



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**  
**CÂMPUS LONDRINA E APUCARANA**



**ISABELLA CHARRES FANDIÑO**

**INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE MP<sub>2,5</sub> e BC ORIUNDAS DA  
COMBUSTÃO EM LONDRINA, PARANÁ**

**LONDRINA  
2019**

**ISABELLA CHARRES FANDINO**

**INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE MP<sub>2,5</sub> E BC ORIUNDAS DA  
COMBUSTÃO EM LONDRINA, PARANÁ**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Patricia Krecl.

**LONDRINA  
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

F199i Fandiño, Isabella Charres  
Inventário de emissões atmosféricas de MP<sub>2,5</sub> e BC oriundas da combustão em Londrina, Paraná / Isabella Charres Fandiño. – Londrina: [s.n.], 2020.  
93 f. : il.; 30 cm.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Patricia Krecl  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Londrina, 2019.  
Bibliografia: f. 72-81

1. Poluentes Atmosféricos. 2. Material Particulado. 3. Carbono. I. Krecl, Patricia, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. III. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

CDD: 628



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-Graduação  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Câmpus  
Londrina e Apucarana



## **TERMO DE APROVAÇÃO**

### ***INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE MP<sub>2,5</sub> E BC ORIUNDAS DA COMBUSTÃO EM LONDRINA, PARANÁ***

Por

**ISABELLA CHARRES FANDIÑO**

Dissertação de Mestrado apresentada no dia 11 de dezembro de 2019, como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, *Câmpus* Londrina e Apucarana, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A mestranda foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo assinados. Após avaliação da Dissertação, a Banca Examinadora considerou a Dissertação Aprovada. O presente termo assinado ficará depositado na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA.

\_\_\_\_\_  
Prof(a). Dr(a). Patricia Krecl - Orientador(a)  
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Apucarana)

\_\_\_\_\_  
Prof(a). Dr(a). Andreas Friedrich Grauer - Membro Titular  
(Universidade Federal do Paraná - Câmpus Curitiba)

\_\_\_\_\_  
Prof(a). Dr(a). Admir Créso de Lima Targino - Membro Titular  
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Londrina)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Alesandro Bail  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

**“A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental”**

À minha mãe, Irene.

## AGRADECIMENTOS

A minha mãe, pela confiança em mim depositada ao longo do tempo, pelo seu amor e carinho, mesmo estando longe;

A minha orientadora, a Profa. Dra. Patricia Krecl, pela orientação e paciência permanente. Meus mais profundos agradecimentos por me oferecer comentários e críticas baseados em seu conhecimento especializado;

Minha especial gratidão ao Prof. Dr. Admir Targino, sem sua ajuda a história seria outra;

À Professora Elizabeth Mie (Universidade Tecnológica Federal do Paraná), ao Prof. Andreas Grauer (Universidade Federal do Paraná) e ao Prof. Dr. Luis Gerardo (Universidade Nacional Autónoma do México), pelo tempo que dedicaram a resolver minhas dúvidas. Muito obrigada de coração;

Ao meu grande amigo Marcus Oliveira, pela amizade e pelo apoio incondicional dia após dia. Eu não conseguiria ter completado esta tarefa se não fosse por sua ajuda. O meu muito obrigado!

Aos meus colegas do *Laboratory for Urban Air Pollution and Climate*, por compartilhar comigo suas experiências de estudo. Para todos eles meus sinceros agradecimentos;

Aos proprietários e funcionários das pizzarias, churrascarias e padarias que colaboraram na realização das entrevistas, obrigadão;

À Companhia Municipal de Trânsito e Urbanismo de Londrina (CMTU), à Associação Brasileira de Bares e Restaurantes (ABRASEL), ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP), ao Departamento de trânsito do Paraná (DETRAN-PR), à Agência Nacional de Petróleo, gás natural e biocombustível (ANP) e à Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Londrina (SEMA), por ceder os dados fundamentais na execução desta pesquisa;

Por fim, agradeço a todos que de forma direta ou indireta colaboraram no desenvolvimento deste trabalho, muito obrigada!

*“Llovió cuatro años, once meses y dos días. Hubo épocas de llovizna en que todo el mundo se puso sus ropas de pontifical y se compuso una cara de convalenciente para celebrar la escamapada, pero pronto se acostumbraron a interpretar las pausas como anuncios de recrudescimiento”*

*Gabriel Garcia Márquez (Cien años de soledad).*

## RESUMO

Os inventários de emissões atmosféricas são ferramentas essenciais para a gestão da qualidade do ar, já que permitem identificar as principais fontes emissoras e os principais poluentes, estimar a magnitude das emissões e fornecer dados de entrada para rodar modelos de dispersão. No Brasil, os inventários de emissões focam principalmente no setor de transporte e alguns poluentes atmosféricos a nível nacional, estadual ou regional. Pouco se conhece sobre emissões de material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>) e *black carbon* (BC), especialmente a nível municipal. Esta pesquisa desenvolveu o primeiro inventário de emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC para o município de Londrina, utilizando o método de fatores de emissão, combinando as abordagens *top-down* e *bottom-up*, para o ano base 2018. Estimaram-se emissões oriundas do setor industrial e comercial: pela queima de biomassa e combustíveis fósseis em indústrias, pizzarias, churrascarias e padarias e transporte rodoviário, e no setor de resíduos, pela queima de resíduos sólidos urbanos (RSU). O cálculo das emissões foi baseado em dados oficiais, fatores de emissão (FE) propostos no guia da Agência Ambiental Europeia (EEA) e de pesquisas científicas, e pela aplicação de questionários sobre consumo de combustível no setor comercial. Também foi quantificada a incerteza usando o método de propagação de erros seguindo a metodologia do Painel Intergovernamental de Mudança Climática (IPCC). As emissões totais em 2018 foram estimadas em 418 t de MP<sub>2,5</sub> e 66 t de BC. Aponta-se a queima a céu aberto de RSU como a fonte dominante de MP<sub>2,5</sub>, aportando 53% da emissão total. Em relação com as emissões de BC, os processos industriais, o transporte rodoviário, a queima de RSU, e os estabelecimentos comerciais aportaram 40%, 31%, 22% e 6% da emissão total, respectivamente. As incertezas nas emissões industriais foram quantificadas em  $\pm 115\%$  para MP<sub>2,5</sub> e  $\pm 281\%$  para BC. A incerteza nas emissões de MP<sub>2,5</sub> dos estabelecimentos comerciais foi  $\pm 80\%$  e  $\pm 182\%$  nas emissões de BC. Além disso, observou-se que as emissões calculadas a partir de diferentes conjuntos de FE variaram amplamente, essas diferenças podem estar associadas com o método de medição e as condições locais onde foram estimados os FE. Finalmente, para melhorar este inventário e orientar o desenvolvimento de inventários em outras cidades brasileiras recomenda-se compilar detalhadamente FE representativos das condições locais onde pretende-se elaborar o inventário. Os FE propostos pela EEA apresentam limitações ao serem usados em países em desenvolvimento, já que as tecnologias de combustão podem diferir grandemente daquelas usadas nos países desenvolvidos. Aliás, fontes de emissão como a combustão doméstica de biomassa e a queima a céu aberto de RSU não são compiladas no guia da EEA.

**Palavras-chave:** Inventário de emissões. Fatores de emissão. MP<sub>2,5</sub>. *Black carbon*. Incerteza do inventário.



## ABSTRACT

Atmospheric emission inventories play a pivotal role in air quality management since they allow the identification of the main emission sources and the main pollutants that affect the air quality to further estimate the magnitude of their emissions. In addition, inventories provide input data for dispersion. In Brazil, emissions inventories are focused mainly in the transport sector and some air pollutants at national, state and regional levels. However, there is a lack of studies on emission estimates of fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and black carbon (BC), especially at the municipal level. This research developed the first inventory of PM<sub>2.5</sub> and BC emissions for the municipality of Londrina - PR, using the emission factor method and combining top-down and bottom-up approaches for the base year 2018. This inventory comprises the emissions from the industrial and commercial sector: by burning biomass and fossil fuels in industries, pizzerias, steakhouses and bakeries and road transport, and in the waste sector, by burning solid urban waste (SUW). The calculation of emissions was based on official data, emission factors (EF) proposed by the European Environment Agency (EEA) and scientific research, and the application of questionnaires on fuel consumption in the commercial sector. Uncertainty was also quantified using the error propagation method following the methodology of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Total emissions were estimated as 418 t of MP<sub>2.5</sub> and 66 t of BC. The open burning of SUW is the dominant source of PM<sub>2.5</sub>, accounting for 56% of total emissions. BC emissions are strongly related to industrial processes, road transport, SUW burning and commercial establishments that contributed to 40%, 31%, 22% and 6% on the total emission, respectively. The uncertainties in industrial emissions were quantified as  $\pm 115\%$  for PM<sub>2.5</sub> and  $\pm 281\%$  for BC. The uncertainties in PM<sub>2.5</sub> and BC emissions from the commercial sector were  $\pm 80\%$  and  $\pm 182\%$  respectively. Furthermore, it was observed that emissions calculated from different sets of EF varied widely. These differences may be associated with the measurement method and the local conditions where the EF were estimated. Finally, to improve this inventory and guide the development of inventories in other Brazilian cities, it is recommended to compile detailed EF representative of the local conditions in which the inventory is intended to be compiled. It was found that the EF published by the EEA can have limitations when used in developing countries, since technologies may differ greatly from those used in developed countries. Moreover, emission sources, such as domestic biomass combustion and SUW open burning are not compiled in that guide.

**Keywords:** Emissions inventory. Emission factors, Black carbon. PM<sub>2.5</sub>. Inventory uncertainty.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do município de Londrina. ....	27
Figura 2 - Identificação das fontes fixas industriais. ....	29
Figura 3 - Identificação dos ECA a partir de informações de ABRASEL.....	30
Figura 4 - Identificação dos ECA a partir de consultas em Google maps.....	31
Figura 5 - Localização das fontes fixas industriais.....	45
Figura 6 - Distribuição dos combustíveis no setor industrial. ....	46
Figura 7 - Emissões industriais de MP <sub>2,5</sub> por processos de combustão em 2018. .....	47
Figura 8 - Emissões industriais de BC em 2018. ....	48
Figura 9 - Localização dos ECA. ....	50
Figura 10 - Localização dos ECA entrevistados.....	50
Figura 11 - Consumo médio anual de combustível por tipo de ECA em 2018...51	
Figura 12 - Contribuição de MP <sub>2,5</sub> e BC por tipo de ECA em 2018. ....	52
Figura 13 - Emissões anuais de MP <sub>2,5</sub> e BC para as pizzarias a lenha. Calculadas usando FE do guia EMEP e propostos por Lima-Francisco (2015). ....	53
<i>Figura 14 - Pontos de descarte irregular de RSU e emissões totais de MP<sub>2,5</sub> e BC.</i> .....	54
Figura 15 - Emissões de MP <sub>2,5</sub> e BC calculadas a partir de diferentes FE. ....	55
Figura 16 - Frota circulante por tipo de combustível para Londrina em 2018. ..	57
Figura 17 - Tipo de combustível por categoria veicular para Londrina em 2018. .....	57
Figura 18 - Consumo de combustível da frota circulante para Londrina em 2018. .....	58
Figura 19 - Consumo de combustível ajustado por categoria veicular para Londrina em 2018 (m <sup>3</sup> /ano).....	59
Figura 20 – a) Emissão total de MP <sub>2,5</sub> por categoria veicular em 2018. b) Contribuição relativa da fase tecnológica por categoria veicular na emissão de MP <sub>2,5</sub> . As fases tecnológicas Tec 1 até Tec 7 para os automóveis e comerciais leves correspondem a Pré-Proconve até L6; para motocicletas as fases Tec 1 até Tec 3 correspondem a M1 até M3 e para caminhões e ônibus as fases Tec 1 até Tec 7 correspondem a P1 até P7. ....	61

<b>Figura 21 – a) Emissões totais de BC por categoria veicular em 2018 (t/ano). b) Contribuição relativa da fase tecnológica por categoria veicular na emissão de BC.....</b>	<b>62</b>
<b>Figura 22 – Emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC usando diferentes conjuntos de FE (t/ano). .....</b>	<b>63</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Níveis de complexidade nas estimativas das emissões (EMEP).....	19
Tabela 2 - Características do MP .....	21
Tabela 3 - Técnicas de medição do teor de fuligem.....	22
Tabela 4 - Categorização da frota de veículos .....	37
Tabela 5 - Cálculo e apresentação da incerteza .....	44
Tabela 6 - Emissões industriais totais de MP <sub>2,5</sub> e BC (t/ano).....	47
Tabela 7 - Emissões médias de MP <sub>2,5</sub> e BC por tipo de combustível.....	49
Tabela 8 - Emissões totais de MP <sub>2,5</sub> e BC nos ECA (t/ano) baseadas nos FE do guia EMEP .....	51
Tabela 9 – Emissões oriundas das pizzarias usando diferentes FE.....	53
Tabela 10 – Emissão de MP <sub>2,5</sub> (t/ano) desagregada por categoria veicular e tipo de emissão.....	59
Tabela 11 - Emissões pelo escapamento segundo a categoria veicular (t/ano)	60
Tabela 12 - FE veicular estimados em cidades brasileiras (g/km veículo).....	62
Tabela 13 - Comparação dos FEMP pelo escapamento (g/km veículo).....	65
Tabela 14 - Incerteza combinada no total das emissões das fontes industriais	65
Tabela 15 - Incerteza combinada no total das emissões dos ECA .....	66
Tabela 16 - Emissão total de MP <sub>2,5</sub> e BC em 2018 .....	67
Tabela A1- Inventários de emissões atmosféricas no Brasil.....	82
Tabela C1 - Fatores de emissão para fontes fixas industriais .....	80
Tabela D1 - Fatores de emissão do guia EMEP para os ECA.....	81
Tabela D2 - Fatores de emissão medidos em pizzarias em São Paulo (g/kg)....	81
Tabela E1 - Poder calorífico dos combustíveis .....	82
Tabela F1 - Dados históricos de orgânicos e rejeitos.....	82
Tabela F2 - Dados históricos de rejeitos das cooperativas.....	82
Tabela F3 - Resíduos nos pontos de descarte irregular .....	82
Tabela F4 - Dados para calcular a quantidade de RSU queimados em Londrina .....	83
Tabela F5 - Fatores de emissão pela queima de RSU a céu aberto (g/kg) .....	83
Tabela G1 - Combustíveis veiculares no Brasil.....	84

<b>Tabela H1 - Coeficientes para sucateamento da frota .....</b>	<b>85</b>
<b>Tabela I1 - Equivalência fases tecnológicas brasileiras com as fases EURO ...</b>	<b>87</b>
<b>Tabela J1 - Quilometragem por litro de combustível queimado .....</b>	<b>88</b>
<b>Tabela K1 - Fatores de emissão de MP<sub>2,5</sub> pelo escapamento .....</b>	<b>89</b>
<b>Tabela K2 - Fatores de emissão de BC pelo escapamento .....</b>	<b>90</b>
<b>Tabela K3 - Fatores de emissão de MP<sub>2,5</sub> pelo desgaste de pneus e freios.....</b>	<b>91</b>
<b>Tabela K4 - Frações de BC do FEMP<sub>2,5</sub> pelo desgaste de pneus e freios.....</b>	<b>91</b>
<b>Tabela K5 - Fatores de emissão de MP<sub>2,5</sub> pelo desgaste da superfície da estrada .....</b>	<b>91</b>
<b>Tabela L1 - Incertezas nas emissões industriais de MP<sub>2,5</sub> e BC.....</b>	<b>92</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS

ABRASEL	Associação Brasileira de Bares e Restaurantes
ANP	Agência Nacional de Petróleo, gás natural e biocombustível
BC	<i>Black carbon</i>
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CMTU	Companhia Municipal de Trânsito e Urbanismo de Londrina
DETRAN-PR	Departamento de Trânsito do Paraná
EC	Carbono elementar
ECA	Estabelecimentos comerciais de alimentação
EEA	Agência Ambiental Europeia
EMEP	Programa de Avaliação e Monitoramento Europeu
FE	Fator de emissão
FE <sub>BC</sub>	Fator de emissão de <i>black carbon</i>
FE <sub>EC</sub>	Fator de emissão de <i>elemental carbon</i>
FE <sub>MP2,5</sub>	Fator de emissão de material particulado fino 2,5 micrometros
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
INEAV	Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
MP	Material particulado
MP <sub>2,5</sub>	Material particulado com diâmetro menor a 2,5 micrómetros
PCI	Poder calorífico inferior
PIB	Produto interno bruto
PBT	Peso bruto total
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PROMOT	Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares
PTN	Potência térmica nominal
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SEMA	Secretaria Municipal do Ambiente de Londrina
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>16</b>
1.1	Importância dos inventários de emissões atmosféricas	16
1.2	Métodos para estimar as emissões atmosféricas	17
1.3	Tipos de abordagens: <i>top-down</i> e <i>bottom-up</i>	19
1.4	Relevância do MP <sub>2,5</sub> e BC	20
1.4.1	Características destes poluentes	20
1.4.2	Efeitos na saúde e no clima	22
1.5	Incerteza nos cálculos de emissão	24
1.6	Inventários de emissões no Brasil	25
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>26</b>
2.1	Objetivo geral	26
2.2	Objetivos específicos	26
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b>	<b>27</b>
3.1	Região de estudo	27
3.2	Estimativa das emissões das fontes fixas	28
3.2.1	Fontes industriais	28
3.2.2	Estabelecimentos comerciais de alimentação (ECA)	29
3.2.3	Fatores de emissão das fontes fixas	32
3.2.4	Estimativa das emissões de MP <sub>2,5</sub>	33
3.2.5	Estimativa das emissões de BC	34
3.3	Estimativa das emissões das fontes de área	34
3.4	Estimativa das emissões das fontes móveis	36
3.4.1	Emissões pelo escapamento	37
3.4.2	Emissões por desgaste de pneus, freios e superfície da estrada	41
3.5	Incerteza dos cálculos	43
3.5.1	Estimativa da incerteza	43

<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>45</b>
<b>4.1</b>	<b>Fontes fixas</b>	<b>45</b>
4.1.1	Indústrias	45
4.1.2	Estabelecimentos comerciais de alimentação	49
<b>4.2</b>	<b>Fontes de área</b>	<b>54</b>
<b>4.3</b>	<b>Fontes móveis</b>	<b>56</b>
4.3.1	Frota veicular	56
4.3.2	Intensidade de uso	57
4.3.3	Emissões de MP <sub>2,5</sub> e BC	59
<b>4.4</b>	<b>Incertezas</b>	<b>65</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>67</b>
<b>6</b>	<b>RECOMENDAÇÕES</b>	<b>68</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>72</b>
	<b>APÊNDICE A - INVENTÁRIOS DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NO BRASIL</b>	<b>82</b>
	<b>APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO DOS ECA</b>	<b>79</b>
	<b>APÊNDICE C - FATORES DE EMISSÃO PARA AS FONTES INDUSTRIAIS</b>	<b>80</b>
	<b>APÊNDICE D - FATORES DE EMISSÃO PARA OS ECA</b>	<b>81</b>
	<b>APÊNDICE E – PODER CALORÍFICO</b>	<b>82</b>
	<b>APÊNDICE F - RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM LONDRINA</b>	<b>82</b>
	<b>APÊNDICE G. COMBUSTÍVEIS VEICULARES NO BRASIL</b>	<b>84</b>
	<b>APÊNDICE H. COEFICIENTES PARA AS CURVAS DE SUCATEAMENTO</b>	<b>85</b>
	<b>APÊNDICE I. EQUIVALÊNCIA FASES TECNOLÓGICAS BRASILEIRAS E EURO87</b>	<b>87</b>
	<b>APÊNDICE J. CONSUMO DE COMBUSTÍVEL PELOS VEÍCULOS</b>	<b>88</b>
	<b>APÊNDICE K. FATORES DE EMISSÃO DAS FONTES VEICULARES</b>	<b>89</b>
	<b>APÊNDICE L. INCERTEZAS NAS EMISSÕES INDUSTRIAIS DE MP<sub>2,5</sub> E BC</b>	<b>92</b>



## 1 INTRODUÇÃO

### 1.1 Importância dos inventários de emissões atmosféricas

Os inventários de emissões são uma coleção estruturada de informações de emissões e dados tecnológicos, econômicos e territoriais que descrevem os tipos e quantidades de poluentes liberados na atmosfera por diferentes fontes em um dado período de tempo (METRO VANCOUVER, 2015; INEMAR, 2018).

Os inventários de emissões atmosféricas são ferramentas de gerenciamento da qualidade do ar que permitem: 1) estimar a magnitude das emissões dos poluentes e a contribuição por tipo de fonte (CEC, 2015); 2) identificar os principais poluentes em função das características de sua emissão (CAO *et al.*, 2018; KRZYZANOWSKI, 2009); 3) fornecer dados de entrada para rodar modelos de dispersão e deposição de poluentes atmosféricos (VALLERO, 2014); 4) identificar as áreas impactadas por essas emissões e que precisam de tratamento para reduzir os níveis de poluição atmosférica (VALLERO, 2014); 5) comparar os níveis de emissão entre os países, como informação de base nas negociações e; 6) estabelecer metas nacionais que permitam avaliar os efeitos na saúde e no clima (KINDBOM e MUNTHE, 2013).

No caso de aplicações na modelagem de dispersão de poluentes, os inventários devem cumprir com certos requisitos estabelecidos pelos modelos de qualidade do ar e devem ser coerentes nas escalas espaciais estudadas, já que para estabelecer medidas de redução de poluentes atmosféricos é necessária uma análise da distribuição das fontes de emissão. Isso, por sua vez, envolve escalas temporais e espaciais diferentes, bem como a combinação e a harmonização de modelos e dados (BORGE *et al.*, 2014).

Dependendo da finalidade, os inventários podem ter informações abrangendo dimensões espaciais, temporais e de fonte-categoria (REFF *et al.*, 2009). Os setores econômicos geralmente considerados nos inventários de emissões atmosféricas são: setor energético, processos industriais, agricultura e resíduos. Esses setores, por sua vez, podem ser divididos em categorias mais específicas. Por exemplo, nas diretrizes do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC por sua sigla em inglês), o setor energético inclui atividades de combustão e emissões fugitivas de combustíveis (IPCC, 2006a). Além disso, as fontes de emissão são frequentemente

agrupadas em quatro tipos: fontes fixas, fontes de área, fontes móveis e fontes naturais (USEPA, 1997a).

## 1.2 Métodos para estimar as emissões atmosféricas

Entre os métodos para estimar as emissões atmosféricas se destacam os seguintes: a) teste na fonte, b) balanço de massa, e c) fatores de emissão (MANGINO, 1997; MONTELONGO *et al.*, 2015).

### a. Amostragem em chaminé

É o melhor método para estimar as emissões, já que reduz suposições sobre a aplicabilidade de dados de emissão a uma fonte, assim como os dados da eficiência dos dispositivos de controle e das características dos equipamentos e tipos de combustíveis. A taxa de emissão em uma chaminé ou escapamento é determinada medindo a concentração do poluente em um volume conhecido de gás e calculando a vazão volumétrica do efluente (MANGINO, 1997).

No Brasil, órgãos ambientais adotaram os métodos para amostragem de material particulado (MP) total em chaminé desenvolvidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Assim, a concentração de material particulado (MP) total em chaminés é determinada conforme os métodos 5 e 17 da USEPA.

### b. Balanço de massa

Este método estima as emissões de um poluente a partir da diferença entre a quantidade de material que entra e que sai de um equipamento ou um processo industrial. O método é apropriado na estimativa de emissões de fontes de evaporação de solventes, mas não aplica a processos industriais com grandes alterações químicas dos materiais (USEPA, 1997a).

### c. Fatores de emissão

O método por fatores de emissão (FE) permite estimar as emissões para fontes fixas, móveis e de área (MANGINO, 1997). Este método frequentemente é o

melhor ou o único disponível para estimar as emissões, apesar das limitações que possam existir (ESHO, 2018). O uso deste método é tão comum, que em diferentes lugares do mundo, inventários de emissões de MP<sub>2,5</sub> (partículas com diâmetros menores do que 2,5 µm) e *black carbon* (BC, por sua sigla em inglês) têm sido desenvolvidos com base em diferentes conjuntos de FE (KINDBOM e MUNTHE, 2013; WIEDINMYER *et al.*, 2014; GRANIER *et al.*, 2011) propostos tanto pela literatura científica quanto por órgãos ambientais (por ex., Agência Ambiental Europeia (EEA) e a USEPA).

Com este método, a emissão de um poluente *i* é estimada através da seguinte equação (USEPA, 1995):

$$E_i = A \cdot FE_i \cdot \left(1 - \frac{ER}{100}\right) \quad (1)$$

em que:

*E<sub>i</sub>*: emissão do poluente *i* (kg/ano);

*A*: atividade em um período de tempo (kg/ano);

*FE<sub>i</sub>*: fator de emissão do poluente *i* (g/kg);

*ER*: eficiência global da redução de emissões (%).

Mas especificamente, *A* é o resultado de uma ação (natural ou antrópica) em um período de tempo e *FE* é um valor que relaciona a quantidade de um poluente emitido para a atmosfera com uma atividade associada à liberação desse poluente (USEPA, 1995b). Os FE são geralmente expressos como a massa do poluente emitida por unidade de massa, volume, distância ou duração da atividade que emite o poluente (por ex. g/kg, g/m<sup>3</sup>, g/km).

A eficiência global de redução somente aplica a processos industriais que têm equipamentos de controle de emissões atmosféricas. Uma vez que para estimar as emissões por longos períodos de tempo, o dispositivo e a eficiência de coleta devem considerar os períodos de interrupção e as atividades de rotina.

O detalhe com o qual pode ser desenvolvido um inventário depende do nível de desagregação dos dados de atividade e de FE adequados. Por exemplo, o guia do Programa de Avaliação e Monitoramento Europeu (EMEP por sua sigla em inglês)

apresenta três abordagens de complexidade crescente (Tabela 1), sendo os níveis 2 e 3 os mais precisos (EMEP/EEA, 2016a).

**Tabela 1 - Níveis de complexidade nas estimativas das emissões (EMEP)**

Nível	Características
Nível 1 Simples	Relação linear simples entre os dados da atividade e FE. Os FE devem ser representativos das condições “típicas” ou “médias” do processo.
Nível 2 Intermediário	Utiliza os mesmos dados de atividade para o nível 1, mas os FE são específicos do país ou da tecnologia e são desenvolvidos a partir de informações específicas das condições do processo, qualidade do combustível, etc.
Nível 3 Complexo	Utiliza dados específicos da instalação. A informação sobre a atividade pode ser obtida por uso de dados em nível de instalação ou uso de modelos sofisticados (por ex., modelos para emissões de transporte rodoviário).

