

RONI MATHEUS SEVERIS

**CONSUMO SUSTENTÁVEL NO TRANSPORTE SOB A ÓPTICA DA AVALIAÇÃO
DO CICLO DE VIDA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Flávio José Simioni
Coorientador: Dr. Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga

**LAGES
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Severis, Roni Matheus

Consumo sustentável no transporte sob a óptica da
avaliação do ciclo de vida / Roni Matheus Severis. -
Lages , 2018.

120 p.

Orientador: Flávio José Simioni

Co-orientador: Rodrigo Augusto Freitas de
Alvarenga

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais, Lages, 2018.

1. Consumo Sustentável. 2. Transporte. 3.
Avaliação do Ciclo de Vida. 4. Consumidor. 5.
Mobilidade. I. Simioni, Flávio José. II. Alvarenga,
Rodrigo Augusto Freitas de. , III. Universidade do
Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais. IV. Título.


RONI MATHEUS SEVERIS

**CONSUMO SUSTENTÁVEL NO TRANSPORTE SOB A ÓPTICA DA AVALIAÇÃO
DO CICLO DE VIDA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.


Banca Examinadora:

Orientador:



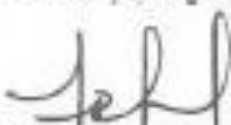
Dr. Flávio José Simioni
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Coorientador:




Dr. Rodrigo Freitas de Alvarenga
Ghent University (Bélgica)

Membros:



Dr. Sebastião Roberto Soares
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)



Dr. Edivan Cherubini
EnCiclo Soluções Sustentáveis

Lages, 19 de julho de 2018.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível com a sucessão de diversos acontecimentos desde que eu defendi meu Trabalho de Conclusão de Curso na Engenharia Ambiental. Sem discorrer sobre esses fatos, agradeço por meio destas palavras pessoas que de uma forma ou outra, contribuíram para a conclusão bem sucedida de mais um ciclo em minha vida.

Pela ordem dos fatos, primeiramente, agradeço ao Prof. Dr. Marcos Frandoloso por ter emprestado para mim no dia em que defendi meu TCC o livro “Cradle to Cradle”. Esse livro me seduziu e fez eu me interessar na ideia do ciclo de vida de produtos. Agradeço a Prof. Dra. Sabrina Sousa, que em maio de 2016, enviou para mim um e-mail informando sobre as inscrições para o Mestrado em Ciências Ambientais, na UDESC. Eu me inscrevi, fui aprovado e, imediatamente, iniciei os trabalhos com o Prof. Dr. Rodrigo Alvarenga, que em quatro meses, ensinou-me as bases para o desenvolvimento desta pesquisa nos três semestres seguintes, durante os quais, prestou todo o auxílio possível, mesmo à distância.

O próximo agradecimento é direcionado ao Prof. Dr. Flávio Simioni, que passou a me orientar no Mestrado. Essas orientações foram fundamentais para o sucesso desta pesquisa, pois tanto nas dificuldades quanto na celebração do êxito dos resultados e das etapas concluídas, o Professor (quase sempre conjugado na terceira pessoa) esteve apoiando e incentivando.

Prosseguindo, como não agradecer aos amigos que o LabGeA me deu? Foram dois anos que se mostraram tão bons, que muito mais do que bons trabalhos, resultaram em grandes amizades! Obrigado a todos do LabGeA, em especial Flávia, Júlia, Tamires, Sandy, Debora, Artur, Lucas e os “agregados” João Pedro e Ricardo. Lages também me proporcionou amigos dentro e fora do meio acadêmico, mas sem citar nomes, para não arriscar esquecer alguém, agradeço muito a todos pela amizade, paciência e parceria sem igual!

De forma alguma deixo de agradecer quem originalmente foi a responsável por essa minha vida toda: minha mãe, Paula Maria Kolling, que sempre fez com que as poucas idas para casa, no Rio Grande do Sul, fizessem-me ter vontade de ficar por mais tempo. Lembro também de agradecer pelas tantas coisas boas a minha irmã Jaqueline e meu irmão Evair.

Encerro agradecendo por escrito a Deus, que sempre sabe, ouve e vê toda a gratidão que tenho pela vida, pelas oportunidades, pelas pessoas e por ser o jovem iluminado que sou. De praxe, agradeço, mas já fazendo o pedido de que a etapa que concluo preceda uma próxima, de muitas conquistas, felicidades e aprendizado.

Roni Matheus Severis

A nuca é um mistério para a vista.
(Paul Valéry)

RESUMO

Tornar o consumo mais sustentável é um dos objetivos de programas como o Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis, em andamento no Brasil. O alcance desse objetivo somente é possível com o engajamento dos consumidores ao ponto de alterarem seus hábitos de consumo e adotarem estilos de vida menos impactantes. Atitudes individuais, condições facilitadoras e a infraestrutura disponível são fatores condutores para esta mudança, os quais serão efetivos com o suporte de indicadores de referência, como por exemplo, aqueles obtidos a partir da aplicação da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O objetivo desta dissertação foi avaliar os impactos ambientais potenciais decorrentes da adoção de determinados hábitos de transporte por um consumidor, com base em uma Avaliação do Ciclo de Vida de Estilo de Vida. Para isso, foram simulados estilos de vida de consumidores, considerando seus hábitos de transporte para local de trabalho, viagens de férias e negócios e para locais rotineiros. As alternativas de mobilidade consideradas foram a pé, bicicleta, carro individual ou compartilhado com uma ou duas pessoas, ônibus e avião. A ACV de Estilo de Vida foi realizada com o método ReCiPe, considerando nove categorias em ponto médio, três em ponto final e o Indicador único. Foram elaborados dois cenários adicionais, um considerando o gasto energético humano para locomoção e outro com uso de carro elétrico em vez de carro com motor de combustão interna. Além disso, regressão linear foi utilizada sobre o Indicador único para identificar a variação marginal de um hábito de transporte em detrimento de outro. Os resultados permitiram concluir que os hábitos de transporte realizados com carro individual foram os mais impactantes em oito das nove categorias em ponto médio, em três categorias em ponto final e no Indicador único. Já os hábitos realizados de bicicleta foram os menos impactantes para os trajetos de curta distância. Dentre as opções por veículos motorizados, o ônibus foi a alternativa menos impactante, ainda que o compartilhamento de carro permitisse a redução do impacto potencial individual. A alteração na frequência foi verificada como o que mais permitiria reduzir o impacto ambiental de viagens de longa distância, enquanto que os hábitos de transporte relacionados aos deslocamentos de curta distância foram aqueles com o maior potencial de variar o impacto ambiental de um estilo de vida. Esta dissertação veio ao encontro da ideia de que a compactação de ambientes urbanos, a reconsideração sobre a frequência e necessidade de viagens de longa distância e a escolha dos meios de transporte são as maneiras mais efetivas de reduzir os impactos ocasionados por atividades de mobilidade.

Palavras-chave: Consumo Sustentável. Transporte. Avaliação do Ciclo de Vida. Consumidor. Mobilidade.

ABSTRACT

Making consumption more sustainable is one of the objectives of programmes such as the Sustainable Consumption and Production Action Plan, in Brazil. The achievement of this goal is only possible with the involvement of consumers so that they change their consumption habits and adopt less impacting lifestyles. The individual attitudes, facilitating conditions, and the available infrastructure are the driving factors towards this shift, but these factors will only be effective with the support of reference indicators, such as those obtained from the application of Life Cycle Assessment (LCA) methodology. The aim of this thesis was to assess the potential environmental impacts resulting from the adoption by a consumer of sets of habits of transport, based on a Lifestyle LCA. With this approach, consumer lifestyles were simulated, considering their transportation habits for the workplace, for vacations, business trips, and for other unspecified destinations. Transport on foot, by bicycle, car – either private or shared to one or two individuals – bus, and airplane was considered as mobility options to the consumer. The Lifestyle LCA was performed through ReCiPe method, considering nine midpoint impact categories, three endpoint categories, and the single score. Two additional scenarios considering the human energetic expenditure for locomotion and for the use of electric car instead of car with internal combustion engine were developed. In addition, linear regression was applied on the single score to identify the marginal variation in the performance of one transportation habit over another. The results indicated that transportation habits practiced with private car were the most impacting in eight out of the midpoint categories, in three endpoint categories, and in the single score. On the other hand, the habits practiced by bicycle were identified as the least impacting for the short-distance travels. Within the options for motor vehicles, a bus was the least impacting alternative, although car sharing ended up reducing the individual potential impact. The change in the frequency of long-distance travels were very likely to reduce the environmental impacts, whilst transportation habits related to short-distance travels were those with the greatest potential to vary the environmental impact of a lifestyle. The present thesis comes out to meet the concept that compact cities, the reduction on the frequency of long-distance travels, and the choice of the means of transportation are the most relevant and effective ways to reduce the impacts of mobility activities.

Keywords: Sustainable Consumption. Transportation. Life Cycle Assessment. Consumer. Mobility.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fases de uma ACV.....	37
Figura 2 – Relações entre o ICV e as categorias de impacto em ponto médio e em ponto final e o Indicador único para o método ReCiPe.....	40
Figura 3 – Comparação entre o escopo de uma ACV de Produto e de uma ACV de Estilo de Vida.	42
Figura 4 – Meios de transporte considerados para o deslocamento ao local de destino.	45
Figura 5 – Fronteiras do sistema.	46
Figura 6 – Impacto ambiental potencial (kg CO ₂ eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Mudança climática – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	56
Figura 7 – Impacto ambiental potencial (kg oil eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Depleção fóssil – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	57
Figura 8 – Impacto ambiental potencial (kg 1,4-DB eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Toxicidade humana – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	58
Figura 9 – Impacto ambiental potencial (kg PM ₁₀ eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Formação de material particulado – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	59
Figura 10 – Impacto ambiental potencial (kg SO ₂ eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Acidificação terrestre – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	60
Figura 11 – Impacto ambiental potencial (kg P eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Eutrofização em água doce – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	61
Figura 12 – Impacto ambiental potencial (m ² a) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Ocupação de solo agrícola – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	63
Figura 13 – Impacto ambiental potencial (kg NMVOC) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Formação de oxidantes fotoquímicos – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	64
Figura 14 – Impacto ambiental potencial (kg Fe eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Depleção de metal – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i>	65
Figura 15 – Relação <i>Baseline</i> /Cenário das categorias de impacto Mudança climática e Depleção fóssil para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe <i>midpoint</i>	67
Figura 16 – Relação <i>Baseline</i> /Cenário das categorias de impacto Toxicidade humana e Formação de material particulado para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe <i>midpoint</i>	68
Figura 17 – Relação <i>Baseline</i> /Cenário das categorias de impacto Acidificação terrestre, Eutrofização em água doce e Ocupação de solo agrícola para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe <i>midpoint</i>	70
Figura 18 – Relação <i>Baseline</i> /Cenário das categorias de impacto Formação de oxidantes fotoquímicos e Depleção de metal para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe <i>midpoint</i>	72
Figura 19 – Dano potencial (DALY) dos estilos de transporte na categoria em ponto final Saúde humana – ReCiPe <i>endpoint</i>	74

Figura 20 – Dano potencial (species.yr) dos estilos de transporte sobre a categoria em ponto final Ecossistemas – ReCiPe <i>endpoint</i>	75
Figura 21 – Dano potencial (\$) dos estilos de transporte sobre a categoria em ponto final Recursos naturais – ReCiPe <i>endpoint</i>	77
Figura 22 – Indicador único de impacto ambiental potencial (Pt) dos estilos de transporte a partir das categorias em ponto médio – ReCiPe <i>endpoint</i>	79
Figura 23 – Indicador único de impacto ambiental potencial (Pt) dos estilos de transporte a partir das categorias em ponto final – ReCiPe <i>endpoint</i>	79
Figura 24 – Indicador único de impacto ambiental potencial (Pt) dos estilos de transporte a partir hábitos de transporte – ReCiPe <i>endpoint</i>	80
Figura 25 – Contribuição marginal dos hábitos de transporte sobre o valor do Indicador único das combinações do conjunto total – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>endpoint</i>	82
Figura 26 – Hábitos de transporte e seus respectivos potenciais de elevação ou redução do impacto ambiental – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i> (Parte 1).....	85
Figura 27 – Hábitos de transporte e seus respectivos potenciais de elevação ou redução do impacto ambiental – <i>Baseline</i> – ReCiPe <i>midpoint</i> (Parte 2).....	86

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Síntese dos conceitos de consumo.....	36
Quadro 2 – Modelos de caracterização das categorias do método ReCiPe <i>midpoint</i>	39
Quadro 3 – Atividades consideradas no cenário adicional “Gasto energético”.....	49
Quadro 4 – Combinações amostradas para análise do impacto.	51
Quadro 5 – Processos unitários de base utilizados nos cenários de transporte.	107
Quadro 6 – Relação de processos unitários que compõe o <i>dataset "Caloric Expenditure"</i>	107
Quadro 7 – ICV da bicicleta sob a forma sistêmica.	109
Quadro 8 – ICV do carro sob a forma sistêmica (continua).....	109
Quadro 9 – ICV do biocombustível sob a forma sistêmica.	110
Quadro 10 – ICV do ônibus sob a forma sistêmica (continua).	110
Quadro 11 – ICV do avião sob a forma sistêmica (continua).	111
Quadro 12 – ICV do carro elétrico sob a forma sistêmica.	113
Quadro 13 – Relação entre código numerador e combinação.	119

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Configuração dos hábitos de transporte.....	47
Tabela 2 – Alimentos que compõem um prato-feito.	50
Tabela 3 – Razões de impacto entre carro e meios alternativos de transporte.	88
Tabela 4 – Teste de Durbin-Watson para as variáveis <i>dummy</i>	115
Tabela 5 – Análise de variância ANOVA para as variáveis <i>dummy</i>	115
Tabela 6 – Coeficientes de regressão das variáveis <i>dummy</i>	115
Tabela 7 – Diagnóstico de colinearidade das variáveis <i>dummy</i>	116
Tabela 8 – Estatística dos resíduos das variáveis <i>dummy</i>	116
Tabela 9 – ANOVA de confirmação do Teste Goldfeld-Quandt para as variáveis <i>dummy</i>	116
Tabela 10 – Resumo do Teste de Goldfeld-Quandt para as variáveis <i>dummy</i>	116
Tabela 11 – Impactos individualizados dos hábitos nas categorias em ponto médio.	117

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
DALY	Unidade da categoria Saúde humana do método ReCiPe <i>endpoint</i> (anos de vida ajustados desabilitados)
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
kg 1,4-DB eq.	Quilogramas de 1,4-diclorobenzeno equivalentes
kg SO ₂ eq.	Quilogramas de dióxido de enxofre equivalentes
kg NMVOC	Quilogramas de compostos orgânicos voláteis não metanos
kg PM ₁₀ eq.	Quilogramas de material particulado de diâmetro 10 µm equivalentes
kg CO ₂ eq.	Quilogramas de dióxido de carbono equivalentes
m ² a	Unidade de ocupação de área (m ² × ano)
kg P eq.	Quilogramas de fósforo equivalentes
kg oil eq.	Quilogramas de óleo equivalentes
kg Fe eq.	Quilogramas de ferro equivalentes
MMA	Ministério do Meio Ambiente do Brasil
PCS	Produção e Consumo Sustentáveis
PPCS	Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis
Pt	Pontos (Unidade de pontuação final do método ReCiPe)
species.yr	Unidade da categoria Ecossistemas do método ReCiPe <i>endpoint</i> (espécies × ano)
\$	Unidade da categoria Recursos naturais do método ReCiPe <i>endpoint</i>
10YFP	10-Year Framework of Programmes

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
2	OBJETIVOS	27
2.1	OBJETIVO GERAL.....	27
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	27
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	29
3.1	INTRODUÇÃO À SOCIEDADE SUSTENTÁVEL	29
3.2	PLANO DE AÇÃO PARA PRODUÇÃO E CONSUMO SUSTENTÁVEIS (PPCS).....	31
3.3	NEXOS DO CONSUMO SUSTENTÁVEL	33
3.4	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: ESTRUTURA E CONCEITUAÇÃO.....	36
3.4.1	Definição de objetivo e escopo	37
3.4.2	Análise de inventário	38
3.4.3	Avaliação de impacto	38
3.4.4	Interpretação	40
3.5	ACV COMO TÉCNICA DE AVALIAÇÃO DO CONSUMO SUSTENTÁVEL.....	41
4	MATERIAL E MÉTODOS	45
4.1	DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS	45
4.2	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV).....	48
4.3	ANÁLISE DO IMPACTO POR MEIO DE CENÁRIOS ADICIONAIS	49
4.4	AMOSTRAGEM E ANÁLISE GRÁFICA DOS RESULTADOS	51
4.5	ANÁLISE DO INDICADOR ÚNICO POR REGRESSÃO LINEAR.....	52
4.6	LIMITAÇÕES DO ESTUDO	53
5	RESULTADOS	55
5.1	IMPACTO AMBIENTAL POTENCIAL EM PONTO MÉDIO	55
5.1.1	Mudança climática	55
5.1.2	Depleção fóssil	57
5.1.3	Toxicidade humana	58
5.1.4	Formação de material particulado	59
5.1.5	Acidificação terrestre	60
5.1.6	Eutrofização em água doce	61
5.1.7	Ocupação de solo agrícola	62
5.1.8	Formação de oxidantes fotoquímicos	63
5.1.9	Depleção de metal	65
5.1.10	Cenários adicionais	66
5.2	DANO POTENCIAL SOBRE AS ÁREAS DE PROTEÇÃO	73
5.2.1	Saúde humana	73

5.2.2	Ecosistemas	75
5.2.3	Recursos naturais	76
5.3	INDICADOR ÚNICO DE IMPACTO POTENCIAL	78
5.3.1	Indicador único sob a perspectiva do impacto ambiental	78
5.3.2	Modelo de regressão linear para o valor do Indicador único	81
6	DISCUSSÃO	85
6.1	PERSPECTIVA DAS CATEGORIAS DE IMPACTO	85
6.1.1	Cenário adicional com gasto energético	89
6.1.2	Cenário adicional com carro elétrico	89
6.2	PERSPECTIVA DOS HÁBITOS DE TRANSPORTE	90
7	CONCLUSÃO	93
	REFERÊNCIAS	95
	APÊNDICE A – Elementos metodológicos: transporte	107
	APÊNDICE B – ICV dos meios de transporte utilizados (em inglês)	109
	APÊNDICE C – Estatísticas do modelo de regressão	115
	APÊNDICE D – Contribuição de cada hábito de transporte em ponto médio ...	117
	APÊNDICE E – Variáveis do eixo horizontal (x): gráficos <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i>.	119

1 INTRODUÇÃO

As prováveis consequências negativas das mudanças climáticas, a perda da biodiversidade e o aumento populacional são desafios que têm ampliado a necessidade de mudanças no comportamento de consumo da sociedade. A população tem sido orientada a adotar estilos de vida mais sustentáveis, a consumir racionalmente e a evitar o desperdício de recursos, pois a readequação da forma como o consumo ocorre é essencial para a possibilidade de o desenvolvimento ser sustentável. Nesse contexto, o Brasil lançou o Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis (PPCS) que, dentre outros temas prioritários, fomenta o consumo sustentável no país, o elemento-chave desta dissertação.

Consumidores com estilo de vida mais sustentável adotam hábitos e padrões de comportamento que minimizam o uso de recursos naturais e a geração de resíduos em seu cotidiano, dando suporte à prosperidade econômica e equidade social (BARBER, 2007). Essa maneira mais equilibrada de consumir é essencial para o desenvolvimento sustentável e seu princípio da transgeracionalidade, de que gerações futuras possam existir e usufruir de condições de vida tão satisfatórias quanto às da geração presente (TILBURY et al., 2002).

Diante disso, recentemente foram lançados os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), como forma de propiciar a prosperidade econômica, a equidade social e a qualidade ambiental (UNITED NATIONS, 2015). Dois desses ODS tratam especificamente das “Cidades e Comunidades Sustentáveis” e do “Consumo e Produção Responsáveis”, temas que estão diretamente relacionados com a prática do consumo sustentável, a interação entre comunidades e com a maneira como serviços essenciais estão disponíveis à população.

Tratando do consumo de serviços pela população, o setor de transportes é responsável por 14% das emissões globais de gases de efeito estufa (IPCC, 2014) e por 24% das emissões de CO₂ a partir da queima de combustível (IEA, 2017). Ainda assim, a demanda por transporte de passageiros deverá crescer rapidamente nos países em desenvolvimento, nas próximas décadas (DALKMANN; HUIZENGA, 2010). Além de assegurar a capacidade de atendimento ao maior número de usuários, tomadores de decisão deverão estar atentos à crescente demanda dos consumidores por alternativas mais sustentáveis, menos impactantes ao meio ambiente.

Há três fatores determinantes por trás da probabilidade de adoção de hábitos de transporte menos impactantes por parte dos consumidores: atitudes, facilitadores e infraestrutura (UNEP, 2016). As atitudes condizem com a intenção do consumidor em engajar-se a determinado hábito (UNEP, 2016). Estudos já apontaram que consumidores se preocupam com o meio ambiente, mas nem sempre traduzem isso em uma mudança de comportamento

(YOUNG et al., 2010; TERLAU; HIRSCH, 2015). Barr et al. (2010), por exemplo, verificaram que mesmo pessoas ambientalmente conscientes prefeririam externalizar a redução do impacto ambiental, como pela cobrança de taxas ambientais por parte das empresas ou governo, a reduzir o número de vezes que viajam de avião para suas férias. Outro determinante são os fatores facilitadores, como renda, informação e tempo disponível para deslocamento, os quais contribuem para a adoção de hábitos de transporte mais sustentáveis (THØGERSEN, 2005; UNEP, 2016). Já fatores de infraestrutura destinados à mobilidade modificam-se lentamente com o tempo (DIJST, 2013) e são altamente dependentes de políticas públicas, planejamento urbano, investimentos e tecnologia (CHIOU et al., 2013). Esse determinante tende a direcionar os usuários de transporte a utilizar determinado modal, exatamente porque estas estruturas permanecerão por mais tempo no ambiente construído (SANNE, 2002; UNEP, 2016). Modais com alta capacidade de transporte de passageiros e espaços para circulação de meios de transporte não motorizados são alguns exemplos de infraestrutura mais sustentável preferível de ser implantada (DIJST et al., 2018). Como exemplo disso, Cuéllar et al. (2016) utilizaram a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para verificar quais os veículos particulares que mais contribuem para a poluição urbana, indicando que os meios alternativos implantados pelo governo local, como ônibus convencionais e elétricos, possibilitaram a mitigação desse problema.

O planejamento do setor de transporte costuma ser feito a partir de estudos e avaliações de impacto, mas comumente considerando apenas os aspectos relacionados ao uso do combustível nos veículos. Embora importantes, a maioria desses estudos não dá a devida relevância ao uso de energia de maneira indireta, isto é, aos usos não operacionais da energia, como a construção e manutenção da infraestrutura viária, além das etapas de fim de vida dos veículos, emissões indiretas, entre outros (CHESTER et al., 2010; ANDRADE, 2016). Além disso, em razão de tantos fatores condutores poderem influenciar a adoção de determinados meios de transporte, tomadores de decisão e consumidores buscam informações que possam orientar suas estratégias e escolhas, respectivamente, de modo a reduzir impactos ambientais. Para isso, são utilizadas técnicas como a ACV, devido a sua completeza, natureza comparativa e abordagem multi-indicadora (VAN HOOFF et al., 2013; HEIJUNGS, 2014). A ACV é capaz de identificar potenciais impactos ao meio ambiente associados à fabricação e ao consumo de produtos, apontando oportunidades de aprimoramento de seu desempenho ambiental, considerando pontos específicos ou todo o ciclo de vida (REBITZER et al., 2004; FINNVEDEN et al., 2009; GUINÉE et al., 2011).

Novas abordagens e aplicações surgiram com a difusão do uso da ACV, dentre elas a ACV de Estilo de Vida (HELLWEG; MILÀ I CANALS, 2014), focada em padrões de consumo de um indivíduo, em vez de avaliar, por exemplo, o consumo em nível de uma cidade, país ou simplesmente de um produto. Assim, tornou-se possível analisar padrões de consumo e gerar indicadores de impacto de um hábito ou de todo um estilo de vida de um dado consumidor. Se um indivíduo, por exemplo, decidisse ir ao trabalho com seu carro particular, compartilhando-o com outras duas pessoas, estaria ele causando menos impactos ambientais que um consumidor que viajasse de ônibus ou apenas estaria aumentando o problema de tráfego urbano? Nesse sentido, um consumidor poderia se perguntar: quais opções permitiriam chegar ao local de destino e seriam menos impactantes ao meio ambiente, ou mais sustentáveis?

A análise das informações resultantes de uma ACV de hábitos de consumo permite avaliar quais aspectos devem ser priorizados na implementação de políticas públicas voltadas ao consumo sustentável, incluindo o setor de transportes e a mobilidade urbana. Diante desse contexto, esta pesquisa foi realizada a partir da metodologia de ACV de Estilo de Vida, com o objetivo de avaliar os impactos ambientais potenciais decorrentes da adoção de determinados hábitos de transporte por parte de um consumidor.

Além disso, o desenvolvimento deste trabalho vai ao encontro da dinâmica entre as iniciativas voltadas à sustentabilidade, como o PPCS, e as ações para que ocorra a mudança em direção ao consumo sustentável, buscada nos ODS. O documento do PPCS, arcabouço do consumo sustentável no Brasil, destaca que estudos com abordagens como a adotada nesta dissertação são escassos, trazendo, portanto, a importância de “estimular a elaboração e a ampla divulgação de dados sobre diferentes dimensões relacionadas ao consumo e à sustentabilidade” (MMA, 2016, p. 120).

Este trabalho está dividido em seis seções, além desta introdutória. A segunda seção apresenta o objetivo geral e os específicos desta dissertação. A terceira seção fornece a fundamentação teórica na qual este trabalho se baseia. A quarta seção apresenta o procedimento estabelecido para a realização deste trabalho. As duas seções seguintes são relativas à apresentação e discussão dos resultados. Finalmente, este trabalho é concluído na sétima seção.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar os impactos ambientais potenciais decorrentes da adoção de determinados hábitos de transporte por um consumidor, com base em uma Avaliação do Ciclo de Vida de Estilo de Vida.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos definidos para este trabalho foram:

- a) construir cenários de consumo que representem hábitos de transporte praticados por um consumidor durante o período de um ano;
- b) avaliar e analisar os impactos ambientais potenciais de hábitos de transporte em ponto médio, ponto final e no Indicador único;
- c) quantificar e analisar a variação marginal do impacto ambiental potencial de cada hábito de transporte no Indicador único, a partir de regressão linear;
- d) apresentar os hábitos de transporte que podem trazer mais ganhos à sociedade, tendo como referência o impacto potencial de seu ciclo de vida e o consumo sustentável.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Esta seção apresenta inicialmente os marcos mais relevantes da evolução do debate acerca da sustentabilidade e do desenvolvimento sustentável no mundo e no Brasil, trazendo também uma explanação e os elementos principais da proposta brasileira para alcançar a sustentabilidade na produção e no consumo no país. Em seguida, é apresentada a conceituação de terminologias atribuídas ao consumo, delineando diferenças e semelhanças entre os principais termos existentes. Por fim, detalham-se informações a respeito da Avaliação do Ciclo de Vida, que é a técnica de gestão ambiental utilizada no desenvolvimento desta dissertação e que permitiu apontar conclusões importantes para a análise do consumo sustentável no setor de transportes no Brasil.

3.1 INTRODUÇÃO À SOCIEDADE SUSTENTÁVEL

O debate acerca da sustentabilidade começou a ganhar repercussão com a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano realizada em Estocolmo, na Suécia, em 1972. Naquela ocasião, as discussões transcorreram sobre as consequências das ações humanas sobre o meio ambiente, potencializadas pelos avanços científicos e tecnológicos. Além disso, foi dado destaque à necessidade de a sociedade agir de forma a evitar causar danos irreversíveis ao ambiente no qual ela está inserida (UNITED NATIONS, 1972). Dentre outros avanços, esse evento marcou a formação do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), atualmente chamado de ONU Meio Ambiente, na língua Portuguesa.

Em 1983, foi estabelecida a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Essa junta, denominada Comissão Brundtland, apresentou em 1987 o Relatório Brundtland, conhecido também como “Nosso Futuro Comum” (UNITED NATIONS, 1987). Com o Relatório Brundtland, acordou-se que a materialização do desenvolvimento sustentável passaria diretamente pela solução dos problemas da pobreza, atendimento às necessidades básicas de alimentação, habitação e saúde, pela preferência por fontes renováveis de energia e por um nível equilibrado de consumo (FOGLIATTI et al., 2004). O Relatório Brundtland deu suporte aos demais eventos voltados à questão ambiental e ao desenvolvimento sustentável que viriam a ocorrer.

Na década seguinte, a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (ECO 92) realizada em 1992 no Rio de Janeiro, no Brasil, apresentou, dentre outros importantes produtos, o relatório denominado “Agenda 21”, que já referia, dentre outras

questões, que a principal causa da deterioração continuada do meio ambiente global eram os “padrões insustentáveis de produção e consumo” observados na sociedade (BANBURY et al., 2012, p. 497).

O debate propriamente voltado ao consumo sustentável estendeu-se para 1994, durante o Simpósio de Oslo sobre Produção e Consumo Sustentáveis, no qual o entendimento sobre produção e consumo sustentáveis foi aprimorado, sendo também discutidas diferentes questões como as áreas de consumo, os seus impactos e o papel de agentes públicos, empresas e indivíduos na mudança em direção à sustentabilidade (OSLO SYMPOSIUM, 1994).

Já no ano de 2002, ocorreu em Johannesburgo, na África do Sul, a Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável, evento no qual o Plano de Implementação de Johannesburgo foi ratificado por diversas lideranças mundiais. O Plano de Johannesburgo distinguiu claramente a produção sustentável do consumo sustentável, equalizando o consumo sustentável com o comportamento dos próprios consumidores (EVANS et al., 2017). Este documento expunha que a mudança na forma como a sociedade consome seria determinante para que a mesma alcançasse o grau de desenvolvimento sustentável (GARDINER, 2002). O terceiro capítulo do Plano de Johannesburgo reforçou que os atores globais deveriam encorajar e promover o desenvolvimento de um quadro decenal de programas (*10YFP – 10-Year Framework of Programmes*) de apoio a iniciativas regionais e nacionais para mudanças voltadas à produção e ao consumo sustentáveis (UNITED NATIONS, 2002). Isso se daria pela promoção do desenvolvimento social e econômico, aumento de investimentos em produção mais limpa e ecoeficiência em empresas, como forma de desconectar o crescimento econômico da degradação ambiental, entre outras indicações (UNEP, 2009).

Em conformidade com as constatações do Plano de Johannesburgo, isto é, de que mudanças no padrão de consumo são essenciais para o desenvolvimento sustentável, o 10YFP recomenda a integração da questão da produção e consumo sustentáveis nas políticas, programas e estratégias a serem promovidas pelos países signatários. Para verificar a evolução local do 10YFP, instrumentos como indicadores nacionais, normatizações e análise do ciclo de vida poderiam ser utilizados como auxílio a esta verificação, assim como para a implementação de novas iniciativas (UNEP, 2009).

Como resposta ao proposto no Plano de Johannesburgo, e em especial ao 10YFP, o Processo de Marrakesh foi promovido em 2003 para fornecer apoio à implementação de projetos e estratégias de produção e de consumo sustentáveis (UNEP, 2011). O Processo de Marrakesh é constituído por forças-tarefa com temáticas inerentes ao desenvolvimento sustentável. Uma dessas forças-tarefa explora os estilos de vida sustentáveis, por meio da

análise dos fatores que conduziram à sua adoção, os padrões de consumo da população e o papel dos diversos atores da sociedade na mudança em direção à sustentabilidade (UNEP, 2008). O Brasil aderiu formalmente ao Processo de Marrakesh em 2007 (MMA, 2011a).

Conforme estabelecido nos objetivos do 10YFP, estratégias em níveis regional e nacional foram traçadas, identificando e planejando o atendimento às necessidades peculiares de cada região. O grupo de trabalho voltado à região geográfica na qual o Brasil está situado definiu como principais linhas de ação para implementação da produção e consumo sustentáveis (PCS): a integração de políticas produtivas, ambientais e sociais; o estabelecimento de parcerias público-privadas; a promoção da PCS nos setores público e privado; a inovação voltada a inserir a PCS em produtos e serviços; a inclusão da PCS em sistemas de educação formais e não formais; e a produção e disponibilização de informações sobre PCS ao público (MMA, 2011a). Essas linhas de ação definidas em 2007 serviram como diretrizes para a elaboração do Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis (PPCS), lançado em 2011 pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA, 2011b).

3.2 PLANO DE AÇÃO PARA PRODUÇÃO E CONSUMO SUSTENTÁVEIS (PPCS)

Como visto na subseção 0, o PPCS foi elaborado como resposta ao Processo de Marrakesh e, conseqüentemente, voltou-se para o fomento de políticas, programas e ações de produção e consumo sustentáveis no Brasil. O principal objetivo estabelecido no PPCS foi de mudança na forma como a produção e o consumo são realizados, com base em ações, em médio e longo prazos, que contribuam para uma economia de baixo carbono e mais sustentável no país (MMA, 2011b).

Os temas prioritários do PPCS foram definidos em 2009, a partir da participação de pessoas com conhecimento e vivência nas áreas ambiental, econômica e social. Dentre os dezessete temas considerados inicialmente para estruturar as ações do PPCS, seis foram tornados prioritários, sendo os outros onze temas incorporados nas ações do Plano. Os seis temas definidos como prioritários foram: 1) Educação para o consumo sustentável; 2) Compras públicas sustentáveis; 3) Agenda Ambiental na Administração Pública (A3P); 4) Aumento da reciclagem de resíduos sólidos; 5) Varejo sustentável; e 6) Construções sustentáveis (MMA, 2011b).

