de Matriz de Weidema) e Monte Carlo (ROSA, 2019).

#### 3.4.4.3 Avaliação de Impactos Ambientais

A etapa de Avaliação de Impactos Ambientais do Ciclo de Vida (AICV) expressa em termos quantitativos os efeitos ambientais a que são submetidos a natureza e o ser humano a fim de atender a função para a qual o produto, processo ou serviço em análise foi concebido (HUIJBREGTS et al., 2017). A AICV pode ter até cinco etapas operacionais. Isso porque três delas são obrigatórias – respectivamente as de Seleção de categorias de impactos e de seus respectivos indicadores, Classificação, e Caracterização, e outras duas, apenas facultativas – Normalização e Ponderação (ABNT, 2009b) como está esquematizado no Quadro 1.

Quadro 1– Elementos Obrigatórios e Opcionais da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida



Fonte: (ABNT, 2009a).



A seleção das categorias de impacto ambiental define os indicadores e modelos a serem utilizados pelo estudo para efeito de AICV. A quantificação dos resultados das categorias de impacto é realizada por indicadores que estabelecem uma medida comum (e científica) para a conversão dos valores dos aspectos ambientais. A profundidade com que os impactos são avaliados é definida a partir da escolha de indicadores intermediários (*Midpoint*), ou mesmo, finais (*Endpoints*). As categorias de impacto que aparecem listadas a seguir compõem parte do elenco daquelas comumente utilizadas na realização de estudos de ACV:

- a) Acidificação: ocorre a partir da emissão de substâncias solúveis em água que, em primeira estância, ocasiona a redução do pH das chuvas. Dentre as causas de ordem secundária, tem-se: a alteração do teor de acidez do solo e degradação de patrimônios e da vida aquática. Os Potenciais de Acidificação (PA) são em geral descritos em quilograma de dióxido de enxofre equivalente por quilograma de emissão ( $\text{kg SO}_2 \text{ eq/ kg emissão}$ ) (GUINÉE et al., 2002);
- b) Eutrofização: refere-se ao enriquecimento de corpos hídricos e do solo por disposição de nutrientes, que eleva a produção de biomassa nesses meios. O excesso de biomassa ocasiona o aumento da taxa de consumo de oxigênio livre pelo processo de decomposição da matéria, alterando as condições naturais desses ambientes e afetando a biodiversidade local. O Potencial de Eutrofização (EUT) é em geral expresso como quilograma de fósforo equivalente por quilograma de emissão ( $\text{kg P}_{\text{eq}}/\text{kg emissão}$ ) (HUIJBREGTS et al., 2003);
- c) Aquecimento global: representa o aumento da radiação infravermelha na superfície terrestre, proveniente em especial da crescente quantidade de  $\text{CO}_2$ , óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), gás metano ( $\text{CH}_4$ ), aerossóis e outros gases na atmosfera, que impedem a dispersão dos raios solares, contribuindo com o aumento das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE). Os Potenciais de aquecimento global (PAG) costumam ser indicados em quilograma de dióxido de carbono equivalente por quilograma de emissão ( $\text{kg CO}_2 \text{ eq/ kg emissão}$ )(HAUSCHILD et al., 2013);
- d) Depleção abiótica: representa a redução de recursos naturais não bióticos utilizados como insumos no sistema de produto, como combustíveis fósseis e minérios. O fator de impacto de Depleção Abiótica (DA) se origina do quociente entre o consumo de certo recurso natural e sua oferta (GUINÉE et al., 2002);

- e) Formação fotoquímica de ozônio: nevoeiro decorrente da reação fotoquímica entre óxidos de nitrogênio e substâncias orgânicas voláteis, também denominada de *Smog*, capaz de reduzir a atividade fotossintética da flora pela redução de luminosidade solar. Os fatores que descrevem o Potencial de formação de foto-oxidantes (FFO) se referem em quilograma de etileno equivalente por quilograma de emissão ( $\text{kg C}_2\text{H}_{4\text{eq}}/\text{kg}$  emissão) (FRISCHKNECHT et al., 2007);
- f) Ecotoxicidade terrestre: remete ao impacto causado sobre ecossistemas terrestres por substâncias tóxicas emitidas para o ar, solo ou água. São consequências finais deste impacto efeitos como a redução da produção agrícola, biodiversidade da flora e da fauna. O Potencial de ecotoxicidade (ECT) costuma ser descrito em termos de quilograma de 1,4 diclorobenzeno equivalente por quilograma de emissão ( $\text{kg 1,4 DB}_{\text{eq}}/\text{kg}$  emissão) (HUIJBREGTS et al., 2017);
- g) Depleção da camada de ozônio: redução da camada de ozônio existente na estratosfera, que permite a passagem de radiação ultravioleta à superfície terrestre, aumentando a ocorrência de problemas de pele, doenças oculares e interferências no ecossistema. O modelo de caracterização utilizado para medir impactos dessa natureza foi desenvolvido pela Organização Meteorológica Mundial (WMO) e define o Potencial de depleção de camada de ozônio (PDCO) de diferentes gases na forma de quilograma de clorofluorcarbono-11 equivalente por quilograma de emissão ( $\text{kg CFC-11}_{\text{eq}}/\text{kg}$  emissão) (GUINÉE et al., 2002);
- h) Toxicidade humana (TH): emissão de substâncias tóxicas nos compartimentos de ar, solo ou água, sob a forma de compostos aromáticos, metais, agroquímicos, entre outros, que podem causar problemas à saúde do homem ao serem inaladas ou ingeridas. Os fatores de caracterização para TH são calculados considerando critérios como destino, exposição e efeitos das substâncias tóxicas em horizonte temporal infinito, sendo descritos, assim como o ECT, em termos de quilograma de 1,4 diclorobenzeno equivalente por quilograma de emissão ( $\text{kg 1,4 DB}_{\text{eq}}/\text{kg}$  emissão) (HUIJBREGTS et al., 2017);
- i) Consumo de água (CA): uso de água para situações em que ela seja incorporada ao produto, despejada em corpos d'água ou evaporada (HUIJBREGTS et al., 2017);

- j) Demanda de energia primária (DEP): através do método de Demanda Cumulativa de energia (DCE), considera as contribuições das fontes de energia envolvidas no sistema em análise ponderando-as nas formas de recursos naturais renováveis (biomassa, eólica, água) e não-renováveis (fósseis, nuclear e biomassa).

A etapa de Classificação agrupa os aspectos ambientais que constam do ICV em relação as categorias de impacto selecionadas para tomar parte da AICV. Essa atividade é necessária, pelo fato de certos aspectos ambientais poderem contribuir para mais de um impacto. Os aspectos ambientais podem ser computados mais de uma vez durante a classificação, desde que os impactos por eles ocasionados sejam independentes entre si (ROSA, 2019).

Na Caracterização, os resultados aglutinados no ICV são correlacionados às categorias de impacto de forma quantitativa. O processo ocorre por meio da aplicação de fatores de equivalência, que são representados por uma substância (ou padrão) capaz de expressar a magnitude de contribuição de outros precursores que contribuem para aquele potencial de impacto. Logo, o impacto ambiental total da categoria pode ser determinado a partir da aplicação da Equação 1 indicada a seguir:

$$S_j = \sum Q_{ij} \times m_i \quad (1)$$

Sendo:

$S_j$ : impacto total da categoria de impacto ( $j$ );

$Q_{ij}$ : fator de equivalência para a carga ambiental ( $i$ ) na categoria de impacto ( $j$ ).

$m_i$ : quantidade da carga ambiental ( $i$ ) associada às correntes de matéria e energia calculadas no ICV;

Os resultados de desempenho ambiental das categorias de impacto selecionadas para certo estudo serão colocados lado a lado, estabelecendo assim o Perfil de Impactos Ambientais associado à função em estudo.

A Normalização é o primeiro dos procedimentos não obrigatórios da etapa de AICV. A partir dela pode-se expressar os valores das categorias que compõe o Perfil de Impactos na forma de uma mesma referência. Dessa forma, os desempenhos em cada categoria passam não apenas a ser comparáveis, como também podem ser somados para compor um Indicador Único de desempenho.

A normalização se dá por meio da divisão da carga total de uma categoria de impacto pela magnitude real desta mesma categoria ao longo de certo tempo, ou para certa área, ou ainda, sobre um número determinado de pessoas de uma comunidade. O Perfil Normalizado de Impactos Ambientais resultada da aplicação do procedimento de normalização ao perfil de impactos ambientais (SAKAMOTO et al., 2019).

O Agrupamento tem por objetivo reordenar as categorias de impacto. Baumann e Tillman (2004) pleiteiam que o agrupamento traz benefícios para a apresentação dos resultados, que se tornam mais compreensíveis para o leitor. Por outro lado, as autoras alertam para o fato de que o uso de fatores subjetivos, que são usuais na implementação desse procedimento pode inadvertidamente disfarçar os resultados, comprometendo sua confiabilidade.

A ponderação consiste em um procedimento quali-quantitativo, em que as categorias de impactos são relacionadas entre si para efeito de avaliação de importância. O intuito dessa atividade é semelhante ao da normalização, de criar um indicador de desempenho ambiental para o objeto de estudo. No entanto, aquele índice seria composto tendo em conta o grau de importância de cada categoria de impacto. Critérios de ordem social, econômica, técnica, e até científica, são adotados para a composição dos pesos a serem atribuídos a cada categoria de impacto (ROSA, 2019). Feito isso, a ponderação pode ser implementada a partir da aplicação da Equação 2:

$$X = \sum W_j \times N_j \quad (2)$$

Onde:

$X$ : índice ambiental;

$W_j$ : fator de ponderação para a categoria de impacto ( $j$ );

$N_j$ : resultado normalizado do impacto ( $j$ ).

A subjetividade é também uma característica inerente ao processo de ponderação, visto que sua condução passa necessariamente por premissas de caráter social baseadas na importância e na relevância percebidas de certo impacto (BAUMANN; TILLMAN, 2004a). Contudo, Sakamoto et al. (2019) comentam que a ponderação pode ter um perfil racional com o uso de teorias de decisão, pelo fato destas serem desenvolvidas a partir de bases e ditames científicos.

#### 3.4.4.4 Interpretação

A Interpretação tem como objetivo verificar aspectos estruturais da ACV. Essa análise é realizada com o propósito de aferir se premissas conceituais e metodológicas, e procedimentos operacionais (como de coleta e tratamento de dados ou de tratamento de multifuncionalidades) foram conduzidos de maneira consistente com as diretrizes ou padrões, definidos para o estudo. A Interpretação afere também aspectos associados à modelagem do ciclo de vida, em termos de completeza, representatividade e consistência dos dados. Essa análise tem caráter iterativo, se difundindo, portanto, por todas as etapas da ACV. Seus resultados podem motivar ajustes em elementos de uma, ou mais, dessas fases. Assim sendo, a Interpretação pode ser vista como um mecanismo que propicia melhorias contínuas ao estudo de ACV com vistas a elevar os graus de precisão, acurácia e, de maneira geral, qualidade dos resultados obtidos (ABNT, 2009a).

### 3.4 AVALIAÇÃO ECONÔMICA

Existem vários métodos que permitem realizar a avaliação econômica de determinado processo industrial (GRIPP, 2014); no entanto, os bens não mercantis, ou seja, aqueles em geral intangíveis em termos econômicos, podem ter seu valor determinado por avaliação monetária, que é a prática de tornar medidas de impactos sociais e biofísicos em unidades pecuniárias (PIZZOL et al., 2015).

A Avaliação Monetária é aplicada na análise de custo-benefício com o propósito de comparar diferentes impactos e/ou custos-benefícios econômicos. O Valor Econômico Total (VET) de um bem não mercantil consiste da soma de seus valores de uso e não uso (TURNER; PEARCE; BATEMAN, 1994), ou ainda, como acrescentam Marques e Liz (2020), também os valores de opção e de existência. O valor de opção é o valor atribuído no presente para que, no futuro, os serviços prestados pelo meio possam ser utilizados. O valor de existência se aplica a certos recursos ambientais (florestas, animais em extinção), mesmo não havendo qualquer intenção de utilizá-los, nem atual, e nem futuramente. Ele advém de uma posição ética, moral, cultural ou altruísta.

O escopo da avaliação monetária consiste em estimar o valor de pequenas alterações (marginais) na disponibilidade de bens não mercantis. A disponibilidade de mudanças pode se referir à quantidade (ou qualidade) de um bem, e ao serviço que ele fornece à sociedade. O que se mede nesse caso é a disposição de pagar dos indivíduos para evitar a mudança, ou a vontade de aceitar uma compensação para consentir na mudança.

A avaliação monetária é criticada por aspectos éticos – posto que alguns valores podem não ser negociáveis –, por atribuir valor monetário à vida humana ou a biodiversidade, e, por

ser (excessivamente) arbitrária em relação às escolhas de valor, e limitada por inseguranças inerentemente altas e falhas metodológicas (PIZZOL et al., 2015).

A avaliação monetária pode apoiar a tomada de decisões, sendo prática comum na Análise de Custo-Benefício (ACB) de projetos públicos e privados com impactos econômicos, ambientais e sociais. Muito embora bastante difundida na ACB, não há registros na literatura científica de aplicações de Avaliação Monetária em associação com ACV (PIZZOL et al., 2015). Ainda assim, esta pode ser vista como uma abordagem com bom potencial de aplicação junto do procedimento de ponderação daquela técnica. Nessa situação, a conversão de impactos para uma mesma unidade a partir da avaliação monetária permite uma comparação direta entre os diferentes impactos que integram o perfil ambiental do objeto em estudo. Essa forma de ação aparece como alternativa a métodos usados com frequência pela ponderação como ‘painel de especialistas’ e ‘medida de distanciamento do alvo’ (TURNER; PEARCE; BATEMAN, 1994).

A aplicação da Avaliação Monetária no contexto da ACV apresenta desafios diferentes de sua integração (convencional) com a ACB, além de requerer abordagens que permitam avaliar diversos impactos potenciais agregados ao longo do ciclo de vida e em diferentes pontos da cadeia de impacto.

Dentre os vários métodos para monetização destacam-se nesse universo as propostas de Stepwise 2006 (WEDEMA et al., 2013; PIZZOL et al., 2015) e Ecovalue 2008 (AHLROTH; FINNVEDEN, 2011) que utilizam premissas e taxas de conversão, para a conversão do impacto ambiental calculado por uma ACV e valor monetário. As duas técnicas usam dados europeus para efeito de monetização desses efeitos (AHLROTH; FINNVEDEN, 2011; WEDEMA et al., 2013). Os métodos Stepwise 2006 e Ecovalue 2008 proporcionam uma conotação sistêmica à Avaliação Econômica do estudo, aproximando assim a abordagem econômica da ambiental, promovida pela ACV.

Marques (2020) sintetiza o processo de Valoração Ambiental mostrando as controvérsias existentes na aplicabilidade deste campo de pesquisa, principalmente por se tratar de um ramo da ciência que envolve o comportamento humano. O autor explica a evolução da valoração dividindo-a em Economia do Meio Ambiente e Economia Ecológica. A Economia do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais fundamenta-se no ambiente como bem público, e classifica os efeitos ambientais com externalidades geradas pelo funcionamento da economia.

Os valores dos bens e recursos ambientais, assim como dos impactos não captados na esfera de funcionamento do mercado por falha no seu funcionamento, podem ser estimados na medida em que se possa descobrir a disposição da sociedade em pagar pela preservação ou conservação dos recursos e serviços ambientais.

Ainda no âmbito econômico, tem-se a Economia Ecológica. Em linhas gerais, esta consiste em uma abordagem que procura entender a economia e sua interação com o ambiente a partir dos princípios físicos e ecológicos. Nessa leitura, os métodos de valoração aplicam o montante total de energia capturada pelos ecossistemas como estimativa do seu potencial para a realização do trabalho útil para a economia. A Economia Ecológica pode utilizar do conceito de Produção Primária Bruta, uma medida da energia solar utilizada pelas plantas para fixar carbono. O índice de energia solar é convertido em equivalente de energia fóssil e este, em unidades monetárias, utilizando-se uma relação entre Produto Interno Bruto (PIB) e o total de energia usado pela economia (MARQUES, 2020).

A Análise Emergética é outro método que considera fluxos de matéria e energia, bem como, informações que ocorrem em um sistema, transformando-os em base única, descrita a partir de unidades de energia solar, e também usa o PIB para encontrar valores econômicos para os sistemas ambientais (MARQUES, 2020).

### 3.5 ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA

O conceito de ecoeficiência destacou-se por ser tema de discussão no *Earth Summit*, realizado no Rio de Janeiro, em 1992. Nesta conferência, essa leitura foi apresentada como um conjunto de ações que as empresas incorporam para contribuírem com o desenvolvimento sustentável. A partir daí, o conceito foi se tornando importante na esfera da gestão empresarial internacional conduzindo o setor a discussões sobre o assunto (FERRAZ, 2015).

Outra definição conhecida é a de Huppés e Ishikawa (2005). Segundo esses autores, ecoeficiência é um recurso para a investigação da sustentabilidade, que indica uma relação prática de atividades econômicas entre custo, ou valor ambiental, e impacto ambiental. No mesmo ano, Gabriel e Braune explicitam que a ecoeficiência visa a melhoria do relacionamento entre aspectos econômicos e ambientais de uma atividade (GABRIEL; BRAUNE, 2005).

A *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OECD) define o termo ecoeficiência como “a eficiência com que os recursos ambientais são utilizados para atender as necessidades dos homens” (OECD, 2008). De sua parte, Vercalsteren, Spirinckx e Geerken (2010, p. 228), a conceituam como a melhoria ambiental de sistemas globais sem depreciar seus aspectos econômicos. Os autores explicam que a abordagem busca estabelecer uma relação de eficiência entre o valor do produto (ou serviço) e seus aspectos ecológicos. Destaca-se, por fim, a definição dada pelo *World Business Council of Sustainable Development* (WBCSD) para o termo, descrevendo-o como:

[...] entrega de bens e serviços com preços competitivos que satisfazem as necessidades humanas e trazem qualidade de vida, enquanto reduzem progressivamente o impacto ecológico e a intensidade de recursos ao longo do ciclo de vida, a um nível condizente com a capacidade da terra [...] (FET; MICHELSEN, 2002, p. 3).

O conceito de ecoeficiência praticado pelo WBCSD é bem aceito pelas comunidades empresarial e acadêmica, e por gestores públicos. Assim, decidiu-se fazer uso da abordagem também para efeito deste estudo.

De acordo com Piotto (2003), é possível relacionar sete dimensões da ecoeficiência para empresas que fabriquem produtos ou provenham serviços sempre com a intenção de encontrar melhorias em termos ambientais. São elas:

- a) Reduzir a intensidade do consumo de materiais em produtos e serviços;
- b) Reduzir a intensidade do consumo de energia em produtos e serviços;
- c) Reduzir a dispersão de compostos tóxicos;
- d) Promover a reciclagem;
- e) Maximizar o uso de recursos renováveis;
- f) Estender a durabilidade dos produtos; e
- g) Aumentar a intensidade do uso de produtos e serviço

Huppés e Ishikawa (2005b) discorrem sobre tipos de indicadores de ecoeficiência que podem ser viáveis devido às variações apresentadas quando se trata das dimensões ambiental (impacto, ou mesmo, melhoria ambiental) e econômica (valor de produção, ou até, custo). Os autores discutem também onexo entre os desempenhos econômico e ambiental, bem como a necessidade de se analisar os efeitos do aumento de custo da produção associado à melhoria ambiental realizada. A Tabela 7 apresenta a relação entre as duas vertentes.

Tal correlação não é simples de ser transcrita. Ela compara as razões inversas entre dois dos pilares da sustentabilidade; a saber: razão **econômica** dividida por **impacto ambiental**; e, razão do **impacto ambiental** dividido pelo resultado **econômico**.

Nesse caso, o foco muda a variável econômica com redução do custo das melhorias ambientais investigadas. Essa análise pode ser combinada inversamente com valor máximo para produção e o mínimo impacto ambiental. Para que isso ocorresse adequadamente, criaram-se métodos próprios de quantificação desses indicadores, que são adaptados às necessidades da instituição



a que se destina o estudo (PIOTTO, 2003). De início, obteve-se êxito na mensuração dos custos econômicos e impactos ambientais de produtos semelhantes partindo de diferentes abordagens. No entanto, imprecisões podiam ainda ser vistas quando da comparação dos indicadores, devido principalmente a diversidade de métodos de verificação.

Tabela 7 – Tipos de relação entre as dimensões econômica e ambiental

Dimensões da Sustentabilidade	Produto ou produção primária	Melhoria ambiental primária
<u>Econômica</u> <u>Ambiental</u>	Valor de produção por unidade de impacto ambiental, ou produtividade ambiental	Custo por unidade melhoria ambiental, ou custo de melhoria ambiental
<u>Ambiental</u> <u>Econômica</u>	Impacto ambiental por unidade de valor de produção, ou intensidade ambiental	Melhoria ambiental por unidade de custo, ou eficácia de custo ambiental

Fonte: Adaptado de Huppés e Ishikawa (2005b).

Essa dificuldade inspirou a elaboração da norma ISO 14045 (ABNT, 2014), que busca padronizar as análises de ecoeficiência por meio de orientações como: estabelecimento de uma terminologia clara; criação de estrutura metodológica comum; orientações práticas quanto ao uso da análise de ecoeficiência para diferentes sistemas produtivos; métodos para interpretação de resultados, além de incentivo a comunicação clara e inequívoca (ABNT, 2014).

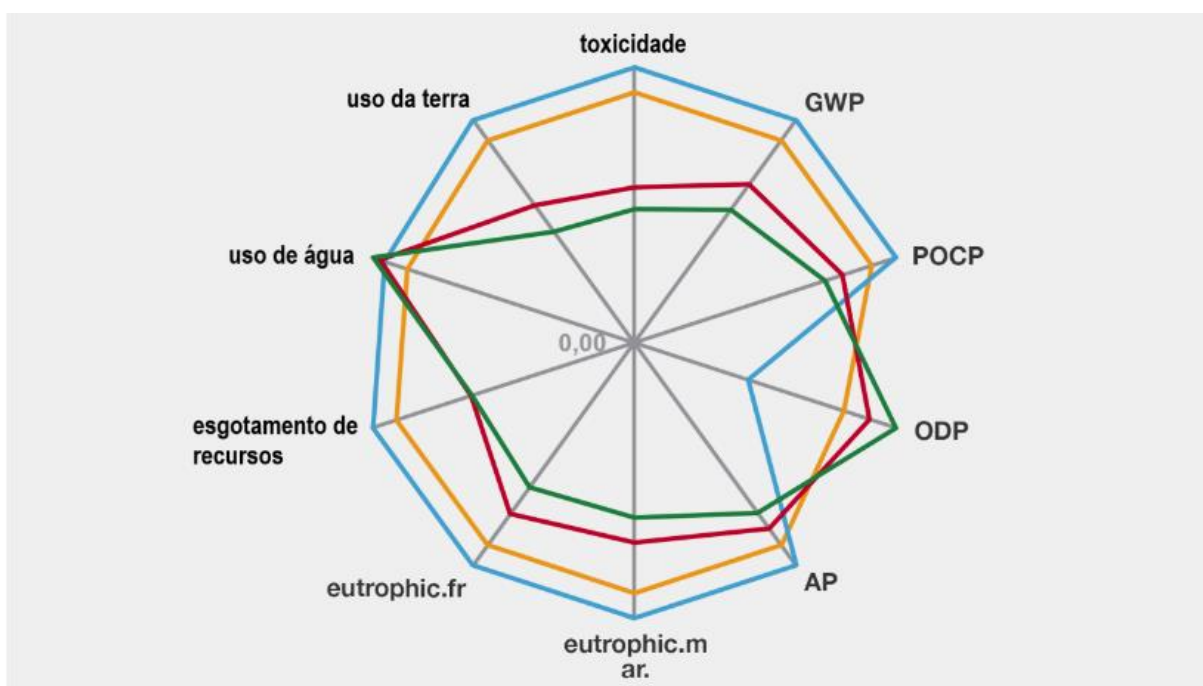
Guardando aderência com a abordagem sistêmica da ACV, alguns métodos de análise de ecoeficiência decidiram adotar essa lógica para suas avaliações. Isso ocorreu, por exemplo, com o método BASF que qualifica, comparativamente, impactos ambientais e custos gerados no transcorrer dos ciclos de vida de produtos que exerçam a mesma função.

O método é um dos precursores no campo da análise de ecoeficiência. Para a avaliação econômica são considerados custos de insumos, mão-de-obra, energia, capital de investimento, manutenção e transporte sempre desde a extração dos recursos naturais, que comporão cada insumo, até a manufatura do bem de consumo sob avaliação. São também contabilizados custos relativos ao uso do produto e seu descarte final, quando leituras com essa amplitude se fazem necessárias. Por lidar com valores presentes e futuros ao longo do ciclo de vida, a análise de custos faz uso de indicadores como Valor Presente Líquido (VPL) e Taxa Interna de Retorno (TIR). A avaliação ambiental segue orientações descritas nas normas ISO 14040 (ABNT, 2009a) e ISO 14044 (ABNT, 2009b). Os indicadores que definem essa dimensão são divididos em categorias: consumo de matérias-primas e de água, uso do solo, potencial de toxicidade

humana, eutrofização, acidificação, empobrecimento do ozônio, criação fotoquímica de ozônio e mudanças climáticas (BASF, 2020).

Para cada categoria são somados os dados referentes aos impactos ambientais do ciclo de vida, não sem antes normalizá-los em relação à alternativa com o maior impacto nessa área. Atribui-se valor unitário à alternativa de maior impacto; ou seja, à menos favorável. As demais alternativas são avaliadas por comparação a esse resultado. Após a normalização, os impactos ambientais relativos podem ser comparados graficamente produzindo uma ‘impressão digital ambiental’ (*Environmental fingerprint*). Um exemplo da forma de expressão desse recurso aparece indicado na Figura 5 para um caso em que são comparados os desempenhos ambientais de quatro produtos pelo Método BASF de análise de ecoeficiência. No caso em questão, cada cor irá representar uma alternativa de produto diferente. A *Environmental fingerprint* permite identificar, sempre de forma relativizada, os benefícios e ônus ambientais associados a cada alternativa (UHLMAN; SALING, 2010).

Figura 5 – Exemplo de impressão digital ambiental gerada pelo método BASF



Fonte: Adaptado de BASF (2020).

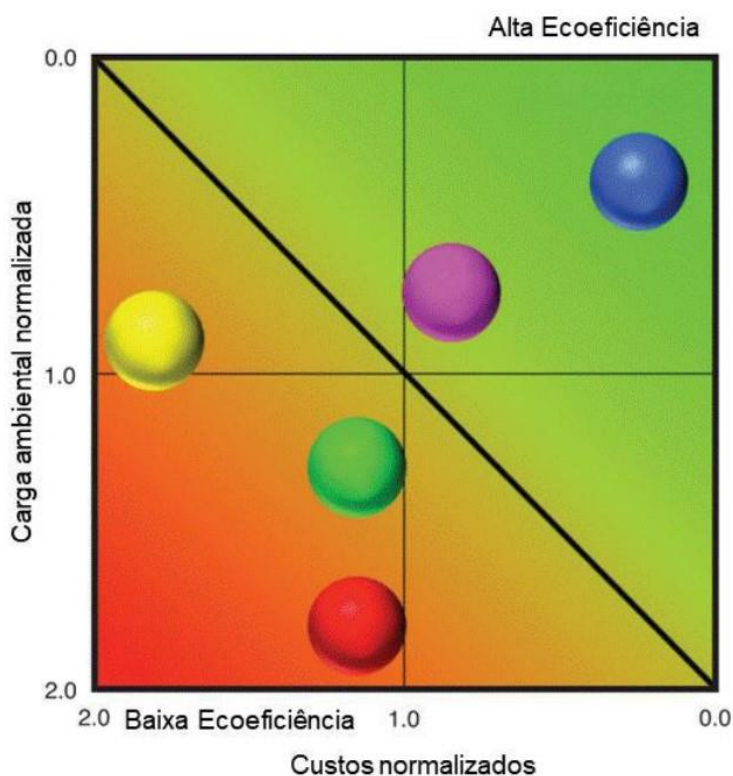
O método BASF requer um procedimento de ponderação para combinar os resultados normalizados da impressão digital ambiental em indicador único. Muito embora condicionado a juízo de valores, esse procedimento permite quantificar o impacto ambiental acumulado de cada alternativa em análise, bem como saber que categorias de impacto influenciam com mais

intensidade o resultado. O processo de ponderação incorpora fatores de relevância científica e social (UHLMAN; SALING, 2010).

Na análise de ecoeficiência, avaliações dos custos e impactos ambientais são realizadas separadamente. No entanto, para que os resultados de ambas as dimensões sejam integrados, e assim, possam orientar estratégias de tomada de decisão, o método prevê um procedimento de associação.

Concluídas as análises individuais, a pontuação do impacto econômico é combinada àquela para o impacto ambiental, gerando um diagrama biaxial como mostrado na Figura 6. Cada esfera representa uma alternativa, que têm descritos em ordenadas seus impactos ambientais e em abcissas os custos. No arranjo, a alternativa de maior ecoeficiência será aquela cuja distância perpendicular à linha diagonal na direção do quadrante superior direito for maior (no caso da figura, a esfera azul) e, por conseguinte, a menos indicada remete à situada no quadrante inferior esquerdo (na figura abaixo, a esfera vermelha) (UHLMAN; SALING, 2010).