Fonte: Autoria própria com base em EMEP/EEA (2016).

Quando o guia EMEP é utilizado para compilar inventários em países em desenvolvimento, existem limitações importantes associadas às tecnologias e práticas e podem existir fontes que não são bem caracterizadas ou não estão incluídas no guia. Por exemplo, a queima a céu aberto de resíduos sólidos urbanos.

### 1.3 Tipos de abordagens: *top-down* e *bottom-up*

A elaboração de um inventário de emissões pode ser caracterizada por abordagens *top-down* (de cima para baixo) e *bottom-up* (de baixo para cima) (CHOW *et al.*, 2010). O uso destas duas abordagens é relativamente comum, já que um inventário de emissões geralmente começa por uma abordagem *top-down*, seguido de uma abordagem *bottom-up* (CRUZ-NUÑEZ, 2014). A abordagem *top-down* utiliza variáveis gerais quando não é possível desagregar a informação das fontes de emissão. Enquanto a abordagem *bottom-up* pode ser aplicada quando existem informações mais detalhadas das fontes de emissão (INEMAR, 2005).

Na abordagem *bottom-up*, a estimativa das emissões é realizada com cálculos individuais para cada fonte e em um maior nível de detalhamento. *Bottom-up* é com frequência utilizada para inventariar fontes fixas. As informações para calcular as emissões são coletadas diretamente das fontes de emissão, conseqüentemente, as emissões são mais representativas e exatas do que as emissões calculadas com uma

abordagem *top-down*. No entanto, a limitação da abordagem *bottom-up* está associada à demanda de recursos para obter as informações específicas de cada fonte.

Entretanto, na abordagem *top-down*, as emissões são calculadas baseadas em informações de nível nacional ou regional. Esta abordagem é frequentemente utilizada em inventários de fontes de área quando as informações a nível local não estão disponíveis ou quando o custo para obter as informações é alto. A limitação desta abordagem está associada com a exatidão das emissões, já que existem incertezas na representatividade em nível local das informações utilizadas para a estimativa das emissões.

## 1.4 Relevância do MP<sub>2,5</sub> e BC

### 1.4.1 Características destes poluentes

O material particulado é definido como um conjunto de partículas sólidas ou gotículas líquidas em suspensão na atmosfera. Apresenta uma grande variabilidade em suas propriedades físicas, químicas, mineralógicas (Tabela 2) e distribuição espaço-temporal (MYSLIWIEC; KLEEMAN, 2002). As partículas com diâmetros menores do que 2,5 µm (MP<sub>2,5</sub>) são geralmente conhecidas como partículas finas e partículas com diâmetros maiores como partículas grossas (MYSLIWIEC; KLEEMAN, 2002).

As partículas podem ser emitidas diretamente para a atmosfera (partículas primárias) ou formadas na atmosfera através da conversão de gás (partículas secundárias) (GIERÉ e QUEROL, 2010). As partículas primárias incluem componentes filtráveis e condensáveis, sendo a fração filtrável coletada num filtro durante a amostragem e a fração condensável a matéria na fase gasosa (YANG *et al.*, 2014). É importante diferenciar as frações filtráveis e condensáveis do MP<sub>2,5</sub>, já que para fins de inventários de emissões, ambas compõem as emissões diretas de MP<sub>2,5</sub>. Em algumas amostragens, a fração condensável do MP<sub>2,5</sub> não é incluída nas medições, tornando a emissão subestimada e causando limitações na comparação dos valores reportados em outros inventários de emissões (YANG *et al.*, 2014).

**Tabela 2 - Características do MP**

Categoria	Descrição
Sal marinho	Formadas quando o vento e as ondas forçam as bolhas de ar que explodem na superfície do mar.
Pó mineral, cinza vulcânica e poeira industrial	Por exemplo, silicatos, óxidos, carbonatos.
Aerossol biogênico primário	Pólen, esporos, fragmentos de plantas; contêm carbono e outros elementos.
Partículas carbonáceas derivadas da combustão	Mistura de muitos compostos orgânicos com uma variedade de propriedades físicas e químicas. Por exemplo, o BC (absorve radiação solar) e o EC (altamente refratário).
Compostos inorgânicos secundários	Sais formadas a partir de gases precursores originados por fontes naturais (por ex., sulfeto de dimetilo marinho) ou antrópicas (por ex., óxidos de nitrogênio).
Aerossol orgânico secundário	Compostos de elementos leves que são formados com gases orgânicos reativos (compostos orgânicos voláteis).

Fonte: Autoria própria com base em Gieré e Querol (2010).

Um dos componentes das partículas carbonáceas presentes no MP originado pela combustão incompleta de biomassa e de combustíveis fósseis é o *black carbon*, um agregado de pequenas esferas de carbono, com diâmetro entre 10 e 50 nm (PETZOLD *et al.*, 2013), formado em chama, insolúvel em água e solventes orgânicos comuns, com forte absorção de radiação visível e refratário com temperatura de vaporização de 4000 K (BOND *et al.*, 2013). A vida do BC na troposfera varia de dias a semanas e suas propriedades ópticas (por ex. coeficiente de absorção) dependem do processo de combustão e do tipo de combustível (JAIN *et al.*, 2018; OLSON *et al.*, 2015; EMEP/EEA, 2016b).

A terminologia usada para se referir às partículas carbonáceas varia segundo a técnica e o instrumento de medição (Tabela 3). O termo BC é empregado quando as partículas de carbono são medidas com métodos de absorção óptica, enquanto o termo carbono elementar (EC, por sua sigla em inglês) é empregado para se referir ao carbono determinado a partir de métodos termo-ópticos (LACK *et al.*, 2014; CASERINI *et al.*, 2013).

Para facilitar estimativas de emissões de BC o guia EMEP na versão 2016 incluiu fatores de emissão de BC ( $FE_{BC}$ ). Porém, o BC e o EC são tratados como iguais dado que a literatura é dominada por fatores de emissão de EC ( $FE_{EC}$ ) em vez de  $FE_{BC}$ , decidiram que os  $FE_{EC}$  eram adequadamente representativos do BC (CCAC, 2018). Consequentemente os relatórios de emissões atuais usam o termo BC, mas representam mais de perto as emissões de EC (CCAC, 2018; CHOW *et al.*, 2010).

**Tabela 3 - Técnicas de medição do teor de fuligem**

Propriedade	Técnica	Termo reportado
Baseado na absorção de radiação	Métodos ópticos baseados em filtro Técnicas fotoacústicas Interferometria fototérmica	eBC ( <i>black carbon</i> equivalente)
Baseado nas propriedades de combustão; Carbono ligado $sp^2$ Teor de carbono	Análise termo óptica e térmica Espectroscopia Raman Espectroscopia de massa de aerossol	EC
Baseado na propriedade refratária	Métodos incandescentes	rBC ( <i>black carbon</i> refratário)

Fonte: Autoria própria com base em PETZOLD *et al.* (2013).

#### 1.4.2 Efeitos na saúde e no clima

A fumaça oriunda da combustão de biomassa e combustíveis fósseis para aquecimento e cocção em ambientes internos é uma importante fonte de emissão de poluentes atmosféricos. Aproximadamente 41% da população mundial utiliza combustíveis contaminantes principalmente para cozinhar (WHO, 2018a); só as atividades de preparação de alimentos aportam 12% do  $MP_{2,5}$  global (WHO, 2016).

Estima-se que uma em cada oito mortes no mundo está relacionada com os efeitos da poluição do ar interna e externa, representando um total de sete milhões de mortes. Especificamente, 4,2 milhões de mortes prematuras estão associadas à exposição a  $MP_{2,5}$  (WHO, 2018b) que causa doenças cardiorrespiratórias (POPE *et al.*, 2015; UEDA *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2014). Além disso, 93% de todas as crianças e 630 milhões de crianças menores de cinco anos estiveram expostas a níveis de  $MP_{2,5}$  que ultrapassaram os  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  recomendados pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2018b).

Também existem evidências de que a exposição ao  $MP_{2,5}$  em ambientes fechados envelhece a pele e gera pontos de pigmentação na testa (DING *et al.*, 2017).

Inclusive mudanças de curto prazo de  $MP_{2,5}$  são vinculadas com risco significativo de mortalidade por doenças cerebrovasculares (WANG *et al.*, 2014).

Enquanto aos efeitos à saúde relacionados ao BC, existem associações entre o aumento da concentração ambiente média de BC com alterações na pressão arterial e frequência cardíaca (MORDUKHOVICH *et al.*, 2009) e efeitos cardiovasculares (PETERS *et al.*, 2000). Por exemplo, a exposição de homens idosos ao BC pode piorar quadros de doença cardíaca coronária e diabetes (FANG *et al.*, 2012).

Além dos efeitos na saúde, o BC também contribui nas alterações climáticas de várias formas, sendo resumidas como:

- Efeito direto: Quando o BC absorve radiação solar aquece a atmosfera onde está presente, reduzindo a quantidade de radiação que atinge a superfície e que é refletida de volta para o espaço (BOND *et al.*, 2013);
- Efeito indireto: O BC pode se tornar núcleo de condensação das nuvens, modificando o tamanho da gota (HIGHWOOD; KINNERSLEY, 2006) e produzindo nuvens mais brilhantes. Gotículas menores e em maiores quantidades têm menos oportunidade de colidir entre si, aumentando o tempo de vida da nuvem e a reflexão de radiação solar incidente, tornando assim a nuvem mais brilhante (KRISHNAN; RAMANATHAN, 2002) e contribuindo com o resfriamento da atmosfera;
- Efeito indireto no albedo da superfície: Quando o BC é depositado na neve e nos cristais de gelo escurece estas superfícies e diminui a refletividade (albedo). Portanto, mais radiação é absorvida, contribuindo com o derretimento destas superfícies (BOND *et al.*, 2013; HIGHWOOD; KINNERSLEY, 2006);
- Efeito semi-direto: Dependendo da altitude e do tipo de nuvem, a absorção de radiação solar pelo BC pode aumentar ou diminuir a cobertura de nuvens alterando os padrões de precipitação (KOCH; DEL GENIO, 2010).

Considerando todos os efeitos no clima, estima-se que após do dióxido de carbono, o BC é o segundo poluente que mais contribui para o aquecimento global (BOND *et al.*, 2013).



## 1.5 Incerteza nos cálculos de emissão

As emissões antrópicas de poluentes atmosféricos são originadas por fontes individuais que variam no tempo e no espaço. Como não é possível monitorar cada uma dessas fontes individualmente, a compilação de um inventário de emissões sempre interpola e extrapola dados limitados de uma amostra, por exemplo, valores de dados de atividade e FE. Portanto, a precisão de um inventário está dada na medida em que os dados utilizados representem a emissão real (VAN; PULLES, 2002). Assim, em um inventário de emissões, o grau de exatidão e precisão com que os dados representam a emissão real é conhecido como incerteza (IPCC, 2006b). Os fatores que contribuem com a incerteza das emissões são muitos, sendo resumidos em duas categorias:

- Incertezas associadas com dados de referências bibliográficas: i) pela escolha e uso dos FE em situações diferentes às medições originais; ii) pela interpretação, comparação e coerência dos dados de atividade, já que a escolha e a representatividade dos dados selecionados para categorizar uma emissão específica em um inventário aumentarão ou diminuirão a incerteza.
- Incertezas associadas com dados de medições diretas: i) pelos erros na amostragem e limitações na exatidão dos equipamentos de medição; ii) pela determinação direta dos FE, aqui as condições de início e encerramento do equipamento de combustão podem fornecer taxas de emissão diferentes com relação aos dados de atividade. Neste caso, é recomendável calcular os FE separados por condições de atividade constante, de início e de encerramento, já que a incerteza está dada na medida em que os dados das medições representam as condições típicas de funcionamento;

No entanto, também podem existir incertezas decorrentes de omissões. Por exemplo, dupla contagem da emissão de uma fonte, compreensão incompleta dos processos de emissão, fontes de emissão existentes e não consideradas no inventário, uso de unidades erradas, etc. Embora existam dois métodos (método de propagação de erros e o método Monte Carlo) para estimar a incerteza por categoria e a incerteza total do inventário (IPCC, 2006b), as incertezas por omissões não são

incluídas nesses dois métodos (CCA, 2018) e qualquer um dos métodos está sujeito a limitações e disponibilidade de recursos.

## **1.6 Inventários de emissões no Brasil**

Atualmente no Brasil, as Resoluções CONAMA Nº 382 de 2006 e 436 de 2011 apresentam limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para as fontes fixas, sendo os principais poluentes controlados: óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), óxidos de enxofre ( $\text{SO}_x$ ) e MP. Os limites de emissão foram definidos por tipologia de fonte, por exemplo, processos de geração de calor por combustão externa e turbinas a gás para a geração de energia elétrica. Além disso, as Resoluções CONAMA Nº 015 de 1995 e 492 de 2018 apresentam padrões de emissão para os gases de escapamento e MP por categoria veicular. Porém, para as emissões de  $\text{MP}_{2,5}$  e BC, oriundas tanto das fontes fixas quanto das fontes veiculares, não existem limites máximos de emissão nem inventários de emissões que incluam os dois tipos de fontes.

No entanto, diferentes entidades governamentais e pesquisadores de universidades desenvolveram inventários de emissões a nível nacional, regional ou estadual, considerando principalmente o setor de transporte e avaliando especialmente a emissão de poluentes atmosféricos, tais como, monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ),  $\text{NO}_x$ , metano ( $\text{CH}_4$ ),  $\text{MP}_{10}$  e  $\text{MP}_{2,5}$  e hidrocarbonetos não metanos (NMHC) (Apêndice A). Porém as emissões de BC nunca foram quantificadas. Só existem estimativas de BC para 2010 no relatório de Avaliação Integrada de Poluentes Climáticos de Vida Curta na América Latina e Caribe, sendo o Brasil o principal emissor de BC da região, com 179 kton/ano (UNEP; CAC, 2016).

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Quantificar as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC emitidas para a atmosfera por processos de combustão no município de Londrina, desenvolvendo uma metodologia para as diferentes fontes de emissão.

### **2.2 Objetivos específicos**

Identificar as principais fontes de emissão de  $MP_{2,5}$  e BC relacionadas com processos de combustão no município de Londrina.

Compilar os dados das atividades das fontes de emissão identificadas e selecionar os fatores de emissão de  $MP_{2,5}$  e BC.

Estimar a emissão de  $MP_{2,5}$  e BC para as atividades das fontes de emissão identificadas, tomando como ano base 2018.

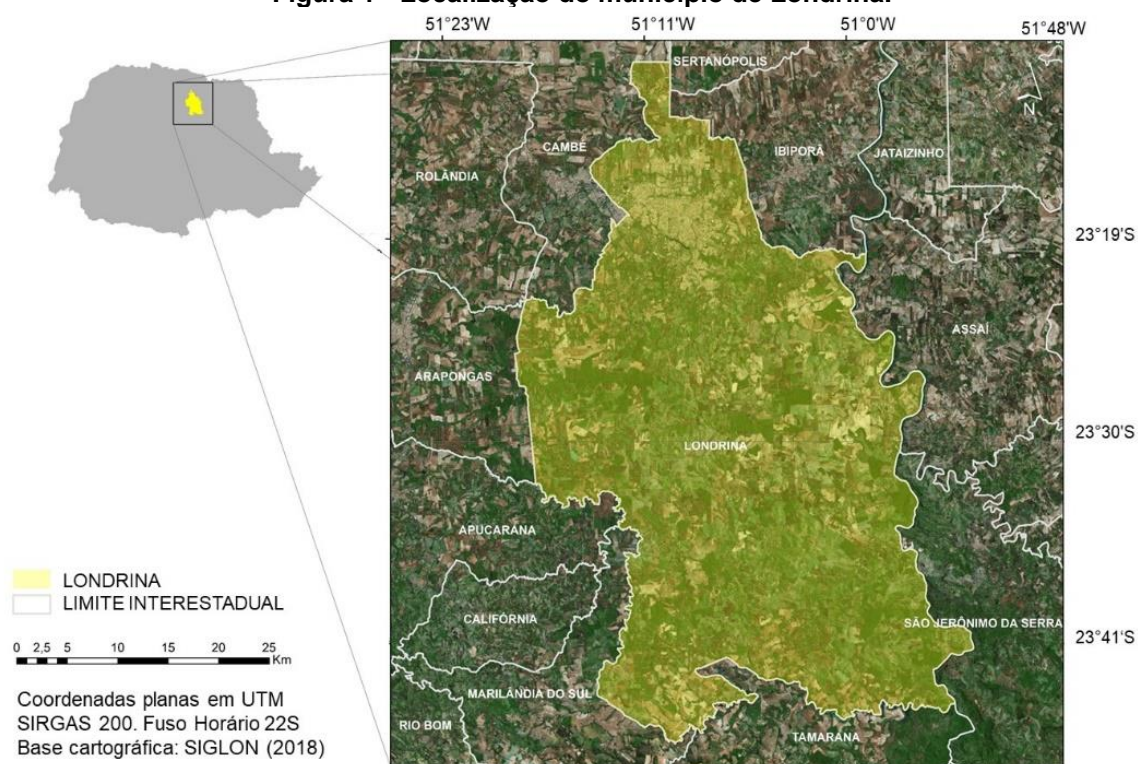
Quantificar e avaliar as incertezas nas estimativas das emissões de  $MP_{2,5}$  e BC.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Região de estudo

O Município de Londrina está localizado no noroeste do estado do Paraná (latitude: 23,29°S, longitude: 51,17°O, altitude: 608 msnm) (Fig. 1). Londrina é considerada uma cidade grande, com 564.000 habitantes em 2018 (IBGE, 2018).

**Figura 1 - Localização do município de Londrina.**



Fonte: Autoria própria.

A economia de Londrina está baseada nos setores de comércio, serviços, agroindústrias e educação (LONDRINA, 2018), sendo o setor de serviços o motor dinâmico da economia do município (SMPOT, 2013). Ainda, segundo dados do IBGE, o produto interno bruto (PIB) per capita do município foi de R\$33.374,97 em 2016 (posição 847 entre os 5.570 municípios do Brasil).

O inventário oficial de emissões atmosféricas do estado de Paraná, estimou que foram emitidas 694 toneladas de MP em Londrina em 2013, com contribuição de 67% por fontes industriais e 33% por fontes rodoviárias (GRAUER, 2013). Porém, as emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC nunca foram inventariadas.

Além disso, no município existem outras atividades, tais como combustão em restaurantes, queimas de resíduos agrícolas e resíduos urbanos que também geram emissões atmosféricas e que ainda não foram inventariadas. Por exemplo, no município existem 300 pontos de descarte irregular de resíduos sólidos urbanos (RSU) os quais poderiam estar sendo queimados irregularmente a céu aberto (DRZ GEOTECNOLOGIA; CONSULTORIA S/S LTDA., 2009; DE LIMA, 2019). Aliás, a Companhia Municipal de Trânsito e Urbanização (CMTU) remove 3.900 m<sup>3</sup> de resíduos por mês, o equivalente a 5.460 toneladas (CMTU, 2018).

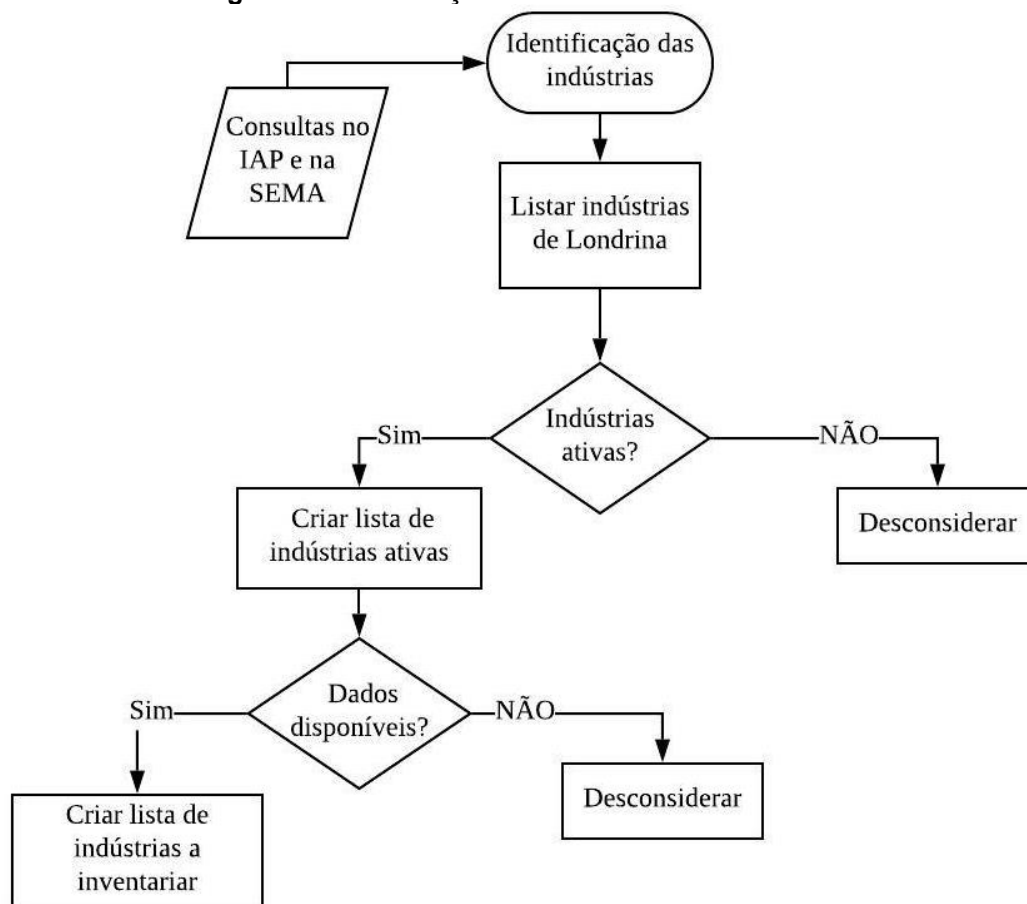
### **3.2 Estimativa das emissões das fontes fixas**

Nesta categoria, foram consideradas as emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC originadas pela queima de combustíveis fósseis e de biomassa para a geração de calor de uso industrial e comercial (estabelecimentos de alimentação). As emissões foram calculadas com dados de consumo de combustível e tempo de operação.

#### **3.2.1 Fontes industriais**

Por meio de consultas na base de dados do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) e na Secretária Municipal do Ambiente de Londrina (SEMA) foram identificadas e listadas as indústrias localizadas no município. A partir de buscas no site da Secretária da Fazenda de Londrina, as indústrias foram classificadas em ativas e desativadas. Com as indústrias ativas foi criada uma lista e uma vez verificada a disponibilidade dos dados da lista ativa (equipamento de combustão, tipo e consumo de combustível) foram listadas as indústrias a inventariar (Fig. 2).

**Figura 2 - Identificação das fontes fixas industriais.**



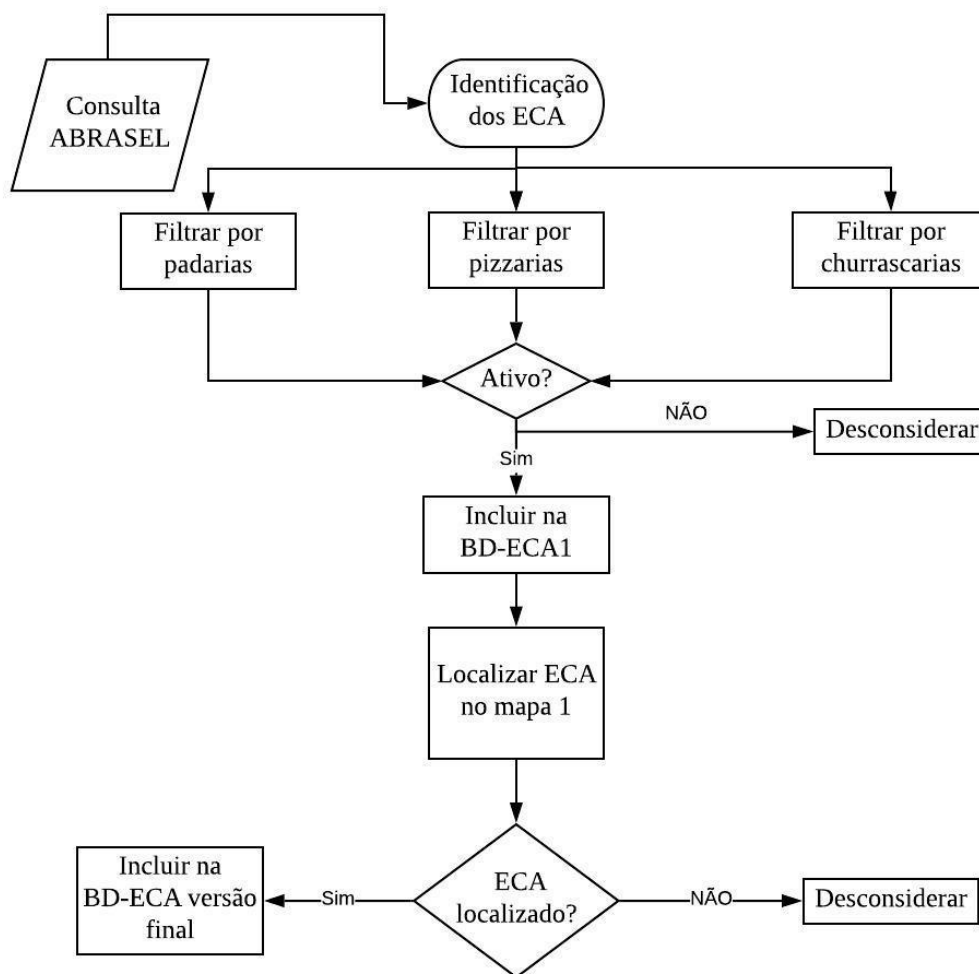
Fonte: Autoria própria.

### 3.2.2 Estabelecimentos comerciais de alimentação (ECA)

Com base na lista de bares e restaurantes de Londrina da Associação Brasileira de Bares e Restaurantes (ABRASEL), identificarem-se três classes de ECA: padarias, pizzarias e churrascarias (Fig. 3).