Para efeitos práticos, o PPCS foi configurado para ser realizado em ciclos de quatro anos, após os quais seria revisado, à medida que os objetivos e metas inicialmente traçados fossem atingidos ou reavaliados. O primeiro ciclo (2011-2014) foi composto por três etapas,

que consistiram em: 1) Tornar o PPCS e o conceito de Produção e Consumo Sustentáveis conhecidos pelos brasileiros; 2) Ampliar o número de ações do PPCS relativas às suas áreas prioritárias; e 3) Capilarizar o PPCS através de ações visando governos e sociedade locais (MMA, 2011b).

O PPCS teve como macrometa aumentar de 5% para 10% o número de consumidores conscientes no Brasil até 2014, com base em números de uma pesquisa de 2010 (INSTITUTO AKATU, 2010). Dentre as ações propostas para o tema prioritário “educação para o consumo sustentável” em seu primeiro ciclo, destacaram-se: a busca pela sensibilização dos consumidores sobre o consumo sustentável; a formação para o consumo sustentável de professores, gestores e consumidores; a criação de um banco de melhores práticas de consumo sustentável; e a criação de uma estratégia de comunicação da PCS (MMA, 2011b).

Os resultados obtidos no primeiro ciclo para o tema prioritário “educação para o consumo sustentável” partiram da realização de cursos, oficinas, conferências ambientais e disponibilização de recursos financeiros para a rede de ensino pública. Também foram promovidas campanhas de conscientização e sensibilização, com espaços físicos e plataformas virtuais para divulgação do PPCS e transmissão de informações sobre consumo, uso e conservação de recursos naturais (MMA, 2014). No entanto, o relatório do primeiro ciclo de implementação não deixa claro – em números – se a macrometa estabelecida foi atingida no quadriênio.

O segundo ciclo de implementação do PPCS (2016-2020) aborda dez eixos temáticos: 1) Compras públicas sustentáveis; 2) Finanças sustentáveis; 3) Indústria sustentável; 4) Construção sustentável; 5) Varejo sustentável; 6) Agricultura sustentável; 7) Consumo sustentável; 8) A3P; 9) Gestão de resíduos sólidos; e 10) Relatórios de sustentabilidade. Esses eixos foram definidos a partir da avaliação dos resultados obtidos no primeiro ciclo e do contexto de implementação da PCS no Brasil e no mundo naquele momento (MMA, 2016).

As ações para o eixo temático “consumo sustentável” foram voltadas para as três categorias de consumo mais relevantes para o desenvolvimento sustentável, segundo o Centro de Gestão e Estudos Estratégicos: água e saneamento; mobilidade e transporte; alimentação e nutrição (MMA, 2016). Essas áreas de consumo foram consideradas como aquelas que constituem a maior parte dos impactos ambientais causados por consumidores, por isso as mudanças de hábitos, ou de estilos de vida, seriam tão essenciais nessas áreas de consumo.

Foram traçadas no segundo ciclo do PPCS cinco estratégias para alcançar o consumo sustentável: 1) Ampliar o debate para estimular padrões mais sustentáveis de consumo e a respeito da insustentabilidade dos padrões atuais em todos os setores; 2) Qualificar e divulgar

informações para subsidiar o debate sobre o consumo; 3) Ampliar o acesso aos bens, serviços e práticas sustentáveis para possibilitar a mudança de comportamento sobre o consumo; 4) Identificar e incentivar iniciativas sustentáveis inovadoras em todos os níveis e escalas; e 5) Regular a publicidade e comunicação mercadológica e combate ao consumismo (MMA, 2016).

Apesar dessas estratégias e do PPCS como um todo, ainda não há um conjunto de indicadores para realizar o monitoramento e a avaliação do impacto gerado pelo Plano (MMA, 2016, p. 163). Contudo, as propostas do PPCS poderão ser efetivadas a partir de ações como a avaliação da sustentabilidade de padrões de consumo nas diferentes classes de renda e categorias de consumo, a projeção de cenários de consumo, considerando variações na economia, sociedade e meio ambiente e a partir de aspectos comportamentais, culturais e tecnológicos (MMA, 2016, p. 120).

3.3 NEXOS DO CONSUMO SUSTENTÁVEL

O consumo é visto como um potencial causador de significativos impactos ambientais. Sendo um tema tão sensível às iniciativas governamentais e organizacionais voltadas à mudança em direção à sustentabilidade, ele está intimamente relacionado com o estilo de vida das pessoas. Por isso, o termo “consumo” requer ser abordado e compreendido da maneira mais adequada.

O consumo significa em termos puramente econômicos uma escolha individual por aquilo que melhor atenda às necessidades ou aos desejos de um consumidor (SANNE, 2002). Ele é o ato da compra (PEATTIE; COLLINS, 2009) e culmina na utilização por parte dos consumidores do produto ou serviço adquirido (MENDES, 2009). Zukin e Maguire (2004), por exemplo, entendem o consumo como um processo econômico, cultural e social de escolher produtos, em que se permite que indivíduos formem e expressem sua identidade. Porém, diversas terminologias são comumente empregadas ao consumo, relacionando-o, principalmente, com a forma como é praticado. Isso se nota na utilização de termos como consumo sustentável, consumo mínimo, consumo ético, consumo consciente, consumo político, consumo verde, ou ainda o consumo responsável.

Entende-se como consumo mínimo consumir estritamente conforme a necessidade do indivíduo. No campo das Ciências Econômicas, representa o nível mínimo de consumo a fim de avaliar a formação de capital humano (MATSUO; TOMODA, 2012). No entanto, esta subsistência é mais do que a mera sobrevivência do indivíduo, pois envolve também o

atendimento às necessidades humanas além daquelas comuns aos demais seres vivos, como a busca por conhecimento, cultura e entretenimento (BAUMGÄRTNER et al., 2017).

O consumo ético aplica-se aos consumidores com mentes eticamente orientadas, isto é, que se sentem corresponsáveis pelos impactos causados ao meio ambiente e pelas consequências negativas a outras pessoas que suas decisões de compra podem causar (NEWHOLM; SHAW, 2007; SEBASTIANI et al., 2013). Os consumidores éticos, segundo Shang e Peloza (2016), evitam adquirir produtos fabricados a partir de meios inapropriados de trabalho humano ou animal, de práticas injustas de comércio e ao longo da cadeia de produtos, ou mesmo incompatíveis com a preservação ambiental.

Quando se trata de consumo consciente, identifica-se que este ocorre a partir de uma reflexão acerca da maneira como os produtos são escolhidos, com mais sensatez, em função do quanto esses itens sejam apropriados para o uso, a sua necessidade e os impactos socioambientais que causam. Por vezes, consumidores conscientes podem até mesmo abdicar do consumo, quando percebem que o item procurado não corresponde a essas preocupações (MMA, 2005). Ao consumir conscientemente, o consumidor modifica a forma como consome, levando em consideração possíveis impactos no contexto do ciclo de vida do produto na etapa de pré-consumo, ou seja, durante a produção, distribuição e comercialização deste bem (SCHOR; WILLIS, 2008).

Destaca-se ainda o consumo responsável, que da mesma forma que o consumo consciente, requer uma reflexão crítica sobre o ato de consumir. Essa forma de consumo funciona como uma intervenção do consumidor que busca alternativas de consumo e que compreende que suas escolhas afetam sua “[...] qualidade de vida, a sociedade, a economia e a natureza.” (PISTELLI; MASCARENHAS, 2011, p. 5). É uma forma de consumo racional, onde consumidores conscientes adquirem toda a informação disponível sobre problemas resultantes do consumo e trabalham para alterar seu próprio comportamento de consumo no geral, não apenas sobre um produto ou serviço específicos (ULUSOY, 2016).

Por sua vez, o consumo político é apontado como uma estratégia pela qual indivíduos conectam suas atitudes com a busca da justiça social e sustentabilidade (WILLIS; SCHOR, 2012). Com esta atitude, tomada por consumidores que simultaneamente são conscientes, os consumidores políticos veem suas escolhas como uma maneira efetiva de “[...] votar com o dinheiro, elegendo o tipo de sociedade da qual desejam fazer parte.” (WATKINS et al., 2016, p. 139).

Ainda na década de 1990, aferiu-se que quando as pessoas acreditam ter conhecimento sobre questões ambientais – mesmo que não realmente o tenham – elas engajam-se mais

ativamente no consumo verde (ELLEN, 1994). Alguns autores supõem que a preocupação com o meio ambiente e o conhecimento ambiental subjetivo são os precedentes para o consumo verde (PAGIASLIS; KRONTALIS, 2014). Considerados estes limiares, o consumo verde representa a inclusão da variável ambiental como requisito para o consumidor adquirir determinado produto. Esta modalidade de consumo apresenta a limitação de trocar um determinado produto por outro, representando um “esverdeamento” dos produtos e serviços, mas não necessariamente a redução do consumo (MMA, 2005, p. 18).

O conceito de consumo sustentável ganhou momento a partir da ECO 92 e desde então, diversos autores posicionaram a definição que compreendem sobre o termo. Jackson e Michaelis (2003), por exemplo, definem o consumo sustentável como aquele consumo que permite tanto a geração presente, quanto as futuras, atenderem suas necessidades, sem causar danos irreversíveis ao meio ambiente ou ocasionar a perda das funções dos sistemas naturais. Por sua vez, Peattie e Collins (2009) afirmam que o consumo sustentável é aquele em que o indivíduo consome apenas sua “parte da Terra”, o que seria, em termos de pegada ecológica, 2,1 hectares de terra anuais. A definição mais comumente aceita – na qual as sustentáveis desta pesquisa são baseadas – foi definida durante o Simpósio de Oslo sobre Produção e Consumo Sustentáveis. Segundo consta, um consumidor consome sustentavelmente quando adquire conforme a necessidade, ao mesmo tempo em que prioriza produtos que geram menores impactos ambientais ao longo do seu ciclo de vida, sem comprometer os proventos de futuras gerações (OSLO SYMPOSIUM, 1994).

Práticas de consumo podem ser consideradas sustentáveis quando elas possibilitam a “[...] satisfação das necessidades básicas, o potencial de desenvolvimento humano e são replicáveis por todo o planeta sem comprometer a capacidade de suporte da Terra.” (HERTWICH, 2005, p. 4673-4674). Esta capacidade de suporte é variável e dinâmica, sendo ditada pelas escolhas humanas relacionadas à economia, cultura e ao meio ambiente, de forma a manter as funções ecológicas do planeta (COHEN, 1995). Assim, o objetivo do consumo sustentável seria, de fato, reduzir a intensidade de utilização de recursos nos sistemas de produção e consumo (EVANS, 2011), o que vai ao encontro do afirmado por Peattie e Collins (2009), de que é necessário alterar o consumo em si, em vez de manter o *status quo* para futuras gerações.

Como consequência da ECO 92, vários estudos procuram identificar quais são as motivações para a adoção de um comportamento sustentável de consumo por parte do consumidor (HEISKANEN; PANTZAR, 1997; BUENSTORF; CORDES, 2008; ROOS; HAHN, 2017). O que se tem apontado é que essas motivações derivam de vários fatores,

especialmente valores pessoais e o contexto cultural no qual o indivíduo está inserido (SHARMA; JHA, 2017). Vista por outro ângulo, essa influência sobre as motivações pode se dar da maneira *bottom-up*, em que valores sustentáveis se tornam mais atrativos aos consumidores quando iniciados em um determinado segmento de consumo, difundindo-se aos demais, ou em caráter *top-down*, onde se aprendem os problemas gerais do consumismo e as vantagens de serem praticados hábitos de consumo sustentáveis (HOLT, 2012). Antonetti e Maklan (2014) completam que consumidores que acreditam que suas escolhas podem afetar de maneira significativa o meio ambiente e a sociedade são aqueles mais propensos a agir sustentavelmente. O Quadro 1 apresenta a síntese dos conceitos empregados ao consumo nesta subseção.

Quadro 1 – Síntese dos conceitos de consumo.

Forma de consumo	Definição	Referencial
Mínimo	Consumir estritamente de acordo com a necessidade do indivíduo.	Matsuo e Tomoda (2012)
Ético	Consumidores sentem-se corresponsáveis sobre os impactos causados pelas atividades humanas, evitando a compra de produtos fabricados por meio de meios inadequados.	Newholm e Shaw (2007) Sebastiani et al. (2013) Shang e Pelozo (2016)
Consciente	Há uma reflexão sobre como os produtos são escolhidos, abdicando-se às vezes ao próprio consumo.	MMA (2005) Schor e Willis (2008)
Responsável	Reflete-se acerca do consumo e trabalha-se para alterar o comportamento de consumo como um todo, não apenas sobre um produto.	Pistelli e Mascarenhas (2011) Ulusoy (2016)
Político	Estratégia pela qual consumidores conectam suas atitudes em direção à justiça social e sustentabilidade, elegendo o tipo de sociedade da qual querem fazer parte.	Willis e Schor (2012) Watkins et al. (2016)
Verde	Há a inclusão de variáveis ambientais como requerimento para o consumidor adquirir um produto em particular.	Ellen (1994) MMA (2005) Pagiaslis e Krontalis (2014)
Sustentável	Uso de produtos e serviços que atendem às necessidades básicas, ao tempo em que promovem uma melhor qualidade de vida ao consumidor, sem ameaçar as necessidades das gerações futuras, reduzindo a intensidade da utilização de recursos.	Oslo Symposium (1994) Jackson e Michaelis (2003) Peattie e Collins (2009)

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

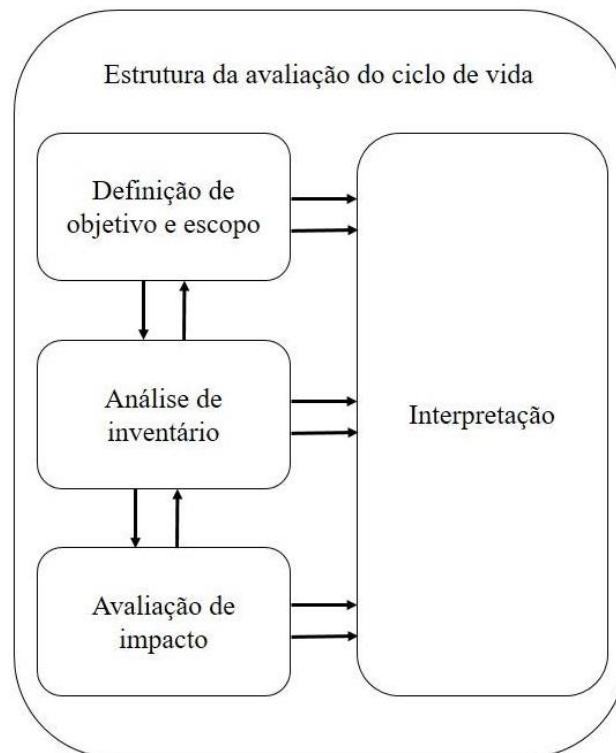
3.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: ESTRUTURA E CONCEITUAÇÃO

Segundo a norma brasileira 14040:2009 (princípios e estruturas da Avaliação do Ciclo de Vida), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia de gestão ambiental que consiste na compilação das entradas e saídas de um sistema de produto, bem como dos potenciais impactos ambientais associados ao seu ciclo de vida (ABNT, 2009a). Rebitzer et al.

(2004) explicam que ela é uma metodologia que estima e avalia os impactos ambientais atribuíveis ao ciclo de vida de um dado produto sobre diferentes compartimentos ambientais. Essa metodologia teve sua aplicação difundida devido à maior preocupação da sociedade com os impactos ambientais associados às etapas de produção e consumo de produtos e serviços, pelo interesse de organizações quanto à identificação de *hotspots* e *trade-offs* no ciclo de vida de seus produtos e para desenvolver políticas para a produção e consumo sustentáveis (GUINÉE et al., 2011; HELLWEG; MILÀ I CANALS, 2014; VERONES et al., 2017).

Apesar de poder ser realizada de maneira interativa, isto é, com ajustes no escopo ao longo da execução do estudo, ou retornar a uma etapa procedimental anterior, a ACV consiste em quatro fases: 1) Definição de objetivo e escopo; 2) Análise de inventário; 3) Avaliação de impacto; e 4) Interpretação (ABNT, 2009a). A Figura 1 apresenta um esquema com as fases de uma da ACV.

Figura 1 – Fases de uma ACV.



Fonte: Adaptada de ABNT (2009a).

3.4.1 Definição de objetivo e escopo

Na primeira fase define-se o objetivo e o escopo do estudo. Segundo a norma, no objetivo de uma ACV deve ser declarada a aplicação pretendida, as razões para a realização do estudo, os interessados nos resultados e se os referidos serão utilizados em afirmações

comparativas e divulgados publicamente. Ainda, o escopo deve indicar de forma clara o sistema de produto, suas funções ambientais, a unidade funcional, as fronteiras do sistema, o procedimento de alocação, as categorias de impacto, entre outras informações relevantes (ABNT, 2009b).

3.4.2 Análise de inventário

A segunda fase é relativa ao Inventário do Ciclo de Vida (ICV), no qual os dados dos processos elementares são incluídos na fronteira do sistema. Esses dados devem representar as entradas e saídas de um processo elementar, o processo pelo qual os dados foram coletados deve ser detalhado e os processos elementares descritos. Os dados dos processos elementares podem ser refinados por uma análise de sensibilidade, a partir da qual processos não significativos podem ser excluídos, bem como outros serem incluídos no escopo do estudo (ABNT, 2009b).

De acordo com Suh e Huppes (2005), a coleta de dados para o inventário pode ser realizada a partir de diferentes métodos de compilação de dados. O método de diagrama de processos mostra a interconexão entre os processos que compõem um sistema de produto a partir dos fluxos de insumos. O executante da ACV observa a quantidade de insumos que é necessária para atender a unidade funcional e verifica a quantidade de aspectos ambientais resultantes desse processo. Pelo método de matriz de representação de sistema de produto, processos e insumos são delineados em sistemas matriciais, resultando em um determinante que representa o resultado de inventário de um sistema de produto. Já através do método baseado em entradas e saídas (*Input-Output*), dados quantitativos de operações de produção e consumo, relacionadas a um determinado sistema de produto, são utilizados pelo executante, ao invés de processos unitários específicos desse sistema. Há, ainda, o método de análise híbrida por camadas, o qual aplica fundamentos do método de diagrama de processos para os processos à montante do produto e complementa os processos restantes com dados do método de entradas e saídas.

3.4.3 Avaliação de impacto

A terceira fase de uma ACV é a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que inclui a coleta de resultados dos indicadores das categorias de impacto que, quando analisadas conjuntamente, apresentarão um perfil do sistema de produto. De tal modo, nesta fase deve-se selecionar as categorias de impacto, os indicadores e os modelos de caracterização, classificar e caracterizar os resultados (ABNT, 2009b). Essa fase da ACV traduz os fluxos elementares em

valores de impacto nas categorias de impacto analisadas. Segundo Goedkoop et al. (2009), esse procedimento é realizado utilizando fatores de caracterização, os quais indicam a grandeza de um dado impacto ambiental por cada unidade de fluxo elementar.

Há diferentes métodos utilizados para realização da AICV, como por exemplo: ReCiPe (Países Baixos), CML (Países Baixos), ILCD 2011 (União Europeia), TRACI (Estados Unidos), entre outros. Esses métodos são elaborados a partir de modelos de caracterização próprios, adaptados conforme a região geográfica e as categorias de impacto (PRÉ CONSULTANTS, 2016). O método utilizado neste trabalho foi o ReCiPe, em ponto médio e ponto final.

O método ReCiPe integra duas abordagens: uma voltada ao problema, precedida pelo método CML-IA, e outra voltada ao dano, sucessora do método Eco-indicator 99. Cada uma dessas abordagens é representada por indicadores de impacto em ponto médio (*midpoint*) e indicadores de dano em ponto final (*endpoint*). Os indicadores de impacto das categorias em ponto médio são obtidos a partir da conversão em categorias de impacto das emissões de substâncias perigosas e da extração de recursos naturais. Já os indicadores de dano em ponto final são obtidos pela multiplicação dos fatores de caracterização pelos fatores de dano (GOEDKOOP et al., 2009). O Quadro 2 apresenta os princípios envolvidos com os modelos de caracterização do método ReCiPe *midpoint*, enquanto que as 18 categorias em ponto médio e 3 categorias em ponto final contempladas no ReCiPe são mostradas na Figura 2.

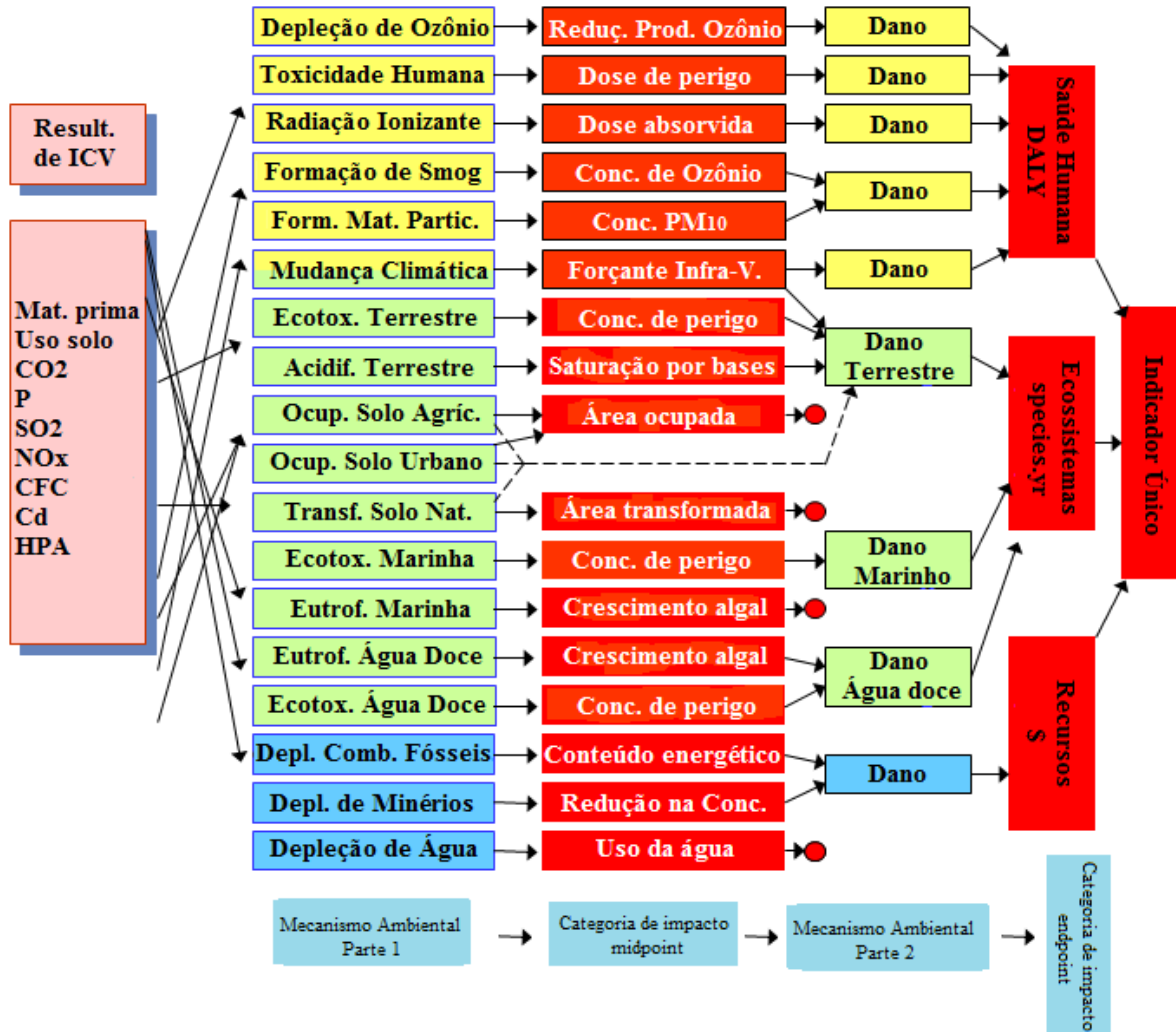
Quadro 2 – Modelos de caracterização das categorias do método ReCiPe *midpoint*.

Categoria de impacto	Descrição do Modelo de Caracterização	Unidade
Depleção de Ozônio	Destruição da camada de ozônio estratosférico pela emissão antropogênica de substâncias depletoras de ozônio.	kg CFC-11 eq.
Toxicidade Humana e Ecotoxicidade	Persistência ambiental e bioacumulação (exposição) na cadeia alimentar humana e toxicidade (efeito) de um químico.	kg 1,4-DB eq.
Acidificação Terrestre	Efeito da acidificação do solo; valor de saturação por bases	kg SO ₂ eq.
Radiação Ionizante	Nível de exposição à radiação ionizante.	kg U 235 eq.
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	Mudança marginal na média diária de concentração de ozônio devido à mudança marginal na emissão de certas substâncias.	kg NMVOC
Formação de Material Particulado	Fração de ingestão de material particulado com diâmetro PM ₁₀ .	kg PM ₁₀ eq.
Mudança Climática	Potencial de aquecimento global.	kg CO ₂ eq.
Ocupação de Solo Agrícola e Urbano	Quantidade de solo urbano ou agrícola ocupado durante um período de tempo.	m ² yr
Transformação de Solo Natural	Quantidade de solo natural transformado durante um período de tempo.	m ²
Eutrofização Marinha	Persistência ambiental da emissão de nutrientes nitrogenados.	kg N eq.
Eutrofização em Água Doce	Persistência ambiental da emissão de nutrientes contendo fósforo.	kg P eq.
Depleção de Combustíveis Fósseis	Quantidade de combustível fóssil extraído com base no poder calorífico inferior.	kg oil eq.
Depleção de Minérios	Redução no nível mínimo de metal viável para este ser minerado.	kg Fe eq.
Depleção de Água	Consumo de água doce.	m ³

Fonte: Adaptado de PRÉ Consultants (2016).

Como se observa na Figura 2, os indicadores em ponto médio (mecanismos ambientais) são agregados em indicadores em ponto final. Além disso, os próprios indicadores em ponto final podem ser normalizados, ponderados e agregados em um indicador único (*single score*).

Figura 2 – Relações entre o ICV e as categorias de impacto em ponto médio e em ponto final e o Indicador único para o método ReCiPe.



Fonte: Adaptada de Goedkoop et al. (2009).

3.4.4 Interpretação

A quarta e última fase de uma ACV é a de Interpretação, na qual pontos significativos são identificados, baseando-se nos resultados das etapas anteriores, avaliando-se a “completeza, sensibilidade e consistência” do estudo e, finalmente, apontando as “conclusões, limitações e recomendações” (ABNT, 2009b, p. 24). A análise dos resultados da AICV de categorias de impacto em ponto final ou por um Indicador único, embora com maior nível de incerteza e subjetividade devido à agregação de categorias, torna a interpretação pelo executante mais fácil

e a comunicação ao público-alvo mais acessível (PRÉ CONSULTANTS, 2016). Há de se destacar que, embora a fase de Interpretação seja a quarta e última etapa de uma ACV, o processo interpretativo ocorre ao longo de todas as etapas do estudo (REBITZER et al., 2004).

3.5 ACV COMO TÉCNICA DE AVALIAÇÃO DO CONSUMO SUSTENTÁVEL

Originalmente, a ACV era utilizada apenas em avaliações ambientais de produtos e serviços, indicando o seu desempenho ambiental. Com a necessidade de soluções ambientais mais robustas, essa técnica tem sido aprimorada e utilizada para diferentes propósitos. Além disso, a sustentabilidade tornou-se um tema-chave em qualquer contexto de tomada de decisão (ZAMAGNI et al., 2013), passando a requerer formas pelas quais pudesse ser quantificada.

Como visto na subseção 0, a perspectiva ambiental da sustentabilidade refere-se aos impactos das atividades humanas sobre o meio ambiente, onde se busca manter a sua deterioração em níveis mínimos. Essa avaliação ambiental é adequadamente atendida pela abordagem mais tradicional da ACV e já foi utilizada em estudos das mais diversas áreas, como nos setores agrícola (PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2014; CHERUBINI et al., 2015), industrial (ALVARENGA; DEWULF, 2013; HOTTLE et al., 2017), serviços (ISLEY et al., 2016) e de tecnologia (CUBI et al., 2016).

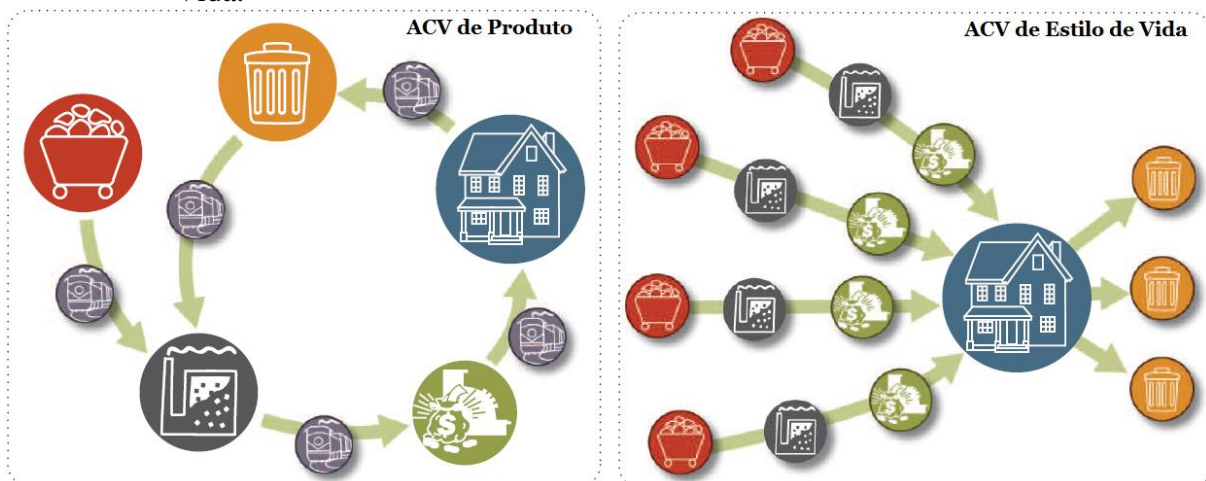
Por outro lado, a perspectiva social da sustentabilidade volta-se para o “[...] bem-estar humano, a condição humana e os meios utilizados para aumentar a qualidade de vida dessa condição.” (VAN BELLEN, 2006, p. 37). Como essa abordagem não era suficientemente atendida pela ACV tradicional, a Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACV-S), ou *Social Life Cycle Assessment*, também passou a ser utilizada. A ACV-S avalia os aspectos sociais e socioeconômicos do sistema de produto, assim como os potenciais impactos que eles podem causar ao longo do seu ciclo de vida (ZAMAGNI et al., 2011), permitindo ao executante observar diferenças entre cenários que entregam o mesmo serviço (ZAMAGNI et al., 2016).

Já pela perspectiva econômica, os recursos do planeta são vistos como “estoques e fluxo de capital” (VAN BELLEN, 2006, p. 34), e isso tem sido propriamente avaliado pela técnica de Custeio do Ciclo de Vida (CCV), ou *Life Cycle Costing*. Essa técnica contempla os custos monetários que são cobertos pelos *stakeholders* associados ao ciclo de vida de um produto (KLOEPFFER, 2008), geralmente aqueles produtos com longa vida útil (CIROTH et al., 2016). O CCV considera custos tanto em termos de custos de investimento inicial, de manutenção, serviço e pessoal em longo prazo (CIROTH et al., 2016; NEUGEBAUER et al., 2016).

O uso da ACV para a avaliação da sustentabilidade combina aspectos tanto da ACV, quanto da ACV-S e CCV (HEIJUNGS et al., 2010; ZAMAGNI et al., 2013), pois exige *trade-offs* (trocas) entre os três pilares que a sustenta – ambiente, economia, sociedade – e envolve aspectos intergeracionais, como a manutenção da qualidade ambiental para as gerações futuras. Assim, foi desenvolvida a Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), ou *Life Cycle Sustainability Assessment*, em que se soma ACV, ACV-S e CCV, sem ponderação entre elas, onde se avalia os impactos e benefícios ambientais, sociais e econômicos de um produto, ao longo do seu ciclo de vida. A ASCV tem sido aplicada por diversos autores nos últimos anos para medir o progresso de um dado ciclo de vida em direção à sustentabilidade (KLOEPFFER, 2008; ZAMAGNI et al., 2013), não sendo ainda utilizada, entretanto, de forma consistente e operacional como a ACV, devido às dificuldades metodológicas de integração dos três pilares.

Outro exemplo da utilização da ACV ambiental para avaliar aspectos mais amplos que um sistema de produto convencional é a ACV de Estilo de Vida (HELLWEG; MILÀ I CANALS, 2014). Nessa abordagem, é possível avaliar o estilo de vida de indivíduos, ou mesmo comparar o impacto ambiental dos hábitos de um consumidor, a partir de premissas de uma ACV de Produto. A Figura 3 apresenta a comparação entre o de escopo de uma ACV de Produto, com o de uma ACV de Estilo de Vida.

Figura 3 – Comparação entre o escopo de uma ACV de Produto e de uma ACV de Estilo de Vida.



Fonte: Adaptada de Hellweg e Milà i Canals (2014).

Como se observa na Figura anterior, uma ACV de Estilo de Vida abrange um escopo mais amplo que uma ACV de Produto. Porém, ela essencialmente aborda a mesma técnica da ACV mais convencional. Por exemplo, ao investigar-se o impacto potencial de hábitos de transporte de um consumidor, necessita-se de inventários de ciclo de vida dos veículos

utilizados, os quais são fabricados a partir de peças, dentre outros produtos. Da mesma forma, a avaliação do impacto é realizada sobre esses componentes, da maneira convencional de ACV.