Figura 6 – Exemplo dos resultados da análise de ecoeficiência.



Fonte: Adaptado de Uhlman e Saling (2010).

Neste estudo a dimensão ambiental será avaliada a partir da aplicação da ACV para uma abordagem do tipo 'berço ao túmulo', ao passo que a dimensão econômica será verificada

via composição de custos amparada pelos métodos Stepwise 2006 e Ecovalue 2008 (AHLROTH; FINNVEDEN, 2011; WEDEMA et al., 2013; PIZZOL et al., 2015). A opção por essas métricas corrige uma imprecisão – algo frequente em estudos econômico-ambientais – de dissintonia entre os escopos de aplicação utilizados para cada dimensão.

Outros dois critérios que justificam as escolhas da ACV e dos métodos *Stepwise* 2006 e *Ecovalue* 2008 para integrar o estudo são:

- a) grande abrangência, para que as perspectivas da avaliação econômica e ambiental possam ser caracterizadas em todas as suas peculiaridades; e
- b) capacidade de abordar tanto questões de relevância geral (identificando efeitos sinérgicos e/ou deletérios da integração de impactos ambientais e custos sobre os processos de lavagem de roupa como um todo), quanto de relevância específica (em que o efeito da referida integração pode ser medido por estágio dos ciclos de vida em análise).

### 3.7 ESTUDOS ACADÊMICOS SOBRE O TEMA

A condução de um levantamento bibliográfico para identificar análises integradas, de cunho ambiental e econômico de agentes de lavagem de roupas trouxe poucos resultados. De qualquer forma, estes passam a ser descritos brevemente a seguir com o objetivo de situar o leitor quanto ao atual estado da arte relacionado ao tema.

Boulay et al. (2015) realizaram estudo de pegada hídrica de detergente para lavagem de roupa. A análise, que ocorreu em lavanderias utilizando dados como disponibilidade de água e impacto de degradação, usa de indicadores de escassez e poluição (eutrofização, acidificação e ecotoxicidade). O estudo mostrou que a pegada hídrica, pode ser aplicada a detergentes para lavagem de roupa, mas que a disponibilidade local/regional do recurso condiciona de forma significativa os resultados.

Zhong et al. (2013) investigaram a influência de amaciantes de amino-silicone e poliéter na remoção de manchas de tecido, e a manutenção da brancura durante a lavagem doméstica. O estudo apontou vantagens no uso de poliéter-silicone sobre amaciantes amino-siliconados.

Ainda com a intenção de encontrar agentes para lavagem de roupas que não trouxessem prejuízos ao ambiente Gotoh (2010) propôs um critério para medição de efetividade de lavagem líquida. Para tanto, efetuou-se a lavagem de tecidos tanto com água, como usando diferentes solventes orgânicos. A detergência foi avaliada a partir da mudança na refletância da

superfície antes e depois da limpeza. A adição de álcalis e surfactantes elevou de maneira considerável a eficiência de remoção de quaisquer contaminantes. Testou-se também a lavagem ultrassônica em soluções aquosas, mas, inesperadamente, a detergência da maioria das roupas não aumentou em comparação ao resultado obtido via agitação convencional.

Estudos da literatura que relacionam agentes de lavagem e ACV têm por característica comum analisar um desses produtos. É esse o caso Subramanian e Golden (2016) que conduziram uma ACV para detergentes lava-roupa com o propósito de corrigir lacunas de dados do Inventário do Ciclo de Vida. O estudo contou com o aporte de especialistas para inclusão de dados faltantes.

Saouter e Van Hoof (2002) usaram ACV para a elaboração de um banco de inventários de ciclo de vida de detergentes lava-roupa produzidos pela *Procter & Gamble* (P&G). A análise levou em conta o perfil europeu de usuários para modelar consumos e emissões associados ao uso dos produtos. Saouter e Van Hoof observaram que o fato de consumir mais energia nessa atividade transformava-a na fonte principal de impactos do ciclo de vida independentemente do detergente utilizado no processo. Por essas e outras evidências, os autores concluíram que uma associação entre os hábitos dos consumidores e as características da rede elétrica local acabam por influenciar de maneira decisiva o processo de lavagem.

Destaca-se, por fim, o estudo de Flückiger (1999) que comparou lavagens a úmido e a seco (nesse caso, usando tetracloroetano, solvente de hidrocarboneto, CO<sub>2</sub> líquido) por meio de ACV. Flückiger constatou que tecnologias de lavagem a seco que se valem de tetracloroetano e hidrocarbonetos apresentaram desempenhos ambientais bastante semelhantes que, no entanto, são superados pelo da rota que usa CO<sub>2(l)</sub>. A lavagem a úmido obteve o pior resultado de toda a série por conta do elevado consumo de energia que a ela está associado.

Tais constatações apenas reforçam a necessidade de se analisar os desempenhos ambiental e econômico de alternativas de lavagem de roupa para cenários vigentes de mercado e capacidade de suporte, usando de recursos metodológicos recentes, e propondo ações que tragam ganhos potenciais de eficiência para aqueles processos em ambas as dimensões.

#### 4 MÉTODO DE TRABALHO

Um método de trabalho específico foi constituído para atender a contento aos objetivos definidos para esta pesquisa. Este se compõe das seguintes etapas:

- a) Realização de levantamento junto a literatura científica para identificar tecnologias de fabricação de detergentes nas formas líquida e em pó, amaciante, e do tratamento de efluentes derivados do processo doméstico de lavagem de roupas. Para tanto, foram consultadas fontes como enciclopédias que descrevem e discorrem a respeito de processos químicos, compêndios técnicos, teses e dissertações que tratam desses temas, assim como artigos científicos, recolhidos junto a bases de dados nacionais e internacionais;
- b) Aplicação de critérios que permitissem selecionar, dentre as opções identificadas, arranjos que caracterizem de maneira consistente e representativa os ciclos de vida de processos domésticos de lavagem de roupa, para cada modalidade de agente de lavagem. As variantes dessas lógicas foram especificadas sob a forma de cenários de estudo;
- c) Coleta, e tratamento, de dados que caracterizassem os arranjos selecionados na etapa (b), com nível de profundidade adequado para gerar modelos processuais. Como parte desse processo, além de informações sobre os agentes de lavagem de uso mais frequente na lavagem doméstica de roupas, e a respeito de suas respectivas cadeias de manufatura, foram definidos um tipo de máquina de lavar capaz de representar variados modelos e capacidades desse equipamento no exercício daquela função, e a programação de lavagem mais comumente utilizada. Ainda nessa etapa coletaram-se dados quantitativos para descrever os consumos de recursos e emissões de matéria e energia relacionados a cada atividade;
- d) Aplicação da técnica de ACV para cada modelo gerado na etapa (c), com o propósito de se obter os respectivos diagnósticos de desempenho ambiental de cada arranjo. Os perfis de impacto foram elaborados para um escopo de aplicação da ACV do tipo ‘berço ao túmulo’, que levaram em conta para os casos presentes: (i) as cadeias de manufatura dos ativos que compõem cada formulação de detergente, e do amaciante; (ii) serviços de lavagem per se; (iii) produção de água, e geração de eletricidade, que foram utilidades usadas nos diferentes estágios dos ciclos de vida; e, (iv) tratamento dos efluentes originados em cada situação analisada;
- e) Aplicação de uma abordagem correlata e aderente com os métodos *Stepwise* 2006, e *Ecovalve* 2008 para determinação dos perfis de desempenho econômico de cada qual dos processos analisados;
- f) Aplicação de uma variante do método BASF para Análise de Ecoeficiência para que se pudesse verificar efeitos sinérgicos, e/ou deletérios, da integração das dimensões ambiental e econômica de cada situação sob análise;

- g) Análise crítica dos resultados obtidos com vistas, principalmente, a identificar focos potenciais de melhoria ambiental e econômica dos serviços de lavagem de roupa;

#### 4.1 IDENTIFICAÇÃO DE PROCESSOS DE LAVAGEM DE ROUPA

O levantamento de formas e processos de identificação de lavagem de roupa convergiu para diferentes opções de detergentes e condições de operação, que, naturalmente, repercutiram sobre a forma de condução do estudo. Após verificar costumes e hábitos da população brasileira percebeu-se que as formas em pó de detergente ainda se sobrepõem à forma líquida na preferência do consumidor quando a limpeza da roupa ocorre em escala doméstica com auxílio de máquinas de lavar. Além disso, agentes amaciantes são também utilizados com alta frequência, a despeito de sua qualidade e preço (ANEL, 2020).

A forma de operação das máquinas de lavar é, por outro lado, bastante eclética quanto à programação. Nesse caso, não foi possível identificar tendências ou correlações com outras variáveis envolvidas no processo. De qualquer forma, dois parâmetros foram selecionados para especificar o ciclo de lavagem; são eles:

- a) o volume de água injetado na cuba da máquina, que por ter seção regular, acaba sendo descrito, simplesmente, pelo nível de água naquele espaço, como ‘extra baixo’, ‘baixo’, ‘médio’ ou ‘alto’; e,
- b) a intensidade de agitação da roupa, que pode ser dos tipos ‘turbo’, ou ‘normal’.

A combinação de todas as variantes desses quesitos originou um universo de dezesseis cenários de análise, para os quais foram determinados desempenhos ambiental e econômico.

#### 4.2 MODELAGEM DO CICLO DE VIDA

A ACV foi aplicada com o intuito de quantificar os impactos ambientais associados a cada uma das dezesseis diferentes situações selecionadas para lavagem de roupas, aqui denominadas **casos**, conforme definido a seguir. Para tanto, fez-se uso de ACV do tipo atribucional com enfoque ‘berço ao túmulo’, no qual as cargas ambientais associadas à lavagem de roupa foram computadas desde a extração dos compostos para a fabricação do detergente líquido, do detergente em pó e do amaciante de tecidos até à disposição final dos produtos do tratamento de efluentes do pós-uso dentro de padrões legais. Tal avaliação foi realizada com o auxílio do *software SimaPro Faculty v. 9.1.1.1 de PRé Sustainability*. Os elementos inerentes à modelagem ambiental estão descritos nesta seção.

#### 4.2.1 Definição de objetivo

Assim como já fora antecipado no Capítulo 3 deste documento, a ACV será usada para avaliar o desempenho ambiental da lavagem de roupa. Esses diagnósticos compreenderão um escopo do tipo ‘berço ao túmulo’, que abarca atividades de pré e pós produção desses ciclos de vida. Em todos os casos, a aplicação da ACV do tipo atribucional ocorrerá observando-se as orientações metodológicas descritas nas normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b). Por conta disso, para atender à etapa de definição de objetivo dos estudos, estabeleceu-se que:

- a) Quanto ao objetivo em si, esses estudos buscaram estabelecer diagnósticos de desempenho ambiental de processos de lavagem de roupa, em nível de detalhe adequado para que seja possível identificar de maneira inequívoca as principais fontes de geração de impacto sobre o entorno;
- b) Os propósitos a que se destinam essas análises são: (i) contribuir para o exercício do consumo sustentável identificando as condições menos impactantes para lavagem de roupa; e, (ii) dar respaldo a ações de gestão que visem melhorar o desempenho ambiental dos ciclos de vida estabelecidos para o atendimento daquela função;
- c) Por fim, o público-alvo a que se destinam tais verificações é composto por formuladores de agentes de lavagem, operadores, proprietários e usuários (consumidores), além de outros *stakeholders* ligados de forma direta e indireta aos sistemas antrópicos sob avaliação.

#### 4.2.2 Definição de escopo

Como descrito anteriormente, seguindo a padronização metodológica determinada pelas normas ISO NBR 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b), foram estabelecidos os requisitos técnicos abaixo descritos.

##### 4.2.2.1 Funções dos sistemas de produtos e unidade funcional

A lavagem de roupa é um processo que compreende como produto a roupa limpa em condições de uso, no entanto, para que isso ocorra, são necessários agentes de lavagem, água e, neste caso, energia elétrica para fazer funcionar a máquina de lavar. Para que, além de verificar o perfil ambiental individual de cada sistema, fosse possível também empreender uma análise que os envolvesse de maneira coletiva permitindo comparações, decidiu-se estabelecer a função



a ser cumprida por todos: *‘lavar um conjunto de roupas de características variadas, com intensidade e até o limite em que estas tenham restabelecidas as condições de uso’*.

Tendo a função definida, fixou-se por Unidade Funcional (UF) que quantifica o exercício desta finalidade: *‘lavar 1 kg de roupa de características variadas, com intensidade e até o limite em que estas tenham restabelecidas as condições de uso’* em diferentes condições.

#### 4.2.2.2 Sistema de produto a ser estudado

De maneira geral, a lavagem de tecidos em escala doméstica no Brasil é realizada em máquinas com capacidade de carga variando de 6,0 a 17 kg de roupa (BRASIL, 2019b). Para tais condições, o consumo de água durante o processo pode oscilar entre 96 e 310 litros por ciclo de lavagem (MONITOR MERCANTIL, 2019). As máquinas trabalham com ao menos duas cargas de água, sendo a primeira para lavagem em si da roupa, e portanto, em associação com detergentes; e a segunda, para enxágue, que ocorre com o auxílio de amaciante. O consumo de energia para a mesma classe de equipamentos podem variar de 300 a 520 Wh por ciclo de lavagem (BRASIL, 2019b).

Em termos estatísticos, as lava roupas domésticas mais usadas no país têm capacidade de carga superior a 10 kg por ciclo (BRASIL, 2019b). Assim sendo, para descrever as operações nessa etapa do ciclo de vida, para efeito de remoção de sujidades e quantificar consumos e emissões associados, utilizou-se uma Brastemp BWK 11A/220, com capacidade para 11 kg de roupa. O equipamento foi enquadrado na categoria ‘A’ de eficiência energética pelo PROCEL, por dispendir 320 Wh/ciclo dessa utilidade (Figura 7). Além disso, a BWK 11A/220 atinge consumo máximo de água de 136 L/ciclo.

Tal como indicado na Tabela 8, os casos classificados de 1 a 8 tinham detergente líquido e amaciante como agentes de lavagem, enquanto nos casos de 9 a 16 a limpeza do tecido ocorreu com detergente em pó associado. Todas as lavagens foram conduzidas dentro da modalidade de ‘enxágue econômico’, ou seja, apenas um enxágue.

As roupas selecionadas para os ensaios de lavagem seguiram um perfil único. Assim, para todos os casos foram lavadas apenas roupas de algodão, dos tipos *‘t-shirt’*, calça e blusas de *‘moletom’*. Essas peças de vestuário foram usadas com intensidade (solicitação e taxa de exposição) e frequência (diária) semelhantes, a fim de acumular graus de sujidade uniformes.

Figura 7 – Selo PROCEL

<b>Energia</b> (Elétrica)	
Fabricante	LAVADORA AUTOMÁTICA
Marca	Whirlpool
Modelo/tensão (V)	<b>BRASTEMP</b> BWK 11A/220
Mais eficiente	<b>A</b>
Menos eficiente	
CONSUMO DE ENERGIA (kWh/ciclo) (Programa de lavagem normal - água fria)	<b>0,32</b>
Eficiência de lavagem	<b>0,88</b>
Eficiência de centrifugação	<b>A B C D E</b>
A: melhor E: pior	
Capacidade de lavagem (kg)	<b>11,0</b>
Consumo de água (litro/ciclo)	<b>136</b>
<small>Regulamento Europeu Para a Definição Nacional de Consumo de Energia  <small>Unidade de Referência de Lavagem: 60°C/30min</small>  <small>Instruções de instalação e recomendações de uso, veja o Manual do aparelho.</small> </small>	
<b>IMPORTANTE: A REMOÇÃO DESTA ETIQUETA ANTES DA VENDA ESTÁ EM DESACORDO COM O CÓDIGO DE DEFESA DO CONSUMIDOR</b>	

A seleção para o carregamento da máquina em cada lavagem, foi aleatório, separando as peças apenas por cores, para evitar manchas indesejáveis. A formação da carga de roupa seguiu as indicações dadas do fabricante da lavadora quanto à definição (visual) da quantidade de roupa, ou seja, deve ser observado dentro do tambor da máquina o ‘volume’ de roupa colocada (BRASTEMP, 2016). Como os usuários não têm o hábito de pesar as roupas antes de alimentar a máquina, a assistência técnica<sup>4</sup> sugere que: “[...] seja realizada uma inspeção visual da quantidade de roupa presente no interior da máquina, com uma divisão do tambor em quatro níveis, e tendo sempre em conta, o nível de água a ser selecionado [...]”.

Após a colocação das roupas na máquina, essas foram retiradas, pesadas e retornadas ao equipamento. O detergente e o amaciante foram dosados nos respectivos compartimentos seguindo também os procedimentos indicados pelo fabricante (Tabela 8). Na coluna referente às quantidades de detergente, está indicado mL nos casos em que se usou o detergente líquido e g para os casos em que foi usado o detergente em pó.

<sup>4</sup> OLIVEIRA, T. Assistência técnica da Brastemp. [São Paulo], 21 de abr. 2021. Comunicação pessoal.

Tabela 8 – Organização dos ensaios com as medidas aplicadas

Caso	Nível de água	Tipo de agitação	Tipo de detergente	Efluente (L)	Detergente (mL ou g)	Amaciante (mL)	Roupa suja (kg)
<b>1</b>	Extra baixo	Turbo	Líquido	62,6	20	10	2,4
<b>2</b>	Baixo	Turbo	Líquido	88,1	35	12	3,1
<b>3</b>	Médio	Turbo	Líquido	133,8	36	15	4,4
<b>4</b>	Alto	Turbo	Líquido	156,2	50	29	4,3
<b>5</b>	Extra baixo	Normal	Líquido	62,2	20	10	1,0
<b>6</b>	Baixo	Normal	Líquido	87,9	35	12	2,8
<b>7</b>	Médio	Normal	Líquido	133,8	36	15	3,2
<b>8</b>	Alto	Normal	Líquido	156,2	50	29	8,6
<b>9</b>	Extra baixo	Turbo	Pó	62,1	20	8	1,3
<b>10</b>	Baixo	Turbo	Pó	87,1	30	10	2,2
<b>11</b>	Médio	Turbo	Pó	133,2	50	15	2,4
<b>12</b>	Alto	Turbo	Pó	153,6	60	29	4,0
<b>13</b>	Extra baixo	Normal	Pó	62,5	20	8	1,5
<b>14</b>	Baixo	Normal	Pó	86,3	30	10	2,3
<b>15</b>	Médio	Normal	Pó	131,3	50	15	3,1
<b>16</b>	Alto	Normal	Pó	153,9	60	29	4,4

Todo o efluente foi coletado em um tambor previamente higienizado. Ao término do ciclo de lavagem, o efluente foi homogeneizado e foi coletada uma amostra de 1 L, para encaminhar ao laboratório para análises de Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A roupa foi novamente pesada para verificar a massa de efluente que ficou retida na roupa para secagem natural. Foi então calculado o volume de água utilizado em cada ciclo.

O detergente líquido utilizado nos ensaios foi o OMO Proteção Micelar, assim como OMO Proteção Micelar em pó e o amaciante foi o Amaciante Concentrado Comfort Hydra Serum. A água utilizada foi de abastecimento público, proveniente do sistema de tratamento de água da Sabesp, da mesma forma a energia elétrica também foi da rede pública, que utiliza o sistema de distribuição da ENEL.

A avaliação da eficiência da prática da lavagem é realizada com acurácia visual em contraste com as investigações laboratoriais e procedimentos de triagem (SMULDERS, 2005). Este trabalho foi realizado com roupa cuja sujidade foi adquirida naturalmente, com o uso dentro da residência. O objetivo deste tipo de experimento é obter resultados que podem ser considerados muito mais realistas, seguindo os critérios que as pessoas comuns realizam no seu cotidiano. Diante da impossibilidade de abranger todo o espectro de condições que se

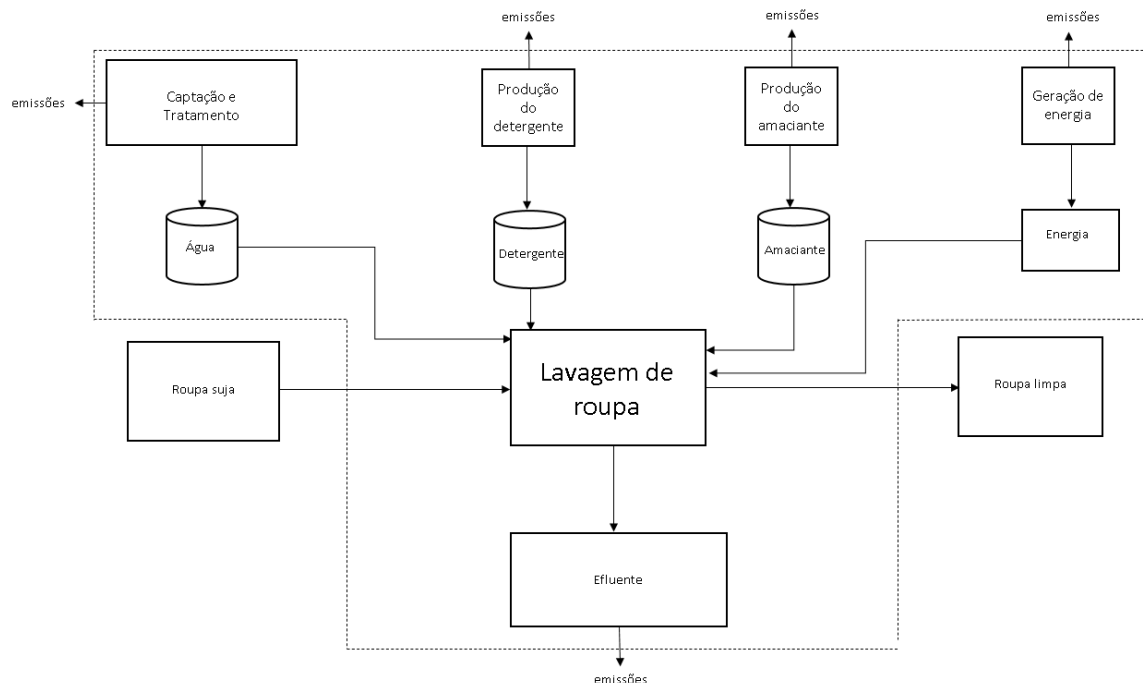
encontram as roupas lavadas nas residências, optou-se por analisar roupas com sujidade comum. As lavagens foram realizadas com o mesmo detergente e amaciante, sob condições idênticas de lavagem. Para a comprovação de que as peças estão realmente limpas, é realizada a inspeção visual, como também é realizado em lavanderias comerciais, segundo Othon Barcellos (informação pessoal)<sup>5</sup> – presidente da Associação Nacional das Empresas de Lavanderia (ANEL), da mesma forma que é feito em situações cotidianas.

Todos os casos tiveram os perfis ambiental e econômico avaliados e os resultados seguem na Seção 5.

#### 4.2.2.3 Definição das fronteiras do sistema de produto

Todos os Sistemas de Produto considerados neste estudo têm as mesmas características em termos estruturais, e de elementos constituintes. Assim sendo, uma representação genérica desses arranjos aparece indicada na Figura 8.

Figura 8 – Representação esquemática do sistema estudado



#### 4.2.2.4 Requisitos da qualidade dos dados

Os requisitos da qualidade servem para especificar as características gerais dos dados utilizados em um estudo de ACV (ABNT, 2009a). Para os casos avaliados neste estudo, foram desconsiderados fluxos de matéria e energia, cujas contribuições fossem inferiores a 1,0% das

<sup>5</sup> Informação fornecida por Othon Barcellos durante curso de Lavanderia realizado na ANEL, São Paulo, 2020.

contribuições cumulativas das entradas ou saídas dos subsistemas ou processos elementares a que estas estivessem associadas. Foi possível estabelecer este nível de exigência pelo fato de o estudo fazer uso, em boa parte, de dados primários.

As etapas de confecção, uso e disposição final das embalagens tiveram seus impactos ambientais quantificados, Ainda que com baixos graus de precisão e acurácia. Os resultados dessas projeções indicaram aquelas operações proporcionavam aportes pouco significantes para os totais de impacto de cada categoria que compunha o perfil de desempenho ambiental dos casos analisados. Diante dessa dicotomia, optou-se por excluir tais estágios de todos os sistemas de produto em análise, a fim de evitar incrementos no grau de incerteza.

Os transportes, deixaram de ser considerados por três motivos. São eles: (i) a logística de distribuição de insumos e produtos é bastante variada, não apresentando um padrão médio e, portanto, que seria de difícil harmonização com outros elementos dos sistemas de produto; (ii) uma verificação das contribuições em termos de impactos originados dessas operações resultou em aportes pouco significantes para os totais de cada categoria; e principalmente (iii) a expectativa desse estudo era identificar impactos gerados pelas etapas de produção e consumo que incidem diretamente sobre do serviço de lavagem de roupa. Apenas depois que esses focos tenham sido identificados, talvez seja possível, já em uma etapa avançada da análise, fazer avaliações com vistas a racionalizar tais efeitos. Para essas situações, uma verificação detalhada da malha logística será, de fato, necessária e oportuna.

Os modelos foram compostos a partir de dados primários e secundários. O processo *per se* de lavagem da roupa foi modelado a partir de dados primários, que foram coletados a partir de experimentos de campo específicos para cada caso em análise.

De sua parte, dados secundários foram empregados para descrever o comportamento ambiental das cadeias de manufatura dos detergentes líquido e em pó, do amaciante, assim como dos tratamentos de água e de efluentes, e da geração de eletricidade. Para tanto, foram coletados dados e informações junto a literatura técnica, artigos científicos e principalmente, a bancos de dados da base *Ecoinvent*®.

As disparidades existentes entre esses parâmetros (dados primários e secundários) em termos de grau de aprofundamento foram amortecidas a partir da aplicação de procedimentos de harmonização baseados em balanços de matéria e energia, observando sempre a condição de Estado Estacionário. As inconsistências identificadas por esse procedimento foram reportadas aos fornecedores das informações a fim de fossem promovidas as conformações necessárias. Após a realização de tais ajustes, o conjunto de dados passou por nova validação, dentro de uma lógica de retroalimentação.

A Cobertura Geográfica definida para estes levantamentos compreendeu a cidade de São Paulo. A Cobertura Temporal compreendeu o triênio 2019 – 2021 para dados primários, enquanto que o mesmo requisito ficou condicionado ao grau de atualização das fontes, no que concerniu aos dados secundários. Por fim, a Cobertura Tecnológica correspondeu àquela que foi consolidada a partir da revisão de literatura (ver item (a) do Método de Trabalho).

As poucas situações de multifuncionalidade identificadas junto ao sistema de produto procederam de bancos de dados considerados para efeito da construção de modelos de sistemas de produto. Por convenção, esses casos são tratados por Alocação, realizada a partir de critérios físicos tal como sugere a norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b).

#### 4.2.2.5 Tipos de impactos e metodologia de avaliação de impactos ambientais

Adotou-se um conjunto de indicadores de termo médio (*midpoints*), para atender ao escopo deste estudo. Para tanto optou-se pelo uso do modelo ReCiPe Midpoint (H) para realizar a Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV). Este modelo está norteado na abordagem orientada ao problema – em que valores de referência correspondem a indicadores de categoria de impacto ambiental em termo médio, eleitos tendo como base o princípio de *Best Available Practice – and damage* (FRISCHKNECHT et al., 2007; GOEDKOOPE; AL, 2013).

Os desempenhos ambientais da lavagem de roupas tiveram seus impactos avaliados em termos de Demanda de Energia Primária (DEP), Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Consumo de Água (CA), todas elas categorias que mostram aderência com as expectativas que foram definidas para estudo.

A escolha de DEP deveu-se ao caráter energo-intensivo da produção de alguns ativos que integram tanto a formulação dos agentes de lavagem, como a operação de limpeza de roupas em si. Esses impactos podem ser mensurados pelo modelo de Demanda Acumulada de Energia (*Cumulative Energy Demand – CED*) v 1.11, que divide os consumos de energia primária em seis classes; a saber: não-renováveis (Fóssil, NRF; Nuclear, NRN; e Biomassa, NRB) e renováveis (Biomassa, RB; Eólica, RWD; e Água, RWA) (FRISCHKNECHT et al., 2007).

O PAG foi estimado pelo método proposto pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas v. 1.03 (IPCC, 2013). Também neste caso, a escolha da categoria de impacto deveu-se às emissões de gases de efeito estufa (GEE) ocorridas durante a síntese de intermediários que fazem parte dos agentes de lavagem, e da geração de eletricidade.

O CA dos processos foram calculados pelo método ReCiPe 2016 Midpoint (H) v. 1.01 (HUIJBREGTS et al., 2017). A escolha desta categoria de impacto, deveu-se a utilização de

água, não apenas no processo de lavagem, mas também por conta da fabricação dos agentes de lavagem.

