

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CÂMPUS APUCARANA/LONDRINA**

CAMILA ARIELLE BUFATO MOREIRA

**EXPOSIÇÃO PESSOAL DE CURTO PRAZO AO MATERIAL PARTICULADO
FINO E A SUA COMPOSIÇÃO QUÍMICA ELEMENTAR**

DISSERTAÇÃO

**LONDRINA
2017**

CAMILA ARIELLE BUFATO MOREIRA

**EXPOSIÇÃO PESSOAL DE CURTO PRAZO AO MATERIAL PARTICULADO
FINO E A SUA COMPOSIÇÃO QUÍMICA ELEMENTAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Apucarana/Londrina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Área de Concentração: Poluição do ar e processos atmosféricos.

Orientadora: Profa. Dra. Leila Droprinchinski
Martins

LONDRINA
2017

TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença Creative Commons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> ou envie uma carta para Creative Commons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105, USA.



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

M838e Moreira, Camila Arielle Bufato
Exposição pessoal de curto prazo ao material particulado fino e a sua
composição química elementar / Camila Arielle Bufato Moreira - Londrina:
[s.n.], 2017.
103 f. ; il. ; 30 cm

Orientador: Prof.^ª Dr.^ª Leila Droprinchinski Martins
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina, 2017.
Bibliografia: f. 82-98

1.Ar – Poluição. 2. Ar - Qualidade. 3. Infecções Respiratórias.
I. Martins, Leila Droprinchinski, 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
Campus Apucarana/Londrina



TERMO DE APROVAÇÃO

EXPOSIÇÃO PESSOAL DE CURTO PRAZO AO MATERIAL PARTICULADO FINO E A SUA COMPOSIÇÃO QUÍMICA ELEMENTAR

Por:

Camila Arielle Bufato Moreira

Dissertação de mestrado apresentada no dia 09/03/2017 como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O Candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dra. Leila Droprinchinski Martins – Orientadora (UTFPR)

Prof. Dra. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque- Membro Titular (UFMG)

Prof. Dr. Marcos Ribeiro- Membro Titular (UEL)

Prof. Dr Edson Fontes de Oliveira
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental

À minha família

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo fortalecimento nos momentos difíceis, pela sua presença efetiva em minha vida e pelas oportunidades que me foram dadas. Mas, também por eu ter vivido momentos difíceis, que fizeram com que eu enxergasse os pequenos milagres do dia a dia.

À minha mãe Cleide Bufato por ser minha fortaleza, a quem devo a vida e tudo que conquistei que me ensinou que era possível sonhar e ir atrás dos meus sonhos. Ao meu pai Valdir Francisco pelo apoio incondicional e por sempre confiar em mim. Ao meu irmão Rafael Bufato, por seu carinho e pela ajuda na área da tecnologia. Ao Luiz Henrique por ser meu companheiro e me apoiar em todas as minhas escolhas. À minha família de São Paulo, em especial a minha prima Pamela Bufato, pela hospitalidade, amizade e apoio ilimitado.

Agradeço aos amigos do Laboratório de Eventos Atmosféricos Extremos (EAE) e Laboratório de Análises em Poluição do Ar (LAPAR). De modo especial, a minha amiga Rafaela Squizzato, pela amizade que fizemos no decorrer do curso, pela ajuda que sempre me ofereceu quando precisei.

À professora Dra. Leila Droprinchinski Martins, pela paciência e dedicação como orientadora. Agradeço imensamente a confiança e todo conhecimento a mim transmitidos e a oportunidade de fazer parte do Lapar, possibilitando a realização deste trabalho.

À professora Dra. Maria de Fátima Andrade por disponibilizar o Laboratório de Análise dos Processos Atmosféricos (Lapat), do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, viabilizando a utilização dos equipamentos necessários à execução deste trabalho. E em especial, agradeço a colaboração da Rosana Astolfo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 404104/2013-4 e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

Por fim agradeço a cada pessoa que colaborou de alguma forma para construção deste trabalho.

Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível, e de repente você estará
fazendo o impossível.

São Francisco de Assis

RESUMO

MOREIRA, C. A. B. Exposição pessoal de curto prazo ao material particulado fino e sua composição química elementar. 2017. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, Câmpus Apucarana/Londrina. Londrina, 2017.

Estudos de exposição pessoal ao material particulado fino são escassos e praticamente inexistentes com a avaliação da sua composição química. A exposição humana à poluição do ar ocorre tanto em ambientes externos como internos, sendo dependente do tempo de permanência nesses ambientes, além da proximidade das fontes de poluição e influência das condições meteorológicas. O presente trabalho tem por objetivo avaliar a exposição pessoal de curto prazo as concentrações de material particulado fino e sua composição química elementar. Desta forma, foram realizadas medidas e coletas de $MP_{2,5}$ a uma taxa similar a respiração humana (monitor MIE pDR-1500™) em uma amostra de conveniência com 30 voluntários ao longo de um dia típico de trabalho e/ou estudo, sendo essas georreferenciadas (GPS DG-100 Data Logger). Para melhor inferência sobre a exposição durante os deslocamentos foram também realizadas medidas e coletas de $MP_{2,5}$ em cinco linhas de ônibus e nos períodos de maior e menor fluxo de usuários. As amostragens foram realizadas em triplicatas, com o intuito de caracterizar a real exposição da população durante os percursos diários para trabalho e/ou estudo, seguindo os mesmos parâmetros da amostragem pessoal. Na sequência foi realizada a determinação da concentração de *Black Carbon* equivalente (BCe) nos filtros utilizados na amostragem pessoal, seguindo o método de refletância de luz e aplicada à técnica de fluorescência de raios X por dispersão de energia ED-XRF para analisar os filtros de PTFE. As concentrações médias de $MP_{2,5}$ dos voluntários nos grupos automóvel e ônibus foram de $12,4 \mu\text{g m}^{-3}$ e $10,7 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. Em relação ao BCe, as concentrações médias foram de $4,3 \mu\text{g m}^{-3}$ para o grupo dos voluntários que se deslocaram de ônibus e de $4,1 \mu\text{g m}^{-3}$ para os voluntários que utilizaram carros. O grupo ônibus apresentou as maiores concentrações médias para os elementos traço Na, S e K, enquanto que para o grupo automóvel foram S, Fe, Na e K. Em termos médios os voluntários do grupo ônibus inalou uma dose de $0,027 \mu\text{g/kg-h}$ de $MP_{2,5}$, enquanto o grupo automóvel inalou $0,029 \mu\text{g/kg-h}$. Em termos de concentração de massa do $MP_{2,5}$ e BCe a exposição dos usuários é maior em horário de pico com concentração média com $18,8 \mu\text{g m}^{-3}$ e $7,8 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. Além disso, a exposição dos usuários não é semelhante nas cinco linhas, sugerindo a influência das fontes locais nas rotas de ônibus (industrial, queima de biomassa e resíduos). Os elementos traço que apresentaram as maiores concentrações para o horário de não pico e pico foram aqueles derivados das emissões veiculares, como o S, K e o Na, que foram associados, especificamente o Na, à presença de biodiesel no diesel. Na sequência encontram-se os elementos de origem de suspensão da poeira do solo como Al, Si, Ca, Mg e Fe. A dose média inalada de $MP_{2,5}$ para o horário de pico foi de $0,05 \mu\text{g/kg-h}$ e para o não pico $0,04 \mu\text{g/kg-h}$. Neste estudo, a principal fonte de emissão é o tráfego de veículos, já que a amostragem foi realizada diretamente dentro dos ônibus em rotas urbanas, assim como para os voluntários que em geral estiveram nos deslocamentos ou trabalho expostos a emissões de origem veicular (exaustão, ressuspensão de poeiras, emissões relacionadas ao desgaste dos veículos). Desta forma, pode-se concluir que no meio urbano as emissões de origem veicular são predominantes e que a morfologia urbana pode contribuir para o acúmulo de poluentes aumentando a dose recebida pela população.

Palavras-Chave: Material particulado fino, exposição pessoal, *Black Carbon*, Metais traço, rotas urbanas.

ABSTRACT

MOREIRA, C. A. B. Short-term personal exposure to fine particulate matter and their elemental chemical composition. 2017. 101 p. Dissertation (Master degree). Environmental Engineering Master Program (PPGEA), campus Apucarana/Londrina, Federal University of Technology - Paraná. Londrina, 2017.

Studies of the personal exposures for particulate matter are scarce and practically non-existent with an assessment of their chemistry. The personal exposure to air pollution occurs in indoor and outdoor, being dependent on the time of stay in these environments, in addition to the proximity of pollution sources and influence of the meteorological conditions. This study aimed to assess the short-term concentrations of fine particulate matter and the elemental chemical composition. Thus, measurements and PM_{2.5} collections were carried out at a rate similar to human respiration (MIE monitor pDR-1500™) in a convenience sample with 30 volunteers during a typical work and/or study day, which were georeferenced (GPS DG -100 Data Logger). For better inference about the exposure in the displacements were also performed measurements and PM_{2.5} collections were also carried out in five bus lines and during periods of greater and lesser flow of users. The samplings were carried out in triplicates, in order to characterize the real exposure of the population during the daily journeys for work and/or study, following the same parameters of the personal sampling. The determination of the Black Carbon equivalent (BCe) concentration in the filters used in the personal sampling was carried out, following the light reflectance method and applied to the ED-XRF technique to analyze the PTFE filters. The mean concentrations of PM_{2.5} of the volunteers in the car and bus groups were 12.4 µg m⁻³ and 10.7 µg m⁻³ respectively. In addition, to BCe, mean concentrations were 4.3 µg m⁻³ for the group of volunteers who traveled by bus and 4.1 µg m⁻³ for volunteers who used cars. The bus group indicated the highest average concentrations for the trace elements Na, S and K, whereas the car group were S, Fe, Na and K. In average, the volunteers of the bus group inhaled a dose of 0.027 µg / kg-h of PM_{2.5}, while the automobile group inhaled 0.029 µg/kg-hr. In terms of PM_{2.5} mass concentration and BCe, the exposure of users is greater in the peak with concentration of the 18.8 µg m⁻³, 7.8 µg m⁻³ respectively. In addition, the exposure of users is not similar in the five lines, suggesting the influence of local sources on bus routes (industrial, biomass burning and waste). The trace elements that presented the highest concentrations for the non-peak and peak hours were those derived from vehicle emissions, such as S, K and Na, which were associated, specifically Na, to the presence of biodiesel in diesel. Following are the elements from soil dust suspension such as Al, Si, Ca, Mg and Fe. The mean inhaled dose of PM_{2.5} for the peak was 0.05 µg / kg-hour and for the non-peak 0.04 µg / kg-hour. In this study, the main source of emission is the vehicle traffic, for sampling was performed directly inside the buses, in urban routes, as well as for the volunteers who were generally in the displacements or work exposed to emissions of vehicular origin, resuspension of dust, emissions related to the wear of the vehicles. Therefore, it can be concluded that in the urban environment the emissions of vehicular origin are predominant and that the urban morphology can contribute to the accumulation of pollutants increasing the dose received by the population.

Keywords: Fine particulate matter, personal exposure, Black Carbon, trace metals, urban routes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Deposição das partículas no sistema respiratório	16
Figura 2- Distribuição hipotética da mistura de partículas na atmosfera.	17
Figura 3 - Localização da região de estudo e do local de amostragem ambiental.	27
Figura 4 - Mochila contendo o GPS e monitor pessoal com o <i>inlet</i> externo, fixado na alça. ..	29
Figura 5 - Localização dos terminais urbanos de transporte público de Londrina.....	29
Figura 6 - Georeferenciamento do trajeto percorrido pelos ônibus de do transporte público das linhas amostradas no estudo.....	32
Figura 7 - Equipamento pessoal MIE pDR-1500 (Thermo Fisher Scientific), com ciclone azul referente às partículas até 2,5 µm selecionado.....	33
Figura 8 - Balança eletrônica microanalítica modelo MX5 (Mettler Toledo), neutralizador de carga estática Haug (Mettler Toledo) e filtros de PTFE (PALL Corporation) com 37 mm.	34
Figura 9 - Refletômetro Model 43 (M43D) da Diffusion Systems Ltda.	36
Figura 10 - Geometria de excitação-deteção do EDXRF, onde as linhas contínuas representam os raios X incidentes e as coloridas os raios X característicos. Após a deteção, determina-se a concentração dos elementos por meio de software.....	38
Figura 11 - Modelo espectrômetro Rigaku, EDX 700 (Shimadzu Corporation, Analytical Instruments Divisio).....	39
Figura 12 - Perfil de concentração de MP _{2,5} durante o dia de amostragem para os dois voluntários que utilizaram motocicleta como meio de transporte.....	42
Figura 13 - Concentração de MP _{2,5} para os grupos de voluntários ônibus e automóvel.	43
Figura 14 - Perfil temporal de concentração de MP _{2,5} de voluntários outliers dos grupos ônibus e automóvel, durante o dia de amostragem	44
Figura 15 - Perfil temporal de concentração de MP _{2,5} de dois voluntários típicos dos grupos ônibus e automóvel, durante o dia de amostragem.	45
Figura 16 – Concentração e contribuição média de BCe na concentração total de MP _{2,5} por grupo de voluntários.....	47
Figura 17 - Concentração de BCe nos grupos de voluntários ônibus e automóvel.	48
Figura 18 - Concentração média dos elementos químicos do MP _{2,5} para ambos os grupos.....	51
Figura 19 - Composição química elementar do MP _{2,5} (a) grupo ônibus e (b) grupo automóvel	53
Figura 20 - Composição do MP _{2,5} (a) ônibus (b) automóveis	55
Figura 21 – Doses inaladas distribuídas no grupo de voluntários ônibus e automóvel.....	56
Figura 22 - Imagens do satélite GOES-13, no canal colorida, para o dia 18 de agosto de 2016.	57
Figura 23 - Imagens do satélite Terra (Modis) e GOES-13, no canal colorida, para o dia 13 de setembro de 2016. Fonte: http://sigma.cptec.inpe.br/acervohd/#	57
Figura 24 - Perfil em triplicata da linha leste, durante o horário de pico.	62
Figura 25 - Perfil em triplicata da linha leste, durante o horário de não pico.	62
Figura 26 - Perfil em triplicata da linha sul, durante o horário de pico.....	63

Figura 27 - Perfil em triplicata da linha sul, durante o horário de não pico.	64
Figura 28 - Perfil em triplicata da linha norte sul, durante o horário de pico.	64
Figura 29 - Perfil em triplicata da linha norte sul, durante o horário de não pico.	65
Figura 30 - Perfil em triplicata da linha oeste, durante o horário de pico.	65
Figura 31 - Perfil em triplicata da linha oeste, durante o horário de não pico.	66
Figura 32 - Perfil em triplicata da linha norte, durante o horário de pico.	67
Figura 33 - Perfil em triplicata da linha norte, durante o horário de não pico.	67
Figura 34 - Concentração de $MP_{2,5}$ por linhas de ônibus durante os horários de pico.	68
Figura 35 - Concentração de $MP_{2,5}$ por linhas de ônibus durante os horários de não pico.	69
Figura 36 - Concentração média de BCe durante os horários de pico e não pico.	70
Figura 37 - Concentração e contribuição média de BCe na concentração total de $MP_{2,5}$ por linhas de ônibus, durante os horários de pico (P) e não pico (NP).	70
Figura 38 - Concentração média de BCe para as cinco linhas de ônibus, durante o pico.	71
Figura 39 - Concentração média de BCe para as cinco linhas de ônibus, durante o não pico.	72
Figura 40 - Composição química elementar do $MP_{2,5}$ para as cinco linhas de ônibus, durante o não pico.	73
Figura 41 - Composição química elementar do $MP_{2,5}$ para as cinco linhas de ônibus, durante o pico.	74
Figura 42 - Composição química elementar do $MP_{2,5}$ para o horário de pico.	76
Figura 43 - Composição química elementar do $MP_{2,5}$ para o horário de não pico.	76
Figura 44 - Doses inaladas distribuídas pelas linhas de ônibus para o horário de pico e não pico.	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões de qualidade do ar para o material particulado.....	18
Tabela 2 - Linhas de ônibus utilizadas na amostragem e respectivos números de usuários transportados por mês.	30
Tabela 3 - Dados de composição química elementar para o grupo ônibus de voluntários.....	49
Tabela 4 - Dados de composição química elementar para o grupo automóvel de voluntários.	50
Tabela 5 – Dados da amostragem das linhas no horário de não pico.....	59
Tabela 6- Dados da amostragem das linhas no horário de pico.	60
Tabela 7 - Massa explicada de $MP_{2,5}$ por linha, durante o horário de pico (P) e não pico (NP).	77

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BCe - Black Carbon equivalente
BC – Black Carbon
CE - Carbono elementar
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
DENATRAN - Departamento Nacional de Trânsito
DP - Desvio padrão
EDXRF - Fluorescência de Raios X, por dispersão de energia
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDHM - Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
LACA - Laboratório de Análise Cromatográfica e Ambiental
LAPAt - Laboratório de Análise dos Processos Atmosféricos
MP - Material particulado atmosférico
MP_{2,5} - Material particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 µm
MP_{2,5-10} - Material particulado com diâmetro aerodinâmico entre 2,5 e 10 µm
MP₁₀ - Material particulado inalável com diâmetro aerodinâmico <10 µm
OMS - Organização Mundial da Saúde
PNUMA - Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PTFE - Politetrafluoretileno
PTS - Material particulado total com diâmetro aerodinâmico < 100 µm
US EPA - United States Environmental Protection
UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LISTA DE SÍMBOLOS

Al - Alumínio
As - Arsênio
Ba - Bário
Br - Bromo
Ca - Cálcio
Cd - Cádmio
Co - Cobalto
Cr - Cromo
Cu - Cobre
Fe - Ferro
Hg - Mercúrio
K - Potássio
km - Quilômetro
km² - Quilômetro quadrado
L - Litro
m - Metro
m² - Metro quadrado
m³ - Metro cúbico
mg - Miligrama
Mn - Manganês
Mg - Magnésio
Mo - Molibdênio
Na - Sódio
Ni - Níquel
ng - Nanograma
Pb - Chumbo
S - Enxofre
Sb - Antimônio
Se - Selênio
Si - Silício
Sn - Estanho
Sr - Estrôncio
Ti - Titânio
V - Vanádio
Zn - Zinco
µg - Micrograma
°C - Grau Celsius

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO	15
1.2 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR	17
1.3 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO MATERIAL PARTICULADO E EFEITOS NA SAÚDE	18
1.4 <i>BLACK CARBON</i>	22
1.5 ROTAS E EXPOSIÇÃO PESSOAL	23
2 OBJETIVO	25
2.1 OBJETIVO GERAL	25
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3 METODOLOGIA	26
3.1 ÁREA DE ESTUDO	26
3.2 SELEÇÃO DE VOLUNTÁRIOS	27
3.3 AMOSTRAGEM DE MATERIAL PARTICULADO	28
3.3.1 <i>Amostragem Pessoal</i>	28
3.3.2 <i>Rotas no Transporte Público Urbano</i>	29
3.3.3 <i>Monitor Pessoal</i>	32
3.3.4 <i>Amostragem Ambiental</i>	34
3.3.5 <i>Análise Gravimétrica</i>	35
3.4 ANÁLISE DE BLACK CARBON POR REFLETÂNCIA	35
3.5 ANÁLISE POR FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X	37
3.6 ANÁLISE DA EXPOSIÇÃO E DOSE INALADA	39
3.7 BALANÇO DE MASSA E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE MP _{2,5}	39
3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1 AMOSTRAGEM PESSOAL	41
4.1.1 <i>Condições Meteorológicas</i>	41
4.1.2 <i>Amostragem Ambiental e Exposição Pessoal ao MP_{2,5}</i>	41
4.1.3 <i>Exposição pessoal ao Black Carbon</i>	46
4.1.4 <i>Composição Química Elementar do MP_{2,5} - Voluntários</i>	48
4.1.5 <i>Dose Inalada</i>	55
4.2 ROTAS E EXPOSIÇÃO NO TRANSPORTE PÚBLICO URBANO	56
4.2.1 <i>Condições Meteorológicas</i>	56
4.2.2 <i>Exposição Pessoal no Transporte Público</i>	58
4.2.3 <i>Perfil de MP_{2,5} nas Rotas de Transporte Público</i>	61
4.2.4 <i>Concentração de MP_{2,5} nas rotas de Transporte Público</i>	68
4.2.5 <i>Concentração de Black Carbon nas Rotas de Transporte Público</i>	69
4.2.6 <i>Composição Química Elementar do MP_{2,5} nas Rotas no Transporte Público</i>	72
4.2.7 <i>Dose Inalada nas Rotas de Transporte Público</i>	77
5 CONCLUSÃO	80
REFERÊNCIAS	82
APÊNDICES	99

1 INTRODUÇÃO

Poluente atmosférico é qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos por legislação, que possa tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, causando danos à flora e fauna, ao bem estar público, prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (CONAMA, 1990). A poluição atmosférica, portanto, é um fenômeno resultante da presença na atmosfera de um conjunto de poluentes, oriundos principalmente de atividades antrópicas, presentes em concentrações acima dos níveis normais do ambiente, provocando efeitos mensuráveis em seres humanos, animais, vegetação ou materiais (SEINFELD e PANDIS, 2006).

O século XIX foi notoriamente marcado pelo desenvolvimento industrial e pelo crescimento urbano, o que ocasionou uma elevada emissão de agentes tóxicos para atmosfera, aumentando acentuadamente ao longo de dezenas de anos (ADAMS e KANAROGLOU, 2016). A poluição atmosférica é um grave problema de saúde ambiental, sendo uma das questões ambientais mais relevantes nos países em desenvolvimento (KANADA et al., 2008). Em todo o mundo estima-se que anualmente, dois milhões de pessoas morrem prematuramente em consequência da poluição do ar, mais da metade destas encontram-se em países em desenvolvimento (WHO, 2006).

A meteorologia influencia significativamente a qualidade do ar, ou seja, condições meteorológicas locais podem determinar o acúmulo ou a dispersão de poluentes (XU et al., 2015), influenciando os níveis de concentração dos poluentes primários, a formação de poluentes secundários, o transporte para outras áreas e até a remoção destes da atmosfera (SEINFELD e PANDIS, 2006).

A exposição humana à poluição atmosférica ocorre tanto em ambientes externos como internos, sendo dependente do tempo de permanência nesses ambientes, além da proximidade das fontes de poluição e influência das condições meteorológicas (KAUR et al., 2005; KAUR et al., 2007; STEINLE et al., 2013; COHEN et al., 2004; BEKO et al., 2015).

Desta maneira, a gestão da poluição do ar torna-se um desafio principalmente devido a complexidade da atmosfera, das inúmeras fontes de emissões, que compreendem milhares de constituintes químicos, recursos insuficientes para o monitoramento e a ineficiência de políticas públicas de controle de emissões (ADAMS e KANAROGLOU, 2016; COHEN et al., 2004; TOUCHAEI et al., 2016).

1.1 MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO

O aerossol é tecnicamente definido como um material sólido ou líquido ou a mistura de ambas as fases que ficam suspensas na atmosfera, também é denominado como material particulado atmosférico (MP) (SEINFELD e PANDIS, 2006). Quando emitidos diretamente como partículas são conhecidos como aerossol primário, quando formados na atmosfera pelo processo de conversão gás partícula são conhecidos como aerossol secundário. O MP possui fontes significativas de origem natural, como poeira, spray marinho, atividade vulcânica e suspensão do solo. As emissões atribuídas às atividades humanas resultam principalmente de queima de combustíveis e processos industriais (SEINFELD e PANDIS, 2006; RAES et al., 2000).

Os aerossóis são removidos da atmosfera por dois mecanismos, a deposição na superfície da Terra (deposição seca) e a incorporação em gotas de chuva durante a formação da precipitação (deposição úmida). Devido esses dois processos, o tempo de residência do MP na troposfera é relativamente curto. Enquanto os gases traço possuem um tempo de vida médio entre minutos a séculos, as partículas variam entre alguns dias a semanas (SEINFELD e PANDIS, 2006).

As partículas variam de tamanho entre nanômetros (nm) até alguns micrômetros (μm) de diâmetro, e podem ser classificadas conforme seu tamanho. Partículas totais em suspensão (PTS) possuem diâmetro aerodinâmico igual ou menor que $100 \mu\text{m}$, essas partículas tem uma suspensão de semi-vida relativamente pequena e são amplamente filtrados pelo nariz e vias respiratórias superiores (ANDERSON et al., 2012). As partículas inaláveis (MP_{10}) possuem diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a $10 \mu\text{m}$, e subdividem-se em partículas grossas, aquelas maiores que $2,5 \mu\text{m}$ de diâmetro, partículas finas ($\text{MP}_{2,5}$) com menos de $2,5 \mu\text{m}$ e as ultrafinas com diâmetro aerodinâmico inferior a $0,1 \mu\text{m}$ ($\text{MP}_{0,1}$) (SEINFELD e PANDIS, 2006; RAES et al., 2000).

Partículas grossas e finas, em geral, originam-se e são transformadas separadamente, sendo removidas da atmosfera por diferentes mecanismos, tendo diferentes composições químicas, propriedades ópticas e diferenças significativas nos padrões de deposição no trato respiratório humano (SEINFELD e PANDIS, 2006; ANDERSON et al., 2012). Assim, quanto menor o diâmetro das partículas, maior é a profundidade da deposição no trato respiratório, conforme a Figura 1. Partículas grossas podem ser removidas através da produção de muco e espirros, partículas um pouco menores se depositam na traquéia e brônquios e a tosse atua

como mecanismo responsável pela remoção dessas partículas, assim como, o aparelho mucociliar e a fagocitose. Já as partículas finas e ultrafinas possuem a capacidade de atingir a região dos alvéolos e a corrente sanguínea (ODERDÖRSTER et al., 2005).

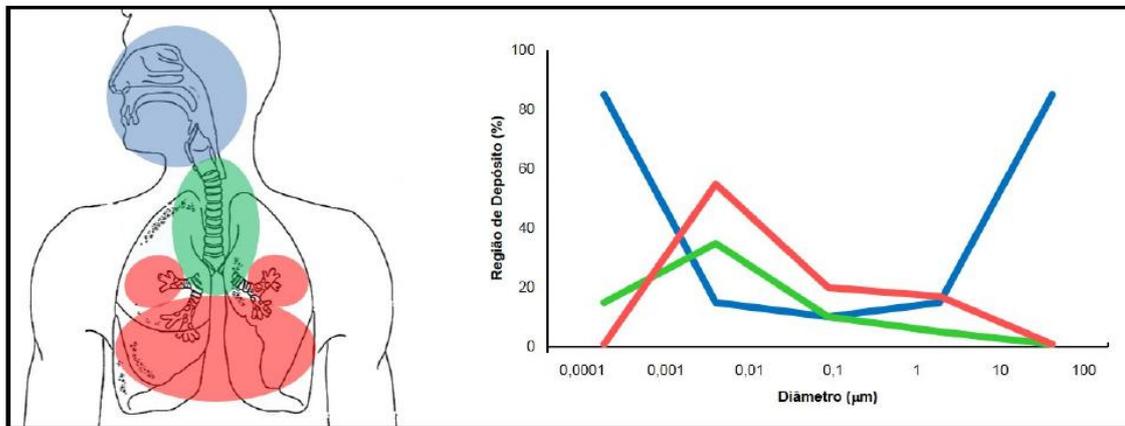


Figura 1- Deposição das partículas no sistema respiratório, onde a cor azul representa a deposição das partículas nas frações mais grossas, a cor verde às frações intermediárias e a cor vermelha a deposição das partículas finas.

Fonte: Vila Boas (2016).

O MP contém uma mistura complexa de diferentes tamanhos de partículas (CHEN et al., 2016). Meng et al. (2013) ao verificarem a associação entre o tamanho das partículas, considerando a concentração em número e a mortalidade diária em Shenyang, China, concluíram que partículas menores de 0,5 µm de diâmetro são as principais responsáveis por efeitos adversos à saúde humana. Desta maneira, apontaram que os efeitos à saúde tendem a aumentar com o decréscimo do tamanho das partículas. Estudos mostram um aumento na morbidade, mortalidade, doenças respiratórias e cardiovasculares, relacionadas à exposição ao MP, tanto por longos períodos quanto à curto prazo (ANDERSON et al, 2012; POPE et al., 2004; POPE et al., 2006; HOEK et al., 2013). A Organização Mundial da Saúde - OMS (2002), estima que a concentração de MP_{2,5} contribui para cerca de 800.000 mortes prematuras por ano, classificando-a como a décima terceira principal causa de mortalidade no mundo.

Em uma amostra ambiental, o número total de partículas aumenta exponencialmente à medida que o diâmetro destas diminui (ANDERSON et al., 2012). No entanto, o total de massa geralmente diminui exponencialmente conforme diminui o diâmetro da partícula, de acordo com a Figura 2.

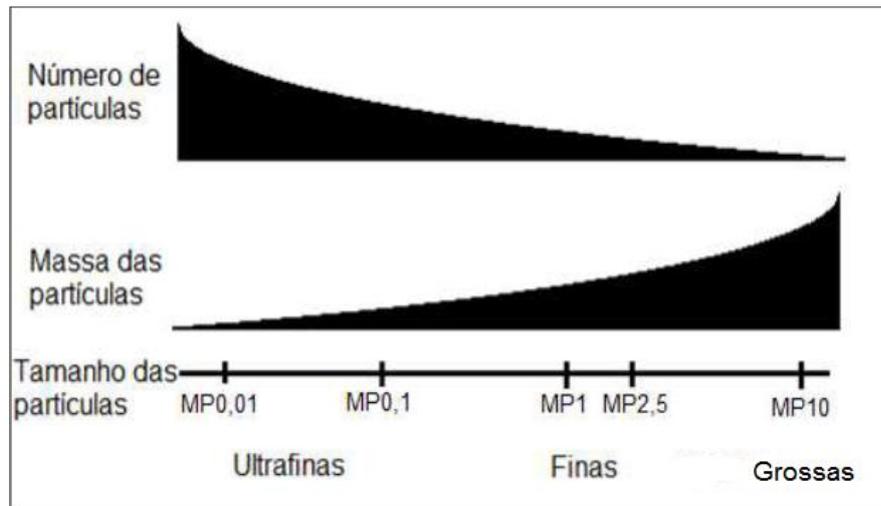


Figura 2- Distribuição hipotética da mistura de partículas na atmosfera.

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

Desta forma, uma amostra de MP tem a maioria numérica de partículas ultrafinas, mas estas partículas constituem uma fração não significativa da massa total da amostra (ANDERSON et al., 2012).

1.2 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR

Os padrões de qualidade do ar estabelecem os limites máximos para as concentrações de componentes atmosféricos. Estes, quando ultrapassados, poderão afetar a saúde, segurança e o bem estar da população, bem como provocar danos à flora e fauna, aos materiais e os meio ambiente em geral (CONAMA, 1990).