Uma vez identificados os ECA, verificou-se a situação cadastral dos estabelecimentos no site da Secretária da Fazenda de Londrina (<http://www.fazenda.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=251>). A partir da situação cadastral foram classificados como ativos ou desativados. Com os ECA ativos foi criada uma base de dados (nomeada BD-ECA1). Com os estabelecimentos identificados em um mapa (nomeado mapa 1) foi criada outra base de dados (nomeada BD-ECA versão final).

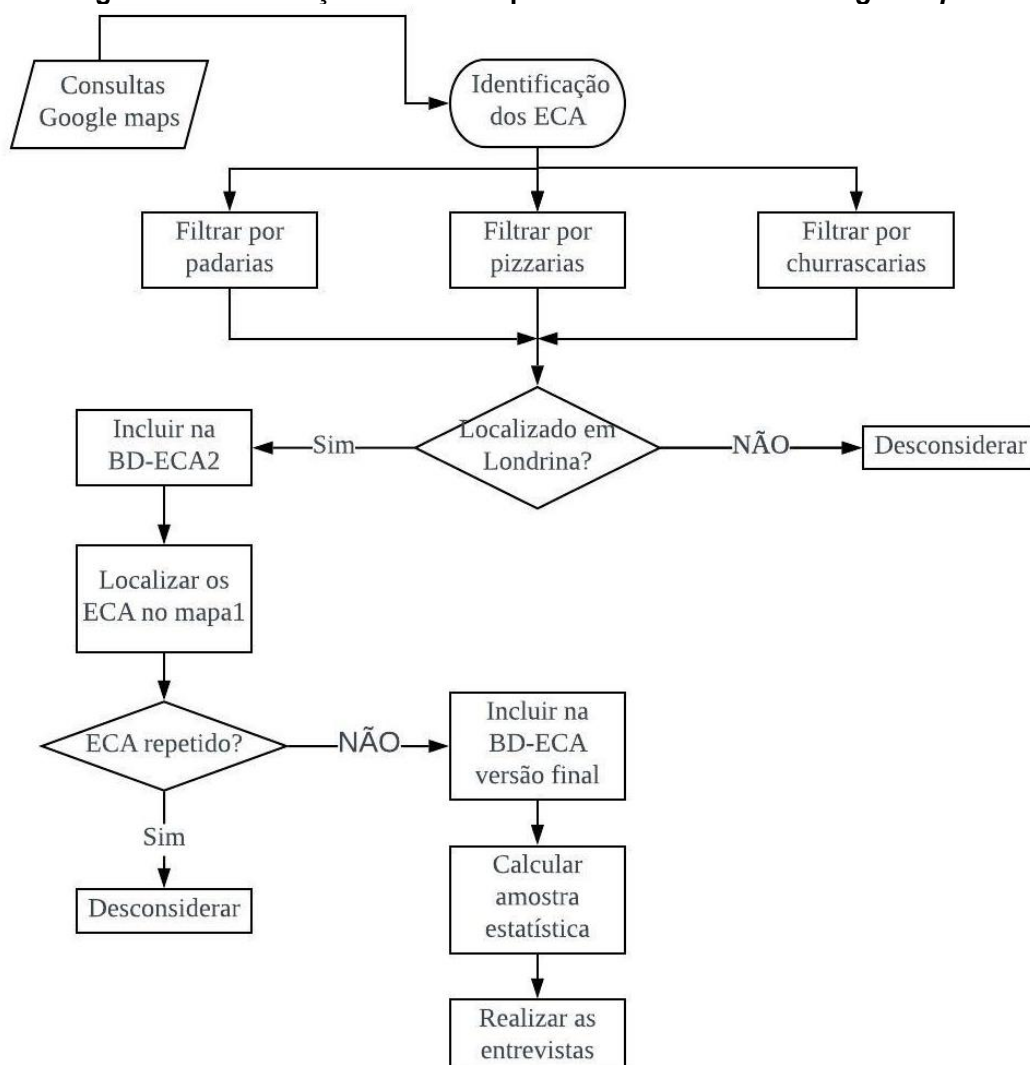
Figura 3 - Identificação dos ECA a partir de informações de ABRASEL.



Fonte: Autoria própria.

Além disso, a partir de consultas no *google maps* (filtrando por: “padarias”, “pizzarias”, “churrascarias” em Londrina) foi criada a base de dados BD-ECA2 com o objetivo de identificar estabelecimentos que não estivessem registrados na base de dados da ABRASEL. No mapa 1 e na BD-ECA versão final foram considerados apenas os estabelecimentos que não apresentaram dados repetidos (Fig. 4).

**Figura 4 - Identificação dos ECA a partir de consultas em *Google maps*.**



Fonte: Autoria própria.

Uma vez incluídos os ECA das duas bases de dados em uma base só (BD-ECA versão final) identificou-se o tipo e consumo de combustível através de questionários. O número de questionários a serem aplicados foi calculado considerando o tipo de estabelecimento e o método estatístico de amostragem para populações finitas (DE ANDRADE MARTINS, 2000):

$$n = \frac{N \cdot \hat{p} \cdot \hat{q} \cdot Z^2}{\hat{p} \cdot \hat{q} \cdot Z^2 + (N-1) \cdot d^2} \quad (2)$$

em que:

$n$ : tamanho da amostra aleatória simples a ser selecionada da população;

$N$ : tamanho da população;



$\hat{p}$ : estimativa da verdadeira proporção de um dos níveis da variável escolhida. Caso não haja estimativas prévias considere-se este valor igual a 0,50;

$\hat{q}$ :  $1 - \hat{p}$ ;

$Z$ : quantil da distribuição normal padrão, fixado um nível de  $(1 - \alpha)\%$  de confiança para construção do intervalo de confiança para a média. Se o nível for de 95%,  $Z = 1,96$ ;

$d$ : erro amostral expresso em decimais. É a máxima diferença que o pesquisador admite suportar entre  $p$  e  $\hat{p}$ , isto é:  $|p - \hat{p}| \leq d$  em que  $p$  é a verdadeira proporção e  $\hat{p}$  será a proporção (frequência relativa) do evento a ser calculado com base na amostra.

Para as três classes de estabelecimentos, os valores de  $\hat{p}$ ,  $\hat{q}$ ,  $Z$  e  $d$  foram: 0,5; 0,5; 95% e 20%, respectivamente. A seleção do erro foi condicionada pela logística para a aplicação dos questionários, considerando o total de estabelecimentos e o número de pessoas disponíveis para aplicar os mesmos.

A seleção dos estabelecimentos para aplicar os questionários considerou as condições de logística e a cobertura espacial, buscando abranger diferentes bairros da cidade. Por fim, foram visitados os estabelecimentos selecionados e aplicados os questionários (Apêndice B) para identificar o tipo e quantidade de combustível consumido em 2018.

### 3.2.3 Fatores de emissão das fontes fixas

Não existem  $FE_{MP2,5}$  nem  $FE_{BC}$  brasileiros para os processos de geração de calor no setor industrial e comercial. Portanto, as emissões foram calculadas usando fatores de emissão do guia EMEP (Tabela C1, Apêndice C e Tabela D1, Apêndice D).

No guia EMEP, os  $FE_{MP2,5}$  são apresentados em unidades de energia e foram convertidos para unidades de massa usando o poder calorífico inferior (PCI)<sup>1</sup> do combustível (Tabela E1, Apêndice E) (Eq. 3). Ainda no guia EMEP, os FE são classificados por setores de atividade, tipo de combustível e potência térmica nominal (PTN)<sup>2</sup> do equipamento de combustão. Os FE para equipamentos com  $PTN \leq 50$  MWth e com  $PTN > 50$  MWth, estão disponíveis na seção de combustão em pequena escala e no setor energético, respectivamente.

<sup>1</sup>Quantidade de energia liberada durante o processo de combustão completa de uma unidade de massa ou de volume de um combustível, descontando o calor de vaporização da água (LOPES *et al.*, 2001).

<sup>2</sup>Potência máxima que um equipamento pode fornecer em funcionamento contínuo.

Para os ECA, os FE selecionados incluem tanto os apresentados no guia EMEP quanto aqueles medidos no Brasil, apenas para as pizzarias (Tabela D2, Apêndice D). Embora os valores brasileiros tenham sido medidos em condições locais e específicas, com a técnica de medição empregada não se poderiam esperar dados representativos. Porém, esses FE foram usados para observar a diferença nas emissões segundo o valor do FE.

### 3.2.4 Estimativa das emissões de MP<sub>2,5</sub>

Seguindo a metodologia EMEP para combustão em pequena escala, as emissões anuais de MP<sub>2,5</sub> para as indústrias e os ECA foram calculadas com dados de atividade (consumo de combustível) e FE em duas etapas:

- i. Estimar FE<sub>MP<sub>2,5</sub></sub> mássico:

$$FE_{mp,x,c} = PCI_c \cdot *FE_{mp,x,c} \quad (3)$$

em que:

$FE_{mp,x,c}$ : fator de emissão de MP<sub>2,5</sub> (por massa de combustível consumido, g/kg);

$PCI_c$ : poder calorífico no limite inferior do tipo de combustível  $c$  (GJ/kg);

$*FE_{mp,x,c}$ : fator de emissão de MP<sub>2,5</sub> (por energia empregada) para o tipo de fonte  $x$  (por ex., caldeiras, fogões, etc.) e tipo de combustível  $c$  (g/GJ).

- ii. Calcular a emissão anual de MP<sub>2,5</sub> para cada fonte (EMEP, 2016):

$$E_{mp,x,c} = FE_{mp,x,c} \cdot A_{x,c} \quad (4)$$

em que:

$E_{MP,x,c}$ : emissão anual de MP<sub>2,5</sub> da fonte fixa  $x$  (g/ano);

$A_{x,c}$ : consumo anual de combustível  $c$  na fonte fixa  $x$  (kg/ano).

Para o cálculo das emissões anuais dos ECA, a Eq. 4 foi multiplicada pelo número de fontes segundo o tipo de estabelecimento (pizzarias, churrascarias e padarias) e tipo de combustível.

O cálculo das emissões das fontes fixas (Eq. 4) não incluiu a eficiência da remoção ( $ER=0$ ) apresentada anteriormente na Eq. 1. Este valor foi justificado já que a maioria das indústrias não possuem dispositivos de controle ou não especificaram o valor real da  $ER$  dos dispositivos. Além disso, os estabelecimentos de alimentação não possuíam nenhum dispositivo de controle.

### 3.2.5 Estimativa das emissões de BC

Como existem poucas medições de emissões diretas (USEPA, 2012), as emissões de BC foram estimadas a partir das emissões de  $MP_{2,5}$  e de FE considerando o tipo de fonte e de combustível:

$$E_{BC,x,c} = E_{mp,x,c} \cdot P_{BC,x,c} \quad (5)$$

em que:

$E_{BC,x,c}$ : emissão anual de BC da fonte fixa  $x$  e combustível  $c$  (g/ano);

$P_{BC,x,c}$ : porcentagem do BC no  $MP_{2,5}$  da fonte fixa  $x$  e combustível  $c$  (%).

### 3.3 Estimativa das emissões das fontes de área

Nesta categoria, foram incluídas as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC oriundas pela queima a céu aberto de RSU em lixões. Os materiais combustíveis incluem papel, plástico, têxteis, madeira, óleos usados que emitem poluentes atmosféricos (IPCC, 2006c), sendo excluídos os queimados em incineradores ou outros sistemas modernos de combustão.

Para estimar as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC, as seguintes etapas foram adaptadas às condições de Londrina a partir da metodologia proposta nas diretrizes do IPCC (Capítulo 5 – Incineração e queima aberta de resíduos) e no estudo de Wiedinmyer *et al.* (2014):

- i. Calcular a quantidade de RSU queimados

$$RQ = [(RSU \cdot P_r) + (RSU \cdot P_u \cdot f)] \cdot B \quad (6)$$

em que:

$RQ$ : quantidade de RSU queimados a céu aberto (t/ano);

$RSU$ : massa da produção anual de resíduos per capita (t/ano hab);

$f$ : fração de resíduos que não são coletados (%);

$P_r$ : população rural do município (hab);

$P_u$ : população urbana do município (hab);

$B$ : fração de resíduos queimados em relação à quantidade total de resíduos que não são coletados (%).

Os valores e as referências utilizados para as variáveis da Eq. 6 estão disponíveis na Tabela F4 (Apêndice F). Seguindo a metodologia recomendada por Wiedinmyer *et al.* (2014) para países em desenvolvimento, a taxa de coleta de resíduos é aplicada ao total da população (urbanos e rurais), já que a queima de RSU é uma prática de disposição frequente em estes países. Como a quantidade de RSU que são queimados e que não são coletados são desconhecidas,  $B$  e  $f$  correspondem aos mesmos valores usados para o Brasil no estudo de Wiedinmyer *et al.* (2014).

## ii. Identificar os possíveis locais de queima de RSU no município

A SEMA criou uma base de dados como as reclamações telefônicas dos moradores denunciando queimadas, e a partir dos registros no período (2015-2017), foram localizados os possíveis locais de descarte irregular de RSU no município.

## iii. Identificar os tipos de RSU queimados

A partir de questionários aplicados a 423 alunos de 5 a 17 anos em duas escolas de Londrina próximas a dois locais de descarte irregular de RSU, de Lima (2019) identificou que plástico, papel, grama e folhas são os materiais frequentemente queimados a céu aberto.

#### iv. Selecionar os FE para MP<sub>2,5</sub> e BC

Os FE associam as quantidades de poluentes emitidos com a massa dos resíduos queimados a céu aberto. Dado que existem algumas semelhanças nos resíduos queimados em Londrina em relação com os resíduos queimados relatados nos estudos de estimativas de FE disponíveis na literatura, neste inventário as emissões foram estimadas e comparadas utilizando diferentes FE (Tabela F6, Apêndice F), porém, seguindo a metodologia de Wiedinmyer *et al.* (2014), os FE de Akagi *et al.* (2011) foram selecionados como referência para reportar as emissões no inventário.

#### v. Calcular as emissões anuais de MP<sub>2,5</sub> e BC

As emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC foram calculadas a partir da quantidade total de resíduos queimados e os FE para cada poluente:

$$E_i = FE_i \cdot RQ \quad (7)$$

em que:

$E_i$ : emissão anual do poluente  $i$  pela queima de RSU (kg/ano);

$FE_i$ : fator de emissão do poluente  $i$  (g/kg);

$RQ$ : quantidade de RSU queimados a céu aberto (kg/ano);

$i$ : tipo de poluente (MP<sub>2,5</sub> ou BC).

### 3.4 Estimativa das emissões das fontes móveis

As emissões veiculares podem ser pelo escapamento, evaporativas (limitado a emissões de gases orgânicos totais), ou pelo desgaste de freios, pneus, superfície de estrada e pela ressuspensão de partículas da superfície da estrada (THORPE; HARRISON, 2008). Este inventário abrange tanto as emissões pelo escapamento quanto as emissões pelo desgaste de pneus e freios (para MP<sub>2,5</sub> e BC) e da superfície da estrada (apenas para MP<sub>2,5</sub>).

### 3.4.1 Emissões pelo escapamento

O cálculo (Eq. 8) foi baseado na metodologia do Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (denominado de aqui em diante de INEAV), utilizando três conjuntos de dados: a) frota de veículos em circulação, b) FE para MP<sub>2,5</sub> e BC e c) intensidade de uso veicular.

$$E_i = QV_{v,c} \cdot FE_{i,c,v} \cdot IU_v \quad (8)$$

em que:

$E_i$ : quantidade anual emitida do poluente  $i$  pelo escapamento (g/ano);

$QV_{v,c}$ : quantidade total de veículos de categoria  $v$  e combustível  $c$ ;

$FE_{i,c,v}$ : fator de emissão do poluente  $i$  por categoria de veículo  $v$  e combustível  $c$  (g/km);

$IU_v$ : intensidade anual de uso veicular por categoria  $v$  (km/ano).

#### a) Frota veicular

A frota veicular cadastrada no município de Londrina contava com 375.200 unidades em 2018 (DETRAN-PR, 2018). Para estimar a frota circulante, a frota cadastrada foi desagregada por tipo de veículo, tipo de combustível utilizado e idade da frota através dos dados fornecidos pelo Departamento de Trânsito do Paraná (DETRAN-PR).

- Tipo de veículo: a frota foi dividida em categorias de veículos segundo o combustível utilizado (Tabela 4).

**Tabela 4 - Categorização da frota de veículos** **(continua)**

Categoria	Combustível	Definição
Automóveis	Gasolina, flex <sup>3</sup> , etanol	Veículo automotor destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até 8 pessoas, exclusivo o motorista.
Comerciais leves	Gasolina, flex, etanol e diesel	Veículo automotor destinado ao transporte de pessoas ou carga, com peso bruto total (PBT) de até 3.500 kg.

<sup>3</sup>Motor com a capacidade de funcionar com mais de um tipo de combustível, podendo ser gasolina ou etanol, em qualquer proporção.

**Tabela 4 - Categorização da frota de veículos (conclusão)**

Categoria	Combustível	Definição
Motocicletas	Gasolina, etanol e <i>flex</i>	Veículo automotor de duas rodas com o sem sidecar, dirigido em posição montada.
Caminhões leves, médios e pesados (> 3,5, 10 e 15 ton.)	Diesel	Veículo automotor destinado ao transporte de carga, com carroçaria e PBT superior a 3.500 kg.
Ônibus urbanos e rodoviários	Diesel	Veículo automotor de transporte coletivo.

Fonte: Adaptado de MMA (2011).

Nas categorias automóveis e comerciais leves, os veículos com combinações de combustíveis: i) álcool-gás natural veicular (GNV); ii) GNV; iii) gasogênio; iv) gasol-álcool-GNV; v) gasol-GNV; vi) gasolina-elétrico, não foram considerados porque não existem dados disponíveis para sucatear a frota destas duas categorias e sua participação não era significativa.

Na categoria caminhão não foram considerados os veículos a álcool, gasol-GNV e gasolina porque sua participação na frota não era significativa (apenas 1%), e não é possível sucatear a categoria caminhões para esse tipos de combustíveis. Os caminhões tipo trator foram considerados nesta categoria.

Os micro-ônibus a diesel foram considerados na categoria de ônibus urbanos. Os micro-ônibus a álcool, álcool-gasolina, gasol-GNV e gasolina não foram considerados, porque representavam apenas 10% dos micro-ônibus cadastrados e não existem dados para sucatear esta categoria.

Na frota cadastrada, os veículos classificados como utilitários e com combustível a álcool-gasolina, diesel e gasolina, foram considerados como camionetes correspondentes à categoria de veículos comerciais leves. Já os ciclomotores e as motonetas foram considerados na categoria das motocicletas.

- Tipo de combustível (Apêndice G): Os combustíveis usados no setor rodoviário no Brasil são gasolina C, etanol hidratado, diesel e gás natural veicular (GNV) (MMA, 2011).
- Idade da frota: Foram avaliados os dados do DETRAN-PR do 2018. Como o cadastro do DETRAN-PR podia conter veículos que deixaram de circular, a frota circulante foi estimada aplicando curvas de sucateamento por tipo de veículo para retirar os veículos que saíram de circulação da base de dados a ser utilizada.

As curvas de sucateamento (MMA, 2011) (Eq. 9 e 10) foram aplicadas para os automóveis e comerciais leves (movidos a gasolina, etanol ou flex) e para os movidos a diesel (comerciais leves, caminhões e ônibus), respectivamente:

$$S(t) = 1 - e^{-e^{[a+b(t)]}} \quad (9)$$

$$S(t) = \left[ 1 + e^{a(t-t_0)} \right]^{-1} + \left[ 1 + e^{a(t+t_0)} \right]^{-1} \quad (10)$$

em que:

$S(t)$ : quantidade de veículos não sucateados;

$t$ : idade do veículo (em anos);

$a$ ,  $b$  e  $t_0$ : coeficientes que mudam dependendo da categoria veicular (Apêndice H).

#### b) Fatores de emissão

Os FE para  $MP_{2,5}$  e BC foram adotados do guia EMEP (EMEP/EEA, 2018) e divididos por categoria de veículo, tipo de combustível e fase tecnológica. Para a escolha dos FE foi necessário compatibilizar as fases dos programas brasileiro e europeu (Apêndice I) e a partir dessas relações de equivalência e das seguintes considerações foram selecionados os FE para cada categoria, tipo de combustível e fase tecnológica:

- Para a categoria automóveis, foram selecionados os  $FE_{MP_{2,5}}$  de motores entre 1,4 e 2 litros, porque 98,4% dos automóveis licenciados no Brasil compreendem automóveis com motores de até 2 litros (ANFAVEA, 2018);
- Na ausência de FE de  $MP_{2,5}$  e BC para as categorias automóveis e motocicletas movidas a etanol e com tecnologia *flex*, foram adotados os FE para automóveis e motocicletas a gasolina para todas as fases tecnológicas como foi realizado no INEAV;
- Para os veículos da categoria comerciais leves: caminhonete a etanol e caminhonete *flex*, utilitário *flex*, camioneta a etanol e camioneta *flex*, foram assumidos os FE de  $MP_{2,5}$  e BC dos comerciais leves movidos exclusivamente a gasolina para todas as fases tecnológicas;
- Para os caminhões, foram selecionados os  $FE_{MP_{2,5}}$  dos veículos com PBT entre 7,5 e 16 t, dado que na base de dados do DETRAN-PR os caminhões não estão detalhados por porte (pequeno, médio e grande) e neste inventário optou-se por



trabalhar com caminhões de porte médio ( $10t \leq PBT < 15t$ ) para todas as fases tecnológicas;

- Os  $FE_{MP2,5}$  para todas as fases tecnológicas da categoria ônibus correspondem à classificação de ônibus urbanos padrão;
- Para as motocicletas, foram considerados os  $FE_{MP2,5}$  para motores de dois tempos para a fase tecnológica M1 e de quatro tempos para as fases tecnológicas M2 e M3, porque no Brasil depois do início do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT) em 2003, a fabricação das motocicletas de dois tempos cessou;
- Para todas as categorias veiculares, foram considerados os  $FE_{BC}$  até EURO 4, porque o guia EMEP não tem dados disponíveis para EURO 5;
- Para a categoria ônibus foram selecionados os  $FE_{BC}$  dos caminhões para todas as fases tecnológicas, uma vez que esses valores não estão presentes no guia EMEP.

c) Intensidade de uso

A intensidade de uso é a distância média percorrida por cada categoria veicular ao longo de um ano. Como em Londrina não existem dados referentes à intensidade de uso da frota de veículos, optou-se por trabalhar com os dados publicados no relatório “Curvas de intensidade de uso por tipo de veículo automotor da frota da cidade de São Paulo” (CETESB, 2014). Porém, as seguintes simplificações foram consideradas para o ajuste da intensidade de uso anual:

- Para a intensidade de uso de referência dos automóveis movidos a etanol foi tomado o valor dos automóveis movidos a gasolina porque não existem dados no relatório da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB);
- Para estimar o consumo de combustível (Eq. 11) das categorias caminhão e caminhão trator foram consideradas como caminhões de porte médio na classificação da CETESB, já que na frota cadastrada de Londrina não há informações por tipo de caminhão (leve, médio ou pesado);
- A totalidade do combustível comercializado em Londrina em 2018 foi consumido no mesmo período e na própria área geográfica do município. Os valores da intensidade de uso foram ajustados ao consumo aparente de combustível para cada categoria (Eq. 11).

$$C_{v,estimado} = \frac{QV_v \cdot IU_{v,ref}}{Q_v} \quad (11)$$

em que:

$C_{v,estimado}$ : consumo anual de combustível do veículo da categoria  $v$  (l/ano);

$QV_v$ : frota em circulação por categoria veicular  $v$  (número de veículos/ano);

$IU_{v,ref}$ : intensidade de uso de referência da categoria  $v$  (km/ano);

$Q_v$ : quilometragem por litro de combustível do veículo da categoria  $v$  (km/l); foram adotados os valores apresentados no INEAV (Apêndice J).

A soma do consumo de combustível de todas as categorias veiculares foi comparada com o consumo de combustível observado do setor transporte, fornecido pela Agência Nacional de Petróleos, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). A intensidade de uso foi ajustada a partir da razão entre o consumo observado e o consumo estimado.

$$IU_{v,aj} = IU_{v,ref} \cdot \frac{C_{(observado)}}{\sum C_{estimado}} \quad (12)$$

em que:

$IU_{v,aj}$ : intensidade de uso anual ajustada por categoria veicular  $v$  (km/ano);

$C_{observado}$ : volume anual total de combustível fornecido pela ANP (l/ano);

Os valores ajustados de consumo de combustível para cada categoria veicular foram calculados como:

$$C_{v,ajustado} = \frac{QV_v \cdot IU_{v,aj}}{Q_v} \quad (13)$$

em que:

$C_{v,ajustado}$ : consumo anual de combustível ajustado do veículo da categoria  $v$  (l/ano).

### 3.4.2 Emissões por desgaste de pneus, freios e superfície da estrada

O atrito entre a superfície da estrada e o pneu resulta no desgaste de ambos. Já a ação da frenagem resulta no desgaste dos materiais do freio e é causado pelo

atrito entre as pastilhas e as rodas (TIMMERS e ACHTEN, 2016). O desgaste desses componentes resulta na liberação de partículas na atmosfera.

As características das partículas emitidas (tamanho e composição) são influenciadas por vários fatores, entre eles, a composição dos materiais. Por exemplo, os pneus são normalmente compostos de borracha e reforçados com fios de aço e têxteis (EMEP, 2016d). Entre os materiais usados como carga de reforço em pneus encontra-se o *carbon black* (negro de fumo) e suas propriedades, incluindo as ópticas, dependem do processo de fabricação (BOND; BERGSTROM, 2005). Assim, o desgaste dos pneus pode liberar *carbon black* como particulado que também absorve radiação como o BC, mas a origem não é pela queima de combustível e sim pelo desgaste dos materiais do pneu.

Desta forma, seguindo a metodologia EMEP, as emissões de MP<sub>2,5</sub> foram calculadas para i) o desgaste combinado de pneus e freios, e ii) desgaste da superfície da estrada.

$$E_{mp,v} = QV_v \cdot IU_{v,aj} \cdot FE_{mp,v} \quad (14)$$

em que:

$E_{mp,v}$ : emissão total por desgaste de MP<sub>2,5</sub> para a categoria  $v$  (g/ano);

$FE_{mp,v}$ : fator de emissão de MP<sub>2,5</sub> da categoria veicular  $v$  (g/km) (Tabelas K1 e K3, Apêndice K).