#### 4.2.2.6 Premissas específicas

Além da formulação de elementos gerais para aplicação da ACV, que de acordo com a norma NBR 14044 (ABNT, 2009b) são dadas a conhecer na etapa de Definição de Escopo da técnica, outras condições de ordem específica para as circunstâncias em análise podem também ser estabelecidas. Este estudo fez uso desse procedimento, e assim, são apresentadas a seguir suas premissas específicas. São elas:

- a) Os dados secundários provenientes de bancos de dados da base *Ecoinvent*® que foram usados nos estudos foram adaptados para a realidade brasileira a partir da substituição de seus modelos de geração de energia elétrica e térmica por arranjos que retratam com precisão os processos praticados no país para geração dessas utilidades;
- b) O fato de a base *Ecoinvent*® não dispor de um banco de dados representativo da tecnologia empregada na cidade de São Paulo para o tratamento de efluentes de lavagem de roupas fez com que essa etapa do sistema de produto, para qualquer caso em estudo, fosse dimensionada a fim de fornecer os consumos e emissões que a especificam em termos de desempenho ambiental. Para tanto, foram consultados compêndios técnicos, bem como levantados dados primários de caracterização dos efluentes gerados em cada situação de lavagem de roupas (ver comentário sobre o tema na pg. 64). O memorial de cálculos elaborado para cada dimensionamento está pormenorizado no Apêndice I deste documento;
- c) As cargas ambientais referentes a construção de instalações e bens de capital não foram considerados para efeito de elaboração dos modelos de sistema de produto. O mesmo ocorreu com os consumos e emissões derivados de ações de manutenção e restauro.

### 4.2.2 Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

O ICV de geração de energia elétrica (Matriz BR) foi customizado no banco de dados ‘*Electricity high voltage {BR}production mix*’ de *Ecoinvent*® para as condições da matriz elétrica brasileiras do ano de 2020 (BRASIL, 2021). No período em questão, a hidroeletricidade acumulava as maiores contribuições para a matriz BR (65%). O subsídio proveniente de

biomassa (9,1%), que deriva essencialmente de bagaço de cana, também é de grande importância, assim como a crescente demanda da geração de energia eólica (8,8%).

O gás natural (GN) consumido pela matriz BR (8,3%), assim como aquele gasto para provimento de energia térmica de unidades que integram cada cenário, partiu das seguintes considerações:

- a) as etapas de extração *offshore* no Brasil e *onshore* da Bolívia (que contribuem com uma proporção 61:39 da oferta de GN do país);
- b) a operação de refino do gás bruto ocorre em Unidades Produtoras de Gás Natural (UPGN) e gera, além de gás natural, também frações leves (C1 até C4) e gás liquefeito de petróleo (GLP); e
- c) o transporte do produto final até o centro consumidor é feito por tubulação, consumindo para essa operação, uma parte do produto gerado. A modelagem do ciclo de produção do gás natural partiu do inventário '*natural gas onshore {RU} | production | APOS, U*' e '*natural gas offshore {NL} | production | APOS, U*' da base de dados Ecoinvent®, sendo adaptado às condições brasileiras por meio de dados coletados em Sakamoto et al. (SAKAMOTO et al., 2019).

Os ICVs que compuseram a produção do detergente líquido foram originados a partir dos seguintes inventários da base Ecoinvent®: '*Alkylbenzene sulfonate, linear, petrochemical {RER} | production | APOS, U*'; '*Citric acid {RER} | production | APOS, S*'; '*Enzymes {RER} | enzymes production | APOS, U*'; '*Ethoxylated alcohol (AE7) {RER} | ethoxylated alcohol (AE7) production, petrochemical | APOS, U*'; '*Fatty alcohol sulfate {RER} | production, coconut oil | APOS, U*'; '*Monoethanolamine {RER} | ethanolamine production | APOS, U*'; '*Propylene glycol, liquid {RER} | production | APOS, U*'; '*Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER} | chlor-alkali electrolysis, membrane cell | APOS, U*'; '*Ethoxylated alcohol (AE3) {RER} | ethoxylated alcohol (AE3) production, petrochemical | APOS, U*'; '*Sodium cumenesulphonate {RER} | sodium cumenesulphonate production | APOS, U*'; '*Polymer foaming {RER} | processing | APOS, U*'; '*Tap water {RER} | tap water production, conventional treatment | APOS, U*'; '*Electricity, medium voltage {RER} | electricity voltage transformation from high to medium voltage | APOS, U*'; '*Sodium sulfate, anhydrite {BR} | sodium sulfate production, from natural sources | APOS, U\**

A produção do detergente em pó originou-se de bancos de dados da mesma fonte; quais sejam: '*Ethoxylated alcohol (AE7) {RER} | ethoxylated alcohol (AE7) production, petrochemical | APOS, U*'; '*Zeolite, powder {RER} | production | APOS, U*'; '*Alkyl sulphate (C14-15) {RER} | market for alkyl sulphate (C14-15) | APOS, U*'; '*Alkylbenzene sulfonate,*



*linear, petrochemical {RER}| production | APOS, U*; *'Sodium silicate, solid {RER}| sodium silicate production, furnace process, solid product | APOS, U*'; *'Polymer foaming {RER}| processing | APOS, U*'; *'Enzymes {RER}| enzymes production | APOS, U*'; *'Sodium perborate, monohydrate, powder {RER}| production | APOS, U*'; *'Tap water {RER}| tap water production, conventional treatment | APOS, U*'; *'Heat, small-scale, natural gas {RER}| at boiler atmospheric low-NOx non-modulating <100kW | APOS, U* *'Electricity, medium voltage {RER}| electricity voltage transformation from high to medium voltage | APOS, U*'.

A base *Ecoinvent*® contribuiu com os seguintes ICVs para a modelagem da fabricação do amaciante: *'Esterquat {RER}| treatment of tallow to | APOS, U*'; *'Isopropanol {RER}| production | APOS, U*'; *'Tap water {RER}| tap water production, conventional treatment | APOS, U*'; *'Electricity, medium voltage {RER}| electricity voltage transformation from high to medium voltage | APOS, U*'. Por fim, no que se refere ao tratamento de água para consumo, usada não apenas no processo de lavagem de roupa, mas também, em outros estágios do sistema de produto, partiu-se do ICV: *'Tap water {RER}| tap water production, conventional treatment | APOS, U*'.

As adaptações a que foram submetidos os inventários relacionados aos processamentos de detergentes (líquido, em pó), amaciante e tratamento de água ocorreram nos termos descritos na seção 4.2.2.6. A escolha daqueles conjuntos baseou-se na correspondência existente entre as tecnologias que orientaram suas elaborações e aquelas exercitadas no Brasil para produção dos mesmos bens de produção. Nas situações em que havia diversidade tecnológica, os ICVs foram revisados tendo em conta dados coletados de outras fontes de literatura. No entanto, e por outro lado, a preservação da filosofia de modelagem, seus critérios e diretrizes, foi cuidado recorrente na adaptação dos inventários.

Uma exceção importante ocorreu para a produção do ácido cítrico, cujo banco de dados que descreve consumos e emissões associados à sua produção é composto apenas por fluxos elementares; ou seja, de interações entre este ciclo produtivo e o ambiente, expressas sob a forma dos consumos de recursos naturais e emissões. Tal situação se configura por motivos de sigilo industrial e de proteção intelectual. O desconhecimento das etapas do ciclo produtivo do ácido cítrico impediu não apenas a aplicação dos procedimentos de harmonização, mas também que esse conjunto de dados fosse adaptado às condições praticadas no Brasil para síntese do ativo. Muito embora essa condição se reverta em fonte de incerteza para os resultados, decidiu-se que seria mais adequado e representativo para a produção do detergente líquido, permanecer com os dados do ácido cítrico em tais condições, do que tomar ações extremas como alterar a

formulação do agente de lavagem para substituir esse ativo ou considerar o ácido como fluxo elementar (ou seja, isento de carga ambiental associada).

### 4.3 ANÁLISE ECONÔMICA

A análise econômica foi realizada através da composição de custos que consistiu em um levantamento dos preços dos detergentes e do amaciante, em três diferentes estabelecimentos comerciais de grande porte, no mês de outubro de 2021, conforme pode ser observado na Tabela 9.

Tabela 9 – Pesquisa de custos referentes aos agentes de lavagem

Agente de lavagem	Loja	Valor (R\$)
Detergente líquido OMO	I	38,47
Proteção Micelar sem perfume (3 L)	II	28,90
	III	27,90
Detergente em pó OMO	I	11,89
Proteção Micelar sem perfume (800 g)	II	11,69
	III	10,65
Amaciante concentrado	I	14,99
Comfort intense (1 L)	II	15,63
	III	15,96

I – Hipermercado Pão de açúcar (Companhia Brasileira de Distribuição)

II – Extra Hipermercado (Companhia Brasileira de Distribuição – Via Varejo S.A.)

III – Carrefour Comércio e Indústrias Ltda.

Os custos operacionais associados à energia elétrica foram estimados com base em consultas e pesquisas para a cidade de São Paulo. Observe-se que, atualmente, o país se encontra em regime tarifário correspondente à condição de bandeira vermelha<sup>6</sup>. O valor médio unitário obtidos para os custos de energia elétrica tendo em conta tais condições foi de 1,02 R\$/kWh.

Seguindo a mesma estratégia, foram estimados também por meio de dados reais os custos unitários referentes aos tratamentos de água e efluentes. O fato desses serviços serem realizados pela Sabesp, levou à estimação de um valor único para as despesas, de 5,80 R\$/m<sup>3</sup>. Admitiu-se que os custos com geração e transporte de energia elétrica, e tratamentos de água e efluentes seriam comuns a todos os casos em estudo.

<sup>6</sup> Sistema de bandeiras tarifárias que indica o custo da energia em função das condições de geração da mesma. A bandeira vermelha sinaliza o mais alto custo a ser cobrado pelo consumo de energia (ANEEL, 2021).

Dada a variabilidade dos custos de agentes de lavagem, a composição das despesas a partir da somatória de todas as parcelas originou valores mínimos, médios e máximos para cada lavagem de roupa. Esses valores foram então submetidos a um processo de normalização que resultou no assim denominado índice econômico normalizado (IEN). Aspectos operativos e considerações sobre o processo de normalização estão descritos na seção 5.5.1.

O custo da utilização da máquina de lavar foi desconsiderada devido à distribuição da sua usabilidade ser calculada para um horizonte de tempo de 20 anos.

#### 4.4 ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA

As verificações dos desempenhos ambiental e econômico de cada caso que descreve o processo doméstico de lavagem de roupas foram realizadas de forma independente, com o intuito de identificar especificidades e tendências de comportamento dentro desses domínios de validade. Por outro lado, ao fazer uso dessa lógica, podem ser depreciados eventuais efeitos sinérgicos, ou deletérios, que se originam da integração das mesmas dimensões. Para que esse dividendo também pudesse ser obtido, decidiu-se realizar uma Análise de Ecoeficiência.

Em termos metodológicos, essa ação consistiu de uma adaptação do método BASF apresentado na seção 3.5. A variação ocorre na forma como ocorre a aplicação do procedimento de normalização. Na construção original de UHLMAN; SALING (2010) a normalização foi realizada tendo por referência o maior valor encontrado dentre todos que integram a série de dados. Informações complementares sobre como foi conduzida a Análise de Ecoeficiência neste estudo, podem ser obtidas na seção 5.6.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dadas as circunstâncias em que ocorre a lavagem de roupa no âmbito doméstico, de falta de precisão da quantidade de roupa colocada em cada ciclo (ver Tabela 8), a avaliação ambiental foi realizada em duas frentes: na primeira frente foram determinados impactos ambientais da máquina cheia foram adicionadas as roupas, por visualização, ou seja, colocou-se as roupas e foi verificado para qual nível de água deveria ser programada a máquina de acordo com a quantidade de roupas; e a segunda frente de análise calculou os mesmos efeitos por quilograma de roupa lavada para cada qual dos casos em análise. Essa estimativa foi realizada por linearização simples dos resultados do perfil de impacto. A opção por esse segundo nível de abordagem teve por objetivo eliminar o efeito de magnificação que a quantidade de roupa exercia sobre o desempenho ambiental acumulado de cada caso.

### 5.1 PERFIL DE DESEMPENHO AMBIENTAL

Os resultados que seguem, referem-se à avaliação ambiental para as duas frentes acima citadas, iniciando-se sempre pela avaliação da máquina cheia, seguida da avaliação por quilograma de roupa.

#### 5.1.1 Demanda de Energia Primária (DEP)

A primeira análise realizada manteve os níveis de água da máquina (extra baixo, baixo, médio e alto) e o modo de agitação (normal e turbo) iguais, variando somente o tipo de detergente – líquido e em pó. Obteve-se o Gráfico 3, que apresenta a variação dos resultados em termos de DEP (Demanda Primária de Energia) para cada um dos casos analisados em seus valores consolidados. O gráfico segue a sequência lógica dos ensaios, sendo os casos de 1 a 8 com detergente líquido (colunas azuis) e a de 9 a 16 com detergente em pó (colunas vermelhas).

A programação realizada na máquina de lavar não diferencia o agente de lavagem, assim como o tempo utilizado para cada nível de água é o mesmo e a potência é a mesma, logo, a energia consumida é a mesma, ou seja, 0,32 kWh – os valores medidos durante a operação corroboram os valores descritos na etiqueta PROCEL da máquina, portanto, a potência é comum nos diferentes níveis de água.

Verificando inicialmente os valores totais correspondentes à utilização de detergente líquido, é possível perceber a divisão em grupos distintos. O Caso 4 e o Caso 8 apresentam o pior desempenho em termos de DEP. Ao que se segue o grupo formado pelos casos 2, 3, 6 e 7 e um terceiro grupo com o melhor desempenho em termos de DEP, formado pelos casos 1 e 5. Esse agrupamento é baseado com valores que apresentam diferença máxima de 10% entre eles.

Entre o Caso 4 e o Caso 8, os valores são idênticos; assim como ocorre com os casos 3 e 7 (diferença de 0,4%). Por fim, as variações de resultados de DEP entre os casos 2 e 6, e os casos 1 e 5 são ainda menores.

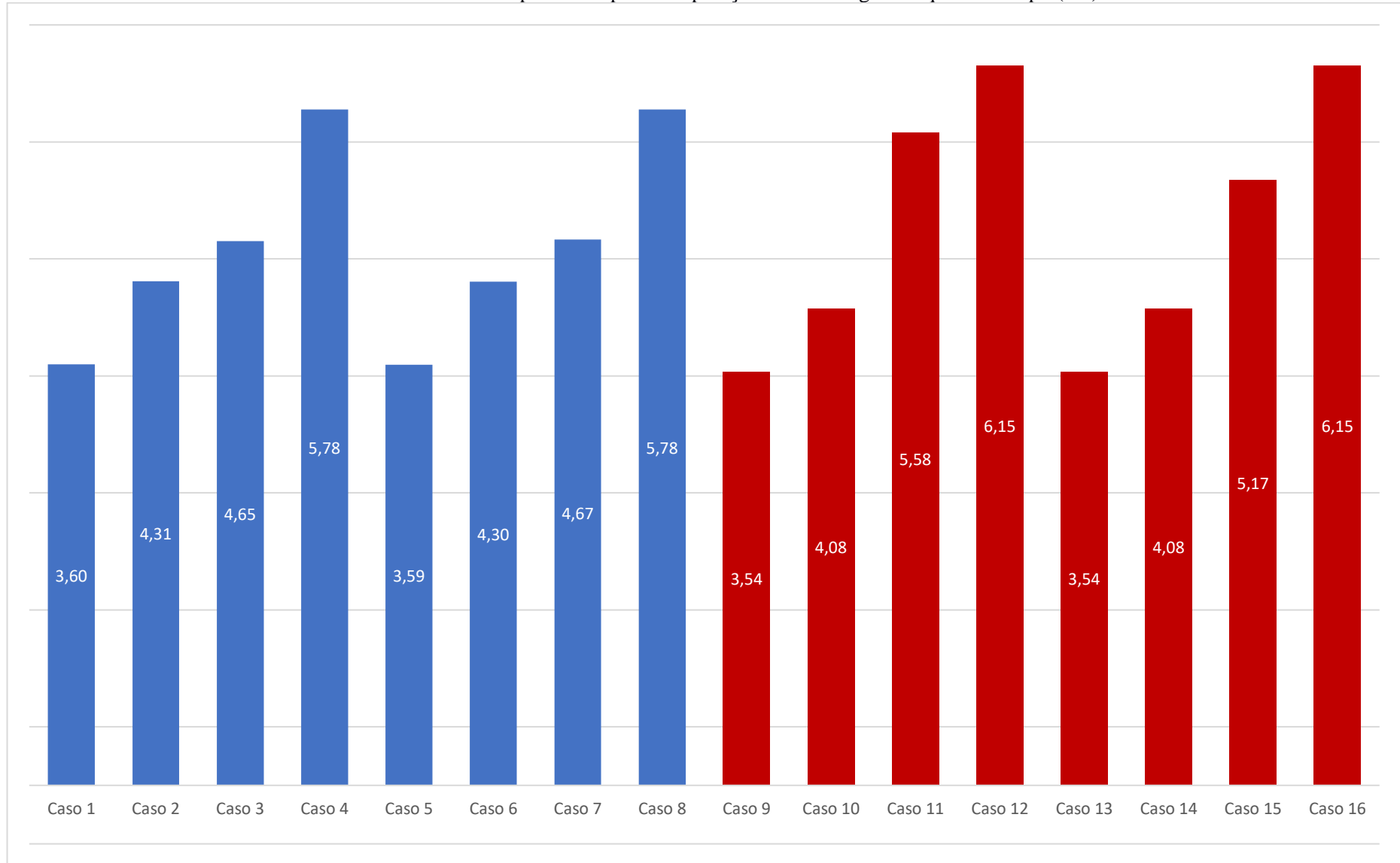
Diante das análises realizadas, pode-se dizer que o pior regime de lavagem, em termos de DEP, com a utilização de detergente líquido são aqueles que apresentam o nível de água alto, seja com agitação turbo ou normal, Caso 4 e Caso 8, respectivamente. No extremo oposto, o melhor regime de lavagem, para detergente líquido, é o Caso 5, que tem o nível de água extra baixo, e agitação normal.

Para as análises referentes ao detergente em pó, seguiu-se mantendo os níveis de água da máquina (extra baixo, baixo, médio e alto) e o modo de agitação (normal e turbo) iguais. Os casos que são responsáveis pelo maior impacto em termos de DEP, são aqueles de números #12 e #16, com contribuições de 6,15 MJ. Observe-se que nas duas situações, a máquina opera com o nível 'alto' de água, sendo o caso 12 submetido a agitação turbo, e o caso 16 a agitação normal. Na mesma sequência de análise, é possível agrupar os demais casos da seguinte forma: os casos 11 e 15, apresentam a diferença de 7,4% entre eles; já os casos 10 e 14 têm a mesma contribuição, assim como os casos 9 e 13.

Ao verificar o Gráfico 3, é possível observar ainda uma tendência de que quanto mais cheia está a cuba da máquina, mais energia primária está associada ao processo. O fenômeno ocorre tanto para detergente líquido como detergente em pó. De maneira geral, pode-se observar também que o detergente líquido apresenta maiores valores de DEP, ainda que as diferenças sejam discretas. Ao serem examinadas separadamente, constata-se que as colunas vermelhas, (detergente em pó) têm comportamento mais homogêneo; ou seja, o crescimento do impacto ambiental aumenta ritmadamente com o aumento do nível de água da máquina. Já nas colunas azuis (detergente líquido), este crescimento não guarda a mesma semelhança apesar de ocorrer.

Analisando separadamente os dois tipos de detergentes, sob a agitação turbo, pode-se notar que do Caso 1 para o Caso 2 ocorre um salto de energia global associada de 16%. Esse comportamento deve-se ao aumento de água na máquina, assim como o aumento dos agentes de lavagem. Este incremento varia conforme sucedem os demais casos dessa classe (Caso 2 → 3: 7,3%; do Caso 3 → 4: 19%). Deve-se ter em mente que a ordem dos ensaios remete aos níveis de água existente no interior da cuba: extra baixo, baixo, médio e alto. No segundo grupo, ainda com o detergente líquido, em que a roupa é submetida a agitação normal o fenômeno se repete: Caso 5 → 6: 16%; Caso 6 → 7: 7,9%; e Caso 7 → 8: 19%. Diante desses dados, pode-se constatar que a agitação da máquina e a diferença de agentes de lavagem não influenciam neste comportamento.

Gráfico 3 – Resultados para DEP para comparação entre detergente líquido e em pó (MJ)



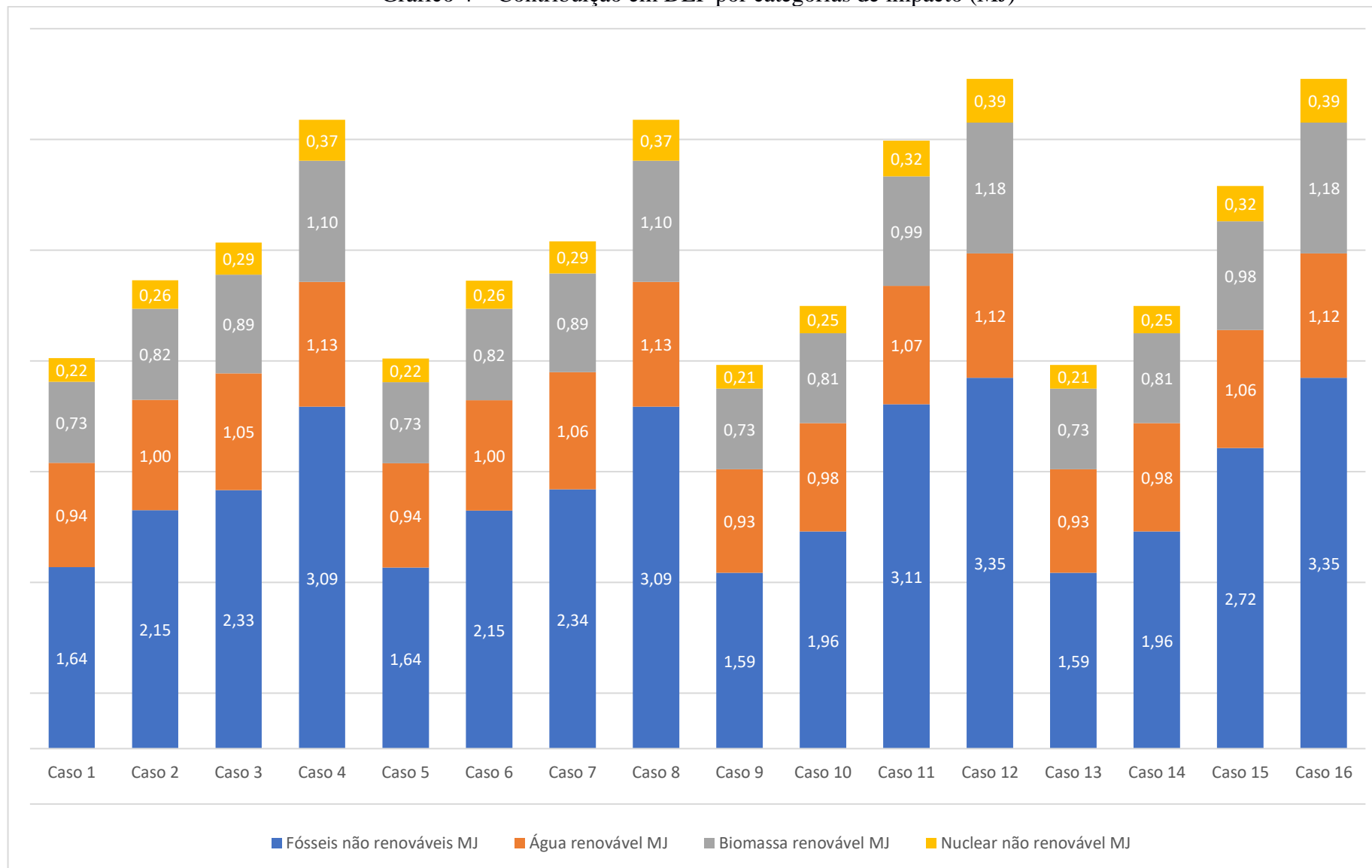
Lavagens com detergente em pó e agitação turbo experimentam incrementos de DEP ainda mais intensos: Caso 9 → 10: 13%; Caso 10 → 11: 27%; e Caso 11 → 12: 9,3%, ao passo que se agitação da roupa ocorre no modo ‘normal’ percebe-se uma ligeira diferença, com os acréscimos dos Casos 14 → 15 (21%) e #15 → #16 (16%) sendo superiores aos ocasionados por seus homólogos.

Comparando ainda o tipo de detergente, mantendo o nível de água na cuba e a variação da agitação da máquina, a confrontação dos casos 1 e 9, com os casos 5 e 13 indicou que a variação nos valores de impacto associados à DEP não ultrapassou 2,0%. A isso se seguiram os casos 2 e 10, quando comparados aos casos 6 e 14, com 5,0% de diferença. Ao analisar os casos #3, #7, #11 e #15, percebe-se que os valores entre os casos 3 e 7 (detergente líquido) são semelhantes, mas aqueles de #11 e #15 (detergente em pó), apresentam uma diferença de 7,4% devido a agitação turbo. A confrontação dos resultados de DEP dos casos 4 e 12 frente aos dos casos 8 e 16, mostra a supremacia na utilização do detergente em pó, com destaque para as contribuições de fontes de fósseis não renováveis (Gráfico 4).

Embora tenham sido estimadas contribuições individualizadas por sub categorias de DEP os resultados de impacto, nas formas eólica, solar e geotérmica renovável, e de biomassa não renovável foram inferiores a 0,1 MJ/FR, e, por esse motivo, deixaram de ser considerados pela análise. O Gráfico 4 facilita a visualização dos desempenhos de cada caso nessas sub categorias de impacto. De acordo com essa leitura, a principal fonte de DEP está vinculada a consumos em termos de fósseis não renováveis, cujas contribuições superam as das demais origens de impacto em qualquer um dos casos analisados. Isso ocorre devido à utilização de etileno, tanto para a fabricação do detergente em pó como do líquido, pois utilizam álcool etoxilado e o etileno é a matéria prima de ambos.

A produção de etileno aparece como uma das causas mais importantes para esses resultados, ao atuar, através da fabricação do óxido de etileno, sobre os desempenhos de (AE3), (AE7) e monoetanolamina. São necessários 127 g  $C_2H_4$ /kg de detergente para atender a essas demandas, que para serem gerados por processos petroquímicos convencionais como os que ocorrem no Brasil, devem consumir 8,5 MJ/kg de detergente de energia primária. O  $C_2H_4$  aporta mais 2,85 MJ DEP/kg de detergente para síntese de álcool graxo, que também serve de intermediário para os processamentos de (AE3) e (AE7), bem como de n-olefinas.

Gráfico 4 – Contribuição em DEP por categorias de impacto (MJ)





Em se tratando do detergente em pó, merece destaque o consumo de gás natural, cuja demanda de energia primária atingiu 2,35 MJ/kg de detergente, pelo uso de termoeletricidade, nas quais gás e carvão são usados para geração de calor em fornalhas, seja para o processamento do próprio detergente, como para a fabricação de matérias-primas, como o alquilbenzeno (cuja demanda térmica de 1,98 MJ resulta em 7,1 MJ DEP/kg de detergente) e o álcool etoxilado – AE7 (1,45 MJ de impacto).

A combustão de gás natural atende ainda a demandas térmicas de etapas anteriores às dessas sínteses. Isso ocorre com a manufatura da parafina (cuja demanda térmica de 400 kJ/kg, resulta em 480 kJ DEP/kg), que será aproveitada para geração do alquilbenzeno sulfonato. Ainda tratando da sub categoria fósseis renováveis, é possível perceber que ao se comparar os pares, referentes ao detergente líquido, mantendo-se ainda o nível de água idêntico, apresentam-se com os mesmos valores os casos 1 e 5 (nível extra baixo), 2 e 6 (nível baixo), 3 e 7 (nível médio) o que remete mais uma vez à utilização do etileno na fabricação do detergente líquido, assim como os valores dos casos 4 e 8 que também são idênticos.

Após realizar uma análise de amplo espectro, foi possível perceber que a raiz do (elevado) desempenho de fósseis não renováveis para o detergente líquido está no petróleo, recurso natural desde o qual se originam benzeno, etileno e propileno que são materiais essenciais aos processamentos de quase todos os itens da formulação do produto. Já, no que diz respeito ao detergente em pó, a fonte é o gás, mas como fonte de calor para geração de eletricidade.

Ao aplicar a mesma abordagem para o detergente em pó, percebe-se a similaridade de contribuições em termos de DEP entre os pares 9 e 13 (nível extra baixo), 10 e 14 (nível baixo), e 12 e 16 (nível alto). Tendo como diferença de valor o Caso 11 e o Caso 15, entre os quais novamente nota-se a variação na contribuição total, respectivamente 5,58 MJ e 5,17 MJ. Nessas situações, a contribuição da sub categoria fósseis não renováveis corresponde a 56% para o caso 11, e a 53% para o caso 15.

Outras sub categorias que se mostram significativas são água renovável, biomassa renovável e nuclear não renovável com contribuições menores, mas ainda importantes no processo. Em todos os casos, essas categorias apresentam a contribuição constante. Para hídrica renovável, a energia elétrica é a responsável pelo elevado aporte verificado, seja para a operação da máquina de lavar ou para a manufatura do detergente.

O fato de ser essencialmente hidrelétrica não torna a matriz energética brasileira bastante mais eficiente em termos de impactos de DEP. Para sub categoria biomassa renovável

o subsídio vem da queima de bagaço de cana nas fornalhas das usinas termelétricas para gerar energia. Vale atentar para o fato de que, embora sejam importantes quanto aos impactos, tanto a hídrica quanto a biomassa são fontes renováveis. Com relação à nuclear não renovável, é a fração de energia nuclear vinda das usinas Angra 1 e Angra 2 que é representada no matriz brasileiro com 2,2% de oferta (BRASIL, 2019).