Os padrões brasileiros de qualidade do ar são estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução nº 03 de 1990, baseados nos padrões estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental Americana (*Environmental Protection Agency- EPA*). A OMS, também estabeleceu padrões de qualidade do ar, com intuito de reduzir os impactos da poluição atmosférica na saúde da população mundial. Os Estados de São Paulo e Espírito Santo regulamentaram através de decreto, os padrões estaduais de qualidade do ar, inserindo valores de referência inclusive para o $MP_{2,5}$. A Resolução CONAMA nº 03/90, não estabelece padrões de qualidade para o $MP_{2,5}$, indicando um déficit na legislação brasileira de controle da poluição atmosférica. A Tabela 1 apresenta os padrões de qualidade do ar e seus respectivos órgãos reguladores.

Tabela 1 - Padrões de qualidade do ar para o material particulado.

Órgãos Reguladores	MP ₁₀ (Anual)	MP ₁₀ (24h)	MP _{2,5} (Anual)	MP _{2,5} (24h)
CONAMA (nº 003/1990)	50 µg m ⁻³	150 µg m ⁻³	-	-
Decreto Estado São Paulo (nº 59.113/2013)	60 µg m ⁻³	120 µg m ⁻³	20 µg m ⁻³	60 µg m ⁻³
Decreto Estado Espírito Santo (nº 3.463/2013)	45 µg m ⁻³	120 µg m ⁻³	20 µg m ⁻³	50 µg m ⁻³
OMS (2006)	20 µg m ⁻³	50 µg m ⁻³	10 µg m ⁻³	25 µg m ⁻³
EPA (1987)	50 µg m ⁻³	150 µg m ⁻³	15 µg m ⁻³	35 µg m ⁻³

Ambos os estados brasileiros que possuem regulamentação apresentam metas a serem cumpridas a médio e longo prazo, baseadas em planos estratégicos de controle da qualidade do ar, para que possam atingir os objetivos e definir instrumentos, diretrizes e ações a serem realizadas visando o atendimento dos padrões de qualidade do ar mais restritivos, como os estabelecidos pela EPA e OMS.

1.3 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO MATERIAL PARTICULADO E EFEITOS NA SAÚDE

A composição química do MP é diversificada e dependente de muitos fatores, como fontes de emissão, condições meteorológicas, estação do ano, entre outros. Os principais constituintes do MP são compostos orgânicos, metais de transição, íons, gases reativos, materiais de origem biológica e minerais. A fração grossa consiste principalmente de minerais, sal marinho e material de origem biológica. Enquanto a fração fina contém predominantemente, espécies como sulfato, amônio, carbono orgânico e elementar e alguns metais de transição (VALAVANIDIS et al., 2008).

De acordo com Seinfeld e Pandis (2006), mais de quarenta elementos traço são possíveis de serem encontrados em amostras de MP. Elementos como chumbo (Pb), zinco (Zn), cádmio (Cd), arsênio (As), antimônio (Sb), são geralmente encontrados na fração fina, enquanto os elementos, ferro (Fe), vanádio (V), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni), cromo (Cr), cobalto (Co) e selênio (Se) são encontrados nas frações finas e grossas do MP, dependendo da fonte de emissão.

Em áreas urbanizadas, as fontes de elementos traço incluem emissões de veículos, instalações industriais, atividades de mineração, além de queima de carvão, óleo, madeira, incineração de resíduos e desgaste dos freios de veículos (KURT-KARAKUS, 2012; SHAH e SHAHENN, 2007; SEINFELD e PANDIS, 2006). Embora existam informações sobre as

concentrações ambientais de elementos traço, especialmente para as partículas totais em suspensão e para partículas grossas, ainda há poucos estudos sobre concentrações de elementos traço em $MP_{2,5}$ em ambientes internos ou relacionados à exposição pessoal (ADGATE et al., 2007).

A origem e composição química das partículas possuem relação com as respostas negativas à saúde. A literatura vem sugerindo que partículas oriundas da combustão, incluindo aquelas emitidas pelo tráfego veicular, são particularmente prejudiciais (LADEN et al., 2000; PETERS, et al., 2004; HALONEN et al., 2009; McCREANOR et al., 2007; BOS et al., 2011; WEICHENTHAL et al., 2011; ANDERSON et al., 2012; UPADHYAY et al., 2014).

Os elementos traço associados ao MP podem causar efeitos deletérios à saúde humana, influenciando o agravamento de alergias respiratórias, neoplasia de pulmão, problemas cardiopulmonares, entre outros (PARK et al., 2008). Nas partículas finas encontram-se as cargas mais elevada de metais tóxicos em relação às partículas grossas (MASSEY et al., 2013). Liu et al., (2015) inferiram que em geral, quanto menor for o tamanho das partículas, maior é o prejuízo para a saúde humana, onde o risco para a saúde aumenta quando o diâmetro aerodinâmico da partícula diminui para um tamanho $< 2,1 \mu m$.

As partículas finas possuem maior potencial de dano à saúde porque podem penetrar mais facilmente regiões pulmonares mais profundas (CASCIO et al., 2009; DOCKERY et al., 1993;). A literatura aponta que problemas cardiopulmonares e baixo peso ao nascer, por exemplo, resultam de exposição a um conjunto de elementos traço (FRANKLIN et al., 2008; GEHRING et al., 2015). Bell et al. (2010), apontaram que concentrações mais altas de Zn, carbono elementar, Si, Al, V e Ni estão associados a baixo peso ao nascer, em três estados Norte Americanos. Estimaram também que a associação entre $MP_{2,5}$ e mortalidade foram mais significativas quando as frações finas apresentaram maiores contribuições de Al, Si e Ni.

Os centros urbanos possuem um grande adensamento de veículos, caracterizando-o como uma das principais fontes de emissão de contaminantes atmosféricos (KLEEMAN et al., 2000; SILVA et al., 2010). Hsu et al. (2016) encontraram uma relação entre elementos traço e a emissão oriunda do tráfego veicular em Taiwan, caracterizado pelo alto teor de Cu, Cd, Sb e Mo. Estudos anteriores indicaram que esses metais são provenientes também da ressuspensão de poeira relacionada ao tráfego, bem como, desgaste dos freios e pneus (LIN et al., 2015; LOUGH et al., 2005).

O desgaste dos pneus é um processo proveniente da interação entre o pneu e o asfalto, resultando em produtos de desgaste tanto do próprio asfalto quanto do pneu. Esse desgaste inclui borracha, fuligem e outros compostos orgânicos, além de alguns metais como Zn, Cu e Ba (OWOADE et al., 2016). Li et al. (2013) atribuíram S e Zn como marcadores relacionados ao desgaste dos pneus, ao encontrá-los misturados com poeira de resuspensão da estrada. A abrasão dos freios pode estar relacionada à emissão de Fe e Cu, uma vez que, os freios possuem revestimentos metálicos, orgânicos e inorgânicos (OWOADE et al., 2016).

Além disso, outros estudos sugerem que Zn e Cu são marcadores do tráfego veicular, relacionados com a queima de combustíveis, óleo lubrificante, bem como desgaste de pneus e freios (KIM et al., 2003; VIANA et al., 2006). As altas concentrações de Zn e Pb podem ter origem na abrasão dos freios, principalmente próximo às áreas com trânsito intenso (CHOW et al., 2004; HE et al., 2006).

É possível citar também a relação do K, Ca e Br, com lubrificantes e aditivos. Bem como a presença de Zn, que na forma de ditiofosfato de zinco é adicionado aos óleos de motor devido sua propriedade antioxidante e de manutenção das engrenagens (CADLE et al., 1997; SILVA et al., 2010). Cita-se também o Cu, utilizado como aditivo lubrificante, encontrado também nas pastilhas de freios dos veículos (PIO et al., 2013), outros elementos, tais como Pb e Mn, são encontrados em combustíveis e aditivos lubrificantes, ambos representam bons marcadores de emissões de tráfego urbano (SILVA et al., 2010).

De acordo com Andrade et al. (2012), metais traço como Cu, Zn, Pb e Br, encontrados no $MP_{2,5}$, estão relacionados a emissões veiculares, podendo ser emitidos diretamente pelos veículos, juntos com gases do escapamento e processos de frenagens. Martins et al. (2006), em estudo realizado dentro de túneis na cidade de São Paulo, também associaram BC e alguns elementos, entre eles Cu, Zn, S, Pb e Br com tráfego veicular.

Godoi et al. (2013), em pesquisa desenvolvida em diferentes escolas na cidade de Curitiba, apontaram que as principais fontes de emissão de partículas estão relacionadas a atividades antrópicas. Escolas localizadas próximas a avenidas de grande fluxo apresentaram maiores concentrações de Fe, Al, Zn e Pb nas frações finas, indicando provável influência da emissão veicular nesses ambientes.

Chen et al. (2016) após teste de toxicidade de elementos traço em laboratório, concluíram que a diminuição do tamanho das partículas de Cu, por exemplo, ocasionaria um aumento de sua toxicidade. Provocando alterações patológicas e lesões graves nos rins e fígados de ratos, pós-exposição a partículas de Cu com diâmetro de até 23,5 nm. O que não

ocorreu quando os animais foram expostos a partículas maiores de Cu, com até 17 μ m de diâmetro, indicando que nanopartículas podem ser de 10 a 20 vezes mais tóxicas.

A poluição atmosférica também afeta negativamente a saúde, através do estresse oxidativo, onde os metais traço que constituem o MP_{2,5}, como o Fe, são conhecidos por participar de reações que geram esse tipo de efeito (GHIO et al., 2012, LI et al., 2003). Alguns estudos vêm apontando evidências que sugerem que a composição elementar, principalmente do MP_{2,5} contribuem para um aumento das admissões hospitalares de crianças, agravos cardiovasculares e alterações da frequência cardíaca em adultos (OSTRO et al., 2009; ZHOU et al., 2011; HSU et al., 2011).

Utilizando estimativas de modelos de poluição, Cakmak et al. (2014) exploraram a relação entre a composição elementar do MP_{2,5} e agravos respiratórios e cardiovasculares. Desta forma, inferiram que sete metais (Cd, V, Zn, Ca, Sr, Sn, Pb), possuem significância estatística com pelo menos um dos desfechos pesquisados. Outros elementos foram associados a um aumento da frequência cardíaca como o Ca, Sn e Sr. O Cd, Ca, Al e Mn foram associados a aumentos na pressão arterial diastólica e sistólica, enquanto o Pb a pressão arterial sistólica. O Cd também foi associado a um decréscimo da capacidade respiratória.

Atualmente, diversos estudos têm utilizado o monitor pessoal pDR 1500 (Thermo Scientific) na coleta de material particulado, com intuito de avaliar a exposição pessoal, pois possibilita a amostragem tanto em ambientes internos como externos. Além disso, o equipamento permite a coleta do MP em filtro, o que permite a análise da composição química elementar do MP (ROTIROTI, 2013; ALVES, 2013; SCHORNOBAY, 2012).

Embora diversos estudos tenham identificado associações entre MP_{2,5}, morbidades cardiorespiratórias e mortalidade (POPE et al., 2004; CHEN et al., 2005; DOCKERY et al., 1993; OSTRO et al., 2010), a composição química elementar do MP_{2,5} responsável pela toxicidade, ainda é pouco conhecida. Desta forma, muitos elementos traço do MP_{2,5} podem ser associados a alterações agudas na fisiologia cardiovascular ou respiratória, o que dificulta a análise seriam justamente a separação dos elementos e seus efeitos individuais. Além disso, a composição elementar é influenciada pelo microambiente de estudo, pois varia de acordo com a contribuição de fontes específicas de emissões, condições geográficas e meteorológicas.

1.4 BLACK CARBON

O *Black Carbon* (BC) é um poluente primário, que compõe o MP, associado principalmente às frações finas e ultrafinas, sendo insolúvel em água e em muitos solventes orgânicos (BOND et al., 2013; BRIGGS e LONG, 2016). É um subproduto da combustão incompleta de combustíveis fósseis e da queima de biomassa, considerado um bom marcador de componentes derivados da combustão, amplamente associado a estudos epidemiológicos (BRIGGS e LONG, 2016; HEAL et al. 2012; DONS et al., 2013). Tem um relevante papel na contribuição para o aquecimento global, devido sua capacidade de absorver a radiação solar em todos os comprimentos de onda, além de alterar padrões de precipitação e formação de nuvens (BOND et al., 2013).

O termo *Black Carbon*, é usualmente utilizado na literatura científica para referir-se a medida de partículas que possuem propriedades como a absorção de luz, medidos através de métodos de atenuação óptica. Assim, os pesquisadores utilizam o termo *Black Carbon* equivalente (BCe), para se referir as estimativas de massa de BC utilizando métodos de medidas ópticas (BOND et al., 2013; LACK et al., 2014, ZENCAK et al., 2007). Vale destacar que, ainda não existe legislação específica, que estabeleça limites de concentração para o BC na atmosfera.

A literatura ainda não esclareceu totalmente, se a relação da exposição pessoal ao BC e os efeitos na saúde são resultados de uma exposição a curto prazo, onde os picos causariam mais efeitos nocivos, ou se seria resultado de períodos mais longos a níveis elevados ou ainda uma combinação de ambas as situações. Dons et al. (2011) apontaram a contribuição do microambiente do tráfego urbano na exposição pessoal ao BC, onde o tempo gasto e o tipo de transporte são determinantes. Bem como, o tipo de ventilação do veículo, velocidade e intensidade de tráfego (KARANASIOU et al., 2014). Veículos movidos a motores a diesel, por exemplo, contribuem com 75% de BC entre as partículas emitidas (US EPA, 2012).

Nesse mesmo sentido, estudos epidemiológicos, indicaram a relação da exposição ao BC e a saúde humana, podendo agravar doenças respiratórias, afetando também o sistema vascular e cardiopulmonar, mesmo em concentrações ambientais inferiores a $1 \mu\text{g m}^{-3}$ (DONS et al., 2011; WELLENIUS et al., 2012). McCracken et al. (2010) indicaram que um aumento anual de BC em $0,25 \mu\text{g m}^{-3}$ estaria associado ao decréscimo de 7,6% no comprimento dos

telômeros dos leucócitos. O encurtamento dos telômeros representa uma associação positiva ao risco de desenvolvimento de doenças cardiovasculares. Patel et al. (2010) encontraram associação positiva entre a exposição média a $1,2 \mu\text{g m}^{-3}$ de BC com efeitos respiratórios agudos em adolescentes.

Em rodovias ou avenidas com tráfego intenso, as concentrações de muitos poluentes gerados pelo fluxo de veículos são mais elevadas a uma distância de até 500 metros da fonte (KAUR et al., 2007). Desta forma, a contribuição das vias de grandes fluxos inclui emissões de gases e material particulado emitido diretamente via escapamento e através da resuspensão de poluentes, que inclui também o desgaste dos pneus, freios e embreagens.

Nos últimos anos pesquisadores investigaram os efeitos na saúde ocasionados pelo MP, oriundos de fontes específicas como o tráfego veicular. Encontraram que fontes ricas em BC possui relação com a característica do tráfego de veículos e resulta em efeitos no sistema cardiovascular e respiratório (US EPA, 2012; DONS et al., 2013; 2012). Assim, o BC tem sido amplamente utilizado como um marcador relevante de poluição atmosférica relacionada ao tráfego, caracterizando principalmente os veículos movidos a diesel (LEE et al., 2014).

Mesmo que represente um curto tempo de exposição, o transporte urbano pode contribuir significativamente para o total da exposição pessoal diária, principalmente em relação ao BC. Dons et al. (2012) em estudo de exposição pessoal na Bélgica, país que possuiu diferentes perfis de urbanização e uma frota predominante de veículos a diesel, concluíram que as concentrações de BC no transporte são de duas a cinco vezes maiores em comparação com medidas realizadas em locais fechados, como a casa ou o trabalho dos voluntários que participaram da pesquisa. Isso reforça a importância do tráfego de veículos na exposição ao BC, da qual os indivíduos estão sujeitos ao longo do dia.

1.5 ROTAS E EXPOSIÇÃO PESSOAL

O deslocamento no trânsito é considerado um dos períodos com maior exposição aos poluentes atmosféricos dentre as várias atividades diárias, especialmente nas áreas metropolitanas de alta densidade veicular (DUCI et al., 2003). Segundo o relatório da OMS (2005), sobre os efeitos da poluição atmosférica na saúde, em muitos países as pessoas gastam em média de 1 a 1,5 horas no trânsito. Além disso, os níveis dos principais poluentes são particularmente elevados nas estradas e avenidas mais movimentadas, e em locais onde os

principais transportes urbanos percorrem, apresentando os maiores picos durante a manhã (MORAWSKA et al., 2008; MORENO et al., 2009).

Desta forma, as concentrações de poluentes atmosféricos são mais elevadas no microambiente do tráfego urbano, resultando em uma contribuição significativa a exposição pessoal dos indivíduos, mesmo que o tempo de deslocamento não represente mais do que 6 a 8% do dia (KAUR et al., 2007).

O microambiente do transporte urbano, por exemplo, não fica restrito apenas as pessoas que estão nos veículos, mas inclui aquelas que estão à espera do ônibus em terminais rodoviários, em pontos de ônibus localizados em ruas de grande de tráfego ou congestionadas. O congestionamento aumenta o tempo de viagem, diminui a dispersão dos poluentes, e muda os padrões de condução, pois resulta em um maior número de acelerações e desacelerações, que aumentam as emissões de poluentes (ZHANG e BATTERMAN, 2013; KAUR et al., 2007).

Nesse contexto, a escala do microambiente tem a capacidade de se modificar, a escala espacial pode variar de metros a quilômetros e a escala temporal de minutos a várias horas, fazendo com que as fontes poluidoras se alterem ao longo do dia e do trajeto, dependendo também do tempo gasto no deslocamento (KAUR et al., 2007; NAZELLE et al., 2012).

As partículas ultrafinas constituem cerca de 90% da concentração em número de partículas em áreas influenciadas pelas emissões oriundas do trânsito (MORAWSKA et al., 2008; KARANASIOU et al., 2014). Diversos estudos afirmam que os passageiros que realizam viagens regularmente podem receber até 30% da dose diária total inalada de *Black Carbon* e aproximadamente 12% da dose de MP_{2,5}, durante esse período (FONDELLI et al., 2008; DONS et al., 2011, 2012).

Segundo a OMS (1999), a exposição pessoal pode ser definida como a real exposição, vivenciada pelo indivíduo, quando este está em um determinado local ou em um determinado microambiente (externo ou interno). OTT (1982) definiu a exposição pessoal como sendo o ser humano um receptor de poluição ambiental, que entra em contato com um poluente de certa concentração durante determinado período de tempo. Portanto, compreender a relação entre as concentrações no ambiente externo e interno, e a influência na real exposição pessoal é fundamental para avaliar políticas de redução e controle de emissões de poluentes atmosféricos (OTT, 1982).

2 OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho tem por objetivo analisar a exposição pessoal de curto prazo ao material particulado fino e sua composição química elementar.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a concentração de $MP_{2,5}$ por indivíduos durante suas atividades diárias em diferentes condições de exposição.
- Avaliar a concentração de $MP_{2,5}$ durante os principais deslocamentos realizados pela população que utiliza ônibus público como meio de transporte no município de Londrina-PR.
- Determinar a composição química elementar do $MP_{2,5}$ por fluorescência de raios-X por dispersão de energia.
- Determinar a concentração de *Black Carbon* no $MP_{2,5}$ por refletância.
- Calcular e comparar a dose de partículas inaladas pelos indivíduos.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O município de Londrina está situado no norte do estado do Paraná, segundo o IBGE (2010), possui uma população de 506.701 habitantes com estimativa para o ano de 2016 de 553.393 habitantes, sendo a segunda maior cidade do Estado, ocupando uma área total de 1.652,568 km², com densidade demográfica de 306,5 hab/km². De acordo com IPARDES (2016), 97% dos domicílios estão localizados na área urbana (175.905 residências), que corresponde a aproximadamente a 164 km². O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – IDHM é de 0,778 em 2010, superior ao IDH brasileiro (0,727) (PNUD, 2013).

Londrina pertence ao bioma Mata Atlântica, o clima é o subtropical úmido mesotérmico (Cfa), segundo a classificação de Köppen, com chuvas distribuídas em todas as estações. O verão é quente e durante o inverno pode ocorrer períodos de seca (ALVARES et al., 2013). A temperatura média do mês mais quente é superior a 27,9°C e a do mês mais frio, inferior a 16°C, com média de precipitação anual de 1564,9 mm (BEAL, 2015).

O município possui uma frota de 382.691 veículos, onde 49 % são movidos à gasolina, 35,4 % são flex (gasolina/etanol), 6,8 % são a diesel, 4,9 % a etanol e 3,9 % são movidos a outros tipos de combustíveis, como gás e elétrico. Do total da frota veicular de Londrina, 93,5 % são de veículos leves e 6,5 % são considerados veículos pesados (DENATRAN, 2016).

Na Figura 3 observa-se a localização do município de Londrina, bem como UTFPR, local da amostragem ambiental de MP. A região do campus é caracterizada por uma área residencial e agrícola, afastada do centro da cidade, com tráfego de veículos leves e pesados. Porém, apresenta inúmeros focos de queima de biomassa e resíduos, realizados pela população do entorno.

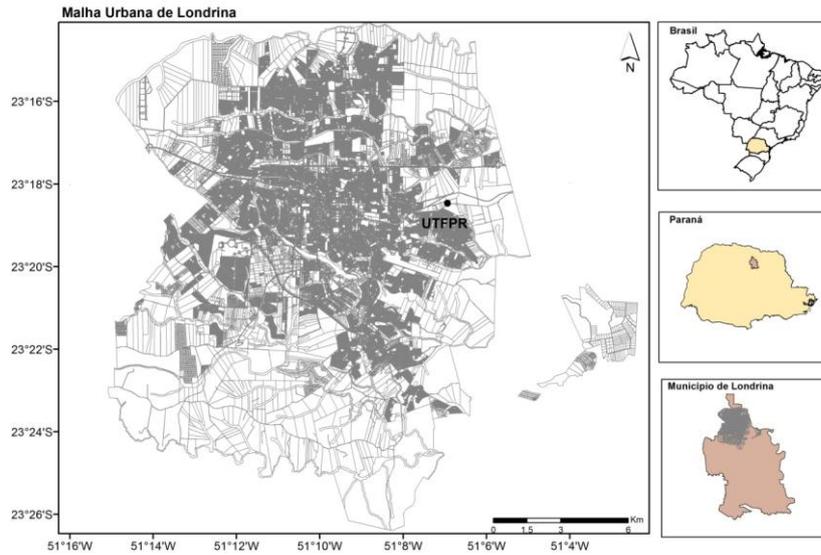


Figura 3 - Localização da região de estudo e do local de amostragem ambiental.

3.2 SELEÇÃO DE VOLUNTÁRIOS

Foi selecionada uma amostra de conveniência de 30 voluntários do município de Londrina, com diferentes perfis de exposição, pois utilizavam diferentes meios de transporte para o trabalho e/ou estudo, entre os quais, ônibus, automóvel ou motocicleta. As rotas de locomoção compreenderam tanto a periferia como o centro da cidade. Os voluntários eram de diferentes idades e sexo, no entanto, crianças e adolescentes não foram selecionados, bem como indivíduos fumantes. Um pequeno questionário, contendo as seguintes perguntas foi preenchido pelos participantes: nome, sexo, data de nascimento, idade, peso, endereço residencial e profissional, profissão, meio de transporte utilizado e horário de trabalho.

A pesquisa obteve aprovação do comitê de ética da UTFPR sob o n.º. 30166214.9.0000.5547 e um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) (APÊNDICE A).

3.3 AMOSTRAGEM DE MATERIAL PARTICULADO

O Quadro 1 apresenta as informações resumidas sobre os equipamentos utilizados e análises realizadas durante a pesquisa.

Amostragem	Equipamento	Filtro	Período de 2016	Tempo de coleta	Composição Química Elementar	BCe
Ambiental	Partisol 2000i-D	Quartzo	24/04 a 24/06	24 h	-	-
^a Pessoal	MIE pDR 1500	PTFE	24/04 a 24/06	9 h	ED-XRF	Refletância
^b Rotas no transporte público	MIE pDR 1500	PTFE	01/08 a 29/09	8 h	ED-XRF	Refletância

a) uma amostragem contínua em um típico dia do voluntário; b) medidas e coletas repetidas por 3 vezes por rota e período de pico e não pico.

Quadro 1 – Informações referentes à metodologia.

3.3.1 Amostragem Pessoal

O período de amostragem foi de 24 de abril a 24 de junho de 2016, com duração de amostragem de aproximadamente 9 horas consecutivas para cada voluntário, limitada pela autonomia da bateria do equipamento utilizado. As amostragens foram realizadas ao longo de um dia típico de trabalho e/ou estudo de cada indivíduo. Não foram considerados feriados, finais de semana e dias com chuva intensa. A amostragem teve início no horário de saída do voluntário de sua residência para o trabalho e/ou estudo.

Foi utilizado um equipamento portátil, para detecção e coleta de $MP_{2,5}$, colocado em uma mochila com o *inlet* externo, fixado na alça, próximo aos ombros dos voluntários, posicionado na zona de respiração, conforme Figura 4 (KAUR, et al., 2005; KAUR et al., 2007; McNABOLA et al., 2008; STEINLE et al., 2013). A mochila continha um monitor pessoal MIE pDR-1500™ (Thermo Fisher Scientific) e um GPS DG-100 Data Logger, da marca Global Sat, o qual captura dados de georreferenciamento (latitude e longitude) com resolução temporal de 5 segundos, durante todo o tempo de amostragem. Através deste foi obtido a rota de circulação de cada indivíduo. Ambos pertencem ao Laboratório de Análises em Poluição do Ar (LAPAR).



Figura 4 - Mochila contendo o GPS e monitor pessoal com o *inlet* externo, fixado na alça.

3.3.2 Rotas no Transporte Público Urbano

Segundo a Companhia Municipal de Trânsito e Urbanização de Londrina – CMTU (2016) operam no município de Londrina um total de 154 linhas, das quais 8 são seletivos e 146 convencionais, interligando 8 terminais urbanos, conforme Figura 5.

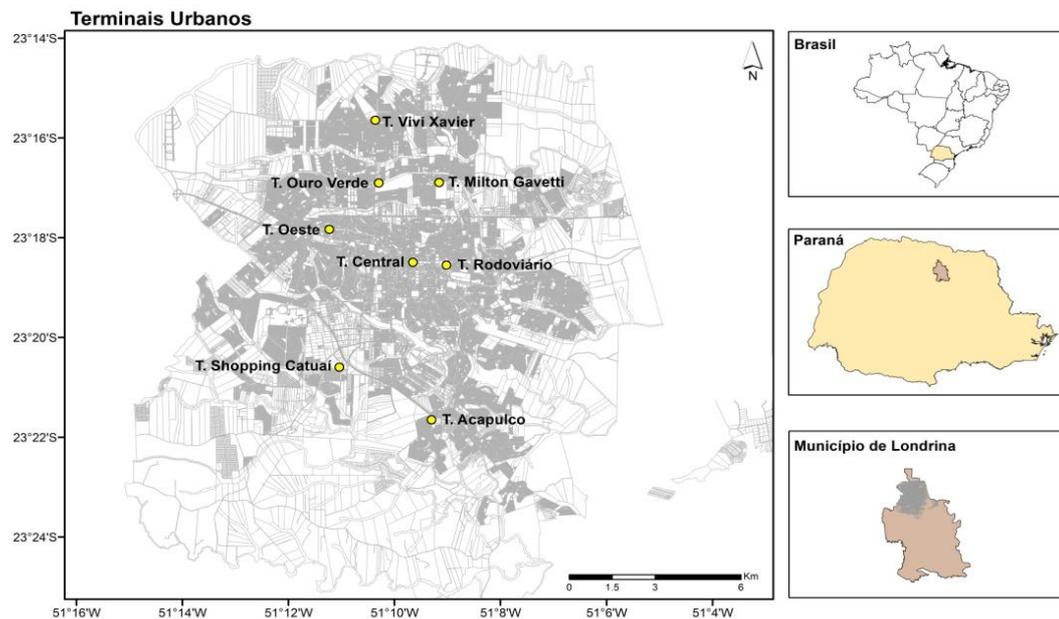


Figura 5 - Localização dos terminais urbanos de transporte público de Londrina.

O sistema de transporte público de Londrina transporta aproximadamente 4.027.443 milhões de passageiros por mês, podendo sofrer algumas variações conforme períodos do ano (CMTU, 2016). A frota de ônibus tem idade média de cinco anos e meio e utilizam como combustíveis o diesel S500 e S10, porém em maior quantidade o S500.

Os horários de maior fluxo de usuários são pela manhã das 06 às 08 horas e no final da tarde das 17 às 19 horas. Foram selecionadas cinco linhas de ônibus que representassem as maiores demandas e abrangessem todas as regiões da cidade. As linhas foram nomeadas, conforme a direção de seu trajeto, partindo da região central da cidade para as direções Leste, Oeste, Sul, Norte, e uma quinta linha Norte Sul, conforme a Tabela 2 a seguir.

Tabela 2 - Linhas de ônibus utilizadas na amostragem e respectivos números de usuários transportados por mês.

Linhas de ônibus	Usuários por mês*	Extensão das linhas (km)
Região Leste	96.123	15,60
Região Sul	124.638	13,50
Região Oeste	103.491	29,40
Região Norte	76.063	18,55
Norte Sul	75.107	31,20

*valores referente ao mês de abril de 2016.

Fonte: CMTU (2016).

Nesse sentido, foram realizadas medidas e coletas de $MP_{2,5}$ com o equipamento MIE pDR-1500™ (Thermo Fisher Scientific), em cada uma das cinco linhas de ônibus e nos períodos de maior e menor fluxo de usuários. Cada amostragem foi realizada por 8 horas, sendo realizadas, portanto, diversas repetições do trajeto até somar às 8 horas de medição e coleta de $MP_{2,5}$ em cada linha e período. Além disso, as amostragens foram realizadas em triplicatas (3 repetições da amostragem de 8 horas), com o intuito de caracterizar a real exposição da população londrinense durante os percursos diários para trabalho e/ou estudo, a partir das linhas de ônibus com maior demanda de uso, seguindo os mesmos parâmetros da amostragem pessoal. As amostragens se concentraram de 06 às 19 horas em dias de semana.

O percurso considerado foi partindo do Terminal Central até o ponto final da linha, seja ele um ponto de ônibus ou um terminal urbano. Ao voltar ao ponto de origem, eram contabilizadas duas repetições, a ida e a volta. Durante esse trajeto também era realizada a descida do veículo em pontos de ônibus com maior fluxo de pessoas, sem considerar a volta ao ônibus como uma repetição. A amostragem ocorreu entre 01 de agosto de 2016 a 29 de setembro de 2016, totalizando 240 horas de amostragem, não foram realizadas as medidas em dias com chuva, finais de semana e feriados.

