

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
BACHARELADO EM ENGENHARIA QUÍMICA

POLLYANE NATALLY ALINO SANTOS

**AVALIAÇÃO DE MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO DE AICV PARA
A CATEGORIA MATERIAL PARTICULADO NO CONTEXTO
BRASILEIRO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

PONTA GROSSA

2018

POLLYANE NATALLY ALINO SANTOS

**AVALIAÇÃO DE MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO DE AICV PARA
A CATEGORIA MATERIAL PARTICULADO NO CONTEXTO
BRASILEIRO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química, do Departamento de Engenharia Química, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Yara de Souza Tadano

PONTA GROSSA

2018



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Câmpus Ponta Grossa
Departamento Acadêmico de Engenharia Química



TERMO DE APROVAÇÃO

Avaliação de Modelos de Caracterização de AICV para a Categoria Material Particulado no Contexto Brasileiro

por

Pollyane Natally Alino Santos

Monografia apresentada no dia 08 de junho de 2018 ao Curso de Engenharia Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Ponta Grossa. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dr. Fabio Neves Puglieri
(UTFPR-PG)

Prof. Dr. Cassiano Moro Piekarski
(UTFPR-PG)

Profa. Dra. Yara de Souza Tadano
(UTFPR-PG)
Orientadora

Profa. Dra. Juliana de Paula Martins
Responsável pelo TCC do Curso de Engenharia Química

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Ana e Benedito Vitor, e aos meus irmãos, Anna Luiza e Victor Hugo, pelo apoio durante a faculdade.

À orientadora Professora Doutora Yara de Souza Tadano, pela atenção e suporte durante a realização desse trabalho, e também pela orientação na iniciação científica, que foi o primeiro passo para que esse trabalho pudesse ser executado.

À todas as pessoas com as quais convivi durante a graduação, o meu muito obrigada. Espero que nossa amizade possa se estender a muito mais que esses cinco anos.

Agradeço aos meus amigos mais próximos de Cornélio Procópio, Londrina, Andirá e Joaçaba. Obrigada por todos os momentos em que vocês me apoiaram, e por me mostrarem que a amizade é algo que pode se fortalecer mesmo com a distância.

Em especial, agradeço aos meus amigos de Ponta Grossa, que se tornaram a minha segunda família. Obrigada por todos os momentos que passamos juntos, e por toda a felicidade compartilhada. Sem vocês, essa caminhada não teria sido tão gratificante.

Por fim, agradeço a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para que essa graduação fosse possível.

RESUMO

ALINO SANTOS, Pollyane Natally. **Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria material particulado no contexto brasileiro**. 84 p. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, 2018.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que tem por objetivo analisar os potenciais impactos ambientais que podem ser causados por um produto ou processo, durante todo o seu ciclo de vida. Ela é composta por quatro fases, sendo uma delas a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que converte os resultados da fase de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) em impactos, a partir de modelos matemáticos denominados modelos de caracterização. Esses modelos são desenvolvidos especificamente para as diferentes categorias de impacto consideradas, podendo existir vários modelos para uma mesma categoria. Cabe ao praticante de ACV escolher o modelo que será utilizado. Como a maioria dos modelos foram desenvolvidos na Europa e Estados Unidos, nem sempre levam em consideração características específicas para as diferentes regiões do Brasil, mesmo os modelos que desenvolvem fatores específicos para o Brasil. Assim, em 2014 foi criada a Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), engajada no desenvolvimento e aprimoramento dos modelos de AICV no contexto brasileiro, sendo a formação de material particulado (MP) uma das categorias atualmente estudadas pela Rede. Portanto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar os modelos de caracterização para a formação de material particulado, a fim de determinar o mais adequado para a realidade brasileira. A análise foi realizada a partir de 3 critérios: escopo, robustez científica e presença de fator de caracterização para o Brasil. Dentre os modelos recomendados pelo *Life Cycle Assessment Compendium*, publicado por Hauschild e Huijbregts (2015), selecionou-se três para serem analisados - Van Zelm *et al.* (2008), Humbert (2009) e Gronlund *et al.* (2014). Além destes, foi ainda analisado o modelo de Van Zelm *et al.* (2016). Os trabalhos desenvolvidos por Humbert (2009) e Gronlund *et al.* (2014) calcularam seus FC por arquétipos, enquanto os trabalhos desenvolvidos por Van Zelm *et al.* (2008 e 2016), calcularam os FC por regiões emissoras. A partir dessa análise, pôde-se concluir que, dentre os modelos de caracterização estudados, o mais adequado para utilização interinamente nos estudos de AICV no território brasileiro é o de Van Zelm *et al.* (2016), por ser o único que possui um fator de caracterização específico para o Brasil.

Palavras-chave: material particulado, modelos de caracterização, fator de caracterização, AICV, RAICV.

ABSTRACT

ALINO SANTOS, Pollyane Natally. **Evaluation of LCIA characterization models for particulate matter in the Brazilian context**. 84 p. 2018. Work of Conclusion Course (Graduation in Chemical Engineering) – Federal Technology University - Paraná. Ponta Grossa, 2018.

The Life Cycle Assessment (LCA) is a tool that aims to analyze the potential environmental impacts that can be caused by a product or process, throughout its life cycle. It has four phases, one of which is the Life Cycle Impact Assessment (LCIA), which converts the results of the Life Cycle Inventory (LCI) into impacts, using mathematical models called characterization models. These models are developed specifically for the different impact categories considered, and there may be several models for the same category. It is up to the ACV applier to choose the model that will be used. As most models were developed in Europe and the United States, they do not always take into account specific characteristics for the different regions of Brazil, even the models that develop specific factors for Brazil. Thus, in 2014 the Research Network on Life Cycle Impact Assessment (RAICV) was created, committed in the development and improvement of LCIA models in the Brazilian context, with the particulate matter (PM) formation being one of the categories currently studied by the Network. Therefore, the aim of the present work was to evaluate the characterization models for particulate matter formation, in order to determine the most appropriate for the Brazilian reality. The analysis was based on 3 criteria: scope, scientific robustness and presence of characterization factor for Brazil. Among the models recommended by the Life Cycle Assessment Compendium, published by Hauschild and Huijbregts (2015), three were selected for analysis - Van Zelm *et al.* (2008), Humbert (2009) and Gronlund *et al.* (2014). In addition, the model of Van Zelm *et al.* (2016) was analyzed. The work developed by Humbert (2009) and Gronlund *et al.* (2014) calculated their CF by archetypes, while the work developed by Van Zelm *et al.* (2008 and 2016), calculated the CF by source and regions. From this analysis, it was possible to conclude that, among the studied characterization models, the most suitable to be used interimly in LCIA studies in the Brazilian territory is that of Van Zelm *et al.* (2016), as it is the only one that has a specific characterization factor for Brazil.

Key words: particulate matter, characterization models, characterization fator, LCIA, RAICV.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Comparação do MP _{2,5} e do MP ₁₀ com um fio de cabelo e um grão de areia	20
Figura 2 – Efeitos do material particulado na saúde humana	21
Figura 3 – Fases da Avaliação do Ciclo de Vida	26
Figura 4 – Fluxograma das categorias de ponto médio relacionadas com as suas áreas de proteção	29
Figura 5 – Cadeia de causa-efeito para avaliar os efeitos na saúde humana por exposição a MP _{2,5} na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida	31
Quadro 1 – Resumo dos impactos do material particulado observados em diferentes estudos	22
Quadro 2 - Modelos de caracterização para material particulado recomendados por Hauschild e Huijbregt (2015)	37
Quadro 3 - Critérios para comparação e seleção dos modelos de caracterização para a categoria de impacto formação de material particulado	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões de qualidade do ar para o estado de São Paulo.....	18
Tabela 2 – Padrões de qualidade do ar para o estado do Paraná.....	19
Tabela 3 – Pontuação utilizada para a análise comparativa dos modelos.....	39
Tabela 4 – Fatores de caracterização por Van Zelm <i>et al.</i> (2008)*.....	52
Tabela 5 - Fatores de caracterização temporários para exposição a vários tipos de material particulado e outros compostos inorgânicos respiratórios recomendados por Humbert (2009).....	53
Tabela 6 – Fatores de caracterização recomendados por Gronlund <i>et al.</i> (2014)	54
Tabela 7 – Fatores de caracterização de Van Zelm <i>et al.</i> (2016) para o Brasil	55
Tabela 8 – Comparação dos modelos.....	57
Tabela 9 – Pontuação atribuída aos modelos	58

LISTA DE SIGLAS E ACRÔNIMOS

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
DALY	Anos de Vida perdidos por Incapacidade (do inglês, <i>Disability Adjusted Life Years</i>)
DF	Fator de dano (do inglês <i>damage factor</i>)
EDIP	Desenvolvimento Ambiental de Produtos Industriais (do inglês <i>Environmental Development of Industrial Products</i>)
EF	Fator de efeito (do inglês <i>effect factor</i>)
FC	Fator de Caracterização
FF	Fator de destino (do inglês <i>fate factor</i>)
FMC	Fumaça
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
iF	Fator de inalação (do inglês <i>intake factor</i>)
MI	Médias Intermediárias
MP	Material Particulado
PF	Padrões Finais
PTS	Partículas Totais em Suspensão
RAICV	Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
SEMA	Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SETAC	Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (do inglês <i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>)
SF	Fator de severidade (do inglês <i>severity factor</i>)
US EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (do inglês <i>United States Environmental Protection Agency</i>)

UNEP Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (do inglês *United Nations Environment Programme*)

XF Fator de exposição (do inglês *exposure factor*)

YLD Anos de Vida Vividos com Incapacidade (do inglês *Years Lived with Disability*)

YLL Anos de Vida Perdidos (do inglês *Years of Life Lost*)

LISTA DE SÍMBOLOS

CH ₂ O	Formaldeído (material orgânico)
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
H ₂ O	Água
HNO ₃	Ácido nítrico
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
NH ₃	Amônia
NH ₄ NO ₃	Nitrato de amônio
(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de amônio
NO	Óxido nítrico
NO ₂	Dióxido de Nitrogênio
NO _x	Óxidos de Nitrogênio
O ₂	Oxigênio
O ₃	Ozônio
Pb	Chumbo
SO ₂	Dióxido de Enxofre
SO ₃	Óxido sulfúrico
SO _x	Óxidos de enxofre

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS.....	14
1.1.1	OBJETIVO GERAL	14
1.1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
1.2	JUSTIFICATIVA.....	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	POLUIÇÃO	16
2.2	MATERIAL PARTICULADO	19
2.2.1	PROCESSOS QUÍMICOS DA FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO....	23
2.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	24
2.3.1	ACV no Brasil.....	26
2.4	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA.....	27
2.4.1	Métodos e modelos	30
2.4.2	Categoria de impacto Formação de material particulado.....	32
2.4.2.1	Recomendações da UNEP/SETAC para fator de caracterização na categoria Formação de material particulado	32
3	METODOLOGIA.....	36
3.1	SELEÇÃO E DESCRIÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO DE AICV PARA A CATEGORIA DE IMPACTO FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO	36
3.2	CRITÉRIOS PARA ANÁLISE COMPARATIVA	37
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1	SELEÇÃO E DESCRIÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO PARA A CATEGORIA FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO.....	42
4.1.1	Modelo de caracterização de Van Zelm <i>et al.</i> (2008) – ReCiPe	42
4.1.2	Modelo de caracterização de Humbert (2009) – ILCD/LCIA	44
4.1.3	Modelo de caracterização de <i>Gronlund et al.</i> (2014) - IMPACT World+	46
4.1.4	Modelo de caracterização de Van Zelm <i>et al.</i> (2016) - ReCiPe	49
4.2	ANÁLISE COMPARATIVA	52
4.2.1	Van Zelm <i>et al.</i> (2008).....	52
4.2.2	Humbert (2009)	53
4.2.3	<i>Gronlund et al.</i> (2014)	54
4.2.4	Van Zelm <i>et al.</i> (2016).....	55
4.2.5	Comparação e pontuação dos modelos	55

5	CONCLUSÃO.....	59
6	REFERÊNCIAS.....	61
	ANEXO A - Dados para o cálculo dos FC de Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	70
	ANEXO B - Dados para o cálculo dos FC de Humbert (2009).....	72
	ANEXO C - Dados para o cálculo dos FC de Gronlund <i>et al.</i> (2014).....	76
	ANEXO D - Dados para o cálculo dos FC de Van Zelm <i>et. al</i> (2016)	82

1 INTRODUÇÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ganhou destaque nas discussões ambientais nos últimos tempos, e vem cada vez mais sendo aplicada pelas empresas em estudos dos impactos causados pelos seus produtos ao meio ambiente e à saúde, em todo o seu ciclo de vida, desde a criação, uso até o descarte (IBICT, 2017).

Os estudos de ACV se iniciaram no final da década de 1960, nos Estados Unidos, motivados pela utilização, até então, despreocupada de recursos naturais, e pela preocupação de qual seria o impacto dessa ação para as gerações futuras (IBICT, 2017). No Brasil, a ACV começou a ser utilizada para análise de impactos ambientais em 1993, a partir da criação de um subcomitê no Grupo de Apoio à Normalização (SEO, KULAY, 2006).

Apesar de ser uma técnica recente no Brasil, a ACV está atingindo grandes patamares de aplicação, como a sua incorporação em rotulagens ambientais e Declarações Ambientais de Produto (DAP), regulamentadas pela NBR ISO 14024 (ABNT, 2004) e NBR ISO 14025 (ABNT, 2015b), e na recomendação da ISO 14001 (ABNT, 2015a) para identificação de aspectos e impactos ambientais de um produto.

Segundo a Norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a), a ACV é dividida em quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação, sendo que, especificamente, a análise de impacto é realizada na fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

Na AICV, os dados da fase de inventário se relacionam com os impactos a partir de modelos, que são desenvolvidos para regiões específicas no mundo, apresentando os impactos em nível global, regional ou local. Esses modelos são desenvolvidos para cada segmento de estudo da AICV, como impactos na camada de ozônio, efeito estufa, eutrofização, eco toxicidade, acidificação, no uso da terra e da água, na saúde humana, entre outros, chamados de categorias de impacto (UNEP/SETAC, 2016).

No intuito de aprimorar e desenvolver modelos de AICV melhor adaptados à realidade do Brasil, em 2014, foi criada a Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), consistindo em uma rede de pesquisadores de diferentes instituições engajados nesta tarefa desafiadora de adaptar os modelos de AICV ao contexto brasileiro (RAICV, 2017).

Dentre as categorias de impacto estudadas pela RAICV, está a categoria formação de material particulado, que é de grande complexidade, pois sua formação e disseminação variam muito de acordo com a região, sendo necessários muitos dados para uma avaliação realista do seu impacto à saúde humana. Como no Brasil as informações sobre a qualidade do ar são escassas, os estudos de AICV são prejudicados.

Assim, é necessária uma avaliação dos modelos de AICV existentes para a categoria material particulado, a fim de encontrar qual o mais adequado para o Brasil e, a partir desse estudo, identificar os fatores mais importantes a serem adaptados para esta categoria nos estudos de AICV no Brasil.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral eleger o modelo de caracterização para a categoria formação de material particulado mais adequado para Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) no contexto brasileiro.

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar os modelos de caracterização mais conhecidos de AICV para a categoria material particulado;
- Determinar os critérios a serem utilizados na comparação entre os modelos de caracterização;
- Comparar esses modelos, identificando as principais diferenças no cálculo do fator de caracterização;
- Recomendar o modelo mais adequado a ser aplicado interinamente para as condições brasileiras.

1.2 JUSTIFICATIVA

Um dos desafios atuais da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é gerar fatores de caracterização (FC) com um mínimo de incertezas nos resultados. Esta tarefa se torna complexa, pois existem diversos fatores de caracterização desenvolvidos para cada categoria de impacto, cada um com suas peculiaridades.

Um dos principais motivos para a complexidade do cálculo dos fatores de caracterização é a utilização de dados que variam entre uma região e outra, já que a utilização de um único fator para regiões diferentes pode trazer sub ou superestimação dos resultados. Por isso, é importante a regionalização dos modelos de caracterização, para que o maior número de condições regionais seja utilizado e, assim, o fator de caracterização esteja mais adequado às características de cada local e, assim, possa ser utilizado para outros fins, como na certificação de produtos, por exemplo.

Diante disso, a análise e comparação dos modelos de caracterização, se torna essencial para aprimorar os estudos de AICV. Uma das categorias de impacto que requer este tipo de análise é a de formação de material particulado, que é muito importante, dados os impactos que pode causar na saúde humana.

Atualmente, os fatores de caracterização para a categoria de formação de material particulado se adequam bem à realidade de países desenvolvidos, já que os modelos foram desenvolvidos por pesquisadores destes países. Entretanto, a maioria dos modelos não consideram características relevantes e específicas do Brasil, como clima, tipos de fontes de emissão, entre outros, trazendo subjetividade para estudos de AICV brasileiros. Essas características são muito significativas para países de dimensões continentais como o Brasil. Desta forma, torna-se de suma importância analisar os modelos de caracterização existentes e identificar qual está mais adequado à realidade brasileira.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesse capítulo serão apresentados alguns conceitos relacionados à poluição atmosférica e material particulado. Também serão apresentados os conceitos de Avaliação de Ciclo de Vida e Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, com ênfase na categoria de impacto formação de material particulado.

2.1 POLUIÇÃO

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 2017), define a poluição atmosférica como a dispersão no ar de substâncias que, em concentração elevada o suficiente, podem causar danos aos seres humanos, assim como aos animais, à vegetação ou ao meio ambiente.

Esses contaminantes são chamados de poluentes atmosféricos, e são definidos como quaisquer matérias capazes de acarretar na poluição, sejam eles partículas sólidas, gotículas líquidas, gases, ou uma combinação deles, e compostos de substâncias naturais ou artificiais, formadas a partir da matéria transportada pelo ar (US EPA, 2009).

Segundo a US EPA (2009), os mais de 100 poluentes identificados se dividem em dois grupos principais: os emitidos diretamente por fontes identificáveis; e os formados, ou pela interação entre dois ou mais poluentes primários emitidos anteriormente, ou por reação com constituintes atmosféricos normais, com ou sem foto ativação. Os poluentes não atribuíveis a esses dois grupos maiores são aqueles de origem natural, como é o caso do pólen, nevoeiro e poeira.

Além desses dois grupos maiores, há subdivisões das categorias de classificação dos poluentes atmosféricos, sendo algumas delas: poluentes sólidos, compostos de enxofre, produtos químicos orgânicos voláteis, partículas, compostos de nitrogênio, compostos de oxigênio, compostos de halogênio, compostos radioativos e odores (US EPA, 2009).