O incremento observado de um caso para o outro, deve ser analisado cuidadosamente. Os maiores deles ocorrem do Caso 3 para o Caso 4 (22%), e do Caso 10 para o Caso 11 (37%). É importante lembrar que a quantidade de água na cuba da máquina aumenta de um caso para o outro, assim como os agentes de lavagem têm valores maiores, quanto maior a quantidade de água adicionada.

Para analisar-se o incremento do caso 9 para o caso 10, o salto observado na quantidade de água foi de 40%, o de detergente foi de 50% e o incremento de amaciante, de 25%. Já do Caso 10 para o Caso 11, esses índices corresponderam respectivamente a 53%, 67%, e mais uma vez, 50%. Ou seja, observando-se os agentes de lavagem e a água utilizada nesses sistemas de lavagem, nota-se que o incremento é ainda maior do que o associado ao impacto ambiental. Com essa análise inicial, pode-se concluir que, de maneira geral, detergente em pó apresenta menor demanda primária de energia associada que detergente líquido.

Essa análise foi baseada nas condições de lavagem para que pudessem ser avaliadas tendências – qual o melhor agente de lavagem, melhor nível de água, melhor agitação –, mas não foi considerada a quantidade de roupa colocada em cada caso. A partir daí, foram conservadas as estruturas do arranjo original e o impacto associado foi devidamente distribuído para cada quilograma de roupa lavada em cada caso. Assim, dividiu-se o valor do impacto associado, verificado no Gráfico 3, para a quantidade de roupa colocada na máquina em cada caso. No Gráfico 5, esses valores podem ser vistos para a lavagem de 1 kg de roupa, que é o fluxo de referência (FR) definido no escopo desta ACV, comparando o impacto total de todos os casos, alinhados lado a lado sendo diferenciado apenas o tipo de detergente, mais uma vez as colunas azuis representando o detergente líquido e as colunas vermelhas o detergente em pó.

Ao comparar-se o Gráfico 3 e Gráfico 5, nota-se que o maior impacto associado no Gráfico 3 é 6,15 MJ (Casos 12 e 16) enquanto no Gráfico 5 este valor é igual a 3,59 MJ (Caso 5). Nota-se também que no Gráfico 3 o maior impacto associado foi ao detergente em pó, no Gráfico 5 o maior impacto é direcionado ao detergente líquido, o que ocorre pela quantidade de roupa, no Caso 5, que é inferior aos casos 1, 9 e 13, que tem o mesmo nível de água.

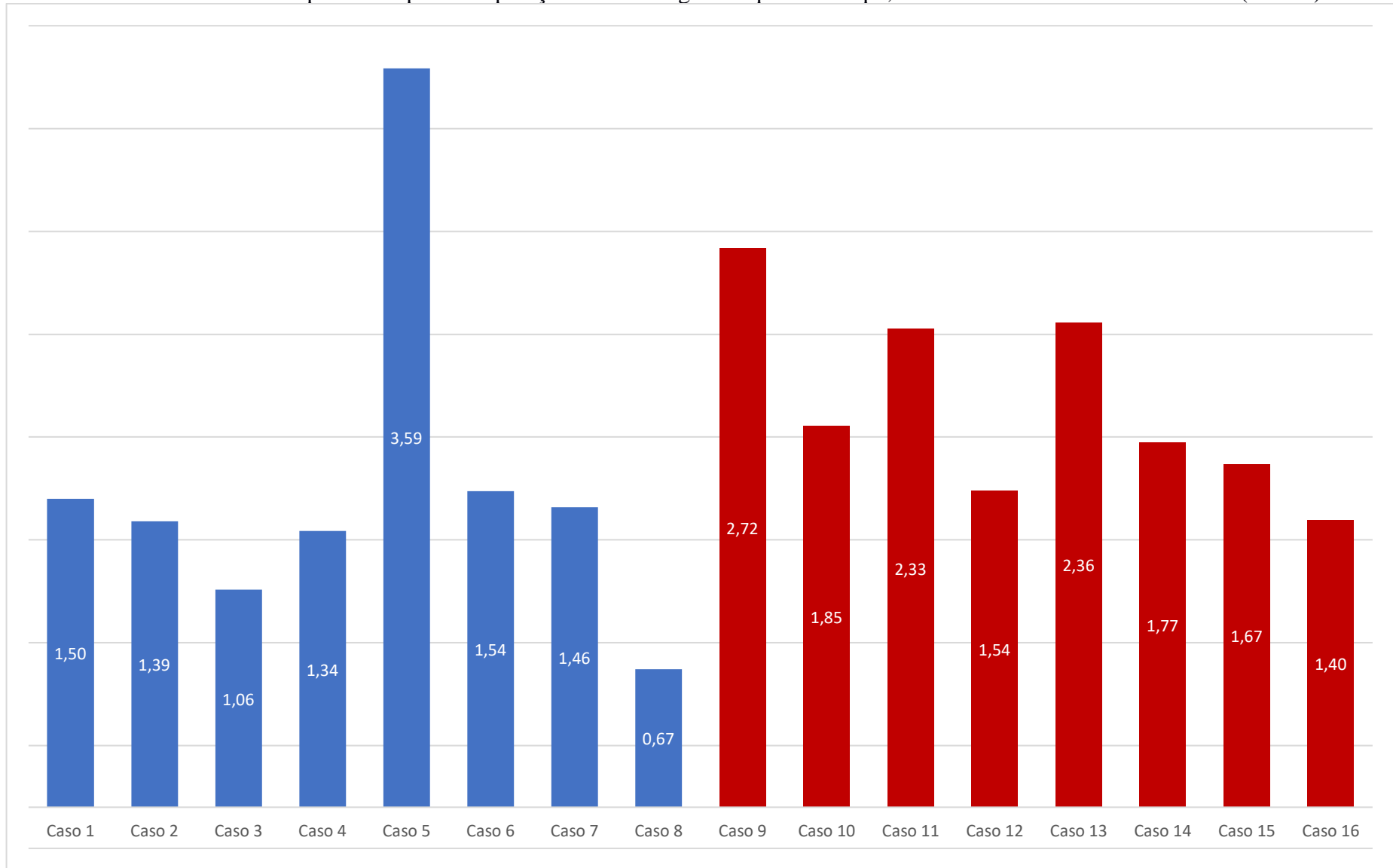
Com esta configuração, em termos de DEP, o uso de detergente líquido apresenta o impacto mais baixo em todas as comparações, exceto naquela entre os casos 5 e 13. Essa

diferença pode ser explicada pela quantidade de roupa adicionada, menor em 50% em #5 do que em #13, que acaba sendo mais impactante que seu congênere quando o fluxo de referência para o estudo é atendido.

Dentro ainda do âmbito de atuação do detergente líquido é também possível perceber uma divisão em grupos distintos. O caso 5 (nível extra baixo, agitação normal) se destaca de forma negativa dos demais. Enquanto os valores totais de DEP não ultrapassam 2,8 MJ/FR, para #5, este alcança 3,59 MJ/FR o que representa um incremento de 58% em termos de energia primária global. Isso se deve, mais uma vez, à quantidade de roupa adicionada ao sistema de lavagem ser menor do que a recomendada para esta programação da máquina. A partir desse comportamento é possível chegar a uma constatação que, de certa forma, já seria esperada: ao menos no que se refere a DEP, é fundamental operar a lavadora de roupa dentro dos limites recomendados pela fabricante, pois apenas nessas circunstâncias podem ser obtidos os menores impactos ambientais para a categoria.

Os casos 1, 2, 4, 6 e 7 tiveram desempenhos inferiores ao de #3, mas a melhor opção neste contexto foi obtida pelo caso 8 (detergente líquido, nível de água alto e agitação normal). Esse agrupamento foi realizado considerando valores que apresentam diferença máxima de 10% entre si. Seguindo em ordem decrescente de valores de desempenho, tem-se do Caso 6 para o Caso 1, a diferença de 2,6%; caso 1 → 7 (2,7%), caso 7 → 2 (4,8%), e caso 2 → 4 (3,6%). Já o caso 4 tem desempenho pior que o do caso 3 em 21% que, por sua vez, está distante de #8 em 37%. É importante destacar que a quantidade de roupa adicionada à máquina nessa situação, foi a maior dentre todas aquelas consideradas para efeito de análise (Tabela 8).

Gráfico 5 – Resultados para DEP para comparação entre detergente líquido e em pó, considerando o fluxo de referência (MJ/FR)



Para as análises referentes ao detergente em pó, o caso 9 é responsável pelo maior impacto em termos de DEP. A ele se seguem os casos 11 e 13, e em outro patamar os casos 10, 12, 14 e 15, deixando o #16 como melhor opção com o detergente em pó.

Diferentemente do que se observa no Gráfico 3, a situação atual não mostra indícios de linearidade entre impacto e nível de água. Outra diferença percebida entre os Gráficos 5 e 3, é que, neste último o impacto associado ao detergente líquido é menor em todos os casos, exceto na comparação entre #5 e #13. Essa situação volta a ser explicada pela baixa quantidade de roupa adicionada à máquina no caso 5. Embora ambas estejam utilizando o nível extra baixo de água e a agitação normal, o caso 13 apresenta 50% mais de roupa que #5 (Tabela 8), efeito que resultou em 34% a mais de impacto para este último.

O Gráfico 5 também permite avaliar o efeito da variação da agitação da máquina sobre o desempenho de DEP, para cada tipo de detergente, e correspondentes níveis de água na cuba. Para tanto foram confrontados os casos 1 (turbo) e 5 (normal) que fazem uso de detergente líquido. Muito embora em ambas as situações a lavagem ocorresse com nível de água extra baixo, o caso 5 apresentou impacto 58% maior do que #1. A quantidade de roupa lavada mais uma vez influenciou estes resultados (caso 5: 1,0 kg vs. Caso 1: 2,4 kg), mas, em linhas gerais, a agitação no modo turbo parece acumular melhores resultados de DEP do que o programa 'normal'. A exceção ocorreu entre os resultados dos casos 4 e 8, que operam com nível de água alto, quando a agitação normal (#8) superou a do modo turbo (#4). No entanto, para que isso ocorresse, a quantidade de roupa usada em #8 foi, exatamente a do dobro adicionado a #4.

Ao proceder da mesma forma para os casos que operam com detergente em pó o perfil de comportamento é algo dissonante daquele apresentado pela série 1 – 8. Para essa situação, o modo normal de agitação mostra-se mais vantajoso do que o turbo para qualquer nível de água. Além disso, a exceção do que ocorre com o caso 11, conforme a máquina opera com maior volume de água o impacto de DEP vai sendo reduzido. Por fim, chama a atenção o fato de os resultados de DEP obtidos para a lavagem de 1,0 kg de roupa com detergente líquido terem sido sempre mais baixos que seus correspondentes com detergente em pó para as mesmas condições.

Na confrontação entre #9 (turbo) e #13 (normal), a agitação turbo impõe 13% a mais de impacto do que o regime normal. Para este caso, o efeito da quantidade de roupa pode ser considerado secundário, uma vez que os totais são próximos (caso 9: 1,3 kg, vs. caso 13: 1,5 kg). Já para o par #10 e #14, a diferença no impacto entre agitação turbo e 'normal' se reduz para 4,3%. Há novamente equivalência entre as quantidades de roupa (Caso 10: 2,2 kg; e Caso 14: 2,3 kg), mas esses valores de partida são maiores que os adicionados a #9 e #13, o que

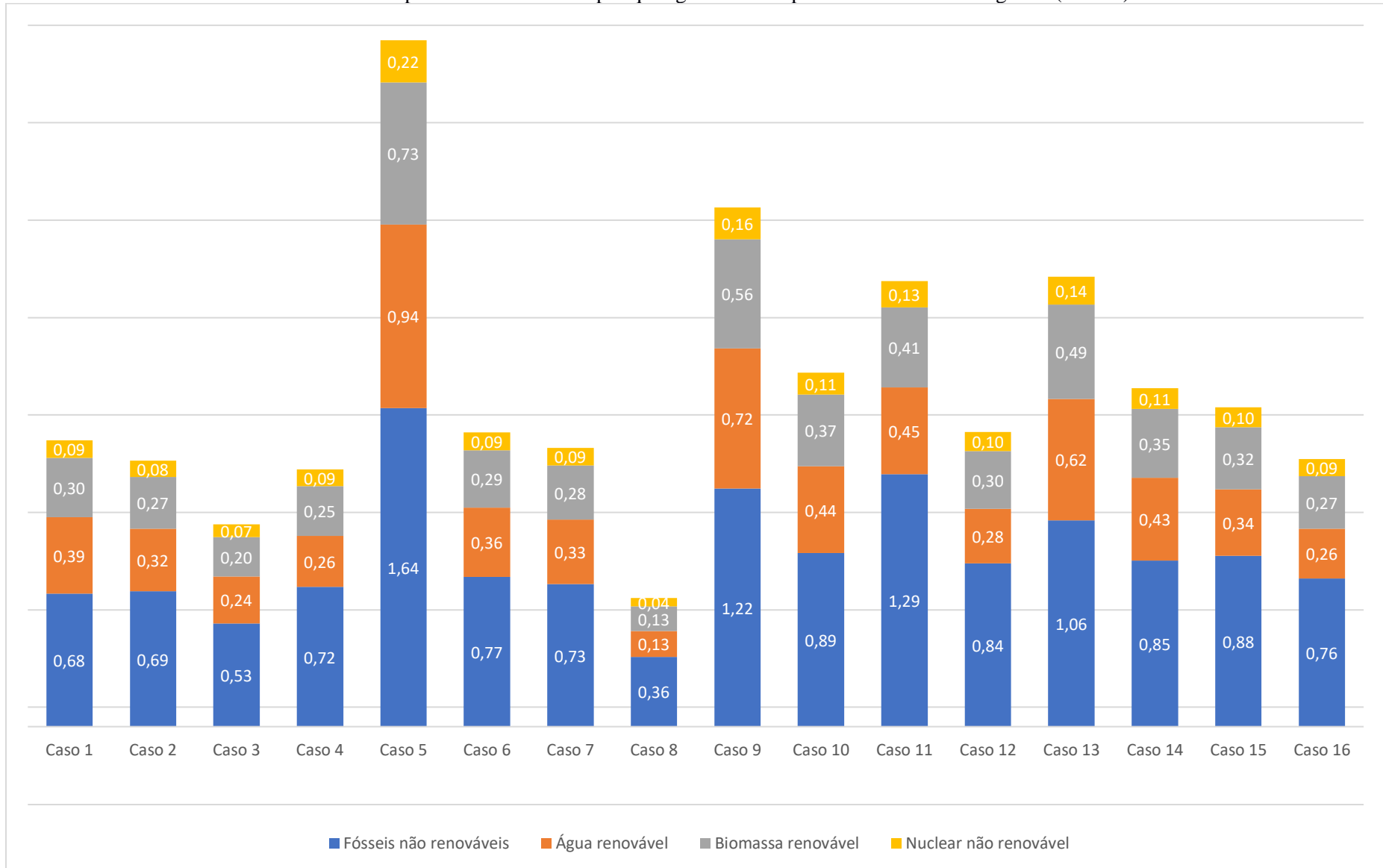
explica, ao menos em parte, a redução dos impactos de DEP do par #10 e #14 com relação ao homólogo anterior.

O Caso 11 destoa não apenas de seu correspondente (#15) em termos de nível de água (médio), mas também dos demais que integram a série que faz uso de detergente pó. Tanto que seu desempenho em termos de DEP é semelhante ao obtido pelo caso 13, que opera com nível de água extra baixo na cuba. Em comparação com os demais casos que trabalharam com o mesmo nível de água, o Caso 11, foi o que lavou a menor quantidade de roupa (Caso 3: 4,4 kg; Caso 7: 3,2 kg; Caso 11: 2,4 kg e Caso 15: 4,8 kg), o que mais uma vez justifica a discrepância dos demais. Em comparação a #15, seus resultados são 39% mais elevados, diferença que não guarda correspondência direta com a estabelecida entre as quantidades de roupa lavadas em cada situação (caso 11: 2,4 kg, vs. caso 15: 3,1 kg).

A comparação entre os casos 12 e 16 retoma o padrão original, com a lavagem com agitação turbo sendo ligeiramente pior do que a realizada no modo normal. Para este par em específico, a diferença entre impactos de DEP foi de 9,1%, um resultado que aliás, demonstrou correspondência perfeita com aquela estabelecida entre as respectivas quantidades de roupa (também de 9,1%).

O Gráfico 6 traz a discretização dos resultados de DEP por sub categoria de impacto. Aqui também, as contribuições mais expressivas ocorrem na forma de fósseis não renováveis, a que se seguem, hídrica renovável, biomassa renovável e nuclear não renovável. Da mesma forma que aparece no Gráfico 4, a utilização de detergente líquido derivado de etileno desponta como maior foco de contribuição, com 8,50 MJ/kg detergente, ao que se segue a manufatura do detergente em pó, cuja oferta de energia elétrica tem uma geração de 2,35 MJ/kg.

Gráfico 6 – Impacto ambiental DEP por quilograma de roupa discretizado em categorias (MJ/FR)



### 5.3 POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL (PAG)

Proceder a lavagem de roupas de acordo com o escopo determinado na seção 4.2.2 e tendo em conta condições médias praticadas no Brasil traz resultados dispares de desempenho ambiental no que diz respeito ao PAG. A análise fez perceber que 122 g CO<sub>2</sub>eq foi o melhor desempenho alcançado, o que ocorre nos casos 1 e 5 (ambos com detergente líquido e nível de água extra baixo), e 268 g CO<sub>2</sub>eq o pior desempenho, notado nos casos 12 e 16 (detergente em pó e nível de água alto). Tal contribuição tem relação com a geração de eletricidade, destacando-se a hidroeletricidade e termoeletricidade, esta última, ocorrendo a partir da combustão de gás natural, óleo combustível e carvão mineral.

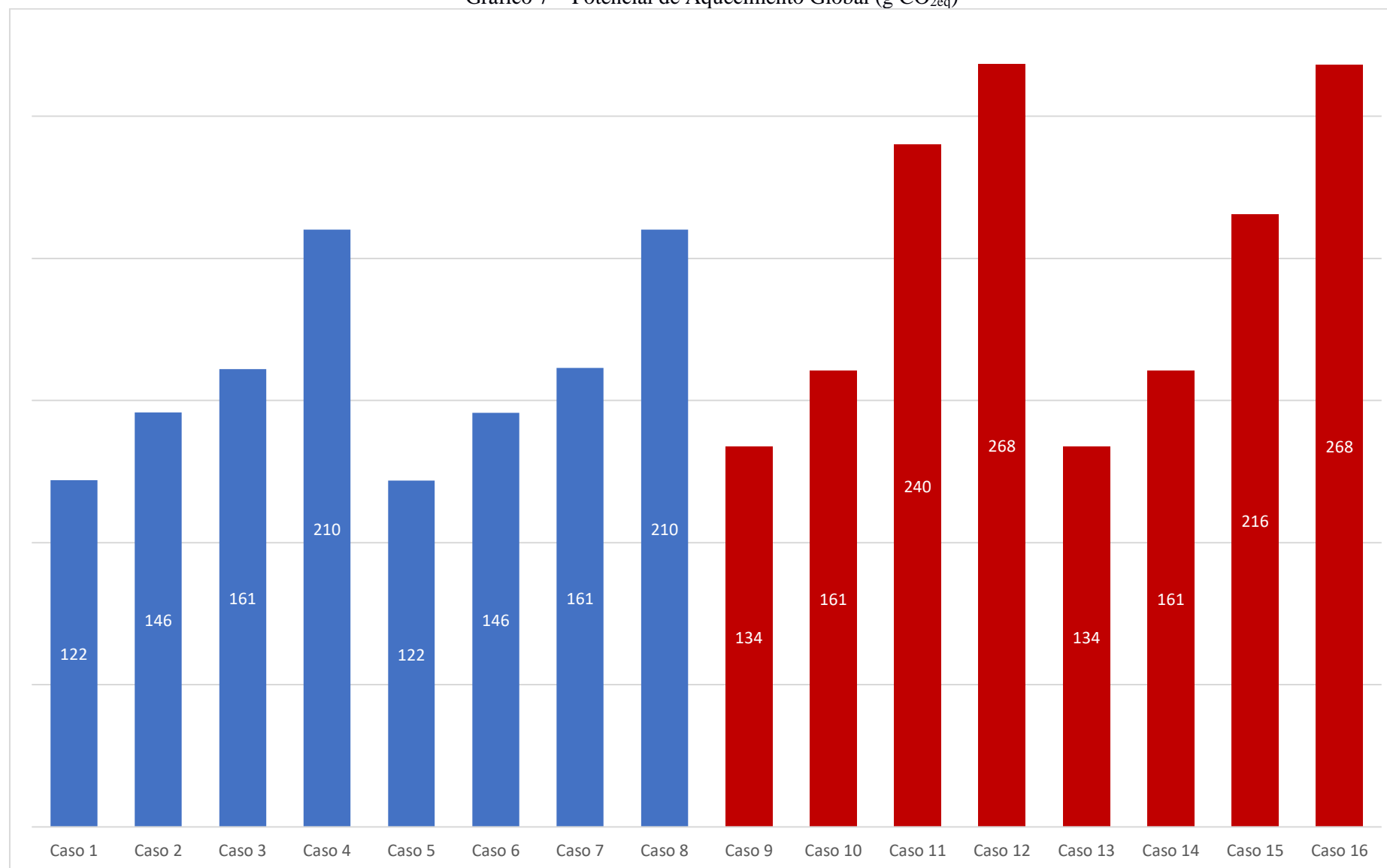
Assim como ocorreu com DEP, há uma tendência de piora de desempenho ambiental para PAG conforme o nível de água da máquina se eleva. A tônica se mantém a despeito do tipo de agitação a que a roupa é submetida na máquina. Essa tendência se repete pelos mesmos motivos que ocorrem em DEP, ou seja, o aumento de água na cuba, assim como o aumento da quantidade de agentes de lavagem, conforme é aumentada a quantidade de roupa na máquina, são fatores determinantes.

Com relação aos agentes de limpeza, verifica-se que o detergente líquido supera seu congênera na forma de pó em quaisquer das comparações realizadas. Deve-se ter em mente, porém, que nesta análise são consideradas quantidades adicionadas à máquina em cada situação.

Ao serem comparados entre si, deixando fixos valores referentes à tipo de detergente e nível de água na máquina, é possível notar uma grande similaridade entre os pares de mesmas características. A exceção ocorre para o par 11-15 (detergente líquido, nível médio) no qual a lavagem turbo, tem maiores impactos de PAG do que a agitação normal (240 g CO<sub>2</sub>eq versus 216 g CO<sub>2</sub>eq), seguindo a tendência apresentada em DEP.

A similaridade de desempenho ocorre por influência do consumo de eletricidade novamente. Em todos os casos as principais emissões de GEE estiveram relacionadas à geração de eletricidade, e ao consumo de gás natural, para o detergente líquido na fabricação da matéria prima e para o detergente em pó como fonte de calor para geração de eletricidade.



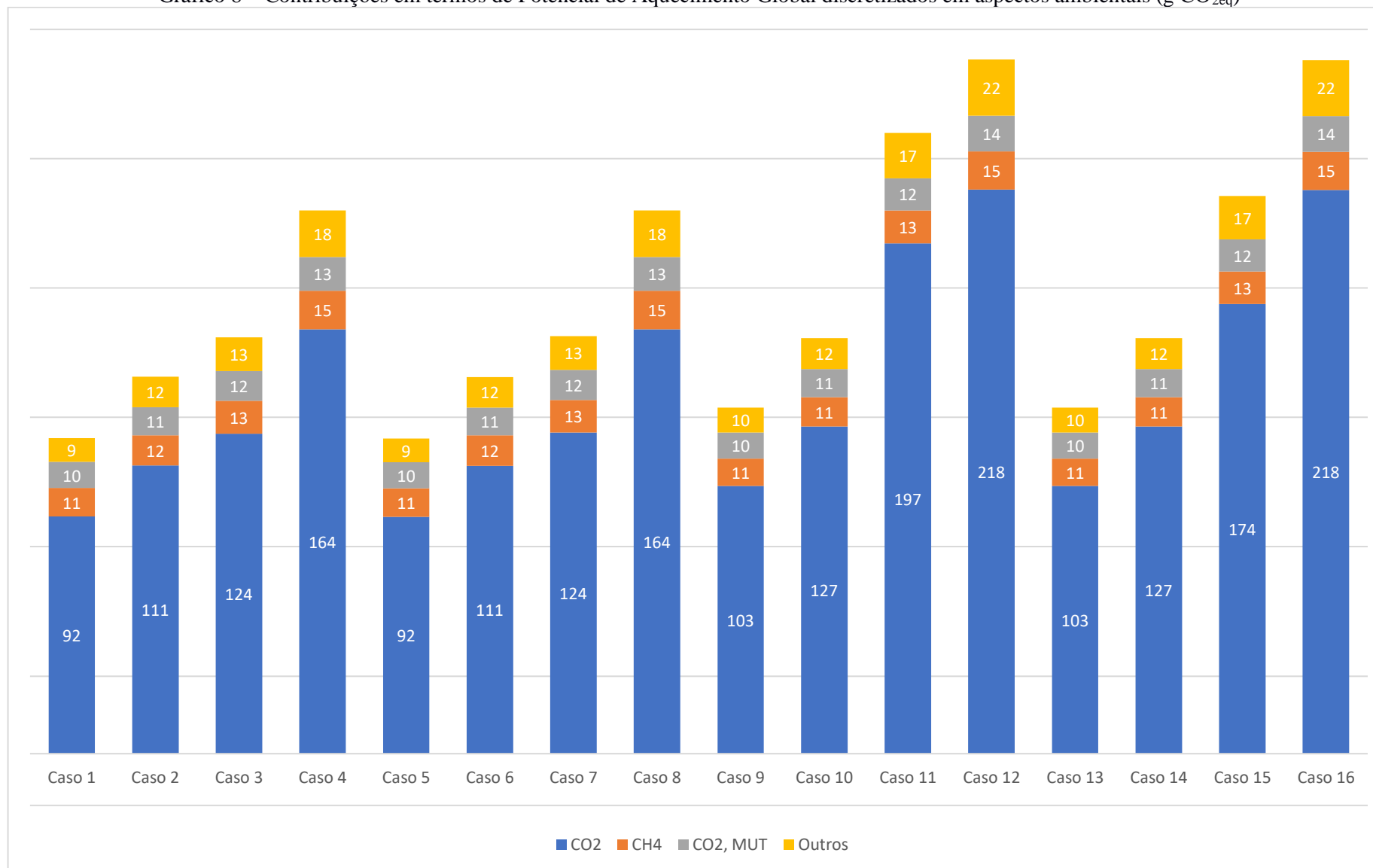
Gráfico 7 – Potencial de Aquecimento Global (g CO<sub>2</sub>eq)

Ao serem discretizados os aspectos ambientais que compõem os resultados de PAG (Gráfico 8) nota-se ser CO<sub>2</sub> o precursor de impacto majoritário para a categoria com 78% em média. A ele se seguem metano biogênico, com pouco mais de 7% e dióxido de carbono emitido em função de ações de mudança de uso da terra (CO<sub>2</sub>, MUT), que não chega a 7% em média. A configuração se repete nos dezesseis casos analisados e, quando somados, esses três aspectos, resultam em contribuições superiores a 90% para quaisquer situações avaliadas.

Esses desempenhos são provenientes, quase que na totalidade, de contribuições que se originam do uso de energia elétrica, seja na lavagem de roupas em si, manufatura de ativos que integram a formulação dos agentes de lavagem, ou mesmo, no tratamento dos efluentes gerados na lavagem.

Embora o metano não seja o principal contribuinte para o aquecimento global, neste estudo ele se configurou como normalmente é percebido: como segundo maior contribuinte global. As emissões antropogênicas de metano são responsáveis por 60% das emissões totais de CH<sub>4</sub>. Esse gás é formado em zonas sem oxigênio, geralmente áreas mais profundas do subsolo, por bactérias produtoras do gás, as chamadas metanogênicas. As hidrelétricas têm emissões de CH<sub>4</sub> em grande escala, uma vez que ele pode ser liberado por vários caminhos que não só por bolhas e difusão pela superfície, mas também no transcurso da água pelas turbinas e vertedouros (FEARNSIDE, 2008). Sem deixar de falar novamente no gás natural, usado nas sínteses das matérias primas e da queima de carvão gerando calor nas termoelétricas.

O fato de a configuração apresentada ser semelhante nos dois tipos de detergente, não chega a ser surpresa, uma vez que a lavagem de roupas ocorre da mesma maneira a despeito de ser usado detergente líquido ou pó. A diferença ocorre no processo de fabricação do agente de lavagem, que tem seu impacto amortecido pela pequena quantidade de produto (menor que 35 g) que é acrescido em cada ciclo de lavagem.

Gráfico 8 – Contribuições em termos de Potencial de Aquecimento Global discretizados em aspectos ambientais (g CO<sub>2eq</sub>)

O Gráfico 9, traz as contribuições em termos de Potencial de Aquecimento Global distribuídas por quilo de roupa lavada (em g CO<sub>2eq</sub>/FR). Neste gráfico, não se observa mais a tendência de aumento do impacto ambiental de acordo com o incremento de água na cuba.