As emissões de BC pelo desgaste combinado de pneus e freios foram calculadas a partir das emissões de MP<sub>2,5</sub> e das frações de BC do  $FE_{MP2,5}$  (Tabela K2, Apêndice K) da categoria veicular  $v$  (Eq. 15):

$$E_{BC,v} = E_{mp,v} \cdot P_{BC,v} \quad (15)$$

em que:

$E_{BC,v}$ : emissão por desgaste de pneus e freios de BC por categoria  $v$  (g/ano);

$E_{mp,v}$ : emissão por desgaste de pneus e freios de MP<sub>2,5</sub> da categoria  $v$  (g/ano);

$P_{BC,v}$ : porcentagem do BC no MP<sub>2,5</sub> da categoria  $v$ .

### 3.5 Incerteza dos cálculos

Quantificou-se a incerteza seguindo o método de propagação de erros proposto pelo IPCC (IPCC, 2006b) e adotado também pelo guia EMEP (EMEP/EEA, 2016e). Com este método é necessário conhecer os FE no intervalo de confiança de 95%, sendo assim, o inventário inclui apenas a incerteza das emissões industriais e dos estabelecimentos de alimentação. Desta forma, a incerteza foi calculada em duas etapas. Primeiro, estimando as incertezas individuais dos FE e dos dados da atividade por tipo de fonte e tipo de poluente. Segundo, combinando as incertezas dos FE e das atividades para obter a incerteza das emissões por poluente e setor considerado.

#### 3.5.1 Estimativa da incerteza

A Tabela 5 descreve o método da estimativa da incerteza do inventário. As colunas foram nomeadas de A até H e contém a seguinte informação:

- A e B mostram o tipo de fonte e o tipo de poluente, respectivamente;
- C e D apresentam estimativas de inventários no ano base e no ano em curso respectivamente. Porém como não existem cálculos de emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC para anos anteriores ao 2018, as variáveis “emissões ano base” (coluna C) e “emissões ano t” (coluna D) assumiram os mesmos valores. Portanto, para o cálculo e apresentação da incerteza, só se trabalhou com as informações propostas entre as colunas A e H do guia do IPCC;
- E contém a incerteza nos dados de atividades. Foram utilizados os valores disponíveis na Tabela 3-1 do guia EMEP, Parte A, Capítulo 5, Incertezas (EMEP/EEA, 2016e);
- F contém a incerteza dos FE, determinada com os valores inferior e superior dos limites de confiança de 95% para cada FE. No caso dos FE<sub>BC</sub>, a incerteza é calculada pela combinação da incerteza do FE<sub>MP<sub>2,5</sub></sub> com a incerteza da porcentagem de BC de MP<sub>2,5</sub>;
- G é a incerteza combinada por categoria de fontes. Calculada a partir de dados da coluna E e F;
- H representa o grau de incerteza introduzido no total das emissões por tipo de fonte e, é expressa em porcentagem das emissões totais no ano em curso

Tabela 5 - Cálculo e apresentação da incerteza

	A	B	C	D	E	F	G	H
	Tipo de fonte	Poluente	Emissões ano base	Emissões ano t	Incerteza nos dados de atividade	Incerteza no FE	Incerteza combinada	Incerteza combinada como % do total de emissões no ano t
Dados de entrada						**	$\sqrt{E^2 + F^2}$	$\frac{G \cdot D}{\sum D}$
Unidades			Toneladas	Toneladas	%	%	%	%
...								
...								
Total			$\sum C$	$\sum D$				$\sqrt{H^2}$

Fonte: Adaptado da diretriz do IPCC (2006b).

\*\*Cálculo da incerteza do FE, a partir dos valores do intervalo de confiança de 95%, assim:

Primeiro, calcular o FE médio:

$$F_m = \frac{FE_{sup} - FE_{inf}}{2} \quad (16)$$

em que:

$F_m$ : diferença entre o FE no intervalo de confiança superior e inferior;

$FE_{inf}$ : FE no intervalo de confiança inferior;

$FE_{sup}$ : FE no intervalo de confiança superior.

Segundo, estimar a incerteza do FE expressa em porcentagem (coluna F):

$$F = \frac{F_m}{FE_{médio}} \cdot 100 \quad (17)$$

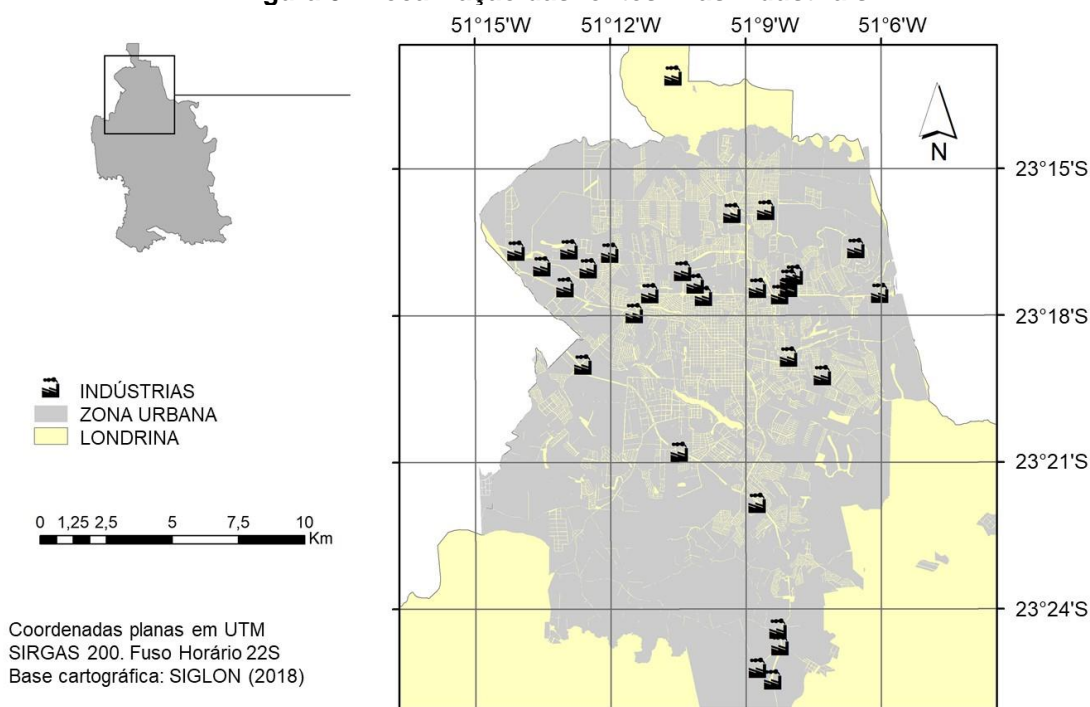
## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Fontes fixas

#### 4.1.1 Indústrias

Identificaram-se 38 indústrias, das quais 8 estavam desativadas. Dentre as indústrias ativas, destacam-se: a fabricação de produtos à base de café, laticínios e alimentos para animais, principalmente localizadas na zona urbana de Londrina (Fig. 5).

**Figura 5 - Localização das fontes fixas industriais.**



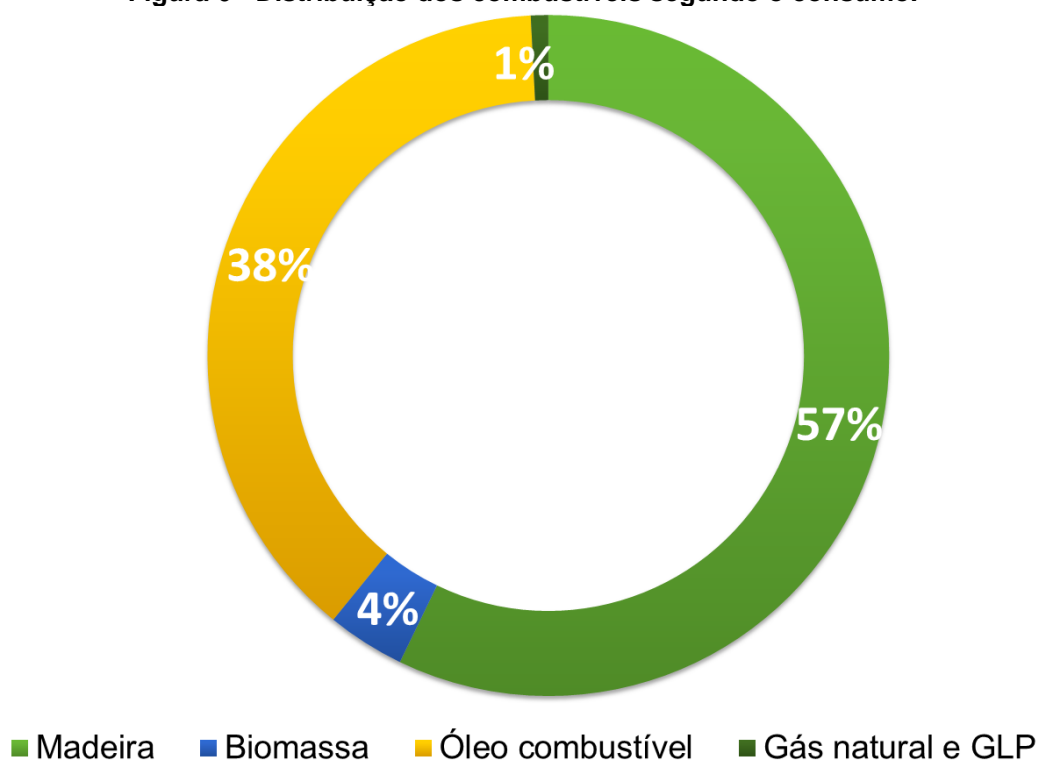
Fonte: Autoria própria.

Das 30 indústrias ativas, as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC foram calculadas para os equipamentos de combustão das 23 indústrias que tinham dados disponíveis (equipamento, tipo e consumo de combustível), sendo identificados principalmente caldeiras e em menor proporção fornos e geradores. A tecnologia em uso variou de equipamentos pequenos, menores a 1 MW a equipamentos maiores, de até 77 MW de potência térmica.

A caracterização dos combustíveis usados nas caldeiras e as condições de combustão são fatores importantes na estimativa e análise das emissões, uma vez que o MP oriundo da queima de combustíveis sólidos e líquidos depende das condições de combustão e do tipo de combustível. Por exemplo, as emissões do óleo combustível pesado são influenciadas pelo teor de cinza e enxofre, enquanto as emissões pela queima de gás natural são influenciadas pela qualidade da combustão (KUPIAINEN; KLIMONT, 2007).

Neste inventário as características próprias dos combustíveis e as condições de combustão são desconhecidas. Porém, dentre os combustíveis identificados no setor industrial, destaca-se a lenha de eucalipto (57%), seguida do óleo combustível (38%) e, com uma menor participação (1%), o gás natural e o gás liquefeito de petróleo (GLP) (Fig. 6).

**Figura 6 - Distribuição dos combustíveis segundo o consumo.**



Fonte: Autoria própria. Porcentagem expressa em termos de massa. Quando o consumo era reportado em m<sup>3</sup> usou-se a densidade do combustível para levar o valor a unidades mássicas.

As emissões foram quantificadas em função da taxa de emissão, expressa em massa do poluente por unidade de tempo. Em média, a emissão de MP<sub>2,5</sub> oriunda das indústrias foi de 80,0 t/ano e a emissão de BC foi de 26,5 t/ano. As taxas de

emissão apresentadas na Tabela 6 também foram calculadas a partir dos FE inferior e superior no intervalo de confiança de 95%.

**Tabela 6 - Emissões industriais totais de MP<sub>2,5</sub> e BC (t/ano)**

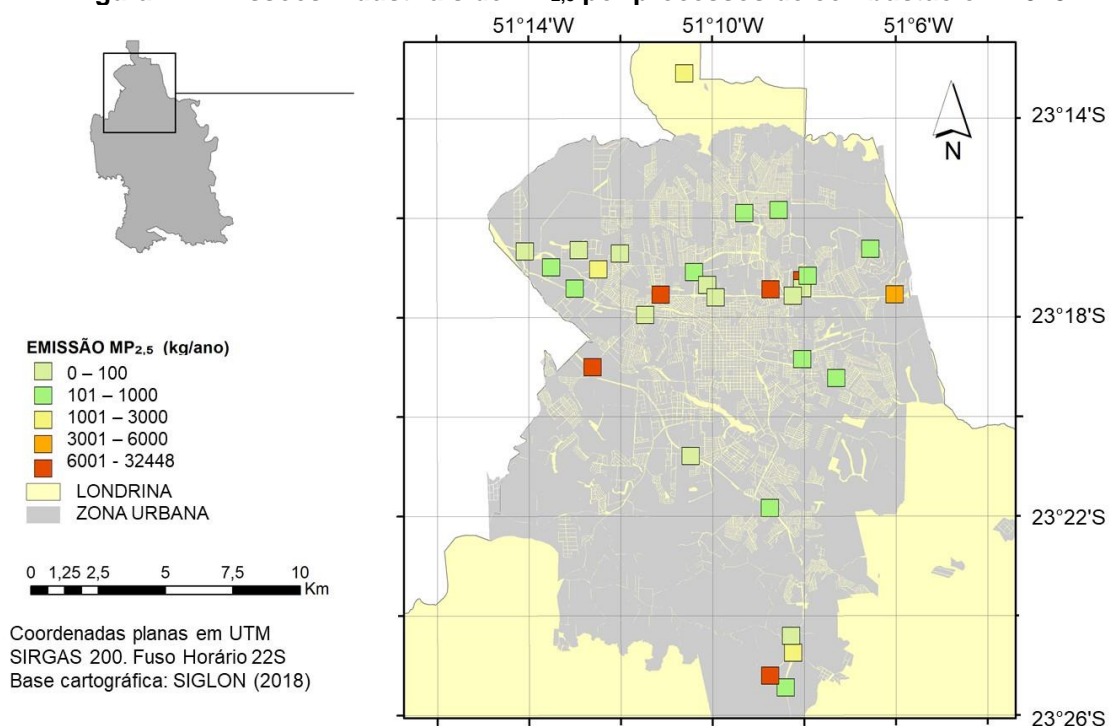
Poluente	Limite inferior	Limite superior	Média
MP <sub>2,5</sub>	24,1	200,0	80,0
BC	3,9	151,5	26,5

Fonte: Autoria própria.

A diferença entre os intervalos de confiança superior e inferior dos FE de MP<sub>2,5</sub> e BC sempre foi maior em até 462% e 679% em relação ao valor da média, respectivamente. Isto explica a grande variabilidade nas emissões calculadas a partir desses intervalos de confiança. Por exemplo, a emissão de BC calculada com os FE no intervalo de confiança inferior foi 6,8 vezes menor que a emissão média e a emissão calculada com os FE no intervalo de confiança superior foi 5,7 vezes maior que a emissão média.

As emissões médias de MP<sub>2,5</sub> foram divididas em cinco intervalos de emissão representados por cores e expressos em kg/ano (Fig. 7). Três fontes registraram emissões menores a 100 kg/ano, enquanto cinco indústrias emitiram mais de 6.000 kg/ano.

**Figura 7 - Emissões industriais de MP<sub>2,5</sub> por processos de combustão em 2018.**

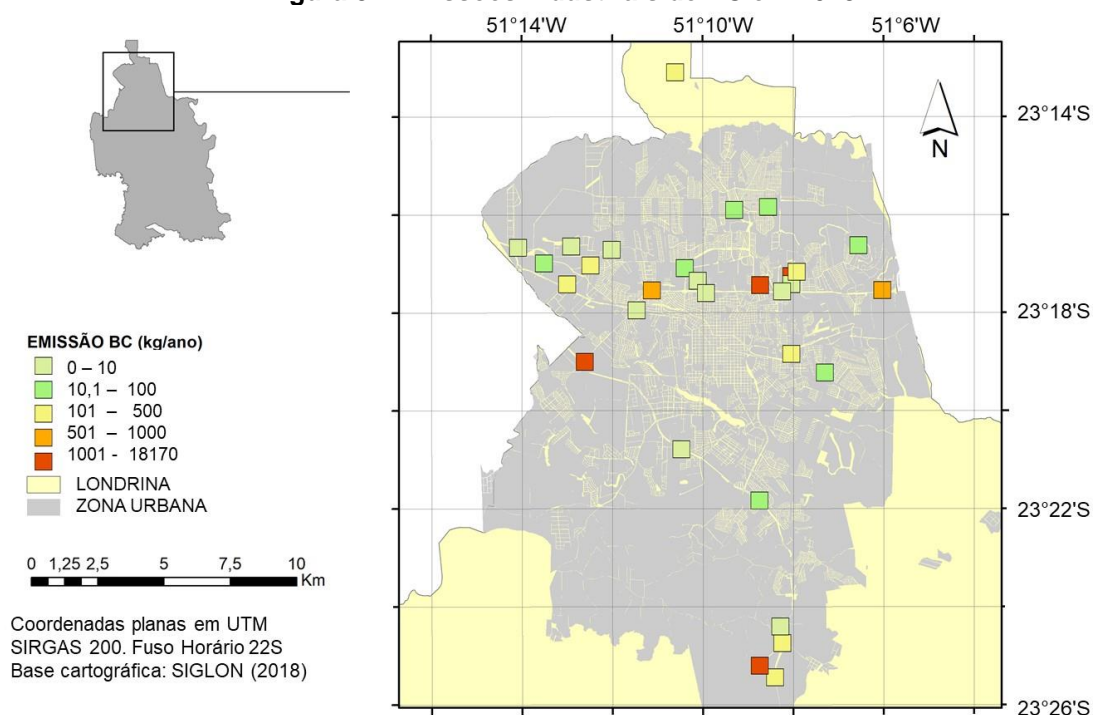


Fonte: Autoria própria.



Como esperado, as emissões de BC (Fig. 8) foram menores que as emissões de MP<sub>2,5</sub>, já que o BC é uma fração do MP<sub>2,5</sub>. As emissões médias totais de BC também foram divididas em cinco faixas de emissão (kg/ano). Identificou-se que a maioria das indústrias emitiu entre 10 e 500 kg/ano e só quatro superaram os 1.000 kg/ano.

**Figura 8 - Emissões industriais de BC em 2018.**



Fonte: Autoria própria.

As emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC dos equipamentos que usam combustíveis gasosos foram mais baixas em relação com os equipamentos que usam combustíveis líquidos e sólidos, porque apenas 13% das caldeiras usam estes combustíveis (gás natural e GLP) e o gás é mais limpo e produz menos cinzas durante a combustão em relação com os outros combustíveis (YANG *et al.*, 2018).

Quando analisadas as emissões considerando o tipo de combustível, observou-se que mesmo sendo a lenha o combustível de maior consumo (77078,5 t/ano), as emissões oriundas pela queima de óleo combustível aportaram as maiores quantidades de MP<sub>2,5</sub> e BC (Tabela 7).

**Tabela 7 - Emissões médias de MP<sub>2,5</sub> e BC por tipo de combustível**

Combustível	Consumo de combustível (t/ano)	MP <sub>2,5</sub> (kg/ano)	BC (kg/ano)
Biomassa	4983,6	4,87	0,53
Gás natural	1112,8	0,05	0,00
GLP	717,5	0,02	0,00
Lenha	77078,5	32,15	6,05
Óleo combustível	51639,8	42,92	19,90
<b>Total</b>	<b>135532,1</b>	<b>80,01</b>	<b>26,49</b>

Fonte: Autoria própria.

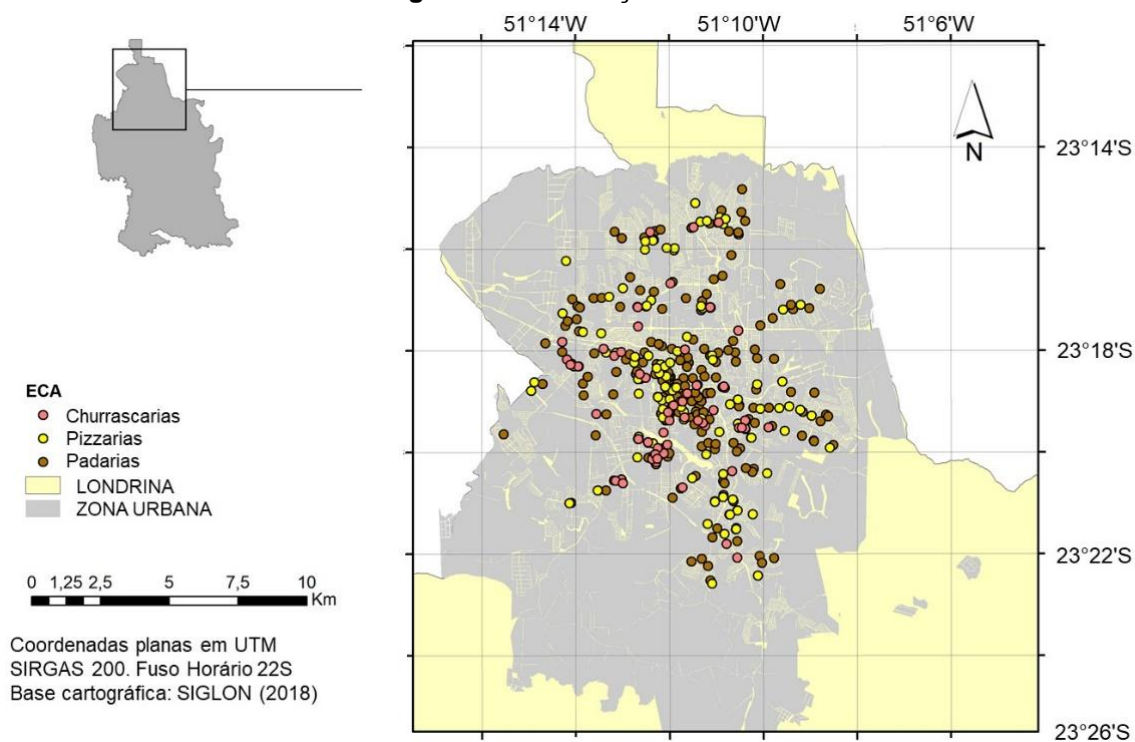
Com estes resultados, o setor industrial em Londrina aportou 20% e 41% do total das emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC, respectivamente. No entanto, não foi possível determinar se as emissões estimadas neste inventário são altas ou baixas, porque o Brasil não possui um inventário oficial de emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC e na literatura os poucos inventários destes poluentes são reportados a nível mundial ou regional e embora exista um inventário de emissões atmosféricas para o estado do Paraná, o inventário quantificou a emissão de MP total para o ano 2013. Ainda assim, a emissão de MP<sub>2,5</sub> calculada neste estudo (80 t/ano) foi menor do que as 464 t/ano de MP do setor industrial calculadas para Londrina no inventário do IAP (GRAUER, 2013).

#### 4.1.2 Estabelecimentos comerciais de alimentação

Identificaram-se 119 pizzarias, 232 padarias e 59 churrascarias em Londrina (Fig. 9) e, os questionários foram aplicados a 20 pizzarias, 17 churrascarias e 22 padarias (Fig. 10). De acordo com as informações dos questionários, das 20 pizzarias entrevistadas, 65% utilizam lenha, 20% gás natural e 15% eletricidade como fonte de calor dos fornos. As 17 churrascarias entrevistadas disseram usar carvão vegetal como única fonte de energia para o funcionamento das churrasqueiras. Enquanto das 22 padarias entrevistadas, 73% usam gás natural e 27% eletricidade.

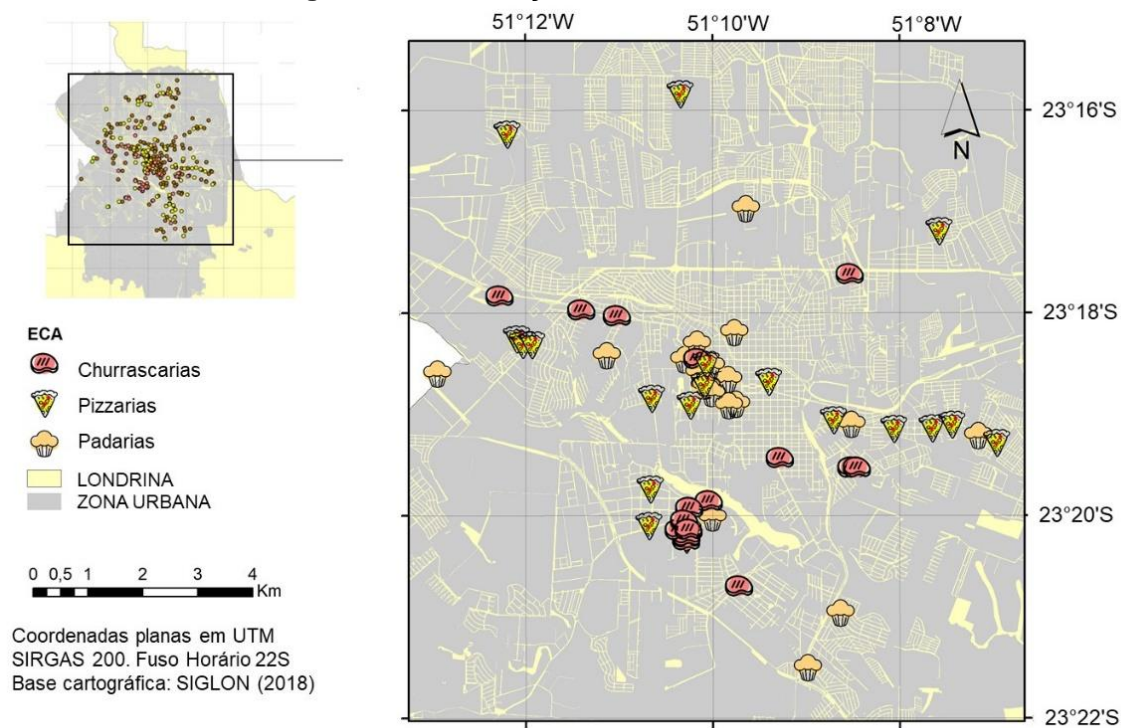
O consumo médio anual de combustível por ECA foi de 18 t de carvão por churrascaria, 5 t de gás natural por padaria, 47 t de lenha por pizzaria e 2 t de gás natural nas pizzarias (Fig. 11).