Foi produzido um roteiro de observação (APÊNDICE B), com intuito de registrar informações relevantes durante a amostragem de $MP_{2,5}$ a partir das principais rotas executadas pelo transporte público, contendo informações como: condições meteorológicas,

características das rotas, morfologia urbana, principais avenidas percorridas, horário de chegada e saída dos terminais urbanos e tempo de permanência no meio de transporte.

Observou-se que a linha que percorria a região leste, transitava por áreas mais planas, com predominância de ruas estreitas e com pouco fluxo de veículos nos bairros. Percorria também avenidas de grande número de veículos como as Avenidas Duque de Caxias, Sergipe e São João.

A linha da região sul é caracterizada por vias mais amplas com fluxo intenso, principalmente nos horários de pico, como a Avenida Higienópolis e Madre Leonita Milito. Percorrendo ruas e avenidas com perfil urbano marcado pela presença de grandes construções e adensamento populacional, representa uma região mais nobre da cidade.

Bairros com ruas muito íngremes e estreitas são características da linha que percorre a região oeste, onde é possível observar regiões bem suscetíveis economicamente. As pessoas costumam realizar descarte irregular de resíduos sólidos urbanos nos fundos de vales e terrenos baldios, além de realizar a queima desses resíduos e de biomassa. Os ônibus fazem maior uso das marchas mais pesadas, aumentando o número de acelerações. A linha também percorre a Avenida Tiradentes, Avenida Arthur Tomas e Benjamin Constant, marcadas pela presença de grande fluxo de veículos, principalmente em horário de picos.

A linha da região norte transita principalmente pelas Avenidas Saul Elkind e Silvio Barros, percorre ruas estreitas nos bairros e apresenta algumas ruas íngremes. Também é marcado pelo descarte irregular de resíduos sólidos urbanos, bem como pela queima desses e de biomassa.

O percurso realizado pela linha norte-sul, transita por avenidas que apresentam fluxo intenso nos horários de pico como a Avenida Arcebispo Dom Geraldo Fernandes (Leste Oeste), Higienópolis, João Cândido, Winston Churchill, Saul Elkind, além da BR 369 que possui um tráfego de veículos pesados. Essa linha contém trajetos em comum com as linhas sul e norte. A Figura 6 mostra a abrangência e os trajetos percorridos pelas linhas amostradas.

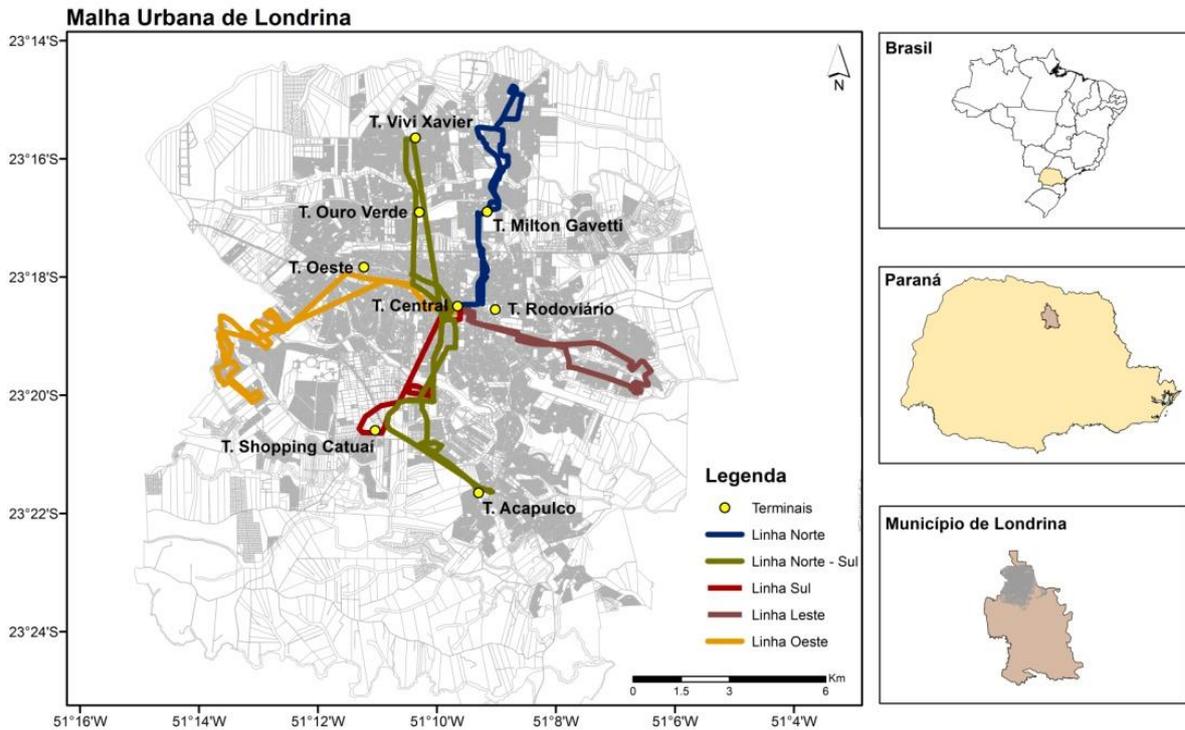


Figura 6 - Geogerreferenciamento do trajeto percorrido pelos ônibus de do transporte público das linhas amostradas no estudo.

3.3.3 Monitor Pessoal

Para a coleta de $MP_{2.5}$, tanto na amostragem pessoal com os voluntários, como na amostragem nas principais linhas de ônibus da cidade, foi utilizado o equipamento pessoal MIE pDR-1500 (Thermo Fisher Scientific), e selecionado o ciclone referente às partículas de até $2,5 \mu m$ (Figura 7). O equipamento realiza medições de concentração de partículas de pelo método de espalhamento de luz, onde a quantidade de luz dispersa é convertida em leituras de concentração das partículas utilizando a teoria de dispersão da luz. Simultaneamente recolhe as partículas em um filtro para determinação da concentração em massa pelo método gravimétrico assim como, composição química.

O coeficiente de espalhamento utilizado pelo MIE pDR-1500 é de aproximadamente $1,5 \times 10^{-6}$ para $0,6 m^{-1}$, com comprimento de onda de $880 nm$. A resolução temporal foi de 60 segundos, com fluxo de $3 L min^{-1}$, devido à similaridade ao fluxo respiratório humano.

O equipamento foi configurado para registrar a temperatura ($^{\circ}C$), umidade relativa (%) e pressão atmosférica (hPa). O MIE pDR-1500 possui faixa de medição de $0,001 mg m^{-3}$

a 400 mg m^{-3} , com precisão de $\pm 5\%$. Os equipamentos foram calibrados em 12/03/2015 pela empresa Environmental Instruments Division, sob os números de séries CM 15441032 e CM 15441030.



Figura 7 - Equipamento pessoal MIE pDR-1500 (Thermo Fisher Scientific), com ciclone azul referente às partículas até $2,5 \mu\text{m}$ selecionado.

A amostragem pessoal utilizou filtros de membrana de PTFE- Politetrafluoretileno (PALL Corporation) com 37 mm de tamanho e $2,0 \mu\text{m}$ de poro, com eficiência de coleta de 99% para partículas de até $0,3 \mu\text{m}$ de tamanho (MASSEY et al., 2013; PARK et al., 2008). Antes das pesagens os filtros foram colocados em placas de petri e alocados em sala específica com temperatura e umidade relativa do ar controlada (temperatura de 20°C e umidade relativa do ar de 30 a $40\% \pm 5\%$) para equilíbrio de umidade por pelo menos 24 horas (MARTINS et al., 2012; LIU et al., 2015).

Para a pesagem utilizou-se uma balança eletrônica microanalítica de precisão nominal de $1 \mu\text{g}$, modelo MX5 (Mettler Toledo), pertencente ao Laboratório de Análise dos Processos Atmosféricos (LAPAt/IAG/USP). Antes das pesagens propriamente, os filtros foram descarregados eletrostaticamente, através de um neutralizador de carga estática Haug (Mettler Toledo), uma vez que, eventuais forças elétricas, mesmo que pequenas, podem influenciar a medida da massa (Figura 8). Todos os filtros foram pesados em duplicata antes e após a amostragem.



Figura 8 - Balança eletrônica microanalítica modelo MX5 (Mettler Toledo), neutralizador de carga estática Haug (Mettler Toledo) e filtros de PTFE (PALL Corporation) com 37 mm.

3.3.4 Amostragem Ambiental

Em paralelo a medição da concentração de $MP_{2,5}$ nos voluntários, foi realizada a coleta de MP_{10} e $MP_{2,5}$ na UTFPR câmpus Londrina para obtenção de uma concentração de referência ambiental para comparação com às medidas de exposição pessoal. Para essa amostragem utilizou-se um amostrador dicotômico, Partisol 2000-iD (Thermo Fisher Scientific) pertencente ao Laboratório de Análises em Poluição do Ar (LAPAR).

O equipamento opera dividindo um fluxo de amostra MP_{10} nas frações grossa ($MP_{2,5-10}$) e fina ($MP_{2,5}$), através de um impactador virtual situado após o receptáculo, que possui dois controladores de vazão. O sistema recolhe as partículas em dois filtros simultaneamente à vazão de 15 L min^{-1} para a fração do particulado fino e $1,67 \text{ L min}^{-1}$ para fração grossa do particulado, totalizando uma vazão de $16,7 \text{ L min}^{-1}$ (Thermo Fischer Scientific Inc., 2011).

A amostragem ambiental utilizou filtros de fibra de quartzo (QM-A, Whatman) com 47 mm de tamanho e $2,0 \mu\text{m}$ de poro, com eficiência de coleta de 99% de partículas de até $0,3 \mu\text{m}$ (HU et al., 2012; PARK et al., 2008; CUPR et al., 2013). Antes das pesagens estes foram colocados em placas de petri, em recipiente hermeticamente fechado com sílica para equilíbrio de umidade por pelo menos 24 horas (MARTINS et al., 2012; LIU et al., 2015).

Para a pesagem utilizou-se uma balança micro analítica, modelo AX 26 (Mettler Toledo), com pesagem máxima de 22 g e precisão de $1 \mu\text{g}$, pertencente ao Laboratório LACA da Universidade Estadual de Londrina (UEL) e localizada em sala específica com temperatura e umidade relativa do ar controlada (temperatura de 20°C e umidade relativa do ar de 40 a

50% \pm 5%). Os filtros foram pesados em triplicata antes e após a amostragem. Após a pesagem dos filtros já amostrados, estes foram embalados com filme de PVC, colocados em plástico *zip lock* e armazenados em geladeira, devidamente identificados, a temperatura aproximada de 5°C.

3.3.5 Análise Gravimétrica

A metodologia de análise gravimétrica foi utilizada para determinação da concentração média da massa ($\mu\text{g m}^{-3}$) coletada nos filtros de PTFE e quartzo. A massa que corresponde aos filtros é medida antes e após a amostragem e a diferença entre ambas indica o material particulado coletado durante o decorrer da amostragem (MARTINS et al., 2012; ANDRADE et al., 2012; LIU et al., 2015). A determinação da concentração média da massa ($\mu\text{g m}^{-3}$) do MP_{2,5}, MP_{2,5-10} e MP₁₀, seguiu a metodologia estabelecida no manual Partisol 2000I-D e utilizadas em outros trabalhos do grupo (BEAL, 2015; ALMEIDA, 2016).

3.4 ANÁLISE DE BLACK CARBON POR REFLETÂNCIA

A determinação da concentração de BC foi realizada em todos os filtros de PTFE utilizados na amostragem com o monitor portátil, seguindo o método de refletância de luz. O método se baseia na absorção de luz pelo BC, onde a luz refletida, detectada em porcentagem por um fotosensor, é inversamente proporcional à absorvida em função da quantidade de material absorvedor presente na amostra. O equipamento utilizado é um refletômetro Model 43 (M43D) da Diffusion Systems Ltd. pertencente ao Laboratório de Análise dos Processos Atmosféricos (LAPAt/IAG/USP), composto de um fotosensor, placa padrão com padrão branco e cinza e uma cabeça de medição (Figura 9). O padrão cinza é composto de particulados de origem urbana. Segundo LACK et al., (2014), este método não mede 100% do BC presente na amostra. Desta forma, é recomendado o uso do termo *Black Carbon* Equivalente (BCE) quando se refere à medida da massa de carbono derivado do coeficiente de absorção (PETZOLD et al., 2013; BEAL, 2015), sendo, portanto, o termo utilizado para as determinações realizadas neste trabalho.



Figura 9 - Refletômetro Model 43 (M43D) da Diffusion Systems Ltda.

A verificação da linearidade do equipamento, conforme recomendação do fabricante foi feita através da leitura do padrão branco e ajuste para 100% de refletância, com medida padrão cinza no limite de $35 \pm 1\frac{1}{2}$ de refletância. Foram selecionados cinco filtros para serem filtros controle, com ajuste do equipamento em 100% de refletância. Realizou-se a medição, se o desvio padrão estivesse acima de 0,5, o filtro foi desqualificado e um novo filtro controle selecionado para o procedimento. O filtro controle principal foi aquele que apresentou o menor desvio padrão, e foi aplicado na recalibração de todas as medições dos filtros amostrados.

De acordo com o manual do equipamento o filtro controle principal foi utilizado para o ajuste de 100% de refletância no ponto médio do filtro. Após o ajuste foram realizadas as leituras dos filtros amostrados no ponto central e em duplicata. Com a obtenção das medidas de refletância, a concentração de BCe em $\mu\text{g m}^{-3}$ foi calculada utilizando a equação abaixo, que abrange uma faixa de refletância de 2% a 94% (HETEM, 2014).

$$BCe = \frac{\left(0,3724 \times e \left(5,52 - \frac{0,51}{\ln(R)} \times e^{(0,84 \times \ln(R))} \right) \times A \right)}{V}$$

Onde temos que:

BCe é a concentração de *Black Carbon* equivalente em $\mu\text{g m}^{-3}$;

R é a refletância (%);

e é a função exponencial;

A é a área do filtro (cm^2), neste trabalho utilizou-se filtro de 37 mm;

V o volume de ar amostrado (m^3). O valor de 0,3724 equivale à proporção entre o carbono elementar e o carbono total.

HETEM (2014) obteve a equação acima, utilizando filtros de PTFE, como os utilizados neste trabalho. Adicionalmente, BEAL (2015), aplicou e validou a metodologia proposta.

3.5 ANÁLISE POR FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X

A análise instrumental multielementar por fluorescência de raios X (XRF) se baseia na medida das intensidades dos raios X característicos, número de raios X detectados por unidade de tempo, emitidos pelos elementos químicos presentes em determinada amostra, quando excitada. Quando um elemento de uma amostra é excitado, este tende a ejetar os elétrons do interior dos níveis dos átomos, assim, os elétrons dos níveis mais afastados realizam um salto quântico para preencher a vacância. Cada transição eletrônica resulta em uma perda de energia para o elétron, que por sua vez é emitida na forma de um fóton de raios X, com energia característica e bem definida para cada elemento.

A técnica fluorescência de raios X por dispersão de energia (ED-XRF) tem sido amplamente utilizada nos últimos anos, é considerada prática e menos dispendiosa, pois se utiliza na excitação da amostra, um tubo de raios X de baixa potência ou uma fonte radioativa. A ED-XRF é capaz de realizar análises qualitativas e quantitativas, possui limites de detecção da ordem de 1 a 20 ppm para amostras sólidas, e de 1 a 20 ppb para amostras líquidas (NASCIMENTO FILHO, 1999; MORAES, 2009). A técnica é utilizada principalmente em amostras sólidas e possibilita a determinação simultânea ou sequencial da concentração de vários elementos, sem a necessidade de destruição da amostra ou aplicação de pré-tratamento químico.

Para amostras líquidas recorre-se a uma pré-concentração, empregando-se troca iônica, precipitação, quelação, entre outros (NASCIMENTO FILHO, 1999). Desta forma, a análise por fluorescência de raios X consiste em três fases: (01) excitação dos elementos que consistem a amostra, (02) dispersão dos raios X característicos emitidos pela amostra e (03) detecção desses raios X (Figura 10).

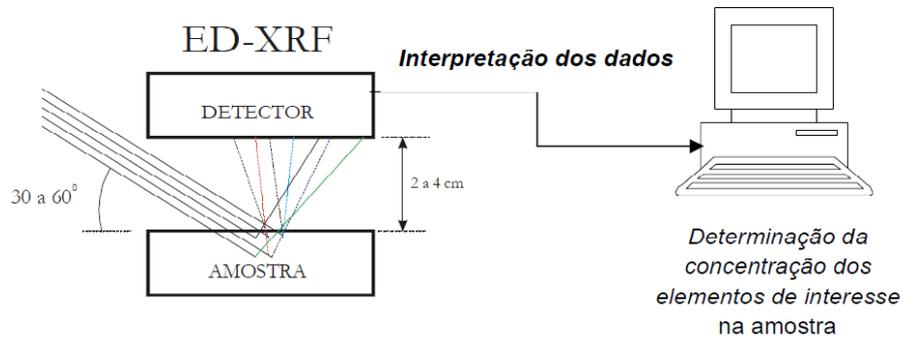


Figura 10 - Geometria de excitação-deteção do EDXRF, onde as linhas contínuas representam os raios X incidentes e as coloridas os raios X característicos. Após a deteção, determina-se a concentração dos elementos por meio de software.

Fonte: Massoni, 2009

A técnica de ED-XRF foi utilizada para analisar os filtros de PTFE utilizados na amostragem pessoal. O equipamento pertence ao Laboratório de Análise dos Processos Atmosféricos (LAPAt/IAG/USP), modelo espectrômetro Rigaku, EDX 700 (Shimadzu Corporation, Analytical Instruments Divisio) (Figura 11). O espectrômetro opera a 5–50 KV e 1–1,000 μ A, onde os raios X são emitidos de um tubo de Ródio, que excitam os elementos constituintes das amostras, levando aproximadamente 25 minutos a análise de cada amostra. A radiação de raios X característica então é medida com um detector de Si(Li). Dessa análise são obtidos espectros de contagem por energia de raios X, os quais são convertidos em concentração de cada elemento-traço com a aplicação do programa WinQXAS (Windows Quantitative X-ray Analysis System), disponível a partir do site da Agência Internacional da Energia Atômica (<http://www.iaea.org/OurWork/ST/NA/NAL/pci/ins/xrf/pciXRFdown.php>).

Essa metodologia de análise da composição elementar do MP_{2,5} tem sido utilizada em diversos trabalhos do referido Laboratório (ALBUQUERQUE, 2005; VALARINI, 2011; MACHADO, 2012; ANDRADE et al., 2012).



Figura 11 - Modelo espectrômetro Rigaku, EDX 700 (Shimadzu Corporation, Analytical Instruments Divisio).

3.6 ANÁLISE DA EXPOSIÇÃO E DOSE INALADA

A avaliação da exposição utilizando o cálculo da dose inalada pode avaliar a magnitude da exposição aos poluentes e fornece uma estrutura básica de avaliação de risco a saúde humana (LIU, et al 2015). Desta maneira, foi calculada a dose inalada por cada indivíduo, conforme a equação abaixo (U.S. EPA, 1997), utilizando a média da concentração de $MP_{2,5}$ das 9 horas amostradas para cada voluntário e de 8 horas para as amostragens nas rotas de transporte público, assim sendo estas a duração da exposição para cada amostragem.

$$Dose\ inalada = \frac{Ca \times TI \times DE}{(PC \times TM)}$$

Onde, Ca é a concentração no ar de $MP_{2,5}$ ($\mu g L^{-1}$), TI, a taxa de inalação (L hora⁻¹), DE, duração da exposição, PC, a massa corporal do indivíduo (kg) e TM, o tempo médio ou período médio em que ocorreram as medidas.

3.7 BALANÇO DE MASSA E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE $MP_{2,5}$

Nesse trabalho foi utilizado o balanço de massa, uma vez que, a técnica de fluorescência de raios X não é capaz de identificar o composto químico existente no MP amostrado. Segundo Seinfeld e Pandis (2006), é possível apenas fazer estimativas dos compostos, pois a composição mais comum é na forma de óxidos. Desta forma, utilizou-se

fatores de conversão, que ao serem calculados indicam as estimativas das composições moleculares dos óxidos das espécies. Assim foram utilizados os seguintes fatores: $Al \times 1,88$; $K \times 1,2$; $Ca \times 2,2$; $Ti \times 1,33$; $V \times 1,31$; $Mn \times 1,58$; $Fe \times 1,43$; $Ni \times 1,27$; $Cu \times 1,13$; $Zn \times 1,25$. Para o sulfato o fator de conversão utilizado foi de: $S \times 4,13$, sendo que todos têm como referência valores utilizados em outros trabalhos (ALBUQUERQUE, 2005; ANDRADE et al., 2012). Desta forma, com a aplicação dos fatores, estabeleceu-se uma massa molecular provável para cada elemento traço identificado pelo EDX-RF.

3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise dos dados obtidos foi desenvolvida de forma exploratória a partir das variáveis estudadas, calculando-se medidas de posição e dispersão para todas as variáveis empregadas no estudo como média aritmética, mediana, desvio padrão, correlação de Pearson, valores máximo e mínimo (BEAL, 2015). Para a análise de semelhança entre as médias de concentração de $MP_{2,5}$ e composição elementar, B_{Ce} e dose inalada para os grupos de voluntários e entre as linhas de ônibus, foi utilizado o teste não paramétrico para duas amostras independentes, denominado de teste de Kolmogorov-Smirnov, que verificava a semelhança entre as variáveis analisadas (VIALIA, 2008) através do software BioEstat 5.0.

Para as variáveis meteorológicas foram calculadas as médias das temperaturas máximas, médias e mínimas do ar, umidade relativa e precipitação utilizando os dados da série histórica de Londrina entre os anos de 1961 a 2015, fornecidas pelo IAPAR. Essa análise foi realizada para avaliar se as condições meteorológicas dos períodos de amostragem estavam dentro da normal climatológica da região. Médias aritméticas simples foram empregadas para o tratamento e análise dos dados. Para a análise de semelhança entre os períodos de amostragem com os mesmos períodos da série histórica, foi utilizado o teste não paramétrico de Kolmogorov Smirnov.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 AMOSTRAGEM PESSOAL

4.1.1 Condições Meteorológicas

Durante o período de amostragem a temperatura média foi de 17,6 °C, a precipitação acumulada foi de 369,1 mm e a umidade relativa média de 80%. Essas condições meteorológicas observadas estão dentro da normal climatológica para o período e região, conforme a análise da série histórica de 39 anos utilizada como referência.

4.1.2 Amostragem Ambiental e Exposição Pessoal ao MP_{2,5}

A amostragem ambiental ocorreu concomitantemente ao período de amostragem da exposição pessoal. As concentrações de MP₁₀ não ultrapassaram o valor do padrão nacional de qualidade do ar, estabelecido pela Resolução CONAMA nº003 de 1990, que é de 150 µg m⁻³ (padrão primário, 24 horas). Os valores médios de MP₁₀ e MP_{2,5} para o período amostrado foram de 14,3 µg m⁻³ e 5,9 µg m⁻³, respectivamente. Os dados de concentrações fornecidas pelo partisol foram utilizados como uma medida fixa de referência, uma vez, que Londrina não possui uma estação de monitoramento da qualidade do ar.

A concentração média de MP_{2,5} para a amostragem pessoal, realizada com trinta voluntários foi de 11,7 µg m⁻³, o dobro da ambiental, embora os tempos de amostragem tenham sido diferentes. Para a análise das concentrações, os voluntários foram separados em dois grupos, assim nomeados, de acordo com o tipo de transporte utilizado: grupo automóvel - aqueles que utilizaram automóveis, e grupo ônibus - os que se deslocaram de transporte público urbano, ou seja, ônibus. No grupo automóvel, portanto, ficaram 19 voluntários e no grupo ônibus, ficaram 9. É importante ressaltar que em ambos os grupos, os voluntários trabalhavam principalmente nos setores administrativo, educação, comércio e transporte, e as amostragens eram iniciadas na saída da residência do voluntário, em geral entre 7:00 e 8:00 da manhã.

Dois voluntários, dentro da amostra de conveniência, utilizaram motocicletas como meio de transporte para se deslocarem pela cidade. Os perfis dos dois voluntários que faziam uso da motocicleta eram muitos diferentes, um era *office boy* e o outro um estudante que

utilizava o veículo apenas para ir à universidade. O perfil de concentração de $MP_{2,5}$ durante o período de amostragem está ilustrado na Figura 12. É possível observar que as concentrações de $MP_{2,5}$ do estudante manteve-se praticamente constante e em uma faixa de concentração que não ultrapassou $20 \mu\text{g m}^{-3}$. Enquanto as concentrações do office boy apresentaram grande variabilidade, com pico máximo de concentração de $68 \mu\text{g m}^{-3}$. Ao longo do dia de trabalho diversos outros picos ocorreram quando o voluntário estava se deslocando pela cidade, verificado pelos dados do GPS que são compatíveis com os períodos de deslocamento deste voluntário.

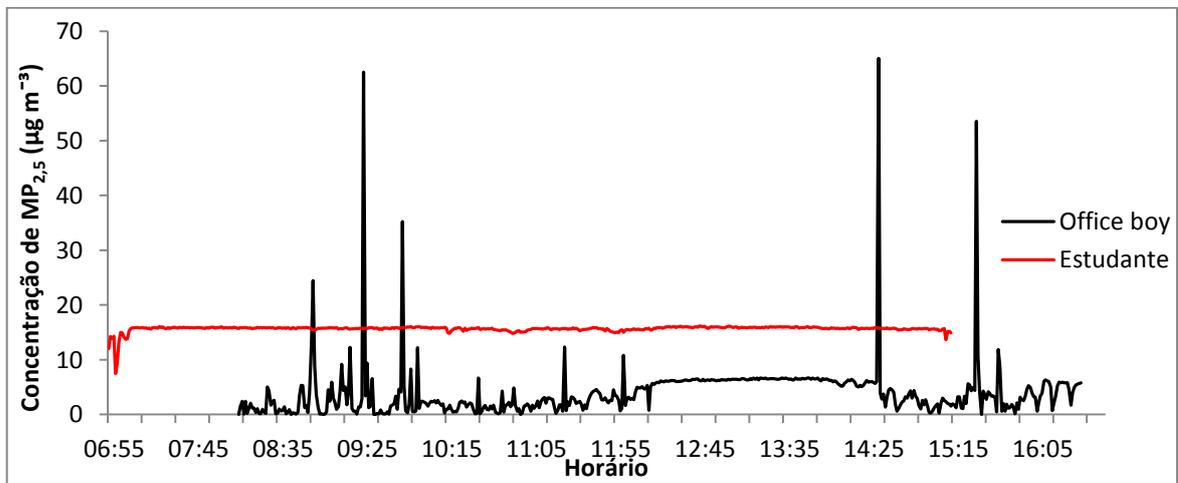


Figura 12 - Perfil de concentração de $MP_{2,5}$ durante o dia de amostragem para os dois voluntários que utilizaram motocicleta como meio de transporte.

As análises estatísticas seguintes serão referentes apenas aos grupos automóvel e ônibus, devido à falta de representatividade de voluntários que utilizaram motocicletas. As concentrações médias de $MP_{2,5}$ dos voluntários nos grupos automóvel e ônibus foram de $12,4 \mu\text{g m}^{-3}$ e $10,7 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente.

É possível observar, conforme o gráfico da Figura 13, que existem alguns outliers em relação à concentração de $MP_{2,5}$ para os grupos de voluntários. Em relação aos voluntários que utilizaram ônibus, os outliers se referem ao voluntário que desempenhava a atividade de motorista de ônibus que permaneceu a maior quantidade de tempo dentro do ônibus e próximo de fontes de emissão associada a atividade veicular. O outro é um voluntário do setor de educação que realizou vários deslocamentos a pé no centro da cidade, região de maior fluxo veicular.

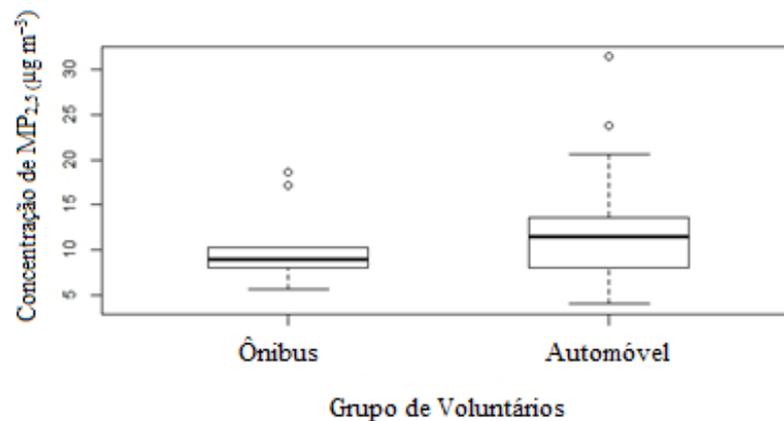


Figura 13 - Concentração de $MP_{2,5}$ para os grupos de voluntários ônibus e automóvel.

Em relação ao grupo automóvel, este apresentou maior dispersão e amplitude dos dados das concentrações, quando comparado com o grupo ônibus. Os outliers são indivíduos que passaram a maior parte do seu dia expostos ao trânsito, entre eles um vendedor externo, e um indivíduo que trabalhava em um estabelecimento comercial, localizado em frente a uma avenida muito movimentada de Londrina, a Avenida Arcebispo Dom Geraldo Fernandes, conhecida como Leste Oeste, que possui intensa circulação de veículos leves e pesados.

Neste grupo, também havia dois voluntários que desempenhavam a atividade de taxista, porém as concentrações de $MP_{2,5}$ estiveram dentro dos valores médios das outras atividades, mesmo eles permanecendo a maior parte do tempo no trânsito, podendo ser justificada pelo uso do ar condicionado e os vidros fechados do veículo. Estudos realizados apontam que a concentração de $MP_{2,5}$ em um carro com as janelas abertas, exposto diretamente ao escapamento, é cerca de 2 a 4 vezes maior que com as janelas fechadas (YU et al., 2012; ZHANG e BATTERMAN, 2013).

Nazelle et al (2012) em estudo realizado em Barcelona, Espanha, mediram as concentrações de $MP_{2,5}$ em automóveis com as janelas abertas, visando melhor representar as condições típicas de condução da cidade durante a primavera. Ao final do estudo, concluíram que os automóveis apresentaram concentrações de $MP_{2,5}$ maiores que as medidas realizadas em ônibus, como consequência da altura dos veículos, que os torna mais próximos à saída dos escapamentos e as janelas abertas dos veículos.

O gráfico da Figura 14 indica o perfil de amostragem de dois voluntários que representam os outliers da Figura 13, no grupo ônibus o voluntário que desempenhava a

função de motorista de ônibus e no grupo automóvel o indivíduo que atuava como vendedor externo.