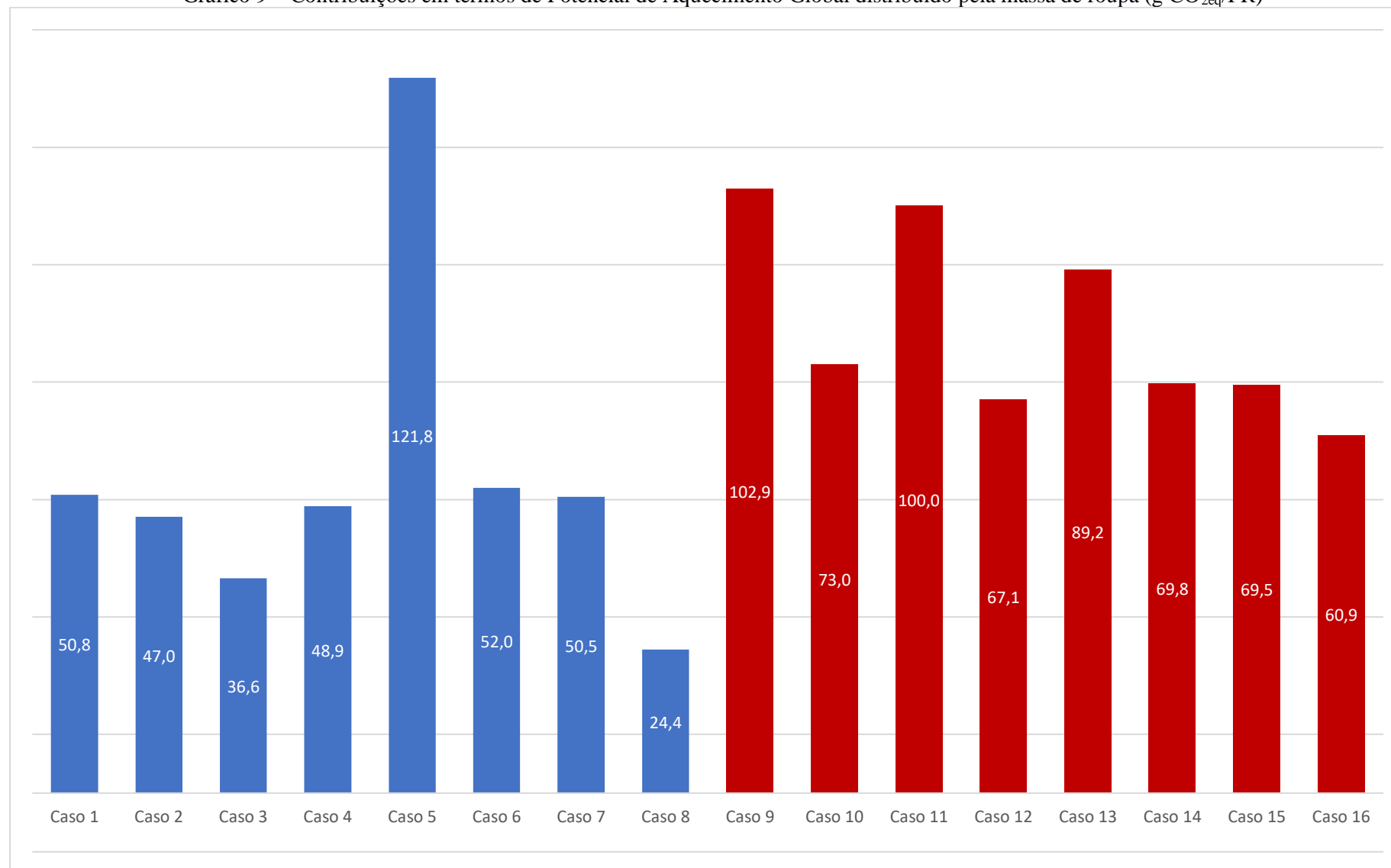
A análise dos valores discretizados confirma que as principais emissões de GEE estiveram relacionadas com geração de energia elétrica, com ênfase em hidroeletricidade, e termoeletricidade na combustão de gás natural, óleo combustível e carvão. Aqui, assim como ocorreu para DEP, percebe-se a influência da quantidade de roupa que é colocada na máquina. Foram considerados, os níveis de água da máquina (extra baixo, baixo, médio e alto) e o modo de agitação (normal e turbo) iguais, variando somente o tipo de detergente – líquido e em pó.

Com esta configuração, o uso de detergente líquido, em termos de PAG, repete o que foi percebido em DEP, ou seja, o impacto mais baixo em todas as comparações, exceto na comparação entre o Caso 5 e o Caso 13. Aqui a justificativa de tal diferença também se explica pela quantidade de roupa adicionada, que como havia sido indicado antes, foi em 50% maior no Caso 13 do que em #5.

As análises de valores de impacto para lavagem com detergente líquido sugerem uma divisão em grupos distintos. O Caso 5 (nível extra baixo, agitação normal) se destaca como o pior desempenho apresentando-se muito distinto dos demais. Enquanto os valores totais de PAG não ultrapassam 103 g CO<sub>2eq</sub>/FR, no Caso 5, o valor se aproxima de 122 g CO<sub>2eq</sub>/FR o que representa um incremento de 15% em termos de Potencial de Aquecimento Global. O que, mais uma vez, é explicado pela quantidade de roupa adicionada ser inferior ao recomendado para esta programação da máquina.

Os casos 1, 2, 4, 6 e 7 seguem com desempenhos altos separados do Caso 3, deixando como melhor opção o Caso 8, também em relação a PAG, assim como já ocorrera com DEP. Esse agrupamento foi realizado, considerando valores que apresentam diferença máxima de 10% entre eles. Seguindo em ordem decrescente de valores de desempenho, tem-se do Caso 6 para o Caso 1, a diferença de 2,3%, ao que se seguem aquelas de #1 → #7 (0,6%), que corresponde na prática a uma equivalência de desempenhos; #7 → #4 (3,2%); e #4 → #2 (3,9%). No entanto, do caso 2 para o caso 3 a distância é de 22%, e deste, para o caso 8 de 33%.

Considerando a quantidade de roupa, o caso 8 (detergente líquido, nível de água alto e agitação normal) é o quem detém o menor impacto associado. Observe-se mais uma vez que, neste caso, a quantidade de roupa adicionada à máquina, foi a mais elevada dentre todas que foram consideradas no estudo, da mesma forma pode ser observada a massa de roupa adicionada em cada caso pelo qual é dividido o impacto ambiental calculado, ou seja, quanto maior a quantidade de roupa atendendo ao nível de água adicionado, menor o impacto. Além

Gráfico 9 – Contribuições em termos de Potencial de Aquecimento Global distribuído pela massa de roupa (g CO<sub>2eq</sub>/FR)

da quantidade de roupa não estar adequada nos casos que apresentaram maior impacto ambiental, vale lembrar que os agentes de lavagem também são adicionados em excesso, pois os fabricantes fazem a indicação das medidas por quilograma de roupa a ser lavada. Logo deve-se vincular em todas as situações em que a roupa foi colocada em uma quantidade menor do que deveria, que a quantidade de agentes de lavagem foi maior do que o indicado.

Para as análises referentes ao detergente em pó, em termos de PAG, também se repete o que ocorreu para DEP. O caso que é responsável pelo maior impacto, em termos de PAG, é o Caso 9, seguido do agrupamento do Caso 11 e Caso 13 e em outro patamar os casos 10, 12, 14 e 15, deixando o Caso 16 como melhor opção com o detergente em pó, exatamente como aconteceu na análise da categoria anterior.

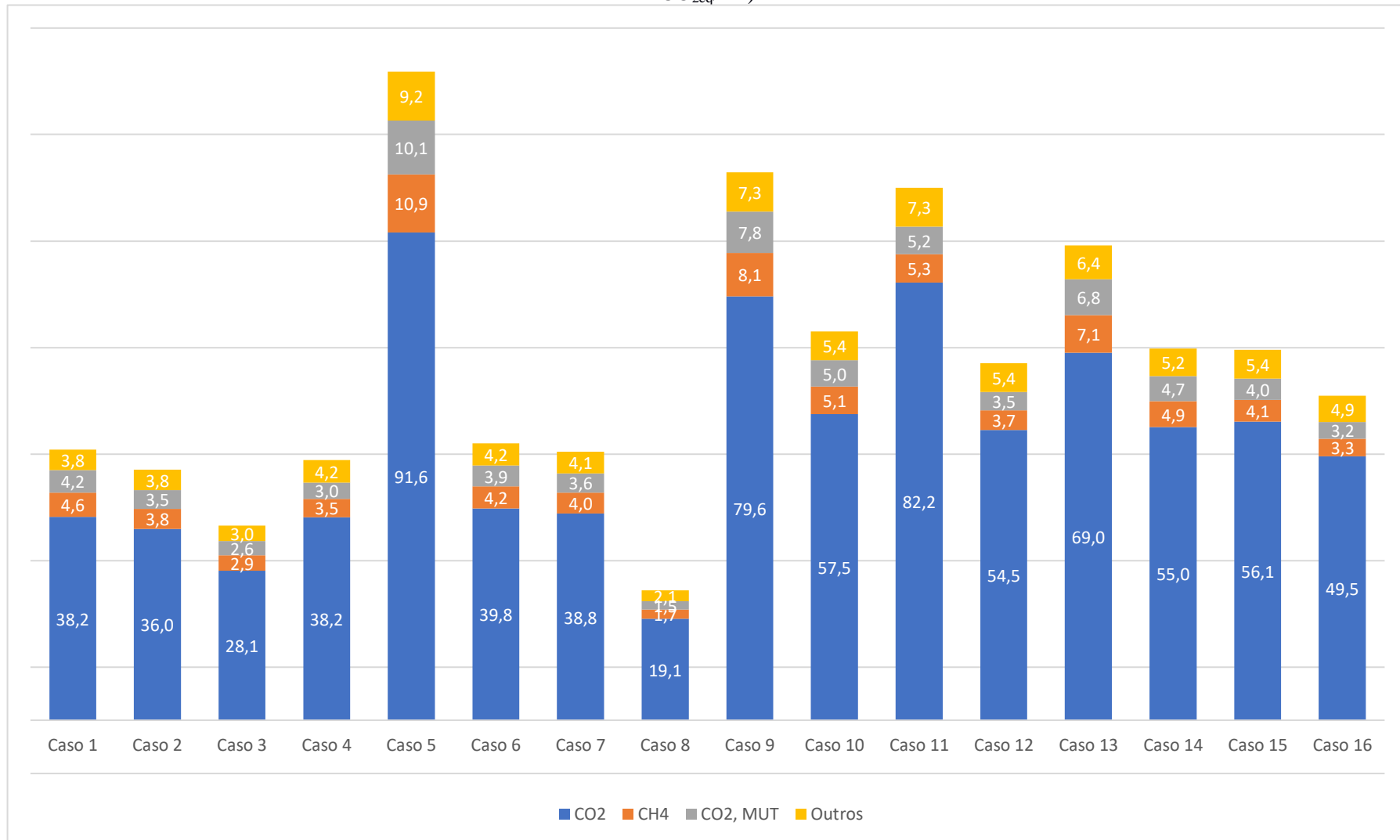
Essa situação volta a ser explicada pela baixa quantidade de roupa adicionada à máquina, notada no Caso 5. Embora ambas estejam utilizando o nível extra baixo de água e a agitação normal, no Caso 5 foi colocado 50% a menos de roupa que no Caso 13, o que atribuiu um impacto de PAG 26,8% maior ao #5.

O comportamento das contribuições, aqui também apresentam a divisão em grupos distintos. O Caso 9 (nível extra baixo, agitação turbo) se destaca como o pior desempenho (102 g CO<sub>2eq</sub>/FR) apresentando-se em um patamar próximo ao Caso 11 (100 g CO<sub>2eq</sub>/FR). Seguindo em ordem decrescente de valores de desempenho, tem-se do Caso 11 para o Caso 13, a diferença de 12%, ao que se seguem aquelas de #13 → #10 (22%); #10 → #14 (4,6%); #14 → #15 (0,4%) o que corresponde a uma equivalência de desempenhos; #15 → #12 (3,6%); e #12 → #16 (10,2%) O que, mais uma vez, justifica-se pela quantidade de roupa adicionada à lavagem ser inferior ao recomendado para esta programação da máquina.

No Gráfico 9 mantendo-se o tipo de detergente e o nível de água na cuba, verifica-se o comportamento das contribuições, mediante à variação da agitação da máquina. Para tanto, foram confrontados os casos 1 e 5 no qual #5 apresenta o impacto 58% maior que #1, aumento mais uma vez explicado pela pequena massa de roupa acrescida nesta lavagem, embora ambos sejam com nível de água extra baixo, enquanto no Caso 1 foi lavado 2,4 kg de roupa suja, no Caso 5 foi lavado apenas 1 kg. Assim como na categoria Demanda Primária de Energia, em Potencial de Aquecimento Global a diferença de quantidade de roupa influencia diretamente no impacto ambiental associado.

No Gráfico 10, no qual foram discretizados os precursores desta categoria de impacto ambiental, o CO<sub>2</sub> também assume o papel principal, assim como seguem-se as mesmas disposições para as emissões verificadas no Gráfico 8.

Gráfico 10 – Contribuições em termos de Potencial de Aquecimento Global discretizados em aspectos ambientais distribuído pela massa de roupa (g  $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{FR}$ )



As emissões de N<sub>2</sub>O têm aporte bastante relevante na somatória de Outros, decorrente da queima de gás natural para manufatura de álcool graxo, álcool etoxilado e alquilbenzeno utilizados no detergente líquido (901 g CO<sub>2</sub> eq/kg de detergente) e para a fabricação de parafina, alquilbenzeno, álcool etoxilado e para o próprio aquecimento das caldeiras para a fabricação do detergente em pó (1,82 kg CO<sub>2</sub> eq/kg de detergente).

Com esta análise, o aumento de impacto ambiental coordenado com a quantia de água na cuba, não ocorre. Aqui, é possível identificar que o principal precursor do PAG é o CO<sub>2</sub>, em todos os casos analisados. Ele responde, por valores que vão de 75% (Caso 1) a 82% (Caso 11), essa contribuição similar em todos os casos, ocorre por conta de aspectos de processos na fabricação dos agentes de lavagem que consomem mais energia como pode ser observado nos resultados obtidos para a análise da Demanda de Energia Primária. A relação dessas emissões de GEE, com a utilização de energia elétrica, seja em hidroeletricidade ou termoeletricidade da combustão de gás natural, óleo combustível e carvão também são nítidas quando o CH<sub>4</sub> continua identificado como segundo maior contribuição.

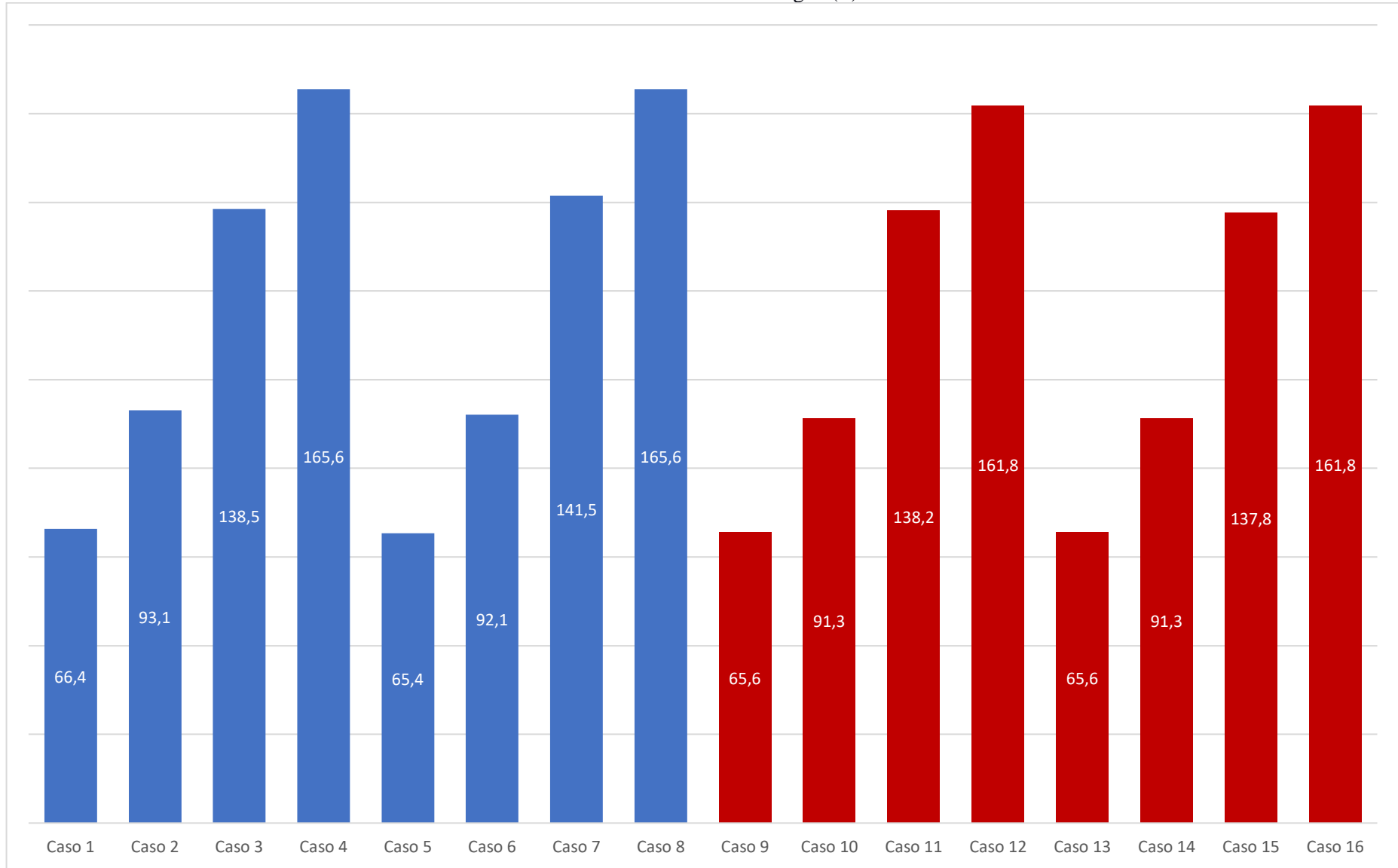
#### 5.4 CONSUMO DE ÁGUA (CA)

A categoria CA analisa o consumo do recurso natural água em todo o ciclo de vida – do ‘berço ao túmulo’ – e não só da operação realizada. Isso inclui a fabricação de todos os produtos envolvidos, assim como o tratamento dos efluentes e não somente a água que é utilizada na máquina para a lavagem propriamente dita. O consumo de água para resfriamento, também apresenta influência na fabricação de detergente em pó; no entanto, esse uso não a torna inservível, assim sendo, ela pode voltar ao sistema, quando tem sua temperatura reduzida, a reposição que é feita ocorre por conta das emissões para a atmosfera por conta da troca térmica. Já para o detergente líquido e o amaciante, existe um determinado volume de água que é incorporado ao produto.

O Gráfico 11 mostra o consumo do recurso hídrico natural ao longo do ciclo de vida. Os valores que correspondem somente à lavagem executada em cada uma das operações realizadas na máquina, estão descritos na Tabela 8 (seção 4.2.2.2). Como já era de se supor, a etapa do ciclo de vida que concentra maior consumo de água é o processo de remoção de sujidades das roupas (ou seja, a lavagem em si). Isso ocorre de maneira uniforme para todos os casos, com uma variação entre 99,1% (casos 9 e 13) e 99,9% (casos 3, 4 e 11); ou seja, a variação é pouco significativa frente à primeira demanda – a água que enche a cuba da máquina durante a lavagem. As menores porcentagens obtidas correspondem aos casos que têm o nível



Gráfico 11 – Consumo de água (L)



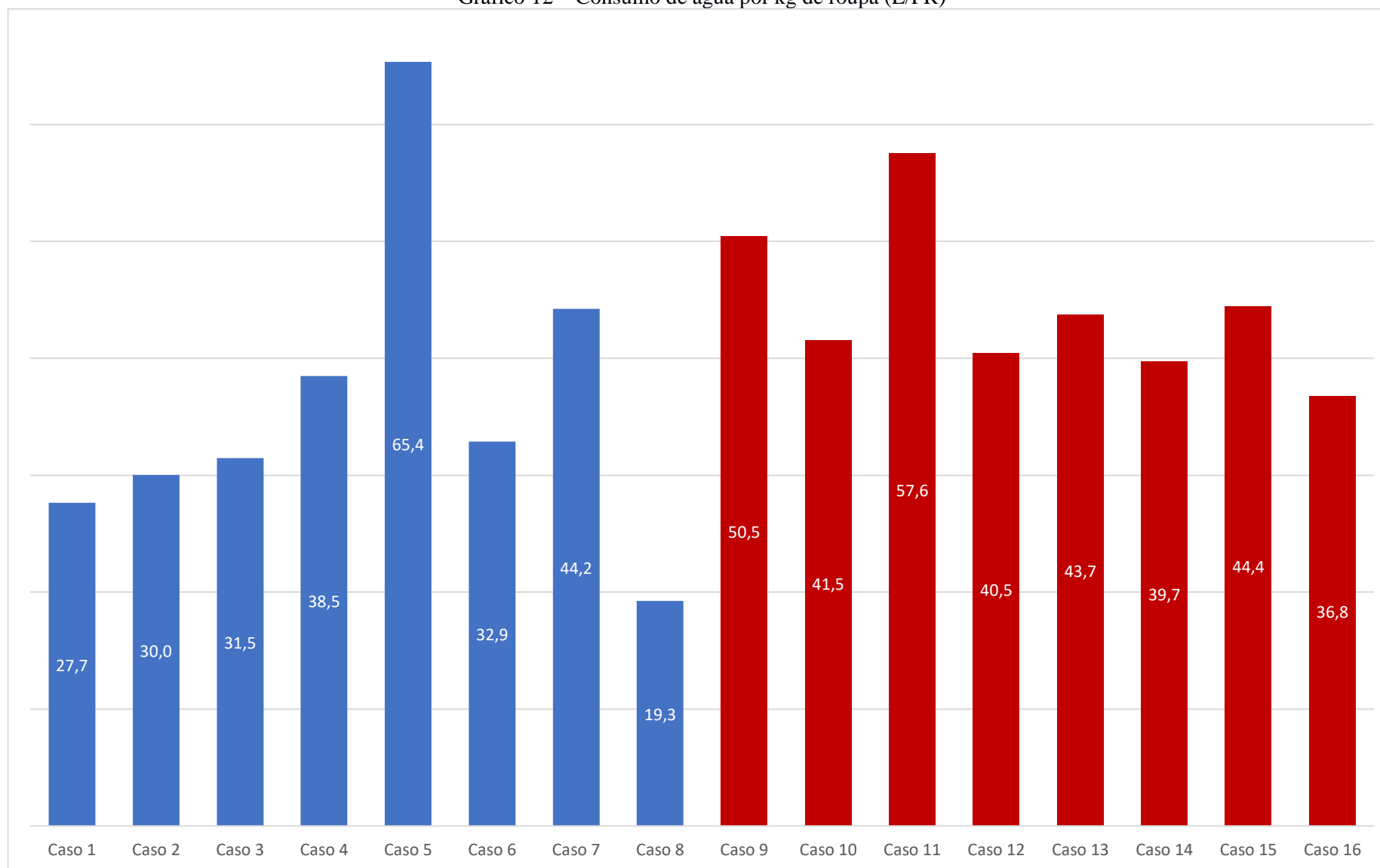
de água extra baixo com detergente em pó (9 e 13), valores que são diferenciados pela água incorporada ao produto durante a produção do detergente líquido.

Neste contexto, o melhor desempenho ambiental é notado no caso 5 (nível de água extra baixo, agitação normal, detergente líquido) e o pior desempenho nos casos 4 e 8, com empate de valores (nível de água alto, com detergente líquido, agitação turbo e normal). Novamente, pode-se destacar a influência direta do uso de eletricidade no processo, seja para a fabricação dos agentes de lavagem ou para o processo de lavagem em si.

Assim como notado nas categorias anteriores, o consumo de eletricidade é significativo para o impacto ambiental comum a todos os casos. A água consumida nas termelétricas, como as de gás natural, nuclear e biomassa que usam vapor d'água para geração de energia, podem ser consideradas em destaque. Outros processos industriais que compõem o ciclo de vida do processo também devem ser considerados como importantes contribuintes.

A evidência do uso da água descrita anteriormente, é ainda mais relevante quando o impacto ambiental é dividido pela quantidade de roupa na cuba da máquina, o que está descrito no Gráfico 12. Aqui, já não há mais a tendência ao aumento do impacto ambiental associado somente com o aumento do nível de água na máquina de lavar. A variação também advém da massa de roupa adicionada a cada lavagem assim como foi descrito nas categorias de impacto anteriores. Pode-se inclusive comparar os casos 11 e 1, que lavam a mesma massa de roupa, no entanto, o impacto para o Caso 1 é muito menor, pois a massa de roupa foi compatível ao nível de água. Assim, nota-se que ao selecionar um nível de água, deve ser colocado a quantidade de roupa máxima adequada para aquele nível, colaborando para que o impacto ambiental daquela lavagem seja o menor possível em termos de consumo de água. Para este estudo, verifica-se que o melhor desempenho ambiental para a categoria consumo de água por quilograma de roupa é o caso 8 (nível de água alto, agitação normal, detergente líquido, 8,6 kg de roupa suja) e o pior desempenho ambiental é o caso 11, como foi descrito acima.

Gráfico 12 – Consumo de água por kg de roupa (L/FR)



#### 5.4.1 Normalização do índice ambiental

Para que se pudesse determinar o valor do Índice de Ecoeficiência (IEE) de cada caso em estudo, fez-se necessário normalizar os índices ambiental e econômico obtidos de cada situação. Os procedimentos de normalização carecem a definição de um cenário de referência, que neste estudo corresponde ao caso 10. A escolha se deveu a utilização do detergente em pó ser mais frequente junto a população brasileira. Pode-se afirmar que é quase ‘cultural’ esse hábito, assim como a utilização da agitação turbo, que também é preferível ao consumidor, talvez pela impressão que se tem de que a agitação mais intensa é capaz de remover melhor as sujidades do tecido (BRASIL, 2019a).