O maior conhecimento e estudo sobre esses poluentes fez com que a preocupação com a qualidade do ar ganhasse cada vez mais espaço, acarretando na criação de leis e resoluções para o monitoramento dessa qualidade. No Brasil, o

Ministério do Meio Ambiente (MMA) faz esse controle a partir da Resolução CONAMA nº 003/1990, e define os padrões de qualidade do ar como “as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral” (RESOLUÇÃO CONAMA nº 003/1990, ART 1º, p. 342).

Esta resolução também divide esse conceito de padrão de qualidade em padrões primários e secundários. As concentrações limite de poluentes que poderão afetar a saúde da população são chamadas de padrões primários. Já os padrões secundários são os desejados para se possa obter uma boa qualidade do ar, e são definidos como “concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral” (RESOLUÇÃO CONAMA nº 003/1990, ART 2º, p. 342).

Dentre as inúmeras substâncias consideradas poluentes, a resolução CONAMA nº 003/1990, em seu Artigo 3º, reconhece como poluentes: partículas totais em suspensão (PTS), fumaça (FMC), partículas inaláveis, dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de carbono (CO), ozônio (O₃) e dióxido de nitrogênio (NO₂).

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é um centro de referência quando se trata de questões ambientais, e no Brasil é o órgão com o relatório mais completo sobre o monitoramento da qualidade do ar dos poluentes citados. Para realizar esse monitoramento, a CETESB segue o Decreto Estadual nº 59113/2013, que define os padrões de qualidade do ar a serem seguidos, a partir de médias intermediárias e padrões finais.

As médias intermediárias (MI) são valores a serem atingidos para garantir a melhoria gradativa da qualidade do ar no Estado de São Paulo, e os padrões finais (PF) são aqueles definidos a fim de atingir uma melhor situação da saúde da população em relação aos danos causados pela poluição atmosférica (CETESB, 2017).

A Tabela 1 apresenta os padrões de qualidade do ar propostos no relatório de qualidade do ar da CETESB (CETESB, 2017). Os valores utilizados para controle são as médias intermediárias, e quando essas não estão disponíveis, utiliza-se o padrão final, como é o caso do monóxido de carbono, partículas totais em suspensão e chumbo (Pb). Os padrões citados para FMC e PTS são utilizados

apenas em situações específicas, e o Pb é monitorado apenas em algumas regiões (CETESB, 2017).

Tabela 1 – Padrões de qualidade do ar para o estado de São Paulo

Poluente	Tempo de amostragem	MI* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PF ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas inaláveis (MP₁₀)	24 horas	120	50
	Média aritmética anual	40	20
Partículas inaláveis finas (MP_{2,5})	24 horas	60	25
	Média aritmética anual	20	10
Dióxido de enxofre (SO₂)	24 horas	60	20
	Média aritmética anual	40	-
Dióxido de nitrogênio (NO₂)	1 hora	260	200
	Média aritmética anual	60	40
Ozônio (O₃)	8 horas	140	100
Monóxido de carbono (CO)	8 horas	-	9 ppm
Fumaça (FMC)	24 horas	120	50
	Média aritmética anual	40	20
Partículas totais em suspensão (PTS)	24 horas	-	240
	Média geométrica anual	-	80
Chumbo (Pb)	Média aritmética anual	-	0,5

*Foram incluídos apenas os padrões em vigência.

Fonte: Adaptado de CETESB (2017).

Para o Paraná, esses padrões são definidos pela Secretária de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, a partir da Resolução SEMA nº 016/2014 (SEMA, 2014) e estão publicados no Relatório de Qualidade do Ar do Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2013), conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Padrões de qualidade do ar para o estado do Paraná

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão primário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹	Padrão secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹
Partículas totais em suspensão (PTS)	24 horas	240 ²	150 ²
	Média geométrica anual	80	60
Fumaça (FMC)	24 horas	150 ²	100 ²
	Média aritmética anual	60	40
Partículas inaláveis (MP₁₀)	24 horas	150 ²	150 ²
	Média aritmética anual	50	50
Dióxido de enxofre (SO₂)	24 horas	365 ²	100 ²
	Média aritmética anual	80	40
Monóxido de carbono (CO)	1 hora	40.000 ²	40.000 ²
	8 horas	10.000 ²	10.000 ²
Ozônio (O₃)	1 hora	160 ²	160 ²
Dióxido de nitrogênio (NO₂)	1 hora	320	190
	Média aritmética anual	100	100

¹ Condições de referência: 25 °C e 101,32 kPa. ² Essas concentrações não devem ser excedidas mais de uma vez ao ano.

Fonte: IAP (2013)

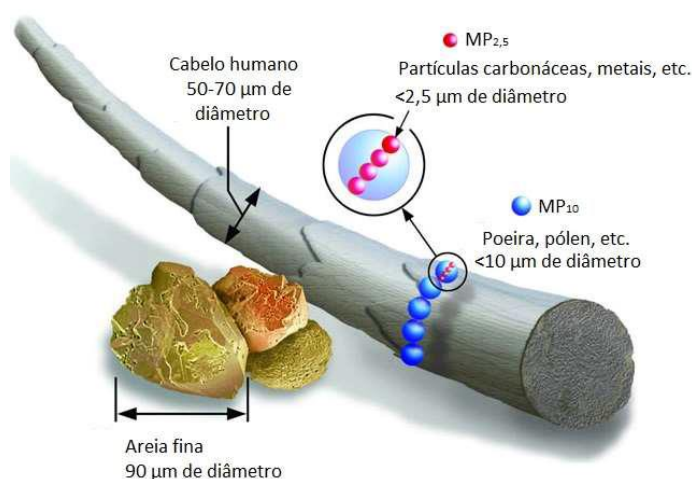
Segundo a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2016), de todos os poluentes, o material particulado é o que mais afeta negativamente a população.

2.2 MATERIAL PARTICULADO

A US EPA (2003) define material particulado como uma “mistura de sólidos microscópicos e gotículas líquidas suspensas no ar. Esse material pode conter ácidos, como nitratos e sulfatos, substâncias químicas orgânicas, metais, poeira, pólen e esporos de fungos”.

A US EPA (2003) também classifica o material particulado em dois tamanhos diferentes: $MP_{2,5}$, onde se enquadram as partículas com diâmetro aerodinâmico menor que $2,5 \mu\text{m}$, e MP_{10} , compreendendo as partículas com diâmetro aerodinâmico menor que $10 \mu\text{m}$. Para melhor compreender a dimensão destas partículas, a Figura 1 apresenta uma comparação com um fio de cabelo e um grão de areia.

Figura 1 - Comparação do $MP_{2,5}$ e do MP_{10} com um fio de cabelo e um grão de areia



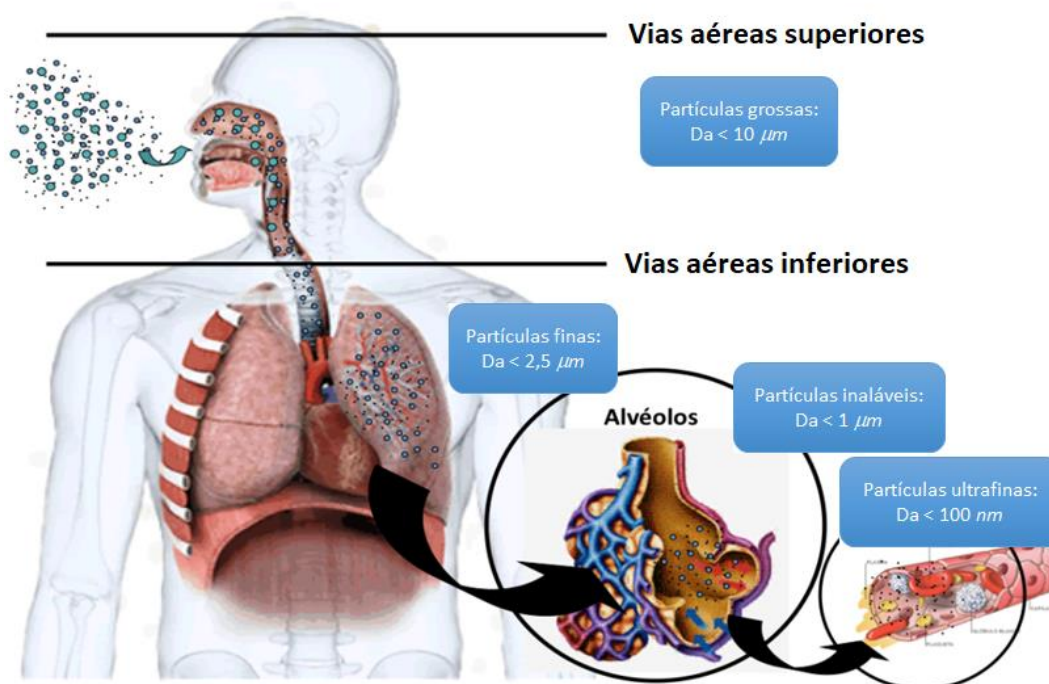
Fonte: Traduzido de US EPA (2016)

Essas partículas, por serem muito pequenas, têm um grande impacto na saúde humana, pois podem ser inaladas e então entrar no pulmão, afetando o sistema respiratório. As mais finas podem até ser absorvidas pela corrente sanguínea (US EPA, 2016), como pode ser observado na Figura 2.

As partículas grossas, que são aquelas com diâmetro aerodinâmico maior que $10 \mu\text{m}$, ao serem inaladas, afetam mais as vias aéreas superiores (nariz e garganta), e são expelidas facilmente, causando menos problemas para a saúde humana. Já as partículas mais finas, com diâmetro aerodinâmico menor ou igual à $2,5 \mu\text{m}$, conseguem entrar nas vias aéreas inferiores, como traqueias, brônquios, bronquíolos e alvéolos pulmonares. (RIBEIRO, 2016)

Entre os efeitos causados pelo material particulado na saúde humana, estão: morte prematura em pessoas com doenças cardíacas ou pulmonares, ataques cardíacos não fatais, arritmia cardíaca, asma agravada, diminuição da função pulmonar, irritação das vias respiratórias, tosse ou dificuldade respiratória (US EPA, 2016).

Figura 2 – Efeitos do material particulado na saúde humana



Fonte: Traduzida de Guarieiro e Guarieiro (2013)

Segundo a US EPA (2003), pessoas com asma, doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) e doença arterial coronariana são mais suscetíveis e podem ter agravos com exposição ao material particulado. Pessoas fisicamente ativas também são mais propensas a serem afetadas, pois, ao praticarem exercícios físicos, são exigidas a respirarem mais profundamente e mais rápido, aumentando o risco de inalação de partículas. Os idosos também se enquadram na área de risco pela possibilidade de possuírem alguma doença não diagnosticada, podendo essa piorar pela inalação dessas partículas, podendo levar até a morte, e as crianças, por terem seus pulmões ainda em desenvolvimento, são mais propícias a desenvolverem doenças respiratórias, agravadas pelo material particulado.

Existem diversos estudos que avaliam os impactos do material particulado na saúde humana. Um exemplo é Patto *et al.* (2016), que associou a exposição ao MP₁₀ à redução da função respiratória em crianças em Tirana, na Albânia, com concentrações até 400 µg/m³, à hospitalização de crianças com pneumonia em Cubatão (SP) e em São José do Rio Preto (SP).

Cesar *et al.* (2013) verificou uma correlação entre a exposição ao material particulado fino (MP_{2.5}) e internações por doenças respiratórias em crianças em

Piracicaba (SP). Um resumo de alguns estudos realizados sobre o impacto do material particulado na saúde humana está apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 – Resumo dos impactos do material particulado observados em diferentes estudos

Autor	Poluente	Efeitos adversos
Cao <i>et al.</i> (2012)	MP _{2,5}	Associação com mortalidade cardiovascular e por problemas respiratórios.
Langrish <i>et al.</i> (2012)	MP _{2,5}	Redução na exposição reduz incidentes cardiovasculares em pessoas com doenças coronárias.
Nascimento <i>et al.</i> (2012)	MP _{2,5}	Aumento de 12% de risco de hospitalização com diagnóstico de acidente vascular cerebral.
Freitas <i>et al.</i> (2016)	MP ₁₀ , SO ₂ , O ₃	Aumento no risco relativo percentual para as hospitalizações por doenças respiratórias totais, doenças respiratórias em menores de 5 anos e doenças cardiovasculares devido ao aumento de 10 µg/m ³ na concentração dos poluentes considerados.
Nascimento <i>et al.</i> (2016)	MP _{2,5}	Redução na concentração de MP _{2,5} em 5 µg/m ³ implica na redução de internações em até 76 casos, com uma diminuição nos gastos de R\$ 84 mil por ano
Song <i>et al.</i> (2016)	MP _{2,5}	Aumento da concentração de MP _{2,5} nos meses de janeiro (133,10 µg/m ³) e dezembro (120,19 µg/m ³), e redução nos meses de julho (38,76 µg/m ³) e agosto (41,31 µg/m ³) e impactos em doenças cardiovasculares, respiratórias e casos de bronquite crônica.
Nascimento <i>et al.</i> (2017)	MP _{2,5}	Aumento em 3,8% e 5,6% no risco de atendimento ou internação, respectivamente, devido ao aumento de 4,2 µg/m ³ na concentração de MP _{2,5} .
Hwang <i>et al.</i> (2017)	MP _{2,5}	Redução de visitas a salas de emergências de hospitais devido às doenças respiratórias relacionadas à exposição à MP _{2,5}
Rodrigues <i>et al.</i> (2017)	MP _{2,5}	Aumento dos efeitos do MP _{2,5} relacionados a morbimortalidade por doenças cardiovasculares devido ao calor e baixa umidade.
Wang <i>et al.</i> (2017)	MP _{2,5}	Aumento dos riscos excessivos de doenças cardiovasculares devido a exposição diária a MP _{2,5} em concentrações maiores que 105 µg/m ³ e 115 µg/m ³
Machin e Nascimento (2018)	MP _{2,5}	Aumento no número de internações devido à uma elevação de 5 µg/m ³ na concentração de MP _{2,5}

Fonte: Autoria própria (2018).

2.2.1 PROCESSOS QUÍMICOS DA FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO

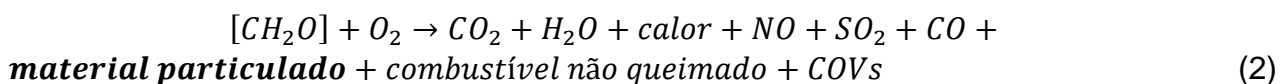
O material particulado pode ser de origem primária ou secundária. Material particulado primário é aquele que, ao ser emitido, já se encontra na forma de material particulado. Como exemplo, é possível citar a poeira e o carbono proveniente de fontes de emissão (chaminés), que também são chamados de material particulado grosseiro (EPA, 2018).

Material particulado secundário é aquele formado a partir de reações químicas que ocorrem na atmosfera. Por esse motivo, o material particulado pode ser formado em um lugar muito distante de onde as substâncias precursoras foram emitidas, estendendo ainda mais a abrangência do território afetado pelas emissões de material particulado. Podem ser considerados material particulado secundário: sulfatos formados a partir de emissões de dióxido de enxofre de usinas de energia e instalações industriais, e nitratos formados a partir de óxidos de nitrogênio liberados de usinas de energia, fontes móveis e outras fontes de combustão (EPA, 2018).

Em uma reação considerada ideal, na qual ocorre uma combustão completa do material orgânico presente na atmosfera, o produto dessa reação seria gás carbônico (CO₂) e água (H₂O), como mostrado na Equação 1.



Porém, nas condições naturais do meio ambiente, a combustão completa não é possível. Isso ocorre porque a quantidade de oxigênio disponível para a combustão não é suficiente, resultando em uma combustão incompleta do material orgânico presente na atmosfera (REBELATTO, 2005). Essa combustão incompleta proporciona a formação de outros compostos, como mostrado na Equação 2 (FORNARO, 2013):



Sendo o combustível não queimado composto por hidrocarbonetos e compostos orgânicos voláteis (COV).

As partículas precursoras do material particulado secundário resultantes dessa combustão incompleta serão arrastadas por correntes de ar, que podem proporcionar vários processos atmosféricos como diluição, dispersão e coagulação, que geralmente ocorrem seguidos uns dos outros. O arraste das partículas provoca a colisão entre as partículas que estão se movendo e as que já estavam presentes na atmosfera local. Essa colisão ocasiona a diluição das partículas, que acabam se misturando e se agregando para formar partículas maiores, através da coagulação (ALBUQUERQUE, 2010).

A coagulação ocorre quando as partículas já estão na sua forma sólida. Se os compostos ainda estão em sua forma gasosa, como é o caso do ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido nítrico (HNO_3) e amônia (NH_3), por exemplo, primeiro eles devem ser condensados. Essa condensação pode ocorrer através do contato desses vapores com superfícies de partículas pré-existentes, vapores já condensados, ou pela reação de duas partículas gasosas, como a reação entre H_2SO_4 e NH_3 , que forma $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (sulfato de amônio), ou a reação entre HNO_3 e NH_3 , que forma NH_4NO_3 (nitrato de amônio). Essas partículas transitam entre a forma sólida e a gasosa, dependendo das condições atmosféricas. Por isso, o controle do comportamento e do impacto desse material particulado à saúde é complexo (ALBUQUERQUE, 2010).

A avaliação dos impactos causados pelo material particulado na saúde humana pode ser incluída em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida.