Alguns autores relacionam a ACV de Estilo de Vida com a ideia de “metabolismo pessoal”, onde o estudo de ACV é focado na estimativa do consumo anual de um indivíduo (KALBAR et al., 2016). De maneira semelhante, Frostell et al. (2015) baseiam-se no conceito de “metabolismo doméstico” (*household metabolism*, na língua Inglesa), em que as estimativas do consumo, ou de suas despesas, são direcionadas ao nível residencial, em vez de nível individual ou territorial.

Diversos estudos já analisaram o impacto ambiental potencial de consumidores a partir de simplificações do método normatizado de ACV, ou a partir de outras formas de coleta de dados de inventário, como aquelas apresentadas na subseção 0 A maioria desses trabalhos apresenta o consumo de produtos nas categorias alimentação, transporte e moradia como responsáveis pelos maiores impactos ambientais potenciais (JANSEN; THOLLIER, 2006; TUKKER et al., 2006; TUKKER et al., 2011; FROSTELL et al., 2015; KALBAR et al., 2016; SANER et al., 2016). Essas constatações foram observadas em diferentes escalas de análise, área geográfica de estudo, itens que compunham cada categoria e a abordagem utilizada (*bottom-up* ou *top-down*), variando apenas a ordem de qual categoria de consumo foi mais ou menos impactante. Com base nisso, reforça-se a validade e importância de estudos como o presente trabalho, que demonstrem impactos ambientais, ou mesmo *hotspots*, a partir de indicadores de impacto ambiental.

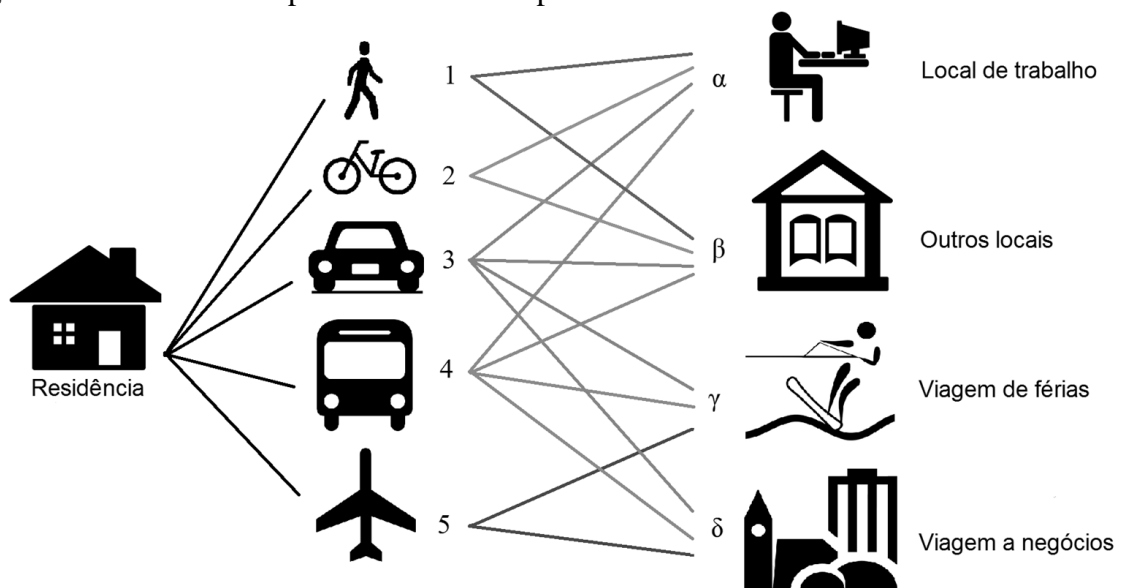
4 MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar os impactos ambientais potenciais decorrentes da adoção de determinados hábitos de transporte por um consumidor, com base em uma Avaliação do Ciclo de Vida de Estilo de Vida, foram executados os passos apresentados nas subseções a seguir.

4.1 DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS

Quatro possibilidades de deslocamento no dia-a-dia de um consumidor foram consideradas em um cenário-base (*Baseline*), a partir do local onde ele reside: para o local de trabalho (α), viagens de negócios (δ), uma viagem de férias (γ), e para outros locais não especificados (β), como por exemplo, mercado ou shopping center. Esses trajetos poderiam ser realizados utilizando até cinco diferentes meios de transporte: a pé (1), bicicleta (2), carro (3), ônibus (4), avião (5). A Figura 4 indica a relação de meios de transporte e trajeto utilizados para a construção de cenários de uso. A unidade funcional (UF) utilizada foi o deslocamento de 1 consumidor para quatro destinações, utilizando um meio de transporte para cada local, durante o período de um ano. Essa UF refere-se aos impactos da adoção de um estilo de vida que utiliza determinados hábitos de transporte.

Figura 4 – Meios de transporte considerados para o deslocamento ao local de destino.

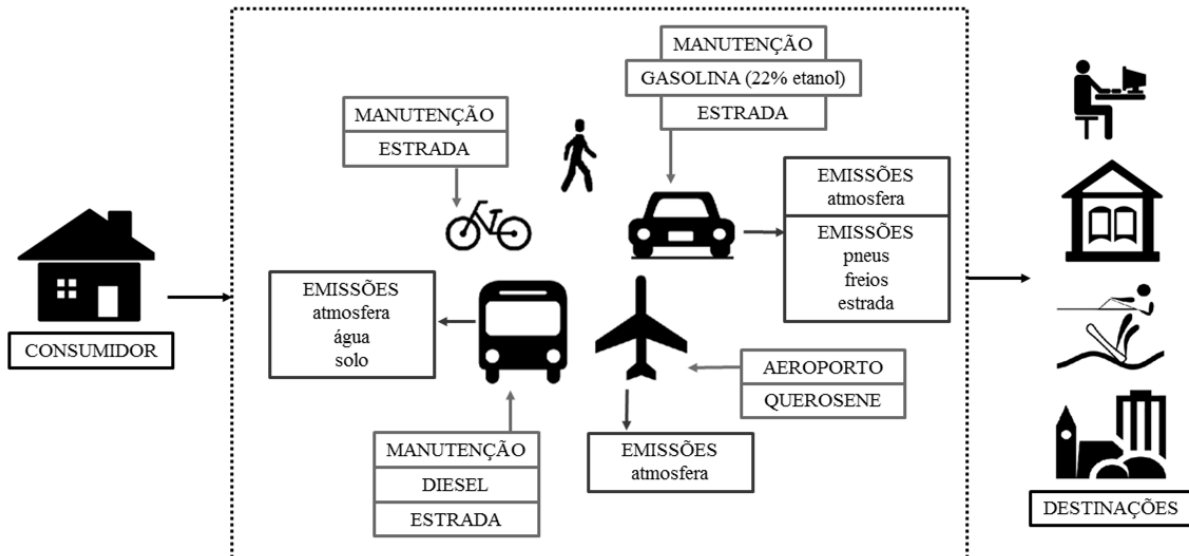


Fonte: Adaptada de Pixabay (2017).

Para cada trajeto foram considerados os transportes mais viáveis, não sendo possível que, por exemplo, o consumidor utilizasse um avião para percorrer um pequeno trajeto ou

realizasse uma viagem de longa distância a pé ou de bicicleta. O número de ocupantes do hábito de transporte com carro foi variado, sendo relacionado a um veículo ocupado apenas pelo motorista (3a); motorista e um passageiro (3b); motorista e dois passageiros (3c)^{1, 2, 3}. A Figura 5 apresenta o sistema e as fronteiras consideradas para a avaliação de impacto, da residência do consumidor até o local de destino.

Figura 5 – Fronteiras do sistema.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Notas:

^[1] O próprio veículo também foi considerado dentro da fronteira do sistema.

^[2] Informações detalhadas sobre o inventário estão disponíveis no Apêndice B.

Toda união entre meio de transporte, trajeto (hábito de transporte) e repetições por ano foi representada por símbolos, apresentados na Tabela 1. Cada um desses hábitos remete a uma respectiva distância entre o ponto de partida e destino, bem como uma duração desse trajeto. Essa mesma tabela apresenta a variável repetição, a qual se refere ao número de vezes em que um trajeto é realizado pelo consumidor ao longo de um ano.

¹ A adição de um ou mais passageiros pode também funcionar como uma análise de sensibilidade. No entanto, para fins deste estudo, ela foi considerada como cenários adicionais.

² O compartilhamento do veículo para percorrer uma mesma distância representa a redução per capita da unidade funcional (*Transport, passenger car*), mensurada em km.

³ Não foi considerado o acréscimo de massa resultante do carregamento adicional de passageiros.

Tabela 1 – Configuração dos hábitos de transporte.

Trajeto (ida + volta)		Meio de Transp.	Repetições para cumprir a UF	Símbolo	Distância total (km)	Duração ^{[1], [2], [3], [4]} (min)	
Origem	Destino						
	Local de trabalho	A pé	249	$\alpha 1$	5	62	
		Bicicleta		$\alpha 2$	5	22	
		Carro 1		$\alpha 3a$	5	14	
		Carro 2		$\alpha 3b$	5	14	
		Carro 3		$\alpha 3c$	5	14	
		Ônibus		$\alpha 4$	5	17	
	Casa	Outros locais	A pé	200	$\beta 1$	1,6	22
			Bicicleta		$\beta 2$	1,6	10
			Carro 1		$\beta 3a$	1,6	8
			Ônibus		$\beta 4$	1,6	10
Viagem de férias		Carro 3	1	$\gamma 3c$	446	360	
		Ônibus		$\gamma 4$	446	480	
		Avião		$\gamma 5$	342 ^[5]	80	
Viagem a negócios		Carro 3	3	$\delta 3c$	1.542	1.140	
		Ônibus		$\delta 4$	1.542	1.500	
		Avião		$\delta 5$	1.230 ^[5]	184	

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Notas:

^[1] Duração de $[\alpha]$ e $[\beta]$ foi medida pelo pesquisador.

^[2] Duração de $[\delta 3c]$ e $[\gamma 3c]$ foi obtida por plataforma de mapas digital (GOOGLE LLC, 2017).

^[3] Duração de $[\delta 4]$ e $[\gamma 4]$ foi obtida do itinerário de empresa de ônibus (VIACÃO CATARINENSE, 2017).

^{[4], [5]} Duração e distância de $[\delta 5]$ e $[\gamma 5]$ foram obtidas por simulador de voos digital (GREAT CIRCLE MAPPER, 2017).

Em todos os cenários, exceto $[\delta 5]$ e $[\gamma 5]$, considerou-se que o consumidor vai de sua casa até o local de destino, seja local de trabalho, viagem a negócios, ou viagem de férias. Para “outros locais”, considerou-se um local arbitrário. As seguintes coordenadas geográficas foram adotadas para cada destino para uma maior representatividade no estudo: casa (-27.813598 - 50.321919); local de trabalho (-27.805555 -50.304773); local de negócios (-23.526220 - 46.679147); local de férias (-27.595640 -48.558779); outros locais (-27.818088 -50.326441). Nos cenários em que houve o uso de avião para deslocamento, foram simuladas⁴ apenas as distâncias de voo entre os aeroportos de Lages/SC (LAJ) e São Paulo/SP (GRU) para as viagens a negócios ($\delta 5$) e entre LAJ e Florianópolis/SC (FLN) para uma viagem de férias ($\gamma 5$). As 249 repetições de $[\alpha]$ correspondem ao número de dias úteis de trabalho em um ano. As 200 repetições de $[\beta]$ representam o número anual de dias em que o consumidor vai fazer compras, por exemplo. A repetição de $[\delta]$ significa a realização de uma viagem a negócios a cada quatro meses. Por fim, considerou-se que o consumidor viaja de férias $[\gamma]$ uma vez ao ano.

⁴ Não existem voos comerciais entre esses aeroportos, por isso os dados foram obtidos por uma simulação.

4.2 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

Este estudo foi realizado por meio de uma ACV de Estilo de Vida. O programa computacional SimaPro versão 8.3.0.0 (PRÉ CONSULTANTS, 2016) e dados secundários de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) da base de dados ecoinvent versão 3.3 (WEIDEMA et al., 2013) – *recycled content, unitary* – e Agri-footprint versão 2.0 (BLONK CONSULTANTS, 2015) foram utilizados para a execução da AICV. Os métodos empregados foram o ReCiPe *midpoint* e ReCiPe *endpoint* (GOEDKOOOP et al., 2009) versão 1.12, com valores de normalização globais e ponderação de perspectiva hierárquica e média.

As categorias de impacto Mudança climática, Toxicidade humana, Formação de material particulado e Depleção fóssil foram analisadas devido a sua relevância ambiental, comumente discutida na comunidade de ACV. As categorias Acidificação terrestre, Eutrofização em água doce e Ocupação de solo agrícola foram consideradas em função do cenário adicional que envolve a produção de alimentos e o gasto energético. Já as categorias em ponto médio Formação de oxidantes fotoquímicos e Depleção de metais foram analisadas devido ao cenário adicional com o uso de carro elétrico.

Também foram analisadas as categorias em ponto final Saúde humana, Ecossistemas e Recursos naturais, considerando todas as dezoito categorias em ponto médio agregadas. Como essas categorias podem gerar resultados divergentes, e tendo o intuito de facilitar a comunicação para tomadores de decisão e consumidores, o Indicador único de AICV (*single score*), medido em ecopontos (Pt), também foi analisado. Para se chegar ao valor do Indicador único, os valores de impacto das categorias em ponto final mantiveram a ponderação adotada no método ReCiPe *endpoint* (*World ReCiPe H/A*), com valores de 400, 400, 200 para Saúde humana, Ecossistemas e Recursos naturais, respectivamente.

Datasets foram criados para a inserção dos cenários no SimaPro, cada qual representando a união de um trajeto e um meio de transporte (combinação). Os processos unitários que compõem os meios de transporte selecionados para representar os hábitos de transporte foram modificados para lhes ser atribuída a configuração de produção no resto do mundo (*RoW - production*), em vez de global disponível para o mercado (*GLO – market for*), conforme mostrado nos quadros de inventários do Apêndice B. Assim, não foram consideradas as cargas ambientais relacionadas ao transporte e às atividades de mercado.

Uma modificação adicional foi realizada no *dataset* “*Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 4*”. A entrada de combustível foi ajustada para os percentuais de gasolina (78%) e etanol anidro (22%), semelhantes à composição atual da gasolina brasileira. Essa

mudança reduz as emissões para a atmosfera de substâncias dependentes do tipo e quantidade de combustível (*fuel-dependent emissions*, na língua Inglesa), como o dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO) e óxidos de nitrogênio (NO_x). Então, os valores de emissão dessas substâncias foram ajustados, conforme a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2004). Os demais fluxos de referência não tiveram seus valores modificados.

Finalmente, a AICV do impacto de um consumidor que opta por determinados hábitos de transporte para se deslocar a certos destinos ao longo de um ano foi obtida a partir do número de arranjos possíveis de serem realizados (conjunto total), a partir das condições estabelecidas. Assim, chegou-se ao número de 216 combinações (compostas por quatro diferentes hábitos de transporte cada), que carregam consigo o impacto da utilização de uma das condições de transporte permitidas, conforme o trajeto realizado e o número de repetições anuais.

4.3 ANÁLISE DO IMPACTO POR MEIO DE CENÁRIOS ADICIONAIS

Um cenário adicional foi elaborado no SimaPro por meio de parametrização do parâmetro de entrada de gasto energético humano (G.E.), para verificar seus efeitos na realização das atividades de locomoção, as quais requerem energia para serem executadas (GIAMPIETRO; PIMENTEL, 1990). O Quadro 3 apresenta o gasto energético humano para realização das atividades consideradas neste estudo.

Quadro 3 – Atividades consideradas no cenário adicional “Gasto energético”.

Atividade	Taxa calórica (kcal/min)	Combinações aplicáveis
Sentar em um ônibus/trem ^[1]	1,20	$\alpha 4$; $\beta 4$; $\gamma 4$; $\gamma 5$; $\delta 4$; $\delta 5$
Caminhar devagar	2,90	$\alpha 1$; $\beta 1$
Pedalar	4,60	$\alpha 2$; $\beta 2$
Dirigir um carro/caminhão	2,00	$\alpha 3a$; $\alpha 3b$; $\alpha 3c$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$

Fonte: Adaptado de FAO (2001).

Nota:

^[1] Aplicado também à utilização de avião.

Em seguida, o *dataset* “*Caloric Expenditure*” foi criado, consistindo em uma cesta de alimentos que compõem uma refeição comumente consumida no Brasil, conhecida como “prato-feito”⁵. Conforme apresentado na Tabela 2, essa refeição consiste em uma quantia de

⁵ As exigências de trabalho humano, água, energia e condimentos (exceto óleo de soja) necessários para o preparo da refeição apresentada no *dataset* “*Caloric Expenditure*” não foram consideradas.

alimentos que, quando consumidos, geram energia disponível para o consumidor desempenhar as atividades indicadas no Quadro 3.

Tabela 2 – Alimentos que compõem um prato-feito.

Alimento ^[1]	Densidade energética (kcal/100 g)	Quantidade consumida (g)	Energia disponível (kcal)
Arroz	120	100	120
Feijão	69	100	69
Carne bovina	297	120	356
Alface	13	16	2
Tomate	19	20	4
Óleo de soja	913	8	73
Total	-	-	624 kcal

Fonte: Adaptada de Brasil (2006).

Nota:

^[1] Processo unitários utilizados no SimaPro para os respectivos alimentos estão no Quadro 6, Apêndice A.

Com base nisso, uma fração da energia disponível foi assumida como diretamente utilizada pelo consumidor para se deslocar ao local de destino, baseado nas atividades e requerimentos energéticos indicados pela Food and Agriculture Organization (FAO, 2001).

Destaca-se, no entanto, que as fronteiras do sistema consideradas nesse cenário adicional incluem especificamente o consumo dos alimentos incluídos na Tabela 2. Não foram considerados elementos associados à prática das atividades apresentadas no Quadro 3, como vestuário, acessórios, água, entre outros. Da mesma forma, não foram avaliados elementos intangíveis, como benefícios à saúde da prática da caminhada para ir ao trabalho, a maior disponibilidade de tempo livre do consumidor que utiliza carro, em comparação ao que se desloca a pé ou mesmo a exposição a agentes climáticos sobre o consumidor que usa bicicleta.

Um segundo cenário adicional foi construído para verificar o impacto ambiental potencial sobre as categorias de impacto em ponto médio e ponto final, a partir da utilização de um carro elétrico, em vez de um carro com motor de combustão interna. O processo unitário “*Transport, passenger car, electric {GLO}*” foi utilizado no lugar de “*Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 4 {RoW}*”, que havia sido utilizado no *Baseline*. Os processos unitários que compõem o carro elétrico foram modificados para obter caráter de transformação e a eletricidade utilizada foi a média brasileira (*Electricity, low voltage {BR}*). Esse segundo cenário adicional não foi avaliado simultaneamente à adição do gasto energético.

Foram analisadas e discutidas as variações superiores a 25% ($0,75 \leq 1,00 \leq 1,25$) na relação entre o *Baseline* e ambos os cenários adicionais. Variações menores do que este limiar

também são relevantes, mas não foram pontualmente discutidas devido às fronteiras dos sistemas e à representatividade considerada dos *datasets* “prato-feito” e “carro elétrico”.

4.4 AMOSTRAGEM E ANÁLISE GRÁFICA DOS RESULTADOS

O conjunto total de 216 combinações foi analisado no SimaPro através dos métodos ReCiPe *midpoint* e ReCiPe *endpoint* e os resultados exportados para o programa Excel 2016 (MICROSOFT CORP., 2016). As combinações foram analisadas em gráficos de dispersão, mas somente nas categorias em ponto final e no Indicador único, totalizando 4 gráficos. Isso foi feito sobre as categorias em ponto final porque elas agregam os impactos observados nas categorias em ponto médio, o que permitiu uma amostra representativa desses mecanismos ambientais. Baseou-se no mesmo princípio para amostrar combinações a partir do Indicador único.

Então, foi verificado em cada gráfico a ocorrência de 17 *clusters*. Os *clusters* que apresentaram valores de impacto semelhantes nas categorias em ponto final e no Indicador único foram agrupados em estratos. Em seguida, foi amostrada a combinação mediana de cada um dos 24 estratos observados ($n = 6 \text{ estratos} \times [3 \text{ categorias endpoint} + 1 \text{ Indicador único}]$). As combinações medianas que ocorreram mais de uma vez não foram repetidas. Dessa forma, foram amostradas 20 combinações, a partir do conjunto total de 216, as quais são apresentadas no Quadro 4. Essa amostragem foi realizada a fim de otimizar a análise das combinações, reduzindo de 216 para 20 (aproximadamente 10% do conjunto total) os estilos de vida de transporte analisados.

Quadro 4 – Combinações amostradas para análise do impacto.

Estrato ^[1]	Combinações			
	Saúde humana	Ecosistemas	Recursos naturais	Indicador único
1	$\alpha 2; \beta 2; \gamma 5; \delta 3c$	$\alpha 2; \beta 4; \gamma 3c; \delta 4$	$\alpha 1; \beta 4; \gamma 3c; \delta 4$	$\alpha 1; \beta 1; \gamma 4; \delta 5$
2	$\alpha 3c; \beta 2; \gamma 5; \delta 3c$	$\alpha 1; \beta 4; \gamma 5; \delta 3c$	$\alpha 2; \beta 3a; \gamma 4; \delta 3c$	$\alpha 4; \beta 2; \gamma 4; \delta 3c$
3	$\alpha 3b; \beta 4; \gamma 4; \delta 5$	$\alpha 3b; \beta 4; \gamma 3c; \delta 4$ ^[2]	$\alpha 3b; \beta 4; \gamma 3c; \delta 4$	$\alpha 3b; \beta 1; \gamma 4; \delta 5$
4	$\alpha 3b; \beta 3a; \gamma 3c; \delta 3c$ ^[2]	$\alpha 3b; \beta 2; \gamma 3c; \delta 3c$	$\alpha 4; \beta 3a; \gamma 3c; \delta 5$	$\alpha 3b; \beta 3a; \gamma 3c; \delta 3c$
5	$\alpha 3a; \beta 2; \gamma 4; \delta 3c$	$\alpha 3a; \beta 4; \gamma 5; \delta 4$	$\alpha 3a; \beta 2; \gamma 3c; \delta 3c$	$\alpha 3a; \beta 4; \gamma 3c; \delta 4$
6	$\alpha 3a; \beta 3a; \gamma 3c; \delta 3c$	$\alpha 3a; \beta 4; \gamma 4; \delta 3c$	$\alpha 3a; \beta 3a; \gamma 3c; \delta 3c$ ^[2]	$\alpha 3a; \beta 3a; \gamma 3c; \delta 3c$ ^[2]

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Notas:

^[1] Maior o estrato, maior também o valor de impacto potencial em DALY, species.yr, \$, ou Pt.

^[2] Combinação mediana ocorreu em estrato de mais de uma categoria.

Em seguida, a partir de gráficos de coluna empilhada, verificou-se a contribuição de cada hábito de transporte para o impacto total da combinação nas categorias em ponto final Saúde humana, Ecosistemas e Recursos naturais. Os resultados do Indicador único das 20 combinações amostradas foram analisados também por coluna empilhada, indicando em sua

estrutura, além da grandeza total de impacto potencial de cada combinação, a contribuição de cada categoria em ponto final para esse indicador.

4.5 ANÁLISE DO INDICADOR ÚNICO POR REGRESSÃO LINEAR

Com o auxílio dos programas computacionais MS Excel 2016 e SPSS Statistics versão 25 (IBM CORP., 2017), a técnica estatística de regressão linear foi utilizada para conhecer a variação do impacto ambiental ao praticar-se um hábito de transporte em detrimento de outro, sem alteração da frequência ou local de destino. A partir de variáveis binárias (*dummies*) e do método dos Mínimos Quadrados Ordinários (MQO), os valores estimados do Indicador único das combinações do conjunto total foram calculados, com base no modelo de regressão linear apresentado na equação (1).

$$Y = \beta_0 + \beta_1X_1 + \beta_2X_2 + \dots + \beta_{12}X_{12} + \mu \quad (1)$$

Onde:

Y é a variável dependente e indica o valor estimado do Indicador único de impacto (Pt) de uma dada combinação, composta de quatro hábitos de transporte (α_n ; β_n ; γ_n ; δ_n). Assim, **Y** é composto pela soma dos coeficientes estimados (**$\beta_n X_n$**) desses quatro hábitos de transporte.

β_0 é o coeficiente estimado da combinação do conjunto total de menor Indicador único (Pt), representada por [α_1 ; β_1 ; γ_4 ; δ_4], equivalente a 65,34 Pt;

$\beta_{1...12}$ é o coeficiente dos parâmetros estimados (Pt);

$X_{1...12}$ é o conjunto de variáveis independentes. São os próprios hábitos de transporte, gerados pela união de trajeto (casa para trabalho; outros locais; férias; negócios) e meio de transporte (a pé; bicicleta; carro 1, carro 2, carro 3, ônibus, avião). Assim sendo, a variável **X** é binária e assume **X** = 1, quando o consumidor utiliza determinado hábito de transporte e **X**= 0 quando ele não utiliza;

μ é o erro estatístico da estimação.

Com esse modelo, o consumidor que adota o estilo de vida de uma dada combinação [α_n ; β_n ; γ_n ; δ_n] poderá saber quanto cada hábito de transporte contribui para o Indicador único. Hipoteticamente, [α_n] contribui com o valor de x Pt, já [β_n] contribui com y Pt, [γ_n] com z Pt e [δ_n] contribui com w Pt. No caso de o consumidor desejar mudar o hábito de transporte [α_n], por exemplo, e adotar o estilo de vida [α_{n+1} ; β_n ; γ_n ; δ_n], ele saberá o quanto essa mudança representará em ecopontos (Pt).

Considerando que o modelo da equação 1 foi gerado a partir de variáveis binárias, é permitido $X = 1$ para apenas quatro das variáveis (hábitos de transporte), enquanto as outras doze variáveis são iguais a zero. Isso ocorre porque uma combinação (estilo de vida composto por quatro hábitos de transporte) suporta apenas quatro hábitos de transporte simultaneamente, não sendo possível, por exemplo, $\delta 5$ ocorrer ao mesmo tempo que $\delta 4$. Após a regressão linear, seguiram-se as seguintes etapas para detectar o atendimento às hipóteses básicas dos MQO:

- a) Verificação da autocorrelação:
 - Teste de Durbin-Watson: detectar a existência de autocorrelação entre as variáveis regressoras. Exigência: $dL < d < (4 - dL)$; sendo d mais próximo possível de 2,00.
- b) Verificação da multicolinearidade:
 - Verificação do índice condicional (IC). Exigência: IC menor possível que 10.
 - Tolerância (TOL) e fator de inflação da variância (FIV). Exigências: TOL menor possível que 1,00; FIV menor possível que 10.
- c) Verificação da homocedasticidade:
 - Teste de Goldfeld-Quandt: detectar a presença de heterocedasticidade na amostra. Exigência: $\lambda (SQR_1/SQR_2) < F$ crítico, para 0,05 de significância.

Os resultados desses procedimentos estatísticos estão disponíveis no Apêndice C.

4.6 LIMITAÇÕES DO ESTUDO

Este estudo baseou-se em dados secundários para caracterizar um panorama com peculiaridades locais. Por mais completa que seja a base de dados (ecoinvent), a mesma baseia-se em características específicas de cada meio de transporte, como o local de fabricação, combustível utilizado, origem da energia elétrica para sua produção, etc. Cada um desses fatores pode provocar variações no impacto ambiental potencial do uso de meios de transporte. Eram conhecidos os modelos de bicicleta, carro, ônibus e avião existentes no local do estudo, mas suas especificações diferiam em determinados pontos dos modelos presentes na base de dados.

No entanto, há de se ressaltar que uma ACV de Estilo de Vida envolve muitas variáveis que poderiam ser consideradas para reduzir as incertezas e, conseqüentemente, aumentar a fidedignidade do simulado com o real. Porém, a construção de inventários de ciclo de vida de cada uma dessas variáveis – de acordo com as condições específicas do local – tornaria o estudo mais demorado e custoso, estando, então, fora das possibilidades momentâneas.

Além disso, segundo Helmers et al. (2017), há diferenças entre combustível utilizado em um país ou de outro, bem como a sua origem. Os autores também verificaram valores diferentes de impactos se considerado o uso do veículo em uma zona urbana (como para trajetos casa/trabalho e casa/outros locais) do impacto de uma zona mista (como para trajetos casa/férias e casa/negócios). Ainda sobre os combustíveis, o diesel utilizado nos ônibus no Brasil contém até 7% de biodiesel (PEREIRA et al., 2017). Porém, essa adição não foi considerada neste estudo porque um dos cenários adicionais foi realizado pelo uso de carro com motor de combustão interna e outro elétrico, além dos próprios hábitos variando o número de ocupantes do carro. Então, de certa forma, havia uma concorrência entre os tipos de carro utilizados, diferentemente do ônibus, pois o mesmo *dataset* foi utilizado para um ônibus que faz transporte de passageiros dentro de cidades e para aquele que faz transporte por longas distâncias.

Outro ponto foi a não observância dos meios de transporte trem e motocicleta. O uso de trem foi considerado em diversos estudos de ACV sobre mobilidade e impacto ambiental (CHESTER et al., 2010; SANER et al., 2013; ANDRADE; D'AGOSTO, 2016; CASTELLANI; SALA, 2017), mas por não estar disponível como meio de transporte de passageiros no local no qual os cenários foram estruturados (Lages, SC, Brasil), o mesmo não foi considerado. Já a motocicleta não foi considerada por ter sido utilizada apenas uma opção motorizada de transporte particular, no caso, um carro.

5 RESULTADOS

Os resultados da AICV são apresentados conforme o nível da categoria de análise (ponto médio, ponto final, Indicador único). Para cada combinação amostrada foi atribuído um numerador (1 a 20). Essas vinte combinações sempre estarão representadas graficamente no eixo horizontal (x). O Quadro 13 do Apêndice E contém um quadro-base das combinações amostradas, seus elementos componentes e simbologia adotada e foi elaborado para auxiliar no acompanhamento dos resultados e discussões a seguir.

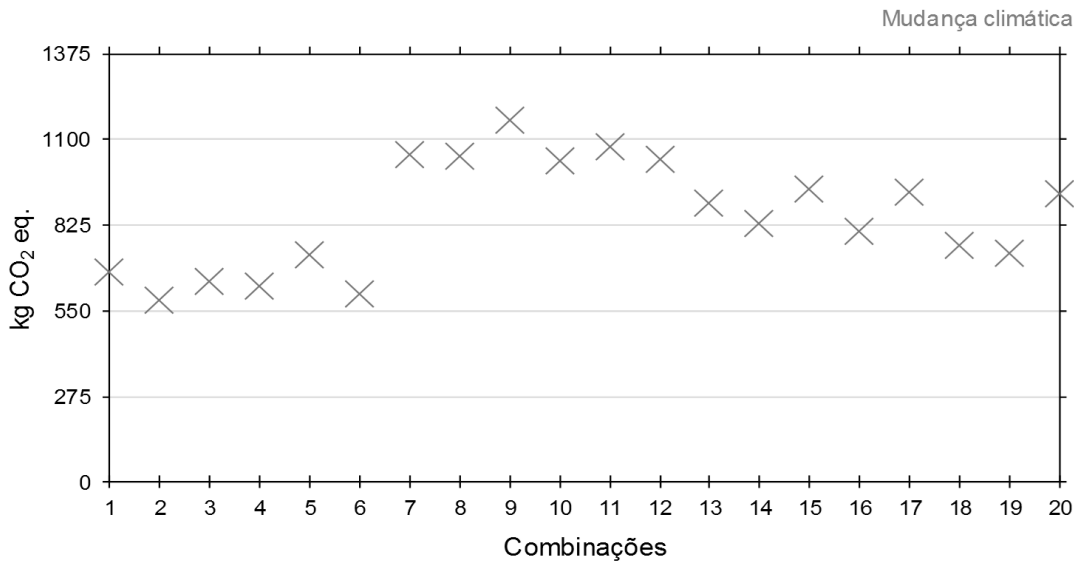
5.1 IMPACTO AMBIENTAL POTENCIAL EM PONTO MÉDIO

Esta subseção apresenta gráficos que representam o comportamento das variáveis (combinações) no cenário *Baseline*, conforme as seguintes categorias de impacto em ponto médio: Mudança climática (kg CO₂ eq.); Depleção fóssil (kg oil eq.); Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.); Formação de material particulado (kg PM₁₀ eq.); Acidificação terrestre (kg SO₂ eq.); Eutrofização em água doce (kg P eq.); Ocupação de solo agrícola (m²a); Formação de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC); e Depleção de metais (kg Fe eq.).

5.1.1 Mudança climática

Os estilos de vida em que o consumidor faz uso de carro particular individual, seja para ir ao trabalho, seja para ir a outros locais, foram aqueles com os maiores impactos ambientais potenciais, enquanto que o uso de transporte público ou bicicleta foram as opções que causaram os menores impactos. Mesmo considerando que aviões são utilizados para viagens de longa distância, do ponto de vista ambiental o seu uso deveria ser evitado. A Figura 6 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Mudança climática, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 6 – Impacto ambiental potencial (kg CO₂ eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Mudança climática – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

As combinações 7 a 12 apresentaram impactos potenciais superiores a 1.000 kg CO₂ eq., em um ano, no cenário *Baseline* (Figura 6). Essas seis combinações têm em comum a característica de o consumidor ir de casa ao trabalho utilizando um carro que transporta apenas o próprio usuário ($\alpha 3a$). A combinação 9 ($\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$) foi aquela com os maiores impactos potenciais, totalizando 1.163 kg CO₂ eq. anuais. Nessa combinação, o consumidor somente faz uso de carro, para todos os trajetos e as emissões a partir do uso do veículo significaram 628 kg CO₂ eq. (54%), a produção do automóvel 223 kg CO₂ eq. (20%) e do combustível 221 kg CO₂ eq. (19%).