Os índices individuais de desempenho ambiental de cada caso para as três categorias de impacto estudadas ( $IA_{Ci}^k$ ) foram tratadas como descrito na Equação 3 com a finalidade de gerar seus correspondentes índices de impacto ambiental normalizados ( $IAN_{Ci}^k$ ).

$$IAN_{Ci}^k = \left( \frac{IA_{Ci}^k}{IA_{C10}^k} \right) \quad (3)$$

onde:

$IAN_{Ci}^k$  = índice de impacto ambiental normalizado (k) para o caso i

$IA_{Ci}^k$  = índice de impacto ambiental (k) para o caso i

$IA_{C10}^k$  = índice de impacto ambiental (k) para o Caso 10

A soma dos diferentes índices de impacto ambiental normalizados ( $IAN_{Ci}^k$ ) resulta no impacto ambiental total ( $IAT_{Ci}$ ) de cada caso (Equação 4).

$$IAT_{Ci} = \sum IAN_{Ci}^k \quad (4)$$

onde:

$IAT_{Ci}$  = Impacto ambiental total para o caso (i)

Os valores de ( $IAT_{Ci}$ ) são então submetidos a mais um procedimento de normalização, dando origem aos indicadores de desempenho ambiental normalizados performativos ( $IAP_{Ci}$ ) de cada caso (Equação 5).

$$\overline{IAP}_{Ci} = \left( \frac{IAT_{Ci}}{IAT_{C10}} \right) \quad (5)$$

onde:

$\overline{IAP}_{Ci}$  = índice de desempenho ambiental performativo do caso (i)

$IAT_{C10}$  = impacto ambiental total para o Caso 10

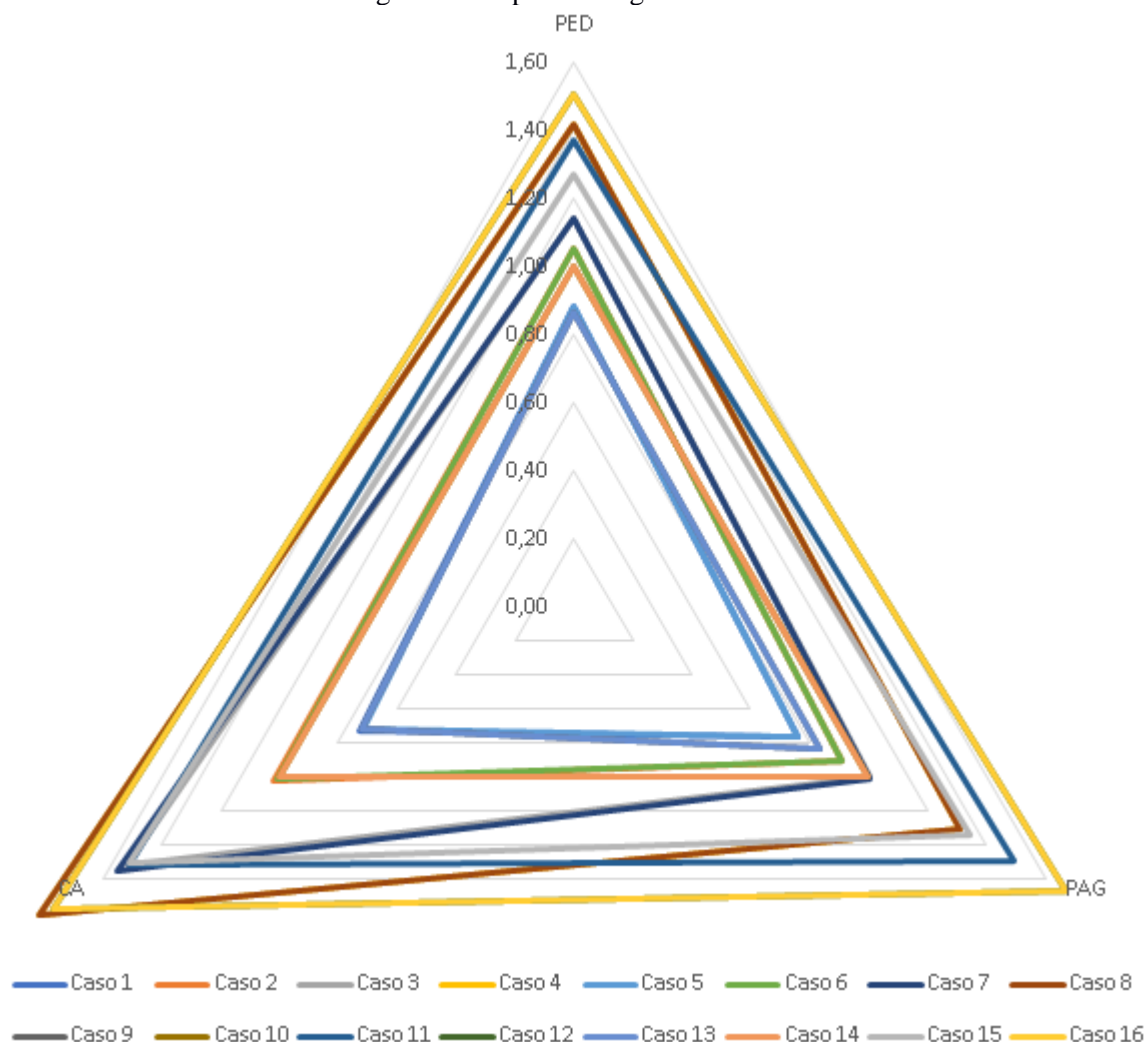
A Tabela 10 apresenta os valores de desempenho ambiental de cada uma das categorias analisadas (DEP, PAG e CA), seguido da respectiva normalização. Assim como os parâmetros resultantes dos cálculos acima descritos, ou seja, o índice de desempenho ambiental performativo (IAP) de cada caso.

Tabela 10 – Normalização dos indicadores ambientais

Caso	DEP (MJ)	IAN <sup>DEP</sup>	PAG (kg CO <sub>2</sub> eq)	IAN <sup>PAG</sup>	CA (L)	IAN <sup>CA</sup>	IAT	IAP
<b>1</b>	3,60	0,88	121,98	0,76	66,37	0,73	2,37	<b>0,79</b>
<b>2</b>	4,31	1,06	145,80	0,91	93,10	1,02	2,98	<b>0,99</b>
<b>3</b>	4,65	1,14	160,96	1,00	138,52	1,52	3,66	<b>1,22</b>
<b>4</b>	5,78	1,42	210,09	1,31	165,56	1,81	4,54	<b>1,51</b>
<b>5</b>	3,59	0,88	121,82	0,76	65,36	0,72	2,36	<b>0,79</b>
<b>6</b>	4,30	1,06	145,65	0,91	92,09	1,01	2,97	<b>0,99</b>
<b>7</b>	4,67	1,14	161,47	1,01	141,54	1,55	3,70	<b>1,23</b>
<b>8</b>	5,78	1,42	210,09	1,31	165,56	1,81	4,54	<b>1,51</b>
<b>9</b>	3,54	0,87	133,77	0,83	65,62	0,72	2,42	<b>0,81</b>
<b>10</b>	4,08	1,00	160,58	1,00	91,34	1,00	3,00	<b>1,00</b>
<b>11</b>	5,58	1,37	240,01	1,49	138,15	1,51	4,38	<b>1,46</b>
<b>12</b>	6,15	1,51	268,33	1,67	161,80	1,77	4,95	<b>1,65</b>
<b>13</b>	3,54	0,87	133,77	0,83	65,62	0,72	2,42	<b>0,81</b>
<b>14</b>	4,08	1,00	160,58	1,00	91,34	1,00	3,00	<b>1,00</b>
<b>15</b>	5,17	1,27	215,56	1,34	137,76	1,51	4,12	<b>1,37</b>
<b>16</b>	6,15	1,51	268,16	1,67	161,80	1,77	4,95	<b>1,65</b>

A impressão digital ambiental (engloba as vertentes ambiental e energética, que foram agregadas aqui para o cálculo do índice de desempenho ambiental performativo) dos dezesseis casos analisados foi gerada a partir da normalização dos dados, como pode ser observado na Figura 9.

Figura 9 – Impressão digital ambiental



A impressão digital ambiental, qualitativamente, mostra os casos 12 e 16 estendendo-se pela maior área do diagrama com suas linhas até sobrepostas, demonstrando que eles abarcam o maior impacto dentre todos. Já os casos 9 e 13, ocupam a menor área do diagrama, representando, portanto, a menor carga ambiental.

Outra observação que pode ser feita diante da visualização da impressão digital ambiental é que os casos 4, 8, 12 e 16 têm uma maior influência do consumo de água, a ponto de ser notada uma distorção do ‘triângulo’ para este vértice. Esse comportamento já era esperado, pois, como foi visto na análise da categoria Consumo de Água, esses foram os piores impactos associados, até por fazerem uso da maior quantidade de água durante a lavagem em si.

Seguindo as análises anteriores, realizou-se também a normalização dos índices ambientais para 1 kg de roupa suja, ou seja, antes da normalização dos índices, o valor referente ao impacto ambiental foi dividido pela quantidade de roupa a cada lavagem. Os resultados desta

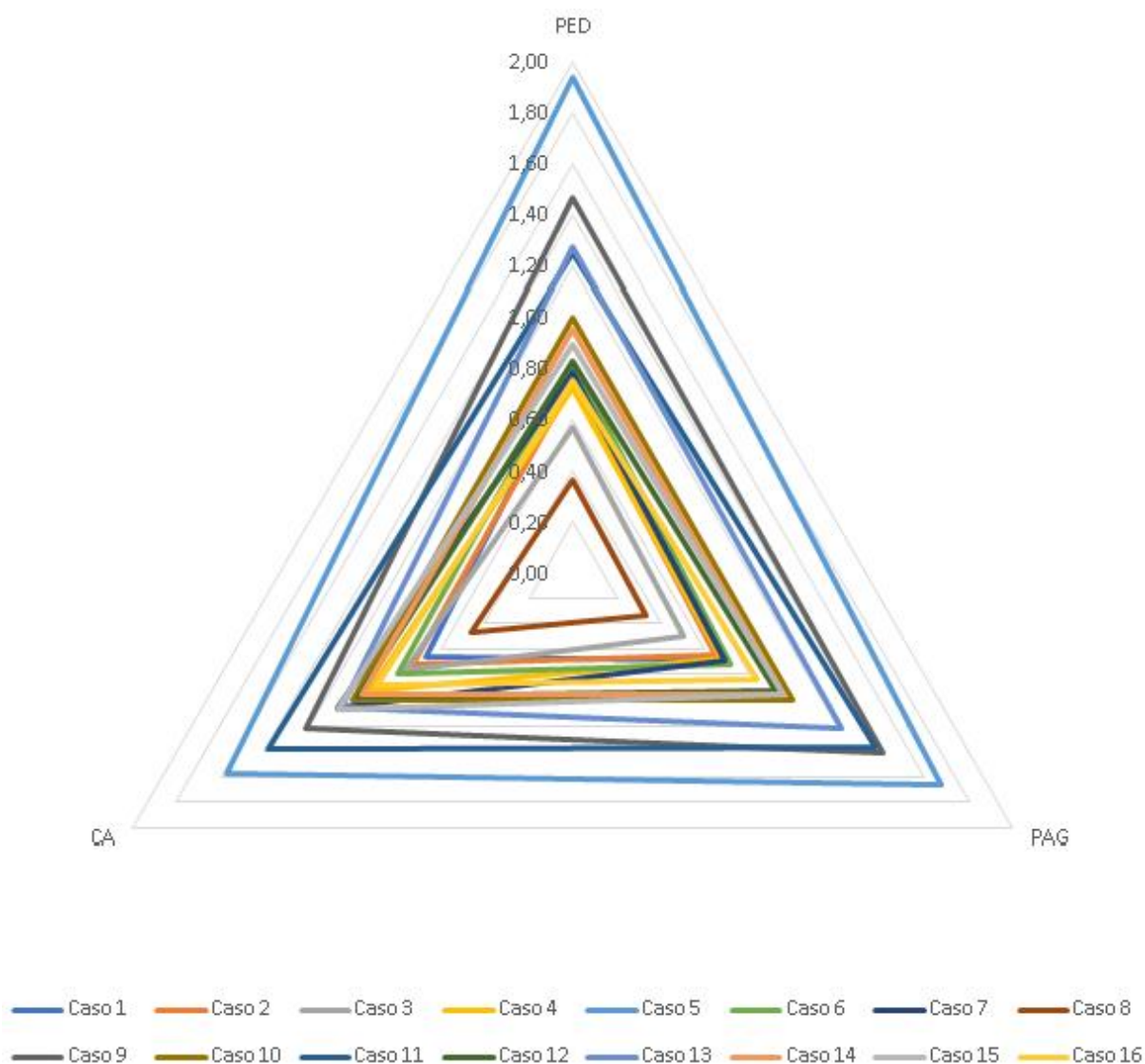
normalização, assim como o índice de desempenho ambiental performativo de cada caso estão descritos na Tabela 11.

Tabela 11 – Normalização dos indicadores ambientais por kg de roupa

Caso	DEP (MJ)	IAN <sup>DEP</sup>	PAG (kg CO <sub>2</sub> eq)	IAN <sup>PAG</sup>	CA (L)	IAN <sup>CA</sup>	IAT	IAP
<b>1</b>	1,50	0,81	50,8	0,70	27,7	0,67	2,17	<b>0,72</b>
<b>2</b>	1,39	0,75	47,0	0,64	30,0	0,72	2,12	<b>0,71</b>
<b>3</b>	1,06	0,57	36,6	0,50	31,5	0,76	1,83	<b>0,61</b>
<b>4</b>	1,34	0,72	48,9	0,67	38,5	0,93	2,32	<b>0,77</b>
<b>5</b>	3,59	1,94	121,8	1,67	65,4	1,57	5,18	<b>1,73</b>
<b>6</b>	1,54	0,83	52,0	0,71	32,9	0,79	2,33	<b>0,78</b>
<b>7</b>	1,46	0,79	50,5	0,69	44,2	1,07	2,54	<b>0,85</b>
<b>8</b>	0,67	0,36	24,4	0,33	19,3	0,46	1,16	<b>0,39</b>
<b>9</b>	2,72	1,47	102,9	1,41	50,5	1,22	4,09	<b>1,36</b>
<b>10</b>	1,85	1,00	73,0	1,00	41,5	1,00	3,00	<b>1,00</b>
<b>11</b>	2,33	1,26	100,0	1,37	57,6	1,39	4,01	<b>1,34</b>
<b>12</b>	1,54	0,83	67,1	0,92	40,5	0,97	2,72	<b>0,91</b>
<b>13</b>	2,36	1,27	89,2	1,22	43,7	1,05	3,55	<b>1,18</b>
<b>14</b>	1,77	0,96	69,8	0,96	39,7	0,96	2,87	<b>0,96</b>
<b>15</b>	1,67	0,90	69,5	0,95	44,4	1,07	2,92	<b>0,97</b>
<b>16</b>	1,40	0,75	60,9	0,83	36,8	0,89	2,48	<b>0,83</b>

De forma análoga ao que foi feito anteriormente, gerou-se a impressão digital ambiental, só que para os Índices ambientais performativos por quilograma de roupa (Figura 10). Ao realizar essa ação, verifica-se que o caso que ocupa a maior área do gráfico agora é o Caso 5, portanto é o que apresenta maior impacto ambiental, quando analisado abrangendo as três categorias de impacto aqui estudadas. Já o que tem o menor impacto é o Caso 8. Outro importante aspecto a ser percebido é que a categoria de impacto que tem maior hegemonia continua sendo Consumo de água. No entanto, os alcances estão bem distribuídos para as três categorias, sendo apenas no Caso 11, uma maior contribuição em DEP.

Figura 10 – Impressão digital ambiental com desempenho ambiental expresso por quilograma de roupa



### 5.5 ANÁLISE ECONÔMICA – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta análise inspirou-se no método estabelecido por Turton et al. (2009) que quantifica o investimento e os custos operacionais. Foi realizada a pesquisa de mercado, identificando os valores dos agentes de lavagem, bem como o custo da água utilizada e a energia consumida em cada lavagem, conforme descrito na seção 4.2.2.2. A análise econômica da máquina de lavar foi desconsiderada devido à sua usabilidade ser distribuída ao longo de todo um tempo de vida, assim, ao dividir-se o custo do uso para o fluxo de referência (lavagem de 1 kg de roupa), o valor torna-se praticamente desprezível em relação aos outros custos associados.



O custo dos agentes de lavagem usados foi obtido através de consulta a estabelecimentos comerciais de venda direta ao consumidor conforme a especificação do produto utilizado na etapa de ensaios (seção 4.3).

### 5.5.1 Normalização do índice econômico

Concluída a coleta de dados, passou-se então a etapa de normalização dos indicadores econômicos. Para que a normalização ocorresse foi preciso definir uma referência. O caso 10 foi selecionado mais uma vez para essa função dadas suas características e especificidades (ver argumentação apresentada na seção 5.4.1 – pg. 97). A seguir, os índices individuais de custos ( $IC_{Ci}$ ) de cada caso foram tratados como descrito na Equação 6 com a finalidade de gerar seus correspondentes índices de indicadores econômicos normalizados ( $IEN_{Ci}^k$ ).

$$IEN_{Ci}^k = \left( \frac{IC_{Ci}^k}{IC_{C10}^k} \right) \quad (6)$$

onde:

$IEN_{Ci}^k$  = índice econômico normalizado (k) para o caso i

$IC_{Ci}^k$  = índice de custo (k) para o caso i

$IC_{C10}^k$  = índice de custo (k) para o Caso 10

Da coleta de dados e devido à estruturação obtida, surgiram três cenários: C1 que recorre aos custos médios; C2 que expõe os custos mínimos e C3 que se utiliza dos custos máximos. Tabela 12 registra os parâmetros econômicos associados aos agentes de lavagem, água e consumo de energia elétrica para a lavagem de roupa do C1.

Tabela 12 – Custos por lavagem – C1

Caso	Detergente (R\$)	Amaciante (R\$)	Água/trat. Efluente (R\$)	Energia (R\$)	Total (R\$)	IEN <sup>méd</sup>
1	0,19	0,16	0,36	0,33	1,04	0,73
2	0,34	0,19	0,51	0,33	1,36	0,95
3	0,35	0,23	0,78	0,33	1,68	1,18
4	0,48	0,45	0,91	0,33	2,17	1,52
5	0,19	0,16	0,36	0,33	1,04	0,73
6	0,34	0,19	0,51	0,33	1,36	0,95
7	0,35	0,23	0,78	0,33	1,68	1,18
8	0,48	0,45	0,91	0,33	2,17	1,52
9	0,29	0,13	0,36	0,33	1,10	0,77
10	0,44	0,16	0,51	0,33	1,43	1,00
11	0,73	0,23	0,77	0,33	2,06	1,45
12	0,88	0,45	0,89	0,33	2,55	1,79
13	0,29	0,13	0,36	0,33	1,11	0,78
14	0,44	0,16	0,50	0,33	1,42	1,00
15	0,73	0,23	0,76	0,33	2,05	1,44
16	0,88	0,45	0,89	0,33	2,55	1,79

Na Tabela 13 estão descritos os valores correspondentes ao C2, ou seja, os valores mínimos possíveis. Os valores referentes à água/tratamento de efluentes e energia, permaneceram os mesmos nos três cenários.

Tabela 13 – Custos por lavagem – C2

Caso	Detergente (R\$)	Amaciante (R\$)	Água/trat. Efluente (R\$)	Energia (R\$)	Total (R\$)	IEN <sup>mín</sup>
1	0,19	0,15	0,36	0,33	1,03	0,74
2	0,33	0,18	0,51	0,33	1,34	0,97
3	0,33	0,22	0,78	0,33	1,66	1,20
4	0,47	0,43	0,91	0,33	2,13	1,54
5	0,19	0,15	0,36	0,33	1,02	0,74
6	0,33	0,18	0,51	0,33	1,34	0,97
7	0,33	0,22	0,78	0,33	1,66	1,20
8	0,47	0,43	0,91	0,33	2,13	1,54
9	0,27	0,12	0,36	0,33	1,07	0,78
10	0,40	0,15	0,51	0,33	1,38	1,00
11	0,67	0,22	0,77	0,33	1,99	1,44
12	0,80	0,43	0,89	0,33	2,45	1,77
13	0,27	0,12	0,36	0,33	1,08	0,78
14	0,40	0,15	0,50	0,33	1,38	1,00
15	0,67	0,22	0,76	0,33	1,98	1,43
16	0,80	0,43	0,89	0,33	2,45	1,78

Na Tabela 14 estão descritos os valores correspondentes ao C3, ou seja, os valores máximos possíveis. Tais cálculos foram concebidos tendo em vista a verificação do grau de influência da variação desses parâmetros sobre os resultados de Ecoeficiência.

Tabela 14 – Custos por lavagem – C3

Caso	Detergente (R\$)	Amaciante (R\$)	Água/trat. Efluente (R\$)	Energia (R\$)	Total (R\$)	IEN <sup>máx</sup>
1	0,26	0,16	0,36	0,33	1,11	0,77
2	0,45	0,19	0,51	0,33	1,48	1,03
3	0,46	0,24	0,78	0,33	1,80	1,25
4	0,64	0,46	0,91	0,33	2,34	1,62
5	0,26	0,16	0,36	0,33	1,10	0,77
6	0,45	0,19	0,51	0,33	1,48	1,03
7	0,46	0,24	0,78	0,33	1,80	1,25
8	0,64	0,46	0,91	0,33	2,34	1,62
9	0,30	0,13	0,36	0,33	1,11	0,77
10	0,45	0,16	0,51	0,33	1,44	1,00
11	0,75	0,24	0,77	0,33	2,08	1,45
12	0,89	0,46	0,89	0,33	2,58	1,79
13	0,30	0,13	0,36	0,33	1,12	0,78
14	0,45	0,16	0,50	0,33	1,43	1,00
15	0,75	0,24	0,76	0,33	2,07	1,44
16	0,89	0,46	0,89	0,33	2,58	1,79

Nos três cenários analisados, o maior custo associado é o referente à máquina cheia somada à utilização do detergente em pó. Dentre os quatro casos que usam a máquina com esse nível de água, o detergente em pó, quando comparado ao seu análogo o detergente líquido, implica em aumento no custo total da lavagem de 15,02% (Casos 4 e 12 com 8 e 16), se analisado o custo mínimo. Dentre os custos, a maior influência provém mesmo do detergente – com destaque para o detergente em pó – e da água utilizada no processo de lavagem da roupa. Por motivos óbvios, o caso de menor custo é com nível de água extra baixo e agitação turbo.

No entanto, esse custo foi calculado sem considerar a quantidade de roupa colocada na máquina, ou seja, esses valores servem de referência para essa condição de lavagem, independente se há 1 kg de roupa na máquina ou 11 kg, para a máquina com nível alto de água, por exemplo.

Ao realizar-se a distribuição do custo por lavagem pela massa de roupa adicionada a cada ensaio realizado, pode-se concluir um aumento significativo dos custos quando a lavagem não é realizada com a quantidade de roupa adequada para o nível de água correspondente.

A Tabela 15 mostra o total do custo por lavagem dividido pela quantidade de roupa suja a ser lavada em cada um dos casos o que corresponde ao custo por fluxo de referência, seguidos da devida normalização. Tendo em conta que os valores são os mesmos da análise anterior, agora ajustados para 1 kg de roupa, os indicadores custo mínimo, custo médio e custo máximo, foram agora apresentados em tabela única (Tabela 15).

Através da análise do custo da lavagem por fluxo de referência, nota-se que os valores mais elevados correspondem às operações realizadas sem a quantidade de roupa adequada ao nível de água da máquina: casos 5, 9, 11 e 13. Já o menor custo foi identificado no caso 8, que é a maior quantidade de roupa lavada com o nível da máquina mais alto. Essa constatação confirma que a máquina mais cheia, com a maior quantidade de agentes de lavagem, reduzem os custos da lavagem. Por outro lado, a adequação da quantidade de roupas se mostra como um fator fundamental para a redução do custo da lavagem.

Tabela 15 – Custos da lavagem por quilograma de roupa (R\$/FR) e a normalização dos valores econômicos nesta condição

Caso	Roupa suja (kg)	Valores mínimos			Valores médios			Valores máximos		
		Total (R\$)	Específico (R\$/kg)	<b>IEN<sup>mín</sup></b>	Total (R\$)	Específico (R\$/kg)	<b>IEN<sup>méd</sup></b>	Total (R\$)	Específico (R\$/kg)	<b>IEN<sup>máx</sup></b>
1	2,4	1,03	0,43	<b>0,68</b>	1,04	0,43	<b>0,67</b>	1,11	0,46	<b>0,70</b>
2	3,1	1,34	0,43	<b>0,69</b>	1,36	0,44	<b>0,68</b>	1,48	0,48	<b>0,73</b>
3	4,4	1,66	0,38	<b>0,60</b>	1,68	0,38	<b>0,59</b>	1,80	0,41	<b>0,63</b>
4	4,3	2,13	0,50	<b>0,79</b>	2,17	0,50	<b>0,78</b>	2,34	0,54	<b>0,83</b>
5	1	1,02	1,02	<b>1,63</b>	1,04	1,04	<b>1,60</b>	1,10	1,10	<b>1,69</b>
6	2,8	1,34	0,48	<b>0,76</b>	1,36	0,49	<b>0,75</b>	1,48	0,53	<b>0,81</b>
7	3,2	1,66	0,52	<b>0,83</b>	1,68	0,53	<b>0,81</b>	1,80	0,56	<b>0,86</b>
8	8,6	2,13	0,25	<b>0,39</b>	2,17	0,25	<b>0,39</b>	2,34	0,27	<b>0,42</b>
9	1,3	1,07	0,83	<b>1,32</b>	1,10	0,85	<b>1,31</b>	1,11	0,86	<b>1,31</b>
10	2,2	1,38	0,63	<b>1,00</b>	1,43	0,65	<b>1,00</b>	1,44	0,65	<b>1,00</b>
11	2,4	1,99	0,83	<b>1,32</b>	2,06	0,86	<b>1,33</b>	2,08	0,87	<b>1,33</b>
12	4	2,45	0,61	<b>0,98</b>	2,55	0,64	<b>0,98</b>	2,58	0,64	<b>0,98</b>
13	1,5	1,08	0,72	<b>1,14</b>	1,11	0,74	<b>1,14</b>	1,12	0,74	<b>1,14</b>
14	2,3	1,38	0,60	<b>0,95</b>	1,42	0,62	<b>0,95</b>	1,43	0,62	<b>0,95</b>
15	3,1	1,98	0,64	<b>1,02</b>	2,05	0,66	<b>1,02</b>	2,07	0,67	<b>1,02</b>
16	4,4	2,45	0,56	<b>0,89</b>	2,55	0,58	<b>0,89</b>	2,58	0,59	<b>0,90</b>

## 5.6 ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA – RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de ecoeficiência foi realizada com o intuito de identificar a melhor alternativa para a lavagem de roupa, ou seja, a que apresenta o melhor desempenho (ambiental e econômico) de lavagem de roupa, dentre as que foram estudadas. Para tanto, foi calculado um Indicador de Ecoeficiência (IEE) seguindo abordagens semelhantes às adotadas por Hansen et al. (2015), Donke et al. (2017), Guerra et al. (2018) e Sakamoto et al. (2021), para avaliação, respectivamente, de processo de produção do poliestireno, síntese de etanol em planta multiuso, ampliação de unidade de cogeração, e tratamento de efluente de uma unidade petroquímica. O IEE resulta da integração normalizada dos indicadores de desempenho do processo em análise.

O método utilizado para a análise da ecoeficiência é uma adaptação do método BASF (SALING, 2016), que faz uso de índices normalizados para os âmbitos ambiental e econômico de análise. A Tabela 16 concentra os indicadores ambientais e econômicos mínimos, médios e máximos obtidos neste estudo.

Tabela 16 – Indicadores ambientais e econômicos

Caso	IEI <sup>mín</sup>	IEI <sup>méd</sup>	IEI <sup>máx</sup>	IAP
1	0,74	0,73	0,77	0,79
2	0,97	0,95	1,03	0,99
3	1,20	1,18	1,25	1,22
4	1,54	1,52	1,62	1,51
5	0,74	0,73	0,77	0,79
6	0,97	0,95	1,03	0,99
7	1,20	1,18	1,25	1,23
8	1,54	1,52	1,62	1,51
9	0,78	0,77	0,77	0,81
10	1,00	1,00	1,00	1,00
11	1,44	1,45	1,45	1,46
12	1,77	1,79	1,79	1,65
13	0,78	0,78	0,78	0,81
14	1,00	1,00	1,00	1,00
15	1,43	1,44	1,44	1,37
16	1,78	1,79	1,79	1,65

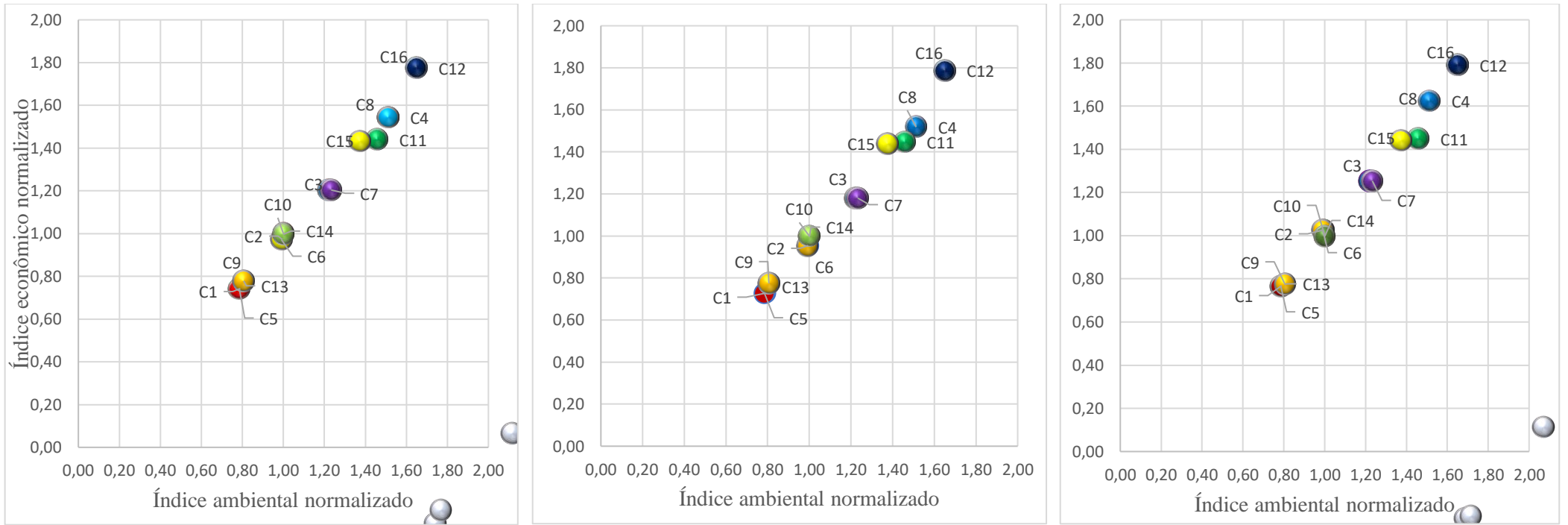
Os diagramas de ecoeficiência na Figura 11 permitem visualizar o IEE de cada um dos casos analisados para as três condições de custos: mínimo, médio e máximo. Nesses diagramas, o ponto que mais se aproxima do (0,0) é o mais ecoeficiente, enquanto o ponto (2, 2) é a pior condição em termos de ecoeficiência. Assim sendo, os casos 1 e 5 são as melhores opções em ecoeficiência, enquanto os casos 12 e 16 se apresentam como as piores alternativas, nas três condições de índices econômicos. Muitos casos estão exatamente sobrepostos no diagrama por

apresentarem ecoeficiência idêntica, decorrente da igualdade dos índices ambientais e econômicos normalizados (casos 9 – 13, 10 – 14, 4 – 8 e 12 – 16).