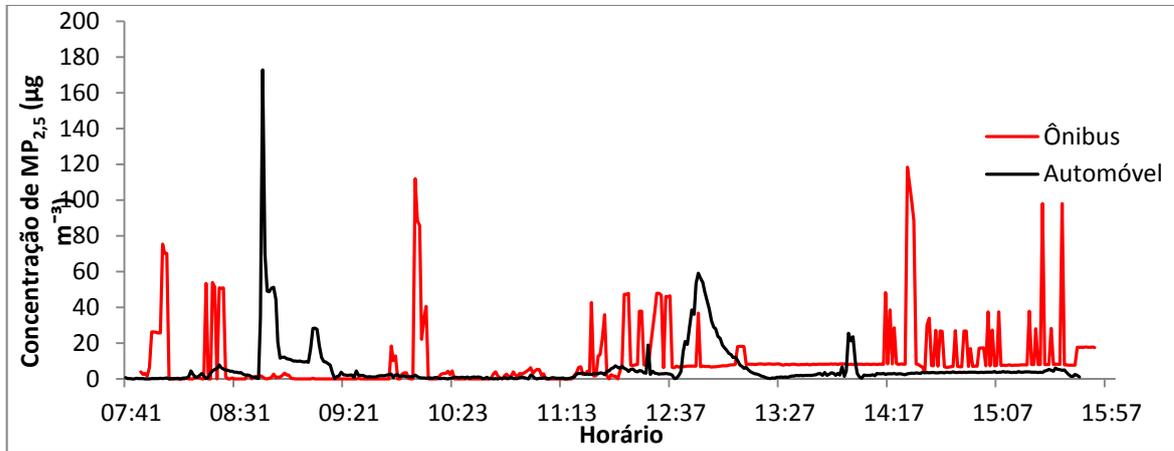


Figura 14 - Perfil temporal de concentração de $MP_{2,5}$ de voluntários outliers dos grupos ônibus e automóvel, durante o dia de amostragem

O motorista de ônibus apresentou picos de concentração de $MP_{2,5}$ ao longo de todo o período de amostragem, atingindo concentração máxima de $120 \mu\text{g m}^{-3}$, enquanto o outro voluntário atingiu concentração máxima de $180 \mu\text{g m}^{-3}$. Porém, exibiu menos picos de concentração quando comparados com o voluntário do grupo ônibus. Assim, em termos médios a exposição diária do voluntário do grupo ônibus foi maior que a do automóvel. No entanto, como são casos atípicos de cada grupo não se pode afirmar sobre a exposição do grupo.

Excluindo os outliers de ambos os grupos as concentrações de $MP_{2,5}$ foram de $9,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (ônibus) e $11,3 \mu\text{g m}^{-3}$ (automóvel), assim podendo inferir que o grupo automóvel apresentou maiores concentrações possivelmente pela maior proximidade com o escapamento dos veículos quando comparado com os ônibus, porém lembrando que a exposição durante a atividade de trabalho é um fator importante na média de concentração.

O gráfico da Figura 15 representa um exemplo do perfil de amostragem dos voluntários dos grupos automóvel e ônibus. No primeiro grupo, o voluntário trabalha no setor administrativo de uma empresa de alimentos, verifica-se que as maiores concentrações de $MP_{2,5}$ encontram-se no início e no final da amostragem, a partir do GPS, foi possível verificar que estes momentos ocorreram no deslocamento do indivíduo ao seu trabalho, atingindo concentração de até $90 \mu\text{g m}^{-3}$ de $MP_{2,5}$. O representante do grupo ônibus é uma estudante e utilizou esse meio de transporte quatro vezes, conforme o GPS, as maiores

concentrações de $MP_{2,5}$ equivalem às medidas realizadas durante o deslocamento ou permanência da voluntária no Terminal Central de Transporte Urbano, e alcançou concentrações de até $60 \mu\text{g m}^{-3}$.

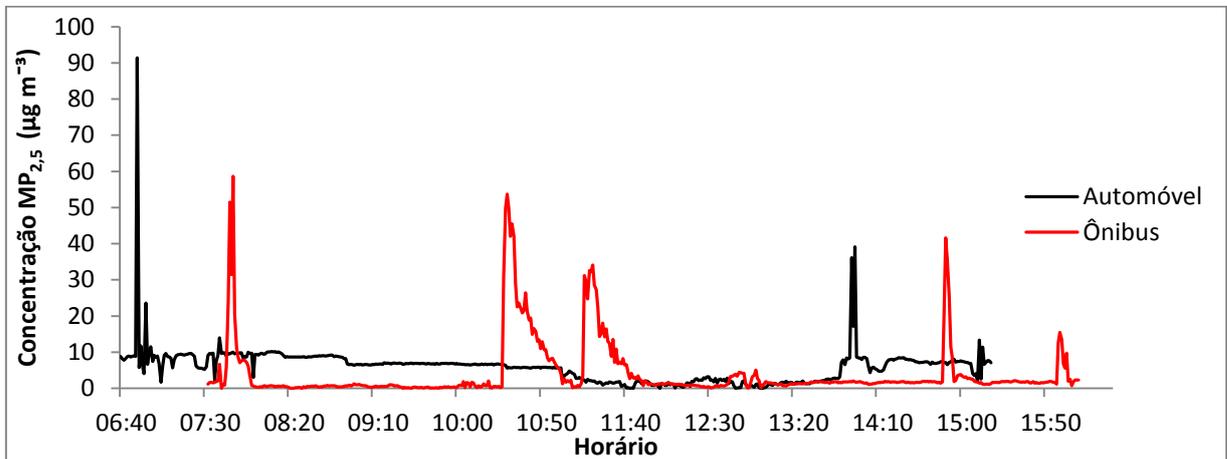


Figura 15 - Perfil temporal de concentração de $MP_{2,5}$ de dois voluntários típicos dos grupos ônibus e automóvel, durante o dia de amostragem.

A exposição pessoal durante os deslocamentos diários, seja de ônibus ou automóvel, é imprescindível de ser avaliada, pois a análise da contribuição total da exposição diária do indivíduo está intimamente relacionada ao tráfego veicular (GULLIVER e BRIGGS, 2004). Essas emissões, provenientes dos deslocamentos produz uma exposição excessiva aos principais poluentes atmosféricos, mesmo em pequenas distâncias percorridas (YU et al., 2012; ZHANG e BATTERMAN, 2013).

Fato é que, a exposição, seja daqueles indivíduos que utilizam automóveis ou ônibus é amplamente influenciada pelas concentrações ambientais, recebendo contribuições tanto de emissões de gases e partículas dos escapamentos (BRIGGS et al., 2008), bem como do local de trabalho dos voluntários.

Quando este estudo se propôs a trabalhar com voluntários deparou-se com uma variedade de perfis de exposição, mesmo excluindo indivíduos que trabalhassem em atividades industriais que contribui diretamente com a sua exposição a poluentes, como a construção civil. Ainda assim, encontrou-se diversas condições de exposição, dependendo do tempo de permanência no trânsito e a localização do trabalho dos voluntários, quando próximo ou não a vias de grande fluxo de veículos. Corroborando com Karanasou et al. (2014) que afirmaram que os voluntários podem ser expostos a níveis de MP e BC de acordo com a rota utilizada, horário, tráfego, morfologia urbana, que são fatores independentes do meio de transporte.

Além disso, em pesquisa realizada por Viana et al. (2011) determinaram o impacto de emissões veiculares em ambientes internos, com destaque às partículas ultrafinas e BC. Os pesquisadores concluíram que o isolamento não adequado de um prédio, mesmo com as janelas fechadas, propiciou a contribuição ao menos de 70% de BC e 73% de MP_1 de origem externa ao prédio. Por isso a importância de aplicar o questionário prévio aos voluntários em relação à localização do trabalho e/ou estudo.

Entretanto ainda é difícil compreender completamente as diferenças de exposição pessoal e os diversos modelos de transportes. Um dos principais obstáculos encontrados nesse estudo e na literatura seria a simultaneidade das amostragens nos diferentes meios de transportes e perfis de voluntários que sejam os mais próximos possíveis (ADAMS et al., 2001, FONDELLI et al., 2008; THAI et al., 2008; ZUUBIER, et al., 2010). Desta forma, o presente trabalho adotou como referência, para complementar o estudo desenvolvido com voluntários, um meio de transporte público, utilizado por grande parte da população de Londrina e de outras cidades brasileiras, que faz a integração de todas as regiões do município, com intuito de melhor avaliar a exposição ao $MP_{2,5}$.

4.1.3 Exposição pessoal ao *Black Carbon*

Em relação ao BCe, as concentrações médias foram $4,3 \mu\text{g m}^{-3}$ para o grupo dos voluntários que se deslocaram de ônibus e de $4,1 \mu\text{g m}^{-3}$ para os voluntários que utilizaram carros. Em termos absolutos as concentrações de BCe foram similares em ambos os grupos, porém o BCe apresentou uma maior fração de contribuição para o $MP_{2,5}$ no grupo ônibus, representando 40% da concentração de $MP_{2,5}$, enquanto o grupo automóvel representou 33%, conforme mostra o gráfico da Figura 16. A maior fração de BCe no grupo ônibus provavelmente está associada ao meio transporte, onde veículos pesados do ciclo Diesel, classicamente emitem mais BC do que os do ciclo Otto (FUJITA et al., 2007; BRIGGS e LONG, 2016). Além disso, como o BC em termos de massa e em área urbana é um particulado encontrado predominantemente em torno de $0,14 \mu\text{m}$ de diâmetro (BOND et al., 2013), a sua relativa maior presença não contribui significativamente na massa do filtro, o que justificaria a maior contribuição de BCe no grupo ônibus, embora a concentração de $MP_{2,5}$ tenha sido um pouco menor do que a do grupo automóvel. No entanto, é importante lembrar que outros fatores contribuem para a fração de massa de BCe no $MP_{2,5}$, como a

localização do trabalho dos voluntários, uma vez que, o tempo total de exposição no trânsito representa algumas horas da amostragem total dos voluntários.

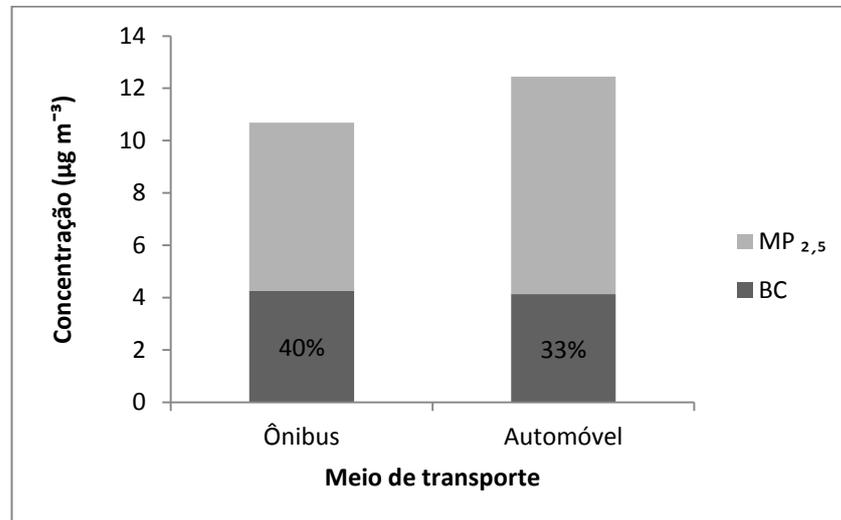


Figura 16 – Concentração e contribuição média de BCe na concentração total de MP_{2,5} por grupo de voluntários.

Os voluntários do grupo automóvel que apresentaram as menores concentrações de BCe utilizavam ar condicionado nos deslocamentos e trabalhavam em ambientes climatizados ou afastados de regiões de tráfego intenso, e atingiram concentrações entre 2,8 e 3,5 µg m⁻³. Em relação aos voluntários que se deslocavam de ônibus, as menores concentrações ficaram entre 3,5 e 4,0 µg m⁻³ e esses indivíduos, assim como os do grupo automóvel trabalhavam em locais com ar condicionado ou afastados do centro da cidade. Desta forma, podendo inferir que o tipo de transporte utilizado foi o fator determinante na concentração de BCe.

Verifica-se a partir do gráfico da Figura 17, que em relação ao grupo ônibus não ocorreu outlier. Contudo, os valores ficaram mais distantes da mediana, indicando uma maior variabilidade e uma assimetria dos dados. Ocorreu um outlier no grupo automóvel, representado pelo voluntário que trabalha com vendas externas. Este, como já mencionado, ficou grande parte do seu dia no trânsito, com janelas do carro abertas, não utilizando o ar condicionado, apresentando uma concentração de BCe de 9,4 µg m⁻³.

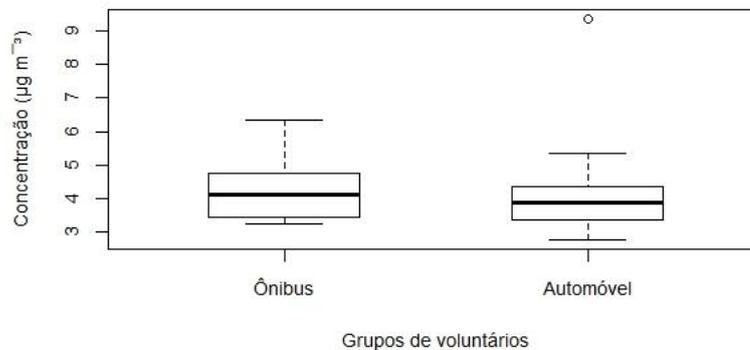


Figura 17 - Concentração de BCe nos grupos de voluntários ônibus e automóvel.

Comparado às concentrações dos dois voluntários taxistas, que permaneceram grande parte da amostragem no trânsito, as concentrações de BCe foram de 4,0 e 5,3 $\mu\text{g m}^{-3}$, um fator que pode justificar esses relativos menores valores, como citado anteriormente, seria que ambos os taxistas utilizaram janelas fechadas e ar condicionado durante as amostragens. Uma vez que, as janelas fechadas diminuem a infiltração das partículas para o ambiente interno do veículo, e o sistema de filtros de ar condicionado auxilia na prevenção da entrada das partículas (HUANG et al., 2012; NAZELLE et al., 2012).

Li et al. (2015) encontraram concentrações maiores de BC dentro de taxis que mantinham as janelas abertas do que medidas realizadas com equipamentos fixos nas avenidas. Além disso, ao comparar as concentrações obtidas em diferentes ruas, verificaram a influência da densidade do trânsito e topologia das ruas nas concentrações de BC.

4.1.4 Composição Química Elementar do $\text{MP}_{2,5}$ - Voluntários

Os aerossóis urbanos contêm elementos traço que são oriundos principalmente de atividades industriais e veiculares. A presença de metais traço na atmosfera inclui elementos de origem da crosta como Al, Ca, K, Fe, Mg, Si e Ti e elementos antrópicos como Cu, Zn, Cd, Cr, Mn, Pb, V e Hg (AZIMI et al., 2003; EPA, 2009; MENDONÇA, 2013). As fontes de emissões antrópicas de elementos traço incluem queima de combustíveis fósseis e madeira, mineração, processos industriais, disposição de resíduos, incluindo o lançamento e despejo de esgotos domésticos e resíduos de descarte de metal (MENDONÇA, 2013).

Destaca-se como uma das fontes que contribuem significativamente para a poluição do ar em áreas urbanas, as emissões provenientes do tráfego de veículos, geradas pela exaustão dos motores, abrasão dos componentes dos veículos e ressuspensão da poeira acumulada nas ruas e avenidas. Processos de abrasão e ressuspensão contribuem com a carga de metais e metaloides oriundas dos freios, pneus, motor, discos e catalisadores (AMATO et al., 2010; LOYOLA et al., 2009; WANG et al., 2003).

As Tabelas 3 e 4 apresentam a estatística descritiva dos dados de composição química elementar do MP_{2,5}, obtidos no grupo ônibus e automóvel, respectivamente. O *n* nas tabelas indica o número de filtros que foram quantificados determinados elementos, uma vez que, devido à variabilidade da exposição nem sempre houve a presença igual dos elementos em todos os filtros amostrados em cada um dos voluntários.

Tabela 3 - Dados de composição química elementar para o grupo ônibus de voluntários.

Elementos traço	Grupo Ônibus (ng m ⁻³)					
	n	Média	Med	Mín	Máx	DP
Na	7	311,0	285,6	163,6	537,1	147,9
Al	4	29,1	16,3	15,3	55,6	23,0
Si	8	55,3	58,3	5,3	116,6	37,2
S	9	297,2	208,4	84,7	725,0	230,8
K	9	169,1	148,1	59,8	374,2	108,4
Ca	9	19,0	10,2	6,7	45	15,4
Ti	7	3,9	3,1	0,3	10,1	3,9
Mn	5	2,7	2,9	1,2	3,7	1,0
Fe	-	-	-	-	-	-
Cu	3	7,9	7,9	4,1	11,7	5,3
Zn	8	6,5	7,3	2,4	8,8	2,2
Br	1	0,7	-	-	-	-
Pb	3	3,1	3,1	1,4	4,9	2,5
Mg	-	-	-	-	-	-
P	5	9,0	6,1	4,8	18,9	6,7
Cl	8	29,0	11,0	0,2	104,1	40,0
V	2	0,6	0,6	0,2	1,0	0,6
Cr	-	-	-	-	-	-
Ni	1	0,9	-	-	-	-
Se	6	1,8	1,1	0,1	4,7	2,0
BCe*	9	4,3	4,1	3,3	6,3	1,0
MP _{2,5} *	9	10,7	9,0	5,6	18,6	4,6

*Unidade em µg m⁻³.

Tabela 4 - Dados de composição química elementar para o grupo automóvel de voluntários.

Elementos traço	Grupo Automóvel (ng m ⁻³)					
	n	Média	Med	Mín	Máx	DP
Na	15	271,8	229,7	11,1	1071,7	275,4
Al	10	68,9	65,0	12,1	157,7	49,8
Si	19	104,3	48,4	4,6	652,0	150,4
S	17	237,5	150,9	6,7	651,7	206,8
K	19	274,6	128,3	22,1	1490,3	364,3
Ca	16	63,1	30,0	5,7	309,1	82,4
Ti	15	8,6	6,2	0,8	42,8	10,3
Mn	14	12,0	1,9	0,2	113,1	29,6
Fe	7	381,8	247,4	32,8	950,3	388,1
Cu	7	5,8	6,2	2,2	9,5	2,8
Zn	18	7,1	3,5	0,2	22,4	7,7
Br	5	3,1	1,5	0,8	6,3	2,8
Pb	8	4,2	2,3	0,6	16,6	5,2
Mg	2	29,6	29,6	18,9	40,2	15,0
P	10	28,9	14,5	4,0	165,5	48,9
Cl	17	62,3	15,1	0,9	255,7	86,3
V	9	1,9	1,6	0,1	4,2	1,4
Cr	6	82,1	28,6	11,4	337,9	127,2
Ni	4	6,2	3,8	1,9	15,4	6,2
Se	9	2,0	2,1	0,6	3,1	0,8
BCe*	19	4,1	3,9	2,8	9,4	1,4
MP _{2,5} *	19	12,4	11,4	4,0	31,5	6,8

*Unidade em $\mu\text{g m}^{-3}$.

De acordo com as Tabelas 3 e 4 é possível observar que para o grupo ônibus as maiores concentrações médias foram para o Na, S e K, enquanto para o grupo automóvel foram Fe, K, Na e S. Com exceção do Fe, que provavelmente possui origem de ressuspensão de solo, Na e S possuem relação com fontes de emissões veiculares e o K está associado à queima de combustíveis e biomassa. Outra peculiaridade importante de ser observada é que no grupo ônibus não foram quantificados os elementos Fe e Cr, enquanto no grupo automóvel as concentrações foram relativamente expressivas. A Figura 18 ilustra melhor a comparação das concentrações médias da composição química elementar entre os dois grupos.

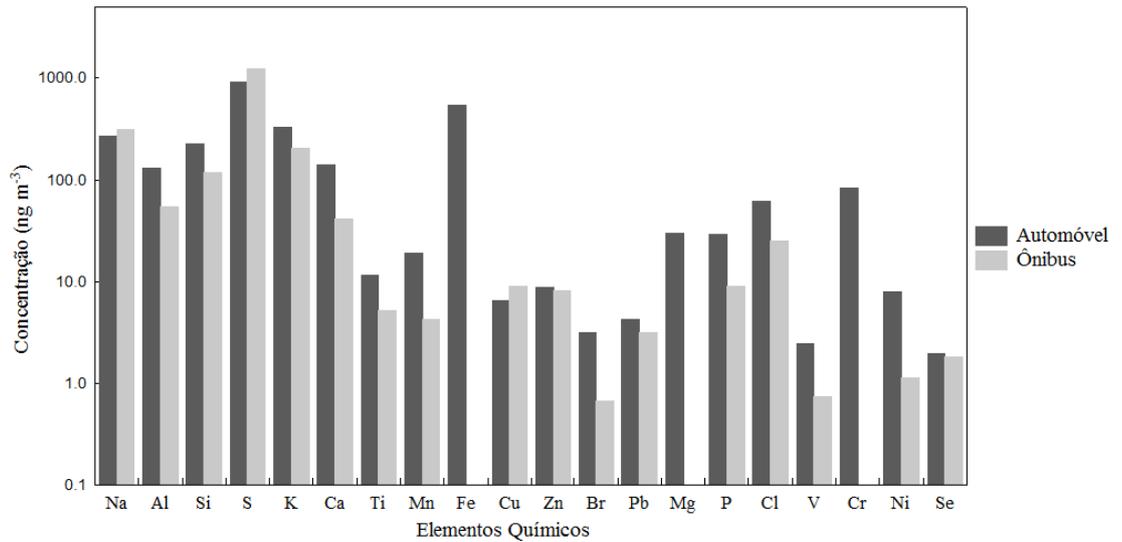


Figura 18 - Concentração média dos elementos químicos do MP_{2,5} para ambos os grupos.

Destaca-se no grupo ônibus as concentrações de S e Na, tanto em relação aos demais elementos como também em relação ao grupo automóvel. Estas maiores concentrações estão relacionadas em parte aos diferentes combustíveis utilizados no ônibus (diesel como 8% de biodiesel) e automóveis (gasolina com 25% de etanol). O diesel na sua composição possui um maior teor de enxofre quando comparado com a gasolina, e portanto, espera-se maiores emissões deste pelos veículos pesados.

O Na destaca-se em regiões costeiras por estar associado à fonte de emissão natural, proveniente do sal marinho e geralmente acompanhado do elemento cloro. Essa influência não ocorre de forma significativa em regiões continentais distantes do oceano, como é o caso da cidade de Londrina. No entanto, de maneira geral foram encontradas altas concentrações de Na, mas principalmente nos filtros dos voluntários do grupo ônibus. Ashraful et al. (2015) ao realizarem estudo sobre a emissão de motores a diesel, sob diferentes condições de velocidade, a partir da utilização de diversos percentuais de contribuição de biodiesel no diesel, inferiram que a concentração de Zn, Cr, Fe, Mg e Na aumenta conforme a porcentagem de biodiesel aumenta. Assim, sugere-se uma influência da composição do combustível nas concentrações de Na encontradas pela presença da adição de biodiesel no diesel. O Na, bem como o Ba podem estar associados também a detergentes que tem a função de neutralizar ácidos fortes, produzidos durante o processo de combustão (VANDER WAL et al., 2016).

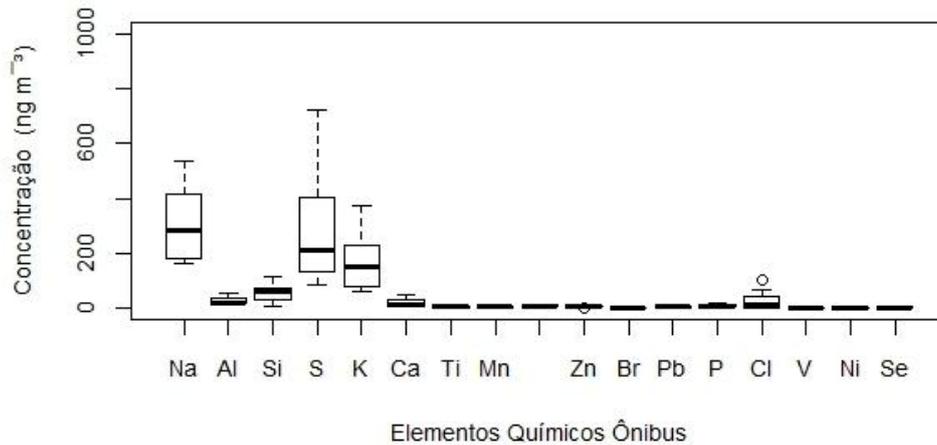
O K por sua vez em termos médios é maior no grupo automóvel, pois além de ser um marcador relacionado à queima de biomassa, também pode ser um traçador da queima de combustível, já que no Brasil parte deste tem origem no etanol de cana de açúcar (ANDRADE et al. 2012). Os elementos em comum entre os grupos de voluntários foram Zn, Pb e Cu podem ter sido emitidos diretamente dos veículos juntamente com gases de exaustão e como resultado de frenagens (ANDRADE et al., 2012), o que justificaria a presença desses elementos nos filtros analisados.

A Figura 19 mostra a distribuição das concentrações dos elementos em ambos os grupos, verifica-se a presença de muitos outliers no grupo de voluntários que se deslocaram de carro (19b), enquanto que para o grupo ônibus não houve valores atípicos, embora, o número de voluntários pertencente a este grupo seja menor.

Dos sete voluntários do grupo automóvel que indicaram o elemento traço Fe, no filtro amostrado, dois se destacaram. Um indivíduo que trabalhava no comércio na Avenida Leste Oeste, no centro da cidade e a outra que trabalhava no setor educacional, como professora de educação física, em uma Escola Municipal na zona norte de Londrina, estes apresentaram concentrações de Fe de 909,2 ng m⁻³ e 950,3 ng m⁻³, respectivamente. As concentrações podem se justificar pela ressuspensão de poeira, principalmente no caso da voluntária que trabalha na escola. Pois esta, se localiza em uma área semi-urbanizada, com a presença de uma grande extensão de solo agricultável exposto na área de entorno e a voluntária permaneceu a maior parte do tempo na quadra de esportes que fica ao ar livre. Contudo, o voluntário do comércio pode receber uma contribuição de Fe oriunda da ressuspensão do solo e também pelo tráfego veicular intenso, na frente do seu local de trabalho.

Os outros cinco voluntários que tiveram a presença de Fe apresentaram concentrações médias de 160,2 ng m⁻³, todos permaneceram em ambientes fechados e com a utilização de ar condicionado, quatro eram do setor administrativo e um era estudante, pertencendo ao setor educação.

(a)



(b)

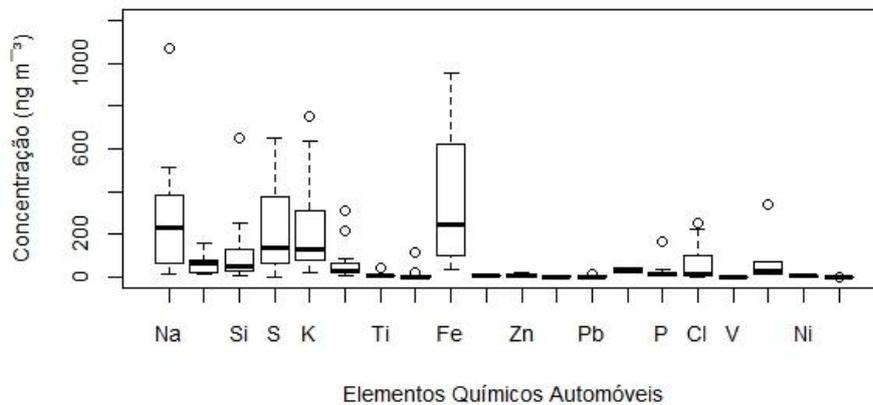


Figura 19 - Composição química elementar do MP_{2,5} (a) grupo ônibus e (b) grupo automóvel

Ainda na Figura 19, pode-se observar no grupo automóvel (19b) que o elemento Cr, foi encontrado em seis filtros, estes pertenciam aos mesmos voluntários que indicaram a presença de Fe, com exceção do voluntário que era estudante. Algumas avenidas movimentadas de Londrina foram passagens em comum entre os voluntários, três percorreram a Avenida Tiradentes, dois a Avenida São João e um trabalha no comércio da Avenida Leste Oeste. O Cr pode ter origem na emissão veicular, a partir dos componentes das ligas metálicas dos motores, juntamente com o Ni. Além disso, pode ter origem nas

impurezas dos combustíveis, lubrificantes e atividades industriais (ADACHI e TAINOSHO, 2004; HAYS et al., 2011; WANG et al., 2003; SILVA et al. 2010).

O outlier indicado para o Cr é da voluntária professora de educação física, que passou a maior parte do tempo, ao ar livre, conseqüentemente mais suscetível à influência de fontes externas de emissão. Vale ser ressaltado também, o tempo de permanência dessa voluntária no trânsito, uma vez que, ao se deslocar para chegar ao trabalho, ela percorre uma grande distância, pois reside na zona leste e trabalha na zona norte da cidade, fatores que devem ter contribuído para a concentração de $337,9 \text{ ng m}^{-3}$ de Cr, para o dia da amostragem.

O outlier apresentado pelo elemento traço Ti pertencem ao voluntário que desempenhava a função de vendedor, no comércio localizado na Avenida Leste Oeste ($42,8 \text{ ng m}^{-3}$), já citado anteriormente. Esse voluntário também representou um outlier no elemento Mn, com concentrações de $113,1 \text{ ng m}^{-3}$, esses elementos traço possuem associação com a ressuspensão do solo. (SILVA et al., 2010; ALBUQUERQUE, 2005). Porém o Mn também pode estar associado a fontes industriais e emissões veiculares (GODOI et al. 2013; POLEZER, 2015).

O ambiente urbano caracteriza-se pela alta variabilidade de concentrações de MP, principalmente nas frações ultrafinas, a densidade e dinâmica do tráfego e de outras fontes, em conjunto com os mecanismos de mistura e remoção de partículas, morfologia urbana, resultam em um complexo padrão de poluição nos microambientes urbanos (LI et al. 2015).

O gráfico da Figura 20 mostra a fração da massa explicada de $\text{MP}_{2,5}$, após aplicação dos fatores de conversão dos elementos para os compostos químicos. É possível observar que em média o BCe e os compostos dos elementos representaram 40% e 19%, respectivamente da massa de $\text{MP}_{2,5}$ para o grupo ônibus, enquanto que para o grupo automóvel o BCe representou 33% e os compostos dos elementos 23% da massa quantificada. Desta forma, a massa explicada de $\text{MP}_{2,5}$ foram de 59% e 56%, respectivamente. A fração não explicada, em ambos os grupos, pode ser composta de íons (p.e. nitrato, amônio), carbono orgânico e ainda de água que não foram possíveis de ser analisados nesta pesquisa.