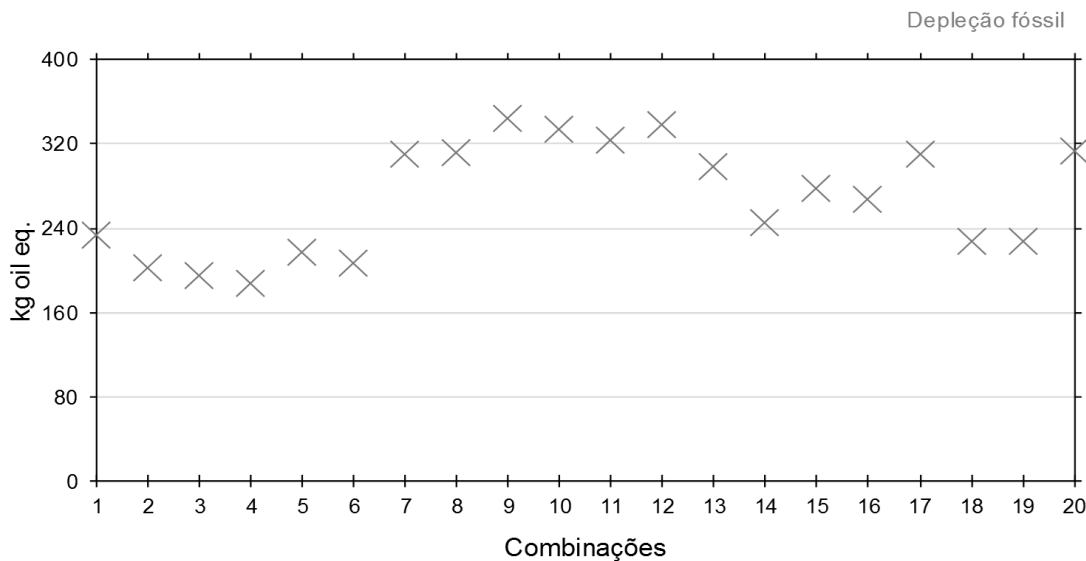
Utilizar bicicleta para ir a outros locais ($\beta 2$) na combinação 7 ($\alpha 3a$; $\beta 2$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$) reduziu o impacto potencial do consumidor em 110 kg CO₂ eq., comparado ao uso de carro individual para este mesmo trajeto na combinação 9. Nas combinações 4 a 6, os impactos potenciais foram inferiores a 750 kg CO₂ eq. devido ao uso de bicicleta para o local de trabalho ($\alpha 2$), o que correspondeu a 17 kg CO₂ eq. anuais (em média, 2,67% do impacto da combinação). Desse valor, 15 kg CO₂ eq. decorre da produção da bicicleta (88%).

As combinações 13 a 17 são constituídas com hábitos de casa ao trabalho de carro, transportando dois ocupantes ($\alpha 3b$), com impactos potenciais na faixa entre 750 e 1.000 kg CO₂ eq. Na combinação 15 ($\alpha 3b$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$), o consumidor compartilha o carro para ir trabalhar, o que representou a redução de 222 kg CO₂ eq. emitidos ante a combinação 9 (a mais impactante da amostra), em que o uso do carro é individual.

5.1.2 Depleção fóssil

Nesta categoria, o uso de carro particular individual foi o hábito de transporte que causou a maior elevação no impacto ambiental potencial do consumidor, assim como a opção pelo avião. A Figura 7 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Depleção fóssil, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 7 – Impacto ambiental potencial (kg oil eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Depleção fóssil – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nesta categoria, as combinações apresentaram comportamento semelhante ao observado em Mudança climática (Figura 6). Naquelas onde o consumidor vai ao trabalho em carro individual (combinações 7 a 12) os impactos potenciais foram maiores, sendo todos acima de 300 kg oil eq. A combinação 9 ($\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$) foi aquela com o maior impacto potencial, de 344 kg oil eq. ao ano, dois quais 248 kg oil eq. (72%) são resultantes da produção do combustível e 61 kg oil eq. (18%) da produção do carro. A ida a outros locais de carro ($\beta 3a$) ainda elevou em quase três vezes o impacto potencial em relação ao trajeto feito de ônibus ($\beta 4$).

A combinação 13 ($\alpha 3b$; $\beta 1$; $\gamma 4$; $\delta 5$), a combinação 17 ($\alpha 3b$; $\beta 4$; $\gamma 4$; $\delta 5$) e a combinação 20 ($\alpha 4$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 5$) também apresentaram necessidade de extração de combustível fóssil nessa faixa elevada, algo entre 299 e 313 kg oil eq. Isso se justifica pelo uso de avião para viagens de negócios ($\delta 5$) que, por si só, contribuiu com 216,1 kg oil eq. anuais, especialmente em decorrência da produção de querosene de aviação (214,9 kg oil eq.). Nesse sentido, viagens de férias em carro com três ocupantes ou ônibus reduziram o impacto potencial. A alocação do

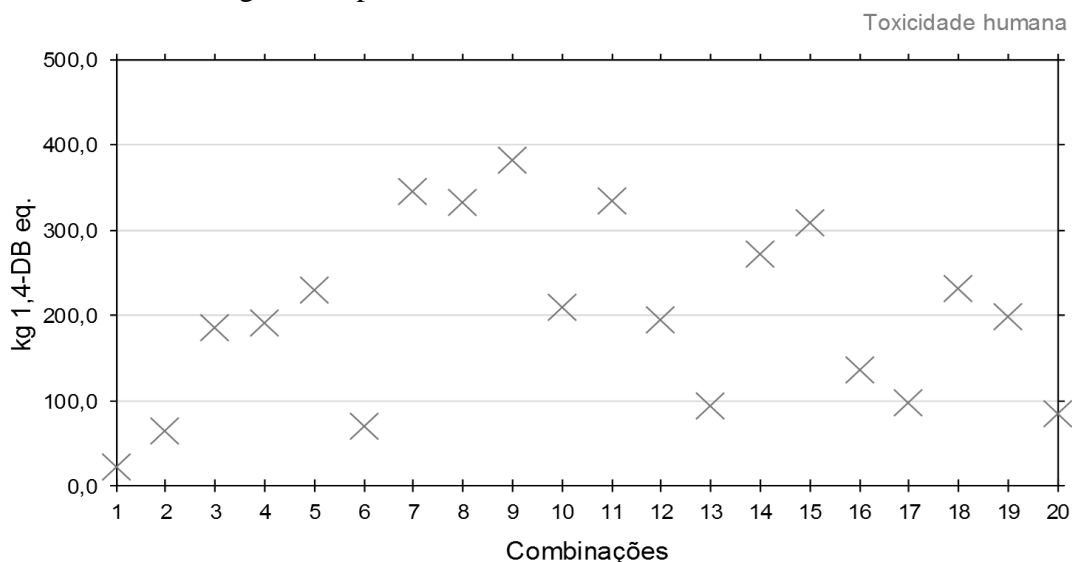
impacto para o consumidor que utiliza avião foi feita a partir de um modelo de avião com capacidade de transportar 65 passageiros.

Novamente, observou-se que o uso de bicicleta para ir ao trabalho ($\alpha 2$) ou o deslocamento a pé ($\alpha 1$) resultaram no menor impacto ambiental potencial, conforme combinações 1 a 6. O uso de ônibus e de carro com três ocupantes para casa/trabalho assemelharam-se em valor, mas em ambos reduzindo o valor do impacto potencial em relação a [$\alpha 3a$] e [$\alpha 3b$]. Isso indica que os hábitos de transporte relacionados às atividades cotidianas – que são os mais frequentes – têm maior influência sobre o impacto ambiental do consumidor, dadas as opções de deslocamento analisadas.

5.1.3 Toxicidade humana

O uso do carro foi o que mais contribuiu para o impacto em Toxicidade humana, independentemente do trajeto realizado ou do número de ocupantes. A Figura 8 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Toxicidade humana, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 8 – Impacto ambiental potencial (kg 1,4-DB eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Toxicidade humana – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Conforme a Figura 8, doze combinações apresentaram impactos potenciais na faixa entre 180 e 360 kg 1,4-DB eq., enquanto que a combinação 9 ($\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$) representou o maior impacto ambiental potencial, de 381,6 kg 1,4-DB eq. O impacto potencial da

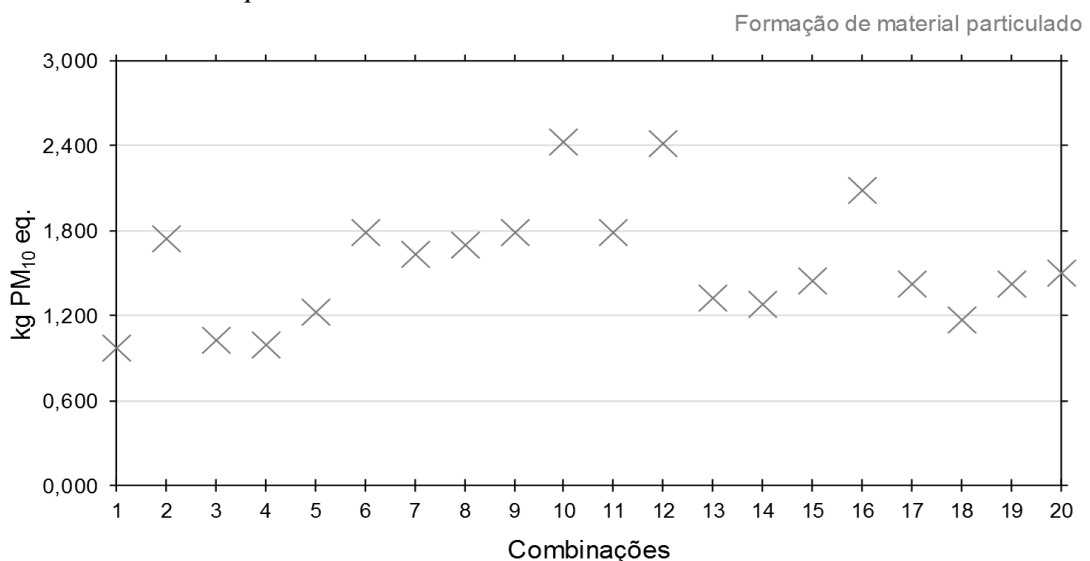
combinação 10 ($\alpha 3a$; $\beta 4$; $\gamma 3c$; $\delta 4$) (210,37 kg 1,4-DB eq.) foi 39% menor que o da combinação 7 (345,9 kg 1,4-DB eq.), principalmente porque a viagem a negócios foi realizada de ônibus ($\delta 4$), em vez de carro com três ocupantes ($\delta 3c$). Os impactos de [$\delta 4$] em Toxicidade humana são originados em 27,4% pela produção do diesel, 26,8% pela produção do ônibus, 18,6% pela construção da estrada e 9,5% pelas emissões do veículo.

O uso de avião contribuiu para a redução do impacto potencial nesta categoria, conforme resultados das combinações 13 e 17 (95,3 e 98,3 kg 1,4-DB eq., respectivamente). Nessas combinações, [$\delta 5$] contribuiu com 18,1 kg 1,4-DB eq., enquanto que hábitos [$\delta 4$] contribuíram com 44,0 kg 1,4-DB eq. e hábitos [$\delta 3c$] com 180,7 kg 1,4-DB eq. Nenhuma das sete combinações com os menores impactos potenciais é constituída por [$\delta 3c$]. Logo, os meios de transporte coletivo e o uso da bicicleta seriam as alternativas menos impactantes.

5.1.4 Formação de material particulado

A utilização de ônibus para longa distância foi o hábito de transporte que apresentou os maiores impactos ambientais potenciais nesta categoria, em todos os trajetos, juntamente com o carro individual. A Figura 9 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Formação de material particulado, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 9 – Impacto ambiental potencial (kg PM₁₀ eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Formação de material particulado – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

A combinação 10 ($\alpha3a$; $\beta4$; $\gamma3c$; $\delta4$) e a combinação 12 ($\alpha3a$; $\beta4$; $\gamma5$; $\delta4$) foram as com maior potencial de formação de material particulado, com 2,424 e 2,419 kg PM₁₀ eq., respectivamente. Em ambas, houve a utilização de ônibus para o consumidor deslocar-se para outros locais ($\beta4$), causando 0,107 kg PM₁₀ eq., como também – e principalmente – para viagem a negócios ($\delta4$), onde foram gerados 1,550 kg PM₁₀ eq. Os processos que mais contribuíram para os impactos desse hábito foram as emissões do ônibus (71%) e o diesel (13%).

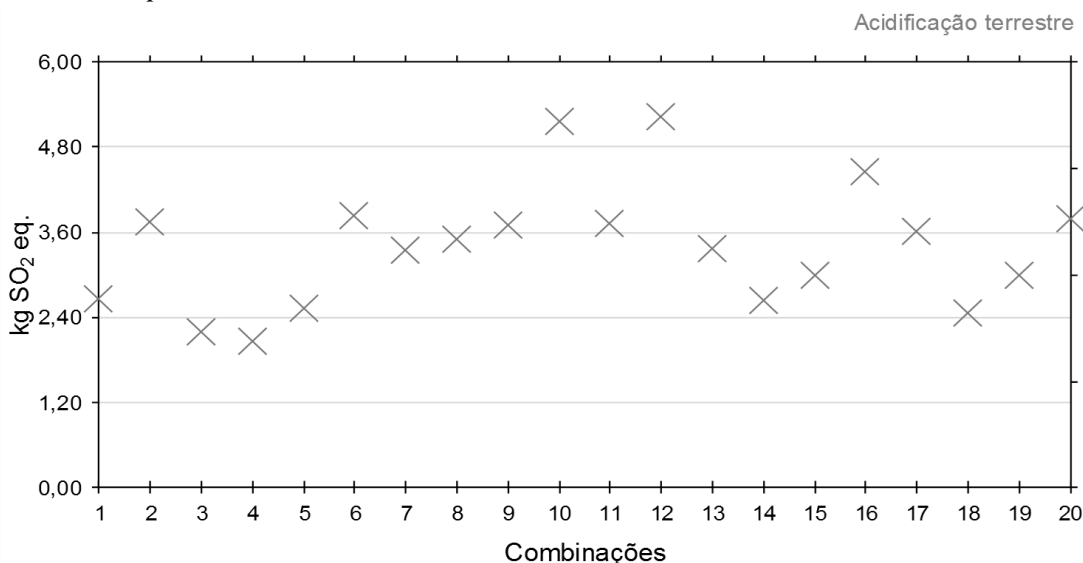
O hábito [$\delta4$] foi determinante para o valor do impacto potencial dessas combinações, pois mesmo uma combinação em que o consumidor se desloca ao trabalho de bicicleta ($\alpha2$), como na combinação 6 ($\alpha2$; $\beta4$; $\gamma3c$; $\delta4$), o potencial de formação de material particulado foi superior ao nível das combinações nas quais se vai ao trabalho de carro individual ($\alpha3a$).

O uso de carro compartilhado para a ida ao trabalho ($\alpha3b$ e $\alpha3c$) reduziu o impacto em relação ao uso de ônibus. A mesma afirmação é feita para o uso de bicicleta. De maneira geral, o uso de ônibus deveria ser evitado, considerando-se apenas a formação de material particulado, sendo preferível neste caso, inclusive, a opção por avião para trajetos longos.

5.1.5 Acidificação terrestre

A maioria das alternativas motorizadas causou elevados impactos quando adotadas pelo consumidor. A Figura 10 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Acidificação terrestre, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 10 – Impacto ambiental potencial (kg SO₂ eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Acidificação terrestre – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Conforme a Figura 10, a combinação 10 ($\alpha 3a$; $\beta 4$; $\gamma 3c$; $\delta 4$) e a combinação 12 ($\alpha 3a$; $\beta 4$; $\gamma 5$; $\delta 4$) foram os estilos de transporte mais potencialmente impactantes nesta categoria (5,17 e 5,22 kg SO₂ eq., respectivamente). Em ambas, o consumidor usa ônibus para viagem a negócios ($\delta 4$), representando cerca de 65% do impacto total dessas combinações. As maiores contribuições foram das emissões do ônibus, produção do biocombustível e do óleo diesel.

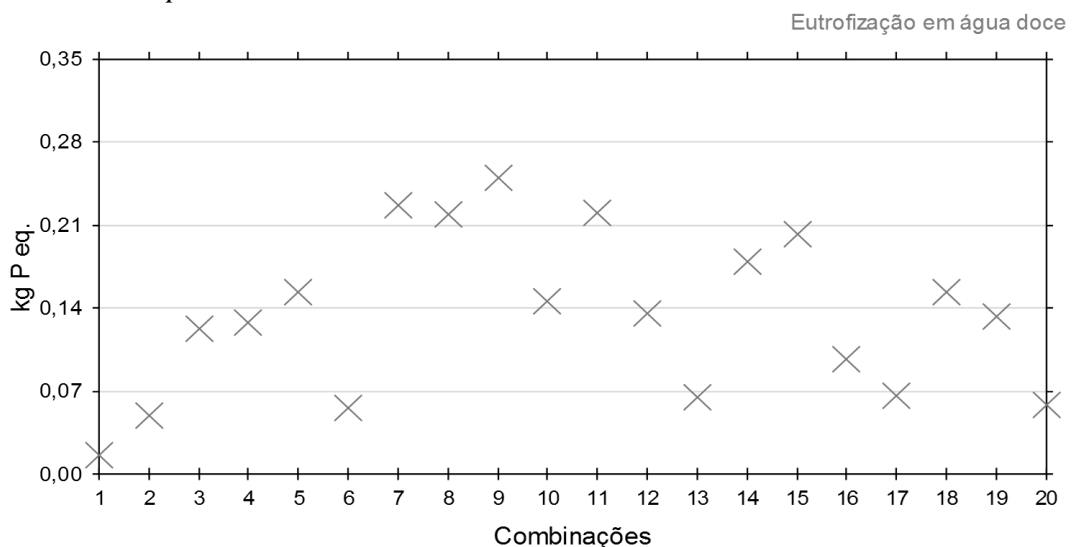
Comparando viajar ao trabalho sozinho de carro ($\alpha 3a$) ou dar carona a alguém ($\alpha 3b$) (combinação 10 vs. combinação 16), a diminuição foi de 0,71 kg SO₂ eq. potencialmente emitidos. As combinações com os menores impactos potenciais foram: combinação 4 ($\alpha 2$; $\beta 2$; $\gamma 5$; $\delta 3c$) e 3 ($\alpha 1$; $\beta 4$; $\gamma 5$; $\delta 3c$), nas quais o consumidor viaja a negócios de carro, dando carona para mais duas pessoas ($\delta 3c$).

Os hábitos [$\alpha 3c$] mais contribuíram na redução do impacto potencial, embora a maior redução seja quando foi utilizada uma bicicleta. De maneira geral, seriam boas opções para o consumidor compartilhar o carro com três ou até mais pessoas para viagens de longa distância e usar bicicleta para viagem mais curtas.

5.1.6 Eutrofização em água doce

Os resultados desta categoria indicam que qualquer que seja o meio de transporte utilizado, ele seria menos impactante que o uso de carro, mesmo que compartilhado. A Figura 11 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Eutrofização em água doce, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 11 – Impacto ambiental potencial (kg P eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Eutrofização em água doce – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

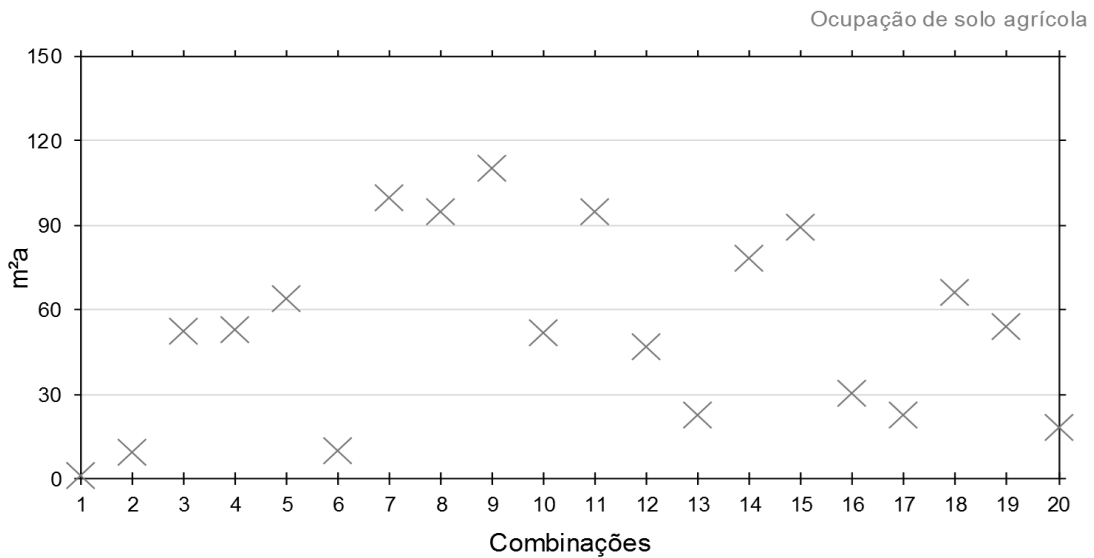
O uso do carro compartilhado para ir ao trabalho ($\alpha3b$ ou $\alpha3c$) não foi determinante para o maior ou menor impacto potencial nesta categoria. Isso porque a combinação 13 ($\alpha3b$; $\beta1$; $\gamma4$; $\delta5$) e a combinação 17 ($\alpha3b$; $\beta4$; $\gamma4$; $\delta5$) estiveram entre as seis menos impactantes (0,064 e 0,066 kg P eq., respectivamente), enquanto que o consumidor que pratica a combinação 18 ($\alpha3c$; $\beta2$; $\gamma5$; $\delta3c$) apresentou impacto potencial de 0,153 kg P eq. A contradição está na tese de que o maior número de passageiros transportados em [alfa] resultaria em menor impacto potencial). Isso indica que foi a prática de [$\delta3c$] que contribuiu para a diferença de quase 0,090 kg P eq. a mais, pois [$\delta4$] também reduziu o impacto das combinações.

Quando se utilizou a bicicleta ou foi-se a pé ao trabalho, mas não se adotou [$\delta3c$], o impacto potencial da combinação foi baixo. Quando se utilizou [$\delta3c$], essa situação se inverteu, como nos casos da combinação 6 vs. combinação 4). Isso ocorreu porque [$\delta3c$] contribuiu com 0,118 kg P. eq., contra 0,035 kg P. eq. de [$\delta4$] e 0,013 kg P. eq. de [$\delta5$]. Contribuíram para esse elevado impacto potencial de [$\delta3c$] o biocombustível (80%) e as emissões exaustivas (3%) e não exaustivas (0,02%). Esse valor explica porque todas as combinações nas quais casa/negócios foi realizado de avião estão entre as seis menos impactantes.

5.1.7 Ocupação de solo agrícola

Os resultados em Ocupação de solo agrícola apresentaram comportamento semelhante ao observado na categoria Eutrofização em água doce. O uso de carro, seja individual ou compartilhado, contribuiu para a elevação do impacto potencial, ao tempo em que o uso de ônibus ou avião determinou a redução do impacto. A Figura 12 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Ocupação de solo agrícola, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 12 – Impacto ambiental potencial (m^2a) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Ocupação de solo agrícola – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

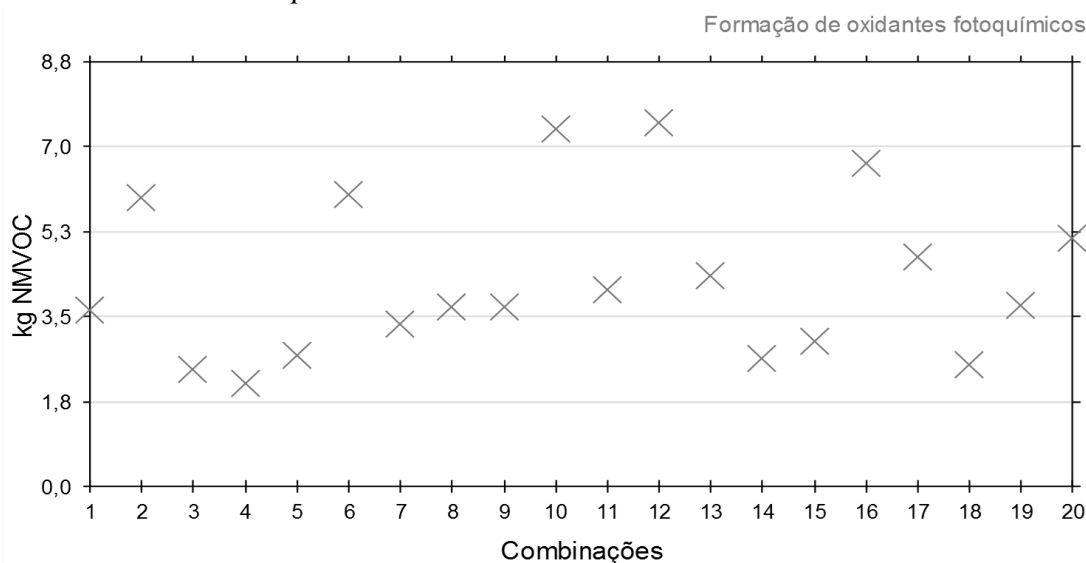
O potencial de quantidade de solo agrícola ocupado variou consideravelmente entre as combinações amostradas (Figura 12). As combinações nas quais se faz uso de carro para ir ao trabalho, independentemente do número de ocupantes (combinações 7 a 18), apresentaram impacto potencial na ordem de 22,6 a 110,3 m^2a , sendo preponderante a utilização do carro para elevar o potencial de impacto ($\alpha3a$: 42,2 m^2a ; $\alpha3b$: 21,1 m^2a ; $\alpha3c$: 14,1 m^2a). Mais contribuíram para o impacto do uso de automóvel nesta categoria a produção do biocombustível (88%) e do automóvel (9%).

Como comparação ao carro, a contribuição das outras formas de transporte (bicicleta e ônibus) em [alfa] foi 0,5 m^2a para [a2] e 1,2 m^2a para [a4]. Em contrapartida, o [d5] contribuiu com apenas 1,1 m^2a para o impacto potencial observado nas combinações com esse hábito de transporte, resultando em uma redução elevada no impacto potencial.

5.1.8 Formação de oxidantes fotoquímicos

Os estilos de vida em que se faz uso de ônibus mostraram-se os mais impactantes nesta categoria, enquanto que carro compartilhado e a bicicleta foram as opções com os menores impactos. A Figura 13 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Formação de oxidantes fotoquímicos, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 13 – Impacto ambiental potencial (kg NMVOC) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Formação de oxidantes fotoquímicos – *Baseline* – *ReCiPe midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Combinações nas quais o consumidor viaja a negócios de ônibus ($\delta 4$) foram aquelas com os maiores impactos potenciais sobre a formação de NMVOC (compostos orgânicos voláteis não metanos⁶). O hábito [$\delta 4$], por si só, contribuiu com 5,41 kg de NMVOC (72 – 91% do impacto das combinações que o apresentam). Não obstante, todos os trajetos realizados de ônibus foram mais impactantes que as outras alternativas de transporte consideradas. As emissões de uso contribuíram com 85% do impacto de [$\delta 4$] e o diesel com outros 8%.

A combinação 10 ($\alpha 3a$; $\beta 4$; $\gamma 3c$; $\delta 4$) apresentou potencial de formação de 0,12 kg NMVOC a menos que a combinação 12 ($\alpha 3a$; $\beta 4$; $\gamma 5$; $\delta 4$), devido ao uso de carro com três ocupantes para viagem de férias ($\gamma 3c$), em vez de avião ($\gamma 5$). Já em comparação à combinação 16 ($\alpha 3b$; $\beta 4$; $\gamma 3c$; $\delta 4$), a combinação 10 potencialmente formou 0,70 kg NMVOC a mais, devido ao uso de carro individual ($\alpha 3a$). Por sua vez, o uso de bicicleta resultou na redução do impacto potencial, em relação aos demais meios de transporte.

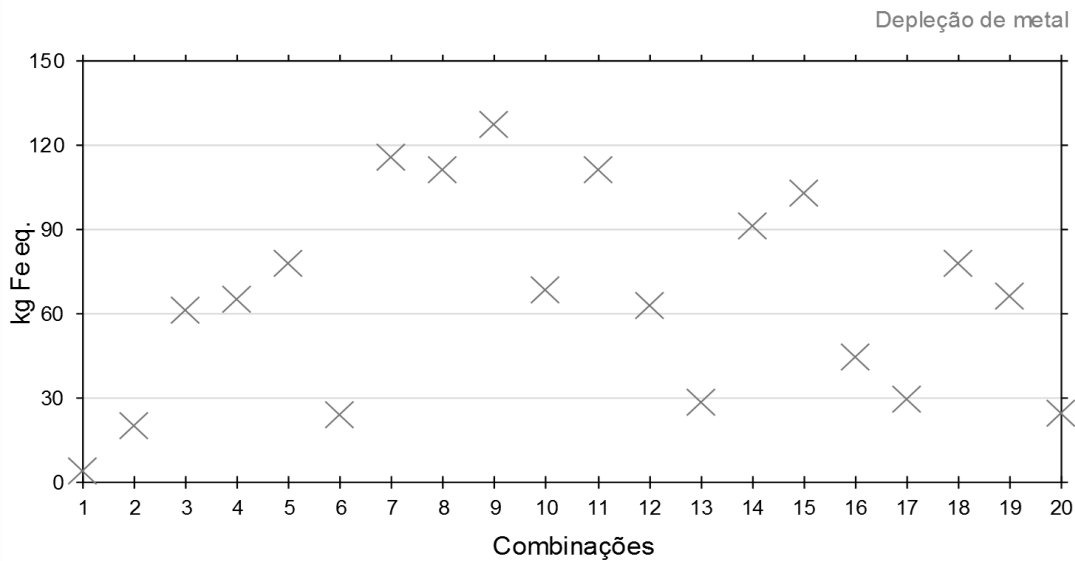
O uso de avião para viagem à negócios ($\delta 5$) foi responsável por um aumento substancial do impacto potencial dessas combinações em relação ao uso de carro (3,12 vs. 1,75 kg NMVOC). Para o hábito [$\delta 5$], as principais contribuições vieram das emissões decorrentes do uso (81%) e do querosene (18%).

⁶ Compostos orgânicos voláteis não metanos são todos os compostos orgânicos voláteis, exceto o metano. Todos são voláteis de modo tal que existem em forma de vapor na atmosfera.

5.1.9 Depleção de metal

Nesta categoria, os estilos de vida nos quais se faz uso de carro foram os que mais tiveram o impacto aumentado, comparando com combinações com outras alternativas de transporte. A Figura 14 apresenta o valor de impacto ambiental potencial obtido na AICV das vinte combinações na categoria Depleção de metal, através do método ReCiPe *midpoint*.

Figura 14 – Impacto ambiental potencial (kg Fe eq.) dos estilos de transporte (combinações) sobre a categoria em ponto médio Depleção de metal – *Baseline* – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

O impacto potencial foi maior nas combinações com uso de carro individual para o consumidor ir ao local de trabalho ($\alpha 3a$) e uso do carro com três ocupantes para viagem à negócios ($\delta 3c$). Os impactos potenciais dessas combinações variaram de 111,0 a 127,1 kg Fe eq. com contribuições de 7% vindas da produção do combustível e 88% da produção do carro.

As combinações com os menores impactos potenciais foram a combinação 1 ($\alpha 1$; $\beta 1$; $\gamma 4$; $\delta 5$) e a combinação 2 ($\alpha 1$; $\beta 4$; $\gamma 3c$; $\delta 4$), com 4,1 e 20 kg Fe eq., respectivamente. Nessas duas, vai-se ao trabalho a pé ($\alpha 1$) e não se viaja a negócios de carro. Destaca-se também o impacto situado na faixa inferior das combinações com o uso de veículos de transporte coletivo, seja ônibus ou avião.