**Figura 9 - Localização dos ECA.**



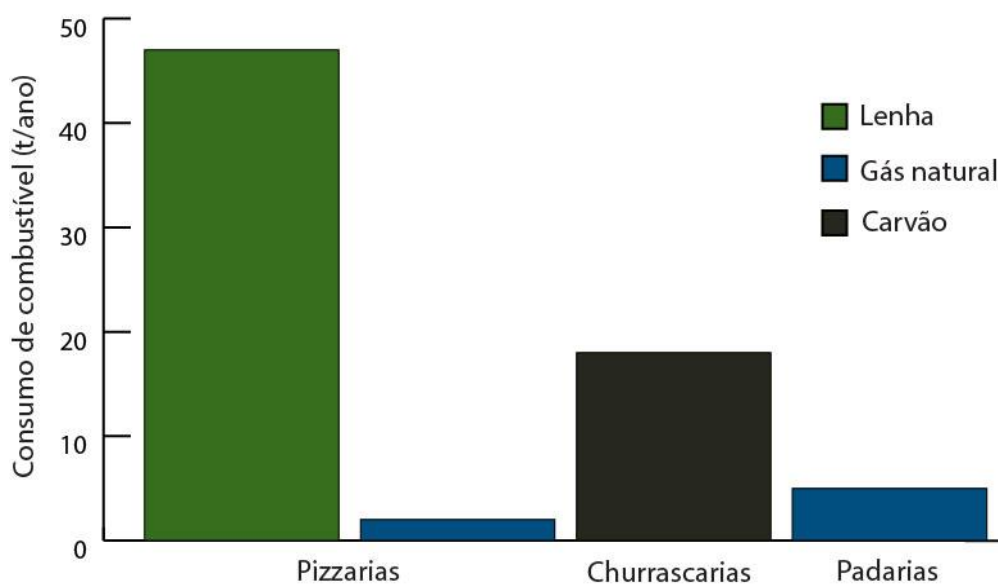
Fonte: Autoria própria.

**Figura 10 - Localização dos ECA entrevistados.**



Fonte: Autoria própria.

**Figura 11 - Consumo médio anual de combustível por tipo de ECA em 2018.**



Fonte: Autoria própria.

As emissões totais de MP<sub>2,5</sub> e BC das pizzarias, churrascarias e padarias foram quantificadas no limite inferior e superior (Tabela 8), cujos valores foram estimados a partir do consumo mínimo e máximo de combustível, identificado através dos questionários. No total, os ECA emitiram 14% e 6% das emissões totais de MP<sub>2,5</sub> e BC, respectivamente.

**Tabela 8 - Emissões totais de MP<sub>2,5</sub> e BC nos ECA (t/ano) baseadas nos FE do guia EMEP**

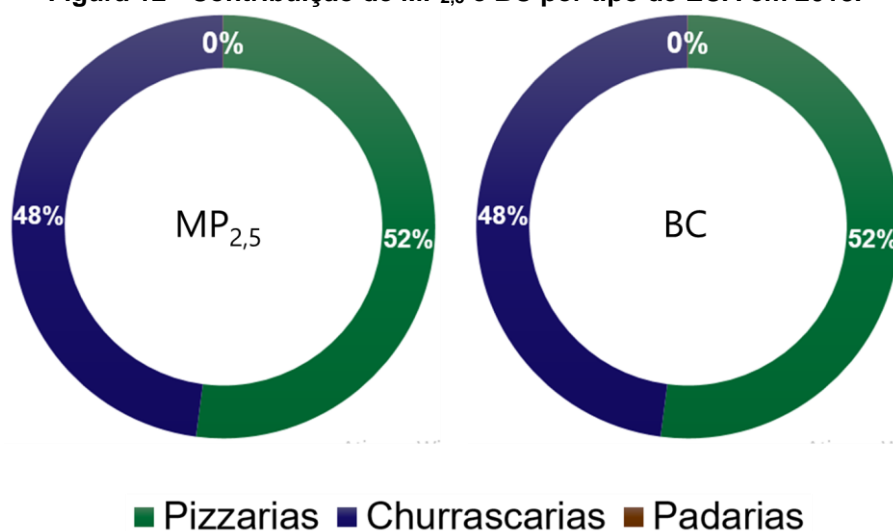
ECA	Combustível	Poluente	Limite inferior	Limite superior	Média
Pizzarias	Lenha	MP <sub>2,5</sub>	3,652	45,650	29,690
		BC	0,256	3,195	2,078
Pizzarias	Gás natural	MP <sub>2,5</sub>	0,001	0,008	0,001
		BC	0,000	0,000	0,000
Churrascarias	Carvão	MP <sub>2,5</sub>	1,457	72,872	27,306
		BC	0,102	5,101	1,911
Padarias	Gás natural	MP <sub>2,5</sub>	0,003	0,125	0,022
		BC	0,000	0,007	0,001

Fonte: Autoria própria.

As emissões médias de MP<sub>2,5</sub> oriundas da queima de lenha e carvão vegetal foram superiores às emissões provenientes das padarias (Tabela 8). Estes resultados podem ser explicados pelo gasto de combustível e pelos FE, já que a quantidade de lenha e carvão usada nas pizzarias e churrascarias foi maior que o consumo de gás natural nas padarias, respectivamente. Enquanto o FE médio da lenha e do carvão vegetal (em unidades de energia) foi até 373 vezes o FE do gás natural.

Como esperado, as emissões anuais de BC nas pizzarias, churrascarias e padarias foram inferiores às emissões de  $MP_{2,5}$ , com uma emissão máxima de 2,078 t oriunda das pizzarias e uma emissão mínima de 0,001 t proveniente das padarias (Tabela 8). Na contribuição de  $MP_{2,5}$  por tipo de ECA, as pizzarias e as churrascarias foram responsáveis por 52% e 48%, respectivamente, enquanto as padarias foram responsáveis por 0,2 e 0,1% de  $MP_{2,5}$  (Fig. 12).

**Figura 12 - Contribuição de  $MP_{2,5}$  e BC por tipo de ECA em 2018.**



Fonte: Autoria própria.

As emissões de  $MP_{2,5}$  e BC oriundas da queima de lenha em pizzarias calculadas a partir de dois conjuntos de FE mostraram estimativas substancialmente diferentes (Tabela 9). As emissões calculadas com FE brasileiros foram 22 e 7 vezes menores do que as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC utilizando FE do guia EMEP (Fig. 13). Para entender a grande diferença nessas emissões, os FE de São Paulo foram transformados em g/GJ. A diferença entre os FE pode ser atribuída com a metodologia empregada em São Paulo, já que as emissões foram feitas com a sonda posicionada no topo da chaminé (o que pode diluir a amostra) e a sucção não foi isocinética.

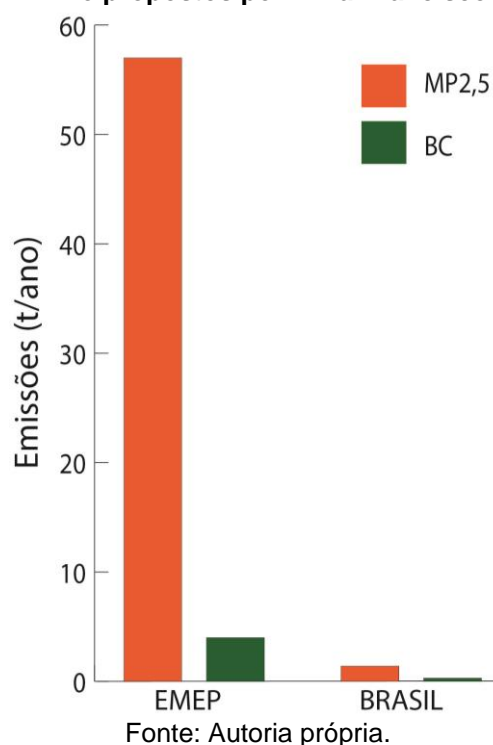
Aliás, as emissões também poderiam estar sendo superestimadas se os estabelecimentos entrevistados tivessem emissões mais altas que aqueles estabelecimentos que não foram entrevistados.

**Tabela 9 – Emissões oriundas das pizzarias usando diferentes FE.**

Poluente	Fator de emissão EMEP (g/GJ)	Emissão (kg/ano)	Fator de emissão São Paulo (g/GJ)*	Emissão (kg/ano)
MP <sub>2,5</sub>	820	29,7	37,8	1,4
BC	57,4	2,1	22,9	0,3

Fonte: Autoria própria. \*Lima-Francisco (2015).

Evidentemente, a escolha dos FE influencia fortemente a estimativa das emissões, uma vez que os FE do guia EMEP não necessariamente representam as condições locais, porque não foram determinados no Brasil e também não são específicos para fornos de pizzarias. Além disso, o cálculo da emissão de BC, depende da: i) fração de BC no MP<sub>2,5</sub>; ii) emissão de MP<sub>2,5</sub>, já que para quantificar a emissão de BC usando o guia EMEP é necessário conhecer a emissão de MP<sub>2,5</sub>.

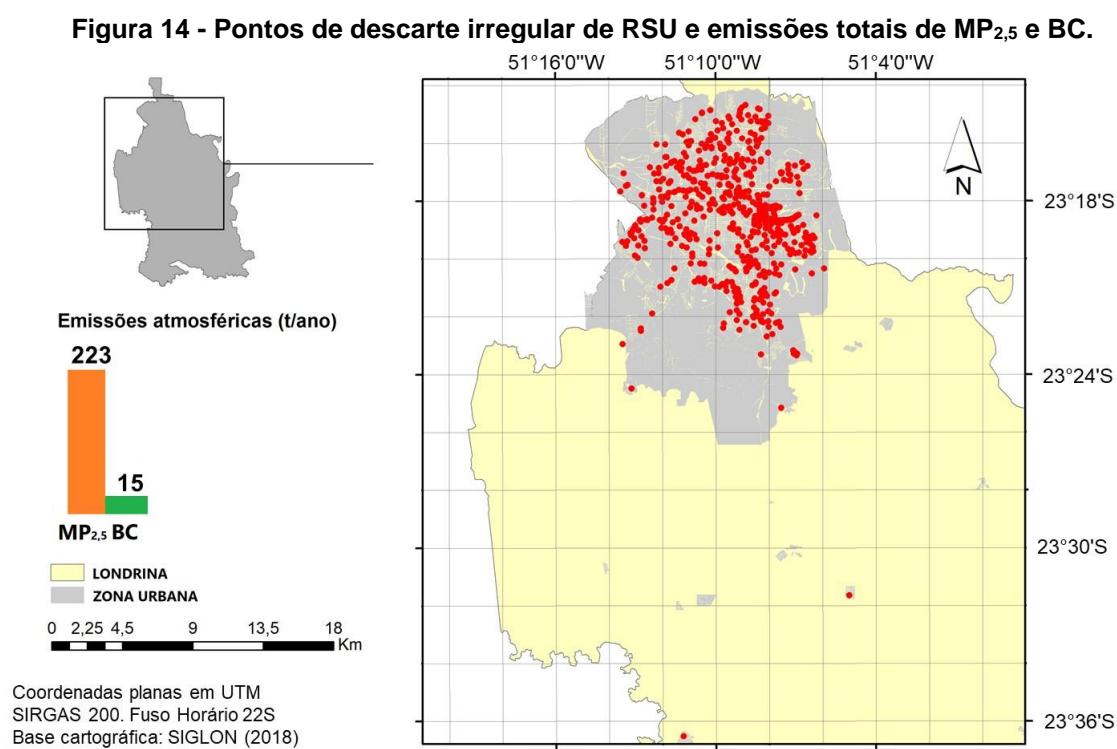
**Figura 13 - Emissões anuais de MP<sub>2,5</sub> e BC para as pizzarias a lenha. Calculadas usando FE do guia EMEP e propostos por Lima-Francisco (2015).**

Estas diferenças mostram a necessidade de avaliar rigorosamente os FE e dados de atividade para as condições brasileiras. Isto permitiria obter resultados mais confiáveis em relação a contribuição de diferentes setores econômicos e assim implementar melhores ações para reduzir suas emissões.

## 4.2 Fontes de área

Calcula-se que Londrina produziu 194 kt de RSU em 2018 (CMTU, 2018) e possivelmente 12% (22 kt) desses resíduos não receberam tratamento adequado e foram queimados a céu aberto em algum dos pontos de descarte irregular do município (Fig. 14), mesmo sendo uma prática proibida em qualquer época do ano.

As primeiras estimativas anuais de  $MP_{2,5}$  e BC por queimas de RSU a céu aberto são importantes quando comparadas com as emissões anuais oriundas das fontes fixas e móveis. No total, estima-se que 223 t de  $MP_{2,5}$  e 15 t de BC foram liberadas na atmosfera através de queimadas não controladas. As emissões das fontes de área representaram 56% de  $MP_{2,5}$  e 23% de BC do total das emissões em 2018, tornando esta atividade a principal fonte de emissão em Londrina.

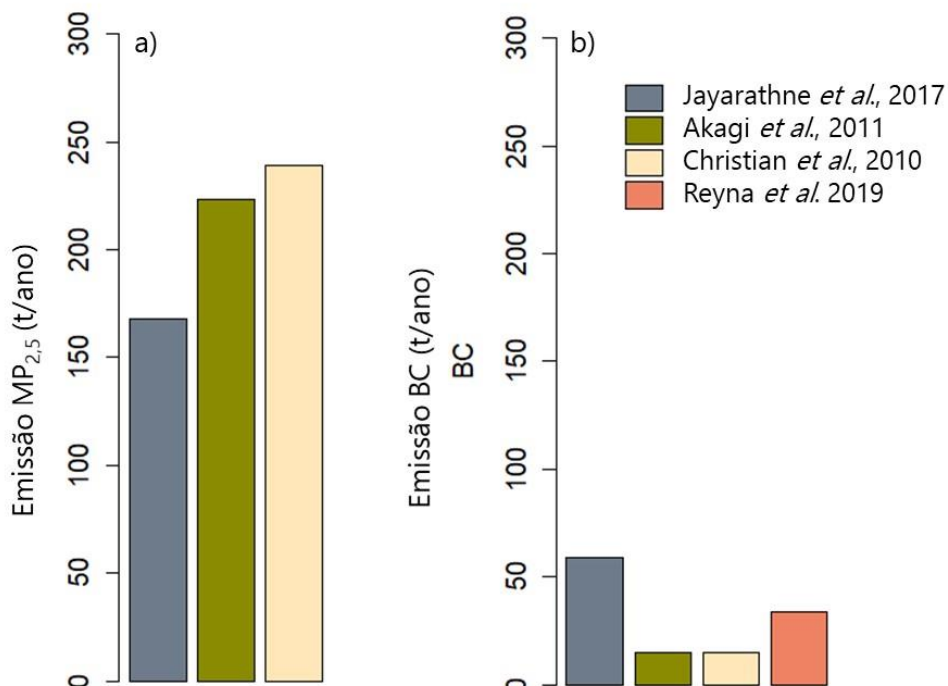


Fonte: Autoria própria.

Jayarathne *et al.* (2017), Akagi *et al.* (2011), Christian *et al.* (2010) e Reyna *et al.* (2019) estimaram FE pela queima de RSU utilizando diferentes abordagens de medição e amostras de resíduos com composições diferentes (Tabela F5, Apêndice F). Quando calculadas as emissões de  $MP_{2,5}$  utilizando os FE determinados por esses autores, as emissões variaram entre 168 e 239 t/ano e a emissão obtida com o FE de

Christian *et al.* (2010) foi 71 t maior em comparação com a emissão calculada com o FE de Jayarathne *et al.* (2017) (Fig. 15a).

**Figura 15 - Emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC calculadas a partir de diferentes FE.**



Fonte: Autoria própria.

As emissões de BC também apresentaram uma grande variabilidade segundo o FE selecionado, entre 15 e 59 t/ano. Os FE<sub>BC</sub> de Akagi *et al.* (2011) e Christian *et al.* (2010) foram iguais e, nesse caso, as emissões calculadas a partir desses valores também foram iguais e até quatro vezes menores que a emissão calculada com o FE de Jayarathne *et al.* (2017) (Fig. 15b).

As variações observadas podem ser atribuídas tanto às técnicas de medição dos FE como às diferenças na composição de resíduos. Por exemplo, Reyna *et al.* (2019) determinaram FE<sub>BC</sub> por tipo de resíduo e observaram que os maiores valores corresponderam aos resíduos de politereftalato de etileno e poliestireno, identificando esses plásticos como os principais contribuintes nas emissões de BC em comparação com os outros plásticos e orgânicos avaliados. Portanto, é necessário calcular FE com base na composição de resíduos porque as frações destes podem mudar dependendo do local onde a queima a céu aberto é praticada.

Comparar as emissões totais de MP<sub>2,5</sub> e BC oriundas das queimas de RSU em Londrina com outros estudos é uma tarefa difícil, uma vez que são utilizados



diferentes FE, existe uma ampla variedade na composição dos RSU queimados e os outros estudos elaboraram inventários a nível global ou regional.

A queima de RSU contribui grandemente com as emissões totais em Londrina. Portanto, essa fonte requer especial atenção dado que também podem ser emitidos outros poluentes tóxicos como mercúrio, amônia, etc. (CHRISTIAN *et al.*, 2010; AKAGI *et al.*, 2011). Assim, reduzir esta prática ilegal teria um grande benefício na redução das emissões de BC e melhoraria a qualidade do ar e a saúde respiratória (Reyna *et al.*, 2019).

### 4.3 Fontes móveis

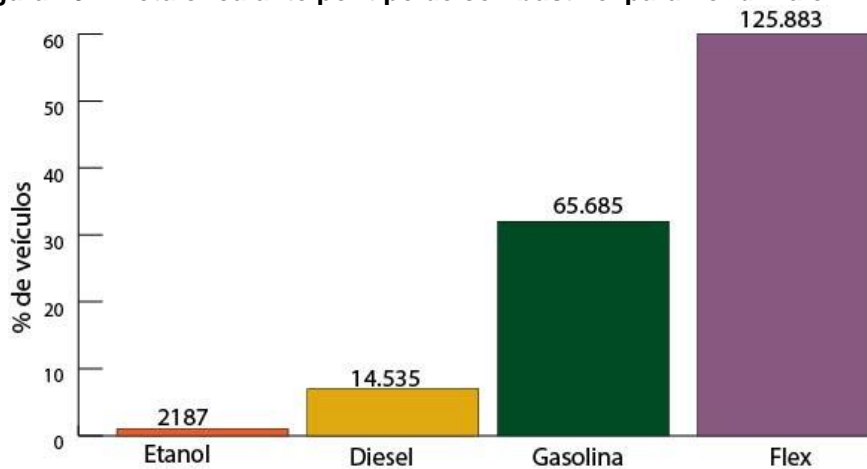
#### 4.3.1 Frota veicular

A frota circulante de Londrina foi de 208.288 unidades em 2018, com um grande participação dos automóveis (64%) e das motocicletas (18%) e uma menor fração dos caminhões (3%) e ônibus (1%).

Em relação ao tipo de combustível, as categorias automóveis e comerciais leves compreendem veículos movidos a gasolina C, movidos exclusivamente a etanol hidratado e veículos que podem utilizar ambos os combustíveis (*flex*). Existem também veículos comerciais leves que são movidos a diesel. As motocicletas, usam gasolina C ou mistura de gasolina C e etanol hidratado (*flex*). Enquanto os caminhões e ônibus são movidos exclusivamente a diesel.

A distribuição da frota circulante por tipo de combustível indica que 1% dos veículos usa etanol, 7% diesel, 32% gasolina e os veículos com tecnologia *flex* representam 60% da frota veicular (Fig. 16).

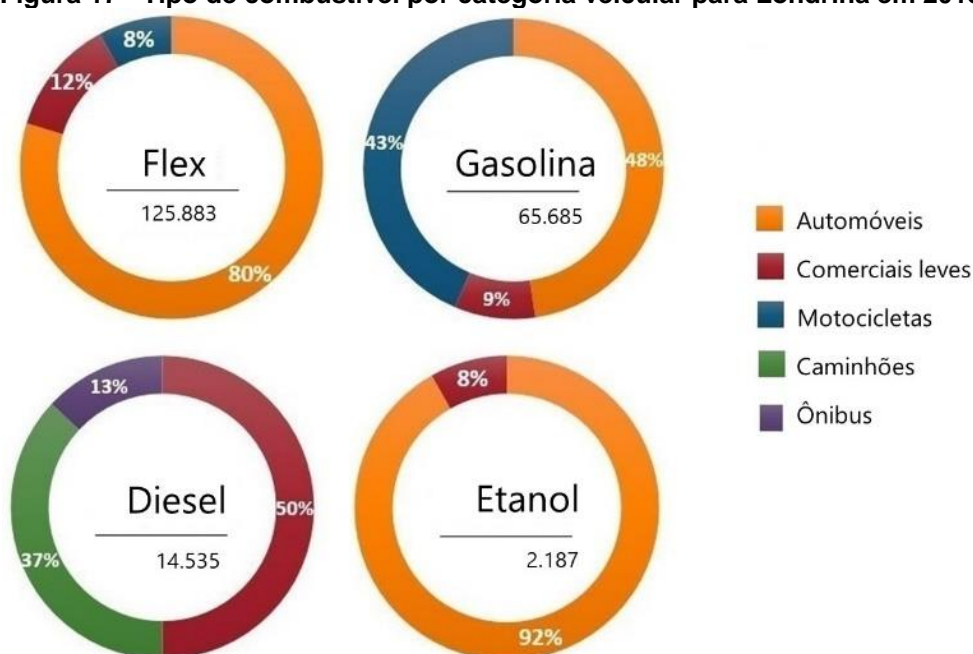
**Figura 16 - Frota circulante por tipo de combustível para Londrina em 2018.**



Fonte: Autoria própria.

Os automóveis representaram 48%, 92% e 80% do total de veículos movidos a gasolina, etanol e com ambos os combustíveis (*flex*), respectivamente (Fig.17). Os veículos comerciais leves (50%) são a principal categoria veicular movida a diesel, seguida pelos caminhões (37%) e ônibus (13%).

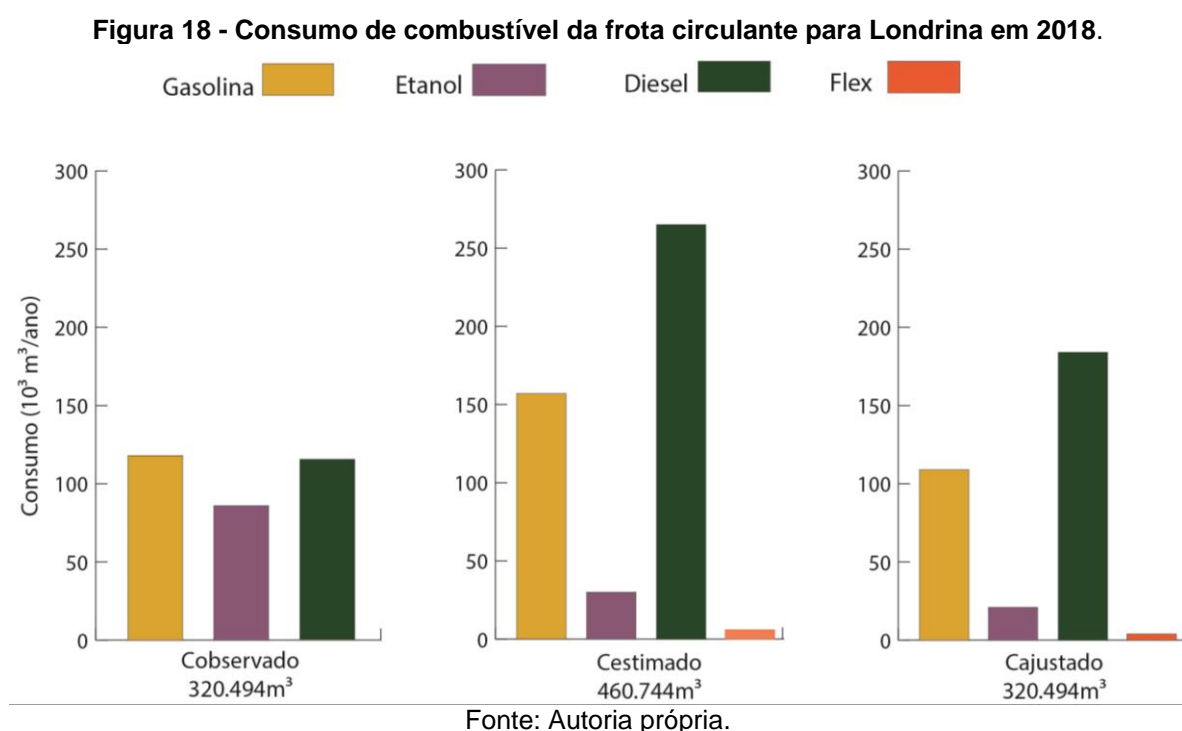
**Figura 17 - Tipo de combustível por categoria veicular para Londrina em 2018.**



Fonte: Autoria própria.

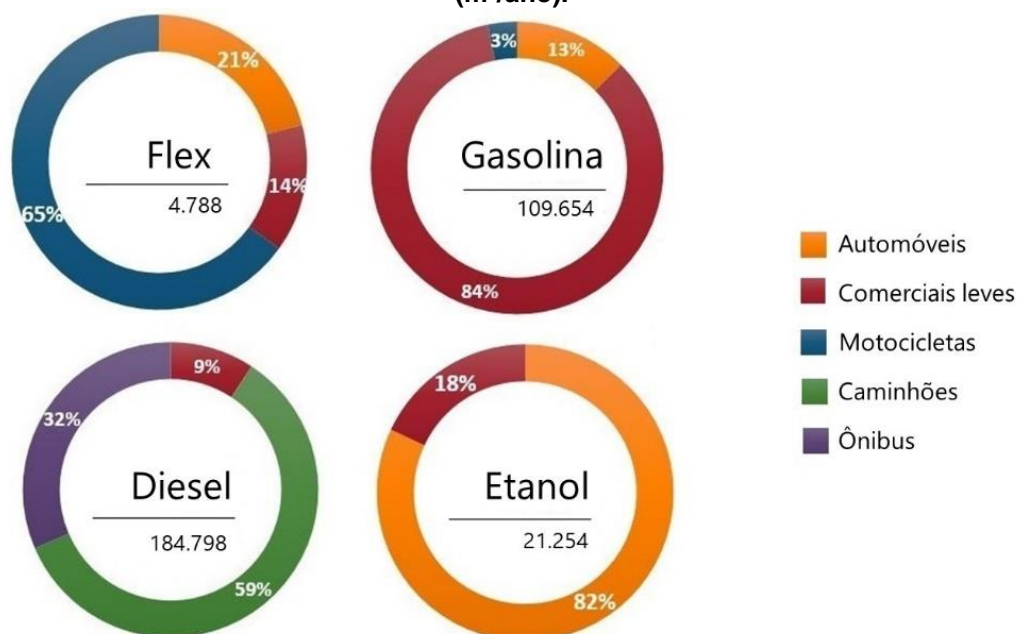
#### 4.3.2 Intensidade de uso

O consumo de combustível veicular foi usado para ajustar a intensidade de uso de referência como detalhado na Seção 3.4.1. A Fig. 18 compara os consumos observados, estimados e ajustados para cada tipo de combustível. Note-se que para o consumo observado não existem dados desagregados para a categoria *flex*. Porém, foi possível fazer essa distinção para os consumos estimados e ajustados a partir da classificação da frota veicular e da intensidade de uso de referência.