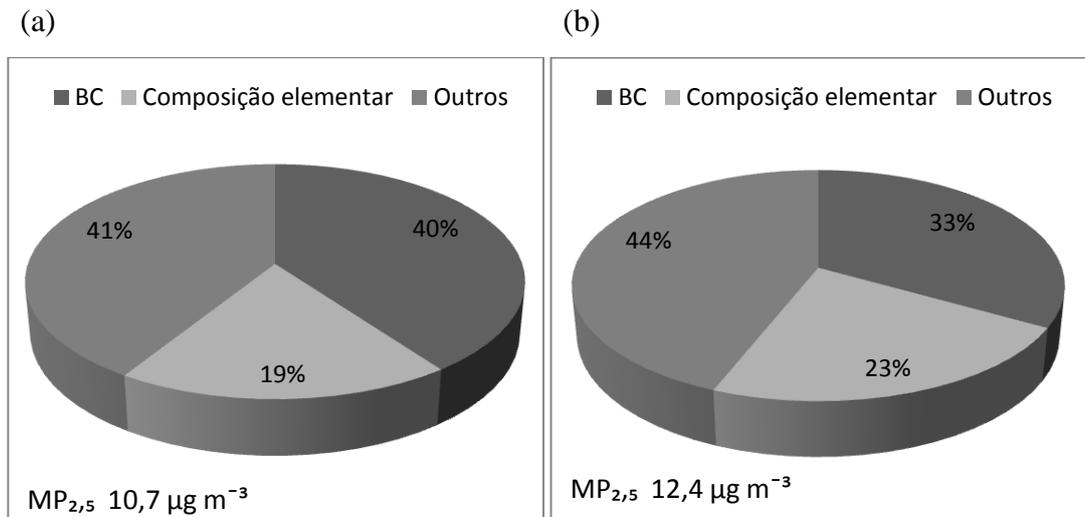


Figura 20 - Composição do MP_{2,5} (a) ônibus (b) automóveis

4.1.5 Dose Inalada

A dose inalada pelos voluntários de MP_{2,5}, via sistema respiratório durante o dia de amostragem (9 horas) foram calculadas individualmente e a distribuição das doses em ambos os grupos está ilustrado na Figura 21. O outlier do grupo automóvel é representado pelo voluntário que trabalhava no comércio localizado em uma via de intenso fluxo veicular (Avenida Leste Oeste), indicando assim a influência significativa da localização do ambiente de trabalho na exposição diária. Esse voluntário apresentou uma dose inalada de 0,075 µg/kg-h ou ainda aproximadamente 50 µg inalado pelo voluntário no período de amostragem.

É possível observar também, que no grupo automóvel os valores ficaram mais distantes da mediana, indicando uma maior variabilidade de dados, enquanto o grupo ônibus indicou uma assimetria dos dados. Os outliers do grupo ônibus são referentes ao voluntário que desempenha a atividade de motorista de ônibus (0,041 µg/kg-h) e ao voluntário do setor da educação, que faz estágio no centro de Londrina, e desloca-se longas distâncias utilizando o transporte público, indicando uma dose inalada de 0,048 µg/kg-h.

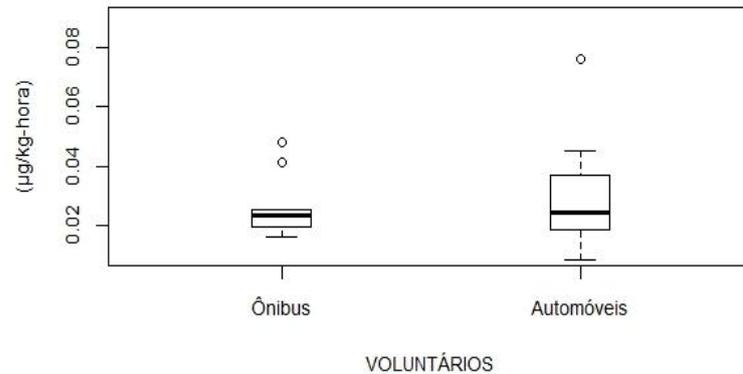


Figura 21 – Doses inaladas distribuídas no grupo de voluntários ônibus e automóvel.

Em termos médios os voluntários do grupo ônibus inalou uma dose de 0,027 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{h}$ de $\text{MP}_{2,5}$, enquanto o grupo automóvel inalou 0,029 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{h}$. Ramos et al. (2015) encontraram valores de dose inalada de $\text{MP}_{2,5}$ na faixa de 0,091 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para pessoas do sexo masculino e 0,066 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para o sexo feminino, porém esse estudo foi realizado durante o desenvolvimento de atividades aeróbicas leves, em ambiente fechado com duração de aproximadamente 45 minutos. Vale salientar que durante a prática de exercícios aumenta a frequência respiratória, e conseqüentemente a inalação de poluentes.

A dose inalada é um indicador importante da poluição atmosférica, pois não se sabe ainda qual seria a dose ideal que não provocaria desfechos negativos a saúde, o tempo de exposição também é determinante para o desfecho (DIRKS et al., 2010; PANIS et al., 2010).

4.2 ROTAS E EXPOSIÇÃO NO TRANSPORTE PÚBLICO URBANO

4.2.1 Condições Meteorológicas

Durante o período de amostragem a temperatura média foi de 19,2 °C, a precipitação acumulada foi de 176,6 mm e a umidade relativa de 70%. Essas condições meteorológicas observadas estão dentro da normal climatológica para o período, conforme a análise da série histórica de 39 anos utilizada como parâmetro. No entanto, foi observado durante o período a ocorrência de transporte de longa distância de MP para a região das amostragens. Esse tipo de evento, eventualmente ocorre na região, e foi fortemente observado visualmente e mais especificamente nos dias 18/08 e 13/09 de 2016. As imagens de satélite do GOES-13 (Geostationary Operational Environmental Satellite) da América do

Sul colorida e as do produto MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) para esses dias são apresentadas nas Figuras 22 e 23. Esses eventos de transporte de longa distância de material particulado foram evidenciados pelas imagens de satélite (parte cinza sobre o Norte do Paraná e outros estados), bem como, pelos valores de concentração de $MP_{2,5}$ nos filtros que foram coletadas durante esses dias, principalmente durante os horários de não pico, pois representaram maior quantidade de horas de amostragem quando comparadas com os picos.

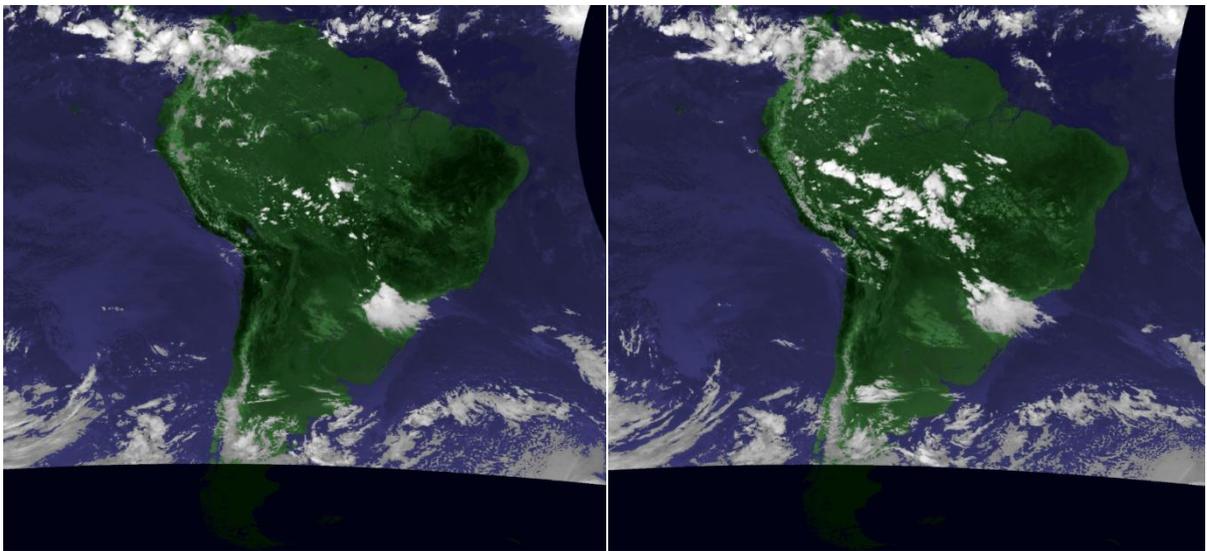


Figura 22 - Imagens do satélite GOES-13, no canal colorida, para o dia 18 de agosto de 2016. Fonte: <http://sigma.cptec.inpe.br/acervohd/#>

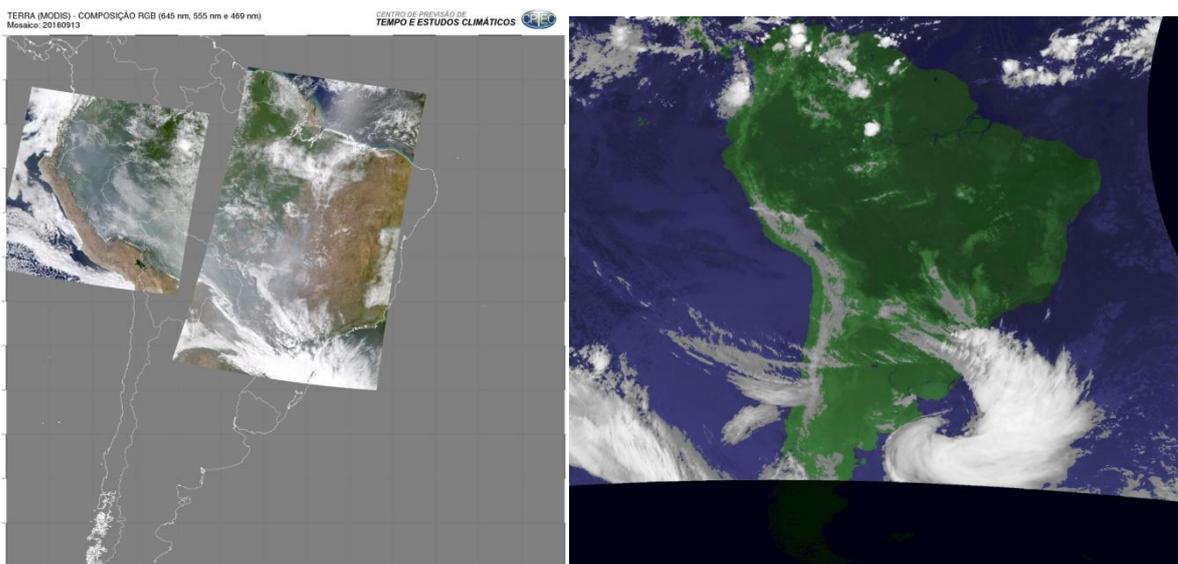


Figura 23 - Imagens do satélite Terra (Modis) e GOES-13, no canal colorida, para o dia 13 de setembro de 2016. Fonte: <http://sigma.cptec.inpe.br/acervohd/#>

O que é possível verificar no dia 18/08 é que as concentrações do horário do não pico da linha leste, atingiu a maior concentração de $MP_{2,5}$ ($38,6 \mu\text{g m}^{-3}$) de toda a amostragem, o que pode ser resultado do transporte de longa distância, pois durante esse dia foram amostradas 6,5 horas em um único filtro dessa linha. A linha norte durante o pico também foi amostrada no dia 18/08 atingindo a maior concentração da linha com $26,7 \mu\text{g m}^{-3}$. No dia 13/09 foi amostrado a linha sul, durante o pico da tarde com concentração superior aos outros dias de amostragem desta linha com $25,7 \mu\text{g m}^{-3}$ e a linha norte durante o não pico, atingindo também as maiores concentrações para a linha com $17,6 \mu\text{g m}^{-3}$.

Além disso, os filtros amostrados durante os dias 18/08 e 13/09 apresentaram as maiores concentrações de K, quando comparados com os valores encontrados nas outras duas amostragens de cada linha, sugerindo a influência do transporte de longa distância. Pois o K é um traçador de queima de biomassa. Além disso, as linhas leste e sul apresentaram também as maiores concentrações de BCe para os filtros amostrados durante esses dias, com concentrações de $6,8 \mu\text{g m}^{-3}$ e $7,6 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. Desta forma, pode-se afirmar que o transporte de longa distância influencia as concentrações de $MP_{2,5}$ na região, fato este evidenciado nas amostragens dos dias 18/08 e 13/09 de 2016.

A composição química elementar dos filtros amostrados durante os dias com transporte de longa distância, assim como, das condições atmosféricas destes dias deverá ser explorada mais profundamente em trabalhos futuros, por representar um fenômeno não previsível e que pode ter contribuição significativa na concentração de material particulado no município de Londrina.

4.2.2 Exposição Pessoal no Transporte Público

Segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana- EPA (2006), os passageiros que utilizam o transporte público e privado estão expostos diariamente a mais de 1.000 poluentes diferentes associados com as emissões veiculares. O risco à saúde pode ser avaliado de acordo com a proximidade do tráfego, tipo da frota, morfologia urbana, condições meteorológicas e tempo de exposição (VAN ATTEN et al., 2005; VELASCO e TAN, 2016). Além disso, deve-se levar em consideração que a maior parte dos deslocamentos são realizados em horários de pico, seja pela manhã ou à noite, quando as emissões veiculares tornam-se mais intensas e as condições de estabilidade atmosférica nem sempre ocasionam uma dispersão eficiente dessas emissões (VELASCO e TAN, 2016).

Nos perfis urbanos, os espaços públicos onde estão localizados os terminais urbanos, pontos de ônibus e taxis são locais com grande fluxo de veículos e pessoas e se tornam um microambiente associados a emissões intensas. Representando regiões geralmente passíveis de congestionamentos, onde os motoristas são obrigados a mudar os padrões de direção, levando a um maior número de acelerações e desacelerações. Essa característica de condução influencia no aumento das emissões, contribuindo principalmente com a emissão de partículas ultrafinas (BUONANNO et al., 2011 WEHNER et al., 2009).

As Tabelas 5 e 6 são referentes à estatística descritiva da amostragem das linhas de ônibus durante o horário de não pico (8:30 – 12:00 e 13:00 - 16:50) e pico (6:00 – 8:00 e 17:00 -19:30).

Tabela 5 – Dados da amostragem das linhas no horário de não pico.

Elementos traço	Não Pico					
	n	Média	Med	Mín	Máx	DP
Na	11	439,4	506,7	14,9	808,6	255,2
Mg	5	51,0	45,1	36,1	67,3	14,0
Al	8	81,6	51,4	18,0	243,1	78,6
Si	14	103,8	55,4	20,3	633,0	158,2
P	6	14,5	15,3	4,0	28,0	8,8
S	15	539,9	453,8	157,7	1086,3	333,5
Cl	13	15,6	7,8	1,7	78,9	20,8
K	15	290,6	199,7	98,4	821,7	237,7
Ca	14	45,5	18,8	0,3	320,9	83,8
Ti	12	8,2	4,8	0,5	44,5	11,7
V	2	1,1	1,1	0,4	1,7	0,9
Cr	1	301,6	-	-	-	-
Mn	5	5,3	3,0	1,9	15,0	5,5
Fe	13	139,9	51,3	7,3	942,2	258,7
Ni	11	3,4	0,8	0,03	23,0	6,7
Cu	8	21,3	24,3	9,1	28,5	7,1
Zn	13	7,1	5,3	0,8	24,1	6,3
Se	2	1,6	1,7	1,0	2,3	0,9
Br	9	3,8	3,3	0,9	10,3	3,0
Pb	7	2,3	2,1	0,1	4,6	1,7
BCe*	15	6,2	5,8	4,2	6,8	0,8
MP _{2,5} *	15	15,8	12,5	6,9	38,6	9,2

* Unidade em $\mu\text{g m}^{-3}$

Tabela 6- Dados da amostragem das linhas no horário de pico.

Elementos traço	Pico					
	n	Média	Med	Mín	Máx	DP
Na	11	415,9	414,9	121,6	845,2	234,3
Mg	4	31,2	31,0	2,5	60,2	26,2
Al	8	70,6	70,3	15,5	170,3	53,9
Si	8	71,8	59,3	9,7	168,9	44,2
P	4	8,2	8,0	0,7	15,9	6,2
S	15	591,4	552,6	292,0	935,6	183,0
Cl	15	42,5	9,4	1,3	267,0	68,1
K	15	328,5	239,3	161,4	696,5	168,2
Ca	15	43,5	33,4	5,4	119,4	34,9
Ti	12	7,3	5,7	0,8	26,3	6,5
V	2	1,2	1,2	0,2	2,2	1,4
Cr	1	269,3	269,3	269,3	269,3	-
Mn	9	3,9	1,6	0,1	20,7	6,6
Fe	15	147,5	89,2	13,2	850,0	223,8
Ni	3	4,5	0,9	0,4	12,1	6,6
Cu	8	20,5	21,0	1,0	41,0	11,5
Zn	15	11,8	10,2	2,2	27,6	6,6
Se	1	1,8	1,8	1,8	1,8	-
Br	7	3,8	2,4	0,9	10,3	3,3
Pb	8	3,7	2,3	0,9	7,9	3,1
BCe*	15	8,3	7,9	5,0	10,1	1,6
MP _{2,5} *	15	18,8	18,7	10,4	30,5	5,2

* Unidade em $\mu\text{g m}^{-3}$

Em termos de concentração de massa do material particulado fino o horário de pico apresentou a maior concentração média com $18,8 \mu\text{g m}^{-3}$, enquanto o não pico a concentração média foi de $15,9 \mu\text{g m}^{-3}$, sugerindo maior exposição durante horários de pico, pela maior atividade de pessoas e veículos neste período.

É possível perceber uma grande variabilidade dos dados de concentração de MP_{2,5} e da composição química elementar. O BCe foi o que apresentou um comportamento menos variável em razão das características dos locais de amostragem, ou seja, urbano e se deslocando pelo meio urbano utilizando ônibus como meio de transporte, similarmente ao

realizado diariamente pela população. O BCe no meio urbano tem como principal fonte de emissão a queima de combustível.

A partir da aplicação do teste não paramétrico de Kolmogorov Smirnov verificou-se que as linhas que abrangem as cinco regiões não são semelhantes, em termos de concentração de $MP_{2,5}$, BCe e composição química elementar, quando comparadas entre elas, seja no horário de pico ou de não pico. Alguns fatores contribuíram para essa variabilidade, como os dias de chuva, pois mesmo não realizando amostragem em dias chuvosos, as amostragens em dias após chuva foram influenciadas por uma atmosfera mais limpa, indicado por uma menor concentração de $MP_{2,5}$. Por outro lado, ocorreu à influência externa ao tráfego veicular, como queima de resíduos ou biomassa que ocorreram na linha oeste e norte. Além disso, também houve a influência do transporte de longa distância de partículas em algumas amostras. Desta forma, os diversos fatores mencionados contribuíram para grande variabilidade da distribuição dos dados de concentração de $MP_{2,5}$ e composição química elementar, o que é inerente em estudos dessa natureza.

No entanto, como foi realizada quantidade significativa de repetições das rotas com amostragens em triplicata para os filtros, possibilita inferir que a exposição pessoal dos usuários nas linhas é diferente, assim como, nos horários de pico e não pico. Assim, os resultados e discussão dos dados obtidos para o transporte público serão apresentados individualmente para cada linha e para pico e não pico, visando caracterizar a exposição em cada rota em termos da concentração de $MP_{2,5}$, BCe e sua composição química elementar.

4.2.3 Perfil de $MP_{2,5}$ nas Rotas de Transporte Público

As linhas amostradas tiveram um número diferente de repetições que variaram de acordo com a extensão das linhas e tempo de duração de cada viagem. Na linha leste ocorreram 37 repetições para os horários de pico e não pico na somatória das triplicatas, totalizando 12 repetições por filtro. Durante o horário de pico (Figura 24), é possível verificar através do perfil temporal das medidas, pelo método de espalhamento de luz, que os picos de concentração de $MP_{2,5}$ ficaram entre 5 e 27 $\mu\text{g m}^{-3}$. Os gráficos foram construídos utilizando uma média de cada cinco minutos de amostragem, ou seja, cada medida equivale a uma média de cinco minutos registrados pelo equipamento.

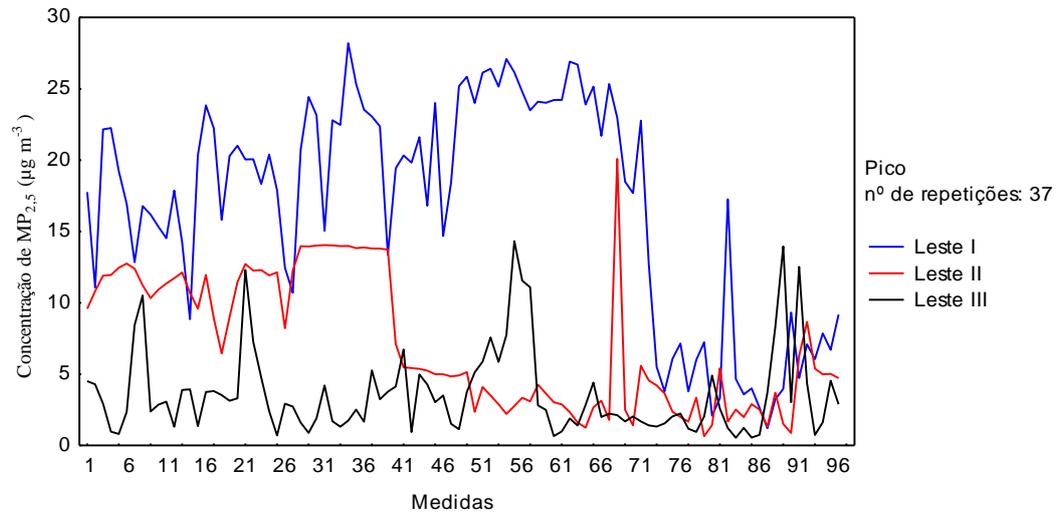


Figura 24 - Perfil em triplicata da linha leste, durante o horário de pico.

Na amostragem no horário de não pico (Figura 25) percebe-se que as concentrações ficaram entre 5 a 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ de $\text{MP}_{2,5}$. Contudo, existe um pico próximo a 45 $\mu\text{g m}^{-3}$ em umas das triplicatas, podendo ser resultado de um tráfego mais intenso no momento da amostragem. Observa-se também na linha em preto, uma tendência a permanecer em altas concentrações, que seria justamente o dia da amostragem possivelmente influenciada pelo transporte de longa distância.

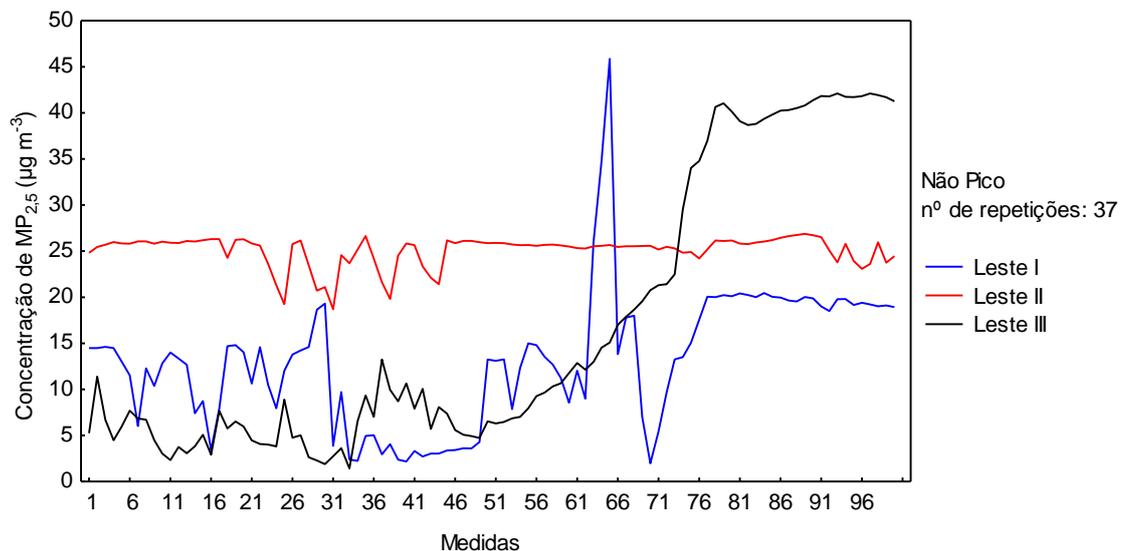


Figura 25 - Perfil em triplicata da linha leste, durante o horário de não pico.

Para a linha da região sul ocorreram 30 repetições para os horários de pico e não pico na somatória das triplicatas, totalizando 10 repetições por filtro. Durante o pico as concentrações atingiram valores de 35 $\mu\text{g m}^{-3}$. No entanto, existem ressalvas, uma vez que

parte da amostragem representada pela linha azul ocorreu durante o período de ocorrência de transporte de longa distância o que justificaria a tendência de concentrações mais altas em relação às outras duas duplicatas. Enquanto a linha preta indica as medidas realizadas em dias após chuva, o que justificaria as concentrações mais baixas.

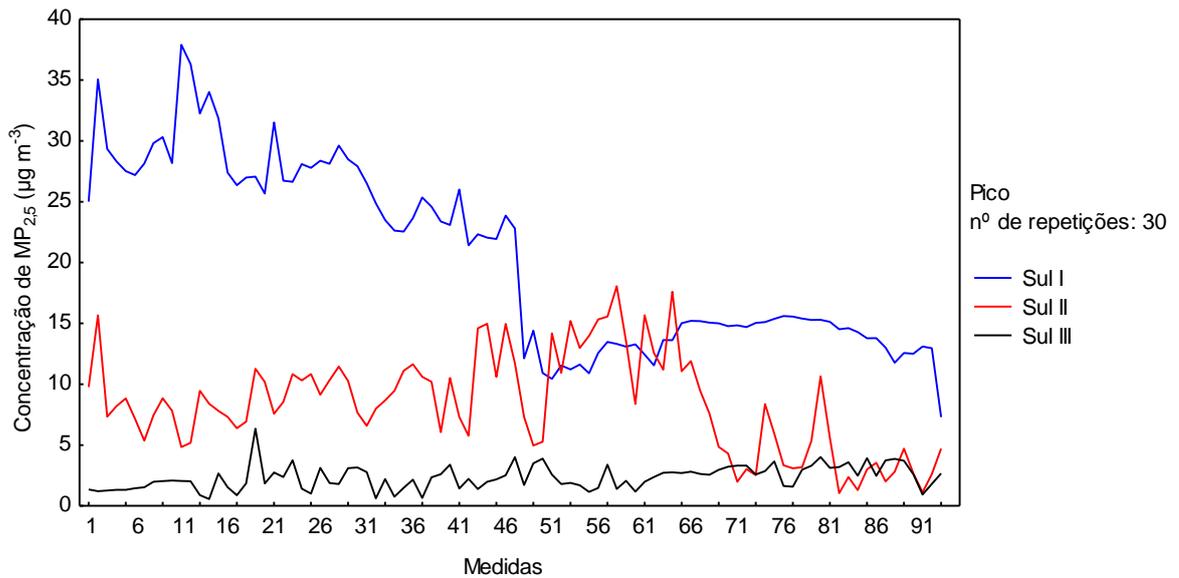


Figura 26 - Perfil em triplicata da linha sul, durante o horário de pico.

Para o não pico as concentrações em uma das triplicatas apresentou valores superiores e comportamento diferente em relação aos outros dois perfis (linha preta e vermelha). Neste caso, não foi observado atipicidade, porém as concentrações médias obtidas a partir das massas dos filtros não foram muito diferentes entre si. É importante ressaltar que as medidas de concentração obtidas pelo espalhamento de luz não são iguais às obtidas pelo método gravimétrico e que neste trabalho as concentrações medidas a cada 1 minuto estão sendo utilizadas para análise do comportamento das concentrações nas diferentes situações, ou seja, no ponto de ônibus ou terminal, dentro do veículo, nos horários de pico e não pico e, ainda nas diferentes linhas.

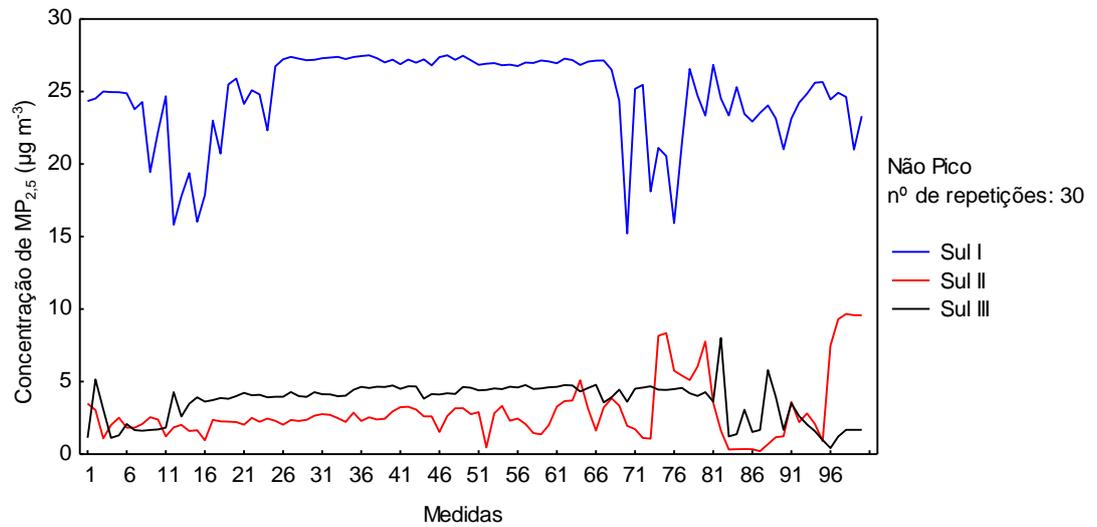


Figura 27 - Perfil em triplicata da linha sul, durante o horário de não pico.

O trajeto que abrange a região norte sul, é o mais extenso, conseqüentemente o mais demorado, assim representou um número menor de repetições, totalizando 12 no horário de não pico e 13 para o pico, sendo 4 repetições por filtro. O perfil das medidas indicaram concentrações próximas entre os horários de pico e não pico, ambas próximas a $10 \mu\text{g m}^{-3}$. Porém, as concentrações mais extremas ocorreram no pico, com valores de $50 \mu\text{g m}^{-3}$ e $55 \mu\text{g m}^{-3}$, enquanto no não pico as concentrações máximas atingiram próximo à $20 \mu\text{g m}^{-3}$ (Figura 28 e Figura 29). Os valores com concentrações maiores podem ter como origem os horários de maior fluxo de veículos e até mesmo congestionamentos, fato observado no decorrer da linha norte sul durante os horários de pico nas principais avenidas que integram essa linha.