2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Segundo o ILCD Handbook (2010), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é definida como um método padronizado a nível internacional, que quantifica todas as emissões, recursos e impactos, sejam eles ambientais ou relacionados à saúde, causados pela produção de um bem ou serviço. Esse processo estuda os potenciais impactos que a confecção e o produto, propriamente dito, podem causar ao meio ambiente, em uma análise chamada de “berço ao túmulo”, englobando

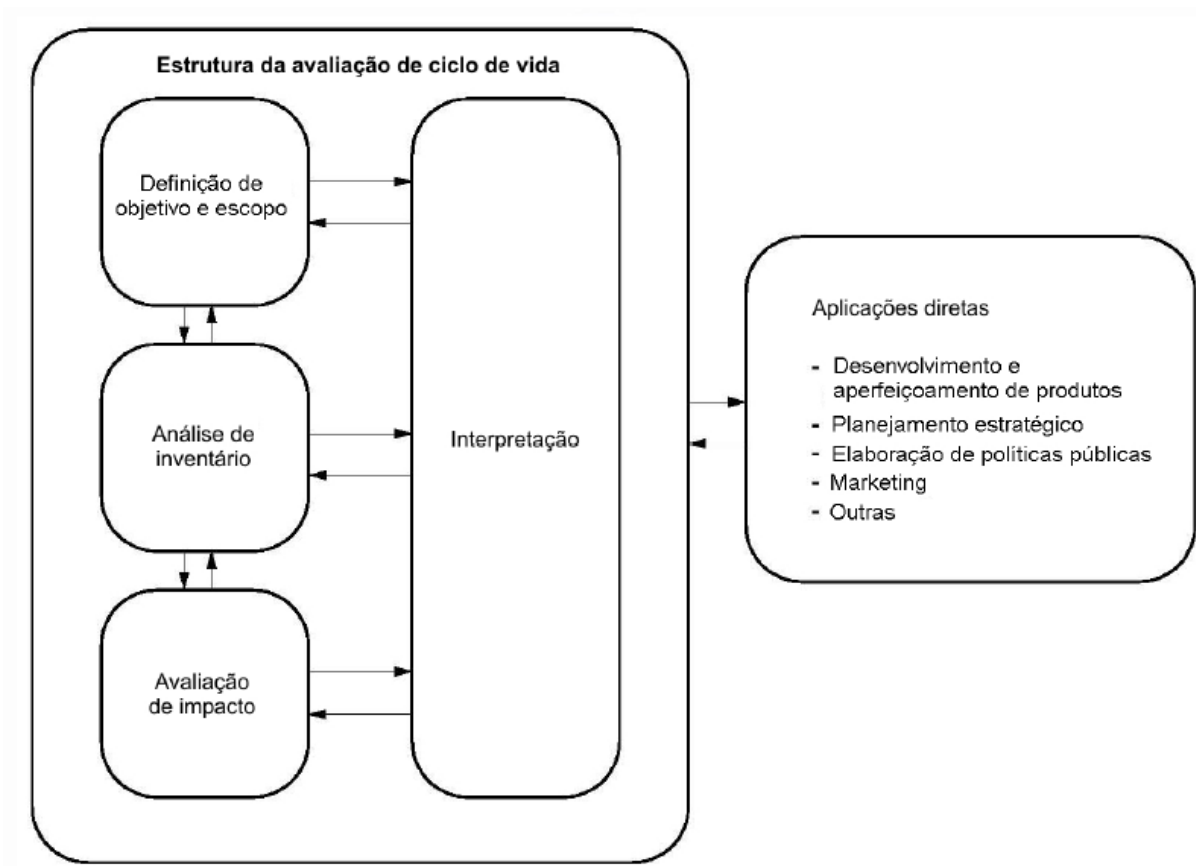
desde a retirada de matéria-prima até a disposição final (CHEHEBE, 1998 apud COSTA, 2007).

No Brasil, os estudos de ACV foram normalizados apenas em 1997, pela ISO 14040. Essa norma determina que uma ACV deve ser composta de quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação de resultados. Essas fases se interligam, como mostra a Figura 3 (ABNT, 2009a).

Na definição do objetivo, segundo a norma ISO 14040 (ABNT, 2009a), deve-se esclarecer a aplicação pretendida com o estudo, as razões para conduzi-lo e o público-alvo; também é preciso explicar se os resultados serão utilizados em análises comparativas. Já no escopo, para ser completo, deve-se definir: as funções dos sistemas de produto, a unidade funcional, o sistema de produto e suas fronteiras, procedimentos de alocação, tipos de impacto, metodologia de avaliação de impacto e interpretação subsequente a ser usada, requisitos dos dados, suposições, limitações, requisitos da qualidade dos dados iniciais, tipo de análise crítica, se aplicável e, tipo e formato do relatório requerido para o estudo. Essas etapas podem ser revisadas ao longo do estudo para se atingir o objetivo, já que a ACV é uma técnica iterativa.

Após a definição de escopo e objetivos, é necessário a análise de inventário. Nessa fase, também iterativa, é realizada a “preparação, coleta, compilação e quantificação de entradas e saídas para um determinado sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida” (BARRETO, 2007), a partir da identificação de materiais e processos em um fluxograma. Então, a próxima fase é a Avaliação de Impacto, que será estudada em detalhes no presente trabalho.

Figura 3 – Fases da Avaliação do Ciclo de Vida



Fonte: ABNT (2009a).

2.3.1 ACV no Brasil

A trajetória de utilização da ACV no Brasil é curta se comparada com outros países: 25 anos no Brasil contra mais de 50 anos de aplicação de ACV nos Estados Unidos, por exemplo.

Devido a essa diferença de tempo, os estudos de ACV e o engajamento atribuído a eles é muito maior que nos trabalhos brasileiros. Lugares como Europa, Estados Unidos e Japão já possuem um ambiente consolidado de gestão ambiental, com um número maior e mais detalhado de políticas ambientais, que são desenvolvidas com o auxílio da ACV (GIROTTTO, 2018).

A fim de melhorar e encorajar o uso dessa ferramenta no Brasil, alguns estudos vêm sendo feitos, cada um especializado em um tipo de categoria de impacto. Podem ser citados como exemplos: o trabalho de Mendes (2013), que analisou métodos e modelos de caracterização da categoria de impacto acidificação com o intuito de contribuir para a aplicação no Brasil; Girotto (2018), que comparou os

modelos reconhecidos em métodos de AICV para a categoria de impacto *smog* fotoquímico, a fim de recomendar o melhor modelo já existente a ser utilizado para o território brasileiro; e Pegoraro (2008), que realizou um trabalho para a categoria de impacto toxicidade humana, desenvolvendo fatores de caracterização nacionais para duas substâncias orgânicas, uma cancerígena e outra não cancerígena (hexaclorobenzeno e naftaleno).

Porém, não existem muitos estudos brasileiros voltados para a categoria de impacto formação de material particulado. A dificuldade do desenvolvimento dessa categoria no Brasil se dá principalmente pelo fato de que os estudos mais detalhados para essa categoria são desenvolvidos para a Europa, como é o caso de Van Zelm *et al.* (2008), ou consideram o Brasil como um território só, como é o caso de Van Zelm *et al.* (2016).

O problema de considerar o Brasil como um território sem divisórias é que não diferencia zonas urbanas de zonas rurais, por exemplo, que diferem bastante no volume de emissão de poluentes. Isso acaba por subestimar os fatores de caracterização do modelo em questão (GIROTTI, 2018).

Por isso, é necessário um estudo aprofundado dos modelos já existentes para a categoria de material particulado, a fim de encontrar o mais adequado para a realidade brasileira, ou o que tenha mais possibilidade de ser adaptado para se adequar a esta realidade.

2.4 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA

Segundo ABNT (2009a), o objetivo da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é “estudar a significância dos impactos ambientais potenciais, utilizando os resultados do ICV”. Esse estudo é feito a partir da interpretação dos resultados do inventário com a aplicação de métodos e modelos matemáticos, onde os impactos ambientais associados ao produto são classificados em categorias.

Os impactos avaliados nessa etapa dependem do objetivo e escopo definidos para o processo. Tanto objetivo quanto escopo podem ser alterados ao longo do estudo, se a avaliação dos dados indicar a impossibilidade de atingi-los. Essa mudança é realizada pelo processo iterativo de análise crítica do objetivo e escopo, conforme estabelecido na ISO 14040 (ABNT, 2009a).

É preciso ficar atento à conexão da AICV com as outras fases da ACV, já que esse é um estudo propenso a incertezas. Essas incertezas englobam: a qualidade dos dados e resultados do ICV, que precisam ser suficientes para conduzir a AICV de acordo com a definição do objetivo e escopo do estudo; a fronteira do sistema e decisões sobre corte de dados, que devem ser revisadas a fim de assegurar a disponibilidade dos resultados de ICV necessários para o cálculo dos resultados de indicadores para a AICV; a relevância ambiental dos resultados da AICV, que deve ser reduzida devido ao cálculo da unidade funcional do ICV, utilização de médias, agregação e alocação no âmbito do sistema. Para isso, são realizadas coletas de resultados de indicadores para as categorias de impacto relevantes para o sistema (ABNT, 2009b).

A AICV é realizada em etapas obrigatórias e não obrigatórias. As etapas obrigatórias são (ABNT, 2009b):

- Seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização: essa etapa deve ser realizada de maneira a cumprir o objetivo e escopo pré-definidos;
- Classificação: nessa etapa é realizada a conexão entre os dados do inventário às categorias de impacto selecionadas;
- Caracterização: nessa última etapa, é realizado o cálculo dos resultados dos indicadores de categoria.

Já as etapas não obrigatórias são:

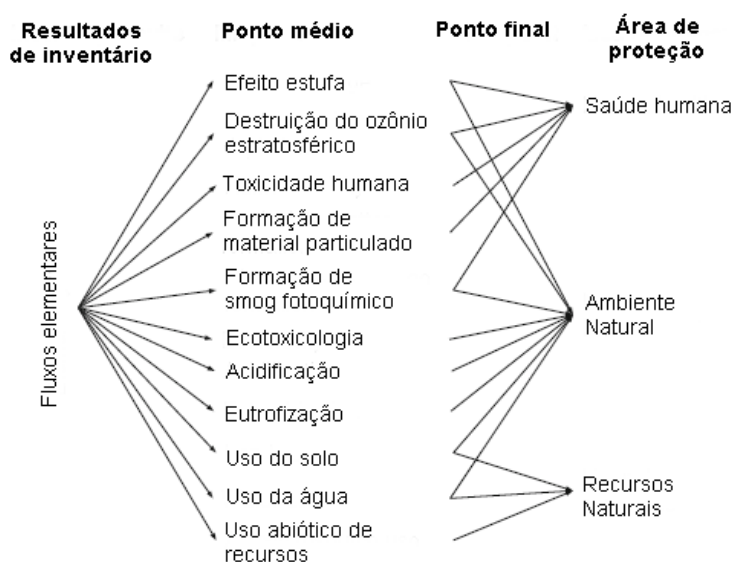
- Normalização: consiste no cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria com relação às informações de referência;
- Agrupamento: ocorre a agregação de categorias de impacto em um ou mais conjuntos, definidos de acordo com o objetivo e escopo;
- Ponderação: ocorre uma classificação das categorias de impacto de acordo com a sua relevância;
- Análise da qualidade dos dados: ocorre um melhor entendimento da confiabilidade da coleção de resultados dos indicadores.

As categorias nas quais os potenciais impactos são classificados na AICV podem ser de ponto médio (*midpoint*) e/ou dano/ponto final (*endpoint* ou *damage*

category). As categorias de ponto médio “representam as preocupações ambientais que os vários fluxos identificados nos resultados do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) contribuem, envolvendo processos comuns ou similares (a exemplo da acidificação e radiação ionizante) ” (JOLLIET *et al.*, 2003), e não precisam necessariamente serem ligadas ao dano final. Já as categorias de ponto final classificam os danos causados ao meio ambiente. Exemplos das duas categorias podem ser observados na Figura 4.

Para a categoria de ponto médio formação de material particulado existe apenas um ponto final: impactos na saúde humana. Já para a categoria de ponto médio formação de *smog* fotoquímico, por exemplo, existem duas categorias de ponto final: impactos na saúde humana e no ambiente natural.

Figura 4 – Fluxograma das categorias de ponto médio relacionadas com as suas áreas de proteção



Fonte: Traduzido de LCA Compendium (2015)

A ISO 14040 (ABNT, 2009a) define para cada categoria de impacto, um indicador de categoria e, a partir disso, o resultado do indicador de categoria é calculado. O conjunto desses resultados é chamado de perfil da AICV, e informa sobre as questões ambientais associadas às entradas e saídas do sistema de produto.

São muitos os métodos existentes para as categorias de impacto consideradas, que podem ser aplicados para o estudo da AICV. A estrutura metodológica e

científica desses métodos permanece em constante desenvolvimento, e, por isso, a clareza nessa etapa é fundamental (ABNT, 2009a).

2.4.1 Métodos e modelos

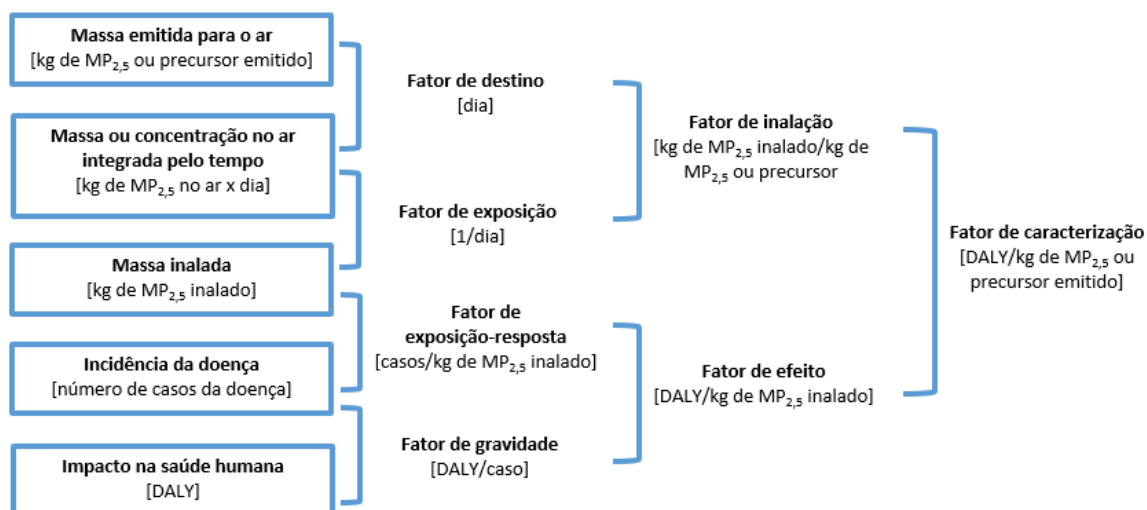
Segundo Jolliet *et al.* (2003), os métodos conectam os resultados da Análise do Inventário com seu respectivo potencial impacto ambiental por meio de vias de impacto, compostas de processos ambientais. Essas vias expressam cadeias de causa-efeito. A Figura 5 exemplifica a cadeia de causa-efeito para o material particulado, e auxilia no entendimento da análise dos efeitos na saúde humana causados pelo material particulado a partir da ferramenta Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida.

A massa emitida para o ar é a quantidade total de poluentes que foi emitida por uma fonte. Quando integrada pelo tempo, essa massa emitida representa a quantidade de poluente que foi transportada até a população, e o que foi inalado pela população é chamado de massa inalada. A quantidade que foi inalada pela população vai causar um certo número de doenças (incidência da doença), que por sua vez irão causar impactos na saúde humana. Todos esses dados se relacionam para o cálculo do fator de caracterização.

Os fatores de caracterização (FC) para a categoria formação de Material Particulado são calculados pela multiplicação da fração de inalação (iF) (que é a multiplicação dos fatores de destino (FF) e de exposição (XF)) pelo fator de efeito (EF), como pode ser observado na Equação 3. Na maioria dos modelos, o FC é apresentado em DALY (Anos de Vida perdidos por Incapacidade – do inglês, *Disability Adjusted Life Years*) por kg de MP ou poluente precursor emitido.

$$FC = FF * XF * EF = iF * EF \quad (3)$$

Figura 5 – Cadeia de causa-efeito para avaliar os efeitos na saúde humana por exposição a $MP_{2,5}$ na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida



Fonte: Traduzida de UNEP, SETAC (2016)

Os métodos clássicos de AICV ligam os resultados do ICV às categorias, como citado no item 2.4. Cada categoria possui seu indicador correspondente, que representa a categoria de forma quantitativa. São exemplos de métodos clássicos: *Handbook* Holandês, EDIP e adaptações adicionais, TRACI, entre outros (PEGORARO, 2008).

Esses indicadores podem ser de dois tipos, segundo Jolliet *et al.* (2003): os do primeiro tipo são baseados em processos comuns de impacto e agrupam os fluxos de substâncias ou alterações físicas dos resultados do ICV até um ponto intermediário, podendo ser ligado a várias categorias de danos; e os indicadores do segundo tipo agregam os fluxos de substâncias ou mudanças físicas a partir dos resultados do ICV com processos de impactos não-similares, e se relacionam especificamente a uma categoria de dano.

Os métodos de Danos Orientados são definidos por Jolliet *et al.* (2003) como aqueles que modelam a cadeia de causa-efeito até os pontos finais ou de dano, a fim de aumentar sua relevância, apesar de poderem conduzir a incertezas. Esses pontos finais podem ser danos ambientais à saúde humana, ao meio ambiente natural e aos recursos naturais; prejuízos à saúde humana ou ameaça de extinção de espécies, por exemplo. Como exemplo desses métodos tem-se: Eco-indicator 99: Goedkoop & Spriensma (2001) e EPS: Steen (1999a e 1999b), entre outros.

Um método pode estar baseado em diversos modelos, cada um desenvolvido para diferentes categorias de impacto. Desta forma, para compreender melhor quais fatores são considerados para cada categoria de impacto em um método, faz-se necessário estudar os modelos envolvidos, em detalhes. Neste estudo, se destacará a comparação entre os diferentes modelos desenvolvidos para a categoria de impacto formação de material particulado.

2.4.2 Categoria de impacto Formação de material particulado

Dentre as categorias de impacto de ponto médio existentes, tem-se a formação de material particulado, considerada uma das mais prejudiciais à saúde humana. A Sociedade Brasileira de Eco toxicologia (SETAC, do inglês *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*), recomenda para os modelos de estudo de material particulado, a separação dos impactos em quatro principais compartimentos de destino: ambientes externos (urbanos e rurais), e ambientes internos com e sem fontes de combustão de combustíveis sólidos (SETAC, 2016).

Os modelos podem também considerar ou não as duas diferentes frações de material particulado (material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a $2,5 \mu\text{m}$ - MP_{2,5} e material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a $10 \mu\text{m}$ - MP₁₀), sendo eles de formação primária ou ainda secundária (provenientes de óxidos de nitrogênio - NO_x, dióxido de enxofre - SO₂, amônia - NH₃, Compostos Orgânicos Voláteis – COV, entre outros) (SEINFELD, PANDIS, 2006; VAN ZELM *et al.*, 2016).

Existem muitos estudos que fazem a aplicação de modelos para a análise do material particulado, como os realizados por Jolliet *et al.* (2003), Bare *et al.* (2003), Van Zelm *et al.* (2008), Humbert (2009), Bare (2011), Humbert *et al.* (2011) (com ênfase nos fatores de inalação do material particulado), Itsubo e Inaba (2012), Gronlund *et al.* (2014), Van Zelm *et al.* (2016), entre outros.