Após ajustar os valores de consumo de combustível, identificou-se o diesel (184.798 m³/ano) e a gasolina (109.654 m³/ano) como os principais combustíveis consumidos em Londrina pela frota rodoviária. Os comerciais leves consumiram 84% do total de gasolina, 82% do etanol foi consumido pelos automóveis, 65% da mistura gasolina e etanol (*flex*) foi consumida por motocicletas e 59% do diesel foi consumido por caminhões (Fig. 19).

**Figura 19 - Consumo de combustível ajustado por categoria veicular para Londrina em 2018 (m<sup>3</sup>/ano).**



Fonte: Autoria própria.

#### 4.3.3 Emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC

As emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC liberadas pelo escapamento e pelo desgaste (incluindo pneus e freios, e da superfície da estrada) foram quantificadas em 58,0 e 20,7 t/ano, sendo responsáveis por 15% e 32% das emissões totais de MP<sub>2,5</sub> e BC liberadas em Londrina em 2018.

A emissão de MP<sub>2,5</sub> pelo desgaste superou a emissão pelo escapamento, representando 51% das emissões totais de MP<sub>2,5</sub> do transporte rodoviário. Os veículos leves (a soma de automóveis, comerciais leves e motocicletas) emitiram 79% do total de MP<sub>2,5</sub> e o restante foi emitido pelos veículos pesados (a soma de caminhões e ônibus) (Tabela 10).

**Tabela 10 – Emissão de MP<sub>2,5</sub> (t/ano) desagregada por categoria veicular e tipo de emissão**

Categoria	Escapamento	Desgaste dos pneus e freios	Desgaste da estrada	Total
Veículos leves	10,90	15,17	7,22	33,29
Veículos pesados	17,50	4,39	2,85	24,74
<b>Total</b>	<b>28,40</b>	<b>19,56</b>	<b>10,07</b>	<b>58,03</b>

Fonte: Autoria própria.

Segundo Thorpe e Harrison (2008), as fontes veiculares de não exaustão contribuem muitas vezes mais do que o escapamento para as concentrações de MP

ambiente. Porém, as emissões do transporte rodoviário normalmente são regulamentadas por padrões que tratam apenas as emissões pelo escapamento, desconsiderando as emissões pelo desgaste (DENIER VAN DER GON *et al.*, 2013).

No entanto, os resultados deste estudo indicam que as emissões pelo desgaste podem ser tão importantes quanto as de escapamento e deveriam ser levadas em consideração na elaboração de inventários de emissões e políticas de gestão da qualidade do ar.

Com as emissões pelo escapamento, os veículos pesados contribuíram com 62% do MP<sub>2,5</sub> e 58% do BC emitido (Tabela 11). Esses resultados são consistentes com outros estudos (KUPIAINEN; KLIMONT, 2007; GILLIES *et al.*, 2001) que relataram que as emissões de partículas dos motores a diesel são maiores que as dos motores a gasolina. WESTERDAHL *et al.* (2009) relataram que veículos a gasolina emitiam quatro vezes menos BC do que os veículos a diesel. Mesmo que as emissões pelo escapamento dos veículos leves sejam menores que as dos pesados, as estratégias para reduzir as emissões veiculares de MP também devem considerar os veículos leves (GERTLER, 2005).

**Tabela 11 - Emissões pelo escapamento segundo a categoria veicular (t/ano)**

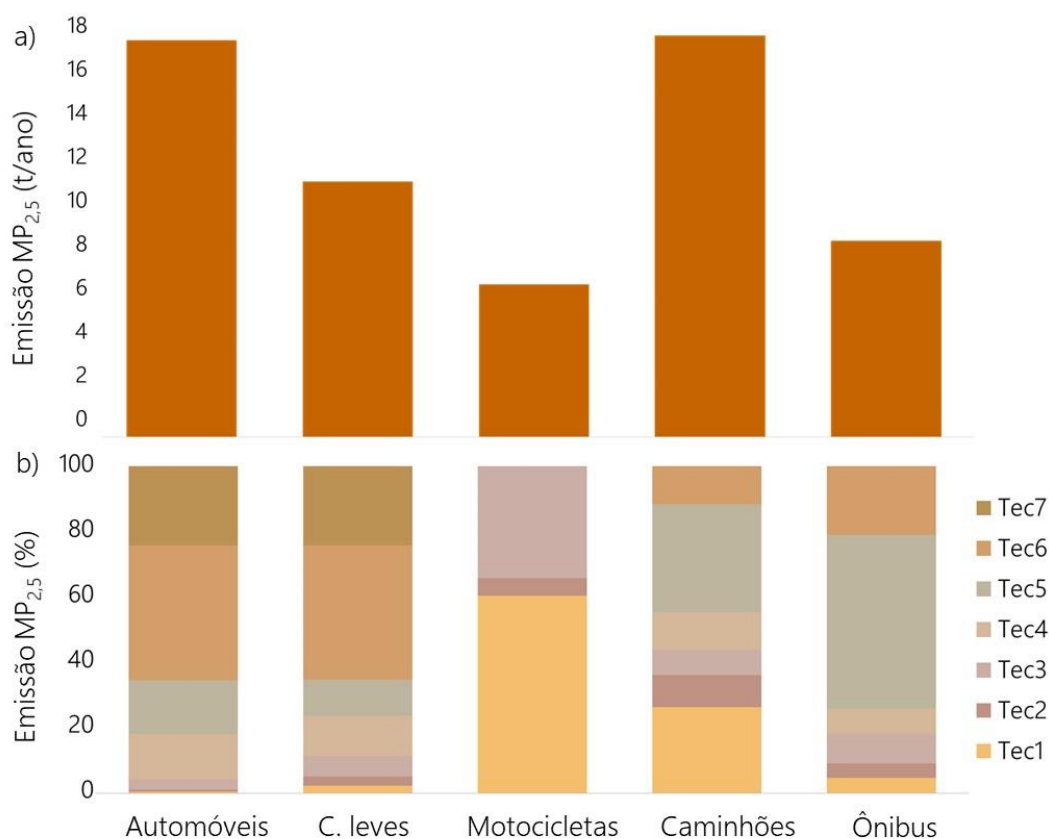
Categoria veicular	MP <sub>2,5</sub>	BC
Leves	10,90	7,83
Pesados	17,50	10,96
Total	28,40	18,79

Fonte: Autoria própria.

Os caminhões e automóveis foram os principais emissores de MP<sub>2,5</sub> pelo escapamento e desgaste, contribuindo com 29% e 28% da emissão, respectivamente (Fig. 20a). A contribuição de MP<sub>2,5</sub> por fase tecnológica apresentou grande variabilidade, sendo que as últimas fases tecnológicas contribuíram em maior proporção na emissão de MP<sub>2,5</sub> por categoria, com exceção das motocicletas (Fig. 20a).

As emissões de MP dos motores a gasolina de dois tempos são mais altas que as dos motores a quatro tempos devido a uma grande proporção de gotículas de óleo não queimadas (KOJIMA *et al.*, 2000). Isto explica que a fase tecnologia M1, caracterizada por motores de dois tempos, seja a principal responsável pela emissão total de MP<sub>2,5</sub>, aportando 60% das emissões na categoria motocicletas (Fig. 20b).

**Figura 20 – a) Emissão total de  $MP_{2,5}$  por categoria veicular em 2018. b) Contribuição relativa da fase tecnológica por categoria veicular na emissão de  $MP_{2,5}$ . As fases tecnológicas Tec 1 até Tec 7 para os automóveis e comerciais leves correspondem a Pré-Proconve até L6; para motocicletas as fases Tec 1 até Tec 3 correspondem a M1 até M3 e para caminhões e ônibus as fases Tec 1 até Tec 7 correspondem a P1 até P7.**

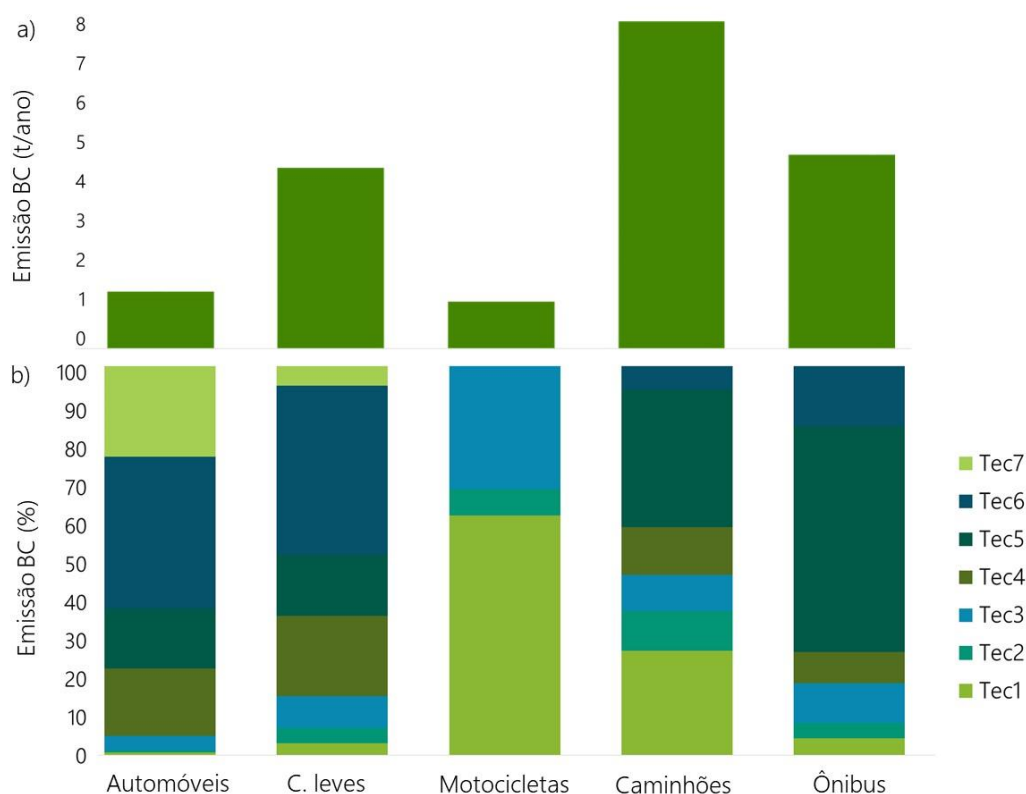


Fonte: Autoria própria.

Segundo a Fig. 21a, 41% e 24% da emissão total de BC pelo transporte rodoviário são oriundas dos caminhões e ônibus, sendo 96% e 97% emitido pelo escapamento. A distribuição das emissões de BC entre as fases tecnológicas para cada categoria veicular é apresentada na Fig. 21b. Por exemplo, 61% das emissões de BC na categoria motocicletas correspondem à tecnologia M1 (19% das motocicletas). No Brasil, após do início do PROMOT em 2003 a fabricação das motocicletas de dois tempos cessou. Como resultado, existem poucas motocicletas com fase tecnológica M1 circulando, mas são grandes emissoras de  $MP_{2,5}$  e BC.

Quanto aos caminhões, a fase P5 contribuiu com a maior emissão de BC dessa categoria (35%), mas, essa fase tecnológica (P5) também representava a maior quantidade de veículos da categoria caminhões (39%) e os veículos a diesel no Brasil não estão obrigados a usar o filtro de partículas (MMA, 2016).

**Figura 21 – a) Emissões totais de BC por categoria veicular em 2018 (t/ano). b) Contribuição relativa da fase tecnológica por categoria veicular na emissão de BC.**



Fonte: Autoria própria.

Utilizando os mesmos dados de atividade, foram calculadas novas emissões para veículos leves e pesados com fatores de emissão determinados em condições reais de condução no Brasil (Tabela 12). Krecl *et al.* (2018) calcularam os FE com base em medições de concentrações ambiente e modelagem inversa. As medições foram realizadas em um cânion no centro de Londrina para uma frota veicular composta por 71% carros, 14% motocicletas, 14% ônibus e 1% caminhões. Enquanto Sánchez- Ccoyllo *et al.* (2009) estimaram os FE por balanço de massa a partir de medições em túnel em São Paulo em 2004, com uma frota veicular que compreendia 84,7% carros, 7,5% motocicletas, 3,9% táxis e 3,8% veículos pesados (vans e caminhões leves).

**Tabela 12 - FE veicular estimados em cidades brasileiras (g/km veículo)**

Categoria veicular	Krecl <i>et al.</i> , 2018		Sánchez- Ccoyllo <i>et al.</i> , 2009	
	MP <sub>2,5</sub>	BC	MP <sub>2,5</sub>	BC
Leves	0,074	0,026	0,092	0,016
Pesados	0,714	0,691	0,588	0,462

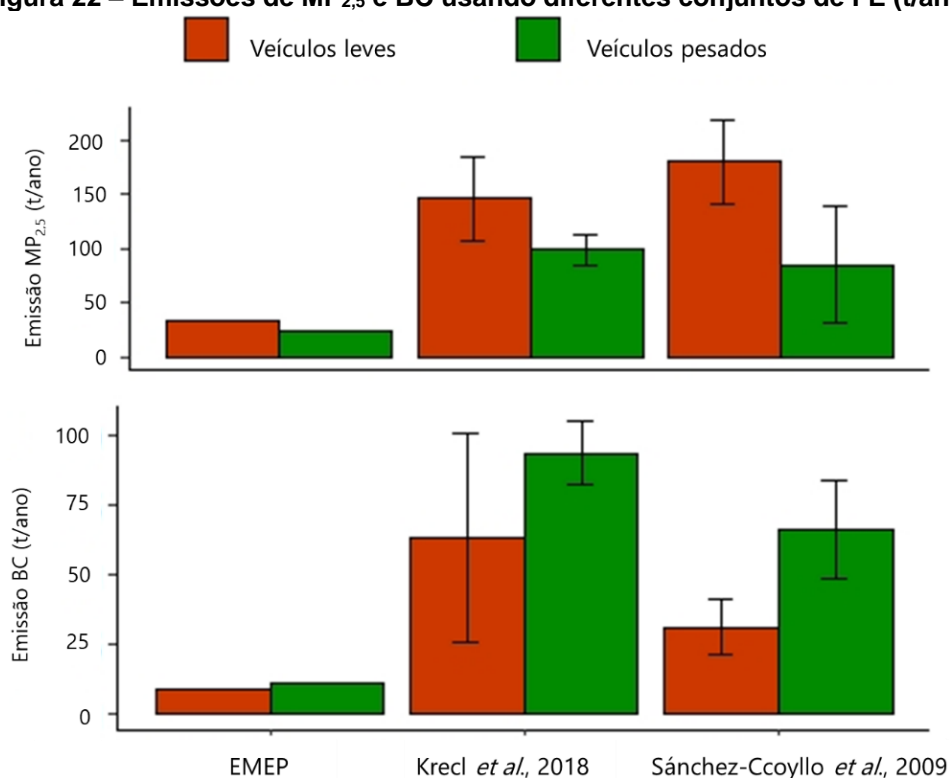
Fonte: Autoria própria.

Para realizar esta comparação as seguintes premissas foram consideradas: i) o número de veículos e a quilometragem percorrida foram considerados constantes segundo a categoria veicular; ii) a frota veicular foi dividida em veículos pesados e leves; iii) no caso do guia EMEP, os FE foram selecionados em função da categoria veicular e da fase tecnológica, enquanto os FE brasileiros (Londrina e São Paulo) foram selecionados por categoria veicular.

Nos três casos, a emissão total de MP<sub>2,5</sub> (soma das emissões de escapamento, desgaste de pneus e freios e da superfície da estrada) dos veículos leves foi maior que a dos veículos pesados (Fig. 22). Com os FE de Londrina, 60% e 40% das emissões de MP<sub>2,5</sub> procederam dos veículos a diesel e a gasolina, respectivamente. Consistentemente com os FE de São Paulo, 68% das emissões de MP<sub>2,5</sub> foi emitida pelos veículos a diesel e 32% oriundo das emissões dos veículos a gasolina.

Embora os veículos leves sejam os principais responsáveis pela emissão total de MP<sub>2,5</sub>, mesmo sendo os FE dos leves inferiores aos FE dos pesados e tendo sido calculados por métodos diferentes e em cidades diferentes (Tabela 12), os veículos leves constituíram 96% da frota veicular e excederam em 87% os quilômetros percorridos pelos veículos pesados em 2018.

**Figura 22 – Emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC usando diferentes conjuntos de FE (t/ano)**



Fonte: Autoria própria.



As barras de erro indicam um desvio padrão da emissão de  $MP_{2,5}$  e BC para a frota de veículos leves e pesados calculada com os FE de Londrina e São Paulo. Por exemplo, os veículos leves emitiram  $145,68 \pm 38,38$  t e  $63,56 \pm 37,51$  t, respectivamente, usando os FE de Londrina (Fig. 22). Enquanto a emissão calculada com os FE de São Paulo foi de  $180,06 \pm 38,46$  t e  $31,37 \pm 9,83$  t de  $MP_{2,5}$  e BC. Ainda segundo a Fig. 22, as emissões anuais estimadas com os FE de Londrina foram maiores em um fator de 4,3 para  $MP_{2,5}$  e 7,6 para BC do que as emissões calculadas com os FE do EMEP.

Estas diferenças sugerem que os FE de  $MP_{2,5}$  e BC derivados de testes de laboratório (guia EMEP) não representam bem as condições ambientais e deveriam ser validados com medições em condições reais de condução para regiões e países específicos (Krecl *et al.*, 2017). Na ausência de dados, a busca e uso de FE deve focar na representatividade dos mesmos para as condições locais onde pretendem ser estimadas as emissões. A variabilidade observada nas emissões de  $MP_{2,5}$  e BC pode também estar associada com as características onde foram estimados os FE, uma vez que os FE do guia EMEP foram determinados em laboratório com ciclos de condução característicos de cidades europeias e os outros dois conjuntos de FE foram determinados em condições reais de condução em cidades brasileiras. Além disso, os FE dependem fortemente das características da frota veicular, tecnologia de controle de emissões, tipo de combustível, condições ambientais e modos de condução (FRANCO *et al.*, 2013) os quais mudam segundo o lugar onde são calculados. Os FE do guia EMEP desenvolvidos em laboratório não consideram todos esses parâmetros.

As características da frota, tais como a idade e o peso influenciam diretamente as emissões. Veículos mais antigos tendem a emitir mais poluentes por km percorrido devido ao envelhecimento progressivo das peças mecânicas e aos limites de emissão cada vez mais exigentes. Por outro lado, os veículos mais pesados emitem mais poluentes por km percorrido devido ao maior consumo de combustível (CLARK *et al.*, 2002).

No Brasil, as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC não são regulamentadas e o MP é controlado apenas para os veículos com ciclo diesel. Portanto, os inventários oficiais de emissões atmosféricas para o setor veicular usam dados do guia EMEP (onde assumem que o  $MP=MP_{2,5}$ ).

A Tabela 13 compara os fatores de emissão de MP para veículos pesados publicados pela CETESB e pelo guia EMEP. Utilizando a relação de equivalência entre as fases tecnológicas brasileiras e europeias (Apêndice I), os FE do EMEP são apresentados para as duas categorias que compõem os veículos pesados e os FE da CETESB como uma única categoria porque não existem desagregados.

**Tabela 13 - Comparação dos FEMP pelo escapamento (g/km veículo)**

Fase tecnológica	CETESB		EMEP
	Caminhão e ônibus	Caminhão	Ônibus
Pre, P1, P2	2,933	0,334	0,909
P3	1,459	0,201	0,479
P4	0,571	0,104	0,220
P5	0,355	0,088	0,207
P7	0,086	0,016	0,046

Fonte: Autoria própria.

Os FE brasileiros foram maiores que os FE do EMEP para todas as fases tecnológicas. Portanto, as emissões de MP dos veículos pesados poderiam ser subestimadas no caso de usar FE do EMEP nos inventários brasileiros. A mesma comparação não foi possível para os veículos leves de ciclo Otto, já que o PROCONVE não regulamente as emissões de MP desses veículos e consequentemente não existem FE brasileiros para esta categoria.

#### 4.4 Incertezas

As incertezas nas emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC resultantes da combustão no setor industrial apresentaram uma variabilidade de 67,8% para MP<sub>2,5</sub> e 205% nas emissões de BC (Apêndice L). A incerteza combinada no total das emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC das fontes industriais foram de  $\pm 92,3$  e  $\pm 74,3$  t/ano, respectivamente (Tabela 14). Os intervalos de incerteza são normalmente amplos nos inventários de emissões (CASERINI *et al.*, 2013).

**Tabela 14 - Incerteza combinada no total das emissões das fontes industriais**

Poluente	Emissão ano base (t/ano)	Incerteza combinada no total das emissões industriais (%)
MP <sub>2,5</sub>	80,0	$\pm 115,2$
BC	26,5	$\pm 281,0$

Fonte: Autoria própria.

A incerteza nas emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC devido aos processos de combustão nos ECA foi estimada por tipo de estabelecimento (Tabela 15). Entre os ECA, as

pizzarias que consomem lenha apresentaram a maior incerteza ( $\pm 251\%$ ) equivalente a  $\pm 22.927,9$  t/ano.

**Tabela 15 - Incerteza combinada no total das emissões dos ECA**

ECA	Combustível	Emissão ano base (kg/ano)		Incerteza combinada (%)		Incerteza absoluta (kg)	
		MP <sub>2,5</sub>	BC	MP <sub>2,5</sub>	BC	MP <sub>2,5</sub>	BC
Padarias	Gás natural	21,7	1,17	73	632	15,9	7,4
Pizzarias	Gás natural	1,2	0,07	96	635	1,2	0,4
	Lenha	29.690,0	2.078,3	77	251	22.927,9	5.209,8
Churrascarias	Carvão	27.305,5	1.911,4	83	108	22.611,9	2.056,4

Fonte: Autoria própria.

Os FE podem ser uma das principais fontes de incerteza nas emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC dos processos de combustão industrial e comercial, porque os FE utilizados poderiam não representar as características das indústrias e estabelecimentos de comércio de Londrina para os quais foram estimadas as emissões. Além disso, não existe uma base de dados oficial que facilite ou oriente a escolha dos FE de MP<sub>2,5</sub> e BC propostos na literatura científica e que melhor representem os processos de combustão industrial e comercial no Brasil.

Segundo a metodologia proposta na Seção 3.5.1, o cálculo da incerteza envolve a incerteza nos dados da atividade e nos FE. Sendo assim, a incerteza foi calculada apenas para os setores industrial e comercial onde as informações para calcular ambas as incertezas estavam disponíveis.

No entanto, mesmo sem ter sido calculada a incerteza das emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC pela queima a céu aberto de RSU e pelo transporte rodoviário, estas emissões apresentaram grande variabilidade quando estimadas com diferentes FE. Por exemplo, a emissão de MP<sub>2,5</sub> e BC pela queima de RSU variou de 168 t até 239 t e de 15 t até 59 t, respectivamente. Ao passo que, a emissão de MP<sub>2,5</sub> e BC dos veículos pesados variou de 23,4 t até 99,1 t e de 11,4 t até 93,6 t, respectivamente.

## 5 CONCLUSÃO

Este trabalho apresenta uma metodologia para estimar as emissões provenientes de processos de combustão em indústrias, estabelecimentos comerciais, queima de resíduos a céu aberto e veículos rodoviários em cidades com disponibilidade de dados limitada (por ex. falta de dados de atividade no setor industrial e comercial). O inventário incluiu emissões de atividades frequentemente desconsideradas nos inventários de emissões atuais (por ex. os inventários de gases de efeito estufa normalmente não consideram a queima a céu aberto de RSU e as emissões oriundas dos estabelecimentos comerciais) e constitui a primeira estimativa de emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC no município de Londrina.

Os processos de combustão em Londrina emitiram 418 t de MP<sub>2,5</sub> e 66 t de BC em 2018 sendo os maiores emissores a queima de RSU e as indústrias (Tabela 16).

**Tabela 16 - Emissão total de MP<sub>2,5</sub> e BC em 2018**

Fonte	Setor	MP <sub>2,5</sub> (t/ano)	Aporte (%)	BC (t/ano)	Aporte (%)
Fixas	Industrial	80,0	19	26,5	40
	Comercial	57,0	14	4,0	6
Móvel	Transporte	58,0	14	20,7	31
Área	Queima de RSU	222,9	53	14,8	22
<b>Total</b>		<b>418,0</b>	<b>100</b>	<b>66,0</b>	<b>100</b>

Fonte: Autoria própria.

Atualmente as emissões de MP dos equipamentos de combustão industrial são controlados pela legislação ambiental. No entanto, as emissões de MP<sub>2,5</sub> e BC não têm nenhum controle e, como foi mostrado neste inventário, 20% e 41% das emissões destes poluentes são provenientes da combustão industrial, tornando este setor uma fonte importante de emissão de MP<sub>2,5</sub> e BC.

A queima da lenha e a combustão de gás em pizzarias aportaram 52% das 57 t de MP<sub>2,5</sub> e 48% das 4 t de BC oriundas dos ECA, tornando-a a principal responsável pelas emissões em comparação com as churrasarias e as padarias.

Calcular FE próprios e caracterizar os resíduos típicos queimados fornecerão melhores estimativas sobre a queima de RSU, uma vez que Londrina tem um grande número de locais de descarte irregular onde a queima de resíduos é uma prática habitual e as estimativas mostram que esta atividade emitiu 53% da emissão total de MP<sub>2,5</sub> e 22% das emissões de BC em 2018.

As emissões relacionadas ao desgaste de pneus e freios e da superfície da estrada aportaram 51% da emissão total de  $MP_{2,5}$  no setor de transporte rodoviário, sendo identificadas como as principais fontes de  $MP_{2,5}$ .