No diagrama que mostra as condições de custo mínimo, os casos 9 e 13 encontram-se sobrepostos e bastante próximos do ponto ótimo do diagrama, com um pequeno aumento nos dois eixos, mediante a melhor condição. Isso mostra que lavagem realizada com nível de água extra baixo e detergente líquido, quase se equipara com a lavagem com nível de água extra baixo e detergente em pó. A diferença ocorre mesmo no custo, que é um pouco maior para o detergente em pó. A situação se repete para os pares 2-6 e 10-14, cuja diferença é o custo da lavagem com detergente em pó, um pouco mais elevado. Diferente dos casos 4-8 e 12-16 (todos com nível de água alto), que se sobrepõem exatamente, mas não estão próximos a nenhum outro par, sendo os mais distantes do ponto ótimo do diagrama.

Todos os casos ficaram dispostos no diagrama, praticamente aos pares, como pode ser observado na Figura 11, o que se justifica pelo nível de água na máquina de lavar, cada um dos pares representa o mesmo nível de água, ou seja, condição muito parecida, sendo diferenciada apenas pela agitação da máquina, o que indica que a agitação pouco interfere no impacto ambiental causado. O que se repete em cada um dos cenários de custos: mínimo, médio e máximo.

Figura 11– Diagramas de avaliação de ecoeficiência para as condições de custos mínimos (a), médios (b) e máximos (c).





Analisando o nível de água na máquina, pode-se perceber ainda, que o nível baixo (casos 2-6 e 10-14), representa um aumento de 10% diante do nível extra baixo (casos 1-5 e 9-13), tanto em termos ambientais quanto em termos de custos. Configuração esta que se repete no nível médio em comparação com o nível baixo, somente para a utilização do detergente líquido (casos 3-7), pois com o uso do detergente em pó (casos 11-15), para agitação turbo, esse aumento é maior que 20% e para agitação normal quase chega a este valor em ambos os aspectos. Em se tratando do nível de água alto, o aumento também se diferencia da tendência inicialmente apresentada. Para a lavagem com detergente líquido (casos 4-8) o IEE é quase 20% maior que o nível médio e quando foi utilizado o detergente em pó (casos 12-16) esse valor chegou a aumentar 20% em termos ambientais e 30% no âmbito econômico. De maneira abrangente, pode-se afirmar que lavar roupa com detergente líquido, em termos de custos, é a melhor opção em todos os casos analisados.

Todas as análises descritas para as condições com custo mínimo repetem-se (ou comportam-se de maneira muito parecida) no diagrama das condições com o custo médio. O que volta a se repetir no diagrama das condições com o custo máximo, com uma pequena alteração no que diz respeito ao comportamento do par 4-8 que mostra uma distância maior do par 11-15, mostrando um custo ainda maior do que nas outras duas condições.

No entanto, este diagrama da Figura 11 está representando a condição de lavagem de roupa por cada operação realizada nos ensaios. Aqui também não foi considerada a quantidade de roupa em cada máquina. Para a análise considerando a massa de roupa suja em cada lavagem, foram normalizados os impactos ambientais por quilograma de roupa e tais dados estão descritos na Tabela 17.

Tabela 17 – Indicadores ambientais e econômicos por quilograma de roupa

Caso	IEN <sup>mín</sup>	INE <sup>méd</sup>	IEN <sup>máx</sup>	IAP
1	0,68	0,67	0,70	0,72
2	0,69	0,68	0,73	0,71
3	0,60	0,59	0,63	0,61
4	0,79	0,78	0,83	0,77
5	1,63	1,60	1,69	1,73
6	0,76	0,75	0,81	0,78
7	0,83	0,81	0,86	0,85
8	0,39	0,39	0,42	0,39
9	1,32	1,31	1,31	1,36
10	1,00	1,00	1,00	1,00
11	1,32	1,33	1,33	1,34
12	0,98	0,98	0,98	0,91
13	1,14	1,14	1,14	1,18
14	0,95	0,95	0,95	0,96
15	1,02	1,02	1,02	0,97
16	0,89	0,89	0,90	0,83

Os diagramas de ecoeficiência na Figura 12, permitem visualizar o IEE de cada um dos casos analisados, para as três condições de custos, só que agora por quilograma de roupa suja. Para esta análise a condição menos ecoeficiente é o Caso 5 e o mais ecoeficiente é o Caso 8, o que se repete nas três condições de custos.

O Caso 8, como já descrito anteriormente, é o caso em que configura o nível alto de água, no entanto, foi o que lavou a maior quantidade de roupa, dentro das especificações. Isso justifica o destaque como melhor condição. O detergente líquido, que já configurou a melhor condição de custo e a distribuição do impacto ambiental pela maior quantidade de roupa, mostra-se responsável por essa amplitude de benefício. Os demais casos de nível alto de água na máquina, são os casos 4, 12 e 16, que lavaram, respectivamente 4,3 kg, 4,0 kg e 4,4 kg, o que, visualmente na máquina, demonstrava a máquina cheia de roupas, configurando a necessidade de utilizar-se o nível alto de água, no entanto, por ser uma massa menor do que o adequado, aumentou o IEE dos três casos, como pode ser observado no diagrama.

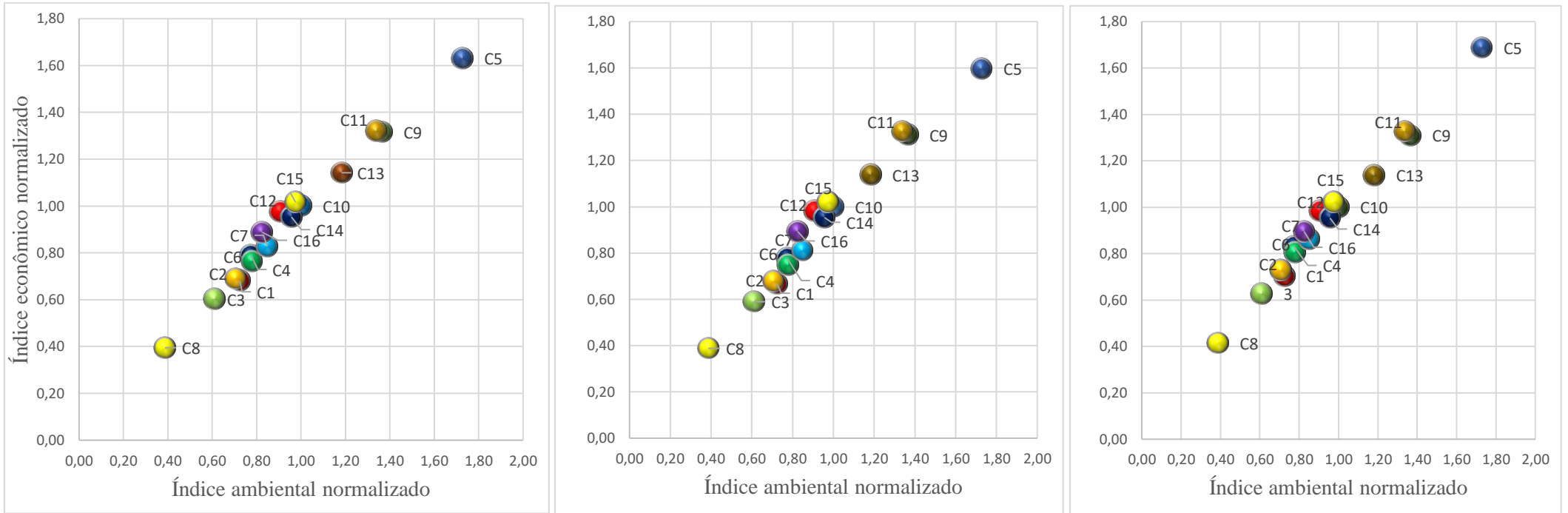
Tendo como referência o Caso 8, foram apreciados os demais ensaios que usaram o nível alto de água. O Caso 4 mostra o índice de ecoeficiência 20% maior, o Caso 16 com 25% a mais (com destaque para o custo) e o Caso 12 com 30% de aumento no custo e 25% para o

desempenho ambiental. O Caso 3, que se apresenta como segundo colocado em termos de IEE, também foi realizado com detergente líquido e a quantidade de roupa adequada ao nível de água, mas, ainda assim, apresenta uma piora de 10% tanto no aspecto econômico quanto no desempenho ambiental.

O Caso 5, que se configura como pior condição para o IEE, é lavagem com detergente líquido, agitação turbo, nível extra baixo de água e a menor massa de roupa de todos os ensaios realizados (1 kg), embora visualmente na máquina, já configurasse a necessidade deste nível de água.

As três condições de custo configuram-se praticamente idênticas, com alterações pouco significativas no contexto geral. Devido à semelhança obtida, quando da normalização dos custos, os três diagramas configuram-se de uma maneira muito parecida, com diferenças de centésimos entre os diferentes custos, mas a ordenação dos casos é sempre a mesma.

Figura 12 – Diagramas de avaliação de ecoeficiência para as condições de custos mínimos (a), médios (b) e máximos (c), por quilograma de roupa lavada.



## 6. CONCLUSÃO

Este projeto de pesquisa investigou impactos ambientais e econômicos da operação de lavagem de roupa doméstica. Os diagnósticos ambientais foram gerados a partir da aplicação da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida, considerando-se a lavagem de '1 kg de roupa de características variadas, com intensidade e até o limite em que estas tenham restabelecidas as condições de uso'. A Avaliação de Impacto Ambiental foi realizada para as categorias Demanda Primária de Energia, Potencial de Aquecimento Global e Consumo de água, em dezesseis configurações diferentes de lavagem de roupas, sendo utilizada sempre a mesma máquina de lavar, tendo como agentes de lavagem detergente em pó ou líquido, acrescido de amaciante. A análise econômica foi realizada por meio de composição de custo, com variação de custo mínimo, médio e máximo para cada uma das dezesseis configurações acima citadas.

A partir dessas análises, mantendo a aderência com a abordagem sistêmica da ACV, foi realizada a análise de ecoeficiência, utilizando a normalização para os índices ambientais e econômicos calculados no estudo.

Os resultados foram gerados para duas situações distintas: para cada ciclo de lavagem realizada em cada caso analisado, depois para o fluxo de referência em questão que é para 1 kg de roupa.

Pelo estudo de ACV os resultados obtidos por ciclo de lavagem evidenciam:

- em termos de DEP os casos 12 e 16 apresentaram o consumo de 6,15 MJ, tendo o maior impacto associado, enquanto os casos 9 e 13 o consumo foi de 3,54 MJ, com menor impacto;
- em termos de PAG os casos 12 e 16 imputaram ao ambiente 268 g CO<sub>2eq</sub>, mostrando-se os mais impactantes, ao passo que os casos 1 e 5 imputaram 122 g CO<sub>2eq</sub>, tendo o menor impacto;
- em termos de CA os casos 4 e 8 apresentaram o consumo de 165,56 L de água, com o maior impacto associado e no caso 5 o consumo foi de 65,36 L de água, exibindo o menor impacto.

Esses achados sugerem quais os ciclos de lavagem são mais e menos impactantes. A junção desses resultados e a normalização desses dados mostram o índice ambiental que gerou impressão digital ambiental, que apresenta, qualitativamente, os casos 12 e 16 como os piores ciclos de lavagem e os casos 9 e 13 com a menor carga ambiental. Esses resultados têm influência direta do consumo de água, visto que os casos que apresentaram o pior desempenho ambiental, são os que utilizaram a maior quantidade de água no ciclo de lavagem em si, por

usarem o nível alto. Essa constatação reafirmou a necessidade de se conduzir as análises para a divisão por quilograma de roupa lavada, para que fosse possível, chegar ao fluxo de referência deste estudo.

Outra observação que pode ser feita diante da visualização da impressão digital ambiental é que os casos 4, 8, 12 e 16 têm uma maior influência do consumo de água.

A análise de tendências mostra que os casos 5, 9 e 13 são os menos recomendados, o caso 3 e o 8 são os mais recomendados e o caso 11 é uma condição especial. A excentricidade do Caso 11 é interessante de ser observada, pois ela reverbera em todas as categorias de impacto. No entanto, não é possível dizer que é o pior caso em termos de agentes de lavagem, nível de água ou ainda agitação da máquina, pois a quantidade de roupa utilizada foi diferente das demais lavagens. De maneira abrangente, pode-se afirmar que lavar roupa com detergente líquido, em termos de custos, é a melhor opção em todos os casos analisados.

Embora este estudo tenha um caráter cientificista ele está voltado para uma atividade prática que não terá o rigor que uma análise científica teria para ser exercitado. Não há um mecanismo que faça com que, no cotidiano, a atividade de lavar roupa pelo próprio usuário, seja feita de uma forma diferente da que é feita hoje em dia, ou seja, atendendo às orientações exatas quanto à massa de roupa a ser colocada na cuba, ou à medição dos agentes de lavagem, logo a visualização da quantidade de roupa que cabe na máquina em cada situação é mensurada manualmente e não pela massa (medida com a balança) que é colocada. Ninguém verifica a densidade da roupa, ou o 'peso', a inspeção visual é a única medida real. Em conversa com a assistência técnica da Brastemp, foi informado que a quantidade de roupa a ser colocada na cuba da máquina é visual, por exemplo: extra baixo só cobre o fundo da máquina, baixo aproximadamente metade da cuba ocupada, médio é com  $\frac{3}{4}$  da máquina com roupas e cheia com a máquina até o topo da cuba ocupada com roupa.

O usuário não costuma fazer uso de uma balança ou ter algum equipamento que vai medir o grau de sujidade da roupa. Uma vez que o objetivo deste estudo é voltado para o consumo, a reprodução das condições domésticas cotidianas foi fundamental para a obtenção de resultados reais.

## 7. REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14045**: Gestão ambiental - Avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto - Princípios, requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2014.

AHLROTH, S.; FINNVEDEN, G. Ecovalue08 - A new valuation set for environmental systems analysis tools. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 17–18, p. 1994–2003, 2011. Disponível em <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652611002083?via%3Dihub>. Acesso em: 22 out. 2019.

AMARAL, L. do; JAIGOBIND, A. G. A.; JAISINGH, S. Dossiê técnico: detergente doméstico. **Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas**, p. 1–31, 2007a. Disponível em: <<http://www.respostatecnica.org.br/>>. Acesso em 11 jun. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **A tarifa de energia elétrica**. Disponível em: <<https://www.aneel.gov.br/tarifas>>. Acesso em 15 set. 2021.

ANEL. **Associação Nacional das Empresas de Lavanderia**. Disponível em: <[www.anel.com.br](http://www.anel.com.br)>. Acesso em: 2 jul. 2020.

APPEL, P. W. Modern methods of detergent manufacture. **Journal of Surfactants and Detergents**, v. 3, n. 3, p. 395–405, 2000. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11743-000-0144-x> Acesso em: 13 mai. 2019.

BASF. **Análise de Ecoeficiência**. Disponível em: <<https://www.basf.com/br/pt/who-we-are/global-sustainability/we-drive-sustainable-solutions/quantifying-sustainability/eco->

efficiency-analysis.html#:~:text=A análise de ecoeficiência também, indústria química a fazê-lo.>. Acesso em: 9 out. 2020.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A.-M. **The hitch hiker's guide to LCA: An orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Applications**. Lund: Studentlitteratur AB, 2004a.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A. **The hitch hiker's guide to LCA: An orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Applications**. Lund: Studentlitteratur AB, 2004b.

BOULAY, A. M. et al. Analysis of water use impact assessment methods (part B): applicability for water footprinting and decision making with a laundry case study. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 865–879, 2015.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL, INMETRO. ENCE - Etiqueta Nacional de Conservação de Energia. **Eficiência energética - Lavadoras de roupa automáticas com abertura superior (TOP LOAD)**. Brasília, 2019b. Disponível em: <[www.eletronbras.com/procel](http://www.eletronbras.com/procel)>. Acesso em 06 jul. 2021.

BRASIL. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2019**. Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2019>>. Acesso em 20 jan. 2020.

BRASIL, MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. ELETROBRAS. **Pesquisa de Posse e Hábitos de Uso de Equipamentos Elétricos na Classe Residencial**. 2019. Disponível em: <<https://eletronbras.com/pt/Paginas/PPH-2019.aspx>>. Acesso em 06 jul. 2021.

BRASIL, MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2021**. Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-ben>>. Acesso em: 28 ago. 2021.



BRASTEMP. **Apresentação lavadora de roupas.** Disponível em: <[https://www.brastemp.com.br/eletrodomesticos/lavadora-de-roupas?midia=afiliados&utm\\_source=lomadee&utm\\_medium=afiliados&utm\\_campaign=33943663&lmsid=630736005536-8118-1634767763073](https://www.brastemp.com.br/eletrodomesticos/lavadora-de-roupas?midia=afiliados&utm_source=lomadee&utm_medium=afiliados&utm_campaign=33943663&lmsid=630736005536-8118-1634767763073)>. Acesso em 02 mar. 2021.

CALDAS, S. A. B.; MIRANDA, E. M. Água De Reúso Para Fins Industriais. v. 2, n. 3, p. 1–21, 2016. <https://1library.org/document/y43g265z-agua-de-reuso-para-fins-industriais-estudo-caso.html>. Acesso em: 13 jun. 2021.

CASTRO, H. F. De. **Processos Químicos Industriais.** Escola de Engenharia de Lorena – EEL, 2011. Disponível em: <http://sistemas.eel.usp.br/docentes/arquivos/5840581/282/Apres%2001.pdf>. Acesso em: 21jan 2020.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do ciclo de vida de produtos:** ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., 1997.

COULSON, J.M.; RICHARDSON, J. F. Non-Newtonian technology. In: **Chemical Engineering.** New York: Pergamon, 1971. p. 468–469.

CRESPO MENDES, N.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos Palavras-chave. **Production**, n. x, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/0103-6513.153213>>. Acesso em: 15 mar. 2020.

DONKE, A. et al. Environmental and energy performance of ethanol production from the integration of sugarcane, corn, and grain sorghum in a multipurpose plant. **Resources**, v. 6, n. 1, 2017. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2079-9276/6/1/1>. Acesso em: 29 ago. 2021.

FEARNSIDE, P. M. Hidrelétricas Como “Fábricas De Metano”: O Papel Dos Reservatórios Em Áreas De Floresta Tropical Na Emissão De Gases De Efeito Estufa. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 01, p. 100–105, 2008. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2880900>. Acesso em: 20 out. 2021.

FERRAZ, J. de O. **Análise de Métodos de Avaliação de Eco Eficiência**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-12072016-075105/pt-br.php>. Acesso em: 23 ago. 2018.

FERREIRA, J. V. R. **Análise De Ciclo De Vida De Produtos**. Apostila de Curso. , p. 80, 2004. Disponível em: <http://www.estv.ipv.pt/PaginasPessoais/jvf/Gest%C3%A3o%20Ambiental%20-%20An%C3%A1lise%20de%20Ciclo%20de%20Vida.pdf>. Acesso em 19 jul. 2019.

FET, A. M.; MICHELSEN, O. Industrial Ecology and Eco-Efficiency, An introduction to the concepts. A paper presented at the NATO/CCMS Pilot study on Cleaner Products and Processes. In: NATO/CCMS PILOT STUDY ON CLEANER PRODUCTS AND PROCESSES, Vilnius, Lithuania. **Anais...** Vilnius, Lithuania: 2002. Disponível em: <http://www.iot.ntnu.no/users/fet/Publi-Forfatterskap/publikasjoner/Paper-Vilnius-2002.pdf>. Acesso em: 13 jul. 2019.

FLÜCKIGER, P. H. **The Use of Life-Cycle Assessment and Product Risk Assessment Within Application Development of Chemicals a Case Study of Perchloroethylene Use in Dry Cleaning**. 1999. Swiss Federal Institute of Technology Zürich, 1999.

FRISCHKNECHT, R. et al. **Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Data v2.0**. Ecoinvent report No. 3. Dübendorf, 2007. Disponível em: [https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/41/028/41028089.pdf](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/41/028/41028089.pdf). Acesso em: 02 mai. 2019.

GABRIEL, R.; BRAUNE, A. Eco-efficiency Analysis: Contacts. **Journal of Industrial Ecology**, v. 9, n. 4, p. 19–21, 2005. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1162/108819805775247873>. Acesso em: 19 dez. 2018.

GEHLING, G. R. **Lodos ativados**. 1994. Universidad Politecnica de Catalunya, Barcelona, 1994. Disponível em:

<<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/4923/000461534.pdf?sequence=1>>.

Acesso em: 01 abr. 2021.

GOEDKOOPE, M.; AL, E. **Description of the ReCiPe methodology for life assessment impact assessment**. Netherland, 2009.

GOTOH, K. Investigation of Optimum Liquid for Textile Washing using Artificially Soiled Fabrics. **Textile Research Journal**, v. 80, n. 6, p. 548–556, 2010. Disponível em: <http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0040517509340605>. Acesso em: 24 set. 2019.

GRIPP, V. S. **Análise ambiental, energética e econômica de arranjo processual para reúso de água em refinaria de petróleo**. 2014. Universidade de São Paulo, 2014. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-21102014-111526/pt-br.php>>. Acesso em: 12 abr. 2020.

GUERRA, J. P. et al. Thermodynamic and environmental analysis of scaling up cogeneration units driven by sugarcane biomass to enhance power exports. **Energies**, v. 11, n. 1, 2018. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1073/11/1/73>. Acesso em: 06 out.2020.

GUINÉE, J. B. et al. **Handbook on life cycle assessment: Operational guide to the ISO standards**. New York: Springer, 2002.

HANSEN, A. P.; DA SILVA, G. A.; KULAY, L. Evaluation of the environmental performance of alternatives for polystyrene production in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 532, n. 2015, p. 655–668, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.049>>. Acesso em: 22 ago. 202.

HAUSCHILD, M. Z. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 683–697, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0489-5> . Acesso em: 29 jun. 2020.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. **ReCiPe 2016 v1.1: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report 1: Characterization**. Bithoven, 2017.

Disponível em:  
[https://www.researchgate.net/publication/311630890\\_ReCiPe2016\\_a\\_harmonised\\_life\\_cycle\\_impact\\_assessment\\_method\\_at\\_midpoint\\_and\\_endpoint\\_level](https://www.researchgate.net/publication/311630890_ReCiPe2016_a_harmonised_life_cycle_impact_assessment_method_at_midpoint_and_endpoint_level)>. Acesso em: 13 ago. 2018.

HUPPES, G.; ISHIKAWA, M. A framework for quantified eco-efficiency analysis. **Journal of Industrial Ecology**, v. 9, n. 4, p. 25–41, 2005a. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1162/108819805775247882>. Acesso em: 02 jul. 2020.

HUPPES, G.; ISHIKAWA, M. Eco-efficiency and Its Terminology. **Journal of Industrial Ecology**, v. 9, n. 4, p. 43–46, out. 2005b. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1162/108819805775247891>>. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1162/108819805775247891>. Acesso em: 26 jun. 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **IPCC Special Report on Carbon Dioxide and Storage**. Cambridge United Kingdom and New York, IPCC, 2005. Disponível em: <https://repository.uibn.ru.nl/bitstream/handle/2066/230961/230961.pdf?sequence=1>. Acesso em: 28 ago. 2019.

JESUS, C. F. A. de. Desenvolvimento de um novo amaciante de roupa. In: **Enciclopédia Biosfera**. Goiânia: Centro Científico Conhecer, 2010. v. 6. n.11. 1689–1699 p. Disponível em: [http://www.conhecer.org.br/enciclop/2010c/desenvolvimento de amaciante.pdf](http://www.conhecer.org.br/enciclop/2010c/desenvolvimento%20de%20amaciante.pdf). Acesso em 22 mai. 2021.

LEHNI, M. **Eco-efficiency: creating more value with less impact**. Conches-Geneva, Switzerland, 2000. Disponível em: <https://www.worldcat.org/title/eco-efficiency-creating-more-value-with-less-impact/oclc/224028551>. Acesso em: 20 abr. 2019.

LUSKIN, J.; MANNING, T.; SIEGEL, J. **Training Curriculum for Alternative Clothes Cleaning**. Volume I: Curriculum. Washington D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1997. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/200019GN.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EP A&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQ>

FieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C95thru99%5CTxt%5C00000008%5C200019GN.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-  
&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425  
&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL .Acesso em: 25 abr. 2019

MARQUES, G.; LIZ, M. **Conceção de um Sistema para Poupança de Água para Máquinas de Lavar Roupa Industriais**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2020. Disponível em: <https://run.unl.pt/handle/10362/108678>. Acesso em: 30 jun. 2021.

MARQUES, J. F. **Valoração ambiental**. Disponível em: <[https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia23/AG01/arvore/AG01\\_29\\_299200692526.html](https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia23/AG01/arvore/AG01_29_299200692526.html)>. Acesso em: 29 mar. 2021.

MESQUITA, A. C. **Uso das Técnicas de Oxidação Química e Biodegradação na Remoção de Alguns Compostos Recalcitrantes**. 2004. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <http://www.coc.ufrj.br/es/documents2/doutorado/2004-2/787-ana-carla-mesquita-doutorao/file>. Acesso em: 08 mai. 2018.

MONITOR MERCANTIL. **Serviços de lavanderia economizam 60% no consumo de água**. São Paulo, 2019. Disponível em: <<https://monitormercantil.com.br/servicos-de-lavanderia-economizam-60-no-consumo-de-agua>>. Acesso em: 4 maio. 2020.

OECD. **Eco-Efficiency**. Paris: OECD - Publishing, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/9789264040304-en>. Acesso em: 02 jul. 2020.

OSORIO, V. K. L.; DE OLIVEIRA, W. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, v. 24, n. 5, p. 700–708, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/9789264040304-en> Acesso em: 13 mai. 2019.

PACHECO, P. Y.; PALLADINO, F. Estudo de um projeto para produção de amaciante de roupas a base de cloreto de di(cetil-estearil)dimetil amônio com arnica. **Revista Engenho**, v. 7, p. 86–109. Disponível em: <https://revistas.anchieta.br/index.php/RevistaEngenho/article/view/830>. Acesso em: 23 mai. 2019.

PICCOLI, A. de S. et al. Environmental education as a social mobilization strategy to face water scarcity. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 21, n. 3, p. 797–808, 2016. Disponível em: <https://revistas.anchieta.br/index.php/RevistaEngenho/article/view/830>. Acesso em: 22 jun. 2020.

PIOTTO, Z. C. **Eco-eficiência na Indústria de Celulose e Papel - Estudo de Caso**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

PIVELI, R. P. **TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. Disponível em: <[ctec.ufal.br/professor/elca%0A](http://ctec.ufal.br/professor/elca%0A)>. Acesso em: 15 jun. 2021.

PIZZOL, M. et al. Monetary valuation in Life Cycle Assessment: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 170–179, 2015. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S095965261>. Acesso em: 03 jul. 2020.

ROSA, F. Análise de Eco-eficiência da substituição de coalescente na formulação de tinta decorativa. 2019. Tese (Mestrado em Ciências). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-02062021-093620/pt-br.php>. Acesso em: 02 jul. 2020.

SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. On-line. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=49>>. Acesso em 15 jun. 2021.

SAKAMOTO, H.; MACIEL, M.; CARDOSO, F. H. Energy and Environmental Contributions for Future Natural Gas Supply Planning in Brazil. **Energy Technology**, v. 1900976, p. 1–13,

2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ente.201900976>. Acesso em 02 jul. 2020.

SAKAMOTO, H.; DE SÁ TELES, B. A.; KULAY, L. An eco-efficiency analysis of refinery effluent pretreatments for water reuse under a Zero Liquid Discharge regime. **Science of the Total Environment**, v. 793, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721036366>. Acesso em: 13 out. 2021.

SAKAMOTO, H. M. **Análise de Ecoeficiência de rota processual para recuperação de água em planta petroquímica**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

SALING, P. **The BASF Eco-Efficiency Analysis**. p. 12–18, 2016. Disponível em: <https://www.basf.com/global/en/who-we-are/sustainability/we-drive-sustainable-solutions/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis.html>. Acesso em: 16 out. 2021.

SAOUTER, E.; VAN HOOFF, G. A database for the life-cycle assessment of Procter & Gamble laundry detergents. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, n. 2, p. 103–114, 2002. Disponível em: <https://www.basf.com/global/en/who-we-are/sustainability/we-drive-sustainable-solutions/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis.htm>. Acesso em: 23 abr. 2019.

SEARS, K. et al. Density and Activity Characterization of Activated Sludge Flocs. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 10, p. 1235–1242, 2006. Disponível em: <http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%290733-9>. Acesso em: 21 jun. 2021.

SHOWELL, M. (Editors) Handbook of Detergents Part D: Formulation. **In: Surfactant Science Series**. v. 128, Taylor & Francis Group, LLC, 2006. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=40vMBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Handbook+of+Detergents+Part+D+Formulation+Surfactant+Science+Series&ots=DfazN5uTrT&sig=NSu5jFOIPeRMVzPgcFxtLaOSfpc#v=onepage&q=Handbook%20of%20Detergents%20Part%20D%20Formulation%20Surfactant%20Science%20Series&f=false>. Acesso em: 12 ago. 2019.

SHREVE, R. N. Sabões e detergentes. In: **Indústrias de processos químicos**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1997. p. 431–451.

SILVA, G. A. da; KULAY, L. A. Avaliação do Ciclo de Vida. In: VILELA JR., A.; DEMAJOROVIC, J. (Ed.). **Modelos e ferramentas de Gestão Ambiental**. São Paulo: Editora Senac, 2006. p. 313–336.