2.4.2.1 Recomendações da UNEP/SETAC para fator de caracterização na categoria Formação de material particulado

Pela grande quantidade de modelos e métodos existentes para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, é necessário que se estabeleça alguns critérios para a

sua validação. Por isso, a UNEP, em conjunto com a SETAC, elaborou um guia com recomendações para o cálculo de indicadores utilizados na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (UNEP, SETAC, 2016). Esse guia conta com um capítulo dedicado aos impactos à saúde causados por material particulado fino, e suas recomendações serão aqui reproduzidas.

Para o cálculo da fração de inalação, o guia recomenda a consideração de quatro compartimentos para a formação de material particulado: ambientes externos urbanos e rurais, e ambientes internos com e sem fontes de combustão de combustível sólido.

Os ambientes externos urbanos padrões considerados pela UNEP, SETAC (2016) são cidades de 240 km² e 2 milhões de habitantes. Para os ambientes externos rurais, é considerada uma velocidade média geral de deposição de 418 m/dia e um continente genérico com 9×10^{12} m² e 1 bilhão de pessoas.

Os compartimentos internos são incorporados aos ambientes internos, depois do cálculo de algumas variáveis: matriz K das constantes de taxa [1/dia], caracterizando as taxas de remoção e transferência de poluentes dentro e entre os compartimentos; constante de velocidade para a infiltração de MP_{2,5} do ambiente externo para o interno, baseada em taxas de troca de ar.

O guia também indica a diferenciação entre as alturas de emissões desses poluentes, chamadas de alturas de chaminé, do inglês *stack heights*. Esse fator deve ser considerado pois, quanto mais alta for a emissão, maior a diluição do poluente e, assim, menor a exposição da população a ele. Essa diferenciação é ainda mais importante para o material particulado secundário, já que sua formação pode ocorrer a quilômetros de distância das fontes de emissão dos precursores (UNEP, SETAC, 2016). As alturas consideradas são: muito alta (aproximadamente 250 m), alta (aproximadamente 100 m), baixa (aproximadamente 25 m) e a nível do solo.

Também é indicada a utilização de frações de concentração-resposta que reflitam os impactos da exposição crônica e de curto prazo ao MP_{2,5}, e que cubram toda a gama de concentrações médias anuais do ambiente.

Para o cálculo da fração de inalação de $MP_{2,5}$ de origens externas, também são considerados: densidade populacional linear, taxa de respiração, velocidade do vento, altura de mistura, distância entre região emissora e região receptora e infiltração em ambientes externos. Para $MP_{2,5}$ de origens internas, são considerados: taxa de troca de ar dentro do ambiente, volume do ambiente, fluxos de ar e misturas inter e intra-zonais e taxa de respiração.

Já para o cálculo dos fatores de caracterização, não existe um consenso sobre um cenário de referência para a emissão de $MP_{2,5}$. Porém, o guia recomenda referir-se a 1 kg de $MP_{2,5}$ emitido para o ambiente externo urbano, num arquétipo de emissão a nível do solo, considerando que fatores de caracterização para $MP_{2,5}$ variam com a localização e o tempo (UNEP, SETAC, 2016).

Para emissões externas de $MP_{2,5}$ primário ao nível do solo em áreas urbanas, o guia recomenda utilizar fatores de caracterização que tenham frações de inalação específicas da cidade, juntamente com funções de resposta de exposição retiradas de Apte *et al.* (2012) e Apte *et al.* (2015), respectivamente.

Para emissões externas e exposições diretas de chaminés ao $MP_{2,5}$ primário em áreas urbanas, são recomendados fatores genéricos temporários, calculados para chaminés muito altas, altas e baixas usando os fatores de correção de Humbert *et al.* (2011). Para emissões diretas de MP no arquétipo rural, são recomendados fatores de caracterização com base no modelo multi-compartimental, ambiente interno-externo desenvolvido para este projeto, no qual os FC serão fornecidos como valores padrão globais com distribuições refletindo variações mundiais, e padrões regionais com distribuições refletindo a variabilidade dentro da região.

Para $MP_{2,5}$ secundário, são recomendados fatores temporários para arquétipos urbanos e rurais baseados em frações de inalação para precursores secundários de $MP_{2,5}$ baseados em Humbert *et al.* (2011). Já as funções de concentração-resposta utilizadas nesse caso são as mesmas de $MP_{2,5}$ primário ao nível do solo.

Para emissões externas de $MP_{2,5}$ primário e secundário, os parâmetros mais importantes para definir a faixa de impacto de saúde por quilo de emissão são: densidade populacional linear; fator de diluição - que é o inverso do produto da

altura de mistura do vento pela concentração de fundo de $MP_{2,5}$ e pela mortalidade de fundo.

Para emissões internas de $MP_{2,5}$ primário e secundário, os parâmetros mais importantes para definir a faixa de impacto de saúde por quilo de emissão são: mudanças de ar em ambientes fechados por hora; ocupantes por m^2 ; uso de filtração; concentração de fundo de $MP_{2,5}$ dentro de casa; e mortalidade de fundo.

3 METODOLOGIA

Nesse capítulo serão apresentados os métodos utilizados para a análise dos modelos de caracterização. Primeiro, os modelos foram selecionados, e então analisados a partir de alguns critérios: escopo, robustez científica e a presença de fatores de caracterização para o território brasileiro. Em seguida, os modelos receberam uma pontuação de acordo com a classificação nesses critérios, para analisar qual o modelo mais adequado para o Brasil.

3.1 SELEÇÃO E DESCRIÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO DE AICV PARA A CATEGORIA DE IMPACTO FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO

Para que o estudo dos modelos de caracterização fosse completo e criterioso, foi realizada uma pré-seleção dos modelos a serem analisados no presente trabalho, considerando aqueles que possuíam informações aparentemente mais detalhadas e documentação de livre e fácil acesso.

Os modelos de caracterização utilizados para a realização desse trabalho foram escolhidos entre aqueles recomendados pelo *LCA Compendium* (HAUSCHILD, HUIJBREGTS, 2015). O quadro de modelos recomendados foi adaptado e reproduzido no Quadro 2. Destaca-se que, no Quadro 2, não foram incluídos aqueles que não consideram material particulado, já que não fazem parte do escopo do presente trabalho.

Dos modelos citados no Quadro 2, foram escolhidos para a análise nesse trabalho: Van Zelm *et al.* (2008); Humbert (2009); Humbert *et al.* (2011) e Gronlund *et al.* (2014). Esses modelos foram escolhidos por apresentarem documentação clara e de fácil acesso, com apresentação das equações e dos dados necessários para o cálculo dos fatores de caracterização.

Além desses, também foi analisado o modelo de Van Zelm *et al.* (2016). Esse trabalho foi escolhido por ser um trabalho mais recente, reconhecido pela comunidade científica e publicado em revista indexada, que estuda o material particulado e o ozônio fotoquímico, podendo trazer informações importantes e pertinentes ao presente estudo.

Após a seleção, os modelos foram descritos e analisados detalhadamente, a fim de avaliar qual o modelo mais apropriado para regionalização e ainda, qual modelo pode ser recomendado para uso imediato, entretanto temporário, para o Brasil. Os critérios utilizados na avaliação dos modelos de caracterização foram adaptados dos critérios gerais elaborados pela Rede de Pesquisa em AICV (RAIC), que serão apresentados, em detalhes.

Quadro 2 - Modelos de caracterização para material particulado recomendados por Hauschild e Huijbregt (2015)

Modelos de caracterização*	Substâncias/poluentes	Resolução espacial	Método de AICV
Gronlund <i>et al.</i> (2014) [Humbert <i>et al.</i> (2011)]	MP _{2,5} , MP ₁₀ , NO, NO ₂ , SO ₂ , SO ₃ , SO _x , NH ₃ , CO	Global (dividido em continentes)	IMPACT World+
Humbert (2009)	MP _{2,5} , MP ₁₀ , NO, NO ₂ , SO ₂ , SO ₃ , SO _x , NH ₃ , CO	Global	ILCD/LCIA
Goedkoop <i>et al.</i> (2009) [Van Zelm <i>et al.</i> 2008]	MP ₁₀ , NO _x , SO ₂ , NH ₃	Europa	ReCiPe
Jolliet <i>et al.</i> (2003), Itsubo e Inaba (2012)	MP _{2,5} , MP ₁₀ , TSP, NO, NO ₂ , NO _x , SO ₂ , SO ₃ , SO _x , NH ₃ , CO	Europa	IMPACT 2002+ / LIME 2
Bare (2011), Bare <i>et al.</i> (2003)	MP _{2,5} , MP ₁₀ , TSP, NO _x , SO ₂	Global (Estados Unidos dividido por estados)	TRACI 2 / TRACI 1

Adaptação: * - As informações sobre “nomes das categorias *midpoint* e *endpoint*” usados nos métodos e unidade dos FC, e ainda os métodos EDIP (2003) e CML (2002) não foram incluídas.
-Apresentação somente do modelo principal, sem as referências secundárias.

Fonte: Adaptado de Hauschild e Huijbregt (2015).

3.2 CRITÉRIOS PARA ANÁLISE COMPARATIVA

Para auxiliar na comparação dos modelos, a fim de analisar o quão completo são, a RAICV desenvolveu um quadro de avaliação de modelos de caracterização com os critérios a serem considerados, apresentado em Ugaya *et al.* (2016). O Quadro 3 é uma adaptação específica para a categoria de impacto formação de material particulado, em que foram incluídos “Resolução espacial representa formação e dispersão do material particulado” e “Arquétipos considerados”, critérios específicos para a categoria de material particulado, e excluídos “Quais os compartimentos cobertos”, “Faz parte de algum método de AICV” e “Apresentação

da cadeia de causa-efeito”. Esses critérios foram excluídos por não se aplicarem à categoria de material particulado ou por serem redundantes ao estudo, no caso de “Faz parte de algum método de AICV”, já que todos os artigos analisados foram selecionados a partir dos métodos utilizados nesses artigos.

Quadro 3 - Critérios para comparação e seleção dos modelos de caracterização para a categoria de impacto formação de material particulado

Critérios*		Níveis de classificação			
Critério 1 - Escopo		Alta	Moderada	Baixa	NA
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Global/Continental/Regional			
1.1.1	Nível de diferenciação espacial (<i>grid-cell</i>)	km x km considerado no modelo de transporte			
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do material particulado	Alta	Moderada	Baixa	
1.1.2	Nível de fluxos elementares considerados	Quais as substâncias consideradas na formação de material particulado			
Critério 2 - Robustez Científica		Alta	Moderada	Baixa	NA
2.1	Transparência e acessibilidade	Alta	Moderada	Baixa	
2.1.1	Clareza das equações	Sim		Não	
2.1.2	Clareza das variáveis	Sim		Não	
Critério 3 - Fatores de Caracterização nacionais		Alta	Moderada	Baixa	NA
3.1	Possui fator de caracterização para o Brasil	Sim		Não	
3.1.1	Diferenciação espacial (km x km)	km x km considerado no modelo de transporte			
3.1.2	Arquétipos considerados	Quais os ambientes de emissão e formação de material particulado considerados			
3.1.3	Fator de caracterização apropriado para o contexto nacional	Sim	Não	Não se aplica	

Adaptação: * As informações sobre “Quais os compartimentos cobertos”, “Faz parte de algum método de AICV” e “Apresentação da cadeia de causa-efeito” não foram incluídas; informações sobre “Resolução espacial representa formação e dispersão do material particulado” e “Arquétipos considerados” foram adicionadas.

Fonte: Adaptado de Ugaya et al. (2016)

Os critérios utilizados para a avaliação dos modelos foram selecionados a partir dos critérios recomendados pelo *ILCD Handbook* (EC-JRC, 2011), e a forma de classificação desses critérios foi baseada na realizada pelo *ILCD Handbook* em conjunto com a de Mendes (2013).

Essa classificação se dá a partir de uma pontuação que está descrita na Tabela 3.

Tabela 3 – Pontuação utilizada para a análise comparativa dos modelos

Conformidade	Descrição	Pontuação
Alta	Todos os subcritérios estão apresentam conformidade	3 pontos
Moderada/Alta	Apenas um subcritério não apresenta conformidade	2,5 pontos
Moderada	Há ausência de informações em alguns subcritérios, porém os mais importantes apresentam conformidade	2 pontos
Moderada/Baixa	Apenas um ou dois subcritérios apresentam conformidade	1,5 ponto
Baixa	Nenhum subcritério apresenta conformidade, ou seja, há ausência de informações essenciais no modelo	1 ponto
NA	Não se aplica	0 pontos

Fonte: EC-JRC (2011) e Mendes (2013)

Essa pontuação é feita de forma qualitativa, a partir de uma análise ampla de todos os aspectos considerados no modelo.

Os critérios e subcritérios utilizados para a análise dos modelos (Quadro 3) estão melhor explanados a seguir, segundo Girotto (2018).

CRITÉRIO 1 - ESCOPO: este critério foi avaliado em relação à sua qualidade, se o escopo definido para o trabalho avaliado é realmente coerente com os resultados apresentados. Os subcritérios escolhidos para avaliação do modelo foram:

1.1 Abrangência do escopo de aplicação: esse item foi classificado a partir da escala espacial abordada pelo modelo: global, continental, nacional, regional (para um conjunto de países menores ou um conjunto de estados de um país) ou local (para regiões menores).

1.1.1 Nível de diferenciação espacial: nesse critério foi especificada a resolução (km x km) considerada no modelo de transporte de material particulado.

1.1.1.1 Resolução espacial representa formação e dispersão do material particulado: nesse item foi avaliado se a resolução apresentada no item 1.1.1 representa de forma coerente a formação de material particulado. Dependendo da escala utilizada na resolução, o modelo de transporte químico pode não representar de forma adequada a formação e dispersão do material particulado, resultando em fatores de caracterização superestimados ou subestimados. A resolução foi classificada como alta, moderada ou baixa.

1.1.2 Fluxos elementares considerados: aqui foram especificadas quais as substâncias consideradas pelo modelo para avaliar o impacto do material particulado

(MP primário, secundário e substâncias precursoras). É importante que o modelo considere no mínimo material particulado primário, seja ele fino (2,5 µm) ou grosso (10 µm).

CRITÉRIO 2 - ROBUSTEZ CIENTÍFICA: neste critério, foi avaliada a transparência e clareza dos dados utilizados nos cálculos do modelo de caracterização, e também se eram de fácil acesso à comunidade. Quanto mais claro e acessível for o modelo, as condições do modelo em ser reproduzido para outras regiões são maiores. Para esta classificação, foram utilizados os seguintes subcritérios.

2.1 Transparência e acessibilidade: neste item foi avaliado se a descrição das equações do modelo de transporte químico e dos dados secundários utilizados pelo modelo de caracterização foi realizada de forma adequada, especificando a fonte dos dados utilizados, sem deixar lacunas de interpretação. A classificação foi feita entre alta, moderada ou baixa.

2.1.1 Clareza das equações do modelo de caracterização: As classificações utilizadas aqui foram sim e não.

2.1.2 Clareza das variáveis: As classificações utilizadas aqui foram sim e não: sim quando os valores e variáveis utilizadas para o cálculo estavam disponíveis na literatura, e não para quando não estavam.

CRITÉRIO 3 – FATOR DE CARACTERIZAÇÃO NACIONAL: neste critério foram avaliados os modelos de caracterização que apresentavam um fator de caracterização para o Brasil, analisando se esses fatores realmente representavam a realidade brasileira.

3.1 Possui fator de caracterização para o Brasil: As classificações aqui utilizadas foram sim ou não.

3.1.1 Diferenciação espacial: nesse subcritério, foi especificada a resolução (km x km) utilizada nos cálculos do fator de caracterização do Brasil.

3.1.2 Arquétipos considerados: aqui foi avaliado quais era os tipos de ambientes considerados na dispersão do material particulado (ambiente rural, urbano ou remoto) e também qual a altura da fonte de emissão do material particulado (chaminé alta, chaminé baixa ou a nível do solo)

3.1.3 Fator de caracterização apropriado para o contexto nacional: As classificações aqui utilizadas foram sim ou não.

Se sim, o modelo representa de forma coerente a formação de material particulado no Brasil, considerando as diferenças climáticas e geográficas das regiões e estados brasileiros, além da variação de emissão presente no país, considerando regiões com maior e menor magnitude de emissão de material particulado e/ou seus precursores.

Se não, o modelo avaliado possui um fator de caracterização para o Brasil, mas que não representa as condições brasileiras de forma adequada.

Após essas análises, foi escolhido qual o melhor modelo a ser recomendado para utilização no Brasil. Os resultados dessa avaliação estão disponíveis a seguir.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo, os modelos de caracterização serão descritos e analisados conforme os critérios definidos no item 3.2.

4.1 SELEÇÃO E DESCRIÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO PARA A CATEGORIA FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO

4.1.1 Modelo de caracterização de Van Zelm *et al.* (2008) – ReCiPe

Van Zelm *et al.* (2008) atualizou os fatores de caracterização já existentes para a Europa na categoria de danos à saúde humana. O material particulado considerado nesse trabalho foi o MP₁₀ e a definição de fator de caracterização considerada foi “uma mudança marginal nos DALY dos habitantes europeus devido a uma mudança marginal nas emissões europeias de NH₃, NO_x, SO₂ e MP₁₀ primário” (Van Zelm *et al.*, 2008).

O modelo de transporte utilizado para calcular os fatores de inalação desse trabalho foi o EUTREND, que já foi aplicado anteriormente por Van Jaarsveld (1995) e por Van Jaarsveld *et al.* (1997). Os fatores de inalação foram calculados para a formação de NH₄⁺, NO₃, SO₄²⁻ e aerossóis de MP₁₀, resultantes das emissões de NH₃, NO_x, SO₂ e MP₁₀ primário, respectivamente.

Emissão, dispersão, advecção, conversão química e deposição seca e úmida foram contabilizados no modelo, por um conjunto linear de equações de balanço de massa.

Esse modelo cobre todo o território europeu, incluindo os mares que estão às suas margens, e pode ser utilizado para modelar transportes e concentrações em escala continental, regional e local. Para transporte e dispersão em áreas de curto alcance, foi utilizado um modelo de pluma gaussiano; já para transportes de longo alcance, foi utilizado um modelo Lagrangeano.