As emissões veiculares calculadas a partir dos valores do guia EMEP poderiam estar sendo subestimadas, uma vez que os  $FE_{MP}$  do EMEP dos caminhões e ônibus são menores aos  $FE_{MP}$  da CETESB. Além disso, as emissões calculadas a partir de FE determinados em duas cidades brasileiras em condições reais de condução mostraram ser maiores do que as emissões estimadas com os FE do EMEP.

Para compilar e elaborar inventários, a escolha dos FE é um elemento chave, uma vez que neste inventário as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC calculadas a partir de diferentes conjuntos de FE variaram amplamente. Assim, é responsabilidade do compilador do inventário selecionar FE que melhor representem as condições típicas dos setores a serem inventariados.

A discrepância entre as emissões calculadas a partir de diferentes conjuntos de FE não está restrita apenas ao método de estimativa dos FE, já que as características típicas dos locais onde são estimados são fatores importantes (por ex. tipo de combustíveis, tipo de RSU queimados, tecnologias veiculares, etc.) e sem dados detalhados é difícil entender essa variação.

É difícil comparar inventários ou estimativas de emissões de  $MP_{2,5}$  e BC pelas diferenças que existem no ano base e na cobertura geográfica. Particularmente para as emissões de BC, a dificuldade na comparação também pode estar associada com as diferentes técnicas de medição dos fatores de emissão.

Não é claro se a incerteza calculada neste inventário é estatisticamente significativa ou apenas representa uma grande variabilidade nos dados de atividade e nos FE. Porém, a variabilidade observada nas emissões indica a necessidade de determinar FE a nível local e melhorar a compilação dos dados de atividade.

## **6 RECOMENDAÇÕES**

As seguintes recomendações são propostas para melhorar o presente inventário e orientar o desenvolvimento de inventários de emissões de  $MP_{2,5}$  e BC em outras cidades brasileiras.

## 6.1 Atividades

Para produzir inventários de emissões completos, além das fontes de emissão normalmente consideradas (indústrias e escapamento dos veículos), recomenda-se incorporar as fontes que neste inventário foram incluídas (queima de RSU, combustão no setor comercial, desgaste de pneus e freios e da superfície da estrada) e outras fontes como os incêndios florestais, a queima de resíduos agrícolas e o transporte aéreo e marítimo. Além disso, fontes diferentes às oriundas da combustão, tais como as obras de construção civil, a mineração e a ressuspensão de material particulado também deveriam ser incluídas nos inventários de emissões.

## 6.2 Dados de atividade

- No Paraná, as indústrias com área construída superior a 2.000m<sup>2</sup> e/ou com investimento total superior a 8.000 UPF/PR (Unidade Padrão Fiscal) e com mais de 50 empregados são fiscalizadas pelo IAP. O IAP tem uma base de dados que compila, entre outras, informações de emissões do setor industrial. Porém, pode acontecer que para algumas indústrias, campos como tipo, consumo e quantidade de combustível não estejam preenchidos. Enquanto as indústrias menores que são fiscalizadas pela SEMA, pode acontecer que falte informações sobre equipamentos de combustão, tipo e consumo de combustível no formulário de requerimento de licenciamento ambiental. Essa ausência de informação implica assumir dados ou desconsiderar indústrias quando se está desenvolvendo o inventário. Por esse motivo, é necessário revisar e atualizar a base de dados do IAP e os arquivos da SEMA;
- Para expressar os fatores de emissão do guia EMEP em termos de massa é preciso conhecer o poder calorífico do combustível. Recomenda-se, na medida do possível, compilar dados específicos do poder calorífico dos combustíveis empregados nas fontes a serem inventariadas, com a finalidade de representar melhor as fontes de emissão;
- No caso de não existirem bases de dados que compilem informações sobre o equipamento de combustão, o tipo e o consumo de combustível

- dos ECA, os dados necessários para o cálculo das emissões podem ser obtidos com pesquisas de opinião pública. Porém, é necessário classificar os ECA por tipo de porte (pequeno, médio e grande) porque o consumo de combustível depende do tamanho do estabelecimento;
- Quando utilizados FE em unidades de energia (por ex. o guia EMEP reporta em g/GJ) Recomenda-se uma revisão detalhada das características da lenha, uma vez que o teor de umidade e as unidades como são reportados os dados de consumo influenciam no cálculo do FE mássico;
  - Embora sejam identificados os locais de descarte irregular de RSU em Londrina, são indispensáveis estudos que quantifiquem e caracterizem os resíduos que realmente estão sendo queimados;
  - Apesar de existir um base de dados da frota veicular de Londrina, é necessário desagregar mais a frota, particularmente para a categorias ônibus e caminhões, já que não é possível identificar o porte desses veículos;
  - São necessárias pesquisas de origem-destino que permitam estimar a quilometragem média percorrida pelos veículos no município. No entanto, na falta desses estudos, recomenda-se usar a metodologia proposta no relatório da CETESB 2017.

### 6.3 Fatores de emissão

Neste inventário as emissões oriundas dos processos industriais, dos estabelecimentos de alimentação e do transporte rodoviário foram calculadas a partir dos FE propostos no guia EMEP. Porém, estes FE apresentam limitações ao serem usados em países em desenvolvimento, já que as tecnologias e práticas podem diferir grandemente daquelas usadas nos países desenvolvidos. Além disso, fontes de emissão como a combustão doméstica de biomassa e a queima a céu aberto de RSU não estão compiladas no guia EMEP.

- No Brasil, não existem FE de  $MP_{2,5}$  e BC determinados a partir de medições em equipamentos típicos de combustão industrial e comercial (por ex. caldeiras, geradores, churrasqueiras, etc.),

dificultando o desenvolvimento de inventários de robustos. Além disso, não existem revisões bibliográficas que recopilem e proponham FE para os setores industrial e comercial. Portanto, a fim de estimar as emissões de  $MP_{2,5}$  e BC são necessários FE calculados em condições específicas locais e, na ausência desses cálculos, a elaboração de diretrizes detalhadas que representem as condições brasileiras e orientem a escolha dos FE;

- É necessário desenvolver FE da queima de RSU a céu aberto devido à grande contribuição desta fonte nas emissões totais de  $MP_{2,5}$  e BC e à grande variabilidade nas emissões calculadas a partir de diferentes FE sugeridos na literatura;
- No Brasil, não há relatórios de FE de  $MP_{2,5}$  e BC para o transporte rodoviário e o uso de FE do guia EMEP poderia subestimar as emissões. Aliás, dada a variabilidade de métodos de medição de FE veicular de  $MP_{2,5}$  e BC e a ausência de FE próprios (com exceção dos FE de MP para os veículos pesados) é necessário calcular FE brasileiros por categoria veicular, fase tecnológica e tipo de combustível, que por sua vez detalhem bem as técnicas a serem usadas.



## REFERÊNCIAS

- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2011**. Disponível em: <http://a3p.jbrj.gov.br/pdf/ABRELPE%20Panorama%202001%20RSU-1.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2019.
- ACKERMAN, A. S. *et al.* Reduction of tropical cloudiness by soot. **Science**, v. 288, n. 5468, p. 1042-1047, 2000.
- AKAGI, S. K. *et al.* Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 11, p. 27523-27602, 2010.
- ANFAVEA. **Estatísticas: Autoveículos - Produção, licenciamento, exportações em unidades de montados e CKD (desmontados), exportações em valor e emprego. 2018**. Disponível em: <http://www.anfavea.com.br/estatisticas-copiar.html>. Acesso em: 10 out. 2019.
- ANTT. **1º Inventário Nacional de emissões atmosféricas do transporte ferroviário de cargas. 2012**. Disponível em: [http://www.antt.gov.br/backend/galeria/arquivos/inventario\\_ferrovuario\\_2012\\_final.pdf](http://www.antt.gov.br/backend/galeria/arquivos/inventario_ferrovuario_2012_final.pdf). Acesso em: 16 nov. 2019.
- BERGMANN, M. *et al.* On-road and laboratory investigation of low-level PM emissions of a modern diesel particulate filter equipped diesel passenger car. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 11, p. 1908-1916, 2009.
- BOND, T. C.; BERGSTROM, R. W. Light absorption by carbonaceous particles: An investigative review. **Aerosol science and technology**, v. 40, n. 1, p. 27-67, 2006.
- BOND, T. C. *et al.* Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 118, n. 11, p. 5380-5552, 2013.
- BORGE, R. *et al.* Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain). **Science of the Total Environment**, v. 466, p. 809-819, 2014.
- BISWAS, S. *et al.* Chemical speciation of PM emissions from heavy-duty diesel vehicles equipped with diesel particulate filter (DPF) and selective catalytic reduction (SCR) retrofits. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 11, p. 1917-1925, 2009.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 382, de 2006. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. **Lex**. Brasília, Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=520>. Acesso em: 16 nov. 2019.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 436, de 2011. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de

licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. **Lex**. Brasília, Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=660>. Acesso em: 18 nov. 2019.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 015, de 1995. Estabelecer para o controle da emissão veicular de gases, material particulado e evaporativa, nova classificação dos veículos automotores, a partir de 1º de janeiro de 1996. **Lex**. Brasília, Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0015-131295.PDF>. Acesso em: 17 nov. 2019.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 492, de 2018. Estabelece as Fases PROCONVE L7 e PROCONVE L8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores. **Lex**. Brasília, Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=742>. Acesso em: 16 nov. 2019.

CAO, Y. *et al.* Inland Vessels Emission Inventory and the emission characteristics of the Beijing-Hangzhou Grand Canal in Jiangsu province. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 113, p. 498-506, 2018.

CASERINI, S. *et al.* A methodology for elemental and organic carbon emission inventory and results for Lombardy region, Italy. **Science of the Total Environment**, v. 450, p. 22-30, 2013.

CCAC. **Addressing Black Carbon Emission Inventories**. 2018. Disponível em: <https://www.ccacoalition.org/en/file/4544/download?token=HuttrZdi>. Acesso em: 16 nov. 2019.

CEC. **North American Black Carbon Emissions Estimation Guidelines: Recommended Methods for Estimating Black Carbon Emissions**. Montreal, 2015. Disponível em <http://www3.cec.org/islandora/en/item/11629-north-american-black-carbon-emissions-recommended-methods-estimating-black-en.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2019.

CETESB. **Curvas de intensidade de uso por tipo de veículo automotor da frota da cidade de São Paulo**. São Paulo, SP, 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/6/2013/12/curvas-intensidade-uso-veiculos-automotores-cidade-sao-paulo.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2019.

CHOW, J. C. *et al.* Black and organic carbon emission inventories: review and application to California. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 60, n. 4, p. 497-507, 2010.

CHRISTIAN, T. J. *et al.* Trace gas and particle emissions from domestic and industrial biofuel use and garbage burning in central Mexico. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 2, p. 565-584, 2010.

CLARK, N. N. *et al.* Factors affecting heavy-duty diesel vehicle emissions. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 52, n. 1, p. 84-94, 2002.

CMTU. Londrina. **Remoção de Entulhos**. Disponível em: <http://cmtu.londrina.pr.gov.br/index.php/limpeza-urbana/remocao-de-entulhos.html>. Acesso em: 17 nov. 2019.

CMTU. **Solicitação informação**. [mensagem pessoal] Mensagem recebida por: opera@cmtu.info. em: 12 nov. 2018.

CRUZ-NÚÑEZ, X. An approach to a black carbon emission inventory for Mexico by two methods. **Science of the Total Environment**, v. 479, p. 181-188, 2014.

DE ANDRADE MARTINS, G. **Estatística geral e aplicada**. 3. ed. Atlas SA, 2000.0020

DENIER VAN DER GON, H. A.C. *et al.* The policy relevance of wear emissions from road transport, now and in the future—an international workshop report and consensus statement. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 63, n. 2, p. 136-149, 2013.

DE LIMA, C. H. **Determinação de MP2,5 e black carbon em decorrência da queima ilegal de resíduos sólidos urbanos**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina.

DING, A. *et al.* Indoor PM 2.5 exposure affects skin aging manifestation in a Chinese population. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 15329, 2017.

DRZ GEOTECNOLOGIA E CONSULTORIA S/S LTDA. (Londrina). **Plano Municipal de Saneamento Básico: Relatório de Diagnóstico da Situação do Saneamento**. 2009. Disponível em: [http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=910&Itemid=871](http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=910&Itemid=871). Acesso em: 15 nov. 2019.

EMEP/EEA. **Air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories**. 2016a. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/>. Acesso em: 16 out. 2019.

EMEP/EEA. **Air pollutant emission inventory guidebook 2016. Small combustion**. 2016b. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-4-small-combustion-2016/view>. Acesso em: 16 out. 2019.

EMEP/EEA. **Air pollutant emission inventory guidebook 2016. Energy industries**. 2016c. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-1-energy-industries/view>. Acesso em: 16 out. 2019.

EMEP/EEA. **Air pollutant emission inventory guidebook 2016. Road transport: Automobile tyre and brake wear. Automobile road abrasion**. 2016d. Disponível

em: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-vi/view>. Acesso em: 16 out. 2019.

EMEP/EEA. **Air pollutant emission inventory guidebook 2016 – Update Jul. 2018: Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles**. Europa, 2018. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i/view>. Acesso em: 16 out. 2019.

EMEP/EEA. **Air pollutant emission inventory guidebook 2016 – Uncertainties**. Europa, 2016e. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-a-general-guidance-chapters/5-uncertainties-2016/view>. Acesso em: 16 out. 2019.

FANG, S. C. *et al.* Residential black carbon exposure and circulating markers of systemic inflammation in elderly males: the normative aging study, **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 5, p. 674-680, 2012.

FEAM. **Inventário de fontes emissoras de poluentes atmosféricos, estudo de dispersão atmosférica e projeto de rede de otimizada de monitoramento atmosférico para a região metropolitana de Belo Horizonte eixo Belo Horizonte e Contagem Betim**. 2003. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/arquivos/RTC03002A.pdf>. Acesso em: 17 out. 2018.

FEPAM. **1º Inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis do estado do Rio Grande do Sul–Ano Base: 2009**. 2010. Disponível em: [http://www.detran.rs.gov.br/upload/1426084172\\_INVENT%C3%81RIO%20RS%202009.pdf](http://www.detran.rs.gov.br/upload/1426084172_INVENT%C3%81RIO%20RS%202009.pdf). Acesso em: 17 out. 2018.

FRANCO, V. *et al.* Road vehicle emission factors development: A review. **Atmospheric Environment**, v. 70, p. 84-97, 2013.

FRANÇA, D. *et al.* Pre-harvest sugarcane burning emission inventories based on remote sensing data in the state of São Paulo, Brasil. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 446-456, 2014.

GERTLER, A. W. Diesel vs. gasoline emissions: Does PM from diesel or gasoline vehicles dominate in the US? **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 13, p. 2349-2355, 2005.

GIERÉ, R; QUEROL, X. Solid particulate matter in the atmosphere. **Elements**, v. 6, n. 4, p. 215-222, 2010.

GILLIES, J. A. *et al.* On-road particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>) emissions in the Sepulveda Tunnel, Los Angeles, California. **Environmental science & technology**, v. 35, n. 6, p. 1054-1063, 2001.

GRANIER, C. *et al.* Evolution of anthropogenic and biomass burning emissions of air pollutants at global and regional scales during the 1980–2010 period. **Climatic Change**, v. 109, n. 1-2, p. 163, 2011.

GRAUER, A. **Inventário estadual de emissões atmosféricas de poluentes (MP, CO, NOx, SOx) e proposta para a revisão e ampliação da rede de monitoramento da qualidade do ar do estado do Paraná**. Curitiba, 2013.

HIGHWOOD, J.; KINNERSLEY, R. P. When smoke gets in our eyes: The multiple impacts of atmospheric black carbon on climate, air quality and health. **Environment International**, v. 32, n. 4, p. 560-566, 2006.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. 2006a. Disponível em: [https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2\\_Volume2/V2\\_0\\_Cover.pdf](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_0_Cover.pdf). Acesso em: 17 nov. 2019.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Uncertainties**. 2006b. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol1.html>. Acesso em: 17 nov. 2019.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 5 Waste**. 2006c. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>. Acesso em: 17 nov. 2019.

IBGE. **IBGE, Panorama**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/londrina/panorama>. Acesso em: 17 out. 2019.

ITEMA; ANAC. **Inventário nacional de emissões atmosféricas da aviação civil. 2014**. Disponível em: <http://www.energiaeambiente.org.br/2015/08/inventario-nacional-de-atmosfericas-da-aviacao-civil/>. Acesso em: 17 out. 2019.

Introduction to Emission factors. **Environment, Health and Safety Online (ESHO)**, c2018. Disponível em: [http://www.ehso.com/Air\\_AP\\_42.htm](http://www.ehso.com/Air_AP_42.htm). Acesso em: 17 out. 2019.

INEMAR Inventario Emissioni Aria. What is an emission inventory?, **INEMAR**, c2018. Disponível em: <http://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/InemarDatiWeb/What+is+an+emission+inventory>. Acesso em: 17 out. 2019.

INEMAR (Inventario Emissioni Aria). “Top-Down” and “Bottom-up” **INEMAR**, 2005. Disponível em: <http://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/InemarDatiWeb/Top-Down+and+Bottom-Up>. Acesso em: 17 out. 2019.

JAIN, CH. D. *et al.* Spectral properties of black carbon produced during biomass burning. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 18, p. 671-679, 2018.

JAYARATHNE, T. *et al.* Nepal Ambient Monitoring and Source Testing Experiment (NAMaSTE): emissions of particulate matter from wood-and dung-fueled cooking

fires, garbage and crop residue burning, brick kilns, and other sources. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 18, n. 3, p. 2259-2286, 2018.

KINDBOM, K; MUNTHE, J. **Short Lived Climate Pollutants - method development for emission inventories of black carbon**: Identifying gaps and reducing uncertainties. 2013. Disponível em: <https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b765a/1449742849622/B2099.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2019.

KOCH, D.; DEL GENIO, A. D. Black carbon semi-direct effects on cloud cover: review and synthesis. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 16, p. 7685-7696, 2010.

KOJIMA, M; BRANDON, C; SHAH, J. **Improving urban air quality in South Asia by reducing emissions from two-stroke engine vehicles**. Washington, D. C: World Bank, 2000.

KRECL, P. *et al.* Determination of black carbon, PM<sub>2.5</sub>, particle number and NO<sub>x</sub> emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development. **Atmospheric Environment**, v. 186, p. 229-240, 2018.

KRISHNAN, R.; RAMANATHAN, V. Evidence of surface cooling from absorbing aerosols. **Geophysical Research Letters**, v. 29, n. 9, 2002.

KRZYZANOWSKI, J. The importance of policy in emissions inventory accuracy - A lesson from British Columbia, Canada. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 59, n. 4, p.430-439, 2009.

KUPIAINEN, K; KLIMONT, Z. Primary emissions of fine carbonaceous particles in Europe. **Atmospheric environment**, v. 41, n. 10, p. 2156-2170, 2007.

LACK, D. A. *et al.* Characterizing elemental, equivalent black, and refractory black carbon aerosol particles: a review of techniques, their limitations and uncertainties. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 406, n. 1, p. 99-122, 2014.

LIMA-FRANCISCO, D. M. **Quantificação e determinação físico-química do material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>): queima de biomassa em fornos de pizzarias na cidade de São Paulo**. 2015. Dissertação (Mestrado em ciências) – Programa de Pós-graduação em sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LONDRINA. PREFEITURA DE LONDRINA. **A cidade**. Disponível em: [https://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1251&Itemid=4](https://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=1251&Itemid=4). Acesso em: 17 nov. 2019.

LOPES, R. P. *et al.* **Fontes de Energia para Secagem de Café**. 2001. Disponível em: <ftp://ftp.ufv.br/dea/poscolheita/Boletins/Fontes%20de%20Energia%20para%20Secagem%20de%20Caf%E9.PDF>. Acesso em: 17 nov. 2019.

MANGINO, J. Introduction to the emission inventory improvement program. **West Virginia department of environmental protection**, 1997. Disponível em: <https://dep.wv.gov/daq/planning/inventory/Documents/EIIP%20V01%20Intro.pdf>. Acesso em: 17 nov. 2019.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Relatório de Acompanhamento e Avaliação do PROCONVE/PROMOT**. 2016. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/CAP/Relatorio%20CAP%202016.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2019.

METRO VANCOUVER. 2015 Lower Fraser Valley Air Emissions Inventory and Forecast. **Metro Vancouver**, 2015. Disponível em <http://www.metrovancouver.org/services/air-quality/AirQualityPublications/2015LowerFraserValleyAirEmissionsInventory.pdf>. Acesso em: 17 nov. 2019.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**. 2011. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/163/\\_publicacao/163\\_publicacao27072011055200.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf). Acesso em: 17 nov. 2019.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2017. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/pt/component/content/article/106-central-de-conteudos/noticias-principais/760-lancada-a-3-edicao-das-estimativas-anuais-de-emissoes-do-brasil?Itemid=0>. Acesso em: 17 nov. 2019.

MONTELONGO, M. *et al.* GHG and black carbon emission inventories from Mezquital Valley: The main energy provider for Mexico Megacity. **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 455-464, 2015.

MORDUKHOVICH, I. *et al.* Black carbon exposure, oxidative stress genes, and blood pressure in a repeated-measures study. **Environmental health perspectives**, v. 117, n. 11, p. 1767-1772, 2009.

MYSLIWIEC, M. J.; KLEEMAN, M. J. Source apportionment of secondary airborne particulate matter in a polluted atmosphere. **Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 24, p. 5376-5384, 2002.

NOGUEIRA, T. *et al.* On-road emissions of carbonyls from vehicles powered by biofuel blends in traffic tunnels in the Metropolitan Area of São Paulo, Brasil. **Atmospheric Environment**, v. 108, p. 88-97, 2015.

OLSON, M. R. *et al.* Investigation of black and brown carbon multiple-wavelength-dependent light absorption from biomass and fossil fuel combustion source emissions. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 120, n. 13, p. 6682-6697, 2015.

PETERS, A. *et al.* Air pollution and incidence of cardiac arrhythmia. **Epidemiology**, v. 11, n. 1, p. 11-17, 2000.

PETZOLD, A. *et al.* Recommendations for reporting "black carbon" measurements. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, n. 16, p. 8365-8379, 2013.

PIRES-OJEDA, D. **Inventário de emissões atmosféricas de fontes estacionárias e sua contribuição para a poluição do ar na região metropolitana do Rio de Janeiro**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

POPE, C. A. *et al.* Short-term exposure to fine particulate matter air pollution is preferentially associated with the risk of ST-segment elevation acute coronary events. **Journal of the American Heart Association**, v. 4, n. 12, p. e002506, 2015.

POLICARPO, N. A. *et al.* Road vehicle emission inventory of a Brazilian metropolitan area and insights for other emerging economies. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 58, p. 172-185, 2018.

REFF, A. *et al.* Emissions inventory of PM<sub>2.5</sub> trace elements across the United States. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 15, p. 5790-5796, 2009.

REYNA, N. *et al.* Experimental measurements of black carbon emission factors to estimate the global impact of uncontrolled burning of waste. **Atmospheric Environment**, v. 213, p. 629-639, 2019.

ROSSI-SUGUI, V. **Inventário e propostas de redução de emissões de poluentes atmosféricos do Aeroporto Internacional de Curitiba-Afonso Pena, em São José dos Pinhais, PR**. 2017. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R. *et al.* Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in Sao Paulo, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, v. 149, n. 1-4, p. 241-249, 2009.

SMPOT (Secretária Municipal de Planejamento, Orçamento e Tecnologia). Boletim econômico. **SMPOT**, 2013. Disponível em: [http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=19506:boletim-economico&catid=21:planejamento-&Itemid=147](http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=19506:boletim-economico&catid=21:planejamento-&Itemid=147) Acesso em: 17 nov. 2019.

THORPE, A; HARRISON, R. M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. **Science of the Total Environment**, v. 400, n. 1-3, p. 270-282, 2008.

TIMMERS, V; ACHTEN, P. Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. **Atmospheric Environment**, v. 134, p. 10-17, 2016.

TRANSPORTPOLICY – Brazil: Heavy-duty and light-duty emissions. Disponível em [www.transportpolicy.net/standard/brazil/](http://www.transportpolicy.net/standard/brazil/) Acesso em. 18 nov 2019.



UEDA, K. *et al.* Associations between fine particulate matter components and daily mortality in Nagoya, Japan. **Journal of Epidemiology**, v. 26, n. 5, p. 249-257, 2016.

UNEP; CCA. **Integrated assessment of short-lived climate pollutants in Latin America and the Caribbean. 2016.** Disponível em: <http://www.ccacoalition.org/en/resources/integrated-assessment-short-lived-climate-pollutants-latin-america-and-caribbean-summary>. Acesso em: 17 out. 2019.

USEPA. **Mexico emissions inventory program manuals: volume ii – emissions inventory fundamentals.** 1997a. Disponível em: <https://www3.epa.gov/ttnecatc1/cica/files/eifunda.pdf>. Acesso em: 17 out 2019.

USEPA. **Mexico emissions inventory program manuals: volume III- Basic Emission Estimating Techniques.** 1997b. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/i01.pdf>. Acesso em: 17 out. 2019.

USEPA. AP 42, **Fifth edition compilation of air pollutant emission factors, Volume 1: Stationary point and area sources: Introduction.** 1995. Disponível em: <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emission-factors>. Acesso em: 17 out. 2019.

USEPA. **Report to Congress on Black Carbon Department of the Interior, Environment, and Related Agencies Appropriations Act, 2010. 2012.** Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.EXE?ZyActionL=Register&User=anonymous&Password=anonymous&Client=EPA&Init=1>. Acesso em: 17 nov. 2019.

VALLERO, D. Air pollutant emissions. In: **Fundamentals of Air Pollution.** USA: Elsevier, 2014. Cap. 29, p. 822.

VAN, J; PULLES, T. **Uncertainty in emission inventories: What do we mean and how could we assess it?** 2002. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Tinus\\_Pulles/publication/262729628\\_Uncertainty\\_in\\_emission\\_inventories\\_What\\_do\\_we\\_mean\\_and\\_how\\_could\\_we\\_assess\\_it/links/00463538b1eb015c4a000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Tinus_Pulles/publication/262729628_Uncertainty_in_emission_inventories_What_do_we_mean_and_how_could_we_assess_it/links/00463538b1eb015c4a000000.pdf). Acesso em: 17 nov. 2019.

WANG, Y. *et al.* Short-term changes in ambient particulate matter and risk of stroke: a systematic review and meta-analysis. **Journal of the American Heart Association**, v. 3, n. 4, p. e000983, 2014.