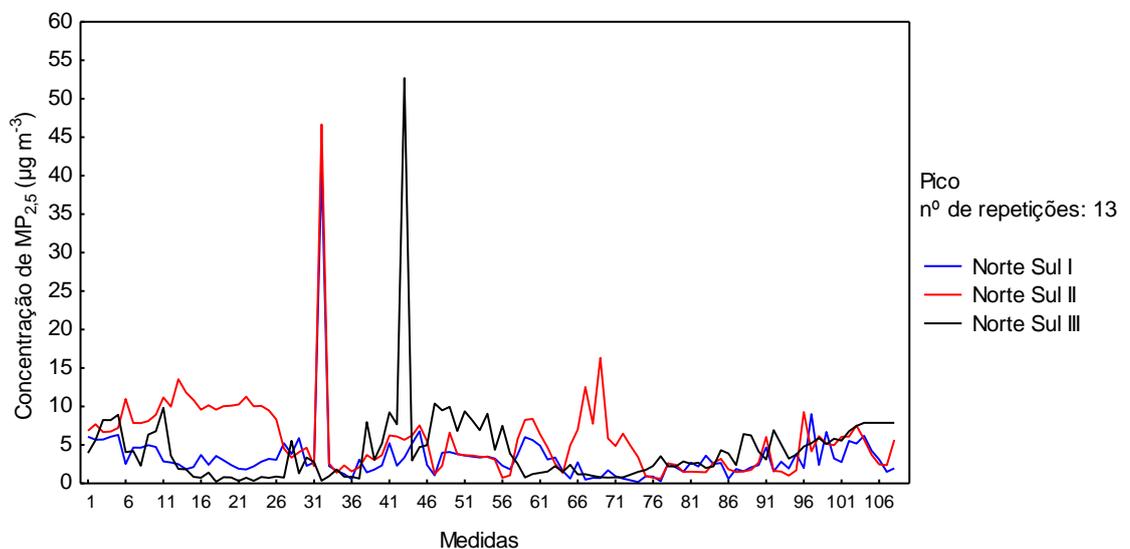


Figura 28 - Perfil em triplicata da linha norte sul, durante o horário de pico.

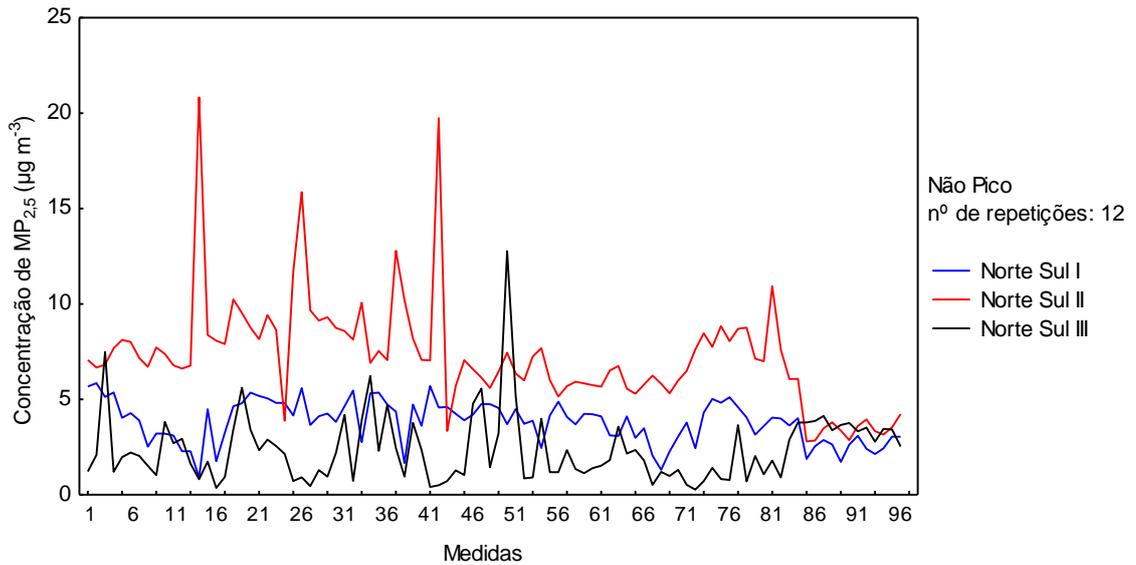


Figura 29 - Perfil em triplicata da linha norte sul, durante o horário de não pico.

A linha oeste também é uma linha extensa e com tempo de duração longo, foram realizadas 13 repetições para os horários de pico e 15 para o não pico na somatória das triplicatas, totalizando 9 repetições por filtro. Durante o horário de pico (Figura 30), as concentrações ficaram em torno de $25 \mu\text{g m}^{-3}$, atingido picos mais extremos de até $45 \mu\text{g m}^{-3}$. O segundo dia de amostragem apresentou as menores concentrações, o que pode ser justificado devido à presença de chuva no dia anterior a amostragem, logo na sequencia observa-se um pico elevado, próximo aos $35 \mu\text{g m}^{-3}$ e depois em geral valores relativamente maiores que os do início, indicando que as partículas estariam se acumulando na atmosfera novamente.

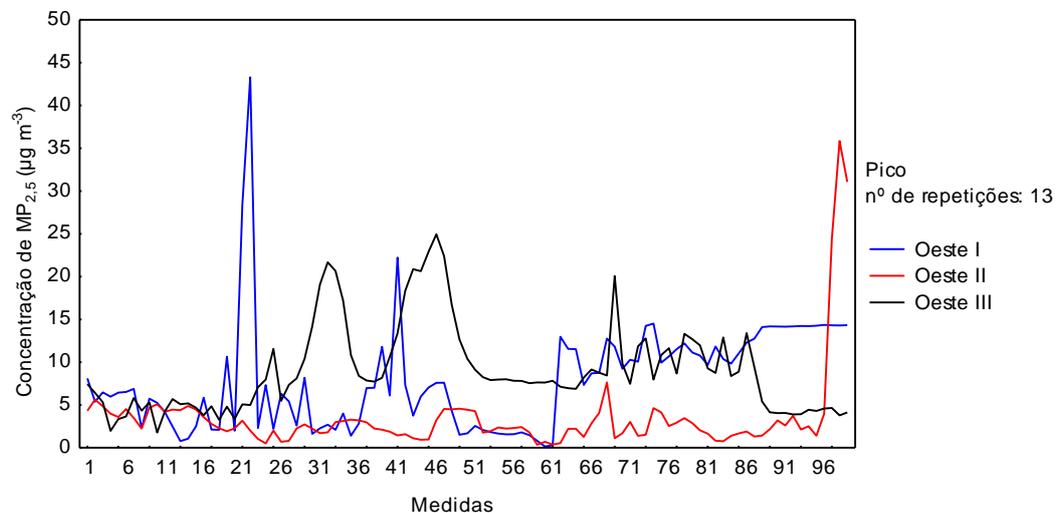


Figura 30 - Perfil em triplicata da linha oeste, durante o horário de pico.

Em relação ao horário de não pico tanto no primeiro quanto no terceiro filtro amostrado houve a influência da queima de resíduos sólidos urbanos, em algumas repetições. Inclusive ocorreu a queima de um sofá na calçada do bairro durante a amostragem, o que pode ter contribuído para o aumento das concentrações de $MP_{2,5}$. Fato este evidenciado nas massas dos filtros, onde o primeiro e o terceiro filtro apresentaram concentrações de $28,4 \mu\text{g m}^{-3}$ e $24,8 \mu\text{g m}^{-3}$ respectivamente, enquanto o segundo filtro concentrações de $11,7 \mu\text{g m}^{-3}$.

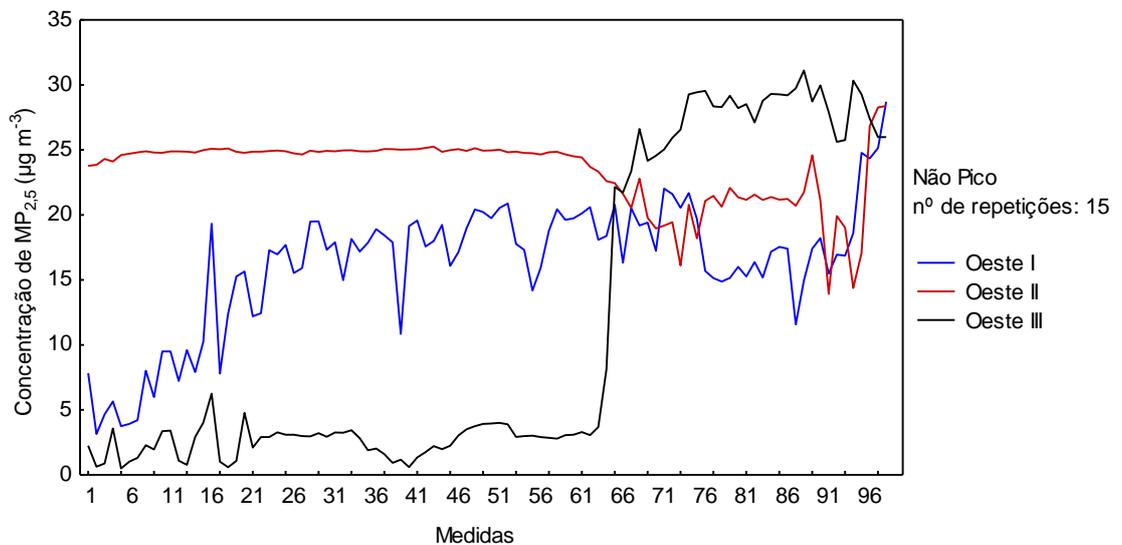


Figura 31 - Perfil em triplicata da linha oeste, durante o horário de não pico.

Na linha norte foram realizadas 18 repetições para os horários de pico e 18 para o não pico na somatória das triplicatas, totalizando 12 repetições por filtro (Figura 32 e Figura 33). A amostragem do segundo filtro do horário de pico, representado pela linha vermelha, e do primeiro filtro para o não pico, linha azul, ocorreram nos dias em que foram observados a ocorrência de transporte de longa distância de partículas. Foram os dias de amostragem com as maiores concentrações de $MP_{2,5}$ para esta linha. A primeira amostragem (filtro 1) do não pico, linha azul, apresentou concentrações elevadas ao longo da coleta, contudo em termos de massa, o filtro apresentou uma concentração de $8,3 \mu\text{g m}^{-3}$, mais próxima da concentração do terceiro filtro, linha preta ($7,4 \mu\text{g m}^{-3}$).

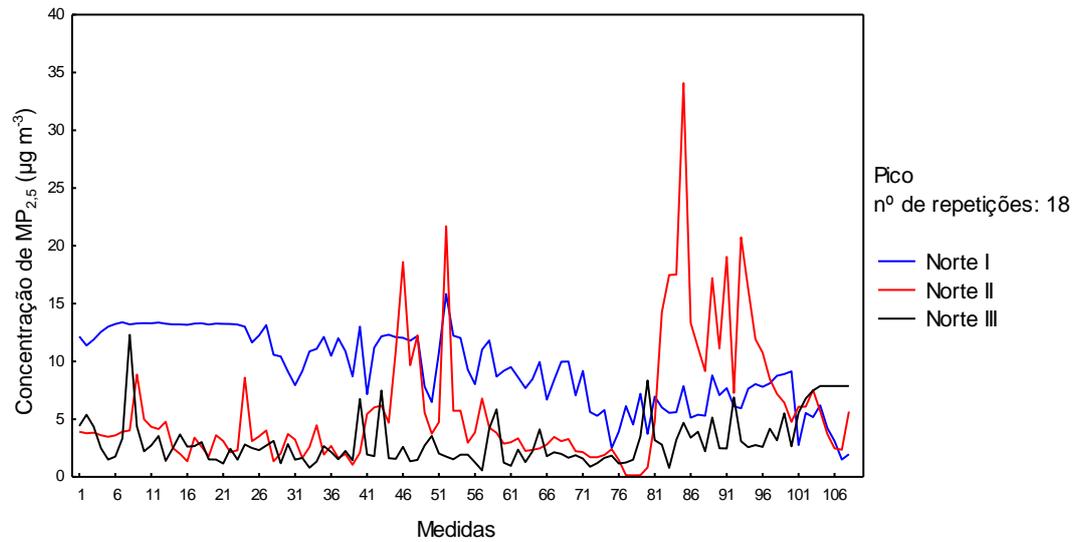


Figura 32 - Perfil em triplicata da linha norte, durante o horário de pico.

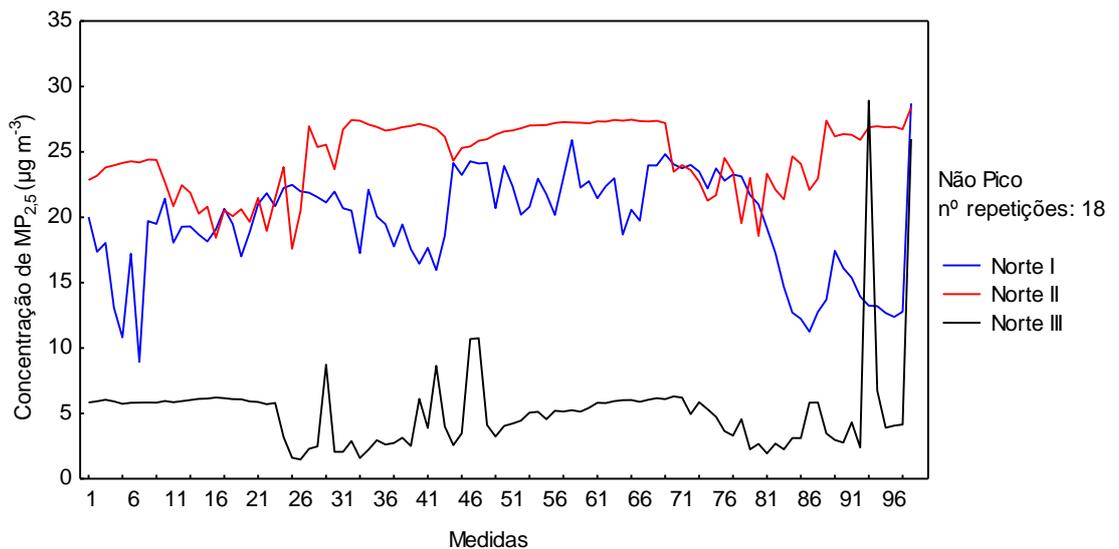


Figura 33 - Perfil em triplicata da linha norte, durante o horário de não pico.

Verifica-se desta forma, a partir das triplicatas, que o perfil tende a variar muito no microambiente do transporte, dificultando uma padronização dos perfis e inclusive a caracterização química elementar. Uma vez que, diversos fatores podem influenciar as medidas, como já citados anteriormente, condições meteorológicas, intensidade do tráfego no dia da amostragem, número de paradas realizadas pelo ônibus em função da quantidade de pessoas, e entre outros. Por isso, este estudo optou pela realização das triplicatas, para possibilitar a caracterização mais verossímil possível das condições de exposição pessoal no transporte público. Assim, obtendo uma exposição média nos deslocamentos realizados pela

população que utiliza o ônibus como meio de transporte, nos horários de pico, ou seja, maior fluxo de pessoas e de não pico.

4.2.4 Concentração de $MP_{2,5}$ nas rotas de Transporte Público

De acordo com os gráficos das Figuras 34 e 35, a linha leste apresentou as maiores concentrações médias durante o horário de pico e não pico, com concentrações de média de $MP_{2,5}$ de $20,7 \mu\text{g m}^{-3}$ e $23,2 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente, apresentou a maior amplitude de dados, tanto para o pico quanto para o não pico, e uma assimetria maior para o pico. A linha sul apresentou concentrações médias de $MP_{2,5}$ $17,8 \mu\text{g m}^{-3}$ para o pico e $11,9 \mu\text{g m}^{-3}$ para não pico, sendo que para o não pico os valores ficaram mais próximos da mediana. A linha da região oeste indicou concentração média para o pico de $18,0 \mu\text{g m}^{-3}$ de $MP_{2,5}$ e para o não pico $21,6 \mu\text{g m}^{-3}$. Na linha norte a concentração média de $MP_{2,5}$ para o horário de pico foi de $20,47 \mu\text{g m}^{-3}$ e para o não pico foi de $11,1 \mu\text{g m}^{-3}$. A linha norte sul durante o horário de pico obteve concentração média de $MP_{2,5}$ muito próxima à mediana, indicando pouca variação entre as triplicatas ($18,4 \mu\text{g m}^{-3}$), durante o não pico a concentração média foi de $11,4 \mu\text{g m}^{-3}$.

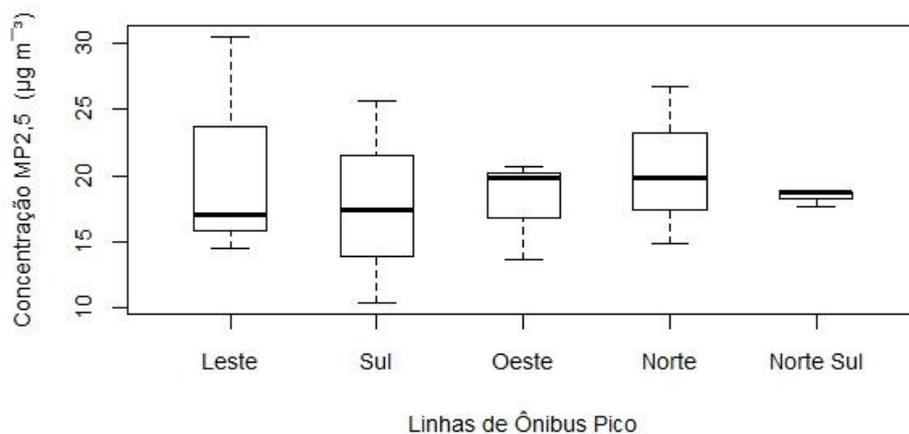


Figura 34 - Concentração de $MP_{2,5}$ por linhas de ônibus durante os horários de pico.

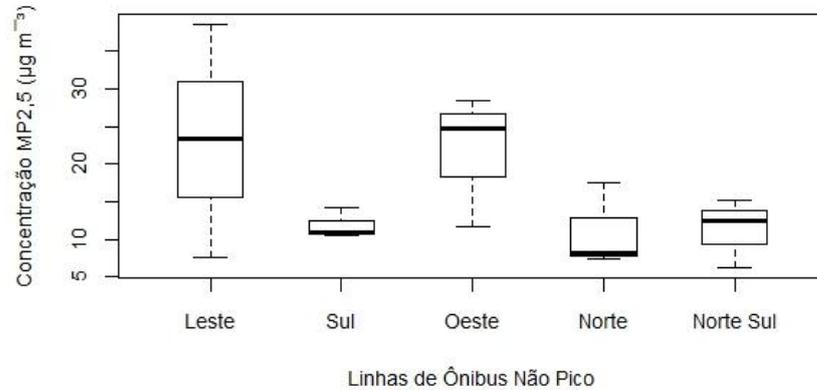


Figura 35 - Concentração de MP_{2,5} por linhas de ônibus durante os horários de não pico.

A variação do tempo de chegada e saída dos ônibus, os diferentes estados de manutenção dos veículos, os cânions urbanos presentes nas cidades e o número de paradas nos pontos de espera podem contribuir significativamente para a variabilidade das concentrações de MP_{2,5} no transporte público. Sendo apresentados como picos de concentrações temporais, ou seja, que duram apenas alguns segundos. Porém, contribuem desproporcionalmente para a exposição pessoal à poluição (VELASCO e TAN, 2016).

4.2.5 Concentração de Black Carbon nas Rotas de Transporte Público

Em termos médios, a concentração de BCe para o horário de pico foi de 7,8 µg m⁻³ e 5,6 µg m⁻³ para o não pico. Conforme o gráfico da Figura 36 é possível verificar uma amplitude maior nos dados de concentração de BCe durante o horário de pico, que apresentou concentração mínima de 4,9 µg m⁻³ e máxima de 10,1 µg m⁻³ de BCe. Enquanto o horário de não pico indicou concentração mínima de 4,2 µg m⁻³ e máxima de 6,8 µg m⁻³ de BCe.

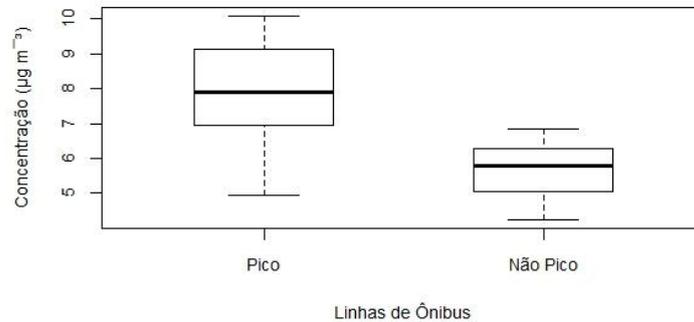


Figura 36 - Concentração média de BCe durante os horários de pico e não pico.

As maiores concentrações durante o horário de pico podem ter relação com o maior número de veículos percorrendo as ruas e avenidas da cidade, congestionamentos e maior fluxo de ônibus nos terminais urbanos.

O gráfico da Figura 37 indica a contribuição de BCe no MP_{2,5}, em termos percentuais médios, as linhas do horário de pico contribuíram com 41,4% da massa total de MP_{2,5}, enquanto não pico contribuiu com 39,3%, ou seja, houve uma maior contribuição do BCe durante os horários de pico.

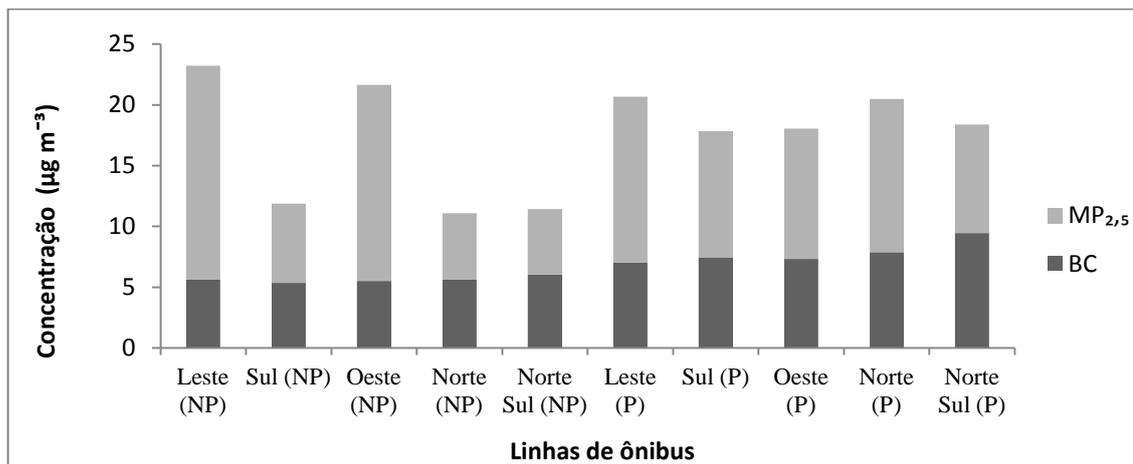


Figura 37 - Concentração e contribuição média de BCe na concentração total de MP_{2,5} por linhas de ônibus, durante os horários de pico (P) e não pico (NP).

De acordo com o gráfico da Figura 40, as linhas que apresentaram as maiores concentrações de BCe durante o pico foram: a linha norte sul, com concentração média das

triplicatas de $9,4 \mu\text{g m}^{-3}$, norte com concentração de $7,9 \mu\text{g m}^{-3}$, sul com $7,5 \mu\text{g m}^{-3}$, seguida pela linha oeste $7,4 \mu\text{g m}^{-3}$ e leste com $7,0 \mu\text{g m}^{-3}$. A linha norte sul, apresentou as maiores concentrações médias de BCe, possivelmente por ser uma linha que percorre a maior parte do tempo grandes avenidas, não frequentando áreas com menor fluxo de veículos, como os bairros.

Além disso, percorre parte do seu trajeto pela BR 369, com a presença de tráfego pesado e tem passagem por três terminais urbanos. Ou seja, o tempo de espera dos passageiros, para a próxima viagem é dentro do terminal urbano, com grande fluxo de ônibus, podendo influenciar nas concentrações de BCe dessa linha nos horários de pico, justamente por esse poluente ser um marcador de emissões veiculares.

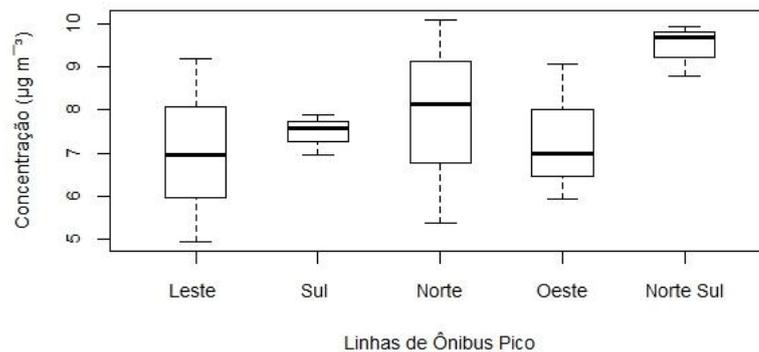


Figura 38 - Concentração média de BCe para as cinco linhas de ônibus, durante o pico.

Para os horários de não pico (Figura 39), as linhas apresentaram as seguintes concentrações médias: linha norte sul $6,0 \mu\text{g m}^{-3}$, leste com $5,6 \mu\text{g m}^{-3}$, linha norte $5,6 \mu\text{g m}^{-3}$, oeste $5,5 \mu\text{g m}^{-3}$ e sul com $5,4 \mu\text{g m}^{-3}$. As concentrações durante o não pico são menores, o que pode se justificar pela diminuição do fluxo veicular, tanto nas vias percorridas, como dentro dos terminais urbanos. Porém, a linha norte sul, continuou se destacando em termos de maiores concentrações médias de BCe, mesmo para o horário de não pico.

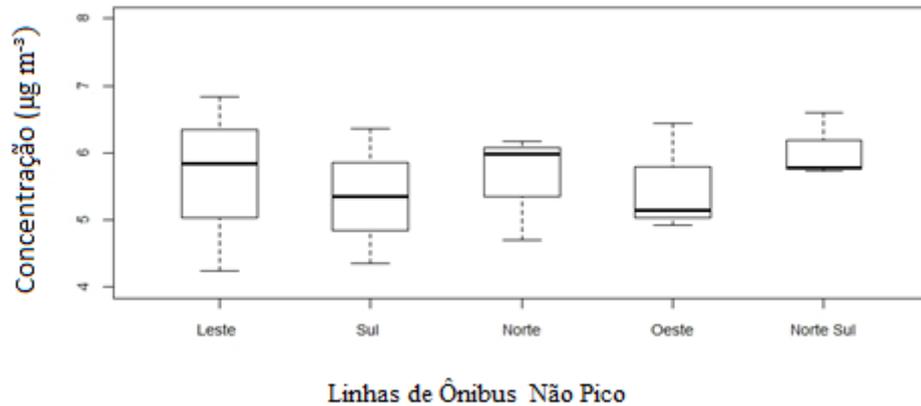


Figura 39 - Concentração média de BCe para as cinco linhas de ônibus, durante o não pico.

4.2.6 Composição Química Elementar do $MP_{2,5}$ nas Rotas no Transporte Público

É significativo o impacto dos veículos pesados em áreas urbanas, principalmente por serem movidos a diesel, como é o caso dos ônibus e caminhões no Brasil (MENDONÇA, 2013). Embora se saiba que os veículos movidos à gasolina, representam uma importante fonte de emissão de contaminantes atmosféricos, os motores a diesel têm sido caracterizados pelas emissões de níveis mais elevados de partículas (HESS et al., 2010).

Especialmente aqueles veículos com idade avançada e tecnologia defasada, comprometendo os índices de qualidade do ar dos centros urbanos. A composição elementar e a distribuição do tamanho das partículas possuem uma estreita relação com o tipo de combustível, óleos lubrificantes, modelos de motores e condições de tráfego (LOYOLA et al., 2009). Corroborando para que esses microambientes de tráfego intenso e pesado apresentem níveis de concentração de poluentes elevados e dificuldade de dispersão em regiões muito verticalizadas.

Terminais urbanos localizados em espaços muito confinados tem a qualidade do ar comprometida pelas emissões oriundas do tráfego. Assim, passageiros, motoristas, cobradores e outros trabalhadores dos terminais de ônibus, estão sujeitos a efeitos nocivos à saúde, resultado da exposição ao material particulado. Na literatura encontram-se poucas as informações sobre os níveis de poluentes, fatores de emissão, composição química e parâmetros de exposição pessoal à poluição atmosférica nesses ambientes, que são muito usuais e com grande fluxo de pessoas nas cidades de médio e grande porte (CHENG et al., 2012).

No microambiente do tráfego urbano, além das emissões de gases e partículas provenientes dos escapamentos, tem-se que considerar as fontes de emissões que não ocorrem via escapamento, mais que podem contribuir significativamente para a poluição do ar, como o desgaste de pastilhas de freios, pneus, aditivos de motores e deteriorização de engrenagens mecânicas (THORPE e HARRISON, 2008).

Os gráficos representados pelas Figuras 40 e 41 representam a composição química elementar para as cinco linhas, durante os horários de pico e não pico.

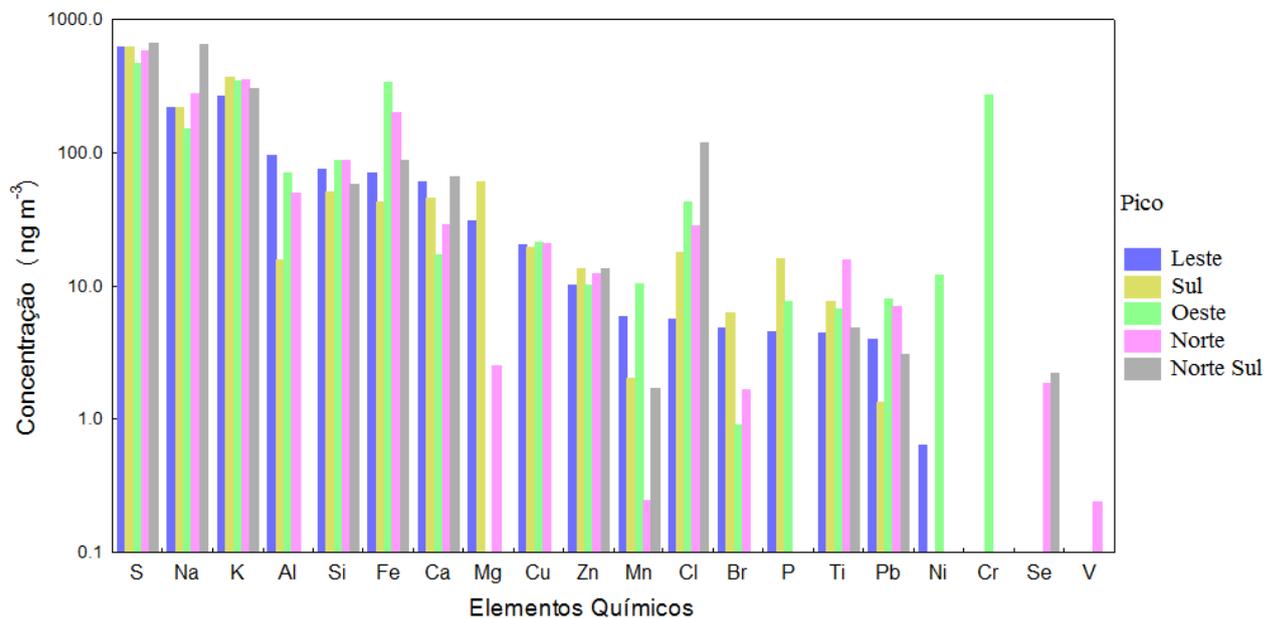


Figura 40 - Composição química elementar do $MP_{2,5}$ para as cinco linhas de ônibus, durante o não pico.