5.1.10 Cenários adicionais

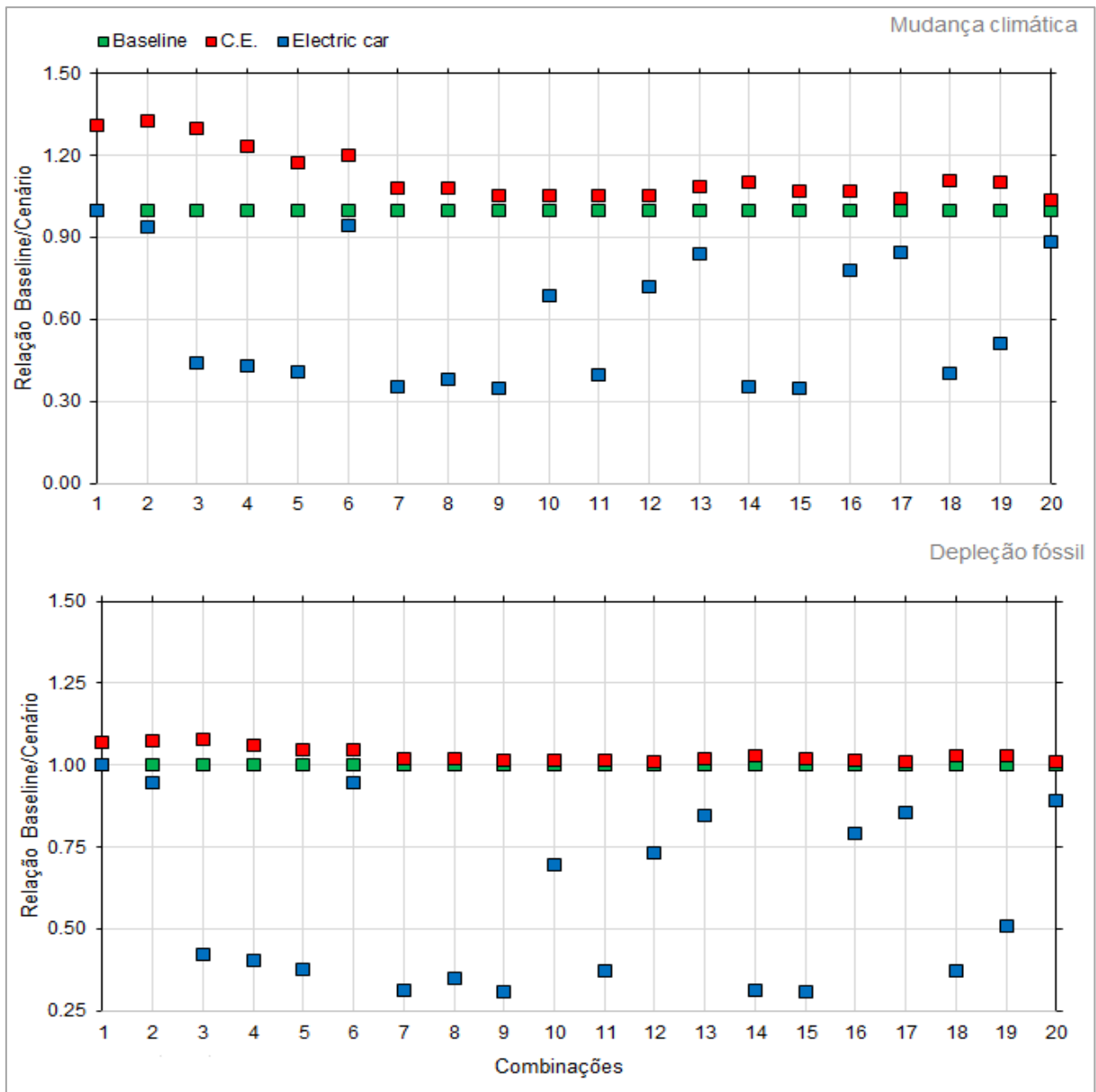
Como apresentado na subsecção 0, dois cenários adicionais foram construídos sobre o cenário *Baseline*. O primeiro foi para verificar os efeitos da adição do gasto energético humano nas atividades de locomoção e o segundo foi para verificar o impacto potencial do uso de carro elétrico ao invés de carro com motor de combustão interna. Esta subsecção apresenta dados da variação relativa de uma combinação em comparação a ela mesma no cenário *Baseline*, ou seja, ela *não* indica qual combinação é mais ou é menos potencialmente impactante.

Em linhas gerais, verificou-se no cenário adicional G.E. que o gasto energético afeta, principalmente, hábitos de transporte não motorizados (a pé e bicicleta), em especial nas categorias: Formação de material particulado; Acidificação terrestre; Eutrofização em água doce; e Ocupação de solo agrícola. As variações foram mais elevadas nessas categorias, justamente porque estão mais relacionadas a atividades de produção de alimentos.

O uso de carro elétrico proporcionou variações mais significativas no sentido de redução do impacto das categorias: Mudança climática; Formação de material particulado; Depleção fóssil; Acidificação terrestre. Em contrapartida, a variação foi de elevação do impacto nas categorias: Toxicidade humana, Eutrofização em água doce; Depleção de metal. Em função dessa variabilidade entre categorias em que o uso de carro elétrico seria benéfico ou adverso ao meio ambiente, a avaliação do impacto sobre as áreas de proteção também foi realizada.

Estilos de vida que contemplaram hábitos de andar a pé foram os que tiveram variação significativa para G.E. Já para Carro elétrico, houve maior variação no sentido de redução do impacto nas combinações com [δ3c], conforme a Figura 15, que apresenta a relação do impacto ambiental potencial no cenário *Baseline* em relação a G.E. e Carro elétrico, nas categorias de impacto Mudança climática e Depleção fóssil.

Figura 15 – Relação *Baseline*/Cenário das categorias de impacto Mudança climática e Depleção fóssil para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

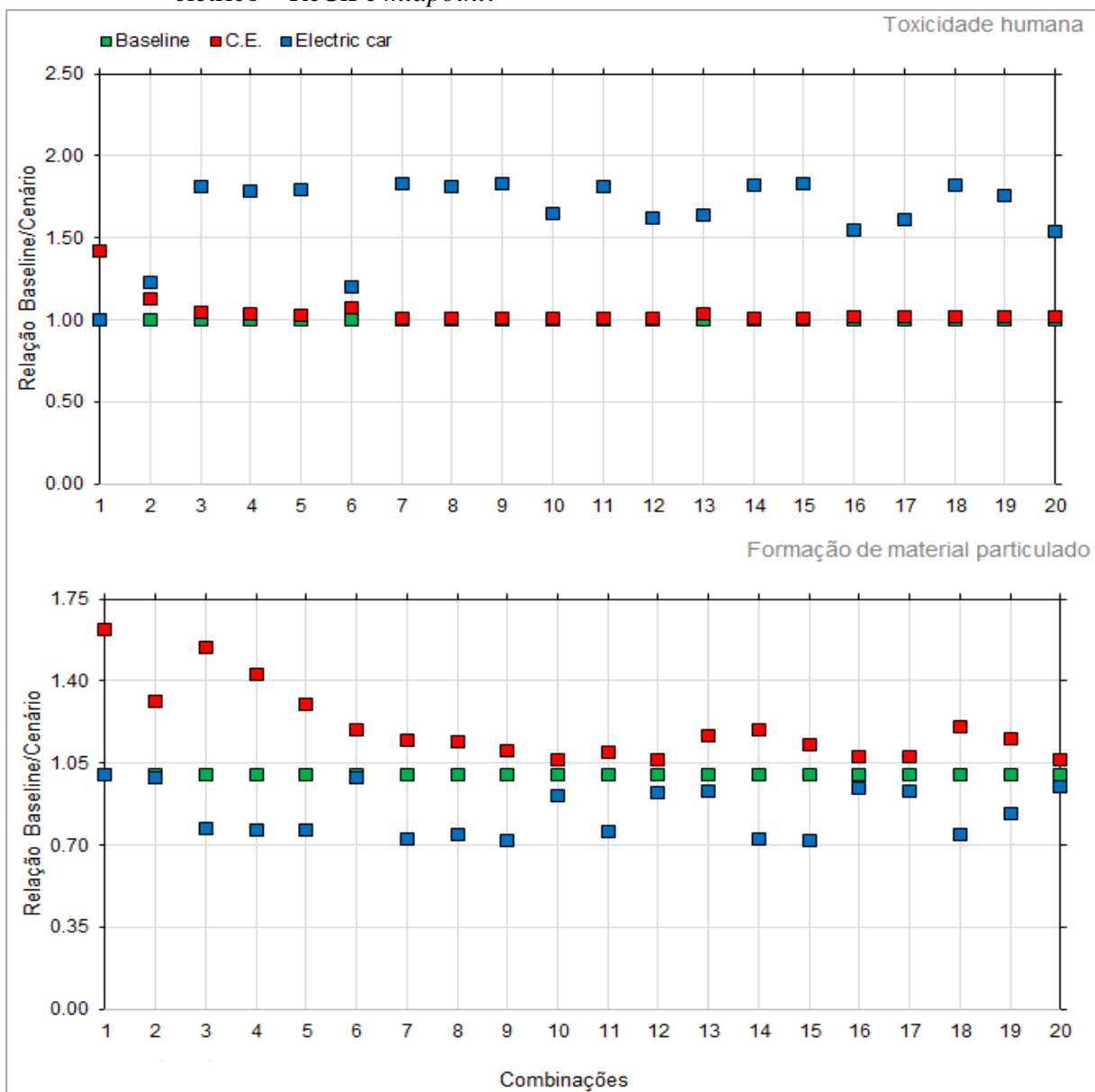
Os valores de impacto ambiental potencial nas categorias apresentadas na Figura 15 não sofreram alterações significativas no cenário adicional G.E. Na categoria Mudança climática, verifica-se uma variação superior a 25% no G.E. apenas na combinação 1 (α_1 ; β_1 ; γ_4 ; δ_5), combinação 2 (α_1 ; β_4 ; γ_3c ; δ_4) e combinação 3 (α_1 ; β_4 ; γ_5 ; δ_3c), em que o consumidor realiza casa/trabalho a pé (α_1). Em Depleção fóssil, nenhuma combinação variou mais de 8% no G.E.

Em relação ao uso de carro elétrico, treze combinações apresentaram variação superior a 25% em relação ao *Baseline* em Mudança climática. Observou-se a redução de até 75% no

impacto potencial nas combinações 15 ($\alpha3b$; $\beta3a$; $\gamma3c$; $\delta3c$) e 9 ($\alpha3a$; $\beta3a$; $\gamma3c$; $\delta3c$). Em Depleção fóssil, a redução foi de até 69% no impacto potencial dessas duas combinações.

A Figura 16 apresenta a relação do impacto potencial no cenário *Baseline* em relação aos dois cenários adicionais nas categorias de impacto Toxicidade humana e Formação de material particulado. Não houve variação significativa na amostragem para G.E., mas houve elevada alteração para Carro elétrico em Toxicidade Humana. Em Formação de material particulado, houve variação significativa em G.E. nas combinações em que casa/trabalho foi feito a pé ou de bicicleta e, para Carro elétrico, quando a viagem a negócios foi feita de carro.

Figura 16 – Relação *Baseline*/Cenário das categorias de impacto Toxicidade humana e Formação de material particulado para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe *midpoint*.



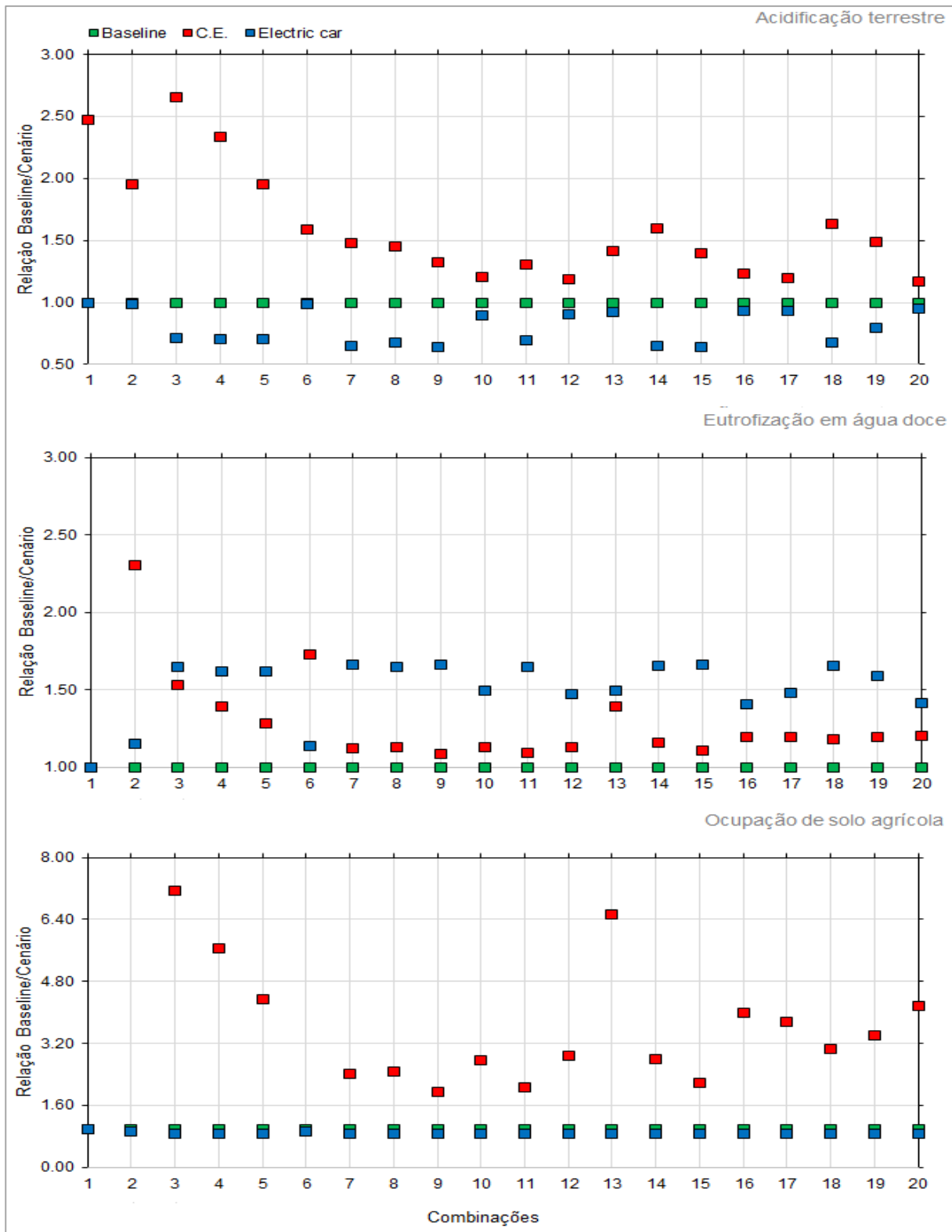
Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Praticamente não houve variação em G.E. sobre o *Baseline* na categoria Toxicidade humana (Figura 16). A maior variação foi de 42% da combinação 1 ($\alpha 1$; $\beta 1$; $\gamma 4$; $\delta 5$). Em Formação de material particulado, a variação de G.E. foi maior que 25% nas combinações 1 a 5, onde o hábito de casa ao trabalho a pé ($\alpha 1$) ou de bicicleta ($\alpha 2$).

A utilização de carro elétrico apresentou aumento significativo no impacto potencial nas duas categorias da Figura 16, em especial em Toxicidade humana, onde o impacto potencial foi de 54% a 83% maior do que *Baseline* em dezessete, das vinte combinações. Em Formação de material particulado, o impacto potencial foi menor que 75% o valor de *Baseline* apenas em combinações em que a viagem a negócios foi feita de carro ($\delta 3c$). A redução nas seis combinações com essa característica foi entre 25% e 28%.

A Figura 17 apresenta a relação do impacto potencial no cenário *Baseline* em relação ao gasto energético e o uso do carro elétrico, nas categorias de impacto Acidificação terrestre, Eutrofização em água doce e Ocupação de solo agrícola, as quais foram consideradas, principalmente, em função do cenário adicional que envolve a produção de alimentos e o gasto energético. Houve variação significativa para G.E. para combinações com hábitos a pé, em Eutrofização em água doce e Acidificação terrestre, além de ser significativa a variação em todas as combinações em Ocupação de solo agrícola. Quando para Carro elétrico, houve variação significativa na grande maioria das combinações em Eutrofização em água doce e em metade dos estilos de vida em Acidificação terrestre.

Figura 17 – Relação *Baseline*/Cenário das categorias de impacto Acidificação terrestre, Eutrofização em água doce e Ocupação de solo agrícola para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

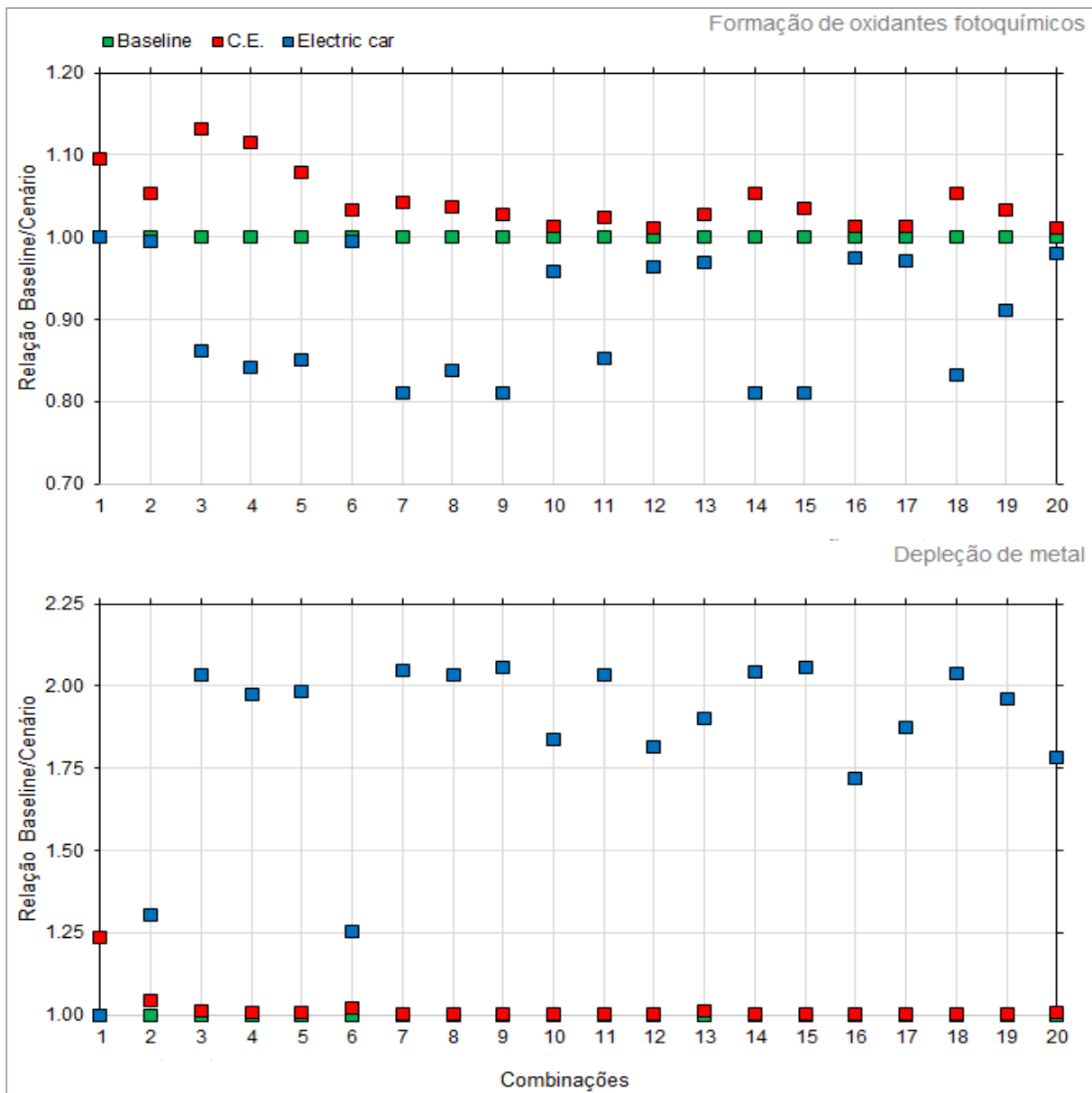
O ponto #1 do cenário G.E. em Eutrofização em água doce não é apresentado na Figura 16 porque é um *outlier*. O seu valor foi 5,41x sobre o *Baseline*. O mesmo valeu para os pontos #1, #2 e #6 em Ocupação de solo agrícola, com valores 231,65x; 33,81x; 20,80x sobre o *Baseline*, respectivamente.

As combinações 10, 12 e 16 – as três, combinações em que o consumidor viaja a negócios de ônibus ($\delta 4$) – (Figura 17) figuram entre as cinco que não tiveram seu impacto potencial variado em mais de 25% em Acidificação terrestre para G.E. Já em Eutrofização em água doce, apenas as combinações que contêm hábitos $[\alpha 1]$ e $[\beta 1]$ apresentaram variação significativa. O destaque desse grupo de três categorias analisadas está em Ocupação de solo agrícola. Todas as vinte combinações apresentaram variação significativa, com fatores de relação *Baseline*/G.E. entre 1,96 (combinação 9; sem hábitos $\alpha 1$ ou $\alpha 2$) e 231,65 (combinação 1; com hábitos $\alpha 1$ e $\beta 1$).

O impacto potencial pela utilização do carro elétrico não variou significativamente na categoria Ocupação de solo agrícola. Em Acidificação terrestre, dez combinações reduziram entre 28% e 36% o impacto em relação ao *Baseline*. No entanto, na categoria Eutrofização em água doce, apenas as combinações #1, #2 e #6 não tiveram variação de elevação do impacto maior que 25% o valor de *Baseline*.

A Figura 18 apresenta a relação do impacto potencial no cenário *Baseline* em relação ao gasto energético e o uso do carro elétrico, nas categorias Formação de oxidantes fotoquímicos e Depleção de metais, consideradas devido ao cenário adicional com o uso de carro elétrico.

Figura 18 – Relação *Baseline*/Cenário das categorias de impacto Formação de oxidantes fotoquímicos e Depleção de metal para os cenários com Gasto energético e Carro elétrico – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Conforme a Figura 18, não houve variação superior a 25% no impacto ambiental potencial, tanto de G.E., quanto de Carro elétrico em Formação de oxidantes fotoquímicos. Na categoria Depleção de metal, houve variação de 24% na combinação 1 ($\alpha 1$; $\beta 1$; $\gamma 4$; $\delta 5$), enquanto nas demais não foi superior a 4% no cenário G.E.

Com relação a Carro elétrico, todas as combinações apresentaram variação significativa (entre 31% e 106%), exceto a combinação 1, pois nessa não se utiliza carro para qualquer destinação. Esse resultado elevado na variação dos cenários adicionais é justificado pela demanda de metais para utilização nas baterias desses veículos.

5.2 DANO POTENCIAL SOBRE AS ÁREAS DE PROTEÇÃO

Esta subseção apresenta três gráficos que representam o comportamento das variáveis (combinações) conforme as categorias de impacto em ponto final: Saúde humana, Ecossistemas, Recursos naturais. Apesar de somente nove categorias em ponto médio terem sido analisadas na subseção 0, todas as dezoito categorias em ponto médio que constituem método ReCiPe *endpoint* foram mantidas para a AICV das combinações.

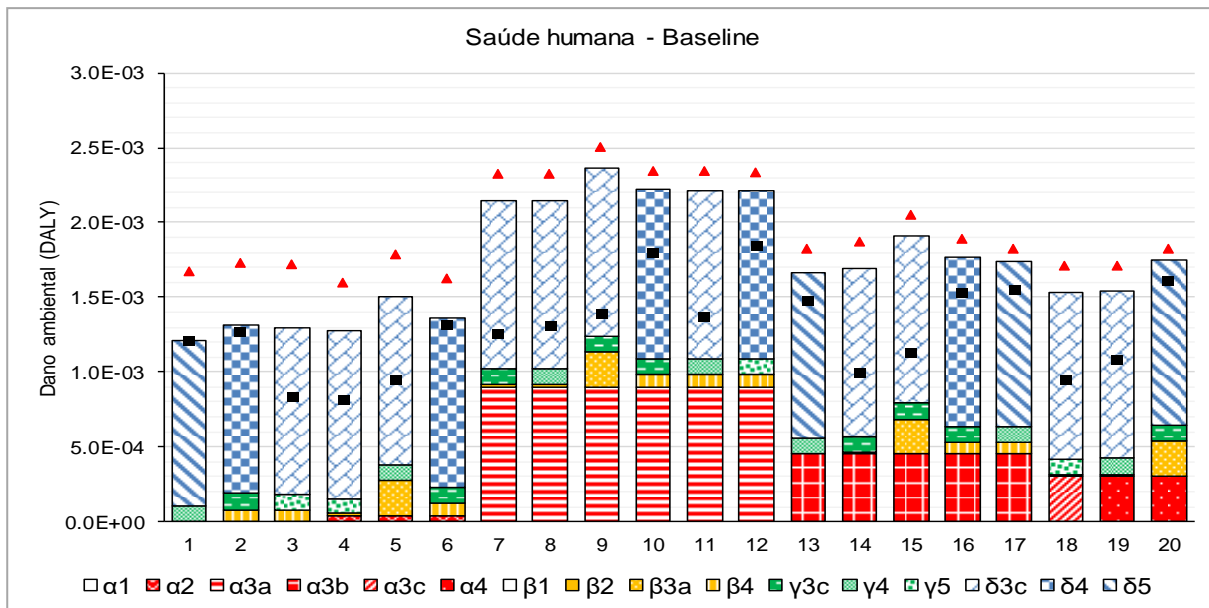
O uso de carro individual foi o que mais contribuiu para a elevação do impacto sobre as três áreas de proteção (AoP). O uso de ônibus impactou mais em viagens de longa distância em Saúde humana; o avião impactou mais Recursos naturais; e o carro com três pessoas impactou mais Ecossistemas. As opções de locomoção não motorizadas (a pé ou bicicleta) contribuíram para que os estilos de vida de transporte que as continham fossem menos impactantes.

5.2.1 Saúde humana

A Figura 19 contém os resultados de impacto potencial de cada combinação sobre a categoria em ponto final Saúde humana, medidos em DALY⁷. Essa figura traz também a contribuição individual de cada hábito (meio de transporte + trajeto + repetição) sobre o impacto potencial total anual das combinações.

⁷ DALY: sigla de “Disability-Adjusted Life Years” Refere-se aos anos de vida perdidos ou prejudicados (desabilitados) de um indivíduo devido à interação com agentes prejudiciais. Deriva de dados estatísticos de saúde da população (HOFSTETTER; HAMMITT, 2002).

Figura 19 – Dano potencial (DALY) dos estilos de transporte na categoria em ponto final Saúde humana – ReCiPe *endpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Notas:

- Dano ambiental (DALY) da combinação no cenário com CARRO ELÉTRICO; ▲ Dano ambiental (DALY) da combinação no cenário com GASTO ENERGÉTICO;
- Blocos em vermelho: casa – TRABALHO; ■ Blocos em laranja: casa – OUTROS LOCAIS; ■ Blocos em verde: casa – FÉRIAS; ■ Blocos em azul: casa – NEGÓCIOS;
- * Blocos [α1] e [β1] são vazios por o trajeto ser realizado a pé, sem *inputs* de inventário.

As combinações responsáveis pelos maiores impactos ambientais potenciais foram aquelas em que o consumidor vai ao trabalho utilizando carro individual (α3a) (combinações 7 a 12), com impacto variando entre 2,142 e 2,363E-03 DALY (Figura 19). Essas combinações também foram as que mais contribuíram com o impacto sobre Mudança climática (Figura 6) e Toxicidade humana (Figura 8).

Também compõem a categoria Saúde Humana as categorias em ponto médio Formação de material particulado e Formação de oxidantes fotoquímicos. Em ambas, o uso de ônibus mostrou-se como um hábito com alto impacto ambiental potencial, especialmente na combinação 10 (α3a; β4; γ3c; δ4) e combinação 12 (α3a; β4; γ5; δ4) (Figura 9). Dentre as combinações em que o consumidor não utiliza um veículo motorizado para ir ao trabalho (combinações 1 a 6) os impactos variaram entre 1,213 e 1,503E-03 DALY.

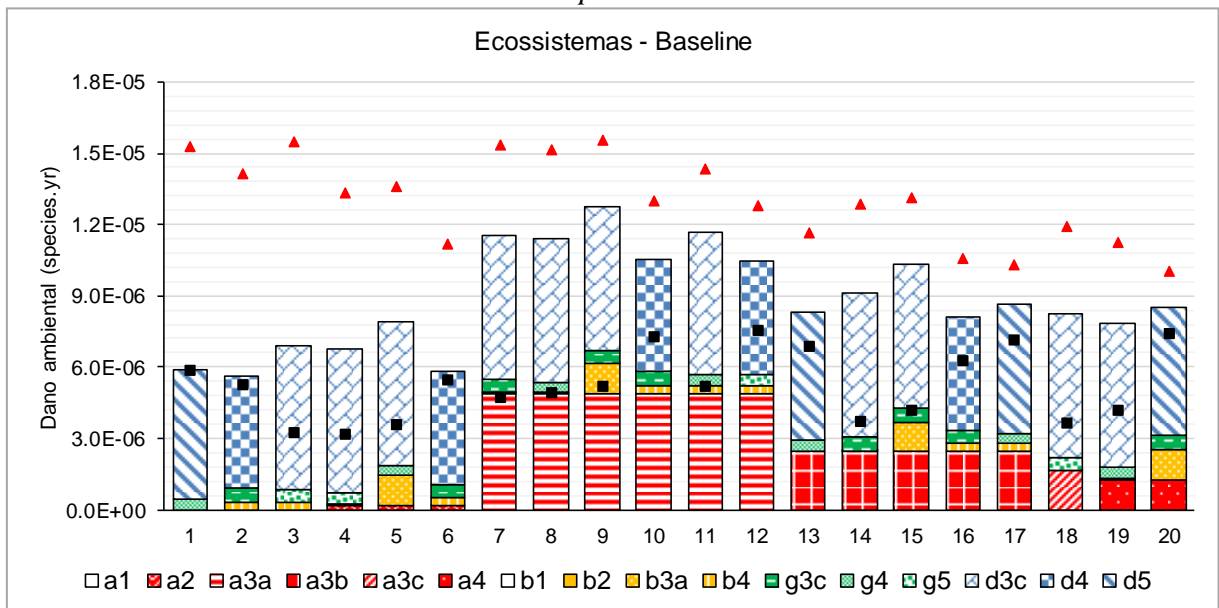
Na combinação 4 (α2; β2; γ5; δ3c), o consumidor faz uso da bicicleta o máximo possível (casa/trabalho e casa/outros locais). Isso o qualificou como o segundo menos impactante em *Baseline*, mesmo que utilize avião para viagem de férias. A diferença entre a combinação mais e menos potencialmente impactante – combinação 9 e combinação 1, respectivamente – foi de 49%, em *Baseline*.

Houve elevado incremento no impacto potencial das combinações 1 a 6, todas aquelas em que se utiliza bicicleta ou se vai ao trabalho a pé, aumentando o impacto entre 19 e 38%. Em *Baseline*, a combinação 1 ($\alpha 1$; $\beta 1$; $\gamma 4$; $\delta 5$), por exemplo, foi a menos impactante e o mesmo se observou no cenário adicional com carro elétrico. Porém, ao considerar a adição de gasto energético, a combinação 1 tem seu impacto ambiental potencial aumentado em 38%. De maneira geral, os hábitos relacionados à viagem de negócios foram aqueles que mais contribuíram com o valor de impacto ambiental potencial de todas as combinações.

5.2.2 Ecossistemas

A Figura 20 contém os resultados de impacto potencial de cada combinação sobre a categoria Ecossistemas, medidos em *species.yr*⁸. Essa figura traz também a contribuição individual de cada hábito sobre o impacto potencial total das combinações.

Figura 20 – Dano potencial (*species.yr*) dos estilos de transporte sobre a categoria em ponto final Ecossistemas – ReCiPe *endpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Notas:

- Dano ambiental (*species.yr*) da combinação no cenário com CARRO ELÉTRICO; ▲ Dano ambiental (*species.yr*) da combinação no cenário com GASTO ENERGÉTICO;
- Blocos em vermelho: casa – TRABALHO; ■ Blocos em laranja: casa – OUTROS LOCAIS; ■ Blocos em verde: casa – FÉRIAS; ■ Blocos em azul: casa – NEGÓCIOS;
- * Blocos $[\alpha 1]$ e $[\beta 1]$ são vazios por o trajeto ser realizado a pé, sem *inputs* de inventário.

⁸ *species.yr*: referente à fração de perda de espécies durante um ano devido a alterações em seu habitat, seja por temperatura, área endêmica, exposição a poluentes, entre outros (GOEDKOOP et al., 2009).

A utilização de carro pelo consumidor, independentemente da combinação adotada, elevou o impacto potencial, principalmente no hábito de viajar a negócios de carro ($\delta 3c$) (Figura 20). O uso de avião também acarretou na elevação do impacto potencial individual. As combinações 7 a 12 apresentaram os maiores impactos potenciais em Ecossistemas, com impacto entre 1,044 e 1,276E-05 species.yr. Essas combinações foram as mesmas que tiveram os maiores impactos em Saúde humana.

A combinação 9 ($\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$) apresentou o maior impacto potencial em Ecossistemas, alcançando 1,276E-05 species.yr, enquanto que a combinação 2 ($\alpha 1$; $\beta 4$; $\gamma 3c$; $\delta 4$) apresentou os menores impactos (5,645E-06 species.yr). Numa comparação direta, a combinação 2 foi 56% impactante que a combinação 9, em *Baseline*.

A diferença entre a combinação 15 e a combinação 14 residiu no fato de o trajeto casa/outros locais ser feito de carro com um ocupante na primeira e de bicicleta na segunda. Esse trajeto é de apenas 1,6 km (ida + volta) cada vez que é praticado. ao optar por fazê-lo de bicicleta, o consumidor reduziu em 12% seu impacto sobre Ecossistemas. Já o uso de carro com dois ocupantes na combinação 15 no trajeto casa/trabalho significou impacto potencial 19% menor que da combinação 9, em que esse percurso é feito de carro com um ocupante.

O impacto potencial das combinações 1 a 6 em Ecossistemas aumentou de 93 a 160% na aplicação do cenário adicional G.E., o que se deveu ao grande requerimento energético para desempenhar os hábitos [α ; β -1,2]. Esse requerimento é atendido pelo consumo de alimentos, cuja produção tem grande influência sobre impactos potenciais das categorias que são agregadas para compor a categoria Ecossistemas (Figura 15, Figura 16 e Figura 17), principalmente Acidificação terrestre, Eutrofização em água doce e Ocupação de solo agrícola.