WESTERDAHL, D. *et al.* Characterization of on-road vehicle emission factors and microenvironmental air quality in Beijing, China. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 3, p. 697-705, 2009.

WHO (World Health Organization). Suíça. **The World Health Report 2002: reducing risks, promoting healthy life.** 2002. Disponível em: [https://www.who.int/whr/2002/en/whr02\\_en.pdf?ua=1](https://www.who.int/whr/2002/en/whr02_en.pdf?ua=1). Acesso em: 17 out. 2019

WHO (World Health Organization). Geneva. **Exposure to household air pollution for 2016**. 2018a. Disponível em: <https://www.who.int/airpollution/data/cities/en/>. Acesso em: 17 out. 2019.

WHO (World Health Organization). Geneva. **Burning opportunity: clean household energy for health, sustainable development, and wellbeing of women and children**. 2016. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/204717>. Acesso em: 17 nov. 2019.

WHO (World Health Organization). Geneva. **Air pollution and child health: prescribing clean air. Summary**. 2018b. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/275545/WHO-CED-PHE-18.01-eng.pdf?ua=1>. Acesso em: 17 nov. 2019.

WIEDINMYER, C. *et al.* Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste. **Environmental Science & Technology**. v. 48, n. 16, p.9523-9530, 2014.

YANG, H. *et al.* Filterable and condensable fine particulate emissions from stationary sources. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 14, n. 7, p. 2010-2016, 2014.

YANG, H. *et al.* Chemical characteristics of filterable and condensable PM<sub>2.5</sub> emissions from industrial boilers with five different fuels. **Fuel**, v. 232, p. 415-422, 2018.

## APÊNDICE A - INVENTÁRIOS DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NO BRASIL

**Tabela A1- Inventários de emissões atmosféricas desenvolvidos no Brasil** (continua)

Referências	Área de estudo	Setores econômicos	Ano base	Poluentes inventariados
NOGUEIRA et al., 2015	Região metropolitana de São Paulo	Transporte	2011	Formaldeído, acetaldeído
FRANÇA et al., 2014	Estado de São Paulo	Agricultura	2006-2011	Monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO <sub>x</sub> ), metano (CH <sub>4</sub> ), MP <sub>10</sub> e MP <sub>2,5</sub> , hidrocarbonetos não metanos (NMHC)
CARO et al., 2018	Brasil	Agricultura, agronegócio	2008-2012	Mudança no uso da terra em termos de CO <sub>2-eq</sub>
POLICARPO et al., 2018	Região metropolitana de Fortaleza	Transporte	2010-2015	CO, MP, NO <sub>x</sub> , NMHC e aldeídos (RCHO)
UEDA e TOMAZ, 2011	Região metropolitana de Campinas	Transporte	2008	CO, NO <sub>x</sub> , RCHO, MP e hidrocarbonetos (HC)
FEPAM, 2010	Estado de Rio Grande do Sul	Transporte	2009	CO, NO <sub>x</sub> , RCHO, MP e HC
PIRES, 2005	Região metropolitana de Rio de Janeiro	Indústria Fontes estacionárias	2004	Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> ), NO <sub>x</sub> , CO, HC e MP <sub>10</sub>

**Tabela A1- Inventários de emissões atmosféricas desenvolvidos no Brasil (conclusão)**

Referências	Área de estudo	Setores econômicos	Ano base	Poluentes inventariados
MMA, 2011	Brasil	Transporte	1980-2009	NO <sub>x</sub> , CO, HC, MP, NMHC, RCHO, CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub>
ROSSI, 2017	Curitiba, Paraná	Transporte	2015	CO <sub>2</sub> , CO, MP <sub>10</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , e compostos orgânicos voláteis (COV <sub>s</sub> )
FEAM, 2003	Região metropolitana de Belo Horizonte	Indústria, transporte	1999-2001	CO, MP, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , COV <sub>s</sub> , compostos orgânicos totais (TOC) e MP <sub>10</sub>
ANTT, 2012	Brasil	Transporte	2002-2011	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , CO, compostos orgânicos voláteis não-metânicos (NMVOC), óxido nitroso (N <sub>2</sub> O), NO <sub>x</sub> e MP
IEMA e ANAC, 2014	Brasil	Transporte	2013	CO, VOC, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , MP, N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> , e CH <sub>4</sub>

Fonte: Autoria própria.

**APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO DOS ECA****Pesquisa sobre consumo de combustível em estabelecimentos comerciais de  
alimentação**Cód. **Informações gerais**

Estou realizando uma pesquisa para identificar as classes e o consumo de combustível utilizado nos estabelecimentos comerciais de alimentação no município de Londrina. Este questionário contribui para o desenvolvimento da minha dissertação do programa de pós-graduação em engenharia ambiental na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Londrina.

Nome do estabelecimento: \_\_\_\_\_

1. Favor marcar com um X a resposta que melhor se apresente para seu estabelecimento. Pode-se assinar mais de uma opção.

No seu lugar de trabalho, quais os combustíveis utilizados:

- Lenha  
 Eletricidade  
 Carvão  
 Gás natural  
 Outro \_\_\_\_\_

2. Qual é consumo de combustível (Por ex. 30 quilogramas/mês)

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

3. Quais os dias e horários de funcionamento do estabelecimento

- Segunda \_\_\_\_\_  
 Terça \_\_\_\_\_  
 Quarta \_\_\_\_\_  
 Quinta \_\_\_\_\_  
 Sexta \_\_\_\_\_  
 Sábado \_\_\_\_\_  
 Domingo \_\_\_\_\_

**Obrigado!**

## APÊNDICE C - FATORES DE EMISSÃO PARA AS FONTES INDUSTRIAIS

**Tabela C1 - Fatores de emissão para fontes fixas industriais**

Nível	Combustível	Poluente	Fator de emissão			Unidades
			Inferior	Superior	Médio	
Tier 1. Tabela 3.8	Gasosos (gás natural e GLP)	MP <sub>2,5</sub>	0,47	1,09	0,78	g/GJ
		BC	2,1	7	4	% de MP <sub>2,5</sub>
Tier 1. Tabela 3.9	Líquidos	MP <sub>2,5</sub>	0,75	60	18	g/GJ
		BC	20	100	56	% de MP <sub>2,5</sub>
Tier 1. Tabela 3.10	Biomassa sólida	MP <sub>2,5</sub>	70	279	140	g/GJ
		BC	11	39	28	% de MP <sub>2,5</sub>
Tier 2. Tabela 3.26	Gás natural	MP <sub>2,5</sub>	0,27	0,63	0,45	g/GJ
		BC	2,7	11	5,4	% de MP <sub>2,5</sub>
Tier 2. Tabela 3.31	Gasóleo	MP <sub>2,5</sub>	18	42	30	g/GJ
		BC	47	100	7,8	% de MP <sub>2,5</sub>
Tier 2. Tabela 3.45	Madeira	MP <sub>2,5</sub>	18	74	37	g/GJ
		BC	6	39	15	% de MP <sub>2,5</sub>
Tier 2. Tabela 3.46	Madeira	MP <sub>2,5</sub>	38,5	154	86,5	g/GJ
		BC	8,5	39	29	% de MP <sub>2,5</sub>
Tier 1. Tabela 3-5*	Óleo combustível pesado	MP <sub>2,5</sub>	0,9	90	19,3	g/GJ
		BC	0,2	8,7	5,6	% de MP <sub>2,5</sub>

Fonte: Combustão em pequena escala EMEP/EEA (2016b). \*Indústrias de energia EMEP/EEA (2016c).

## APÊNDICE D - FATORES DE EMISSÃO PARA OS ECA

**Tabela D1 - Fatores de emissão do guia EMEP para os ECA**

Nível	Combustível	Poluente	Fator de emissão			Unidades
			Inferior	Superior	Médio	
Nível 2. Tabela 3.39	Madeira	MP <sub>2,5</sub>	410	1640	820	g/GJ
		BC	2	18	7	% de MP <sub>2,5</sub>
Nível 2. Tabela 3.26	Gás natural	MP <sub>2,5</sub>	0,27	0,63	0,45	g/GJ
		BC	2,7	11	5,4	% de MP <sub>2,5</sub>

Fonte: EMEP/EEA (2016b).

**Tabela D2 - Fatores de emissão medidos em pizzarias em São Paulo (g/kg)**

Combustível	Poluente	Fator de emissão
Lenha (eucalipto)	MP <sub>2,5</sub>	0,38 ± 0,10
	BC	0,23 ± 0,14

Fonte: Lima-Francisco (2015).

## APÊNDICE E – PODER CALORÍFICO

**Tabela E1 - Poder calorífico dos combustíveis**

Combustível	PC inferior	Unidades	Referência
Óleo de xisto tipo E	9750	kcal/kg	RAVATO (Brasil). <b>Óleo combustível de Xisto OTL</b> . 2015. Disponível em: <a href="http://distribuidora.ravato.com.br/distribuidora-oleo-combustivel-de-xisto-otl/">http://distribuidora.ravato.com.br/distribuidora-oleo-combustivel-de-xisto-otl/</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
GLP	10800	kcal/kg	TEC TECNOLOGIA EM CALOR (São Paulo). <b>Poder calorífico inferior</b> . Disponível em: <a href="http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf">http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Diesel	10100	kcal/kg	BRASILIA. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. <b>Plano Nacional de Energia 2030</b> . 2007. Disponível em: <a href="http://epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dadosabertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-165/topico-173/PNE%202030%20%20Gera%C3%A7%C3%A3o%20Termel%C3%A9trica%20(Petr%C3%B3leo%20e%20Derivados).pdf">http://epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dadosabertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-165/topico-173/PNE%202030%20%20Gera%C3%A7%C3%A3o%20Termel%C3%A9trica%20(Petr%C3%B3leo%20e%20Derivados).pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Gás natural	8600	kcal/m <sup>3</sup>	TEC TECNOLOGIA EM CALOR (São Paulo). <b>Poder calorífico inferior</b> . Disponível em: <a href="http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf">http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Borra de café	1570	kcal/kg	TEC TECNOLOGIA EM CALOR (São Paulo). <b>Poder calorífico inferior</b> . Disponível em: <a href="http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf">http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Serragem	2000	kcal/kg	TEC TECNOLOGIA EM CALOR (São Paulo). <b>Poder calorífico inferior</b> . Disponível em: <a href="http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf">http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Lenha (eucalipto)	2400	Kcal/kg	TEC TECNOLOGIA EM CALOR (São Paulo). <b>Poder calorífico inferior</b> . Disponível em: <a href="http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf">http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Cavaco (eucalipto)	4300	kcal/kg	TEC TECNOLOGIA EM CALOR (São Paulo). <b>Poder calorífico inferior</b> . Disponível em: <a href="http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf">http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Óleo BPF	9600	kcal/kg	ADETEC (São Paulo). <b>Consumo de combustível</b> . Disponível em: <a href="http://adetec.ind.br/consumo.asp">http://adetec.ind.br/consumo.asp</a> . Acesso em: 01 out. 2019.
Bagaço de cana (50% de água)	1800	kcal/kg	TEC TECNOLOGIA EM CALOR (São Paulo). <b>Poder calorífico inferior</b> . Disponível em: <a href="http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf">http://www.teccalor.com.br/PDF/TabelaPoderCalorifico.pdf</a> . Acesso em: 01 out. 2019.

Fonte: Autoria própria



## APÊNDICE F - RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM LONDRINA

**Tabela F1 - Dados históricos de orgânicos e rejeitos**

Ano	Média diária (t/dia)
2014	361,725
2015	362,996
2016	346,077
2017	349,282
2018	353,364

Fonte: CMTU (2018).

**Tabela F2 - Dados históricos de rejeitos das cooperativas**

Ano	Total anual (t/ano)
2017	2.651,68
2018	2.074,87

Fonte: CMTU (2018).

**Tabela F3 - Resíduos nos pontos de descarte irregular**

Unidades	Quantidade
(ton/mês)	5460
(ton/ano)	65520

Fonte: CMTU (2018)

**Tabela F4 - Dados para calcular a quantidade de RSU queimados em Londrina**

Variáveis	Valores	Referências
Produção anual de resíduos per capita <b>MSW<sub>P</sub></b> (ton/hab ano)	0,35	<b>Fonte: e-mail CMTU.</b> Calculado multiplicando a média diária de orgânicos e rejeitos (2018) vezes os 365 dias do ano + os RSU gerados nos 300 pontos de descarte irregular
População de Londrina <b>P</b> (habitantes)	563943	<b>Fonte: IBGE</b> <a href="https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/londrina">https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/londrina</a> O valor corresponde à população estimada para o ano 2018 Fração da população rural (3%) e urbana (97%): <a href="https://noticias.uol.com.br/censo-2010/populacao-urbana-e-rural/pr">https://noticias.uol.com.br/censo-2010/populacao-urbana-e-rural/pr</a>
Fração de resíduos que não são coletados <b>F<sub>sem coleta</sub></b>	0,17	WIEDINMYER, C. <i>et al.</i> Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste. <b>Environmental Science &amp; Technology</b> . v. 48, n. 16, p.9523-9530, 2014. Valor usado para o Brasil nas estimativas de Wiedinmyer. O valor foi proposto pelo Banco Mundial
Fração de resíduos disponível para ser queimada <b>B<sub>fra</sub></b>	0,6	<b>Fonte: IPCC</b> <a href="https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_5_Ch5_IOB.pdf">https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_5_Ch5_IOB.pdf</a> Valor sugerido pelo IPCC para a queima de resíduos em lixões a céu aberto

Fonte: Autoria própria.

**Tabela F5 - Fatores de emissão pela queima de RSU a céu aberto (g/kg)**

Referência	MP <sub>2,5</sub>	BC
Akagi <i>et al.</i> , 2011	9,8	0,65
Jayarathne <i>et al.</i> , 2017	7,37	2,6
Reyna <i>et al.</i> , 2019	NC	1,5
Christian <i>et al.</i> , 2010	10,5	0,65

NC: O FE não foi calculado para MP<sub>2,5</sub>.

## APÊNDICE G. COMBUSTÍVEIS VEICULARES NO BRASIL

**Tabela G1 - Combustíveis veiculares no Brasil**

Tipo de combustível	Descrição	Referência
Gasolina C	Mistura complexa de hidrocarbonetos voláteis (5 a 12 carbonos), obtida por destilação fracionada do petróleo em refinaria ou por processos químicos complexos (por ex. craqueamento catalítico). Dois tipos de gasolinas comercializadas no Brasil: gasolina A, e gasolina C (mistura da gasolina A com adição de etanol anidro combustível)	ANP. <b>Gasolina</b> . 2018. Disponível em: < <a href="http://www.anp.gov.br/petroleo-derivados/155-combustiveis/1855-gasolina">http://www.anp.gov.br/petroleo-derivados/155-combustiveis/1855-gasolina</a> >. Acesso em: 05 fev. 2019.
Etanol	Conhecido como etanol anidro (0,5% de água em volume) e etanol etílico hidratado combustível (5% de água em volume). Obtido pela transformação de açúcar em álcool em condições anaeróbicas; sintetizado a partir de matérias primas sacaríneas ou de materiais amiláceos e da biomassa lignocelulósica.	SCHIRMER, W.N.; RIBEIRO, C.B. Panorama dos combustíveis e biocombustíveis no Brasil e as emissões gasosas decorrentes do uso da gasolina/etanol. <b>Biofix Scientific Journal</b> , v. 2, n. 2, p.16-22, 2017.
Diesel	Combustível líquido derivado do petróleo composto por hidrocarbonetos (8 a 16 carbonos), em menor proporção nitrogênio, enxofre e oxigênio. Diesel S10 e S500 exclusivos para uso rodoviário (veículos automotivos, máquinas agrícolas máquinas de construção, máquinas industriais). As resoluções ANP nº 65 de 09/12/2011 e ANP nº 50 de 23/12/2013 apresentam especificações dos tipos de óleo segundo as fases PROCONVE (L6 e P7) dos veículos automotores	ANP. <b>Óleo diesel</b> . 2017. Disponível em: < <a href="http://www.anp.gov.br/petroleo-derivados/155-combustiveis/1857-oleo-diesel">http://www.anp.gov.br/petroleo-derivados/155-combustiveis/1857-oleo-diesel</a> >. Acesso em: 05 fev. 2019.
Flex	Combinação em qualquer proporção de gasolina C e etanol.	GOLDEMBERG, J. The Brazilian biofuels industry. <b>Biotechnology for biofuels</b> , v. 1, n. 6, p. 1-7, 2008.

Fonte: Autoria própria.

## APÊNDICE H. COEFICIENTES PARA AS CURVAS DE SUCATEAMENTO

**Tabela H1 - Coeficientes para sucateamento da frota**

Coeficiente	Categoria veicular	Valor
a	Automóveis	1,798
	Veículos comerciais leves	1,618
	Veículos comerciais leves (diesel)	0,17
	Caminhões	0,10
	Ônibus	0,16
b	Automóveis	-0,137
	Veículos comerciais leves	-0,141
t(0)	Veículos comerciais leves (diesel)	15,3
	Caminhões	17,0
	Ônibus	19,1

Fonte: MMA (2011).

## APÊNDICE I. EQUIVALÊNCIA FASES TECNOLÓGICAS BRASILEIRAS E EURO

**Tabela I1 - Equivalência das fases tecnológicas brasileiras com as fases EURO**

Categoria	Fase	Equivalência EURO	Período
Automóveis/Comerciais Leves	L1	*	≤1991
	L2	*	1992-1996
	L3	EURO 0-2	1997-2004
	L4	EURO 3	2005-2008
	L5	EURO 4	2009-2013
	L6	EURO 5	≥2014
Ônibus/Caminhões	P1	*	≤1987
	P2	EURO 0	1987-1993
	P3	EURO 1	1994-1997
	P4	EURO 2	1998-2003
	P5	EURO 3	2004-2011
	P7	EURO 5	≥2012
Motocicletas	M1	EURO 1	≤2003
	M2	EURO 2	2004 - 2005
	M3	EURO 3	≥2006

Fonte: Transport Policy, 2014. \*Para efeitos do inventário foi adotada a fase europeia *conventional*.

**APÊNDICE J. CONSUMO DE COMBUSTÍVEL PELOS VEÍCULOS****Tabela J1 - Quilometragem por litro de combustível queimado**

Categoria veicular	Tipo de combustível	Consumo (km/l)
Automóveis e comerciais leves	Gasolina	9,50
Automóveis e comerciais leves	Etanol	7,50
Automóveis e comerciais leves	Flex	12,00
Motocicletas	Gasolina	40,00
Motocicletas	Flex	40,00
Comerciais leves	Diesel	9,09
Caminhões leves	Diesel	7,61
Caminhões médios	Diesel	5,56
Caminhões pesados	Diesel	3,16
Ônibus urbano	Diesel	2,30
Ônibus rodoviário	Diesel	3,03

Fonte: MMA (2011).

## APÊNDICE K. FATORES DE EMISSÃO DAS FONTES VEICULARES

**Tabela K1 - Fatores de emissão de MP<sub>2,5</sub> pelo escapamento**

Categoria veicular	Fase tecnológica	FE <sub>MP<sub>2,5</sub></sub> (mg/km)
Automóveis	Pré-PROCONVE, L1 e L2	2,2
	L3	2,2
	L4	1,1
	L5	1,1
	L6	1,4
Comerciais leves (gasolina)	Pré-PROCONVE, L1 e L2	2,3
	L3	2,3
	L4	1,1
	L5	1,1
	L6	1,4
Comerciais leves (diesel)	Pré-PROCONVE, L1 e L2	356
	L3	117
	L4	78,3
	L5	40,9
	L6	1
Motocicletas	M1 <sup>a</sup>	45
	M2 <sup>a</sup>	26
	M3 <sup>a</sup>	18
	M1 <sup>b</sup>	64
	M2 <sup>c</sup>	14
	M3 <sup>c</sup>	3,5
Caminhão	P1 e P2	334,4
	P3	201
	P4	104
	P5	88,1
	P7	16,1
Ônibus	P1 e P2	909
	P3	479
	P4	220
	P5	207
	P7	46,2

<sup>a</sup>Ciclomotores. São de dois tempos e < 50 cm<sup>3</sup>. <sup>b</sup>Antes do PROMOT (2 tempos >50 cm<sup>3</sup>). <sup>c</sup>Após do PROMOT (>2003).

Fonte: Autoria própria com dados do guia EMEP/EEA (2018).

**Tabela K2 - Fatores de emissão de BC pelo escapamento**

Categoria veicular	Fase tecnológica	BC (%)
Automóveis e comerciais leves (gasolina)	Pré-PROCONVE, L1 e L2	25
	L3	25
	L4	15
	L5 e L6	15
Comerciais leves (diesel)	Pré-PROCONVE, L1 e L2	55
	L3	80
	L4	85
	L5	87
	L6	10
Caminhão e ônibus	P1 e P2	50
	P3	65
	P4	65
	P5	70
	P7	75
Motocicletas (Ciclomotores)	M1	10
	M2	20
	M3	20
Motocicletas	M1	20
	M2	25
	M3	25

Fonte: Autoria própria com dados do guia EMEP/EEA (2018).



**Tabela K3 - Fatores de emissão de MP<sub>2,5</sub> pelo desgaste de pneus e freios**

Categoria veicular	FE (g/km veículo)	95% Intervalo de confiança	
		Inferior	Superior
Motocicletas	0,0034	0,0026	0,0042
Carros de passageiros (automóveis)	0,0074	0,0045	0,0107
Comerciais leves	0,0117	0,0071	0,0148
Veículos pesados (caminhões leves, médios e pesados e ônibus urbanos e rodoviários)	0,0316	0,0281	0,0541

Fonte: Adaptado do guia EMEP/EEA (2016d).

**Tabela K4 - Frações de BC do FE<sub>MP2,5</sub> pelo desgaste de pneus e freios**

Categoria veicular	Fração de BC
Motocicletas	0,12
Carros de passageiros (automóveis)	0,10
Comerciais leves	0,10
Veículos pesados (caminhões leves, médios e pesados e ônibus urbanos e rodoviários)	0,10

Fonte: Adaptado do guia EMEP/EEA (2016d).

**Tabela K5 - Fatores de emissão de MP<sub>2,5</sub> pelo desgaste da superfície da estrada**

Categoria veicular	FE (g/km veículo)	95% Intervalo de confiança	
		Inferior	Superior
Motocicletas	0,0016	0,0010	0,0022
Carros de passageiros (automóveis)	0,0041	0,0024	0,0055
Comerciais leves	0,0041	0,0024	0,0055
Veículos pesados (caminhões leves, médios e pesados e ônibus urbanos e rodoviários)	0,0205	0,0123	0,0277

Fonte: Adaptado do guia EMEP/EEA (2016d).

## APÊNDICE L. INCERTEZAS NAS EMISSÕES INDUSTRIAIS DE MP<sub>2,5</sub> E BC

**Tabela L1 - Incertezas nas emissões industriais de MP<sub>2,5</sub> e BC por processo (continuação)**

Código	Combustível	Emissão (kg/ano)		Incerteza combinada (%)		Incerteza absoluta (kg)	
		MP <sub>2,5</sub>	BC	MP <sub>2,5</sub>	BC	MP <sub>2,5</sub>	BC
1	Biomassa	1125,64	123,82	80	80	905,53	99,61
	Lenha	4068,35	610,25	81	252	3311,85	1538,22
2	Óleo BPF	120,05	67,23	167	298	200,84	200,60
	Borra de café	61,08	6,72	80	80	49,14	5,41
	Óleo BPF	167,14	93,60	167	298	279,62	279,29
	Borra de café	212,60	23,39	167	80	355,67	18,81
	Óleo BPF	139,51	78,13	167	298	233,40	233,12
	GLP	10,48	0,42	50	111	5,22	0,46
3	Serragem	7430,78	1114,62	81	252	6049,05	2809,53
	Óleo comb.	763,45	427,53	167	298	1277,22	1275,70
	Eucalipto	369,25	55,39	81	252	300,59	139,61
	Lenha	0,11	0,02	81	252	0,09	0,04
4	Lenha	510,49	76,57	104	252	532,97	193,01
	Lenha	510,49	76,57	81	252	415,57	193,01
	Óleo diesel	8171,72	637,39	50	717	4085,86	4571,99
5	GLP	3,60	0,14	50	111	1,79	0,16
	GLP	1,59	0,09	50	131	0,79	0,11
6	Biomassa	1241,52	136,57	80	80	998,75	109,86
	Eucalipto	428,38	64,26	81	252	348,73	161,97
7	Óleo diesel	32448,02	18170,89	167	298	54283,98	54219,57
8	Eucalipto	278,65	41,80	81	252	226,84	105,36
9	GLP	8,46	0,34	50	111	4,21	0,37
10	Eucalipto	7351,13	1102,67	81	252	5984,20	2779,41
11	Óleo xisto	83,28	46,64	167	298	139,32	139,16
	Eucalipto	677,51	196,48	73	117	495,89	230,07

**Tabela L1 - Incertezas nas emissões industriais de MP<sub>2,5</sub> e BC por processo (conclusão)**

Código	Combustível	Emissão (kg/ano)		Incerteza combinada (%)		Incerteza absoluta (kg)	
		MP <sub>2,5</sub>	BC	MP <sub>2,5</sub>	BC	MP <sub>2,5</sub>	BC
12	Óleo comb.	359,51	201,33	167	298	601,44	600,73
	Óleo comb.	385,47	21,59	233	363	897,27	78,35
	Óleo de xisto	173,22	97,00	167	298	289,79	289,45
13	Óleo BPF	52,78	29,56	167	298	88,30	88,19
	Óleo BPF	52,78	29,56	167	298	88,30	88,19
14	Gás natural	49,58	1,98	50	111	24,69	2,19
15	Bagaço (cana)	2226,83		80	80	1791,39	197,05
			244,95				
16	Eucalipto	576,63	86,49	81	252	469,41	218,02
17	Lenha	6874,30	1993,55	73	117	5031,54	2334,41
18	Eucalipto	128,30	19,25	81	252	232,72	48,51
19	Lenha	285,88	42,88	81	252	232,72	108,09
20	Lenha	298,80	86,65	73	117	218,70	101,47
21	Eucalipto	894,66	259,45	73	117	654,83	303,81
22	Eucalipto	1168,01	175,20	81	252	950,82	441,62
23	Eucalipto	304,29	45,64	81	252	247,71	115,05
<b>Total</b>		<b>80014,33</b>	<b>26486,59</b>			<b>92306,73</b>	<b>74319,59</b>

Fonte: Autoria própria