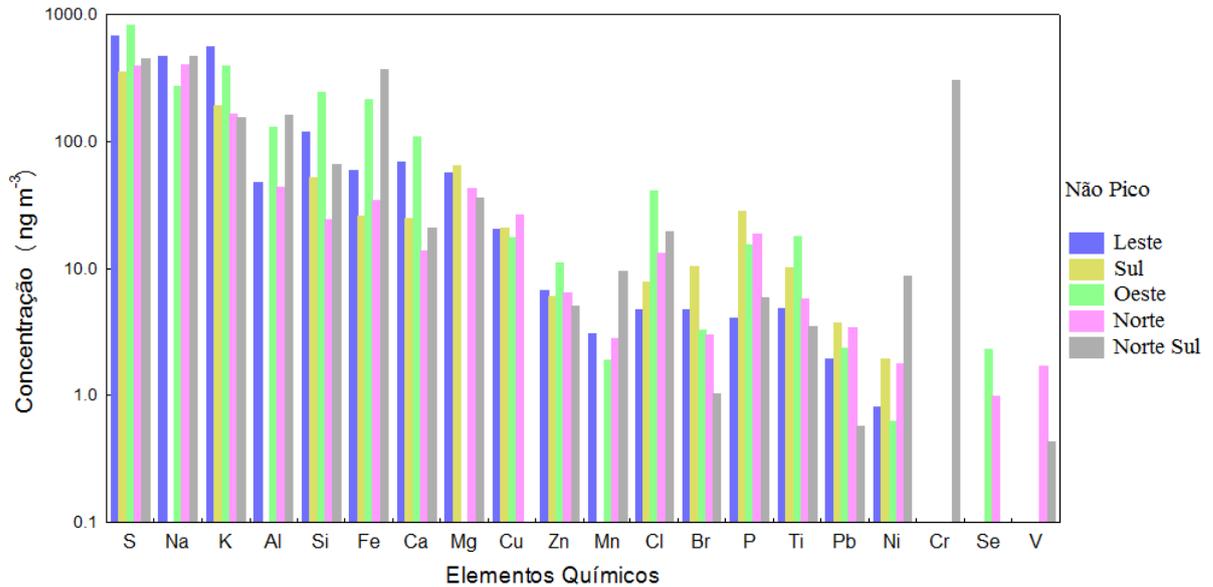


Figura 41 – Composição química elementar do MP_{2,5} para as cinco linhas de ônibus, durante o pico.

Os elementos traço que apresentaram as maiores concentrações para o horário de não pico e pico foram aqueles derivados das emissões veiculares, como o S, K e o Na, citado anteriormente como possível relação com o biodiesel, corroborando com o perfil de amostragem dos voluntários que se deslocaram de ônibus.

Na sequência encontram-se os elementos de origem de suspensão da poeira do solo como Al, Si, Ca, Mg e Fe. Embora, Ca, Fe e Mg tenham como origem principalmente a ressuspensão de poeira das vias, estes têm sido associados em alguns estudos, como resultado da exaustão dos motores e na composição do óleo diesel, biodiesel e lubrificantes (AGARWAL et al., 2011; DWIVEDI et al., 2006; WANG et al, 2003). O Fe inclusive tem sido associado a desgaste de freios e emissões diretas do tubo de escape (THORPE e HARRISON, 2008; BOOGAARD, 2011).

Godoi et al. (2004), encontraram Si, Ca e Al associados com fontes provenientes da ressuspensão de poeira em escolas de Curitiba, assim como, Liu et al (2016) encontraram uma associação de Si, Ca, Mg e Al à poeira do solo, poeira da construção civil e ressuspensão de solo.

Outros elementos traço como Cu, Pb, Br, Mn, Zn, Ti e Ni também tiveram contribuições tanto no horário de pico quanto no horário de não pico. Altas concentrações de Zn e Pb em área de intenso tráfego podem ser relacionados a abrasão da borracha dos pneus e

freios dos veículos (STERNBECK et al., 2002; SINGH et al., 2002; ADACH e TAINOSHO, 2004; CHOW et al., 2004; HE et al., 2006; THORPE e HARRISON, 2008).

Além disso, o Cu pode indicar fontes relacionadas ao tráfego veicular, tais como combustão de óleo de lubrificação, bem como desgaste de freio e pneu (Lee et al., 1999; Kim et al., 2003; Viana et al., 2006). Deve-se considerar também que o óleo lubrificante, utilizado como aditivo pode conter traço de Mn, Co, Cd e Pb (LOYOLA et al., 2009 MORENO et al., 2010; WANG et al., 2003). Elementos como Ba, Cu, Zn são elementos traçadores de emissões veiculares, e podem estar associados a centros urbanos com tráfego veicular pesado (CHELLAM et al., 2005; HUNG-LUNG e YAO-SHENG, 2009). Outros traçadores da combustão de produtos de petróleo, base para o óleo combustível são o Ni e V (MORENO et al., 2010; LOYOLA et al., 2009).

De modo geral, quando se caracteriza os elementos presentes no MP e suas respectivas fontes de origem, pode-se variar conforme as características dos locais que foram amostrados, áreas mais urbanizadas ou rurais, as condições atmosféricas, proximidade com a fonte de emissão, etc. No caso deste estudo, a principal fonte de emissão é o tráfego de veículos, pois é onde diretamente a amostragem foi realizada.

Logo, as possíveis contribuições devem ser da exaustão veicular pela queima dos diversos combustíveis, ressuspensão de poeiras, emissões relacionadas aos veículos (freios, motor, pneus), possivelmente alguma influência industrial, conforme a região percorrida pelos ônibus, e excepcionalmente, como o ocorrido em alguns dias de transporte de longa distância. No entanto, esta última é esporádica e mais abrangente, influenciando toda a região.

De acordo com o gráfico das Figuras 42 e 43, que representa a composição química elementar do MP_{2,5}, é possível verificar a presença de alguns outliers para os elementos Fe, Ti, Mn, Zn, Si, Ca, Cl, Ni, Al e Br. A linha norte sul foi a que apresentou maior número de outlier, para os elementos Fe, Ni e Mn, a linha oeste indicou outlier para Zn e Fe. A linha norte para Fe e Ti e a linha sul para Ti e Br. Verifica-se que quando um elemento traço representou um outlier para o horário de pico esse padrão se repetiu para o não pico, indicando ser uma influência da rota percorrida e não do meio de transporte.

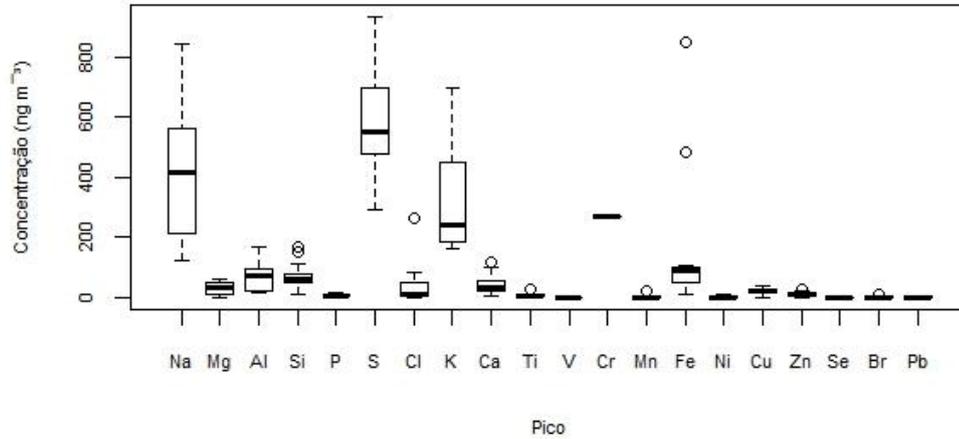


Figura 42 - Composição química elemental do $MP_{2,5}$ para o horário de pico.

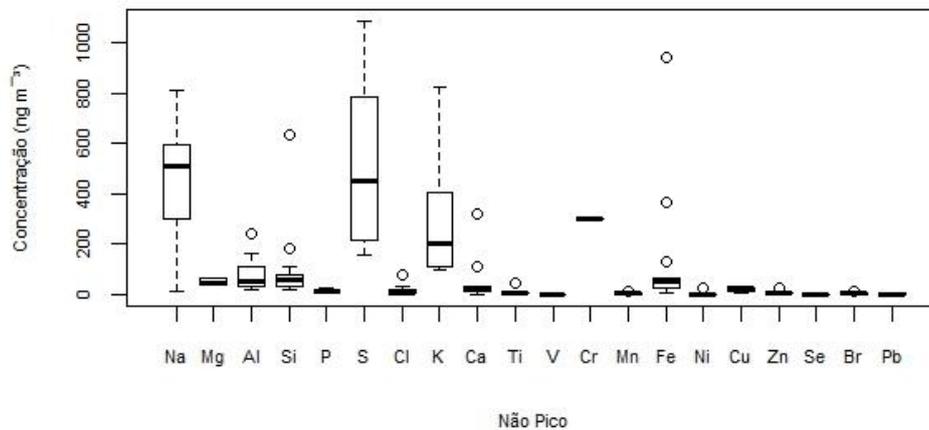


Figura 43 - Composição química elemental do $MP_{2,5}$ para o horário de não pico.

A Tabela 7, a seguir indica a fração da massa explicada de $MP_{2,5}$, após a aplicação dos fatores de conversão dos elementos para os compostos químicos, a exemplo do que foi aplicado para os grupos de voluntários. A linha que apresentou maiores percentuais de massa total de $MP_{2,5}$ explicada, foi à linha norte sul, com 75% e 77% para o horário de pico e não pico respectivamente. Ambas os horários apresentaram percentuais acima de 50% de contribuição de BCe. Enquanto a linha leste durante o não pico apresentou o menor percentual de massa explicada em comparação com as outras linhas, onde 54% da amostra não é

explicada, podendo ser composta de íons (p.e. nitrato, amônio), carbono orgânico e ainda de água que não foram possíveis de ser analisados nesta pesquisa.

Tabela 7 - Massa explicada de MP_{2,5} por linha, durante o horário de pico (P) e não pico (NP).

Linha	Bce (%)	Elementos Químicos (%)	Outros (%)	MP _{2,5} (µg m ⁻³)
Leste (P)	34	18	48	20,7
Leste (NP)	24	20	54	23,2
Sul (P)	42	21	37	17,8
Sul (NP)	45	17	38	11,8
Oeste (P)	41	21	38	18,0
Oeste (NP)	25	26	49	21,4
Norte (P)	38	19	43	20,4
Norte (NP)	51	23	26	11,1
Norte Sul (P)	52	23	25	18,4
Norte Sul (NP)	53	34	13	11,4

4.2.7 Dose Inalada nas Rotas de Transporte Público

Em termos médios, a dose inalada de MP_{2,5} para o horário de pico foi de 0,05 µg/kg-hora e para o não pico 0,04 µg/kg-hora, considerando todas as linhas. O gráfico da Figura 44 ilustra a distribuição da dose inalada de acordo com as linhas, seja no horário de pico ou de não pico. Com exceção das linhas leste e oeste, o restante apresentou as maiores concentrações de dose inalada para o horário de pico. Os valores médios para o horário de pico foram: linha leste 0,05 µg/kg-hora, sul 0,04 µg/kg-hora, oeste 0,05 µg/kg-hora, norte 0,05 µg/kg-hora e norte sul 0,06 µg/kg-hora. Para o horário de não pico os valores médios foram: linha leste 0,06 µg/kg-hora, sul 0,03 µg/kg-hora, oeste 0,05 µg/kg-hora, norte 0,03 µg/kg-hora e norte sul 0,03 µg/kg-hora. A linha leste durante o não pico apresentou a maior amplitude de valores, enquanto a linha norte sul durante o pico indicou a menor variação dos dados, as triplicatas ficaram próximas à mediana.

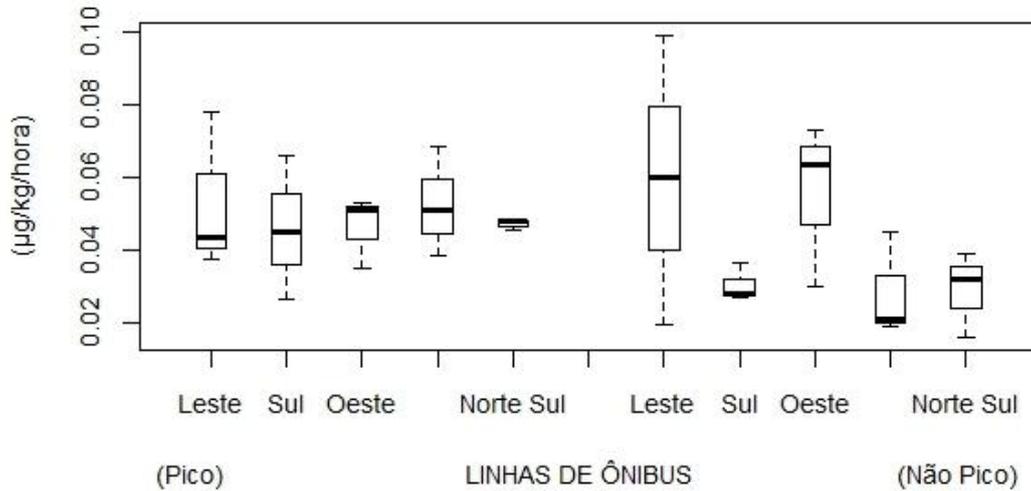


Figura 44 - Doses inaladas distribuídas pelas linhas de ônibus para o horário de pico e não pico.

É possível verificar quando comparado com os valores obtidos de dose inalada da amostragem realizada com os voluntários, onde os valores foram 0,027 µg/kg- hora (grupo ônibus) e 0,029 µg/kg- hora (grupo automóvel), que a dose inalada na amostragem em sua totalidade dentro dos ônibus, terminais urbanos e pontos de ônibus foram maiores, principalmente pela sua proximidade com a fonte de emissão.

Os estudos a respeito da dose inalada durante o deslocamento no transporte público ainda são escassos, Zuurbier et al. (2010), avaliaram a dose inalada de passageiros em diferentes meios transportes, durante um trajeto no centro de uma cidade holandesa. Após 47 dias de amostragem, em rotas de duas horas, eles concluíram que os indivíduos que utilizaram ônibus a diesel foram expostos a uma dose média de $MP_{2,5}$ de 0,79 µg/kg-hora, os voluntários que utilizaram carro a gasolina apresentaram uma dose inalada de 0,74 µg/kg-hora, já aqueles que utilizaram ônibus elétricos obtiveram uma dose de 0,65 µg/kg-hora (os valores foram adaptados para o peso corporal de 70 kg, utilizado no presente estudo, para permitir comparações).

Os valores são bem superiores aos obtidos neste trabalho, porém as medidas não foram realizadas nas mesmas condições, ou seja, em taxa similar a respiração humana e também em várias rotas diferentes, como realizado, e não exclusivamente em uma rota de grande fluxo veicular. Além disso, o número de veículos em circulação é diferente entre as

idades. Pelos resultados é possível verificar a relação direta entre a dose inalada e a fonte de emissão veicular, onde uma fonte que emite mais partículas conseqüentemente provoca um aumento da dose inalada do indivíduo exposto a esta situação, bem como a proximidade da fonte de emissão.

5 CONCLUSÃO

As análises realizadas neste trabalho indicaram que os valores médios de $MP_{2,5}$ para a amostragem pessoal, realizada com trinta voluntários foram superiores a amostragem ambiental para o mesmo período. Em termos absolutos as concentrações de BCe foram similares em ambos os grupos, porém o BCe apresentou uma maior fração de contribuição para o $MP_{2,5}$ no grupo ônibus.

Os elementos traço Na, S e Cu se destacaram mais no grupo de voluntários ônibus, Na e S estão relacionados com o tipo de combustível utilizado pelos ônibus. Os elementos em comum entre os grupos de voluntários como, Zn, Pb e Cu podem ter sido emitidos diretamente dos veículos juntamente com gases de exaustão e como resultado de frenagens, o que justificaria a presença desses elementos nos filtros analisados.

A exposição dos indivíduos que utilizam automóveis ou ônibus é amplamente influenciada pelas concentrações ambientais, recebendo contribuições tanto de emissões de gases e partículas dos escapamentos, bem como do local de trabalho dos voluntários. O grupo automóvel indicou a maior concentração média de dose inalada quando comparada com o grupo ônibus.

Em termos de concentração de massa do $MP_{2,5}$ e BCe, o horário de pico apresentou a maior concentração média. Os elementos traço que apresentaram as maiores concentrações para o horário de não pico e pico foram aqueles derivados das emissões veiculares, como o S, K e o Na, que podem ter relação com o diesel e biodiesel, corroborando com o perfil de amostragem dos voluntários que se deslocaram de ônibus.

Na sequência encontram-se os elementos de origem de suspensão da poeira do solo como Al, Si, Ca, Mg e Fe. A linha norte sul apresentou a maior concentração média de dose inalada, para o horário de pico, enquanto para o não pico a linha leste indicou a maior concentração média. Vale destacar, que a exposição pessoal entre as linhas, seja no horário de pico ou não pico, não são semelhantes entre si.

No caso deste estudo, a principal fonte de emissão é por fonte móvel, relacionada ao tráfego de veículos, já que a amostragem foi realizada diretamente dentro dos ônibus. Logo, as possíveis contribuições são da emissão de combustíveis fósseis, ressuspensão de poeiras, emissões relacionadas ao desgaste dos veículos (freios, motor e pneus) e possivelmente alguma influência industrial, conforme a região percorrida pelos ônibus. Desta forma, pode-se concluir que no meio urbano as emissões de origem veicular são predominantes e que a

morfologia urbana pode contribuir para o acúmulo de poluentes aumentando a dose recebida pela população.

REFERÊNCIAS

ADACHI, K.; TAINOSHO, Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. **Environment International**. v. 30, p. 1009-1017, 2004.

ADAMS, H. S.; NIEUWENHUIJSEN, M.J.; COLVILE, R. N. Determinants of fine particle (PM_{2.5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. **Atmospheric Environment**. v. 35, p. 4557–4566, 2001.

ADAMS, Matthew D.; KANAROGLOU, Pavlos S. Mapping real-time air pollution health risk for environmental management: Combining mobile and stationary air pollution monitoring with neural network models. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 133-141. 2016.

ADGATE, John L.; MONGIN, Steven J.; PRATT, Gregory C.; ZHANG, Junfeng; FIELD, Paul M.; RAMACHANDRAN, Gurumurthy; SEXTON, Ken. Relationships between personal, indoor, and outdoor exposures to trace elements in PM_{2.5}. **Science of the Total Environment**, v. 386, p. 21–32, 2007.

AGARWAL, A. K.; GUPTA, T.; KOTHARI, A. Particulate emissions from biodiesel VS diesel fuelled compression ignition engine. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, p. 3278–3300, 2011.

ALBUQUERQUE, Taciana T. de Almeida. **Distribuições de tamanho, composição química e identificação das fontes do aerossol atmosférico de São Paulo: Um estudo de caso para o inverno de 2003**. 2005. 133 f. Dissertação (Ciências Atmosféricas) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ALMEIDA, Daniela S.; **Estudo da exposição pessoal ao material particulado atmosférico em Londrina**. 2016. 85 f. Dissertação (Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

ALVARES, Clayton A.; STAPE, José L.; SENTELHAS, Paulo C.; GONÇALVES, José L. M.; SPAROVEK, Gerd. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, jan. 2014.

ALVES, Leandro A. Bassi., **Avaliação da qualidade ambiental de estabelecimentos comerciais da região central de São Carlos, SP**. 2013. 89f. Dissertação (Mestre em

Ciências) - Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

ANDERSON, Jonathan O.; THUNDIYIL, Josef G.; STOLBACH, Andrew. Clearing the air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health. **Journal Medical Toxicology**, v. 8, p. 166-175. 2012.

ANDRADE, Maria F.; MIRANDA, Regina M. M.; FORNARO, Adalgiza; KERR, Americo; OYAMA, Beatriz; ANDRE, Paulo A; SALDIVA, Paulo. Vehicle emissions and PM2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere and Health**, São Paulo, v. 5, p. 79–88, nov. 2012.

ASHRAFUL, A. M.; MASJUKI, M. A.; KALAM, M. A. Particulate matter, carbon emissions and elemental compositions from a diesel engine exhaust fuelled with dieselbiodiesel blends. **Atmospheric Environment**. v. 120, p. 463-474. 2015.

AZIMI, S.; LUDWIG, A.; THÉVENOT, D. R.; COLIN, J. L. Trace metal determination in total atmospheric deposition in rural and urban areas. **Science of the Total Environment**. v. 308, p. 247-256, 2003.

BEAL, Alexandra. **Avaliação inorgânica de material particulado atmosférico inalável na região norte do Paraná**. 2015. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina e Apucarana. Londrina, 2015.

BEKO, Gabriel., KJELDSSEN, Birthe Uldahl; OLSEN, Yulia; SCHIPPERIJN, Jasper; WIERZBICKA, Aneta; KAROTTKI, Dorina Gabriela; TOFTUM, Jorrrn; LOFT, Steffen; CLAUSEN, Geo. Contribution of various microenvironments to the daily personal exposure to ultrafine particles: Personal monitoring coupled with GPS tracking. **Atmospheric Environment**. v. 110, p. 122-129, mar. 2015.

BELL, M.L.; BELANGER, K.; EBISU, K.; GENT, J.F.; LEE, H.J.; KOUTRAKIS, P.; LEADERER, B.P. Prenatal exposure to fine particulate matter and birth weight: variations by particulate constituents and sources. **Epidemiology**. v. 21, p. 884–891, 2010.

BOND, T. C., DOHERTY, S. J., FAHEY, D. W., FORSTER, P. M., BERNTSEN, T., DEANGELO, B. J., FLANNER, M. G., GHAN, S., KÄRCHER, B., KOCH, D., KINNE, S.; KONDO, Y.; QUINN, P. K.; SAROFIM, M. C.; SCHULTZ, M. G.; SCHULZ, M.; VENKATARAMAN, C.; ZHANG, H.; ZHANG, S.; BELLOUIN, N.; GUTTIKUNDA, S. K.; HOPKE, P. K.; JACOBSON, M. Z.; KAISER, J. W.; KLIMONT, Z.; LOHMANN, U.; SCHWARZ, J. P.; SHINDELL, D.; STORELVM, T.; WARREN, S. G.; ZENDER, C. S.

Bounding the role of black carbon in the climate system: a scientific assessment. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**. v. 118, p. 5380-5552, 2013.

BOOGAARD, Hanna; KOS, Gerard P.A.; WEIJERS, Ernie P.; JANSSEN, Nicole A.H.; FISCHER, Paul H.; VAN DER ZEE, Saskia C.; HARTOG, Jeroen J.; HOEK, Gerard. Contrast in air pollution components between major streets and background locations: Particulate matter mass, black carbon, elemental composition, nitrogen oxide and ultrafine particle number. **Atmospheric Environment**. v. 45, p. 650-658, 2011.

BOS, I., JACOBS, L., NAWROT, T.S., de GEUS, B., TORFS, R., Int PANIS, L., DEGRAEUWE, B., MEEUSEN, R. No exercise-induced increase in serum BDNF after cycling near a major traffic road. **Neuroscience Letters**. v. 500, p. 129-132, 2011.

BRASIL. Decreto nº 59.113, de 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. Disponível em: <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/html>. Acesso em: 21 mai. 2016.

BRASIL. Decreto nº 3.463, de 16 de dezembro de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=262999>. Acesso em: 17 mar.2017.

BRIGGS, David J.; HOOGH, Kees de.; MORRIS,Chloe; GULLIVER, John. Effects of travel mode on exposures to particulate air pollution. **Environment International**. v. 34, p. 12–22, ago. 2008.

BRIGGS, Nicole L.; LONG, Christopher M. Critical review of black carbon and elemental carbon source apportionment in Europe and the United States. **Atmospheric Environment**. Seattle. v. 144, p. 409-427, set. 2016.

BUONANNO, G.; FUOCO, F.C.; STABILE, L. Influential parameters on particle exposure of pedestrians in urban microenvironments. **Atmospheric Environment**. v. 45, n.7, p. 1434-1443, 2011.

CADLE, S. H.; MULAWA, P. A.; BALL, J.; DANASE, C.; WEIBEL, A.; SAGEBIEL, J. C.; KNAPP, K. T.; AND SNOW, R. Particulate emission rates from in-use high-emitting vehicles recruited in Orange County, California. **Environmental Science & Technology**. v. 31, p. 3405–3412, 1997.

CAKMAK, Sabit; DALES, Robert; KAURI, Lisa Marie; MAHMUD, Mamun; VAN RYSWYK, Keith; VANOS, Jennifer; LIU, Ling; KUMARATHASAN, Premkumari; THOMSON, Errol; VINCENT, Renaud; WEICHENTHAL, Scott. Metal composition of fine particulate air pollution and acute changes in cardiorespiratory physiology. **Environmental Pollution**. v. 189, p. 208-214, 2014.

CASCIO, W.E.; KATWA, L.C.; LINN, W.S.; STRAM, D.O.; ZHU, Y.; CASCIO, J.L.; HINDS, W.C. Effects of vehicle exhaust in aged adults riding on Los Angeles freeways. **American Journal Respiratory Critical Care Medicine**. v. 179, p. 1175-1182, 2009.

CHEN, L.H.; KNUTSEN, S.F.; SHAVLIK, D.; BEESON, W.L.; PETERSEN, F.; GHAMSARY, M.; ABBEY, D. The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution: are females at greater risk? **Environmental Health Perspectives**. v. 113, p. 1723-1729, 2005.

CHEN, Rui; HU, Bin; LIU, Ying; XU, Jianxun; YANG, Guosheng; XU, Diandou; CHEN, Chunying. Beyond PM_{2.5}: The role of ultrafine particles on adverse health effects of air pollution. **Biochimica et Biophysica Acta**. Beijin. v.1860, p. 2844–2855, mar. 2016.

CHENG, Y.-H.; CHANG, H.-P.; YAN, J.-W. Temporal Variations in Airborne Particulate Matter Levels at an Indoor Bus Terminal and Exposure Implications for Terminal Workers. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 12, p. 30–38, 2012.

CHOW, J.C.; WATSON, J.G.; KUHNS, H.; ETYEMEZIAN, V.; LOWENTHAL, D.; CROW, D.; KOHL, S.D.; ENGELBRECHT, J.P.; GREEN, M.C. Source profile of industrial, mobile, and area sources in the big bend regional aerosol visibility and observational study. **Chemosphere**. v. 54, p. 185-208, 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA 003 de 28 de Junho de 1990. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em: 06 de junho de 2016.

CUPR, Pavel; FLEGROVÁ, Zuzana; FRANCU, Juraj; LANDLOVÁ, Linda; KLÁNOVÁ, Jana. Mineralogical, chemical and toxicological characterization of urban air particles. **Environment International**, v. 54, p. 26–34, fev. 2013.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota2016.htm>>. Acesso em: 13 de jun. de 2016.

DOCKERY, D.W.; POPE, C.A.; XU, X.; SPENGLER, J.D.; WARE, J.H.; FAY, M.E.; FERRIS, B.G.; SPEIZER, F.E. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. **The New England Journal of Medicine**. v. 329, p. 1753–1759, 1993.

DONS, Evi; Int PANIS, Luc; POPPEL, Martine Van; THEUNIS, Jan; WETS, Geert. Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments. **Atmospheric Environment**. v. 55, p. 392-398, mar. 2012.

DONS, Evi; INT PANIS, Luc; VAN POPPEL, Martine; THEUNIS, Jan; WILLEMS, Hanny; TORFS, Rudi; WETS, Geert. Impact of timeactivity patterns on personal exposure to black carbon. **Atmospheric Environment**. v. 45, p.3594–3602, mar. 2011.

DONS, Evi; TEMMERMAN, Philip; POPPEL, Martine Van; BELLEMANS, Tom; WETS, Geert; PANIS, Luc Int. Street characteristics and traffic factors determining road users' exposure to black carbon. **Science of the Total Environment**. v. 447, p. 72–79, jan. 2013.

DUCI, A.; CHALOULAKOU, A.; SPYRELLIS, N. Exposure to carbon monoxide in the Athens urban area during commuting. **The Science of the Total Environment**, Atenas, v. 309, p. 47–58, jan. 2003.

DWIVEDI, D.; AGARWAL, A. K.; SHARMA, M. Particulate emission characterization of a biodiesel vs diesel-fuelled compression ignition transport engine: A comparative study. **Atmospheric Environment**, 40v, 5586-5595p, 2006.

FONDELLI, Cristina; CHELLINI, Elisabetta; YLI-TUOMI, Tarja; CENNI, Isabella; GASPARRINI, Antonio; NAVA, Silvia; GARCIA-ORELLANA, Isabel; LUPI, Andrea; GRECHI, Daniele; MALLONE, Sandra; JANTUNEM, Matti. Fine particle concentrations in buses and taxis in Florence, Italy. **Atmospheric Environment**, Florença, v. 42, p. 8185–8193, jul. 2008.

FONDELLI, Maria Cristina; CHELLINI, Elisabete; YLI-TUOMI, Tarja; CENNI, Isabella; GASPARRINI, Antonio; NAVA, Silvia; ORELLANA, Isabel G.; LUPI, Andrea; GRECHI, Daniele; MALLONE, Sandra; JANTUNEN, Matti. Fine particle concentrations in buses and taxis in Florence, Italy. **Atmospheric Environment**. v. 42, p. 8185–8193, 2008.

FRANKLIN, M.; KOUTRAKIS, P.; SCHWARTZ, J. The role of particle composition on the association between PM_{2.5} and mortality. **Epidemiology**, v. 19, p. 680–689, 2008.