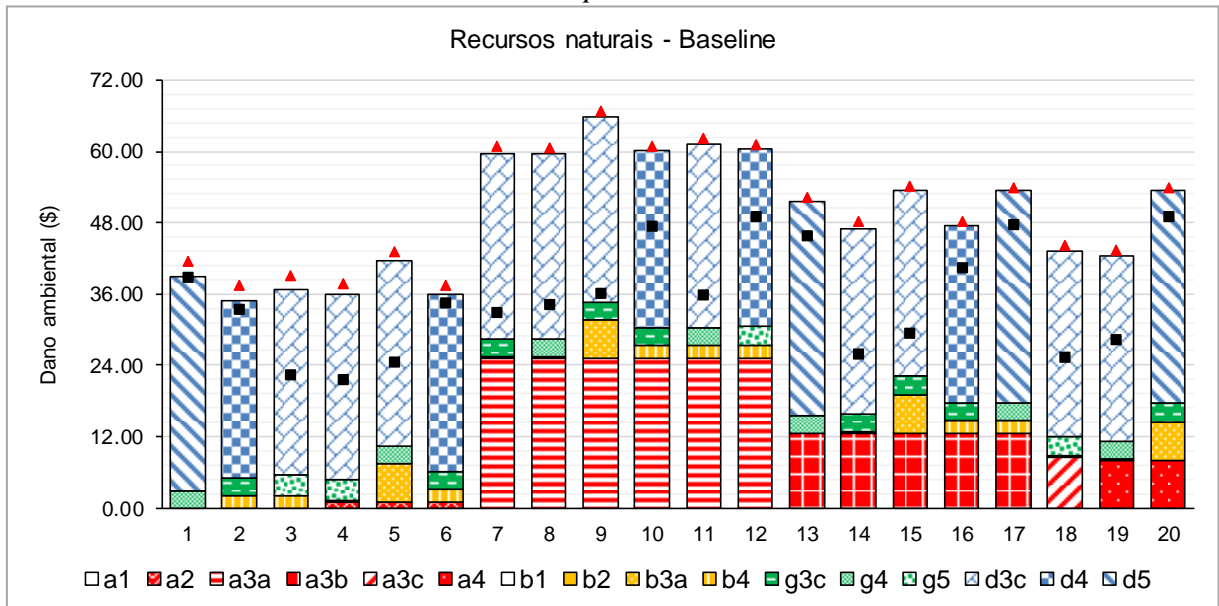
Em relação ao cenário com carro elétrico, as combinações em que mais foi utilizado o carro como modal foram aquelas com as maiores reduções no impacto ambiental, sendo observada uma redução entre 46% e 59%, como, por exemplo, na combinação 9.

5.2.3 Recursos naturais

A Figura 21 contém os resultados de impacto potencial de cada combinação sobre a categoria Recursos naturais, medidos em $\$$ ⁹. Essa figura traz também a contribuição individual de cada hábito sobre o impacto potencial total das combinações.

⁹ $\$$: descreve a elevação do custo marginal de extração de recursos devido aos efeitos resultantes da sua extração continuada (GOEDKOOOP et al., 2009).

Figura 21 – Dano potencial (\$) dos estilos de transporte sobre a categoria em ponto final Recursos naturais – ReCiPe *endpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Notas:

- Dano ambiental (\$) da combinação no cenário com CARRO ELÉTRICO; ▲ Dano ambiental (\$) da combinação no cenário com GASTO ENERGÉTICO;
- Blocos em vermelho: casa – TRABALHO; ■ Blocos em laranja: casa – OUTROS LOCAIS; ■ Blocos em verde: casa – FÉRIAS; ■ Blocos em azul: casa – NEGÓCIOS;
- * Blocos [α1] e [β1] são vazios por o trajeto ser realizado a pé, sem *inputs* de inventário.

As combinações 7 a 12 apresentaram os maiores impactos potenciais em Recursos naturais (Figura 21). O uso de carro individual para ir ao trabalho contribuiu com 25,20 \$ para o impacto, algo entre 38 e 42% do impacto total nessas seis combinações. Da mesma maneira, [β3a] mais contribuiu com o impacto do hábito de ir a outros locais, representando 6,48 \$. Com isso, identifica-se que foi esse o hábito que configurou à combinação 9 a condição de mais impactante da amostragem nesta categoria (65,90 \$).

A maior contribuição de impacto veio dos hábitos de viagem a negócios. Essas contribuições variaram de 47% (combinação 9) a 93% (combinação 1) do impacto potencial atribuído a cada combinação. Nesse trajeto de casa/negócios, o uso de avião mostrou-se como aquele com o maior potencial de impacto (35,94 \$), seguido do uso de carro (31,21 \$) e ônibus (29,85 \$). O uso de bicicleta para deslocamento a outros locais ou para ir ao trabalho significou uma redução substancial no impacto do consumidor. Em ambos os casos (β2 e α2), a bicicleta foi cerca de 25x menos impactante que o uso de carro.

O ordenamento de combinações mais ou menos impactantes foi pouco alterado ao ser aplicado o cenário adicional G.E. A maior variação observada foi nas combinações [α1], mas não superando 7% a mais no valor de impacto ambiental potencial. Já quando avaliado o

comportamento das variáveis no cenário Carro elétrico, observou-se uma redução no impacto potencial de todas as combinações, reduzindo de 3,8% (combinação 6) a 45% (combinações 9 e 15) o valor do impacto potencial. Essas duas combinações (9 e 15) foram as que mais tiveram variação porque são justamente as únicas em que o consumidor se desloca exclusivamente de carro, independentemente do número de ocupantes. Na combinação 6, o consumidor faz uso de carro por menos quilômetros. Logo, a variação observada foi menor.

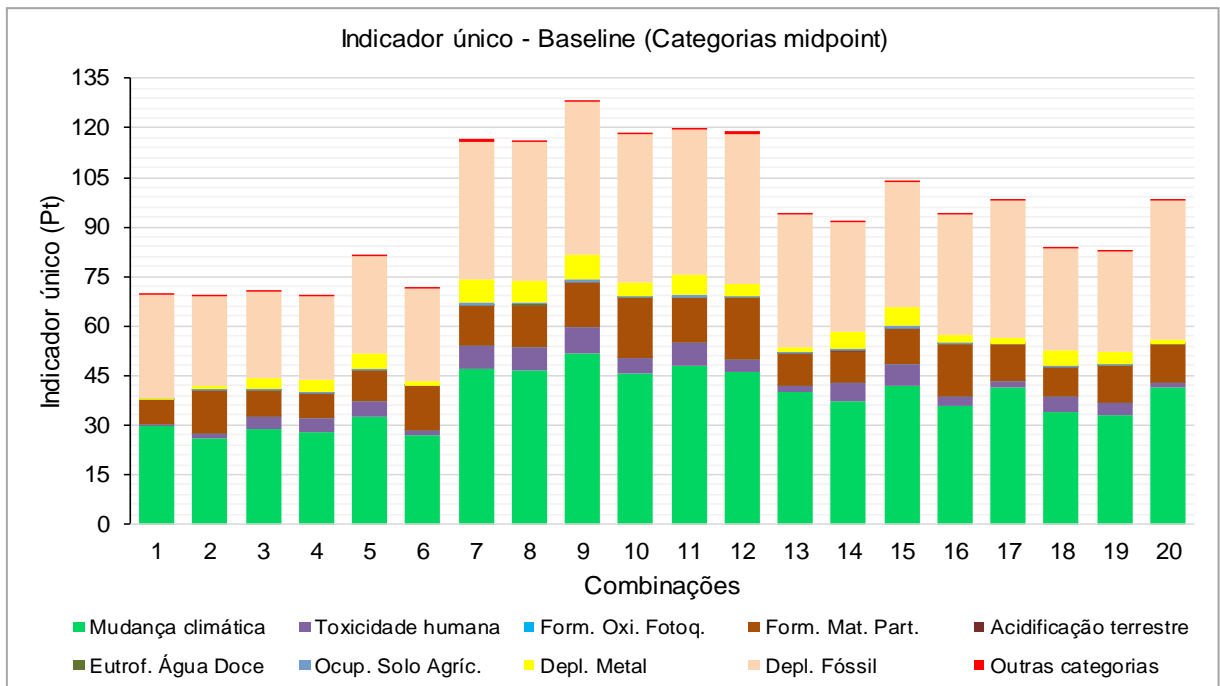
5.3 INDICADOR ÚNICO DE IMPACTO POTENCIAL

Nesta subseção são trazidos os resultados do nível de análise em Indicador único do método ReCiPe *endpoint*. A seguir, esses resultados são inicialmente apresentados com base na amostragem de vinte combinações e, em um segundo momento (subseção 0), com base nas 216 combinações inicialmente definidas (conjunto total).

5.3.1 Indicador único sob a perspectiva do impacto ambiental

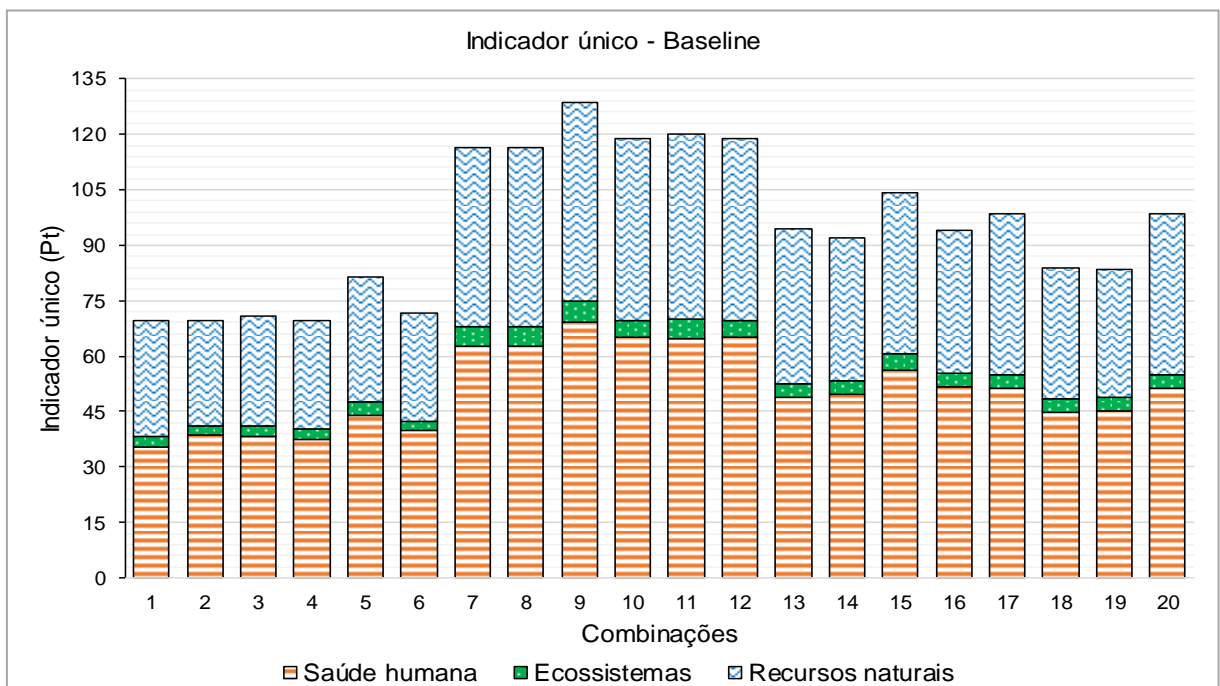
A Figura 22 apresenta o resultado de Indicador único de impacto ambiental potencial, com as subdivisões da contribuição absoluta de cada categoria *midpoint*, obtido a partir da AICV dos hábitos de transporte das vinte combinações amostradas. Já a Figura 23 apresenta o resultado de Indicador único com as subdivisões de cada categoria *endpoint*, em que já se considera a ponderação para cada categoria, sendo: Saúde humana (400); Ecossistemas (400); e Recursos naturais (200).

Figura 22 – Indicador único de impacto ambiental potencial (Pt) dos estilos de transporte a partir das categorias em ponto médio – ReCiPe *endpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

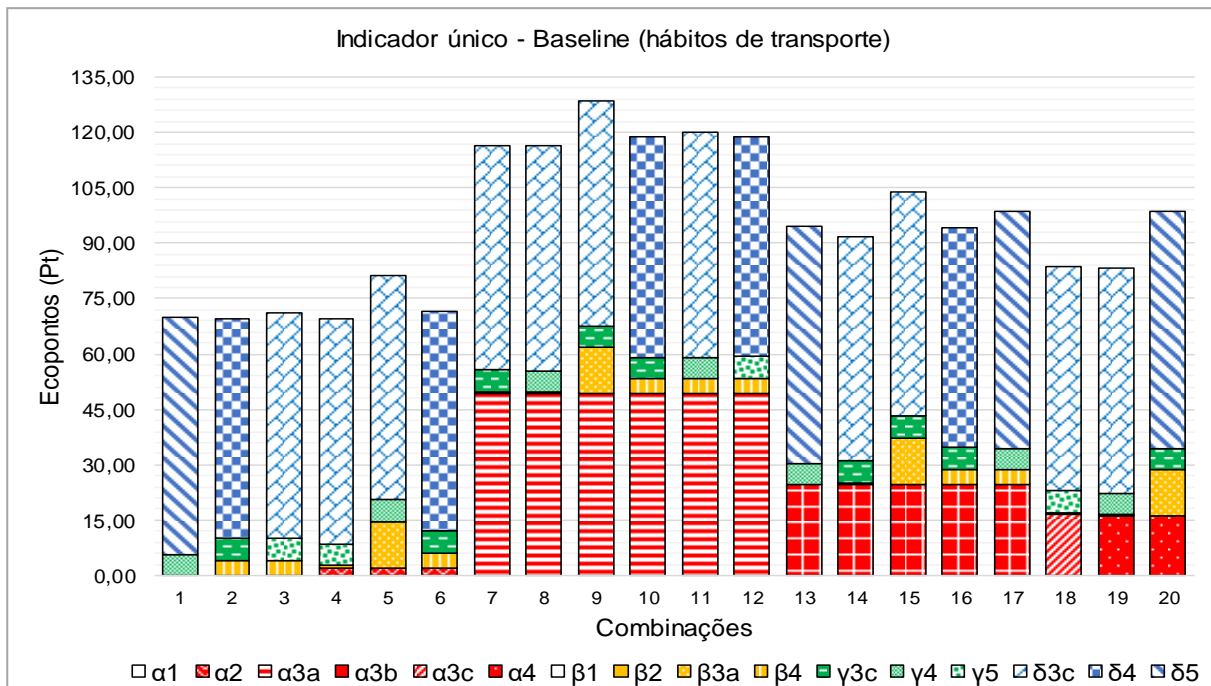
Figura 23 – Indicador único de impacto ambiental potencial (Pt) dos estilos de transporte a partir das categorias em ponto final – ReCiPe *endpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

A Figura 24 apresenta resultados também em termos do Indicador único (Pt), mas apresenta o impacto em função de cada hábito de transporte que compõe as vinte combinações.

Figura 24 – Indicador único de impacto ambiental potencial (Pt) dos estilos de transporte a partir hábitos de transporte – ReCiPe *endpoint*.



As categorias em ponto médio Mudança climática, Depleção fóssil e Formação de material particulado foram as três que mais contribuíram para os impactos observados em cada combinação (Figura 22). O Indicador único das vinte combinações variou de 70 Pt (combinação 4) a 129 Pt (combinação 9), ou seja, até 84% de variação.

Observando o indicador das combinações 1 a 6 – nas quais o consumidor não usa um veículo motorizado para ir ao trabalho – a combinação 5 (α_2 ; β_3a ; γ_4 ; δ_3c) destacou-se das demais por apresentar um indicador no valor de 81 Pt, enquanto nas cinco outras combinações o Indicador único variou entre 70 e 72 Pt. A razão desse comportamento está em [β_3a], pois o uso de carro individual foi o maior contribuinte para o impacto ambiental nas categorias analisadas neste trabalho.

As combinações em que se vai ao trabalho em carro individual (combinações 7 a 12) apresentaram os maiores valores de Indicador único, variando de 116 Pt (combinação 8) a 129 Pt (combinação 9). Na combinação 8 (α_3a ; β_2 ; γ_4 ; δ_3c), [β_2] é realizado de bicicleta [β_2], contribuindo com 0,55 Pt ao valor total do indicador, muito menos do que, por exemplo, os 12,94 Pt de [β_3a] na combinação 9.

O grupo de combinações em que se dá carona a uma pessoa no carro para casa/ trabalho ($\alpha 3b$) foi o segundo maior em relação ao valor do Indicador único. Nessas cinco combinações, o Indicador único variou de 92 Pt (combinação 14) a 104 Pt (combinação 15). Novamente, o uso de carro em todos os hábitos determinou o maior valor do indicador da combinação 15 ($\alpha 3b$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$). O mesmo efeito também foi observado sobre a combinação 9, mas na combinação 15 o impacto foi 25 Pt inferior devido a α ser $\alpha 3b$.

Com relação à viagem a negócios, ao optar por ir de carro, o consumidor impactou em 60,9 Pt, enquanto que se optasse por ônibus, o impacto seria semelhante, cerca de 59,6 Pt. A opção por avião resultaria em um impacto de 64,1 Pt.

Considerando a influência de cada categoria de impacto em ponto final sobre o Indicador único, a maior contribuição foi de Saúde humana, seguida por Recursos naturais e Ecossistemas. Saúde humana contribuiu de 51 a 55% do Indicador único, tendo maior peso sobre as combinações em que a viagem a negócios foi feita de ônibus (combinações 6, 2, 16, 10, 12, em ordem decrescente) e menor contribuição onde δ foi praticado de avião.

A categoria Recursos naturais contribuiu de 40,9 a 45,4% e a maior relevância dessa categoria em ponto final sobre o Indicador único foi o inverso do observado em Saúde humana, ou seja, combinações onde δ é praticado com avião sofreram maior influência da categoria Recursos naturais.

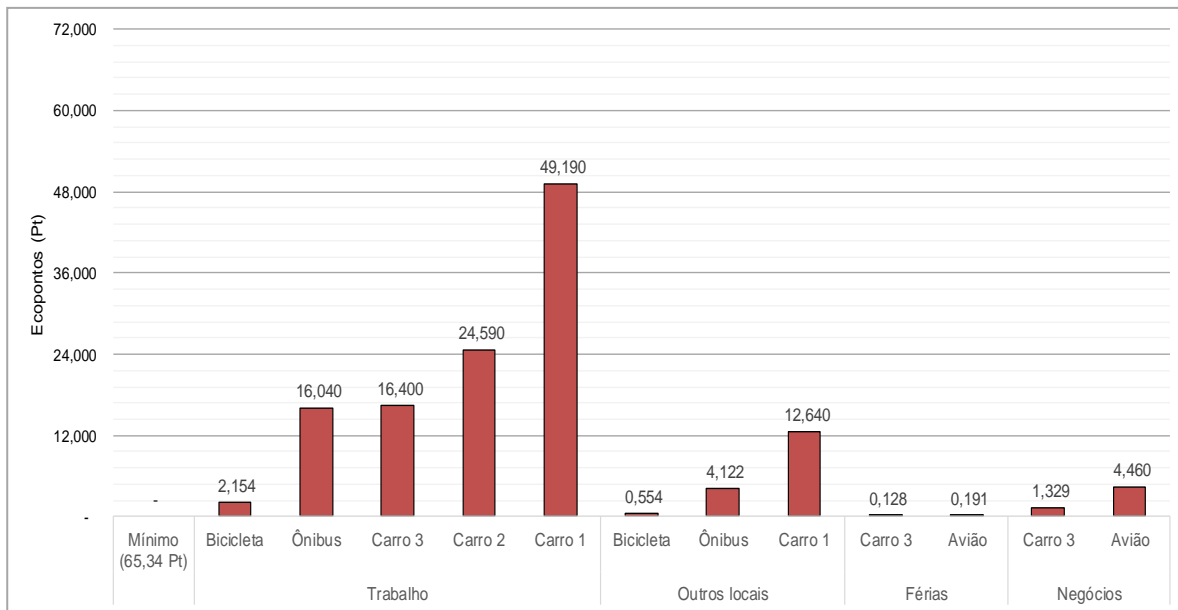
Por fim, a categoria Ecossistemas contribuiu apenas de 3,5 a 4,3% do valor do Indicador único. Essa categoria mais influenciou o Indicador único das combinações em que a viagem a negócios foi feita em carro.

Os resultados obtidos podem variar conforme a ponderação atribuída a cada categoria em ponto final, agregada em um Indicador único. Assim, as informações apresentadas são baseadas na perspectiva média hierárquica, para uma escala global, dos métodos ReCiPe *midpoint* e *endpoint*.

5.3.2 Modelo de regressão linear para o valor do Indicador único

A Figura 25 traz a contribuição de cada hábito de transporte sobre o valor do Indicador único de impacto ambiental. A contribuição indicada no gráfico da Figura 25 teve como base a combinação $\alpha 1$; $\beta 1$; $\gamma 4$; $\delta 4$ (Mínimo), que foi aquela que apresentou o menor valor de Indicador único dentre as 216 combinações do conjunto total, equivalente a 65,340 Pt. As colunas das demais variáveis indicam o quanto que cada hábito de transporte *acresceria* ao Mínimo se ele fosse praticado em substituição ao $\alpha 1$, $\beta 1$, $\gamma 4$ ou $\delta 4$.

Figura 25 – Contribuição marginal dos hábitos de transporte sobre o valor do Indicador único das combinações do conjunto total – *Baseline* – ReCiPe *endpoint*.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018 ^{1, 2, 3}.

Notas:

¹ A forma pela qual os coeficientes de cada hábito de transporte foram obtidos é apresentada na Tabela 6.

² A variável “Mínimo” foi composta por 0,000 Pt de $[\alpha 1]$, 0,000 Pt de $[\beta 1]$, 5,750 Pt de $[\gamma 4]$ e 59,590 Pt de $[\delta 4]$. Os hábitos $[\alpha 1]$ e $[\beta 1]$ foram considerados vazios no cenário *Baseline*, no qual essa análise se concentra, por isso a sua contribuição foi zero.

³ Exemplificação: caso o consumidor deseje mudar o hábito de transporte $[\alpha 1]$ e adotar $[\alpha 4]$, ele saberá que isso acarretará no aumento de 16,040 ecopontos em seu impacto ambiental.

A análise da Figura 25 permite constatar que as maiores variações no impacto potencial de um dado consumidor ocorreram nos hábitos de transporte relacionados à ida ao trabalho. Isso significa que neste hábito encontra-se o maior potencial de um consumidor reduzir os seus impactos ambientais no transporte e, conseqüentemente, mudar seu próprio estilo de vida.

Pontualmente, o uso de carro individual para ir ao trabalho representa a adição de 49,190 Pt, em relação a alguém que faz esse trajeto a pé, enquanto que carro com dois ocupantes representa 24,590 Pt adicionais. Já o uso de carro com três ocupantes apresenta variação no impacto ligeiramente superior ao uso de ônibus (16,400 Pt vs. 16,040 Pt). Em outras palavras, dar carona para duas pessoas em um carro particular reduziu o impacto individual a praticamente os mesmos níveis que o ônibus.

Comparando entre si as variáveis apresentadas no gráfico para ir ao trabalho, a bicicleta mostrou-se como o meio de transporte com o menor indicador de impacto, com 2,154 Pt adicionais, ou seja, um acréscimo mais de 20 vezes menor que utilizar carro para esse mesmo trajeto.

O segundo tipo de hábitos que mais variam o impacto ambiental potencial dentre um meio de transporte ou outro foi para o trajeto “outros locais”. As variáveis comportaram-se de maneira semelhante ao observado para casa/trabalho. Ir de carro em vez de ir a pé significa 12,640 Pt a mais no impacto do consumidor, enquanto que a opção por ônibus representa 4,122 Pt adicionais e a bicicleta 0,554 Pt a mais.

Os hábitos relacionados à viagem de férias considerados no cenário *Baseline* apresentam pouco potencial de alterar o impacto ambiental causado por esse tipo de atividades. Isso porque independentemente da forma pela qual se escolhe fazer o trajeto ao local de férias, não será mais que 0,191 Pt utilizado avião, ou 0,128 Pt utilizado carro. Além disso, a viagem de férias é realizada apenas uma vez ao ano, para um local relativamente próximo da origem (223 km).

O uso de avião para viagem a negócios foi o hábito com maior impacto ambiental potencial dentre todos os hábitos de transporte, alcançando 64,050 Pt, como pode ser notado aplicando-se o modelo de regressão da equação 1 com os valores dados na Figura 25. Esse valor sozinho foi praticamente o mesmo que a combinação menos impactante (65,340 Pt), representada na Figura 25 pela variável “Mínimo”.

Apesar de quantitativamente os hábitos de transporte para viagem a negócios serem aqueles que mais contribuíram para o valor do Indicador único das combinações, esses hábitos não apresentam alta variação entre si. Isso indica que a forma pela qual o consumidor opta por viajar a negócios pouco altera o impacto ambiental potencial que seu estilo de vida de transporte pode causar. Ainda assim, o uso de avião foi 4,460 Pt maior ao uso de ônibus para viajar a negócios, enquanto que o uso de carro com três ocupantes foi apenas 1,329 Pt maior.

6 DISCUSSÃO

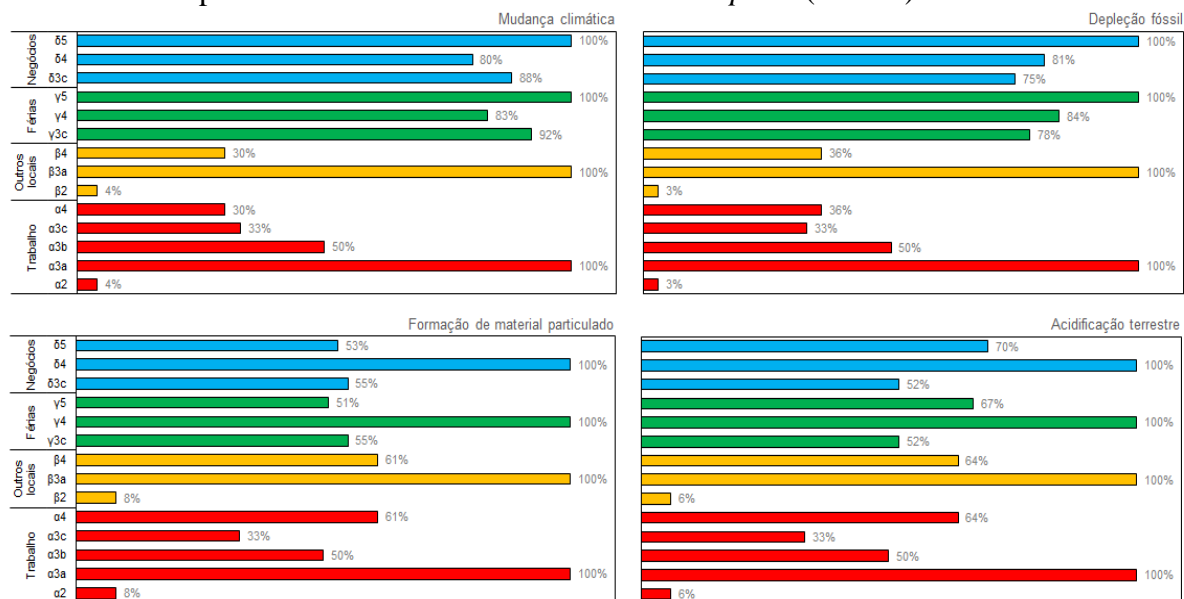
Esta seção está dedicada à discussão dos resultados obtidos neste trabalho com observações semelhantes ou discordantes encontradas em outros estudos que trataram de consumo e transporte baseados na Avaliação do Ciclo de Vida.

6.1 PERSPECTIVA DAS CATEGORIAS DE IMPACTO

A Figura 26 apresenta o potencial impacto ambiental normalizado dos hábitos de transporte em cada categoria de impacto em ponto médio. Os valores quantitativos dos mesmos estão disponíveis na Tabela 11 do Apêndice D. A união de quatro hábitos de transporte corresponde a uma combinação que, na prática, representa um estilo de vida de transporte.

Na Figura 26 e Figura 27, observa-se que os hábitos de transporte realizados com carro individual foram os mais impactantes em oito das nove categorias em ponto médio. A exceção foi em Formação de oxidantes fotoquímicos, na qual o ônibus mais impactou. Os hábitos realizados com bicicleta foram menos impactantes para os trajetos curtos. Dentre as opções por veículos motorizados, o ônibus foi a alternativa menos impactante, mas mantido o uso de carro para deslocamento, o seu compartilhamento com mais pessoas foi a opção menos impactante.

Figura 26 – Hábitos de transporte e seus respectivos potenciais de elevação ou redução do impacto ambiental – *Baseline* – ReCiPe midpoint (Parte 1).

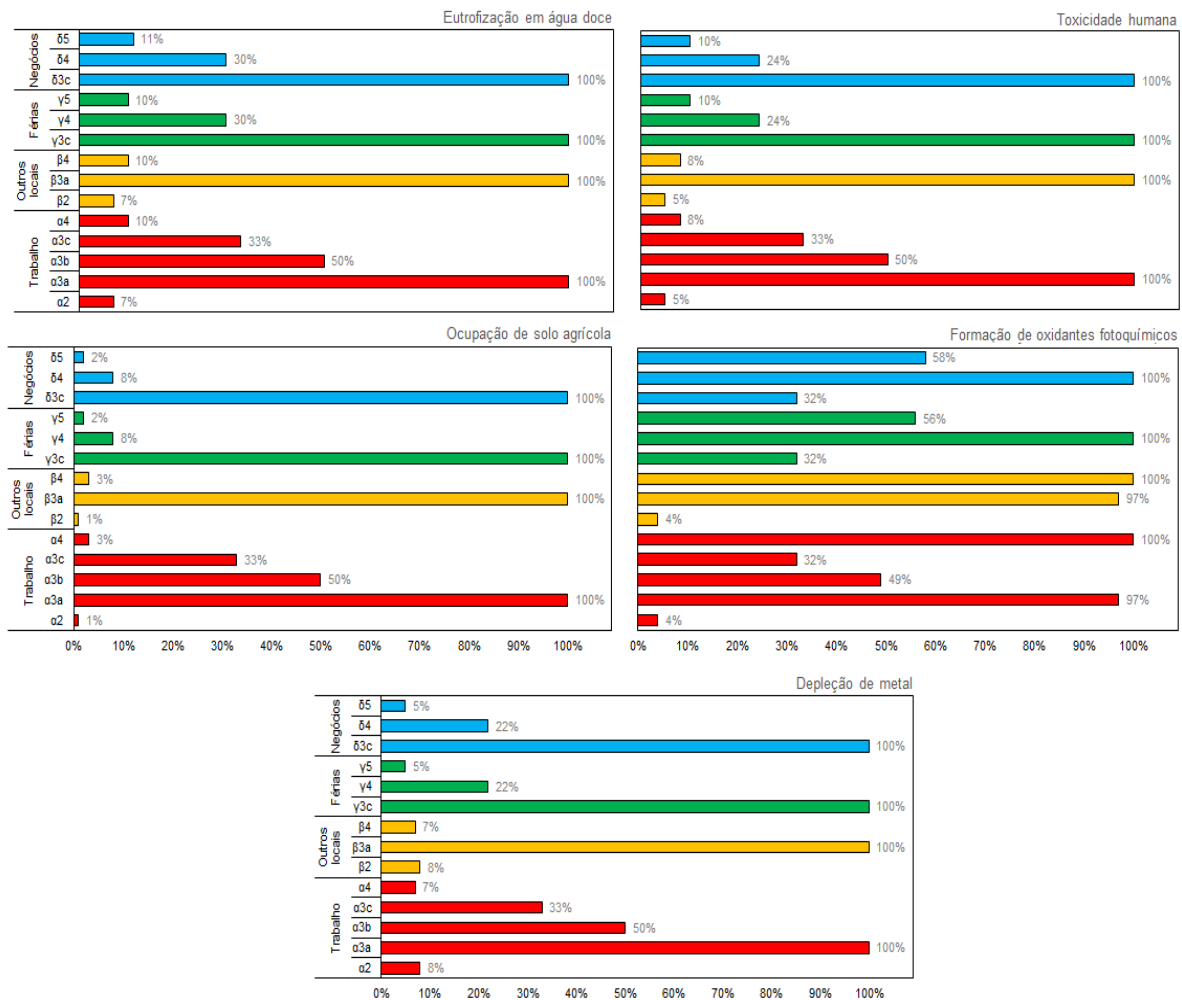


Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

¹ Os hábitos em que o consumidor anda a pé não foram citados nesta figura porque os seus inventários são vazios, o que sempre os classificaria como os hábitos menos impactantes em *Baseline*, ou 0%.

Figura 27 – Hábitos de transporte e seus respectivos potenciais de elevação ou redução do impacto ambiental – *Baseline* – ReCiPe *midpoint* (Parte 2).



Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

¹ Os hábitos em que o consumidor anda a pé não foram citados nesta figura porque os seus inventários são vazios, o que sempre os classificaria como os hábitos menos impactantes em *Baseline*, ou 0%.

Grande parte dos estudos de ACV e outras técnicas de quantificação de impactos focaram em elementos relacionados ao aquecimento global ou mudanças climáticas da categoria de consumo “transporte”. Huysman et al. (2016) utilizaram uma abordagem de *Input-Output (top-down)* e também *bottom-up* das categorias recomendadas pelo ILCD (*International Reference Life Cycle Data System*) para quantificar o impacto ambiental de um cidadão médio europeu. Os autores identificaram que o uso de um meio de transporte particular, como um carro de tamanho médio, seria responsável por cerca de 85% dos impactos sobre o aquecimento global na categoria mobilidade ($\approx 1,53$ ton. CO₂ eq.). Já o uso de meios públicos de transporte, como trem, ônibus e avião, corresponderia por mais $\approx 0,21$ ton. CO₂ eq., totalizando $\approx 1,74$ ton. CO₂ eq. anuais *per capita*. O método ReCiPe *midpoint* contém uma categoria de impacto

semelhante, denominada Mudança climática. No presente estudo, realizado com a abordagem *bottom-up*, foi observado um impacto anual entre 0,867 ton. CO₂ eq. (combinação $\alpha 3c$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$) e 1,163 ton. CO₂ eq. (combinação $\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$) para os estilos de vida que fazem uso exclusivo de carro. Considerando todos os estilos de vida do conjunto total (exceto aqueles que contenham um ou dois hábitos realizados por veículo não motorizado), o impacto anual em Mudança climática variou de 0,714 ton. CO₂ eq. (combinação $\alpha 4$; $\beta 4$; $\gamma 4$; $\delta 4$) a 1,242 ton. CO₂ eq. (combinação $\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 5$; $\delta 5$).