No trabalho de Van Zelm *et al.* (2008), a Europa foi dividida em 8064 *grid-cells* (50 km × 50 km), sendo que cada área foi caracterizada por suas coordenadas, razão terra-água, comprimento de rugosidade e número de habitantes, e os dados meteorológicos utilizados no estudo foram os do ano de 1990. A altura de emissão

também foi levada em consideração, para mostrar sua influência no fator de caracterização. As alturas de emissão consideradas foram alta e baixa.

Van Zelm *et al.* (2008) calcula um FC para a Europa inteira, como uma soma dos fatores de dano, efeito e inalação para cada *grid-cell* i , para cada uma das substâncias consideradas. Desta forma, os FC para danos à saúde humana causados pela substância emitida x (CF_x em anos/kg) na Europa calculados nesse trabalho foram encontrados a partir da Equação 4:

$$CF_x = \sum_i (IF_{pop,x,i} \sum_e (EF_{e,k,i} \cdot DF_{e,k})) \quad (4)$$

em que: $IF_{pop,x,i}$ é o fator de inalação (adimensional), que expressa a inalação do poluente k por uma determinada população ($I_{pop,k}$ em kg/ano) por unidade de emissão da substância x na região i . $EF_{e,k,i}$, representado em kg^{-1} , é o fator de efeito, que descreve a carga atribuível de uma população para o efeito de saúde devido à ingestão do poluente k na região i ; e $DF_{e,k}$ é o fator de dano, que descreve a quantidade de danos à saúde por caso de efeito na saúde e .

Os fatores de inalação, definidos nesse trabalho, como o aumento marginal na taxa de inalação de poluente k pela população, por *grid-cell* i ($dI_{pop,k,i}$) induzida por um aumento marginal na emissão do poluente x (dM_x), foram calculados a partir da Equação 5:

$$IF_{pop,x,i} = \frac{dI_{pop,k,i}}{dM_x} = (IH \cdot N_i) \frac{dC_{k,i}}{dM_x} \quad (5)$$

em que: IH é a taxa respiratória média por pessoa ($13 \text{ m}^3/\text{dia} = 4.745 \text{ m}^3/\text{ano}$); N_i é o número de habitantes da *grid-cell* i e $C_{k,i}$ é a concentração média anual de poluente k na *grid-cell* i (kg/m^3).

Os fatores de efeito encontrados por Van Zelm *et al.* (2008) foram calculados a partir da Equação 6. Estes fatores foram calculados apenas para *grid-cells* europeias com uma densidade populacional maior que 0, e não foram assumidos valores de limiar para os efeitos.

$$EF_{e,k,i} = \frac{dAB_{e,k,i}}{dI_{k,i}} \quad (6)$$

Os fatores de dano foram calculados a partir da Equação 7.

$$DF_{e,k} = YLL_e + YLD_e \quad (7)$$

Os DALY por doença e por ano foram determinados a partir dos anos de vida perdidos por efeito na saúde e por caso de incidência (YLL_e no ano) e os anos de vida vividos com o efeito na saúde e por caso de incidência (YLD_e no ano), a partir da Equação 8, em que D_e é a duração do efeito de saúde e (ano) e S_e é a gravidade do efeito de saúde e (adimensional), e ambas as variáveis estão relacionadas à internações hospitalares. Os dados para cálculo foram retirados de Murray e Lopez (1996).

$$YLD_e = D_e \cdot S_e \quad (8)$$

4.1.2 Modelo de caracterização de Humbert (2009) – ILCD/LCIA

O trabalho desenvolvido por Humbert (2009) teve como objetivo revisar métodos que contêm frações de inalação e FC para material particulado e, a partir deles, recomendar frações de inalação para o local de origem desse material particulado e uma matriz de FC provisória, para facilitar a aplicação na ACV.

Os fatores de caracterização apresentados por Humbert (2009) são separados de acordo com o conceito de arquétipo, diferentemente de Van Zelm *et al.* (2008) que considerou regiões emissoras.

Humbert (2009) representa o fator de caracterização pela Equação 9.

$$CF = SF \cdot DR \cdot XF \cdot FF = EF \cdot iF \quad (9)$$

em que: CF é o fator de caracterização; SF é o fator de severidade, que representa a severidade por mudança na morbidade ou mortalidade (DALY/impacto na saúde); DR é a relação dose-resposta entre inalação do poluente e impacto na saúde humana, a partir de uma mudança na morbidade ou mortalidade atribuível a uma mudança na inalação (impacto na saúde/massa inalada); XF é o fator de exposição, que representa a mudança na taxa de inalação por mudança de massa no ambiente (massa inalada/dia*massa no ar); FF é o fator de destino, que relaciona a taxa de emissão (massa emitida/dia) à massa no ar (massa/ar); EF é o fator de efeito, que é a combinação de SF e DR ; e iF é a fração de inalação, que é a combinação de XF e FF .

A fração de inalação para material particulado primário representa a fração de poluente inalada pela população, enquanto que para material particulado secundário representa a fração do precursor inalada pela população. É importante considerar que, para casos em que o material particulado é composto por dois precursores, como no caso de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, pode ocorrer uma contagem dupla de emissões, para NH_3 e SO_2 . Esta é uma limitação deste estudo e que requer mais pesquisas.

A Equação 10 foi utilizada para o cálculo da fração de inalação:

$$iF_p = \frac{\int_{time} N(t) \cdot BR(t) \cdot C_{p,ar}(t) \cdot dt}{S_p} \quad (10)$$

em que: $N(t)$ é o número de pessoas expostas em função do tempo, $BR(t)$ é a taxa de respiração volumétrica ($\text{m}^3/\text{pessoa} \cdot \text{dia}$) ($13 \text{ m}^3/\text{dia} = 4745 \text{ m}^3/\text{ano}$); C_p (kg/m^3) é a concentração de exposição incremental atribuível à emissão S_p (kg).

Para fazer uma análise consistente dos estudos já existentes sobre fração de inalação, Humbert (2009) listou os fatores que influenciam no valor final da fração de inalação.

- Regionalização: esse fator é importante na avaliação para o cálculo da fração de inalação, principalmente por considerar as condições meteorológicas do local, especialmente a velocidade do vento e a altura da mistura atmosférica. Também considera a densidade populacional da região estudada.
- Altura da emissão: esse critério é utilizado principalmente para diferenciar emissões industriais de emissões residenciais, por exemplo. Os níveis de classificação de altura são: chaminés altas, baixas e ao nível do solo.
- Arquétipos: esse fator busca incluir considerações espaciais nos casos em que os detalhes completos do ambiente, como localização exata ou densidade populacional não estão disponíveis. Nesse trabalho, foram considerados quatro arquetípicos (fontes internas e fontes externas em locais urbanos, rurais e remotos) e três alturas de emissão ao ar livre (nível do solo, emissão baixa - 25 m - e emissão alta - 100 m -).
- Tipos de material particulado: o material particulado considerado para avaliação foram: MP_{10} primário, $\text{MP}_{10-2.5}$ primário (a parcela de MP_{10} superior a $2,5 \mu\text{m}$), $\text{MP}_{2.5}$ primário e $\text{MP}_{2.5}$ secundário de SO_2 , NO_x e NH_3 .

Para cada um dos tipos de MP considerados, foram avaliados também tamanho e composição química, já que eles influenciam diretamente na fração de inalação, além das condições ambientais, que influenciam na formação do material particulado.

- Estrutura do local de origem: 27 combinações foram empregadas, combinando as alturas de emissão, locais de emissão e os poluentes independentes.

Para facilitar e dar mais credibilidade à comparação dos modelos, foram definidos alguns critérios de padronização dos arquétipos, tais como:

- Ambiente urbano: foi considerada a “caixa urbana padrão” (área 20 × 20 km², população de 1,6 milhões de pessoas), com densidade populacional linear de 80.000 pessoas/km e densidade populacional de 4.000 pessoas/km². A altura de mistura característica é de 250 m e a taxa de diluição (produto da altura de mistura e da velocidade do vento) tem uma média harmônica de 610 m²/s (MARSHALL, TEOH, NAZAROFF, 2005).
- Ambiente rural: a densidade populacional das regiões rurais habitadas considerada foi de 90 pessoas/km², com uma altura de mistura média de 1.000 m e uma velocidade do vento de 3 m/s. A maior altura de mistura caracteriza um tempo maior de mistura nas áreas rurais que nas áreas urbanas.
- Áreas remotas: a densidade populacional considerada foi de 1 pessoa/km², que caracterizam frações de inalação baixas.

Quando o estudo não faz diferenciação dos arquétipos, é considerada uma fração de inalação genérica para toda a região, ponderada pela emissão ou pela população.

4.1.3 Modelo de caracterização de *Gronlund et al.* (2014) - IMPACT World+

Este modelo de caracterização consiste em uma combinação dos valores de fração de inalação calculados por Humbert *et al.* (2011) e os fatores de severidade e

efeito calculados por Gronlund *et al.* (2014). A partir desses dados, foi possível calcular um fator de caracterização para os Estados Unidos.

No trabalho desenvolvido por Humbert *et al.* (2011), são recomendados valores de fração de inalação para material particulado primário e secundário, a fim de preencher a lacuna existente na exposição e avaliação de efeitos à saúde de forma espacial, a partir da regionalização.

Nesse trabalho, a equação considerada para o cálculo da fração de inalação foi a recomendada por Marshall, Teoh, Nazaroff, (2005) e Bennett *et al.* (2002), a mesma aplicada em Humbert (2009), apenas substituindo o número de habitantes pela integral em relação à população, como mostrado na Equação 11.

$$iF_p = \frac{\int_{people} \int_{time} BR(i,t) \cdot C_p(i,t)}{E_{p^*}} \quad (11)$$

em que: $BR(i,t)$ é a taxa de respiração para a pessoa i no instante t ($13 \text{ m}^3/\text{dia} = 4745 \text{ m}^3/\text{ano}$); C_p (mg/m^3) é a concentração de exposição incremental atribuível à emissão E_{p^*} (kg), com p^* podendo se referir à emissões de poluentes primários ou secundários.

Assim como em Humbert (2009), os fatores que influenciam no valor final da fração de inalação são: regionalização, altura de emissão, arquétipos, tipos de material particulado e estrutura do local de origem.

Nesse trabalho, também foram padronizadas as definições de arquétipos a serem consideradas para avaliação, conforme:

- Ambientes internos: foi considerado um compartimento único em estado estacionário, que pode ser definido pela Equação 12.

$$iF_{indoor} = \frac{f_{TE} \cdot N \cdot BR}{V \cdot m \cdot k_{ex}} \quad (12)$$

em que: f_{TE} (adimensional) é a fração de tempo que as pessoas estão expostas às emissões que ocorrem mesmo quando as pessoas não estão presentes; N é o número de pessoas expostas; BR é a taxa de respiração; V (m^3) é o volume interno; m (adimensional) é o fator de mistura; k_{ex} (por dia) é a taxa de transferência de ar.

- Ambiente urbano: foi considerada a “caixa urbana padrão” (área $15,5 \times 15,5 \text{ km}^2$, população de 2 milhões de pessoas), com densidade

populacional linear de 130.000 pessoas/km e densidade populacional de 8.300 pessoas/km². A altura de mistura característica é de 240 m e a taxa de diluição (produto da altura de mistura e da velocidade do vento) tem uma média harmônica de 610 m²/s (MARSHALL, TEOH, NAZAROFF, 2005).

- Ambiente rural: a densidade populacional das regiões rurais habitadas considerada foi de 100 pessoas/km², com uma altura de mistura média de 1000 m e uma velocidade do vento de 2,5 m/s. A maior altura de mistura caracteriza um tempo maior de mistura nas áreas rurais que nas áreas urbanas.
- Áreas remotas: a densidade populacional considerada foi de 1 pessoa/km², que caracterizam frações de inalação baixas.

Tal qual Humbert (2009), quando o estudo não faz diferenciação dos arquétipos, é considerada uma fração de inalação genérica para toda a região, ponderada pela emissão ou pela população.

Os parâmetros considerados para os cálculos das frações de inalação foram: área (km²), população, densidade populacional (pessoas/km²), área continental (km²), população continental, densidade populacional continental (pessoas/km²), população urbana, densidade populacional linear urbana (pessoas/km²), densidade populacional urbana (pessoas/km²), comprimento urbano (km) e população rural.

No trabalho desenvolvido por Gronlund *et al.* (2014), foram calculados fatores de caracterização para os Estados Unidos, com base em níveis ambientais de MP_{2,5} e emissões de MP_{2,5} primário e secundário (pelas emissões de SO₂, NO_x e NH₃). Para isso, foram utilizados fatores de concentração-resposta e dose-resposta e frações de inalação. As frações de inalação utilizadas foram as recomendadas por Humbert *et al.* (2011).

O fator de concentração-resposta recomendado (taxa de mortalidade anual associada ao MP_{2,5} por µg de MP_{2,5} inalado/m³), específico para cada faixa etária e causa de morte, é calculado a partir da Equação 13.

$$CRF = (RR - 1) \sum_{i=1}^{63 \text{ SMSAs}} \left[\frac{MR_{total,i}}{(RR-1)C_{i+1}} \cdot \frac{POP_i}{\sum_{i=1}^{63 \text{ SMSAs}} POP_i} \right] = (RR - 1) \sum_{i=1}^{63 \text{ SMSAs}} \left[MR_{\text{não-MP}} \cdot \frac{POP_i}{\sum_{i=1}^{63 \text{ SMSAs}} POP_i} \right] \quad (13)$$

em que: C_i é a concentração de $MP_{2,5}$ na área metropolitana i ; RR é o risco de mortalidade, que aumenta para cada unidade de aumento em C_i ; $MR_{total,i}$ é a taxa de mortalidade anual na área metropolitana i (pessoas/ano); POP_i é a população da área metropolitana i ; e $MR_{não-MP}$ é a taxa de mortalidade anual na área metropolitana i não atribuída ao material particulado (pessoas/ano).

Os riscos relativos foram separados em 4 faixas etárias: 30 anos ou mais, 30-59 anos, 60-69 anos, e 70 anos ou mais.

Os fatores de severidade foram calculados como DALY, pela soma dos YLL e dos YLD, como mostrado a Equação 7. Os fatores de efeito (EF) foram calculados a partir da multiplicação dos fatores de dose-resposta (DRF) e dos fatores de severidade (SF), como mostrado na Equação 14. Para a faixa etária de 30 anos ou mais, o fator de efeito foi calculado como uma média ponderada pela população dos Estados Unidos.

$$EF = DRF \cdot SF \quad (14)$$

Os fatores de caracterização finais foram baseados apenas nas mortes causadas por doenças cardiopulmonares ou por câncer de pulmão, por serem as doenças mais associadas ao $MP_{2,5}$, e foram calculados pela Equação 9.

4.1.4 Modelo de caracterização de Van Zelm *et al.* (2016) - ReCiPe

No trabalho realizado por Van Zelm *et al.* (2016), foram desenvolvidos fatores de caracterização aplicáveis ao mundo inteiro e com uma diferenciação espacial bem definida, chamados de espacialmente explícitos, para tornar os resultados mais precisos. Os autores calcularam FC para danos à saúde humana devido à emissão de material particulado e ainda, FC para danos aos ecossistemas, que não serão apresentados no presente trabalho, por não se tratar de MP.

As substâncias emitidas consideradas na formação de MP foram NH_3 , NO_x , SO_2 e $MP_{2,5}$ primário. O modelo global de transporte químico TM5-FASST foi aplicado para 56 regiões emissoras e 56 regiões receptoras.

Nesse trabalho, os FC para danos à saúde humana causados pela substância x emitida na região emissora i (em ano/quilo-tonelada), definidos como a mudança anual nos YLL de todos os habitantes (dYLL em ano/ano) causada pelo poluente k

devido a uma alteração na emissão da substância x na região emissora i ($dM_{x,i}$ em quilo-tonelada/ano), foram calculados a partir da Equação 15:

$$FC_{HH,k,x,i} = \sum_j ((iF_{k,x,i \rightarrow j}) \cdot \sum_e (EF_{e,k,j} \cdot DF_{e,k,j})) \quad (15)$$

em que: iF representa uma fração de inalação (adimensional) populacional de poluente k na região receptora j (em kg/ano) após uma alteração de emissão do precursor x na região emissora i (em kg/ano), EF representa os casos de efeito de saúde e por kg de poluente inalado k , e DF descreve os anos de vida perdidos por caso de saúde efeito e , devido ao poluente k na região receptora j .

As frações de inalação (iF), que representam a alteração na exposição do poluente k na região j ($dEXP_{k,j}$), devido a uma alteração na emissão do precursor x ($dM_{x,i}$), são calculadas pela Equação 16:

$$iF_{k,x,i \rightarrow j} = \frac{dEXP_{k,j}}{dM_{x,i}} = \frac{dC_{k,j} \cdot N_j \cdot BR}{dM_{x,i}} \quad (16)$$

O $dEXP$ pode ser calculado multiplicando a mudança na concentração do poluente k em cada região receptora ($dC_{k,j}$) pela população (N_j) na região receptora j e a taxa respiratória média por pessoa (BR) de 4745 m³/ano. Os dados de população, no qual apenas as pessoas com mais de 30 anos foram consideradas, da região receptora j (ano 2005) foram retirados do banco de dados das Nações Unidas (2011).

O cálculo da mudança de concentração ($dC_{k,j}$) foi realizado a partir do modelo de transporte químico TM5-FASST, através de matrizes de emissão-sensibilidade de concentração para precursores emitidos e poluentes finais relevantes.

Os fatores de efeito (EF) para o efeito da saúde e causado pelo poluente k na região receptora j , que representam a mudança na incidência da doença ($dINC$) devido a uma alteração na exposição ($dEXP$), foram determinados dividindo a função concentração-resposta (CRF em m³/ano.kg) pela taxa respiratória BR (m³/ano), como mostrado na Equação 17:

$$EF_{e,k,j} = \frac{dINC_{k,j}}{dEXP_{k,j}} = \frac{CRF_{e,k,j}}{BR} \quad (17)$$

E as funções concentração-resposta para as 56 regiões específicas foram calculadas a partir da Equação 18:

$$CRF_{e,k,j} = \frac{(RR_{e,k-1}) \cdot MR_{e,j}}{(RR_{e,k-1}) \cdot C_{k,j+1}} \quad (18)$$

em que: $RR_{e,k}$ representa o risco relativo de se obter o efeito na saúde e devido à exposição ao poluente k ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); $MR_{e,j}$ representa a taxa de mortalidade para o efeito na saúde e na região j (óbitos/pessoa/ano) e $C_{k,j}$ representa a concentração média anual de fundo do poluente k em uma região ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

A mortalidade por câncer cardiopulmonar e câncer de pulmão devido ao $\text{MP}_{2,5}$ foi incluída no cálculo de $MR_{e,j}$ por dois motivos: são os maiores contribuintes para o dano global da saúde humana para $\text{MP}_{2,5}$ (como mostrado por Van Zelm *et al.*, 2008); e foram os dados mais atualizados e menos incertos relacionados aos riscos relativos e aos anos de vida perdidos disponíveis no ano do estudo.