SMULDERS, E. Laundry Detergents. In: **Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry**. [s.l.: s.n.]

SOARES, A. S. L. **Estudo dos Parâmetros e Controle de Qualidade no Processo Produtivo de Detergente Líquido Domissanitário**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/13533/1/ASLS09022018.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2020.

SUBRAMANI, A. et al. Impact of intermediate concentrate softening on feed water recovery of reverse osmosis process during treatment of mining contaminated groundwater. **Separation and Purification Technology**, v. 88, p. 138–145, 2012. Disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201500122167>. Acesso em: 29 jun. 2020.

SUBRAMANIAN, V.; GOLDEN, J. S. Patching Life Cycle Inventory (LCI) data gaps through expert elicitation: Case study of laundry detergents. **Journal of Cleaner Production**, v. 115, p. 354–361, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.098>>. Acesso em: 23 abr. 2019.

TANG, T.; BHAMRA, T. A. Understanding Consumer Behaviour to Reduce Environmental Impacts through Sustainable Product Design. **Design Research Society Conference**, v. 1970, n. July, p. 16–19, 2009. Disponível em: <<http://shura.shu.ac.uk/550/>>. Acesso em: 25 jun. 2021.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Nova Iorque: McGraw Hill Education, 2015.



TURNER, R. K.; PEARCE, D.; BATEMAN, I. **Environmental economics: an elementary introduction**. Norwich, Norfolk, UK: University of East Anglia, 1994.

TURTON, R. et al. **Analysis, Synthesis, and Design of Chemical Processes**. 3. ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 2009.

UHLMAN, B. W.; SALING, P. Measuring and Communicating Sustainability through Eco-Efficiency Analysis. **Chemical Engineering Progress**, v. 106, n. 12, p. 17–26, 2010. Disponível em: <https://www.basf.com › dispersions › Asphalt> . Acesso em: 209 jun. 2020.

VANIN, J. A. **Alquimistas e químicos: o passado, o presente e o futuro**. São Paulo: Editora Moderna, 2010. 120 p.

VERCALSTEREN, A.; SPIRINCKX, C.; GEERKEN, T. Life cycle assessment and eco-efficiency analysis of drinking cups used at public events. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 2, p. 221–230, 2010. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11367-009-0143-z>. Acesso em: 02 jul. 2020.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

WATSON, R. A. Laundry detergent formulations. In: SHOWELL, M. (Ed.). **Handbook of detergents part D: Formulation Surfactant Science Series**. [s.l: s.n.]p. 51–100. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=40vMBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Handbook+of+Detergents+Part+D+Formulation+Surfactant+Science+Series&ots=DfazN5uTrT&sig=NSu5jFOIPeRmVzPgcFxtLaOSfpc#v=onepage&q=Handbook%20of%20Detergents%20Part%20D%20Formulation%20Surfactant%20Science%20Series&f=false>. Acesso em: 27 jun. 2020.

WEDEMA, B. P. et al. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). **Swiss Center For Life Cycle Inventories**, v. 3, n. 1, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/13533/1/ASLS09022018.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2020.

ZAH, R.; HISCHIER, R. **Life Cycle Inventories of Detergents - ecoinvent report No.12**. [s.l.: s.n.]v. 0 Disponível em: [www.ecoinvent.ch](http://www.ecoinvent.ch). Acesso em: 27 mar. 2020.

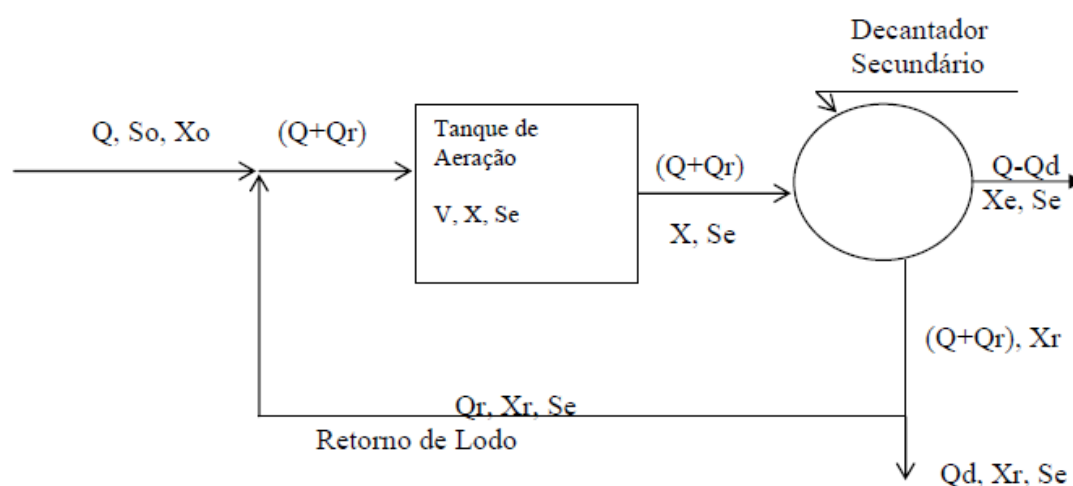
ZHONG, Q. et al. The Influence of Silicone Softeners on Fabric Stain Removal and Whiteness Maintenance During Home Laundry. **Journal of Surfactants and Detergents**, v. 17, n. 2, p. 331–339, 2013. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1007/s11743-013-1552-3>. Acesso em: 25 mar. 2019.

## APÊNDICE I

### ETAPA DE PÓS-USO: TRATAMENTO DE EFLUENTES – MEMORIAL DE CÁLCULO

O sistema de lodo ativado é a principal forma de tratamento de efluente doméstico no mundo todo. Segundo a Sabesp (2011), a Região Metropolitana de São Paulo, não é diferente: também possui em suas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) o sistema de lodo ativado (Figura 13). Por este motivo, este estudo optou por utilizar este tipo de tratamento. Embora a primeira etapa em uma ETE seja o tratamento primário, este estudo não considerou esta etapa, visto que o despejo de lavagem de roupa não caracteriza um efluente propício a apresentar sólidos grosseiros na sua composição. Pelo mesmo motivo, não será contabilizado o tratamento terciário.

Figura 13 – Esquema do tratamento de esgotos por sistema de lodos ativados – balanço de massa



Fonte: Piveli (2014).

A quantidade de efluente por quilograma de roupa lavada mostra o quanto de efluente foi gerado para lavar um quilograma de roupa nas condições descritas na seção 4 desta tese. Para cada ciclo de roupas estudado, foi separado todo o efluente da lavagem, homogeneizado e foi retirada uma amostra de 1 litro deste efluente e conduzido ao laboratório para a realização

das análises de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>).

A razão DQO/DBO<sub>5</sub> apresenta informações sobre a biodegradabilidade de um efluente. Segundo Von Sperling (2016), como pode ser observado na Tabela 18, esta propriedade determina a tratabilidade do esgoto.

**Tabela 18 – Biodegradabilidade e tratabilidade em função da magnitude da relação DQO/DBO<sub>5</sub>**

<b>Relação DQO/DBO<sub>5</sub></b>	<b>Característica</b>	<b>Tratamento indicado</b>
Baixa (< cerca de 2,5)	Fração biodegradável elevada	Biológico
Intermediária (entre cerca de 2,5 e 3,5)	Fração biodegradável não-elevada	Indicam-se estudos de tratabilidade para verificar a viabilidade do tratamento biológico
Elevada (> cerca de 3,5 ou 4,0)	Fração inerte (não biodegradável) é elevada	Possível indicação para tratamento físico-químico

Fonte: Adaptado de Piveli (2014).

Das análises laboratoriais provenientes dos ensaios realizados com os efluentes das lavagens, foram obtidos os resultados relacionados na Tabela 19 e, a partir de tais resultados, foram calculadas as relações DQO/DOB<sub>5</sub>, que apresentam todos os valores acima de 4,0, o que demonstra ser um efluente de fração não-biodegradável elevada, sendo indicado o tratamento físico-químico precedendo o biológico (VON SPERLING, 2016). No entanto, o efluente em questão, não será tratado isoladamente, mas estará agregado ao esgoto doméstico, que possui como característica razões de DQO/DOB<sub>5</sub> abaixo 2,5, o que é um indicativo de tratamento biológico. Une-se a este argumento o fato de que, o volume de efluente correspondente à lavagem de roupa, portanto, que possui essas características, é muito pequeno mediante todo efluente tratado pela Sabesp na ETE. Sem contar que, estruturalmente, a matéria orgânica é de cadeia longa, portanto, não pode ser reduzida por ação química. Mas, a sujeira presente nas roupas (gorduras, secreções orgânicas, entre outros) mais os próprios agentes de lavagem (detergentes e amaciante) já somam carga orgânica suficiente para a indicação ao tratamento biológico.

Tabela 19 – Relação DQO/DBO<sub>5</sub>

<b>Caso</b>	<b>DQO</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO/DBO<sub>5</sub></b>
1	305	24	12,7
2	234	16	14,6
3	215	12	17,9
4	203	1,99	102,0
5	248	26	9,5
6	166	35	4,7
7	205	14	14,6
8	162	1,99	81,4
9	262	18	14,6
10	335	16	20,9
11	283	12	23,6
12	289	20	14,5
13	579	47	12,3
14	381	20	19,1
15	406	40	10,2
16	320	19	16,8

A ETE recebe e trata todo o esgoto doméstico de uma determinada população sem segregar o tipo de efluente que é tratado. No entanto, para que seja possível avaliar o ‘fim de vida’ da lavagem de roupas, tornou-se necessário dimensionar a estação de tratamento que tratará tal efluente, calculando, proporcionalmente, a taxa de utilização para a neutralização do efluente gerado neste estudo, ou seja, reduzir a carga de poluentes até o padrão legalmente aceito. Assim sendo, o cálculo descrito tem o intuito de avaliar a parcela deste sistema de tratamento que é utilizada pelo resíduo sendo dividida em termos de construção (Cc) somada a de manutenção (Cm) e de operação (Co) para que seja definido o volume que será tratado.

Para esse sistema, tomou-se como premissas:

- 1) As cargas ambientais da construção/manutenção da estação de tratamento, somadas a de operação devem reduzir a variação da carga de DBO<sub>5</sub> de cada fonte até o padrão legal;
- 2) Quantitativamente no caso de efluente de lavagem de roupa o custo de manutenção é semelhante ao custo de construção. A variação da DBO<sub>5</sub>, nesse caso, é muito pequena frente às outras vazões que compõem o esgoto tratado normalmente em uma ETE;

- 3) A ACV não se baseia em correntes, mas sim em taxas de desempenho de função (ou Unidade Funcional), ou na capacidade de processamento (Fluxo de Referência), neste caso, para o enfoque do ‘berço ao portão’. No entanto, na condição real, sistemas de tratamento em geral, e de lodos ativados em específico, operam com base em corrente e são sistemas contínuos (Reatores biológicos que operam em estado estacionário) para os quais a interação entre o substrato – contaminantes que são a fonte de DBO5 – e os microrganismos é condição fundamental para efeito de descrever a realidade adequadamente. Para tanto, excepcionalmente neste caso, os volumes das descargas das máquinas em cada lavagem foram convertidos em vazões;
- 4) Os sistemas de aeração mais comuns em sistemas de lodos ativados são os que recorrem aos aeradores superficiais e os sistemas com ar difuso. Neste estudo, pode-se definir a necessidade de remoção do excesso de lodo, controlada pelo tempo de residência celular desejado. Na maioria dos sistemas implantados, opera-se com aeração prolongada utilizando-se aeradores superficiais ou, preferivelmente, ar difuso – Tabela 20. No entanto, para este estudo, foi considerado o processo para as situações em que ocorrem grandes variações de carga, pois é possível variar os ciclos operacionais e o número de tanques na alta e na baixa estações do ano. Estudos têm sido conduzidos no sentido de se modificar a operação destes sistemas, objetivando maximização na remoção de nutrientes, como é o caso do estudo com enchimento anóxico (sem aeração) proposto por Caldas e Miranda (2016).
- 5) O reator biológico opera em estado estacionário, portanto, comportamento aproximado do reator *continuous stirred-tank reactor model* (CSTR), ou seja, o reator ideal, reator tanque de agitação contínua. O sistema é isotérmico ( $T = 20$  °C). Não há variações de volume (expansão e/ou compressão) durante o processo reacional. A densidade do sistema ( $\rho$ ) é constante, portanto:

$$Q_{i,j} = Q_{f,j} = Q_j$$

Onde:

$Q_{i,j}$  = vazão inicial do caso (j)

$Q_{f,j}$  = vazão final do caso (j)

$Q_j$  = vazão do caso (j)

Tabela 20 – Faixas típicas de parâmetros para sistemas de lodos ativados convencionais e com aeração prolongada.

Parâmetro / Variante	Sistemas convencionais		Aeração prolongada	
	Fluxo de pistão		Mistura completa	
	Faixa típica	NBR - 570	Faixa típica	NBR - 570
Tempo de detenção hidráulico (horas)	4 a 8	>1	18 a 36	
Idade do lodo (dias)	5 a 15		20 a 30	
Concentração SSVTA (mg/L)	1500 a 3000		3000 a 6000	
Relação (A/M) (kgDBO <sub>5</sub> /kgSSV.dia)	0,2 a 0,4		0,05 a 0,15	
Fator de carga (f) (kgDBO <sub>5</sub> /kgSS.dia)	0,16 a 0,4		0,05 – 0,10	
Fator de recirculação de lodo (Q <sub>r</sub> /Q)	0,25 a 0,75		0,75 a 1,5	
Necessidade de oxigênio (kgO <sub>2</sub> /kgDBOaplicada)		> 1,5		> 1,5
Densidade de potência no tanque de aeração (W/m <sup>3</sup> )		> 10		> 10

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous, Burton e Stensel ( 2016).

O dimensionamento da ETE foi realizado conforme proposto por Pivelli, (2014) para um processo de lodos ativados convencional.

#### 1. Cálculo da carga de DBO

Na Tabela 21 estão relacionados os valores de DBO, a vazão de cada um dos casos estudados e associadas as cargas de DBO, segundo os cálculos da equação abaixo:

$$C_{i,j}^{DBO5} = Q_j \times C_j^{DBO5}$$

Onde:

$C_{i,j}^{DBO5}$  = carga inicial de DBO<sub>5</sub> para o caso (j)

$Q_j$  = vazão de descarga diária para o caso (j)

$C_j^{DBO5}$  = concentração de DBO<sub>5</sub> para o caso (j)

Como exemplo, segue para o Caso 1:

$$C_1^{DBO_5} = 62,6 \frac{L}{dia} \times 24 \frac{mg}{L} \times \frac{1,0g}{1000mg} = 1,502 \frac{g}{dia}$$

Uma vez que a concentração de DBO<sub>5</sub> de entrada é inferior ao padrão legal (60 mg/L)<sup>7</sup> admitiu-se, para efeito de estimativa, uma eficiência média esperada para o sistema de lodos ativados de 90% (reator biológico). Logo, conforme a premissa nº 5:

$$x = 90\%$$

$$x = \frac{C_{i,j} - C_{f,j}}{C_{i,j}}$$

Onde:

C<sub>i,j</sub> = concentração inicial para o caso (j)

C<sub>f,j</sub> = concentração final para o caso (j)

Assim:

$$C_{f,j} = C_{i,j} \left(1 - \frac{x}{100}\right)$$

Demonstrando o Caso 1 como exemplo: C<sub>i,1</sub> = 0,152 g/dia, logo, a remoção é:

$$\Delta DBO_5 = 1,502 \frac{g}{dia} - 0,150 \frac{g}{dia} = 1,352 \frac{g}{dia}$$

Tabela 21– Carga de DBO por lavagem realizada

Casos	Volume (L)	DBO (mg/L)	Carga de DBO (g/dia)	$\Delta DBO_5$ (g/dia)
1	62,6	24	1,5024	1,352
2	88,1	16	1,4096	1,269
3	133,8	12	1,6056	1,445
4	156,2	1,99	0,310838	0,280
5	62,2	26	1,6172	1,455
6	87,9	35	3,0765	2,769
7	133,8	14	1,8732	1,686
8	156,2	1,99	0,310838	0,280
9	62,1	18	1,1178	1,006
10	87,1	16	1,3936	1,254
11	133,2	12	1,5984	1,439

<sup>7</sup> Padrões de lançamento de efluentes [...] “V - DBO 5 dias, 20°C no máximo de 60 mg/l (sessenta miligramas por litro)” (BRASIL, 1976) Artigos 18 e 19<sup>a</sup>.



Casos	Volume (L)	DBO (mg/L)	Carga de DBO (g/dia)	$\Delta DBO_5$ (g/dia)
12	153,6	20	3,072	2,765
13	62,5	47	2,9375	2,644
14	86,3	20	1,726	1,553
15	131,3	40	5,252	4,727
16	153,9	19	2,9241	2,632

Essa carga foi calculada conforme descrito na seção 4, que leva em conta a unidade funcional do sistema.

## 2. Cálculo do volume dos tanques de aeração

Para este dimensionamento não será considerada a etapa de tratamento primário, como já descrito nas premissas.

Tendo em vista o fator de carga  $f = 0,22$  kgDBO/kgSS.dia, que corresponde à relação (A/M) = 0,28 kgDBO/kgSSV.dia e a concentração de 3,2 kg SS/m<sup>3</sup> no tanque de aeração, análogo à concentração de SSV de 2,56 kg/m<sup>3</sup>, pode-se observar, na Tabela 22, o volume necessário para os tanques de aeração, que foram calculados segundo a equação abaixo (PIVELI, 2014).

$$V_{tj} = \frac{\Delta DBO_5}{f \times C_{SS}}$$

Onde:

$V_{tj}$  = volume do tanque para o caso (j)

$\Delta DBO_5$  = carga de DBO<sub>5</sub> a ser removida pelo tratamento (kg/h)

f = fator de carga  $\left( f = 0,22 \frac{kgDBO_5}{kgSS.dia} \right)$

$C_{SS}$  = Concentração de sólidos suspensos no tanque - 3,2 kg SS/m<sup>3</sup> - (PIVELI, 2014)

Demonstrando o Caso 1 como exemplo:

$$V_{t1} = \frac{\left( \frac{1,502 \frac{g}{dia}}{1000 \frac{g}{kg}} \right)}{0,22 \frac{kgDBO_5}{kgSS.dia} \times 3,20 \frac{kgSS}{m^3}} = 0,002134 m^3 = 2,134 L$$

Tabela 22 – Volume necessário ao tanque de aeração

Casos	Carga DBO (kg)	Volume necessário (L)
1	0,001502	2,134
2	0,00141	2,002
3	0,001606	2,281
4	0,000311	0,442
5	0,001617	2,297
6	0,003077	4,370
7	0,001873	2,661
8	0,000311	0,442
9	0,001118	1,588
10	0,001394	1,980
11	0,001598	2,270
12	0,003072	4,364
13	0,002938	4,173
14	0,001726	2,452
15	0,005252	7,460
16	0,002924	4,154

Será considerado o emprego de apenas um tanque de aeração.

### 3. Sistema de aeração por ar difuso

Tendo em vista que a necessidade de oxigênio é igual a 2,0 kgO<sub>2</sub>/kgDBO<sub>apl</sub>, a necessidade de oxigênio será calculada conforme a equação abaixo:

$$NEC_{O_2,j} = f_{O_2} \times C_{ij}$$

Onde:

$$f_{O_2} = \text{necessidade de } O_2 \text{ do sistema} \left( f_{O_2} = \frac{2kgO_2}{C_i^{DBO_5}} \right)$$

Demonstrando o Caso 1 como exemplo:

$$NEC_{O_2} = 2,0 \frac{gO_2}{gDBO_5} \times 1,502 \frac{gDBO_5}{dia} = 3,005 \frac{gO_2}{dia}$$

Os cálculos estendidos a cada um dos casos estudados podem ser observados na Tabela

Tabela 23 – Necessidade de oxigênio

Casos	Carga (g)	Nec O <sub>2</sub> (g O <sub>2</sub> )
1	1,502	3,005
2	1,410	2,819
3	1,606	3,211
4	0,311	0,622
5	1,617	3,234
6	3,077	6,153
7	1,873	3,746
8	0,311	0,622
9	1,118	2,236
10	1,394	2,787
11	1,598	3,197
12	3,072	6,144
13	2,938	5,875
14	1,726	3,452
15	5,252	10,504
16	2,924	5,848

Com a utilização do sistema de aeração por ar difuso, é necessário calcular a vazão de ar necessária ( $Q_{AR}$ ). Para tanto, considera-se a massa específica do ar igual a 1,2 kg/m<sup>3</sup> (ou 1,2 g/L), a porcentagem de O<sub>2</sub> no ar é de 23,2 % e a transferência de oxigênio de 15 % (PIVELI, 2014), a vazão necessária de ar é apresentada na Tabela 24:

$$Q_{ar,j} = \frac{NEC_{O_2,j}}{\rho_{ar} \times \frac{T_{O_2}\%}{100} \times \frac{q_t\%}{100}}$$

Onde:

$\rho_{ar}$  = massa específica do ar (1,2 kg/m<sup>3</sup>)

$T_{O_2}\%$  = porcentagem de O<sub>2</sub> no ar (23,2%)

$q_t\%$  = transferência de oxigênio (15%)

Demonstrando o Caso 1 como exemplo:

$$Q_{ar,j} = \frac{3,005 \frac{gO_2}{dia}}{1,20 \frac{g}{L} \times \frac{23,2}{100} \times \frac{15}{100}} = 71,959 \frac{L}{dia} = 0,04997 \frac{L}{min}$$

Tabela 24 – Vazão de ar

Casos	Nec O <sub>2</sub> (g O <sub>2</sub> )	Q <sub>AR</sub> (L de ar/min)
1	3,005	0,050
2	2,819	0,047
3	3,211	0,053
4	0,622	0,010
5	3,234	0,054
6	6,153	0,102
7	3,746	0,062
8	0,622	0,010
9	2,236	0,037
10	2,787	0,046
11	3,197	0,053
12	6,144	0,102
13	5,875	0,098
14	3,452	0,057
15	10,504	0,175
16	5,848	0,097

O soprador deverá possuir pressão suficiente para vencer a carga correspondente à profundidade útil do tanque mais cerca de 0,5 m de perda de carga na linha de ar (PIVELI, 2014).

#### 4. Cálculo de potência do compressor

A equação abaixo foi usada para cálculo da potência necessária para os sopradores de ar. Segundo Tchobanoglous, Burton e Stensel (2016) para o cálculo de potência do compressor, utiliza-se a seguinte equação:

$$P = \frac{M_{ar} \times R \times T_0}{8,41 \times E} \times \left[ \left( \frac{p_s}{p_e} \right)^{0,283} - 1 \right]$$

Onde:

P = potência do compressor (kW)

$M_{ar}$  = massa de ar por unidade de tempo (kg/s)

$R$  = constante universal dos gases (8,314 kJ/kmol.K)

$T_0$  = temperatura absoluta na entrada do compressor (K)

8,41 = constante, kg/kmol

$E$  = eficiência do compressor, 0,70 a 0,80

$p_e$  = pressão absoluta na entrada do compressor (atm)

$p_s$  = pressão absoluta na saída do compressor (atm)

Para a realização deste cálculo foram adotados os seguintes valores:

$$T_0 = 25 + 273 = 298 \text{ K}$$

$$p_e = 1 \text{ atm}$$

$$p_s = 1 \text{ atm} + (1,3 \times 4,0 \text{ m})/10,34 \text{ m/atm} = 1,5 \text{ atm}$$

$$Q_{AR} = L.\text{ar}/\text{min}$$

$$M_{ar} = Q_{ar} L.\text{ar}/\text{min} \times 1,2 \text{ g/L} = \text{resultado na Tabela 25 mg/min}$$

Sejam considerados os seguintes dados: temperatura na entrada do compressor igual a 25°C; a pressão na entrada igual a 1 atm; perdas de carga nas tubulações, difusor e compressor igual a 1,3 vezes a profundidade acima do difusor; altura acima dos difusores igual a 4,0 m; eficiência do compressor igual a 0,75. Calcula-se para cada caso a Massa de ar por unidade de tempo, que segue na Tabela 25.

Tabela 25– Massa de ar por unidade de tempo

Casos	$Q_{AR}$ (L de ar/min)	$M_{AR}$ (mg/min)
1	0,05	1,00
2	0,05	0,94
3	0,05	1,07
4	0,01	0,21
5	0,05	1,08
6	0,10	2,05
7	0,06	1,25
8	0,01	0,21
9	0,04	0,74
10	0,05	0,93
11	0,05	1,06
12	0,10	2,04
13	0,10	1,95
14	0,06	1,15
15	0,17	3,49
16	0,10	1,95

Demonstrando o Caso 1 como exemplo:

$$P = \frac{1 \frac{mg}{min} \times 8,314 \frac{kJ}{Kmol.K} \times 298K}{8,41 \times 0,80} \times \left[ \left( \frac{1,5atm}{1,0atm} \right)^{0,283} - 1 \right] = 4,47464E - 05$$

Aplicando-se a fórmula, o cálculo de potência para cada caso está expresso na Tabela 26:

Casos	P (kW)
1	4,5E-05
2	4,2E-05
3	4,8E-05
4	9,3E-06
5	4,8E-05
6	9,2E-05
7	5,6E-05
8	9,3E-06
9	3,3E-05
10	4,2E-05
11	4,8E-05
12	9,1E-05
13	8,7E-05
14	5,1E-05
15	1,6E-04
16	8,7E-05

#### 5. Tempo de detenção hidráulica (GEHLING, 1994):

O tempo de detenção hidráulica – ou retenção hidráulica no tanque de aeração é calculado através da equação abaixo:

$$\theta = \frac{V}{Q_0}$$

Onde:

$\theta$  = tempo de residência hidráulica no tanque de aeração

V = volume do tanque de aeração (Tabela xx)

$Q_0$  = vazão do efluente (a vazão do efluente foi calculada com o volume de efluente gerado por cada um dos casos, sendo disposto no tanque durante o dia), assim:

Demonstrando o Caso 1 como exemplo:

$$\theta = \frac{2,134L}{0,043 \frac{L}{\text{min}}} = 49,09 \text{min}$$

Tabela 27– Tempo de residência hidráulica no tanque de aeração

Casos	$\theta$ (min)
1	49,09
2	32,73
3	24,55
4	4,07
5	53,18
6	71,59
7	28,64
8	4,07
9	36,82
10	32,73
11	24,55
12	40,91
13	96,14
14	40,91
15	81,82
16	38,86

6. Para calcular a quantidade de lodo excedente (GEHLING, 1994):

$$L_{exc} = \frac{V \times X}{\theta_c \times X_R}$$

Onde:

$L_{exc}$  = lodo excedente

$V$  = volume do tanque de aeração (da Tabela 22)

$X$  = concentração de SSV no tanque de aeração

$X_R$  = concentração de SSV no lodo do decantador secundário e na linha de reciclagem

$\theta_c$  = tempo de residência celular

Os valores de X foram obtidos de Pivelli (2014) e foram tratados por meio de interpolação com os valores de  $\theta_c$ . Os valores referentes a  $X_R$  foram obtidos a partir de Gehling (1994) e também foi feita a interpolação com os valores de  $\theta_c$ .

Demonstrando o Caso 1 como exemplo:

$$L_{exc} = \frac{2,134L \times 1296,85 \frac{mg}{L}}{1,381818dia \times 2818,182 \frac{mg}{L}} = 0,7107 \frac{L}{dia}$$

Tabela 28 – Coeficientes cinéticos usados para o cálculo de lodo excedente

Casos	$\theta$ (h)	$\theta_c$ (dia)	X (mg/L)	$X_R$ (mg/L)	Lodo excedente (L/dia)
1	49,09	1,38	1296,86	2818,18	0,71
2	32,73	1,05	1252,84	2545,46	0,93
3	24,55	0,89	1230,83	2409,09	1,31
4	4,07	0,48	1175,75	2067,84	0,52
5	53,18	1,46	1307,86	2886,36	0,71
6	71,59	1,83	1357,38	3193,18	1,01
7	28,64	0,97	1241,83	2477,27	1,37
8	4,07	0,48	1175,75	2067,84	0,52
9	36,82	1,14	1263,84	2613,64	0,68
10	32,73	1,05	1252,84	2545,46	0,92
11	24,55	0,89	1230,83	2409,09	1,30
12	40,91	1,22	1274,85	2681,82	1,70
13	96,14	2,32	1423,41	3602,27	0,71
14	40,91	1,22	1274,85	2681,82	0,96
15	81,82	2,04	1384,89	3363,64	1,51
16	38,86	1,18	1269,34	2647,73	1,69

Utilizando a densidade do lodo = 1,24 g/mL (SEARS et al., 2006) pode-se dizer que a massa de lodo excedente está definida na Tabela 29.



Tabela 29 – Lodo excedente em gramas

Casos	Lodo excedente (L/dia)	Lodo excedente (g/dia)
1	0,71	881,26
2	0,93	1158,80
3	1,31	1621,80
4	0,52	646,65
5	0,71	881,84
6	1,01	1257,48
7	1,37	1700,32
8	0,52	646,65
9	0,68	837,81
10	0,92	1145,65
11	1,30	1614,53
12	1,70	2111,48
13	0,71	880,20
14	0,96	1186,33
15	1,51	1870,36
16	1,69	2097,34