As diferentes distâncias consideradas por Huysman et al., além da própria abordagem *top-down* utilizada pelos autores, a qual leva em conta os usos indiretos de veículos por um cidadão, como o de um carro que entrega encomendas ou que coleta materiais recicláveis na residência pode ser a razão pela diferença na margem dos resultados. No presente estudo, a redução do impacto (a partir da mudança dos hábitos de transporte) contribui, principalmente, sobre os impactos diretos do uso.

Nijland e Meerkerk (2017) analisaram o efeito do compartilhamento de carro de pessoa para pessoa (*car sharing*, na língua inglesa) sobre as emissões de CO₂ nos Países Baixos e observaram redução no número de pessoas que possuíam um carro particular, considerando aquelas que faziam compartilhamento de carro, no número de quilômetros rodados em relação a antes de usarem carro compartilhado. Um dos pontos considerados pelos autores na fronteira do sistema foi que uma vez que viaja em carro compartilhado, o consumidor pode não necessariamente deixar de possuir um carro próprio, assim como poderia não utilizar ônibus, trem, bicicleta, ou simplesmente deixar de *não* viajar para viajar de carro compartilhado. Assim, o compartilhamento de carro apresentaria uma redução média entre 236 e 392 kg CO₂ anuais por cada pessoa, equivalente a algo entre 13% e 18% das suas emissões totais.

No presente trabalho não foi considerada a possibilidade de uma pessoa adicional parar de usar ônibus ou bicicleta para embarcar em um carro compartilhado (3b ou 3c). Foi considerado que uma pessoa que *não* iria viajar, a partir do compartilhamento de carro, passaria a fazê-lo. Com isso, ela “tomaria” para si metade (3b) ou um terço (3c) do impacto ambiental que o consumidor da Unidade Funcional deste trabalho causaria. Isso significaria que um veículo ocupado por um passageiro (3a) emitiria X kg CO₂ eq. anuais *per capita*, enquanto que um carro ocupado por duas pessoas (3b) seria $X/2$ kg CO₂ eq. *per capita* e com três ocupantes (3c), $X/3$ kg CO₂ eq. *per capita*.

Então, o fato de o compartilhamento de carro trazer benefícios ambientais, como os indicados por Nijland e Meerkerk (2017), o torna ainda mais ambientalmente recomendável, especialmente para mais pessoas, mesmo que isso diminua a “responsabilidade individual” do

consumidor sobre os impactos ambientais do uso de um carro. Isso poderia se assemelhar a um *burden shifting*, mas é benéfico na prática, em um princípio semelhante ao observado em mercados de créditos de carbono. Segundo a lógica da porcentagem indicada por Nijland e Meerkerk e permitindo a aplicação ao presente trabalho, quatro pessoas indo de carona no carro do consumidor analisado tornaria até 72% menor ($18\% \times 4$) o impacto individual do motorista.

No estudo de Kalbar et al. (2016), a categoria de consumo “transporte rodoviário” foi composta tanto de hábitos de transporte com veículo particular, como por transporte público ou bicicleta. Os autores identificaram que o impacto ambiental médio de consumidores que possuíam um carro particular era na razão de 3.8 a 5.9 o impacto daqueles que não possuíam carro próprio no total das categorias em ponto médio. Os cenários construídos no presente trabalho têm suas particularidades e em função disso, não é possível comparar diretamente as razões de impacto deste trabalho com o de Kalbar et al. (2016). Porém, a partir do modelo de regressão desenvolvido (Figura 25), pode-se inferir que um carro particular com um ocupante (Carro 1) seria numa razão de 3.1:1 maior que o uso de Ônibus, e de 22.8:1 comparando com a Bicicleta, num trajeto casa/trabalho. Analisando por outro ângulo, podem ser feitas comparações em que se faz uso exclusivo de carro, como a combinação [$\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$], comparada com combinações que se faz uso exclusivo de transporte público [$\alpha 4$; $\beta 4$; $\gamma 4$; $\delta 4$] ou um misto de transporte particular não motorizado (bicicleta) e transporte público (ônibus) [$\alpha 2$; $\beta 2$; $\gamma 4$; $\delta 4$]. A Tabela 3 apresenta essa comparação.

Tabela 3 – Razões de impacto entre carro e meios alternativos de transporte.

Combinação	Razão de [$\alpha 3a$; $\beta 3a$; $\gamma 3c$; $\delta 3c$] vs. combinações sem carro								
	CC	HT	PMF	FD	TA	FE	ALO	POF	MD
[$\alpha 2$; $\beta 2$; $\gamma 4$; $\delta 4$]	2.1	6.7	1.0	1.7	1.0	5.4	20.6	0.6	6.6
[$\alpha 4$; $\beta 4$; $\gamma 4$; $\delta 4$]	1.6	6.1	0.8	1.4	0.8	4.9	17.7	0.5	6.7

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Notas:

CC: Mudança climática; **HT:** Toxicidade humana; **PMF:** Formação de material particulado; **FD:** Depleção fóssil; **TA:** Acidificação terrestre; **FE:** Eutrofização em água doce; **ALO:** Ocupação de solo agrícola; **POF:** Formação de oxidantes fotoquímicos; **MD:** Depleção de metais.

Conforme se observa na Tabela 3, a razão entre o uso de carro e transporte público ou misto de bicicleta e ônibus variou significativamente. Considerando as quatro categorias de impacto com maior influência sobre o Indicador único de impacto (Figura 22), a razão em Mudança climática (CC) foi de 1.6 – 2.1:1; em Depleção fóssil (FD) foi de 1.4 – 1.7:1; em Formação de material particulado (PMF) foi de 0.8 – 1.0:1; e em Depleção de metais (MD) foi de 6.6 – 6.7:1.

6.1.1 Cenário adicional com gasto energético

Como arguido na descrição metodológica (subsecção 0) dos cenários adicionais, a realização de atividades de deslocamento sempre ocasiona consumo e perda de energia por parte do corpo humano. Alguns poucos estudos encontrados na literatura consideraram esse fato na realização de atividades ou na manufatura de produtos. A maioria dos estudos traz o requerimento energético do trabalho humano (*human labor*) sobre o impacto ambiental de serviços (GIAMPIETRO; PIMENTEL, 1990; RUGANI et al., 2012; HELD et al., 2013), mas não foram encontrados estudos que quantificaram por meio da ACV o impacto ambiental potencial da adição de gasto energético em atividades de mobilidade.

Os resultados obtidos na aplicação do cenário adicional com gasto energético neste trabalho mostraram que os impactos ambientais de hábitos de transporte em que o consumidor utilizou bicicleta ou foi a pé variaram substancialmente em relação aos seus próprios cenários *Baseline*, como também em relação aos outros hábitos de transporte. Isso ocorreu tanto pela maior demora (minutos) na realização de trajetos sem veículos motorizados (Tabela 1), quanto pela maior taxa calórica (kcal/min) das atividades a pé ou de bicicleta (Quadro 3). Já nas categorias em ponto final (subsecção 0), a maior variação quantitativa no impacto ambiental foi verificada na categoria Ecossistemas, seguida por Saúde humana e Recursos naturais. Isso se deu porque a adição do gasto energético provocou variações muito maiores nas categorias em ponto final Acidificação terrestre, Eutrofização em água doce e Ocupação de solo agrícola (Figura 17), as quais são agregadas para formar a categoria em ponto final Ecossistemas.

6.1.2 Cenário adicional com carro elétrico

Com relação ao cenário adicional com carro elétrico, Helmers et al. (2017) compararam em diferentes cenários um carro com motor de combustão interna (ICEV) e outro com bateria elétrica (BEV). Os autores encontraram que o BEV foi mais impactante nas categorias em ponto médio Toxicidade humana, Eutrofização em água doce e Depleção de metal. Eles também identificaram o ICEV como mais impactante em Mudança climática, Acidificação terrestre, Formação de Oxidantes fotoquímicos e Depleção fóssil. Todos esses achados estão em consonância com o presente trabalho. A exceção com relação a Helmers et al. (2017) se fez nas categorias Ocupação de solo agrícola (atribuída aqui como ligeiramente mais impactante a um ICEV) e Formação de material particulado (também mais impactante em um ICEV). Em outro estudo, Bauer et al. (2015) verificaram que um BEV com tecnologia atual seria mais impactante

que um ICEV na categoria Acidificação terrestre e ligeiramente menos impactante em Formação de oxidantes fotoquímicos, mas o resultado dessa última sendo dependente do tipo de combustível utilizado no ICEV ou fonte da eletricidade. Os resultados do presente trabalho foram semelhantes aos observados por Lombardi et al. (2017) em cinco das nove categorias de impacto em ponto médio aqui analisadas. Os autores apontaram um BEV como mais impactante em Ocupação de solo agrícola e Formação de material particulado, tal qual observado em Helmers et al. (2017), também apontando o BEV como tendo o maior impacto em Acidificação terrestre – como em Bauer et al. (2015) – e Formação de oxidantes fotoquímicos.

Sobre a fonte da eletricidade que abastece um BEV, esta se mostra como decisiva na determinação das categorias de impacto em que o carro elétrico seria mais ou menos impactante que um ICEV. No caso do Brasil, a energia elétrica provém predominantemente de fontes renováveis (MME, 2017), diferentemente de países europeus, por exemplo, onde recursos fósseis contribuem significativamente na geração de energia. Outras diferenças observadas em relação aos trabalhos citados podem ser devido a particularidades dos *datasets* dos veículos ou à composição do combustível, que foi aqui considerado como contendo 22% de etanol anidro.

6.2 PERSPECTIVA DOS HÁBITOS DE TRANSPORTE

Ao avaliar o impacto ambiental do consumo doméstico (metabolismo pessoal) na Dinamarca, Kalbar et al. (2016) consideraram seis categorias de consumo, dentre as quais “transporte rodoviário” e “viagem aérea”. Os autores identificaram que “viagem aérea” apresentou impactos menores nas categorias em ponto médio Ocupação de solo agrícola, Eutrofização em água doce, Toxicidade humana e Depleção de metais. Por outro lado, os impactos foram mais elevados em Formação de material particulado, Mudança climática, Depleção fóssil, Acidificação terrestre e Formação de oxidantes fotoquímicos.

No presente trabalho, combinações com hábitos de viagem a negócios ou de férias com avião tiveram impactos ambientais menores em relação ao uso de ônibus ou carro compartilhado nas mesmas categorias observadas por Kalbar et al. (2016), com exceção de Formação de material particulado, onde o avião foi o menos impactante e em Acidificação terrestre e Formação de oxidantes fotoquímicos, em que avião apenas foi menos impactante que o ônibus.

Com relação ao uso de carro individual, conforme já indicado na Figura 26, esse meio de transporte eleva o impacto ambiental em todas as categorias de impacto em ponto médio, tal

como observado por Kalbar et al. (2016). Com relação a Formação de oxidantes fotoquímicos, o carro foi ligeiramente menos impactante que o uso do ônibus, independentemente do trajeto.

O uso de carros particulares, mesmo que para trajetos curtos ou rotineiros, contribui para a deterioração da qualidade e resistência das estradas, especialmente quando o tráfego é intenso. Logo, se menos veículos estiverem circulando, as estradas poderiam durar por mais tempo, ou terem necessidade de manutenção ou reconstrução menos frequentes, haja vista essas duas atividades representarem de 2,5 a 12% do custo ambiental de uma estrada (TRIGAUX et al., 2017). Logo, isso sugere o maior uso de carros compartilhados ou formas não motorizadas de transporte, como a bicicleta ou ir a pé, para redução de impactos ambientais, como comprovado neste trabalho. Essa constatação é semelhante à apresentada por Saner et al. (2013), que ao avaliar o impacto ambiental de um domicílio, considerando as categorias de consumo moradia e transporte, verificaram que impactos de mobilidade apenas podem ser reduzidos com a diminuição do uso de veículos particulares e com uso moderado de meios de transporte público.

Quanto ao hábito de viagem de férias, Castellani e Sala (2012) executaram uma ACV sobre a viagem de um consumidor durante uma semana de férias, considerando como alternativas de meio de transporte até o local um carro particular, trem e avião. As autoras constataram que o carro apresentou os maiores impactos nas três AoP do método Eco-indicator 99. A categoria Recursos foi a que mais sofreu influência, devido ao uso de combustível fóssil pelo veículo, semelhante ao observado neste estudo (Figura 22 e Figura 23). A segunda opção mais impactante foi o uso de avião e a menos impactante foi o uso de trem. No presente estudo, o avião mostrou-se como a opção mais impactante para viagem de férias (5,937 Pt), comparando com carro (5,874 Pt) e ônibus (5,746 Pt). Porém, o carro particular foi considerado como ocupado por três pessoas, a partir da consideração do menor impacto individual quando os passageiros adicionais não usam outro carro para a viagem, enquanto que em Castellani e Sala (2012) o número de ocupantes foi somente um.

Viagens a negócios possuem elevada participação no impacto ambiental em atividades de transporte. Frostell et al. (2015) também identificaram esse quadro ao analisar o impacto de viagens aéreas a partir do metabolismo doméstico. Os autores citaram o exemplo de viagens a negócios que são realizadas com a presença física dos integrantes, mas que sempre que possível, poderiam ser realizadas por videoconferência. Da mesma maneira, uma viagem de férias para uma região distante poderia ser substituída por algo em um local mais próximo, desde que satisfizesse tais consumidores. Além de contribuir para a ocorrência de impactos ambientais menores, atitudes como essas contribuiriam socialmente, tanto com o desenvolvimento de empreendimentos turísticos locais, quanto com o incremento da renda da comunidade.

7 CONCLUSÃO

A partir desta dissertação conclui-se que os hábitos de transporte realizados com carro individual foram os mais impactantes em oito das nove categorias em ponto médio, nas três categorias em ponto final e no Indicador único de impacto. Já os hábitos realizados a pé (no cenário de base) ou utilizando bicicleta foram as alternativas menos impactantes para trajetos de curta distância. Dentre as opções por veículos motorizados, a utilização de ônibus foi a alternativa menos impactante, mas mantido o uso de um carro para deslocamento, a atitude que mais reduziu o impacto ambiental foi compartilhar o veículo com mais pessoas.

A consideração do gasto energético nas atividades de deslocamento aumentou o impacto ambiental nas três Áreas de Proteção, principalmente em Ecossistemas. Nessa categoria, a prática de hábitos de transporte a pé foi mais impactante que veículos motorizados, em alguns estilos de vida. Porém, devido à falta de dados, não foram quantificados potenciais benefícios de andar a pé ou de bicicleta em um estilo de vida, como benefícios à saúde, o aumento da expectativa de vida e a redução no consumo de medicamentos. Já a utilização de carro elétrico em vez de carro com motor de combustão interna reduziu os impactos sobre as três áreas de proteção, mas ressalta-se que esse quadro pode ser alterado, dependendo da matriz energética que dá origem à eletricidade utilizada pelos veículos elétricos.

As alternativas de viagens de longa distância (férias e negócios) não apresentaram potencial elevado de *variação* no impacto ambiental, devido às características de distância e frequência do deslocamento analisadas. Isso indica que a alteração nessas duas variáveis da viagem de longa distância (distância e frequência) é que poderia modificar mais o impacto ambiental de um determinado estilo de vida. Por outro lado, os hábitos de transporte relacionados ao deslocamento ao local de trabalho foram aqueles com o maior potencial de variação do impacto ambiental de um estilo de vida, devido, principalmente, à frequência das viagens. Dessa forma, esses hábitos são a principal forma pela qual consumidores podem reduzir seus impactos ambientais no transporte.

Após a execução da presente ACV de Estilo de Vida sobre hábitos de transporte, recomenda-se para expandir os achados deste estudo a abordagem das demais categorias de consumo relevantes à determinação do perfil de impacto ambiental de um consumidor, principalmente outras três categorias: moradia, alimentação e nutrição, água e saneamento. Também se sugere a realização de estudos que considerem o gasto energético de humanos na realização de atividades de mobilidade.

O presente estudo reforça a tese de que tornar os ambientes urbanos mais compactos apresenta potencial de redução do impacto ambiental na categoria de transporte. Isso enseja disponibilizar os espaços de consumo, trabalho ou lazer mais próximos ao local em que um consumidor reside. Uma vez que as distâncias entre o local de origem e destino dos consumidores seriam menores, menor também seria a necessidade de deslocamentos utilizando veículos motorizados, sejam eles públicos ou particulares.

Esta pesquisa indica que políticas públicas voltadas à redução de impactos ambientais no transporte devem focar na utilização de meios como a bicicleta, como já feito em diversos países, principalmente nos mais desenvolvidos. Mantendo-se o incentivo ao transporte público, ônibus são, ambientalmente, a melhor alternativa.

Esta dissertação também evidencia que em um momento transitório de mudança em direção à sustentabilidade, o *statu quo* de consumo no transporte (distância ou frequência, por exemplo) pode ser mantido por um consumidor que almeja ser mais sustentável. Contudo, a maneira como esse consumo acontece é o ponto crucial que deve ser repensado e praticado pelo consumidor.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a, 21 p.

_____. **NBR ISO 14044**: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b, 46 p.

ALVARENGA, R. A. F. de; DEWULF, J. Plastic vs. fuel: which use of the Brazilian ethanol can bring more environmental gains? **Renewable Energy**, v. 59, p. 49-52, 2013. doi:10.1016/j.renene.2013.03.029.

ANDRADE, C. E. S. de. **Avaliação da emissão de dióxido de carbono e do uso de energia no ciclo de vida de sistemas metroferroviários de passageiros**: aplicação na Linha 4 do Metrô do Rio de Janeiro. 2016. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Transportes) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

ANDRADE, C. E. S. D.; D'AGOSTO, M. D. A. Energy use and carbon dioxide emissions assessment in the lifecycle of passenger rail systems: the case of the Rio de Janeiro Metro. **Journal of Cleaner Production**, v. 126, p. 526-536, 2016. doi:10.1016/j.jclepro.2016.03.094.

ANTONETTI, P.; MAKLAN, S. Feelings that make a difference: how guilt and pride convince consumers of the effectiveness of sustainable consumption choices. **Journal of Business Ethics**, v. 124, p. 117-134, 2014. doi:10.1007/s10551-013-1841-9.

BANBURY, C.; STINEROCK, R.; SUBRAHMANYAN, S. Sustainable consumption: introspecting across multiple lived cultures. **Journal of Business Research**, v. 65, p. 497-503, 2012. doi:10.1016/j.jbusres.2011.02.028.

BARBER, J. Mapping the movement to achieve sustainable production and consumption in North America. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, p. 499-512, 2007. doi:10.1016/j.jclepro.2006.05.010.

BARR, S.; SHAW, G.; COLES, T.; PRILLWITZ, J. 'A holiday is a holiday': practicing sustainability, home and away. **Journal of Transport Geography**, v. 18, p. 474-481, 2010. doi:10.1016/j.jtrangeo.2009.08.007.

BAUER, C.; HOFER, J.; ALTHAUS, H.-J.; DEL DUCE, A.; SIMONS, A. The environmental performance of current and future passenger vehicles: life cycle assessment

based on a novel scenario analysis framework. **Applied Energy**, v. 157, p. 871-883, 2015. doi:10.1016/j.apenergy.2015.01.019.

BAUMGÄRTNER, S.; DRUPP, M. A.; QUAAS, M. F. Subsistence, substitutability and sustainability in consumption. **Environmental Resource Economics**, v. 67, p. 47-66, 2017. doi:10.1007/s10640-015-9976-z.

BLONK CONSULTANTS. **Agri-footprint 2.0 part 1: methodology and basic principles**. Gouda: Blonk Agri-footprint BV, 2015. 49 p.

BRASIL. **Guia alimentar para a população brasileira: promovendo a alimentação saudável**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006, 210 p.

BUENSTORF, G.; CORDES, C. Can sustainable consumption be learned? A model of cultural evolution. **Ecological Economics**, v. 67, p. 646-657, 2008. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.01.028.

CASTELLANI, V.; SALA, S. Ecological Footprint and Life Cycle Assessment in the sustainability assessment of tourism activities. **Ecological Indicators**, v. 16, p. 135-147, 2012. doi:10.1016/j.ecolind.2011.08.002.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 2003**. São Paulo: CETESB, 2004, 137 p.

CHERUBINI, E.; ZANGHELINI, G. M.; ALVARENGA, R. A. F. de; FRANCO, D.; SOARES, S. R. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. **Journal of Cleaner Production**, p. 68-77, 2015. doi:10.1016/j.jclepro.2014.10.035.

CHESTER, M. V.; HORVATH, A.; MADANAT, S. Comparison of life-cycle energy and emissions footprints of passenger transportation in metropolitan regions. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 1071-1079, 2010. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.12.012.

CHIOU, Y.-C.; LAN, L. W.; CHANG, K.-L. Sustainable consumption, production and infrastructure construction for operating and planning intercity passenger transport systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 40, p. 13-21, 2013. doi:10.1016/j.jclepro.2010.09.004.

CIROTH, A.; HILDEBRAND, J.; STEEN, B. Life Cycle Costing. In: DEWULF, J.; MEESTER, S. D.; ALVARENGA, R. A. F. **Sustainability assessment of renewables-based products: methods and case studies**. [S.l.]: Wiley, 2016. Cap. 14, p. 215-228.

COHEN, J. E. Population growth and Earth's human carrying capacity. **Science**, v. 269, p. 341-346, 1995. doi:10.1126/science.7618100.

CUBI, E.; ZIBIN, N. F.; THOMPSON, S. J.; BERGERSON, J. Sustainability of rooftop technologies in cold climates: comparative life cycle assessment of white roofs, green roofs, and photovoltaic panels. **Journal of Industrial Ecology**, v. 20, n. 2, p. 249-262, 2016. doi:10.1111/jiec.12269.

CUÉLLAR, Y.; BUITRAGO-TELLO, R.; BELALCAZAR-CERON, L.-C. Life cycle emissions from a bus rapid transit system and comparison with other modes of passenger transportation. **CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro**, v. 6, n. 3, p. 123-134, 2016. ISSN (impresa): 0122-5383.

DALKMANN, H.; HUIZENGA, C. **Advancing sustainable low-carbon transport through the GEF: a STAP advisory document**. Washington: Global Environment Facility, 2010. 32 p.

DIJST, M. Space–time integration in a dynamic urbanizing world: current status and future prospects in Geography and GIScience. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 103, n. 5, p. 1058-1061, 2013. doi:10.1080/00045608.2013.792171.

DIJST, M.; WORRELL, E.; BÖCKER, L.; BRUNNER, P.; DAVOUDI, S. et al. Exploring urban metabolism – towards an interdisciplinary perspective. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 132, p. 190-203, 2018. doi:10.1016/j.resconrec.2017.09.014.

ELLEN, P. S. Do we know what we need to know? Objective and subjective knowledge effects on pro-ecological behaviors. **Journal of Business Research**, v. 30, p. 43-52, 1994. doi:10.1016/0148-2963(94)90067-1.

EVANS, D. Thrifty, green or frugal: reflections on sustainable consumption in a changing economic climate. **Geoforum**, v. 42, p. 550-557, 2011. doi:10.1016/j.geoforum.2011.03.008.

EVANS, D.; WELCH, D.; SWAFFIELD, J. Constructing and mobilizing ‘the consumer’: responsibility, consumption and the politics of sustainability. **Environment and Planning A**, v. 49, n. 6, p. 1396-1412, 2017. doi:10.1177/0308518X17694030.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Human energy requirements**. Rome: FAO, 2001. 96 p.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M. Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R. et al. Recent developments in life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 1-21, 2009. doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

FOGLIATTI, M. C.; FILIPPO, S.; GOUDARD, B. **Avaliação de impactos ambientais: aplicação aos sistemas de transporte**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. 249 p.

FROSTELL, B. M.; SINHA, R.; ASSEFA, G.; OLSSON, L. E. Modeling both direct and indirect environmental load of purchase decisions: a web-based tool addressing household metabolism. **Environmental Modelling & Software**, v. 71, p. 138-147, 2015. doi:10.1016/j.envsoft.2015.05.014.

GARDINER, R. **Earth Summit 2002 explained**. New York: United Nations, 2002. 6 p.

GIAMPIETRO, M.; PIMENTEL, D. Assessment of the energetics of human labor. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 32, p. 257-272, 1990. doi:10.1016/0167-8809(90)90164-9.

GMÜNDER, S.; DEL DUCE, A. **Level of detail: how goal and scope affect inventory modelling**. Rio de Janeiro 2015. Ecoinvent – Workshop in Rio de Janeiro.

GOEDKOOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J. et al. **ReCiPe 2008: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**. The Hague: Ministerie van Volkshuisvesting, 2009. 126 p.

GOOGLE LLC. **Google Maps**. Disponível em: <www.google.com.br/maps/>. Acesso em: 27 set. 2017.

GREAT CIRCLE MAPPER. **Distance calculator**. Disponível em: <www.greatcirclemapper.net>. Acesso em: 27 set. 2017.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; ZAMAGNI, A.; MASONI, P. et al. Life cycle assessment: past, present, and future. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 90-96, 2011. doi:10.1021/es101316v.

HEIJUNGS, R. Ten easy lessons for good communication of LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 473-476, 2014. doi:10.1007/s11367-013-0662-5.

HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; GUINÉE, J. B. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. **Polymer Degradation and Stability**, v. 95, p. 422-428, 2010. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2009.11.010.

HEISKANEN, E.; PANTZAR, M. Toward sustainable consumption: two new perspectives. **Journal of Consumer Policy**, v. 20, p. 409-442, 1997. doi:10.1023/A:1006862631698.

HELD, R. B.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R. Quantification of human and embodied energy of improved water provided by source and household interventions. **Journal of Cleaner Production**, v. 60, p. 83-92, 2013. doi:10.1016/j.jclepro.2012.01.018.

HELLWEG, S.; MILÀ I CANALS, L. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. **Science**, v. 344, p. 1109-1113, 2014. doi:10.1126/science.1248361.

HELMERS, E.; DIETZ, J.; HARTARD, S. Electric car life cycle assessment based on real-world mileage and the electric conversion scenario. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 15-30, 2017. doi:10.1007/s11367-015-0934-3.

HERTWICH, E. G. Life cycle approaches to sustainable consumption: a critical review. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p. 4673-4684, 2005. doi:10.1021/es0497375.

HOFSTETTER, P.; HAMMITT, J. K. Selecting human health metrics for environmental decision-support tools. **Risk Analysis**, v. 22, n. 5, p. 965-983, 2002. doi:10.1111/1539-6924.00264.

HOLT, D. B. Constructing sustainable consumption: from ethical values to the cultural transformation of unsustainable markets. **The Annals of the American Academy of Political and Social Science**, v. 644, p. 236-255, 2012. doi:10.1177/0002716212453260.

HOTTLE, T.; CAFFREY, C.; MCDONALD, J.; DODDER, R. Critical factors affecting life cycle assessments of material choice for vehicle mass reduction. **Transportation Research Part D**, v. 56, p. 241-257, 2017. doi:10.1016/j.trd.2017.08.010.

HUYSMAN, S.; SCHAUBROECK, T.; GORALCZYK, M.; SCHMIDT, J.; DEWULF, J. Quantifying the environmental impacts of a European citizen through a macro-economic approach, a focus on climate change and resource consumption. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, p. 217-225, 2016. doi:10.1016/j.jclepro.2016.02.098.

IBM CORP. **IBM SPSS Statistics**. v. 25. 2017.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **CO₂ emissions from fuel combustion: highlights** (2017 edition). Paris: IEA, 2017. 152 p.

INSTITUTO AKATU. **Responsabilidade social das empresas: percepção do consumidor brasileiro** - Pesquisa 2010. Instituto Akatu. São Paulo, 2010. 60 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2014: synthesis report**. Geneva: IPCC, 2014. 151 p. ISBN 978-92-9169-143-2.

ISLEY, S. C.; STERN, P. C.; CARMICHAEL, S. P.; JOSEPH, K. M.; ARENT, D. J. Online purchasing creates opportunities to lower the life cycle carbon footprints of consumer products. **PNAS**, v. 113, n. 35, p. 9780-9785, 2016. doi:10.1073/pnas.1522211113.

JACKSON, T.; MICHAELIS, L. **Sustainable consumption and production, economic, regeneration**. [S.l.]: Sustainable Development Commission, 2003. 76 p.

JANSEN, B.; THOLLIER, K. Bottom-up Life-cycle assessment of product consumption in Belgium. **Journal of Industrial Ecology**, v. 10, n. 3, p. 41-55, 2006. doi:10.1162/jiec.2006.10.3.41

KALBAR, P. P.; BIRKVED, M.; KABINS, S.; NYGAARD, S. E. Personal metabolism (PM) coupled with life cycle assessment (LCA) model: Danish case study. **Environment International**, v. 91, p. 168-179, 2016. doi:10.1016/j.envint.2016.02.032.

KLOEPFFER, W. Life cycle sustainability assessment of products. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 89-95, 2008. doi:10.1016/j.envint.2016.02.032.

LOMBARDI, L.; TRIBIOLI, L.; COZZOLINO, R.; BELLA, G. Comparative environmental assessment of conventional, electric, hybrid, and fuel cell powertrains based on LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 1989-2006, 2017. doi:10.1007/s11367-017-1294-y.

MATSUO, M.; TOMODA, Y. Human capital Kuznets curve with subsistence consumption level. **Economics Letters**, v. 116, p. 392-395, 2012. doi:10.1016/j.econlet.2012.04.012.

MENDES, J. T. G. **Economia: fundamentos e aplicações**. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall, 2009. 264 p.

MICROSOFT CORP. **MS Excel 2016**. Microsoft Corporation. 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Consumo sustentável: manual de educação**. Brasília: MMA, 2005. 160 p. ISBN 85-87166-73-5.

_____. **Plano de ação para produção e consumo sustentáveis: subsídios para elaboração**. Brasília: MMA, 2011a. 138 p.

_____. **Plano de ação para produção e consumo sustentáveis: sumário executivo**. Brasília: MMA, 2011b. 33 p.

_____. **Plano de ação para produção e consumo sustentáveis - PPCS: relatório do primeiro ciclo de implementação**. Brasília: MMA, 2014. 164 p.

_____. **Plano de ação para produção e consumo sustentáveis: diretrizes para implementação do 2º ciclo 2016-2020**. Brasília: MMA, 2016. 167 p.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Participação de renováveis na matriz energética brasileira é três vezes superior ao indicador mundial**, 2017. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/web/guest/pagina-inicial/participacao-de-renovaveis-na-matriz-energetica-brasileira-e-tres-vezes-superior-ao-indicador-mundial>>. Acesso em: 26 jun. 2018.

NEUGEBAUER, S.; FORIN, S.; FINKBEINER, M. From life cycle costing to economic life cycle assessment – introducing an economic impact pathway. **Sustainability**, v. 8, n. 5, p. 1-23, 2016. doi:10.3390/su8050428.

NEWHOLM, T.; SHAW, D. Studying the ethical consumer: a review of research. **Journal of Consumer Behaviour**, v. 6, p. 253-270, 2007. doi:10.1002/cb.225.

NIJLAND, N.; MEERKERK, J. V. Mobility and environmental impacts of car sharing in the Netherlands. **Environmental Innovation and Societal Transitions**, v. 23, p. 84-91, 2017. doi:10.1016/j.eist.2017.02.001.

OSLO SYMPOSIUM. **Oslo Roundtable on Sustainable Production and Consumption: elements for an international work programme on sustainable production and consumption**, 1994. Disponível em: <enb.iisd.org/consume/oslo000.html>. Acesso em: 21 mar. 2018.

PAGIASLIS, A.; KRONTALIS, A. K. Green consumption behavior antecedents: environmental concern, knowledge, and beliefs. **Psychology and Marketing**, v. 31, p. 335-348, 2014. doi:10.1002/mar.20698.

PEATTIE, K.; COLLINS, A. Guest editorial: perspectives on sustainable consumption. **International Journal of Consumer Studies**, v. 33, p. 107-112, 2009.

PEREIRA, R. P. T.; RIBEIRO, G. M.; FILIMONAU, V. The carbon footprint appraisal of local visitor travel in Brazil: a case of the Rio de Janeiro-São Paulo itinerary. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 256-266, 2017. doi:10.1016/j.jclepro.2016.09.049.

PISTELLI, R. D. S. S.; MASCARENHAS, T. S. **Organização de grupos de consumo responsável**. Instituto Kairós. São Paulo, 2011. 31 p.

PRÉ CONSULTANTS. **Introduction to LCA with SimaPro**. [S.l.]: PRé, 2016. 80 p.

_____. **SimaPro database manual: Methods Library**. PRé, 2016. 59 p.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; VAN DER WERF, H. M. G.; SOARES, S. R.; CORSON, M. S. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: an LCA approach. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 222-231, 2014. doi:10.1016/j.jenvman.2013.12.011.

REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G. et al. Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, p. 701-720, 2004. doi:10.1016/j.envint.2003.11.005.

ROOS, D.; HAHN, R. Does shared consumption affect consumers' values, attitudes, and norms? A panel study. **Journal of Business Research**, v. 77, p. 113-123, 2017. doi:10.1016/j.jbusres.2017.04.011.

RUGANI, B.; PANASIUK, D.; BENETTO, E. An input–output based framework to evaluate human labour in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 6, p. 795-812, 2012. doi:10.1007/s11367-012-0403-1.