Para os riscos relativos, foram levadas em consideração as recomendações de Anenberg *et al.* (2010) e Friedrich *et al.* (2011), que se concentram no mundo e Europa, respectivamente, com base em estudos de coorte norte-americanos. Para $\text{MP}_{2,5}$, RR para mortalidade por câncer cardiopulmonar (1,013 por $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e mortalidade por câncer de pulmão (1,014 por mg/m^3) de Krewski *et al.* (2009) foram utilizados.

Os fatores de dano (DF), que são os anos de vida perdidos (YLL) associados ao efeito na saúde e por caso de incidência, foram estimados por região receptora j das estimativas de saúde mundial da organização mundial da saúde (OMS), ano 2012 (OMS, 2015b), a partir da Equação 19:

$$DF_{e,k,j} = \frac{dYLL_{e,k,j}}{dINC_{e,k,j}} \quad (19)$$

Para o YLL , nenhum desconto foi incluído e pesos de idade uniformes foram considerados.

O modelo de transporte utilizado na realização desse trabalho foi o TM5. Este é um modelo global de transporte químico reconhecido pelo *European Commission Joint Research Centre* (EC-JRC), que já foi aplicado nos estudos realizados por Rao *et al.* (2012) e Chafe *et al.* (2014). Em sua diferenciação espacial, o TM5-FASST divide o mundo em 56 regiões de origem e em 56 regiões receptoras idênticas, que correspondem a países ou a um grupo de países. Ao fazer essa divisão, o modelo leva em consideração características espaciais no local de emissão, bem como características de dispersão para todo o mundo. A saída do modelo consiste na mudança de concentração para cada região receptora, derivada de resultados de concentração analisadas em células de grau $1^\circ \times 1^\circ$, após uma alteração nas emissões.

4.2 ANÁLISE COMPARATIVA

4.2.1 Van Zelm *et al.* (2008)

Os fatores de caracterização para emissões de MP₁₀ e seus precursores no continente europeu para mortalidade e morbidade desenvolvidos por Van Zelm *et al.* (2008) estão apresentados na Tabela 4. Os dados utilizados pelo autor para o cálculo dos FC se encontram no Anexo A.

Tabela 4 – Fatores de caracterização por Van Zelm *et al.* (2008)*

Poluentes	Fator de caracterização (anos perdidos/kg emitido)				Total
	Mortalidade		Morbidade (aguda)		
	Crônica	Aguda	Doença respiratória	Doença cardiovascular	
MP ₁₀ primário	$2,6 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-6}$	$8,6 \times 10^{-8}$	$7,4 \times 10^{-8}$	$2,6 \times 10^{-4}$
NH ₃	$8,2 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-8}$	$2,3 \times 10^{-8}$	$8,3 \times 10^{-5}$
NO _x	$5,7 \times 10^{-5}$	$2,2 \times 10^{-7}$	$1,8 \times 10^{-8}$	$1,6 \times 10^{-8}$	$5,7 \times 10^{-5}$
SO ₂	$2,6 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-8}$	$1,4 \times 10^{-8}$	$2,6 \times 10^{-4}$

Adaptação: *Não foram incluídos os fatores de inalação.

Fonte: Adaptado de Van Zelm *et al.* (2008)

Apesar do modelo considerar apenas os efeitos da emissão do material particulado e seus precursores na Europa, há a consciência de que esse poluente pode ser levado para outros locais, afetando a saúde de outras pessoas. Então, há a possibilidade de uma subestimação dos fatores de inalação, especialmente para o NO_x, que possui um potencial de transporte relativamente grande (Galperin *et al.*, 1995).

O FC para MP₁₀ primário emitido de chaminés baixas se mostrou cerca de 3 vezes maior que o FC para MP₁₀ primário emitido de chaminés altas. Porém, as emissões de SO₂ ocorridas a partir de chaminés baixas mostram um fator cerca de 2 vezes menores em comparação com os FC para emissões de chaminés altas. Os FC para NO_x e NH₃ não mostram variação para diferentes alturas de chaminé. A análise desses resultados leva à conclusão de que a aplicação de um FC genérico para todas as emissões de MP₁₀ e SO₂ pode levar a uma sub ou superestimação de

fator 2 no dano à saúde humana, dependendo da altura das fontes de emissão incluídas.

4.2.2 Humbert (2009)

Os fatores de caracterização temporários recomendados por Humbert (2009) estão reproduzidos na Tabela 5. Os dados utilizados pelo autor para o cálculo dos FC se encontram no Anexo B.

Tabela 5 - Fatores de caracterização temporários para exposição a vários tipos de material particulado e outros compostos inorgânicos respiratórios recomendados por Humbert (2009)

Poluente emitido ^c	Fonte de emissão	Fator de caracterização (DALY × 10 ⁻⁵ / kg de poluente emitido)						Média ponderada pela população
		Interno ^a (casa)	Interno ^a (escritório)	Interno ^a (industrial)	Urbano	Rural	Remoto	
MP ₁₀ ^b	Alta				810	120	7,0	440
	Baixa				1.400	190	8,5	760
	Nível do solo	610.000	210.000	4.300	730	76	2,0	380
	Média ponderada pela emissão				780	88	3,2	410
MP _{2,5}	Alta				1.400	190	12	730
	Baixa				1.900	260	12	1.000
	Nível do solo	660.000	220.000	4.600	6.000	630	17	3.100
	Média ponderada pela emissão				3.400	390	14	1.800
SO ₂	Não especificada	4.600	1.600	32	120	100	6,2	110
NO _x	Não especificada	2.200	740	15	14	13	0,79	13
NH ₃	Não especificada	4.000	1.300	28	12	120	7,6	120
CO _x	Alta				0,58	0,42	0,21	0,49
	Baixa				0,65	0,42	0,21	0,52
	Nível do solo	89	30	0,63	0,93	0,42	0,21	0,66
	Média ponderada pela emissão				0,90	0,42	0,21	0,64

^a O fator de caracterização para emissões internas inclui apenas efeitos diretos da exposição interna. Para o fator de caracterização total para emissões internas, deve-se adicionar o fator de caracterização de emissões externas (em geral, de emissão baixa) do arquétipo onde o edifício está situado. ^b Presume-se que o fator de efeito de MP_{10-2,5} seja substancialmente menor em comparação com aqueles de MP_{2,5} e foi, portanto, desconsiderado. ^c Adaptação: Os dados de MP_{10-2,5} parecem ser significativamente menores que os valores para MP_{2,5} e MP₁₀, o que os tornam irrelevantes para o estudo.

Fonte: Adaptada de Humbert (2009)

A consideração de uma densidade populacional específica para a emissão, ou seja, considerar a população que realmente entrou em contato com o poluente emitido, reduz a variabilidade dos fatores de inalação e de caracterização, que, assim, reduzem as incertezas dos resultados da AICV.

4.2.3 Gronlund *et al.* (2014)

Os fatores de caracterização para MP_{2,5} primário e precursores do MP_{2,5} secundário para a População Padrão Mundial da Organização Mundial da Saúde com base no fator de efeito de doenças cardiopulmonares e de câncer de pulmão calculados por Gronlund *et al.* (2014) estão na Tabela 6. Os dados utilizados pelo autor para o cálculo dos FC se encontram no Anexo C.

Tabela 6 – Fatores de caracterização recomendados por Gronlund *et al.* (2014)

Fonte de emissão	Fator de caracterização para MP _{2,5} primário para o local respectivo de emissão (DALY/kg de poluente emitido)			
	Urbano	Rural	Remoto	Média ponderada pela população
Chaminé alta	$8,6 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$5,3 \times 10^{-4}$
Chaminé baixa	$1,2 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-4}$
Nível do solo	$3,4 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-3}$
Média ponderada pela emissão	$2,0 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-3}$
SO₂	$7,7 \times 10^{-5}$	$6,2 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-5}$
NO_x	$1,6 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$7,8 \times 10^{-7}$	$1,4 \times 10^{-5}$
NH₃	$1,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-4}$

Fonte: Traduzido de Gronlund *et al.* (2014)

Ao comparar os resultados desse trabalho com os de Van Zelm *et al.* (2008), por exemplo, o fator de caracterização ponderado pela emissão para material particulado primário de Gronlund *et al.* (2014) é 2,7 vezes maior. Isso ocorre porque Gronlund *et al.* (2014) considera o MP_{2,5}, que é mais prejudicial à saúde. Porém, quando se trata de material particulado secundário formado a partir de SO₂ e NH₃, os valores dos dois estudos são muito parecidos, sendo diferente para material particulado secundário formado a partir de NO_x, no qual o valor de Gronlund *et al.* (2014) é menor que o de Van Zelm *et al.* (2008).

4.2.4 Van Zelm *et al.* (2016)

Dos trabalhos avaliados, Van Zelm *et al.* (2016) é o único que possui um fator de caracterização específico para o Brasil. Os fatores de caracterização para o território brasileiro, e a média mundial ponderada desses fatores estão descritos na Tabela 7. Os dados utilizados pelo autor para o cálculo dos FC se encontram no Anexo D.

Tabela 7 – Fatores de caracterização de Van Zelm *et al.* (2016) para o Brasil

Poluentes	Fator de caracterização (ano/kton)*	
	Brasil	Média mundial ponderada
MP _{2,5} primário	97	629,2
NH ₃	11	160,6
NO _x	0,49	76,2
SO ₂	64	183,4

*Adaptação: foram excluídos os valores de FC de outras regiões do mundo.

Fonte: Adaptado de Van Zelm *et al.* (2016)

O modelo prevê bem os resultados, apesar da resolução de 100 × 100 km² poder provocar uma subestimação dos valores de exposição quando há uma variação muito grande de densidade populacional dentro de uma mesma grade (exemplo: áreas urbanas isoladas). Isso implica que os FC de Van Zelm *et al.* (2016) podem subestimar em até 19% os impactos na saúde humana causados pela exposição ao MP_{2,5}, devido à possíveis gradientes de sub-grade nas grades de 1^o × 1^o.

Apesar dos dados de Van Zelm *et al.* (2016) serem expressos apenas em mortalidade, e não em DALY, como os outros estudos analisados, eles podem ser comparados na mesma forma. Isso é possível pois, em Van Zelm *et al.* (2008), mostrou-se que 99% dos DALYs devido a material particulado são causados por mortalidade crônica.

4.2.5 Comparação e pontuação dos modelos

A tabela com os critérios de avaliação dos trabalhos, como apresentada no item 3.2, foi preenchida e está reproduzida na Tabela 8.

No critério 1, apenas o trabalho de Gronlund *et al.* (2014) recebeu nota moderada. Isso se justifica, pois, esse estudo utilizou a população dos Estados Unidos para o cálculo do fator de caracterização, de regiões com condições socioeconômicas, muito específicas, que dificultam sua aplicação de forma global.

No critério 2, todos os modelos receberam uma classificação alta, pois se encaixavam em todos os critérios analisados.

No terceiro e último critério, apenas o trabalho desenvolvido por Van Zelm *et al.* (2016) foi avaliado, já que era o único que possuía um fator de caracterização específico para o Brasil. Porém, mesmo assim, recebeu uma classificação moderada, por considerar um único fator de caracterização para o Brasil como um todo, não considerando características específicas de transporte entre as diferentes regiões do Brasil.

Tabela 8 – Comparação dos modelos

Critérios		Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	Humbert <i>et al.</i> (2009)	Gronlund <i>et al.</i> (2014)	Van Zelm <i>et al.</i> (2016)
Critério 1 - Escopo		Alta	Alta	Moderada	Alta
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Alta	Alta	Moderada	Alta
1.1.1	Nível de diferenciação espacial (<i>grid-cell</i>)	25 x 25 km ²	20 x 20 km ²	15,5 x 15,5 km ²	100 x 100 km ² (1° x 1°)
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do material particulado	Sim	Sim	Sim / Moderada	Sim / Moderada
1.1.2	Nível de fluxos elementares considerados	MP ₁₀ primário e secundário (NO _x , NH ₃ e SO ₂)	MP _{10-2.5} e MP _{2.5} primário e secundário (NO _x , NH ₃ e SO ₂)	MP _{2.5} primário e secundário (NO _x , NH ₃ e SO ₂)	MP _{2.5} primário e secundário (NO _x , NH ₃ e SO ₂)
Critério 2 - Robustez Científica		Alta	Alta	Alta	Alta
2.1	Transparência e acessibilidade	Alta	Alta	Alta	Alta
2.1.1	Clareza das equações	Sim	Sim	Sim	Sim
2.1.2	Clareza das variáveis	Sim	Sim	Sim	Sim
Critério 3 - FC nacional		NA	NA	NA	Moderada
3.1	Possui fator de caracterização para o Brasil	Não	Não	Não	Sim
3.1.1	Diferenciação espacial (km x km)	NA	NA	NA	100 x 100 km ²
3.1.2	Arquétipos considerados	NA	NA	NA	Não
3.1.3	Fator de caracterização apropriado para o contexto nacional	NA	NA	NA	Não

Fonte: Autoria própria.

A pontuação atribuída para cada trabalho, analisados de acordo com os critérios da Quadro 3, se encontra na Tabela 9.

Tabela 9 – Pontuação atribuída aos modelos

Crítérios	Van Zelm et al. (2008)	Humbert et al. (2009)	Gronlund et al. (2014)	Van Zelm et al. (2016)
Crítério 1 - Escopo	3	3	2	2,5
Crítério 2 - Robustez Científica	3	3	3	3
Crítério 3 - Fator de caracterização nacional	0	0	0	2
TOTAL	6	6	5	7,5

Fonte: Autoria própria.

A partir dessa análise, o modelo de caracterização com maior pontuação foi o de Van Zelm *et al.* (2016). Essa maior pontuação se deu principalmente por esse ser o único modelo com fator de caracterização específico para o Brasil, enquanto nenhum dos outros modelos apresentava essa característica. Por esse motivo, o modelo de caracterização recomendado para ser utilizado em estudos no território brasileiro é o desenvolvido por Van Zelm *et al.* (2016).

5 CONCLUSÃO

A partir desse estudo foi possível concluir que existe uma lacuna na literatura referente à categoria de material particulado no Brasil. Dentre os modelos estudados, o fator de caracterização que obteve maior pontuação na análise realizada e, portanto, o mais apropriado para ser aplicado interinamente em estudos de AICV realizados no Brasil é o desenvolvido por Van Zelm *et al.* (2016).

O modelo de Van Zelm *et al.* (2016) teve melhor desempenho na análise realizada por ser o único que apresenta um fator de caracterização específico para o Brasil. Os outros trabalhos apresentavam fatores de caracterização apenas para uma região específica – no caso de Van Zelm *et al.* (2008), apenas para a Europa; e em Gronlund *et al.* (2014) apenas para os Estados Unidos – ou faziam comparações de fatores de caracterização para várias regiões do mundo – no caso de Humbert (2009). Apesar de ser o único com um fator de caracterização para o território brasileiro, o trabalho de Van Zelm *et al.* (2016) não representa de forma correta a formação e dispersão do material particulado, por considerar as mesmas condições climáticas e de transporte para o país inteiro. Isso não reflete a realidade, por existirem regiões brasileiras com desenvolvimento industrial e condições ambientais completamente diferentes. Por isso, o fator de caracterização recomendado por Van Zelm *et al.* (2016) deve ser revisado para atender melhor às condições brasileiras.

Diante do estudo realizado, cabe salientar que, provavelmente, o fator de inalação é o parâmetro mais passível de regionalização, por necessitar de dados de fácil acesso e de um número menor de fontes de dados do que o fator de dano, que requer informações de diversos estudos sobre o impacto da poluição atmosférica na saúde. Entretanto, estudos mais aprofundados devem ser realizados para embasar essa afirmação.

Para estudos futuros, seria interessante a análise dos modelos de caracterização desenvolvidos por Jolliet *et al.* (2003) e Itsubo e Inaba (2012); e Bare *et al.* (2003), também recomendados pelo *LCA Compendium de Hauschild e Huijbregts* (2015) e realizar uma busca na literatura por outros estudos ainda não reconhecidos por método de AICV, para complementar e melhorar o presente

estudo e assim, poder de fato, recomendar o modelo mais adequado a ser aplicado em estudos de AICV no Brasil e para ser regionalizado.

6 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, T. T. A. **Formação e transporte das partículas finas inorgânicas em uma atmosfera urbana: o exemplo de São Paulo**. 2010. 187 f. Tese (Doutorado em Meteorologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

ANENBERG, S. C. et al. An Estimate of the Global Burden of Anthropogenic Ozone and Fine Particulate Matter on Premature Human Mortality Using Atmospheric Modeling. **Environmental Health Perspectives**, [S.l.], v. 118, n. 9, p. 1189-1195, abr. 2010.

ANGEL, S.; SHEPPARD, S. C.; CIVCO, D. L. The Dynamics of Global Urban Expansion. **Transport and Urban Development Department, The World Bank**, Washington, set. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14024/2004**: Rótulos e declarações ambientais - Rotulagem ambiental do tipo I - Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040/2009**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040/2009**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14001/2015**: Sistemas de gestão ambiental — Requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro, 2015a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14001/2015**: Rótulos e declarações ambientais - Declarações ambientais de Tipo III - Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2015b.

BARRETO, R. J. **Incorporação da Avaliação do Ciclo de Vida ao Projeto do Produto**. 2007. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e de Materiais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2007. Disponível em: <<http://www.utfpr.edu.br/curitiba/estrutura-universitaria/diretorias/dirppg/programas/ppgem/banco-teses/dissertacoes/BARRETORafaelJustus.pdf>>. Acesso em: 19 maio 2017.

BENNETT, D. H. et al. Peer Reviewed: Defining Intake Fraction. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 36, n. 9, p. 206-211, maio 2002.

CESAR, A. C. G.; NASCIMENTO, L. F. C.; CARVALHO JUNIOR, J. A. Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. **Revista de Saúde Pública**, [S.l.], v. 47, n. 6, p. 1209-1212, dez. 2013.

CHAFE, Z. A. et al. Household Cooking with Solid Fuels Contributes to Ambient PM_{2.5} Air Pollution and the Burden of Disease. **Environmental Health Perspectives**, [S.l.], p. 1314-1320, set. 2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Histórico**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/institucional/historico/>>. Acesso em 10 maio 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2016**. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/37/2013/12/relatorio-ar-2016.pdf>>. Acesso em 29 maio 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução 003**, de 22 de agosto de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>>. Acesso em 10 maio 2017.