SANER, D.; BERETTA, C.; JÄGGI, B.; JURASKE, R.; STOESSEL, F. et al. Foodprints of households. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 654-663, 2016. doi:10.1007/s11367-015-0924-5.

SANER, D.; HEEREN, N.; JÄGGI, B.; WARAICH, R. A.; HELLWEG, S. Housing and mobility demands of individual households and their life cycle assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 5988-5997, 2013. doi:10.1021/es304084p.

SANNE, C. Willing consumers – or locked-in? Policies for a sustainable consumption. **Ecological Economics**, v. 42, p. 273-287, 2002. doi:10.1016/S0921-8009(02)00086-1.

SCHOR, J. B.; WILLIS, M. **Conscious consumption**: results from a survey of New Dream members. [S.l.]: Center for a New American Dream, 2008. 8 p.

SEBASTIANI, R.; MONTAGNINI, F.; DALLI, D. Ethical consumption and new business models in the food industry. Evidence from the Eataly Case. **Journal of Business Ethics**, v. 114, p. 473-488, 2013. doi:10.1007/s10551-012-1343-1.

SHANG, J.; PELOZA, J. Can “real” men consume ethically? How ethical consumption leads to unintended observer inference. **Journal of Business Ethics**, v. 139, p. 129-145, 2016. doi:10.1007/s10551-015-2627-z.

SHARMA, R.; JHA, M. Values influencing sustainable consumption behaviour: exploring the contextual relationship. **Journal of Business Research**, v. 76, p. 77-88, 2017. doi:10.1016/j.jbusres.2017.03.010.

SUH, S.; HUPPES, G. Methods for life cycle inventory of a product. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, p. 687-697, 2005. doi:10.1016/j.jclepro.2003.04.00.

TERLAU, W.; HIRSCH, D. Sustainable consumption and the attitude-behaviour-gap phenomenon - Causes and measurements towards a sustainable development. **International Journal on Food System Dynamics**, v. 6, n. 3, p. 159-174, 2015. doi:10.18461/1869-6945-14.

THØGERSEN, J. How may consumer policy empower consumers for sustainable lifestyles? **Journal of Consumer Policy**, v. 28, p. 143-178, 2005. doi:10.1007/s10603-005-2982-8.

TILBURY, D., STEVENSON, R.B., FIEN, J., SCHREUDER, D. **Education and sustainability**: responding to the global challenge. Gland (Suíça) e Cambridge (Reino Unido): Commission on Education and Communication, IUCN. 206 p. ISBN: 2-8317-0623-8.

TRIGAUX, D.; WIJNANTS, L.; DE TROYER, F.; ALLACKER, K. Life cycle assessment and life cycle costing of road infrastructure in residential neighbourhoods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 938-951, 2017. doi:10.1007/s11367-016-1190-x.

TUKKER, A.; HUPPES, G.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; KONING, A. et al. **Environmental Impact of Products (EIPRO)**: analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. European Commission, 2006. 136 p.

TUKKER, A.; GOLDBOHM, R. A.; KONING, A. DE; VERHEIJDEN, M.; KLEIJN, R. et al. Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe. **Ecological Economics**, v. 70, p. 1776-1788, 2011. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.05.001.

ULUSOY, E. Experiential responsible consumption. **Journal of Business Research**, v. 69, n. 1, p. 284-297, 2016. doi:10.1016/j.jbusres.2015.07.041.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Concept paper for the task force on sustainable lifestyles**. New York: UNEP, 2008. 14 p.

_____. **Frequently Asked Questions: The Marrakech Process**. Paris: UNEP, 2009. 43 p.

_____. **Paving the way for sustainable consumption and production**. Paris: UNEP, 2011. 104 p.

_____. **A framework for shaping sustainable lifestyles: determinants and strategies**. Nairobi: UNEP, 2016. 42 p.

UNITED NATIONS. **Report of the United Nations Conference on the Human Environment**. Stockholm: United Nations, 1972. 77 p.

_____. **Our Common Future: report of the World Commission on Environment and Development**. New York: United Nations General Assembly, 1987. 374 p.

_____. **Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development**. Johannesburg: World Summit on Sustainable Development, 2002. 62 p.

_____. **Transforming our world: the 2030 Agenda for sustainable development**. General Assembly A/RES/70/1. 2015. Disponível em: <sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>. Acesso em: 10 maio 2018.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 256 p.

VAN HOOFF, G.; VIEIRA, M.; GAUSMAN, M. Indicator selection in life cycle assessment to enable decision making: issues and solutions. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 1568-1580, 2013. doi:10.1007/s11367-013-0595-z.

VERONES, F.; BARE, J.; BULLE, C.; FRISCHKNECHT, R.; HAUSCHILD, M. et al. LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 957-967, 2017. doi:10.1016/j.jclepro.2017.05.206.

VIAÇÃO CATARINENSE. **Buscar passagens**. Disponível em: <www.catarinense.net/>. Acesso em: 27 set. 2017.

WATKINS, L.; AITKEN, R.; MATHER, D. Conscientious consumers: a relationship between moral foundations, political orientation and sustainable consumption. **Journal of Cleaner Production**, v. 134, p. 137-146, 2016. doi:10.1016/j.jclepro.2015.06.009.

WEIDEMA, B. P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T. et al. **Overview and methodology: data quality guideline for the ecoinvent database version 3**. St. Gallen, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2013. 161 p.

WILLIS, M. M.; SCHOR, J. B. Does changing a light bulb lead to changing the world? Political action and the conscious consumer. **The Annals of the American Academy of Political and Social Science**, v. 644, p. 160-190, 2012. doi:10.1177/0002716212454831.

YOUNG, W.; HWANG, K.; MCDONALD, S.; OATES, C. J. Sustainable consumption: green consumer behaviour when purchasing products. **Sustainable Development**, v. 18, p. 20-31, 2010. doi:10.1002/sd.394.

ZAMAGNI, A.; FESCHET, P.; DE LUCA, A. I.; IOFRIDA, N.; BUTTOL, P. Social life cycle assessment: methodologies and practice. In: DEWULF, J.; MEESTER, S. D.; ALVARENGA, R. A. F. D. **Sustainability assessment of renewables-based products: methods and case studies**. [S.l.]: Wiley, 2016. Cap. 15, p. 229-237.

ZAMAGNI, A.; AMERIGHI, O.; BUTTOL, P. Strengths or bias in social LCA? **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, p. 596-598, 2011. doi:10.1007/s11367-011-0309-3.

ZAMAGNI, A.; PESONEN, H.-L.; SWARR, T. From LCA to life cycle sustainability assessment: concept, practice and future directions. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 1637-1641, 2013. doi:10.1007/s11367-013-0648-3.

ZUKIN, S.; MAGUIRE, J. S. Consumers and consumption. **Annual Review of Sociology**, v. 30, p. 173-197, 2004. doi:10.1146/annurev.soc.30.012703.110553.

APÊNDICE A – Elementos metodológicos: transporte

Quadro 5 – Processos unitários de base utilizados nos cenários de transporte.

Processos unitários	Combinações
Transport, passenger, bicycle {RoW} processing	α_2 ; β_2
Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 4 {RoW}	α_{3a} ; α_{3b} ; α_{3c} ; β_{3a} ; γ_{3c} ; δ_{3c}
Transport, passenger car, electric {GLO} ^[2]	α_{3a} ; α_{3b} ; α_{3c} ; β_{3a} ; γ_{3c} ; δ_{3c}
Transport, regular bus {RoW} processing	α_4 ; β_4 ; γ_4 ; δ_4
Transport, passenger, aircraft {RoW} intracontinental	γ_5 ; δ_5
Vazio ^[1]	α_1 ; β_1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Notas:

^[1] No cenário de base não foram consideradas entradas para o transporte a pé.

^[2] Processo unitário utilizado somente no cenário adicional com carro elétrico.

Quadro 6 – Relação de processos unitários que compõe o *dataset "Caloric Expenditure"*.

Alimento	Processo unitário	Base de dados
Arroz	Rice {GLO} market for Alloc Rec, U	ecoinvent
Feijão	Beans, dry, at farm/US Mass	Agri-footprint
Carne bovina	Beef meat, fresh, from beef cattle, at slaughterhouse/IE Mass	Agri-footprint
Alface	Lettuce {GLO} market for Alloc Rec, U	ecoinvent
Tomate	Tomato {GLO} market for Alloc Rec, U	ecoinvent
Óleo de soja	Soybean oil, refined {GLO} market for Alloc Rec, U	ecoinvent

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

APÊNDICE B – ICV dos meios de transporte utilizados (em inglês)

[*] Processos com este símbolo foram modificados, conforme explicado na subseção 0.

Quadro 7 – ICV da bicicleta sob a forma sistêmica.

Outputs to technosphere: products and co-products	Amount	Unit
Transport, passenger, bicycle {RoW} processing *	1,0000E+00	person.km
Inputs from technosphere	Amount	Unit
Maintenance, bicycle {RoW} processing Alloc Rec, U	6,6667E-05	p
Bicycle {RoW} production Alloc Rec, U	6,6667E-05	p
Road {RoW} road construction Alloc Rec, U	4,9158E-05	m.y

Fonte: Adaptado de PRé Consultants (2016).

Quadro 8 – ICV do carro sob a forma sistêmica (continua).

Outputs to technosphere: products and co-products	Amount	Unit	
Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 4 {RoW} *	1,0000E+00	km	
Inputs from technosphere	Amount	Unit	
Biofuel, 78% petrol - 22% ethanol {RoW} *	6,5357E-02	kg	
Road {RoW} road construction Alloc Rec, U	9,1140E-04	m.y	
Passenger car maintenance {RoW} maintenance, passenger car Alloc Rec, U	8,6022E-06	p	
Passenger car, petrol/natural gas {GLO} production Alloc Rec, U	1,0667E-02	kg	
Emissions to air	Amount	Unit	Sub-compart.
Carbon dioxide, fossil*	1,9112E-01	kg	high. pop.
Carbon monoxide, fossil*	3,9479E-04	kg	high. pop.
Nitrogen oxides*	1,1835E-04	kg	high. pop.
Propane	5,6060E-06	kg	high. pop.
Pentane, 3-methyl-	7,4170E-06	kg	high. pop.
Lead	9,8035E-11	kg	high. pop.
Heptane	1,7900E-07	kg	high. pop.
Toluene	7,4390E-06	kg	high. pop.
Acetone	1,4750E-07	kg	high. pop.
Pentane	8,6880E-06	kg	high. pop.
o-Xylene	7,5740E-07	kg	high. pop.
Butane	7,4670E-06	kg	high. pop.
Methyl ethyl ketone	1,2090E-08	kg	high. pop.
Hexane	3,8940E-07	kg	high. pop.
Copper	1,1111E-07	kg	high. pop.
Selenium	6,5357E-10	kg	high. pop.
Chromium IV	6,5357E-12	kg	high. pop.
Propene	1,4810E-07	kg	high. pop.
Ethene	2,6450E-08	kg	high. pop.
Methane	1,7960E-05	kg	high. pop.
Dinitrogen monoxide	8,4964E-06	kg	high. pop.
Nickel	4,5750E-09	kg	high. pop.
1-Pentene	2,6600E-08	kg	high. pop.
Ethane	1,0890E-06	kg	high. pop.
Ammonia	1,9607E-06	kg	high. pop.
Formaldehyde	4,1120E-07	kg	high. pop.
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	2,2744E-09	kg	high. pop.
m-Xylene	3,2130E-06	kg	high. pop.

Quadro 8 – ICV do carro sob a forma sistêmica (conclusão).

Emissions to air	Amount	Unit	Sub-compart.
NMVOOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	6,7360E-05	kg	high. pop.
Benzene	3,8500E-06	kg	high. pop.
Zinc	6,5357E-08	kg	high. pop.
Cadmium	6,5357E-10	kg	high. pop.
Propylene oxide	9,2390E-07	kg	high. pop.
Acetaldehyde	1,8140E-07	kg	high. pop.
Benzaldehyde	5,3210E-08	kg	high. pop.
Chromium	3,2678E-09	kg	high. pop.
Sulfur dioxide	1,3071E-06	kg	high. pop.
Styrene	2,4430E-07	kg	high. pop.
Particulates, <2.5 µm	1,0290E-06	kg	high. pop.
Cyclohexane	2,7570E-07	kg	high. pop.
Acrolein	4,5950E-08	kg	high. pop.
Ethylene oxide	1,7660E-06	kg	high. pop.
Mercury	4,5750E-12	kg	high. pop.
Outputs to technosphere: waste and emissions to treatment	Amount	Unit	
Tyre wear emissions, passenger car {RoW} treatment of Alloc Rec, U	9,7165E-05	kg	
Road wear emissions, passenger car {RoW} treatment of Alloc Rec, U	1,6616E-05	kg	
Brake wear emissions, passenger car {RoW} treatment of Alloc Rec, U	7,5525E-06	kg	

Fonte: Adaptado de PRé Consultants (2016).

Quadro 9 – ICV do biocombustível sob a forma sistêmica.

Outputs to technosphere: products and co-products	Amount	Unit
Biofuel, 78% petrol - 22% ethanol {RoW} *	1,0000E+00	kg
Inputs from technosphere	Amount	Unit
Ethanol, without water, in 99.7% solution state, from fermentation, at service station {RoW} market for Alloc Rec, U	2,2000E-01	kg
Petrol, low-sulfur {RoW} market for Alloc Rec, U	7,8000E-01	kg

Fonte: Adaptado de PRé Consultants (2016).

Quadro 10 – ICV do ônibus sob a forma sistêmica (continua).

Outputs to technosphere: products and co-products	Amount	Unit
Transport, regular bus {RoW} processing Alloc Rec, U *	1,000E+00	person.km
Inputs from technosphere	Amount	Unit
Maintenance, bus {RoW} processing Alloc Rec, U	7,1429E-08	p
Bus {RoW} production Alloc Rec, U	7,1429E-08	p
Diesel, low-sulfur {RoW} market for Alloc Rec, U	2,4987E-02	kg
Emissions to air	Amount	Unit
Selenium	2,4987E-10	kg
Particulates, >2.5 µm, and <10 µm	4,3992E-06	kg
Methane, fossil	1,6097E-06	kg
Zinc	5,3237E-08	kg
Acetaldehyde	2,9914E-06	kg
NMVOOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	5,3488E-05	kg
Cadmium	2,6529E-10	kg
Carbon dioxide, fossil	7,8893E-02	kg
Chromium	1,6637E-09	kg
Formaldehyde	5,4985E-06	kg

Quadro 10 – ICV do ônibus sob a forma sistêmica (conclusão).

Emissions to air		Amount	Unit
Lead		2,0186E-09	kg
Copper		7,0418E-08	kg
Mercury		4,9972E-13	kg
Carbon monoxide, fossil		2,2954E-04	kg
Chromium VI		2,4987E-12	kg
Particulates, <2.5 µm		3,1725E-05	kg
Nickel		2,1051E-09	kg
Dinitrogen monoxide		9,4422E-07	kg
Ammonia		3,5715E-07	kg
Particulates, >10 µm		4,0457E-06	kg
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons		2,8572E-11	kg
Sulfur dioxide		2,4987E-06	kg
Benzene		2,1462E-07	kg
Toluene		1,1201E-06	kg
Xylene		5,3655E-07	kg
Nitrogen oxides		9,1722E-04	kg
Emissions to water		Amount	Unit
Nickel		1,6404E-09	kg
Cadmium		1,2694E-10	kg
Copper		8,4951E-09	kg
Chromium		6,0539E-10	kg
Zinc		3,5850E-07	kg
Lead		5,2240E-09	kg
Emissions to soil		Amount	Unit
Copper		8,4951E-09	kg
Lead		5,2240E-09	kg
Zinc		3,5850E-07	kg
Chromium		6,0539E-10	kg
Nickel		1,6404E-09	kg
Cadmium		1,2694E-10	kg

Fonte: Adaptado de PRé Consultants (2016).

Quadro 11 – ICV do avião sob a forma sistêmica (continua).

Outputs to technosphere: products and co-products	Amount	Unit	
Transport, passenger, aircraft {RoW} intracontinental Alloc Rec, U *	1,0000E+00	person.km	
Inputs from technosphere	Amount	Unit	
Aircraft, medium haul {RoW} production Alloc Rec, U	2,3800E-10	p	
Airport {RoW} construction Alloc Rec, U	3,3200E-14	p	
Kerosene {RoW} market for Alloc Rec, U	4,5300E-02	kg	
Emissions to air	Amount	Unit	Sub-compart.
Benzene	3,7062E-07	kg	low. pop.
Nitrogen oxides	2,6009E-04	kg	low. pop.
Zinc	8,0167E-09	kg	stratosphere + troposphere
NM VOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	5,3788E-06	kg	stratosphere + troposphere
Butadiene	3,5112E-07	kg	low. pop.
Formaldehyde	2,9260E-06	kg	low. pop.
Zinc	1,8706E-08	kg	
Mercury	1,3004E-12	kg	low. pop.
Lead	3,7411E-10	kg	

Quadro 11 – ICV do avião sob a forma sistêmica (conclusão).

Emissions to air	Amount	Unit	Sub-compart.
Cadmium	8,0167E-11	kg	stratosphere + troposphere
Lead	3,7155E-10	kg	low. pop.
Benzene	3,7318E-07	kg	
Particulates, <2.5 µm	3,0464E-07	kg	stratosphere + troposphere
Sulfur dioxide	1,8706E-05	kg	
Dinitrogen monoxide	2,4050E-07	kg	stratosphere + troposphere
Carbon monoxide, fossil	2,9662E-05	kg	stratosphere + troposphere
Methane, fossil	4,0084E-07	kg	stratosphere + troposphere
Carbon monoxide, fossil	6,9211E-05	kg	
Particulates, <2.5 µm	7,0595E-07	kg	low. pop.
Methane, fossil	9,3529E-07	kg	
Water/m ³	2,3036E-05	m ³	low. pop.
Nickel	1,3094E-09	kg	
Selenium	1,8706E-10	kg	
Carbon dioxide, fossil	5,8519E-02	kg	low. pop.
Carbon dioxide, fossil	5,8923E-02	kg	
Hydrogen chloride	1,6087E-08	kg	
Mercury	1,3094E-12	kg	
Chromium	4,0084E-10	kg	stratosphere + troposphere
Cadmium	1,8706E-10	kg	
Sulfur dioxide	8,0167E-06	kg	stratosphere + troposphere
Hydrogen chloride	1,5977E-08	kg	low. pop.
Cadmium	1,8578E-10	kg	low. pop.
Ethylene oxide	3,3941E-06	kg	low. pop.
Particulates, <2.5 µm	7,1082E-07	kg	
Selenium	1,8578E-10	kg	low. pop.
Sulfur dioxide	1,8578E-05	kg	low. pop.
Butadiene	1,5152E-07	kg	stratosphere + troposphere
Dinitrogen monoxide	5,6117E-07	kg	
Nitrogen oxides	2,6188E-04	kg	
Formaldehyde	1,2626E-06	kg	stratosphere + troposphere
Copper	1,363E-08	kg	stratosphere + troposphere
Methane, fossil	9,289E-07	kg	low. pop.
Benzene	1,599E-07	kg	stratosphere + troposphere
Copper	3,158E-08	kg	low. pop.
Selenium	8,017E-11	kg	stratosphere + troposphere
Non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	1,255E-05	kg	
Water/m ³	9,941E-06	m ³	stratosphere + troposphere
Dinitrogen monoxide	5,573E-07	kg	low. pop.
Chromium	9,353E-10	kg	
Copper	3,180E-08	kg	
Non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	1,247E-05	kg	low. pop.
Ethylene oxide	3,418E-06	kg	
Carbon dioxide, fossil	2,525E-02	kg	stratosphere + troposphere
Hydrogen chloride	6,894E-09	kg	stratosphere + troposphere
Lead	1,603E-10	kg	stratosphere + troposphere
Nitrogen oxides	1,122E-04	kg	stratosphere + troposphere
Carbon monoxide, fossil	6,874E-05	kg	low. pop.
Water/m ³	2,320E-05	m ³	
Butadiene	3,535E-07	kg	
Formaldehyde	2,946E-06	kg	
Nickel	5,612E-10	kg	stratosphere + troposphere
Ethylene oxide	1,465E-06	kg	stratosphere + troposphere
Zinc	1,858E-08	kg	low. pop.
Mercury	5,612E-13	kg	stratosphere + troposphere
Chromium	9,289E-10	kg	low. pop.
Nickel	1,300E-09	kg	low. pop.

Fonte: Adaptado de PRÉ Consultants (2016).

Quadro 12 – ICV do carro elétrico sob a forma sistêmica.

Outputs to technosphere: products and co-products	Amount	Unit
Transport, passenger car, electric {GLO} processing *	1,0000E+00	km
Inputs from technosphere		
Passenger car, electric, without battery {GLO} production Alloc Rec, U	6,1215E-03	kg
Maintenance, passenger car, electric, without battery {GLO} processing Alloc Rec, U	6,6667E-06	p
Battery, Li-ion, rechargeable, prismatic {GLO} production Alloc Rec, U	2,6200E-03	kg
Road {RoW} road construction Alloc Rec, U	4,8748E-04	my
Electricity, low voltage {BR} market for Alloc Rec, U*	1,9900E-01	kWh
Outputs to technosphere: waste and emissions to treatment		
Brake wear emissions, passenger car {GLO} market for Alloc Rec, U	1,0504E-06	kg
Road wear emissions, passenger car {GLO} market for Alloc Rec, U	1,1554E-05	kg
Tyre wear emissions, passenger car {GLO} market for Alloc Rec, U	6,7568E-05	kg

Fonte: Adaptado de PRé Consultants (2016).

APÊNDICE C – Estatísticas do modelo de regressão

Tabela 4 – Teste de Durbin-Watson para as variáveis *dummy*.

Resumo do modelo ^b					
Modelo	R	R quadrado	R quadrado ajustado	Erro padrão da estimativa	Durbin-Watson
1	1,000 ^a	1,000	1,000	4,58E-07	2,158

Fonte: Elaborada pelo autor a partir do *software* IBM SPSS Statistics, 2018.

Notas:

^a Preditores: (Constante), *n_airplane*, *f_airplane*, *o_bus*, *t_bus*, *t_car_1*, *t_bicycle*, *o_car_1*, *t_car_3*, *n_car_3*, *f_car_3*, *o_bicycle*, *t_car_2*

^b Variável Dependente: valor

Tabela 5 – Análise de variância ANOVA para as variáveis *dummy*.

ANOVA ^a					
Modelo	Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.
1	Regressão	63790,078	12	5315,840	. ^b
	Resíduo	0,000	203	0,000	
	Total	63790,078	215		

Fonte: Elaborada pelo autor a partir do *software* IBM SPSS Statistics, 2018.

Notas:

^a Variável Dependente: valor

^b Preditores: (Constante), *n_airplane*, *f_airplane*, *o_bus*, *t_bus*, *t_car_1*, *t_bicycle*, *o_car_1*, *t_car_3*, *n_car_3*, *f_car_3*, *o_bicycle*, *t_car_2*

Tabela 6 – Coeficientes de regressão das variáveis *dummy*.

Coeficientes ^a								
Modelo	Coeficientes não padronizados		Coeficientes padronizados	t	Sig.	Estatísticas de colinearidade		
	B	Erro	Beta			Tolerância	FIV	
1	(Constante)	65,340	0,000		6,08E+08	0,000		
	<i>t_bicycle</i>	2,154	0,000	0,047	2,09E+07	0,000	0,6000	1,6667
	<i>t_car_1</i>	49,189	0,000	1,067	4,76E+08	0,000	0,6000	1,6667
	<i>t_car_2</i>	24,594	0,000	0,533	2,38E+08	0,000	0,6000	1,6667
	<i>t_car_3</i>	16,396	0,000	0,356	1,59E+08	0,000	0,6000	1,6667
	<i>t_bus</i>	16,039	0,000	0,348	1,55E+08	0,000	0,6000	1,6667
	<i>o_bicycle</i>	0,554	0,000	0,014	6,57E+06	0,000	0,6667	1,5000
	<i>o_car_1</i>	12,643	0,000	0,319	1,50E+08	0,000	0,6667	1,5000
	<i>o_bus</i>	4,122	0,000	0,104	4,89E+07	0,000	0,6667	1,5000
	<i>f_car_3</i>	0,128	0,000	0,004	1,75E+06	0,000	0,7500	1,3333
	<i>f_airplane</i>	0,191	0,000	0,005	2,62E+06	0,000	0,7500	1,3333
	<i>n_car_3</i>	1,329	0,000	0,036	1,82E+07	0,000	0,7500	1,3333
	<i>n_airplane</i>	4,460	0,000	0,122	6,11E+07	0,000	0,7500	1,3333

Fonte: Elaborada pelo autor a partir do *software* IBM SPSS Statistics, 2018.

Nota:

^a Variável Dependente: valor.

Tabela 7 – Diagnóstico de colinearidade das variáveis *dummy*.Diagnóstico de colinearidade^a

Modelo	Autovalor	IC	Proporções de variância												
			(Cte)	t_bike	t_car_1	t_car_2	t_car_3	t_bus	o_bike	o_car_1	o_bus	f_car_3	f_plane	n_car_3	n_plane
1	4,118	1,000	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
2	1,000	2,029	0,00	0,05	0,09	0,25	0,00	0,01	0,00	0,06	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
3	1,000	2,029	0,00	0,06	0,07	0,05	0,15	0,12	0,03	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	1,000	2,029	0,00	0,14	0,09	0,03	0,07	0,13	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
5	1,000	2,029	0,00	0,02	0,00	0,05	0,05	0,03	0,00	0,17	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
6	1,000	2,029	0,00	0,03	0,10	0,00	0,12	0,07	0,09	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
7	1,000	2,029	0,00	0,09	0,05	0,02	0,00	0,03	0,19	0,07	0,03	0,01	0,01	0,00	0,00
8	1,000	2,029	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25
9	1,000	2,029	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,23	0,23	0,00	0,00
10	0,333	3,515	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,38	0,37	0,37
11	0,288	3,783	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,25	0,25	0,25	0,23	0,23	0,23	0,23
12	0,204	4,497	0,01	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,27	0,27	0,27	0,05	0,05	0,05	0,05
13	0,058	8,457	0,98	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,14	0,14	0,14	0,09	0,09	0,09	0,09

Fonte: Elaborada pelo autor a partir do *software* IBM SPSS Statistics, 2018.Tabela 8 – Estatística dos resíduos das variáveis *dummy*.Estatísticas de resíduos^a

	Mínimo	Máximo	Média	Erro Desvio	N
Valor previsto	6,53E+01	1,32E+02	8,98E+01	1,72E+01	216
Resíduo	-6,35E-07	4,24E-07	1,08E-14	2,08E-07	216
Erro Valor previsto	-1,42E+00	2,44E+00	1,11E-15	1,00E+00	216
Erro Resíduo	-1,45E+00	9,69E-01	2,46E-08	4,74E-01	216

Fonte: Elaborada pelo autor a partir do *software* IBM SPSS Statistics, 2018.

Nota:

^a Variável Dependente: valor.Tabela 9 – ANOVA de confirmação do Teste Goldfeld-Quandt para as variáveis *dummy*.

Grupamento	ANOVA							
	2/5 menor				2/5 maior			
	gl	SQE	MQ	F	gl	SQE	MQ	F
Regressão	13	3,09E+03	237,7292	5,09E+15	13	1,42E+04	1090,346	2,98E+16
Resíduo	72	3,3644E-12	4,67E-14		75	3,5660E-12	4,75E-14	
Total	85	3,09E+03			88	1,42E+04		

Fonte: Elaborada pelo autor a partir do *software* MS Excel, 2018.Tabela 10 – Resumo do Teste de Goldfeld-Quandt para as variáveis *dummy*.

Análise	Valor
SQE _{menor}	3,36E-12
SQE _{maior}	3,57E-12
Goldfeld-Quandt	1,06
GI Numerador	75
GI Denominador	72
F-Tab (60;60;5%)	1,53
F-Tab (100;120;5%)	1,37
GQ < F-Tab	Homocedástico

Fonte: Elaborada pelo autor a partir do *software* MS Excel, 2018.

APÊNDICE D – Contribuição de cada hábito de transporte em ponto médio

Tabela 11 – Impactos individualizados dos hábitos nas categorias em ponto médio.

Categoria	Unit	α2	α3a	α3b	α3c	α4	β2	β3a	β4	γ3c	γ4	γ5	δ3c	δ4	δ5
CC	kg CO2 eq	17,34	444,85	222,43	148,28	133,89	4,46	114,34	34,41	53,12	47,96	57,89	550,97	497,47	624,59
TA	kg SO2 eq	0,09	1,41	0,71	0,47	0,90	0,02	0,36	0,23	0,17	0,32	0,22	1,75	3,36	2,35
FE	kg P eq	0,006	0,095	0,048	0,032	0,010	0,002	0,025	0,002	0,011	0,003	0,001	0,118	0,035	0,013
HT	kg 1,4-DB eq	6,86	145,94	72,97	48,65	11,83	1,76	37,51	3,04	17,43	4,24	1,68	180,75	43,96	18,09
POF	kg NMVOC	0,06	1,42	0,71	0,47	1,45	0,02	0,36	0,37	0,17	0,52	0,29	1,75	5,40	3,12
PMF	kg PM10 eq	0,05	0,68	0,34	0,23	0,42	0,01	0,18	0,11	0,08	0,15	0,08	0,85	1,55	0,83
ALO	m2a	0,47	42,17	21,09	14,06	1,17	0,12	10,84	0,30	5,04	0,42	0,10	52,24	4,34	1,10
MD	kg Fe eq	3,87	48,59	24,29	16,20	3,57	0,99	12,49	0,92	5,80	1,28	0,27	60,18	13,25	2,86
FD	kg oil eq	4,47	131,41	65,70	43,80	47,04	1,15	33,78	12,09	15,69	16,85	20,03	162,75	174,77	216,10
Categoria	Unit	Normalização													
CC	-	4%	100%	50%	33%	30%	4%	100%	30%	92%	83%	100%	88%	80%	100%
TA	-	6%	100%	50%	33%	64%	6%	100%	64%	52%	100%	67%	52%	100%	70%
FE	-	7%	100%	50%	33%	10%	7%	100%	10%	100%	30%	10%	100%	30%	11%
HT	-	5%	100%	50%	33%	8%	5%	100%	8%	100%	24%	10%	100%	24%	10%
POF	-	4%	97%	49%	32%	100%	4%	97%	100%	32%	100%	56%	32%	100%	58%
PMF	-	8%	100%	50%	33%	61%	8%	100%	61%	55%	100%	51%	55%	100%	53%
ALO	-	1%	100%	50%	33%	3%	1%	100%	3%	100%	8%	2%	100%	8%	2%
MD	-	8%	100%	50%	33%	7%	8%	100%	7%	100%	22%	5%	100%	22%	5%
FD	-	3%	100%	50%	33%	36%	3%	100%	36%	78%	84%	100%	75%	81%	100%

Fonte: Elaborada pelo autor, 2018.

Nota:

CC: Mudança climática; **TA:** Acidificação terrestre; **FE:** Eutrofização em água doce; **HT:** Toxicidade humana; **POF:** Formação de oxidantes fotoquímicos; **PMF:** Formação de material particulado; **ALO:** Ocupação de solo agrícola; **MD:** Depleção de metais; **FD:** Depleção fóssil.

APÊNDICE E – Variáveis do eixo horizontal (x): gráficos *midpoint* e *endpoint*

Quadro 13 – Relação entre código numerador e combinação.

Código Numerador	Combinação			
	α	β	γ	δ
1	$\alpha 1$	$\beta 1$	$\gamma 4$	$\delta 5$
2	$\alpha 1$	$\beta 4$	$\gamma 3c$	$\delta 4$
3	$\alpha 1$	$\beta 4$	$\gamma 5$	$\delta 3c$
4	$\alpha 2$	$\beta 2$	$\gamma 5$	$\delta 3c$
5	$\alpha 2$	$\beta 3a$	$\gamma 4$	$\delta 3c$
6	$\alpha 2$	$\beta 4$	$\gamma 3c$	$\delta 4$
7	$\alpha 3a$	$\beta 2$	$\gamma 3c$	$\delta 3c$
8	$\alpha 3a$	$\beta 2$	$\gamma 4$	$\delta 3c$
9	$\alpha 3a$	$\beta 3a$	$\gamma 3c$	$\delta 3c$
10	$\alpha 3a$	$\beta 4$	$\gamma 3c$	$\delta 4$
11	$\alpha 3a$	$\beta 4$	$\gamma 4$	$\delta 3c$
12	$\alpha 3a$	$\beta 4$	$\gamma 5$	$\delta 4$
13	$\alpha 3b$	$\beta 1$	$\gamma 4$	$\delta 5$
14	$\alpha 3b$	$\beta 2$	$\gamma 3c$	$\delta 3c$
15	$\alpha 3b$	$\beta 3a$	$\gamma 3c$	$\delta 3c$
16	$\alpha 3b$	$\beta 4$	$\gamma 3c$	$\delta 4$
17	$\alpha 3b$	$\beta 4$	$\gamma 4$	$\delta 5$
18	$\alpha 3c$	$\beta 2$	$\gamma 5$	$\delta 3c$
19	$\alpha 4$	$\beta 2$	$\gamma 4$	$\delta 3c$
20	$\alpha 4$	$\beta 3a$	$\gamma 3c$	$\delta 5$

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Notas:

Trajetos:

α : casa – local de trabalho;

β : casa – outros locais;

γ : casa – viagem de férias;

δ : casa – viagem a negócios.

Meios de transporte:

1: a pé;

2: bicicleta;

3a: carro com 1 ocupante;

3b: carro com 2 ocupantes;

3c: carro com 3 ocupantes;

4: ônibus;

5: avião.