COSTA, R. E. **Inventário do Ciclo de Vida do Biodiesel obtido a partir do óleo de palma para as condições do Brasil e da Colômbia**. 2007. 195 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007. Disponível em: <<http://saturno.unifei.edu.br/bim/0032497.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2017.

DE HOLLANDER, A. E. M. et al. An Aggregate Public Health Indicator to Represent the Impact of Multiple Environmental Exposures. **Epidemiology**, [S.l.], v. 10, n. 5, p. 606-617, set. 1999.

EC-JRC - European Commission Joint Research Centre. **Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context**: based on existing environmental impact assessment models and factors. ILCD handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union EUR24571EN, 2011.

EDIP. **Description of the EDIP 1997 Method**. 1997. Disponível em: <<http://www.gabi-software.com/support/gabi/gabi-5-lcia-documentation/life-cycle-impact-assessment-lcia-methods/edip-1997/>>. Acesso em 21 maio 2017.

FORNARO, A. **Poluição atmosférica**: material particulado (aerossol atmosférico). Disponível em: <http://www.dca.iag.usp.br/www/material/fornaro/ACA410/MaterialParticulado_junho2013.pdf>. Acesso em 20 maio 2017.

FRIEDRICH, R. et al. **D 5.3.1/2 Methods and Results of the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study**. The Institute of Occupational Medicine, abril 2011. Disponível em <http://www.integrated-assessment.eu/eu/sites/default/files/CCS_FINAL_REPORT_final.pdf>. Acesso em 20 abr. 2018.

GALPERIN, M.; SOFIEV, M.; AFINOGENOVA, O. Long-term modelling of airborne pollution within the Northern Hemisphere. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.l.], v. 85, n. 4, p. 2051-2056, dez. 1995.

GIROTTTO, S. B. F. T. **Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria smog considerando o contexto brasileiro**. 2018. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2018.

GRONLUND, C. J. et al. Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [S.l.], v. 8, n. 1, p. 29-46, ago. 2014.

GUARIEIRO, L. L. N.; GUARIEIRO, A. L. N. Vehicle Emissions: What Will Change with Use of Biofuel?. **Biofuels - Economy, Environment And Sustainability**, [S.l.], p.357-378, 23 jan. 2013.

HAUSCHILD, M. Z.; HUIJBREGTS, Mark A. J. Life Cycle Impact Assessment. **LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**: Chapter 6: Particulate Matter Formation, [S.l.], p.97-114, 2015.

HUMBERT, S. **Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health**. 2009. 250 f. Tese (Doutor em Filosofia em Engenharia Civil e Ambiental) – University of California, Berkeley, 2009.

HUMBERT, S. et al. Intake Fraction for Particulate Matter: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 45, n. 11, p. 4808-4816, jun. 2011.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Relatório Anual da Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Curitiba Ano de 2013**. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Relatorios_qualidade_do_ar/RELATORIO_AR_2013_final.pdf>. Acesso em 11 maio 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). **Histórico da ACV**. Disponível em <<http://acv.ibict.br/acv/historico-da-acv/>>. Acesso em 22 abr 2017.

JOLLIET, O. et al. **Final report of the LCIA Definition study**. Life Cycle Impact Assessment Programme of the Life Cycle Initiative. Reviewed and final version from 24.12.2003. 2003. Disponível em: <https://lca-net.com/files/LCIA_defStudy_final3c.pdf>. Acesso em 20 maio 2017.

KREWSKI, D. et al. **Extended Follow-up and Spatial Analysis of the American Cancer Society Study Linking Particulate Air Pollution and Mortality**. Health Effects Institute, Boston, Massachusetts, USA, vol 140, 2009.

LAMARQUE, J.-F. et al. Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology and application. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.l.], v. 10, n. 15, p. 7017-7039, ago. 2010.

MARSHALL, J; TEOH, S; WNAZAROFF, W. Intake fraction of nonreactive vehicle emissions in US urban areas. **Atmospheric Environment**, [S.l.], v. 39, n. 7, p. 1363-1371, mar. 2005.

MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida**: análise e subsídio para a aplicação no Brasil. 2013. 149f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

MURRAY, C. J. L., LOPEZ, A. D. **The Global Burden of Disease: A Comprehensive Assessment of Mortality and Disability from Diseases, Injuries, and Risk Factors in 1990 and Projected to 2020**. Harvard University Press, Cambridge, MA, USA, 1996.

PATTO, N. V. et al. Exposure to fine particulate matter and hospital admissions due to pneumonia: Effects on the number of hospital admissions and its costs. **Revista da Associação Médica Brasileira**, [S.l.], v. 62, n. 4, p. 342-346, jul. 2016.

PEGORARO, L. A. **Desenvolvimento de Fatores de Caracterização para Toxicidade Humana em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida no Brasil**. 2008. 87 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Manufatura) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2008. Disponível em: <www.utfpr.edu.br/curitiba/estrutura-universitaria/diretorias/dirppg/programas/ppgem/banco-teses/dissertacoes/copy_of_PEGORAROLEandroAndrade.pdf>. Acesso em: 20 maio 2017.

RAO, S. et al. Environmental Modeling and Methods for Estimation of the Global Health Impacts of Air Pollution. **Environmental Modeling & Assessment**, [S.l.], v. 17, n. 6, p. 613-622, abr. 2012.

REBELATTO, A. L. **Determinação de índices quantitativos de material particulado inalável nos períodos seco e úmido na cidade de Cuiabá**. 2005. 103 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (RAICV). **O que é a RAICV?** 2017. Disponível em: <raicvbrasil.wixsite.com/raicv>. Acesso em: 22 abr. 2017.

RIBEIRO, J. **Efeitos da Poluição do Ar Sobre a Saúde**. 2016. Disponível em: <<http://reabilitacaocardiaca.wixsite.com/drjoaquimribeiro/single-post/2016/05/13/Efeitos-da-poluição-do-ar-sobre-a-saúde>>. Acesso em: 4 dez. 2016.

ROSENBAUM, R. K. et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 13, n. 7, p. 532-546, 22 out. 2008.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEMA). **Resolução 016**, de 15 de abril de 2014. Definir critérios para o Controle da Qualidade do Ar como um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem-estar da população e melhoria da qualidade de vida, com

o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do Estado do Paraná de forma ambientalmente segura. Disponível em: <<http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/listarAtosAno.do?action=exibir&codAto=117128&codTipoAto=&tipoVisualizacao=alterado>>. Acesso em 10 maio 2017.

SEINFELD, J. H., PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 2nd ed. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2006.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N.; NOONE, K. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. **Physics Today**, [S.l.], v. 51, n. 10, p.88-90, out. 1998.

SEO, E. S. M.; KULAY, L. A. Avaliação do ciclo de vida: Ferramenta gerencial para tomada de decisão. **Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**, [S.l.], v.1, n.1, Art 4, ago 2006.

UGAYA, C. M. L. et al. **Critérios para recomendar modelos de caracterização de AICV no Brasil**. In: CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 5., 2016, Fortaleza. Anais... Fortaleza.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators. **Life Cycle Initiative**, [S.l.], v. 1, 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Particulate matter emissions**. 2018. Disponível em <https://cfpub.epa.gov/roe/indicator_pdf.cfm?i=19>. Acesso em 26 mar. 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Health and Environmental Effects of Particulate Matter (PM)**. 2016. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm>>. Acesso em: 17 maio 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Particle. Your Health, US Environmental Protection Agency**, set. 2003. Disponível em: <<https://www3.epa.gov/airnow/particle/pm-color.pdf>>. Acesso em: 15 maio 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Terms & Acronyms**. 2017. Disponível em: <https://ofmpub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do?matchCriteria=Contains&checkedTerm=on&checkedAcronym=on&search=Search&term=air%20pollution>. Acesso em: 08 maio 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Vocabulary Catalog**. 2009. Disponível em: <[https://ofmpub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms%20of%20Env%20\(2009\)&filterTerm=air%20pollutant&checkedAcronym=false&checkedTerm=false&hasDefinitions=false&filterTerm=air%20pollutant&filterMatchCriteria=Contains](https://ofmpub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms%20of%20Env%20(2009)&filterTerm=air%20pollutant&checkedAcronym=false&checkedTerm=false&hasDefinitions=false&filterTerm=air%20pollutant&filterMatchCriteria=Contains)>. Acesso em: 08 maio 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **What is PM, and how does it get into the air?** 2017. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#pm>>. Acesso em: 17 maio 2017.

VAN JAARSVELD, J. A. **Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales**. 1995. 235 f. Tese (Doutorado) - University of Utrecht, Utrecht, 1995

VAN JAARSVELD, J. A.; VAN PUL, W. A. J.; LEEUW, F. A. A. M. Modelling transport and deposition of persistent organic pollutants in the European region. **Atmospheric Environment**, [S.l.], v. 31, n. 7, p. 1011-1024, abr. 1997.

VAN ZELM, R. et al. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, [S.l.], v. 42, n. 3, p. 441-453, jan. 2008.

VAN ZELM, R. et al. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, [S.l.], v. 134, p. 129-137, jun. 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Ambient (outdoor) air quality and health**. 2016. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>>. Acesso em 10 maio 2017.

ANEXO A - Dados para o cálculo dos FC de Van Zelm *et al.* (2008)

Os fatores de inalação para emissões de MP₁₀ e seus precursores no continente europeu para mortalidade e morbidade calculados por Van Zelm *et al.* (2008) estão apresentados na Tabela 1:

Tabela 1 – Fatores de inalação por Van Zelm *et al.* (2008)

Poluente	Fator de inalação (adimensional)
MP ₁₀ primário	$4,9 \times 10^{-6}$
NH ₃	$1,5 \times 10^{-6}$
NO _x	$1,0 \times 10^{-6}$
SO ₂	$9,3 \times 10^{-7}$

Fonte: Traduzida de Van Zelm *et al.* (2008)

Os dados de entrada para o cálculo dos fatores de efeito e de dano, e os valores finais desses fatores, utilizados por Van Zelm *et al.* (2008) se encontram na Tabela 2. Tanto a duração quanto a gravidade das doenças respiratórias neste estudo foram relacionadas às internações hospitalares.

Tabela 2 – Dados de entrada para o cálculo dos fatores de efeito e de dano, e seus valores finais para MP₁₀, por Van Zelm *et al.* (2008)

Doença	RR _{e,k} (m ³ /μg)	F _{inc,e} (ano ⁻¹)	YLL _e	D _e	S _e	EF e DF (ano/kg)
Mortalidade crônica	1,0043 ^a	$6,76 \times 10^{-3b}$	10 ^{c,d}			57,8
Mortalidade aguda	1,006 ^e	$6,76 \times 10^{-3b}$	0,25 ^f			57,8
Morbidade respiratória aguda	1,000114 ^g	$3,08 \times 10^{-3f}$		0,04 ^f	0,64 ^f	57,8
Morbidade cardiovascular aguda	1,0005 ^h	$5,28 \times 10^{-3f}$		0,04 ^f	0,71 ^f	57,8

^a Künzli *et al.* (2000). ^b Eurostat (2007). ^c Künzli *et al.* (2001). ^d Pye and Watkiss (2005). ^e Anderson *et al.* (2004). ^f Knol and Staatsen (2005). ^g Medina *et al.* (2005). ^h Le Tertre *et al.* (2002).

Fonte: Traduzida de Van Zelm *et al.* (2008)

Com $RR_{e,k}$ sendo o risco relativo de obter o efeito de saúde e do poluente k ; $F_{inc,e}$ a taxa de incidência do efeito de saúde e na população; YLL_e os anos de vida perdidos devido ao efeito de saúde e ; D_e a duração do efeito de saúde e ; S_e a gravidade do efeito de saúde e ; EF o fator de efeito e DF o fator de dano.

ANEXO B - Dados para o cálculo dos FC de Humbert (2009)

O trabalho de Humbert (2009) apresenta valores recomendados de fatores de inalação. Os principais parâmetros utilizados para gerar essas frações e os valores recomendados de fração de inalação estão apresentados nas Tabelas 3 e 4:

Tabela 3 - Parâmetros de modelo utilizados para gerar os fatores de inalação recomendados por Humbert (2009)

Arquétipo	Urbano	Rural ^b	Remoto
Características mundiais	3,2 bilhões de pessoas 2,3 milhões km ²	6,7 bilhões de pessoas ^a 75 milhões km ²	75 milhões de pessoas ^a 73 milhões km ²
Parâmetros utilizados para o arquétipo genérico	80.000 pessoas/km 1,6 milhões de pessoas 400 km ²	900 milhões de pessoas 10 milhões km ²	10 milhões de pessoas 10 milhões km ²
Parâmetros meteorológicos:	250 m		
altura de mistura e velocidade do vento	2,4 m/s (taxa de diluição: 610 m ² /s ²)	1.000 m 3 m/s	1.000 m 3 m/s
Outros parâmetros comuns	Taxa respiratória média de 13 m ³ /dia; temperatura média global de 285 K (11,85 °C) (Seinfeld, Pandis, Noone, 1998) e umidade relativa do ar de 70%		

^a Todos os arquétipos são baseados em dados globais. No entanto, devido à disponibilidade de dados, as condições meteorológicas urbanas são baseadas apenas em dados dos EUA. ^b O arquétipo rural também leva em conta a população das áreas urbanas que serão expostas à emissões rurais.

Fonte: Traduzida de Humbert (2009)

Tabela 4 – Fatores de inalação recomendadas por Humbert (2009)

Poluente emitido	Fonte de emissão	Fator de inalação						Média ponderada pela população	Unidade
		Interno ^a (casa)	Interno ^a (escritório)	Interno ^a (industrial)	Urbano	Rural	Remoto		
MP₁₀	Alta ^b				8,3	0,93	0,055	4,4	10 ⁻⁶ kg de MP ₁₀ inalado/kg de MP ₁₀ emitido
	Baixa				13	1,4	0,055	6,6	
	Nível do solo	4.700	1.600	33	20	2,1	0,055	1,0	
	Média ponderada pela emissão				18	1,9	0,055	9,3	
MP_{10-2,5}	Alta ^b				8,5	0,88	0,034	4,4	10 ⁻⁶ kg de MP _{10-2,5} inalado/kg de MP _{10-2,5} emitido
	Baixa				13	1,3	0,034	6,6	
	Nível do solo	4.700	1.600	33	18	1,9	0,034	9,6	
	Média ponderada pela				17	1,8	0,034	9,1	

emissão										
MP_{2,5}	Alta ^b				9,6	1,4	0,084	5,2	10 ⁻⁶ kg de MP _{2,5} inalado/kg de MP _{2,5} emitido	
	Baixa				14	1,8	0,084	7,4		
	Nível do solo	4.700	1.600	33	30	3,1	0,084	16		
	Média ponderada pela emissão				19	2,2	0,084	10 ^c		
SO₂		4.700	1.600	33	0,88	0,72	0,044	0,79 ^c	10 ⁻⁶ kg de MP secundário (ou SO ₂ interno) inalado/kg de SO ₂ emitido	
NO_x		4.700	1.600	33	0,18	0,16	0,010	0,16 ^c	10 ⁻⁶ kg de MP secundário (ou NO _x interno) inalado/kg de NO _x emitido	
NH₃		4.700	1.600	33	1,5	1,5	0,090	1,5 ^c	10 ⁻⁶ kg de MP secundário (ou NH ₃ interno) inalado/kg de NH ₃ emitido	
CO_x	Alta ^b				30	22	11	26	10 ⁻⁶ kg de CO inalado/kg de CO emitido	
	Baixa				34	22	11	27		
	Nível do solo	4.700	1.600	33	49	22	11	35		
	Média ponderada pela emissão				47	22	11	34 ^c		

^a O fator de caracterização para emissões internas inclui apenas efeitos diretos da exposição interna.

Para o fator de caracterização total para emissões internas, deve-se adicionar o fator de caracterização de emissões externas (em geral, de emissão baixa) do arquétipo onde o edifício está situado. ^b Para estimar as frações de inalação de emissões muito altas (> 250 m), pode-se multiplicar os valores de fração de inalação de emissão alta por 0,55 e 0,79 para emissões urbanas e rurais, respectivamente. ^c A célula cinza é uma média das frações de inalação de diferentes arquétipos ponderada pela emissão em diferentes alturas de emissão. ^d SO₂ pode formar sulfato de amônio e NO_x e NH₃ podem formar nitrato de amônio.

Fonte: Traduzida de Humbert (2009)

Os fatores de efeito temporários recomendados pelo trabalho estão reproduzidos na Tabela 5:

Tabela 5 - Fatores de efeito temporários para exposição à vários tipos de material particulado e outros compostos inorgânicos respiratórios recomendados por Humbert (2009)

Poluente	Abreviação	Fator de efeito	Unidade	Comentário
MP₁₀ primário	MP ₁₀	82	DALY/kg de MP ₁₀ inalado	Baseado em Van Zelm <i>et al.</i> (2008), Kuenzli <i>et al.</i> (2000) e Hofstetter <i>et al.</i> (1998)
MP_{2,5} primário (indefinido)	MP _{2,5}	140	DALY/kg de MP _{2,5} inalado	Extrapolado de MP ₁₀ , dividindo por 0,6 (assumindo uma fração de MP ₁₀ ambiental menor que 2,5 µm) (EC 2005)
MP_{2,5} primário (nível do solo)^a	MP _{2,5} , nível do solo	200	DALY/kg de MP _{2,5} , nível do solo inalado	Assumido equivalente a 1,5 * MP _{2,5} (EC 2005)
MP secundário proveniente de SO₂	MP(SO ₂)	140	DALY/kg de MP(SO ₂) inalado	Assumido equivalente a MP _{2,5} (EC 2008)
MP secundário proveniente de NO_x	MP(NO _x)	82	DALY/kg de MP(NO _x) inalado	Assumido equivalente a MP ₁₀ (EC 2008)
MP secundário proveniente de NH₃	MP(NH ₃)	82	DALY/kg de MP(NH ₃) inalado	Assumido equivalente a MP ₁₀ (EC 2008)
SO₂ (exposição direta)	SO ₂	0,97	DALY/kg de SO ₂ inalado	Mortalidade aguda, Hofstetter (1998)
NO_x (exposição direta)	NO _x	0,46	DALY/kg de NO _x inalado	Mortalidade aguda, Hofstetter (1998)
NH₃ (exposição direta)	NH ₃	0,84	DALY/kg de NH ₃ inalado	Baseado em Pennington <i>et al.</i> (2002) e Huijbregts <i>et al.</i> (2005)
CO (exposição direta)	CO	0,019	DALY/kg de CO inalado	Mortalidade aguda, Hofstetter (1998)

^a Principalmente emissões de tubo de escape - as emissões de poeiras nas estradas poderiam ser melhor representadas por valores indefinidos - exigiria mais pesquisas.

Fonte: Traduzida de Humbert (2009)

ANEXO C - Dados para o cálculo dos FC de Gronlund *et al.* (2014)

Como o trabalho de Humbert *et al.* (2011) compara vários estudos, ele apresenta valores recomendados de fatores de inalação, apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Fatores de inalação recomendados por Humbert *et al.* (2011)^a

Poluentes	Altura de chaminé	Emissão urbana	Emissão rural	Emissão de área remota	Média ponderada pela população
MP _{10-2,5} primário	Chaminé alta	8,8	0,7	0,04	5
	Chaminé baixa	13	1,1	0,04	7,5
	Chaminé a nível do solo	40	3,7	0,04	23
	Média ponderada pela emissão ^b	37	3,4	0,04	21
MP _{2,5} primário	Chaminé alta	11	1,6	0,1	6,8
	Chaminé baixa	15	2,0	0,1	8,9
	Chaminé a nível do solo	44	3,8	0,1	25
	Média ponderada pela emissão ^b	26	2,6	0,1	15
MP _{2,5} secundário	SO ₂	0,99	0,79	0,05	0,89
	NO _x	0,20	0,17	0,01	0,18
	NH ₃	1,7	1,7	0,1	1,7

^a As unidades de fração de inalação são partes por milhão (ppm), indicando mg de MP inalado/ mg de MP emitido para MP primário, ou mg MP inalado/kg de precursor emitido para MP secundário. ^b Embora as emissões de MP_{2,5} tenham frações de inalação maiores que as de MP_{10-2,5}, a fração de inalação média ponderada por emissão pode ser menor para MP_{2,5} do que para MP_{10-2,5} devido a diferenças na altura de liberação típica: aqui a proporção estimada de emissões no nível do solo é maior para MP_{10-2,5} (principalmente poeira de estradas) do que para MP_{2,5}.

Fonte: Traduzida de Humbert *et al.* (2011)

Os parâmetros utilizados para gerar os fatores de inalação recomendados por Humbert *et al.* (2011) estão apresentados na Tabela 7:

Tabela 7 - Parâmetros de modelo utilizados para gerar os fatores de inalação recomendados por Humbert *et al.* (2011)^a

	Parâmetros	Emissão urbana	Emissão rural	Emissão de área remota
Exposição ^b	População	2 milhões	1 bilhão	10 milhões
	Área (km ²)	240	10 milhões	10 milhões
	Densidade populacional (pessoas/km ²)	8300 ^c	100 ^d	1
Meteorológicos	Altura de mistura (m)	240	1000	1000
	Velocidade do vento (m/s)	2,5	2,5	2,5
	Taxa de diluição (m ² /s)	610	2500	2500

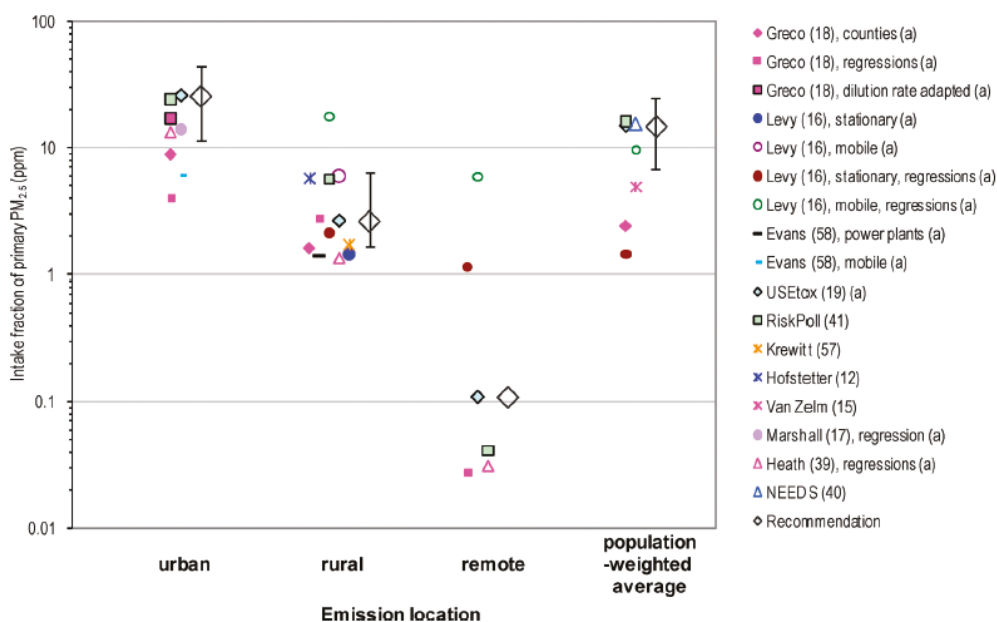
^a Parâmetros comuns aos três arquétipos incluem taxa respiratória média de 13 m³/dia; temperatura média global de 285 K (11,85 °C) (Seinfeld, Pandis, Noone, 1998) e umidade relativa do ar, 70%. ^b Para todas as emissões, as exposições globais também foram incluídas. Suposição: população global de 7,2 bilhões de pessoas em 75 milhões de km² no ano de 2015 (POPULATION DIVISION,

DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS, 2004). Para as emissões urbanas, as frações de inalação relatadas neste artigo também incorporam exposições em escala continental e global, ou seja, exposição a MP ocorridas fora da área urbana determinada. ^c Parâmetros urbanos são baseados em médias ponderadas de dados das Nações Unidas e do Banco Mundial (ANGEL; SHEPPARD; CIVCO, 2005). Empregando esses parâmetros, a densidade populacional linear é de 130.000 pessoas/km. ^d Parâmetros de exposição para emissões rurais são escolhidos para combinar com os do modelo USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008).

Fonte: Traduzido de Humbert *et al.* (2011)

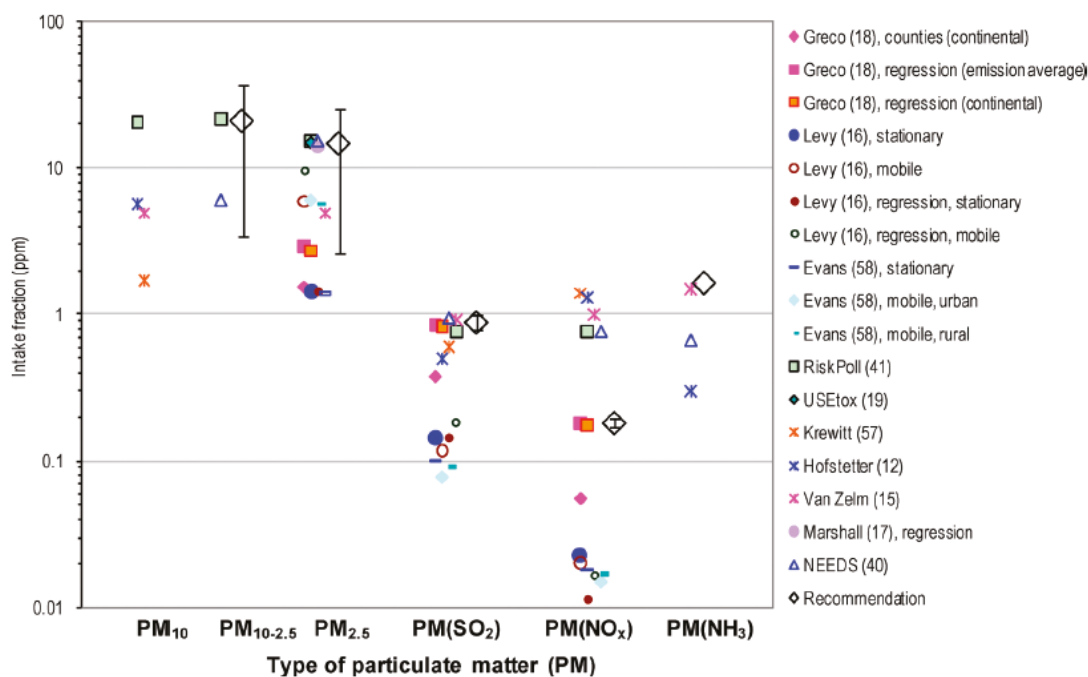
O trabalho de Humbert *et al.* (2011) também fornece gráficos comparando os valores de fator de inalação dos modelos estudados com os valores recomendados, apenas para MP_{2,5} primário e para todos os tipos de material particulado. Esses gráficos estão reproduzidos nas Figuras 1 e 2.

Figura 1 - Estimativas para fator de inalação de vários modelos e valores recomendados para MP_{2,5} primário



Fonte: Humbert *et al.* (2011)

Figura 2 - Estimativas para fatpr de inalação de vários modelos e valores recomendados para vários tipos de material particulado



Fonte: Humbert *et al.* (2011)

Definindo a mesma densidade populacional e taxa de respiração em todos os modelos de emissões-para-inalação, foi estimado o desvio padrão do conjunto de frações de inalação consideradas. Esse desvio padrão para MP_{2.5} primário para fatores de inalação ponderados pela emissão urbana, rural e ponderada é de 3,5, 4,6 e 5,3, respectivamente.

Essas estimativas de incerteza podem ser comparadas com a variação no fator de inalação causada por padrões de densidade populacional, que podem atingir mais de 2 ordens de grandeza entre as emissões em áreas de alta densidade populacional (por exemplo, emissões de caminhões em uma cidade) e áreas de baixa densidade populacional (por exemplo, emissões de um trem à diesel que atravessa áreas remotas). Assim, a regionalização das frações de inalação e, portanto, os fatores de caracterização associados, considerando a variabilidade nos padrões de densidade populacional, é um passo importante para a redução da variabilidade geral e incerteza na avaliação do dano à saúde humana quando a AICV é usada.

Os dados de entrada utilizados por Gronlund *et al.* (2014) para o cálculo do fator de caracterização estão descritos na Tabela 8.

Tabela 8 – Dados de entrada para o cálculo do fator de caracterização (médias e intervalos – mínimo e máximo)

Dados de entrada	Doença cardiopulmonar	Câncer de pulmão	Doença cardiopulmonar e câncer de pulmão	Todas as causas
Concentração de MP_{2,5} (1979-1983) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^a		21,2 (10,3 – 37,8)		
Taxa total de mortalidade anual (1982-1988) ^{a,b,c}	640 (520 – 770)	82 (40 – 110)	720 (580 – 870)	1.200 (1.110 – 1.400)
Frações atribuíveis ^{a,b}	0,12 (0,064 – 0,19)	0,086 (0,042 – 0,15)	0,12 (0,063 – 0,19)	0,079 (0,041 – 0,13)
Taxas de mortalidade não atribuíveis ao MP ^{a,b,c}	560 (480 – 660)	75 (37 – 100)	640 (540 – 740)	1.100 (980 – 1.300)
Taxas de mortalidade atribuíveis ao MP_{2,5} ^{a,b,c}	78 (39 – 150)	7,1 (2,6 – 15)	86 (42 – 160)	96 (47 – 180)
Fator de concentração-resposta (taxa de mortalidade/ μg de MP _{2,5} inalado/ m^3) ^{a,c,d}	1,8 (1,6 – 2,1)	0,17 (0,085 – 0,24)	2,0 (1,7 – 2,3)	2,2 (2,0 – 2,6)
Fator de dose-resposta (mortes/ μg de MP _{2,5} inalado) ^{a,d}	3,9 (3,3 – 4,4)	0,35 (0,18 – 0,50)	4,2 (3,6 – 4,8)	4,7 (4,2 – 5,5)
Fator de gravidade ^{e,g}				
DALY/morte	17	28	19	23 ^f
YLL/morte	13	27	15	17 ^f
Fator de efeito ^{d,g}				
DALY/kg de MP_{2,5} inalado	65	9,7	78	110
YLL/kg de MP_{2,5} inalado	50	9,6	64	82

^a Ponderado pela população total da Área Estatística Metropolitana Padrão (N = 63). ^b Entre indivíduos com 30 anos de idade ou mais. ^c Para cada 100.000 habitantes. ^d O denominador é a população ou a quantidade de MP_{2,5} inalada em todas as idades, e não apenas para indivíduos com 30 anos de idade ou mais. ^e Baseado nas estimativas de morte, DALY e YLL do Global Burden of Disease de 2010 para a região norte americana de alta renda. ^f Os fatores de gravidade específicos por idade para a categoria "doenças cardiopulmonares e câncer de pulmão" foram usados para calcular os fatores de gravidade para todas as causas. Os fatores de severidade de todas as causas diferem dos fatores de gravidade para "doenças cardiopulmonares e câncer de pulmão" devido à diferença na distribuição etária das mortes das duas categorias. ^g Fatores de efeito e de gravidade padronizados para a População Padrão Mundial da Organização Mundial de Saúde (OMS).

Fonte: Traduzido de Gronlund *et al.* (2014)

O fator de efeito para doenças cardiopulmonares e câncer de pulmão é menor que o fator para todas as causas de morte porque o primeiro é calculado a partir da população padrão da OMS, que é mais nova que a população dos Estados Unidos, utilizado para o cálculo do segundo fator.

ANEXO D - Dados para o cálculo dos FC de Van Zelm *et. al* (2016)

Os valores de fator de inalação encontrados para o território brasileiro e para o restante da América do Sul por Van Zelm *et al.* (2016) estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Fatores de inalação por Van Zelm *et al.* (2016)

Poluentes	Frações de inalação (adimensionais) *	
	Brasil	Restante da América Latina
MP _{2,5} primário	$3,95 \times 10^{-7}$	$3,03 \times 10^{-7}$
NH ₃	$4,32 \times 10^{-8}$	$8,02 \times 10^{-8}$
NO _x	$1,96 \times 10^{-9}$	$1,50 \times 10^{-8}$
SO ₂	$2,57 \times 10^{-7}$	$2,72 \times 10^{-7}$

*Adaptação: foram excluídos os valores de frações de inalação de outras regiões do mundo.

Fonte: Adaptada de Van Zelm *et al.* (2016)

Os dados de entrada para o cálculo do fator de dano e de efeito na saúde humana específicos do Brasil e do restante da América do Sul utilizados por Van Zelm *et al.* (2016) se encontram na Tabela 10.

Tabela 10 – Dados de entrada específicos do Brasil e do restante da América do Sul para o cálculo dos fatores de efeito e de dano para a saúde humana

Dados de entrada*		Brasil	Restante da América Latina
Taxa de mortalidade (mortes/ano)	Doença respiratória	0,0010	0,0011
	Doença cardiopulmonar	0,0043	0,0042
	Câncer de pulmão	0,00021	0,00019
Concentração de fundo (µg/m ³)	MP _{2,5}	9,93	8,24
YLL por morte (ano/caso de incidência)	Doença respiratória	20,05	18,55
	Doença cardiopulmonar	21,93	20,80
	Câncer de pulmão	25,55	24,59
População total		$1,88 \times 10^8$	$1,28 \times 10^8$
% da população com mais de 30 anos		42	41

*Adaptação: foram excluídos os dados de entrada de outras regiões do mundo.

Fonte: Adaptado de Van Zelm *et al.* (2016)

Os dados de fator de efeito e dano para exposição ao MP_{2,5} calculados por Van Zelm *et al.* (2016) estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Fator de efeito e dano para exposição a MP_{2,5} por Van Zelm *et al.* (2016)

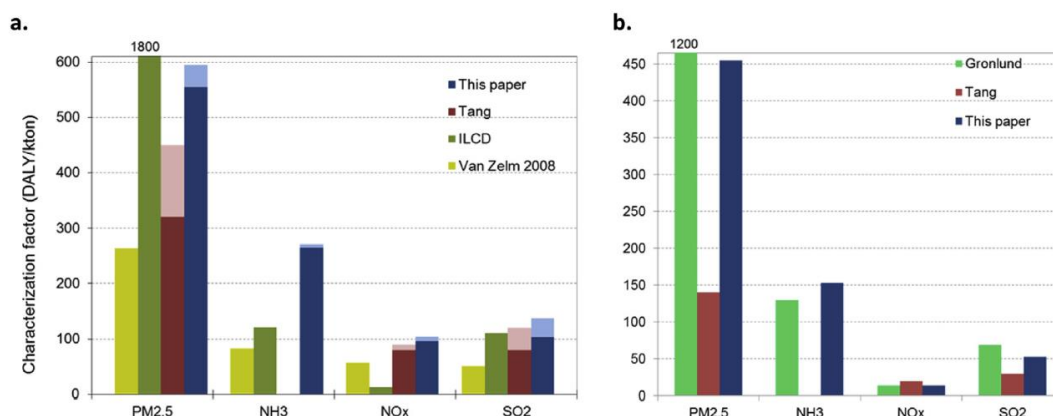
Poluentes	Fator de dano e efeito (multiplicados) (ano/kg inalado)*	
	Brasil	Restante da América Latina
MP _{2,5}	242,22	229,93

*Adaptação: foram excluídos os valores de fator de dano e efeito de outras regiões do mundo.

Fonte: Adaptado de Van Zelm *et al.* (2016)

A Figura 3 mostra os resultados da comparação dos fatores de caracterização desse estudo com os estudos de Van Zelm *et al.* (2008), Tang *et al.* (2016a) e ILCD *Handbook* para danos à saúde humana devido ao MP_{2,5}. Pode-se ver que, para partículas secundárias, os fatores de Van Zelm *et al.* (2016) estão na mesma ordem de grandeza que os derivados de Van Zelm *et al.* (2008), fatores recomendados pelo ILCD e Tang *et al.* (2016a) para a Europa, e por Gronlund *et al.* (2015) e Tang *et al.* (2016a) para os EUA, com diferenças até um fator de 3. Essas diferenças são causadas pela aplicação de diferentes modelos de transporte químico, com diferentes variações espaciais, bem como a aplicação de diferentes dados de entrada do fator de efeito. Porém, uma característica que faz com que o trabalho de Van Zelm *et al.* (2016) se sobressaia sobre os outros é que foi o primeiro a determinar fatores de efeito e dano específicos por região.

Figura 3 – Fatores de caracterização para danos à saúde humana devido ao material particulado para Europa (a) e Estados Unidos (b)



Fonte: Van Zelm *et al.* (2016)