FUJITA, E.M., CAMPBELL, D.E., ARNOTT, W.P., CHOW, J.C., ZIELINSKA, B. Evaluations of the chemical mass balance method for determining contributions of gasoline and diesel exhaust to ambient carbonaceous aerosols. **Journal of Air & Waste Management Association**. v. 57, p. 721-740, 2007.

FUJITA, E.M.; CAMPBELL, D.E.; ARNOTT, W.P.; CHOW, J.C.; ZIELINSKA, B. Evaluations of the chemical mass balance method for determining contributions of gasoline and diesel exhaust to ambient carbonaceous aerosols. **Journal of Air Waste Management**. v. 57, p. 721-740, 2007.

GEHRING, U.; BEELEN, R.; EEFTENS, M.; HOEK, G.; DE HOOGH, K.; DE JONGSTE, J.C.; KEUKEN, M.; KOPPELMAN, G.H.; MELIEFSTE, K.; OLDENWENING, M.; POSTMA, D.S.; VAN ROSSEM, L.; WANG, M.; SMIT, H.A.; BRUNEKREEF, B. Particulate matter composition and respiratory health: the PIAMA birth cohort study. **Epidemiology**. v. 26, p. 300–309, 2015.

GHIO, A.J.; CARRAWAY, M.S.; MADDEN, M.C.; Composition of air pollution particles and oxidative stress in cells, tissues, and living systems. **Journal of Toxicology Environmental Health**. v.15, p.1-21, 2012.

GODOI, R. H. M. et al. Characterisation of sugar cane combustion particles in the Araraquara region, Southeast Brazil. **Microchimica Acta**, v. 145, n. 1-4, p. 53-56, Apr 2004.

GODOI, R. H. M.; GODOI, Ana F. L.; JUNIOR, Sérgio J. G.; PARALOVO, Sarah L.; BORILLO, Guilherme C.; BARBOSA, Cybelli, G. G.; ARANTES, Manoela G.; CHARELLO, Renata C.; FILHO, Nelson A. R.; GRASSI, Marco T.; YAMAMOTO, Carlos I.; VERMAAK, Sanja P.; ROTONDO, Giuliana G.; WAEL, Karolien; VAN GRIEKEN, Rene. Healthy environment - indoor air quality of Brazilian elementary schools nearby petrochemical industry. **Science of the Total Environment**, v. 463, p. 639-646, out. 2013.

GULLIVER, J.; BRIGGS, D. J. Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. **Atmospheric Environment**. v. 38, n.1, p. 1-8, jan. 2004.

HALONEN, J. I.; LANKI, T.; YLI-TUOMI, T.; TIITTANEN, P.; KULMALA, M.; PEKKANEN, J. Particulate air pollution and acute cardiorespiratory hospital admissions and mortality among the elderly. **Epidemiology**. v. 20, p. 143–53, 2009.

HAYS, M. D.; CHO, S.; BALDAUF, R.; SCHAUER, J. J.; SHAFER, M. Particle size distributions of metal and non-metal elements in an urban near-highway environment. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 925-934, 2011.

HE, L.Y.; HU, M.; HUANG, X.F.; ZHANG, Y.H.; TANG, X.Y. Seasonal pollution characteristics of organic compounds in atmospheric fine particles in Beijing. **Science Total of Environment**. v.359, p. 167-176, 2006.

HEAL, Mathew R.; KUMAR, Prashant, HARRISON, Roy M. Particles, air quality, policy and health. **Chemical Society Reviews**. v.41, p. 6606–6630, mar. 2012.

HESS, D.B.; RAY, P.D.; STINSON, A.E.; PARK, J.Y. Determinants of exposure to fine particulate matter (PM_{2.5}) for waiting passengers at bus stops. **Atmospheric Environment**. v. 44, p. 5174-5182, 2010.

HETEM, Ivan G. **Quantificação da contribuição veicular para as concentrações atmosféricas de material particulado fino e black carbon em São Paulo**. 2014. 100f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

HOEK, Gerard; KRISHNAN, Ranjin M.; BEELEN, Rob; PETERS, Annette; OSTRO, Bart; BRUNEKREEF, Bert; KAUFMAN, Joel, D. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. **Environmental Health**. v. 12, p. 1-15, 2013.

HSU, Chin Yu; CHIANG, Hung Che; LIN, Sheng Lun; CHEN, Mu-Jean; LIN, Tzu-Yu; CHEN, Yu-Cheng. Elemental characterization and source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} in the western coastal area of central Taiwan. **Science of the Total Environment**. v. 541, p. 1139–1150, 2016.

HSU, S.O.; ITO, K.; LIPPMANN, M. Effects of thoracic and fine PM and their components on heart rate and pulmonary function in COPD patients. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**. v. 21, p. 464-472, 2011.

HU, Xin; ZHANG, Yun, DING, Zhuhong; WANG, Tijing; LIAN, Hogzhen; SUM, Yuanyuan; WU, Jichun. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China. **Atmospheric Environment**, Nanjing, v. 57, p. 146-152, abr. 2012.

HUANG, Jing; DENG, Furong; WU, Shaowei; GUO Xinbiao. Comparisons of personal exposure to PM_{2.5} and CO by different commuting modes in Beijing, China. **Science of the Total Environment**. v. 425, p. 52–59, abr. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE CIDADES).

Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/link.php?uf=pr>>. Acesso em: 16 de maio de 2016.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES). **Leituras regionais: Mesorregião Geográfica Norte Central Paranaense.**

Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba: IPARDES. BRDE, 2004.

KANADA, Momoe; DONG, Liang; FUJITA, Tsuyoshi; FUJII, Minoru; INOUE, Tsuyoshi; HIRANO, Yujiro; TOGAWA, Takuya; GENG, Yong. Regional disparity and cost effective SO₂ pollution control in China: A case study in 5 mega cities. **Energy Policy**. v. 61, p. 322–331, jun. 2013.

KARANASIOU, Angeliki; VIANA, Mar; QUEROL, Xavier; MORENO, Teresa; LEEUW, Frank de. Assessment of personal exposure to particulate air pollution during commuting in European cities - Recommendations and policy implications. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 785–797. 2014.

KAUR, S.; NIEUWENHUIJSEN, M.; COLVILE, R. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. **Atmospheric Environment**, v. 41. p. 4781–4810. 2007.

KAUR, S.; NIEUWENHUIJSEN, M.; COLVILE, R. Personal exposure of street canyon intersection users to PM_{2.5}, ultrafine particle counts and carbon monoxide in Central London, UK. **Atmospheric Environment**, Londres, v. 39, p. 3629–3641. 2005.

KIM, E.; HOPKE, P.K.; EDGERTON, E.S.; Source identification of Atlanta aerosol by positive matrix factorization. **Journal of Air Waste Management**. v. 53, p. 731–739, 2003.

KLEEMAN, M. J.; SCHAUER, J. J.; AND CASS, G. R. Size and composition distribution of fine particulate matter emitted from motor vehicles. **Environmental Science & Technology**. v. 34, p. 1132–1142, 2000.

KURT-KARAKUS, Perihan B.; Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the health risk. **Environment International**, Istanbul, v. 50, p. 47–55, 2012.

LACK, D. A.; MOOSMÜLLER, H.; MCMEEKING, G. R.; CHAKRABARTY, R. K.; BAUMGARDNER, D. Characterizing elemental, equivalent black, and refractory Black carbon aerosol particles: a review of techniques, their limitations and uncertainties. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**. v. 406, p. 99-122, 2014.

LADEN, F.; NEAS, L.; DOCKERY, D.; SCHWARTZ, J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. **Environmental Health Perspectives**. v. 108, p. 941–7. 2000.

LEE, Adam F.; BENNETT, James A.; MANAYIL, Jinesh C.; WILSON, Karen Heterogeneous catalysis for sustainable biodiesel production via esterification and transesterification. **Chemical Society Reviews**. v. 43, p. 7887-7916, mai. 2014.

LEE, E.; CHAN, C.K.; PAATERO, P. Application of positive matrix factorization in source apportionment of particulate pollutants in Hong Kong. *Atmospheric Environment*. v. 33, p. 3201- 3212, 1999.

LI, Bo; LEI, Xiao-ning; XIU, Guang-li; GAO, Chi-yuan; GAO, Shuang; QIAN, Ni-sheng. Personal exposure to black carbon during commuting in peak and off-peak hours in Shanghai. **Science of the Total Environment**. v. 524–525, p. 237–245, 2015.

LI, N.; HOPKE, P.K.; KUMAR, P.; CLIFF, S.S.; ZHAO, Y.; NAVASCA, C. Source apportionment of time- and size resolved ambient particulate matter. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**. v. 129, p.15-20, 2013.

LIN, Y.C.; TSAI, C.J.; WU, Y.C.; ZHANG, R.; CHI, K.H.; HUANG, Y.T.; LIN, S.H.; HSU, S.C. Characteristics of trace metals in traffic-derived particles in Hsuehshan Tunnel, Taiwan: size distribution, potential source, and fingerprinting metal ratio. **Atmospheric Chemistry and Physics**. v. 15, p. 4117–4130, 2015.

LIU, Baoshuang; SONG, Na; DAI, Qili; MEI, Rubo; SUI, Benhui; BI, Xiaohui; FENG, Yinchang. Chemical composition and source apportionment of ambient PM_{2.5} during the non-heating period in Taian, China. **Atmospheric Research**. v. 170, p. 23–33, 2016.

LIU, Xiaoting; ZHAI, Yunbo; ZHU, Yun; CHEN, Hongmei; LI, Ping; PENG, Chuan; XU, Bibo; LI, Caiting; ZENG, Guangming. Mass concentration and health risk assessment of

heavy metals in size-segregated airborne particulate matter in Changsha. **Science of the Total Environment**, Changsha, v. 517, p. 215–221, fev. 2015.

LOUGH, G.C.; SCHAUER, J.J.; PARK, J.S.; SHAFER, M.M.; DEMINTER, J.T.; WEINSTEIN, J.P. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. **Environmental Science & Technology**. v.39, p. 826–836, 2005.

LOYOLA, J.; ARBILLA, G.; QUITERIO, S. L.; ESCALEIRA, V.; BELLIDO, A. V. Concentration of Airborne Trace Metals in a Bus Station with a High Heavy-Duty Diesel Fraction. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, n. 7, p. 1343-1350, 2009.

MACHADO, Vivian Bauce. **Identificação das fontes de material particulado fino (MP_{2,5}) de Porto Alegre**. 2012. 114 f. Dissertação (Ciências Atmosféricas)- Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

MARTINS, Leila D.; ANDRADRE, Maria, F.; FREITAS, Edmilson D.; PRETTO, Angélica; GATTI, Luciana V.; ALBUQUERQUE, Édler L.; TOMAZ, Edson; GUARDANI, Maria L.; MARTINS, Maria H. R. B.; JUNIAR, Olímpio M. A. Emission Factors for Gas-Powered Vehicles Traveling Through Road Tunnels in São Paulo, Brazil. **Environmental Science Technology**. v. 40, p. 6722-6729, 2006.

MARTINS, Leila D.; SILVA JR, Carlos R.; SOLCI, Maria C.; PINTO, Jurandir P.; SOUZA, Davi Z.; VASCONCELLOS, Pérola; GUARIEIRO, Lilian L. N.; GUARIEIRO, Aline L. N.; SOUSA, Eliane T.; ANDRADE, Jailson B. Particle emission from heavy duty engine fuelled with blended diesel and biodiesel. **Environ Monit. Assess**. Londrina, v. 184, p. 2663–2676, jun. 2012.

MASSEY, David; KULSHRESTHA, Aditi; TANEJA, Ajay. Particulate matter concentrations and their related metal toxicity in rural residential environment of semi-arid region of India. **Atmospheric Environment**, v. 67, p. 278-286, 2013.

MCCRACKEN, John; BACCARELLI, Andrea; HOXHA, Mirjam; DIONI, Laura; MELLY, Steve; COULL, Brent; SUH Helen; VOKONAS, Pantel; SCHWARTZ, Joel. Annual Ambient Black Carbon Associated with Shorter Telomeres in Elderly Men: Veterans Affairs Normative Aging Study. **Environmental Health Perspective**. v. 118, p.1564-1570, nov. 2010.

McCREANOR, J.; CULLINAN, P.; NIEUWENHUIJSEN, M.J.; STEWART-EVANS, J., MALLIAROU, E., JARUP, L., HARRINGTON, R., SVARTENGREN, M., HAN, I.K., OHMAN-STRICKLAND, P., CHUNG, K.F., ZHANG, J. Respiratory effects of exposure to

diesel traffic in persons with asthma. **The New England Journal of Medicine**. v. 357, p. 2348-2358, 2007.

McNABOLA, A.; BRODERICK, B. M.; GILL, L. W. Relative exposure to fine particulate matter and VOCs between transport microenvironments in Dublin: Personal exposure and uptake. **Atmospheric Environment**, Dublin, v. 42, p. 6496–6512, abr. 2008.

MENDONÇA, Rogete B. S. **Estudos de espécies metálicas associadas ao MP₁₀ e MP_{2,5} oriundos de emissões veiculares**. 2013. 148 f. Tese (Química) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

MENG, X.; MA, Y.; CHEN, R.; ZHOU, Z.; CHEN, B.; KAN, H. Size-fractionated particle number concentrations and daily mortality in a Chinese city. **Environmental Health Perspectives**. v. 121, p. 1174-1178, 2013.

MORAES, Liz M. B. de. **Utilização da técnica de fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF) na avaliação do material particulado em suspensão na cidade de Limeira-SP**. 2009. 119 f. Tese. (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear e Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MORAWSKA, L.; RISTOVSKI, Z.; JAVARATNE, E. R.; KEOGH, D. U.; LING, X. Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 8113–8138, jul. 2008.

MORENO, T.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; VIANA, M.; GIBBONS, W. Profiling transient daytime peaks in urban air pollutants: city centre traffic hotspot versus urban background concentrations. **Journal of Environmental Monitoring**, Cantabria, v. 11, p. 1535-1542, jun. 2009.

MORENO, Teresa; QUEROL, Xavier; ALASTUEY, Andreas; GIBBONS, Wes. Variations in vanadium, nickel e lanthanoid element concentrations in urban air. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 4569-4579, 2010.

MASSONI, Paulo Rogério. **Determinação da concentração de elementos químicos potencialmente tóxicos em aerossóis presentes no interior de uma pequena indústria de fundição de metais, utilizando amostrador temporal e a técnica de fluorescência de raio X**. 2009. 97 f. Tese. (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2009.

NASCIMENTO FILHO, Virgílio F. Técnicas analíticas nucleares de fluorescência de raios X por dispersão de energia (ED-XRF) e por reflexão total (TXRF). **Dept^o de Ciências Exatas/ESALQ Laboratório de Instrumentação Nuclear/CENA**. 1999.

NAZELLE, Audrey; FRUIN, Scott; WESTERDAHL, Dane; MARTINEZ, David; RIPOLL, Anna; KUBESCH, Nadine; NIEUWENHUIJSEN, Mark. A travel mode comparison of commuters' exposures to air pollutants in Barcelona. **Atmospheric Environment**, Barcelona, v. 59, p. 151-159, mai. 2012.

OBERDÖRSTER, Günter; OBERDÖRSTER, Eva; OBERDÖRSTER, Jan. Nanotoxicology: An Emerging Discipline Evolving from Studies of Ultrafine Particles. **Environmental Health Perspectives**. Nova Iorque. v. 113, N. 7, p. 823 – 839, jul. 2005.

OSTRO, B.; LIPSETT, M.; REYNOLDS, P.; GOLDBERG, D.; HERTZ, A.; GARCIA, C.; HENDERSON, K.D.; BERNSTEIN, L. Long-term exposure to constituents of fine particulate air pollution and mortality: results from the California Teachers Study. **Environmental Health Perspectives**. v. 118, p. 363-369, 2010.

OSTRO, B.; ROTH, L.; MALIG, B.; MARTY, M. The effects of fine particle components on respiratory hospital admissions in children. **Environmental Health Perspectives**. v. 117, p. 475-480, 2009.

OTT, Waney R. Concepts of human exposure to air pollution. **Environment International**, v. 7, p. 179-196, jan. 1982.

OWOADE, Kayode O.; HOPKE, Philip K.; OLISE, Felix S.; ADEWOLE, Olanisun O.; OGUNDELE, Lasun T.; FAWOLE, Olusegun G. Source apportionment analyses for fine (PM_{2.5}) and coarse (PM_{2.5-10}) mode particulate matter (PM) measured in an urban area in southwestern Nigeria. **Atmospheric Pollution Research**. v. 7, p. 843-857, 2016.

PANIS, Luc Int.; GEUS, Bas de.; VANDENBULCKE, Grégory; WILLEMS, Hanny; DEGRAEUWE, Bart; BLEUX, Nico; MISHRA, Vinit; THOMAS, Isabelle; MEEUSEN, Romain. Exposure to particulate matter in traffic: A comparison of cyclists and car passengers. **Atmospheric Environment**. v. 44, p. 2263-2270, 2010.

PARK, Eun-jung; KIM, Dae-seon; PARK, Kwangsik. Monitoring of ambient particles and heavy metals in a residential area of Seoul, Korea. **Environmental Monitoring Assessment**, Seoul, v. 137, p. 441–449, 2008.

PATEL, M. M.; CHILLRUD, S.N.; CORREA, J.C.; HAZI, Y.; FEINBERG, M.; KC, D.; PRAKASH, S.; ROSS, J.M.; LEVY, D.; KINNEY, P. Traffic-related particulate matter and acute respiratory symptoms among New York City area adolescents. **Environmental Health Perspectives**. v. 118, p. 1338-1343, 2010.

PETERS, A., VON KLOT, S., HEIER, M., TRENTINAGLIA, I., HEORMANN, A., WICHMANN, H.E., LEOWEL, H. Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. **The New England Journal of Medicine**. v. 351, p. 1721-1730, 2004.

PETZOLD, A.; OGREN, J. A.; FIEBIG, M.; LAJ, P.; LI, S. M.; BALTENSBERGER, U.; HOLZER-POPP, T.; KINNE, S.; PAPPALARDO, G.; SUGIMOTO, N.; WEHRLI, C.; WIEDENSOHLER, A.; ZHANG, X. Y. Recommendations for reporting “black carbon” measurements. **Atmospheric Chemistry and Physics**, Benjing, v. 13, p. 8365-8379, ago. 2013.

PIO, C.; MIRANTE, F.; OLIVEIRA, C.; MATOS, M.; CASEIRO, A.; OLIVEIRA, C.; QUEROL, X.; ALVES, C.; MARTINS, N.; CERQUEIRA, M.; CAMÕES, F.; SILVA, H.; PLANA, F. Size-segregated chemical composition of aerosol emissions in an urban Road tunnel in Portugal. **Atmospheric Environment**. v. 71, p. 15-25, 2013.

POLEZER, Gabriela. **Materiais antropogênicos suspensos na atmosfera de Curitiba**. 2015. 148 f. Dissertação. (Engenharia e Ciências de Materiais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

POPE III, C Arden.; MUHLESTEIN Joseph. B; MAY Heidi. T.; DALE, G. Renlund.; ANDERSON, Jeffrey. L.; HOME, Benjamin. D.; Ischemic heart disease events triggered by short-term exposure to fine particulate air pollution. **Coronary Heart Disease**. v. 114, p. 2443–2448. 2006.

POPE III, C. Arden., BURNETT, R.T., THURSTON, G.D., THUN, M.J., CALLE, E.E., KREWSKI, D. and GODLESKI, J.J. Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution. **Clinical Investigation and Reports**. v. 109. p. 71-77. 2004.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013. Disponível em: <<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil/>>. Acesso em: 04 de jun. de 2016.

RAES, Frank; DINGENEN, Rita V.; VIGNATI, Elisabetta; WILSON, Julian; PUTAUD, Jean-Philippe; SEINFELD, John H.; ADAMS, Peter. Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. **Atmospheric Environment**, v. 34, p. 4215-4240, abr. 2000.

ROTIROTI, Arthur.; **Monitoramento da qualidade ambiental no Mercado Municipal da cidade de São Carlos, SP: material particulado em suspensão, temperatura, umidade e ruído.** 2013. 115f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2013.

SCHORNOBAY, Elaine.; **Caracterização de ambientes internos da região central de São Carlos/SP: material particulado e poluição sonora.** 2012. 123f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2012.

SEINFELD, Jhon H.; PANDIS, Spyros N. **Atmospheric chemistry and physics.** New York: John Wiley & Sons, Inc., 2006.

SHAH, Munir H.; SHAHEEN, N. Statistical analysis of atmospheric trace metals and particulate fractions in Islamabad, Pakistan. **Journal of Hazardous Materials**, Pasquitão, v. 147, p. 759–767, jan. 2007.

SILVA, M. F.; ASSUNÇÃO, J. V.; ANDRADE, M. F.; PESQUERO, C. Characterization of metal and trace element contents of particulate matter (PM10) emitted by vehicles running on Brazilian fuels—hydrated ethanol and gasoline with 22% of anhydrous ethanol. **Journal Toxicology Environmental Health**. v. 73, p. 901-909, 2010.

SINGH, M.; JAQUES, P.A.; SIOUTAS, C. Size distribution and diurnal characteristics of particle bound metals in source and receptor sites of the Los Angeles Basin. **Atmospheric Environment**. v. 36, p. 1675-1689, 2002.

STEINLE, Susane; REIS, Stefan; SABEL, Clive Eric. Quantifying human exposure to air pollution - Moving from static monitoring to spatio-temporally resolved personal exposure assessment. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 184–193. 2013.

STERNBECK, J.; SJODIN, A. A.; ANDREASSON, K. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension-results from two tunnel studies. **Atmospheric Environment**. v. 36, p. 4735-4744, 2002.

THAI, A.; MCKENDRY, I.; BRAUER, M. Particulate matter exposure along designated bicycle routes in Vancouver, British Columbia. **Science Total Environment**. v. 405, p. 26–35, 2008.

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

TOUCHAEI, Ali G.; AKBARI, Hashem; TESSUM, Christopher W. Effect of increasing urban albedo on meteorology and air quality of Montreal (Canada) - Episodic simulation of heat wave in 2005. **Atmospheric Environment**, Montreal, v. 132, p. 188-206. 2016.

U. S. EPA- Environmental Protection Agency. Integrated Science Assessment for Particulate Matter. 2009.

U. S. EPA- Environmental Protection Agency. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) 1987. Disponível em: < <http://www.epa.gov/air/criteria.html>>. Acesso em: 31 de abr. de 2016.

U.S. EPA – Environmental Protection Agency. Exposure Factors Handbook. Office of Research and Development. p. 95. 1997.

U.S. EPA- Environmental Protection Agency. Report to Congress on Black Carbon. Department of the Interior, Environment, and Related Agencies Appropriations Act. p. 198 2012.

UPADHYAY, S.; GANGULY, K., STOEGER, T. Inhaled ambient particulate matter and lung health burden. **European Medicine Journal**. v. 2, p. 88-95, 2014.

VALARINI, Simone. **Caracterização do material particulado em Cubatão**. 2011. 152 f. . Dissertação (Ciências Atmosféricas)- Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

VALAVANIDIS, Athanasios; FIOTAKIS, Konstantinos; VLACHOGIANNI, Thomais. Airborne Particulate Matter and Human Health: Toxicological Assessment and Importance of Size and Composition of Particles for Oxidative Damage and Carcinogenic Mechanisms. **Journal of Environmental Science and Health Part C**. v. 26, p. 339–362, 2008.

VAN ATTEN, C.; BRAUER, M.; FUNK, T.; GILBERT, N.L.; GRAHAM, L.; KADEN, D.; MILLER, P.J.; BRACHO, L.R.; WHEELER, A.; WHITE, R.H. Assessing population exposures to motor vehicle exhaust. **Reviews Environmental Health**. v. 20, p. 195-214, 2005.

VANDER WAL, Randy L.; BRYG, Victoria M.; HUANG, Chung-Hsuan. Chemistry characterization of jet aircraft engine particulate matter by XPS: Results from APEX III. **Atmospheric Environment**. v. 140. p. 623-629. 2016.

VELASCO, Erik; TAN, S. Huang. Particles exposure while sitting at bus stops of hot and humid Singapore. **Atmospheric Environment**. v. 142, p. 251-263, 2016.

VIALI, Lori. Teste de hipótese não paramétrico. UFRGS. Porto Alegre, 2008.

VIANA, M.; DÍEZ, S.; RECHE, C. Indoor and outdoor sources and infiltration processes of PM₁ and black carbon in an urban environment. **Atmospheric Environment**. v. 45, p. 359-367, ago. 2011.

VIANA, M.; QUEROL, X.; ATASTUEY, A.; GIL, J.I.; MENENDZ, M. Identification of PM sources by principal component analysis (PCA) coupled with wind direction data. **Chemosphere**. v. 65, p. 2411-2418, 2006.

VILA BOAS, Daniel S.; **Trabalhadores da cidade de São Paulo expostos à poluição atmosférica: avaliação da genotoxicidade**. 2016. 161 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina da cidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

WANG, YA-FEN; HUANG, KUO-LIN; LI, CHUN-THE; MI, HSIAO-HSUAN, LUO JIHHAUR; TSAI, PERNG-JY. Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. **Atmospheric Environment**, 37, p. 4637–4643, 2003.

WEHNER, B.; UHRNER, U.; VON LÉOWIS, S.; ZALLINGER, M.; WIEDENSOHLER, A. Aerosol number size distribution within the exhaust plume of a diesel and a gasoline passenger car under on-road conditions and determination of emission factors. **Atmospheric Environment**. v. 43, p. 1235-1245, 2009.

WEICHENTHAL, S., KULKA, R., DUBEAU, A., MARTIN, C., WANG, D., DALES, R. Traffic-related air pollution and acute changes in heart rate variability and respiratory function in urban cyclists. **Environmental Health Perspectives**. v. 119, p. 1373-1378, 2011.

WELLENIUS, Gregory A.; BURGER, Mary R.; BRENT, A Coull; SCHWARTZ, Joel; SUH, Helen H.; KOUTRAKIS, Petros; SCHLAUG, Gottfried; GOLD, Diane R.; MITTLEMAN, Murray A. Ambient Air Pollution and the Risk of Acute Ischemic Stroke. **Arch Intern Med**. v. 172, n. 3, p. 229-234, 2012.

WHO- WORLD HEALTH ORGANIZATION. Air Quality Guidelines: Global Update 2005. WHO, 2006.

WHO- WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health effects of transport-related air pollution. WHO, 2005.

WHO- WORLD HEALTH ORGANIZATION. Monitoring ambient air quality for health impact assessment. WHO, 1999.

WHO- WORLD HEALTH ORGANIZATION. World health report, Geneva. WHO, 2002.

XU, Jianming; YANG, Fengxia; YING, Xie; WANG, Fengyun; WU, Jianbin; FU, Qingyan. Impact of meteorological conditions on a nine-day particulate matter pollution event observed in December 2013, Shanghai, China. **Particuology**. Xangai, v. 20, p. 69 -79, set. 2015.

YIN, J., HARRISON, R.M. Pragmatic mass closure study for PM1, PM2.5 and PM10 at roadside, urban background and rural sites. **Atmospheric Environment**. v. 42, p. 980- 988, 2008.

YU, Qi; LU, Yi; XIAO, Shan; SHEN, Junxiu; LI, Xun; MA, Weichun; Chen, Limin. Commuters' exposure to PM1 by common travel modes in Shanghai. **Atmospheric Environment**. v. 59, p. 39-46, jun. 2012.

ZENCAK, Z., ELMQUIST, M., GUSTAFSSON, O. Quantification and radiocarbon source apportionment of Black Carbon in atmospheric aerosols using the CTO-375 method. **Atmospheric Environment**. v. 41, n. 36, p. 7895-7906, 2007.

ZHANG, Kai; BETTERMAN, Stuart. Air pollution and health risks due to vehicle traffic. **Science of the Total Environment**, v. 450, p. 307–316, 2013.

ZHOU, J.; ITO, K.; LALL, R.; LIPPMANN, M.; THURSTON, G. Time-series analysis of mortality effects of fine particulate matter components in Detroit and Seattle. **Environmental Health Perspectives**. v. 119, p. 461-466, 2011.

ZUURBIER, M.; HOEK, G.; OLDENWENING, M.; LENTERS, V.; MELIEFSTE, K.; VAN DEN HAZEL, P.; BRUNEKREEF, B. Commuters' exposure to particulate matter air pollution is affected by mode of transport, fuel type, and route. **Environmental Health Perspect**. v. 118, n. 6, p. 783 – 789, jun. 2010.

APÊNDICES

APÊNDICE A- Termo de consentimento livre e esclarecido que foi devidamente assinado pelos 30 voluntários do estudo

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO (TCLE)

Título da pesquisa: Indicadores dos efeitos na saúde humana das mudanças climáticas e qualidade do ar: uma análise observacional e por modelagem integrada e estratificada por idade

Pesquisador(es), com endereços e telefones: Daniela Sanches de Almeida, Avenida dos Pioneiros, 3131, Londrina Fone: 43 3348-2103/43 3323-1133; Camila Arielle Bufato Moreira, Avenida dos Pioneiros, 3131, Londrina Fone: 43 3348-2103/43 3323-1133.

Engenheiro ou médico ou orientador ou outro profissional responsável: Leila Droprinchinski Martins, Avenida dos Pioneiros, 3131, Londrina Fone: 43 3348-2103/43 3323-1133; Graciana Freitas Palioto, Rua Marcílio Dias, 635 Apucarana

Local de realização da pesquisa: Londrina.

A) INFORMAÇÕES AO PARTICIPANTE

1. Apresentação da pesquisa.

Essa pesquisa especificamente consiste em avaliar o quanto uma pessoa em um dia normal de trabalho inala de partículas pela respiração desse ar e a sua toxicidade. A mesma está incluída no âmbito de projeto de pesquisa aprovado pelo CNPq.

2. Objetivos da pesquisa.

O objetivo da pesquisa determinar as concentrações de partículas em massa e em número presentes no ar que você voluntário está normalmente exposto e, avaliar a dose recebida ao longo do dia e o quanto prejudicial pode ser a saúde.

3. Participação na pesquisa.

Você voluntário dessa pesquisa passará pelas seguintes etapas:

- Responder a um questionário contendo perguntas a respeito de sua idade, sexo, endereço, local e tipo de trabalho, meio de locomoção para chegar ao trabalho;

Serão 2 (dois) dias de amostragens.

1º Dia

- O responsável pela pesquisa, utilizando luvas descartáveis e cotonetes estéreis, irá passar um cotonete pela sua boca e coletar um pouco de saliva de sua mucosa bucal;

- Você irá carregar uma mochila, previamente preparada para essa finalidade, com peso máximo de 2 kg, onde estarão equipamentos para coleta de partículas presentes no ar que você respira;

- Você voluntário será instruído previamente em como colocar e usar a mochila, prender os tubos de entrada de ar do equipamento; também vai aprender a ligar e desligar os equipamentos;

- Antes de você sair para o seu trabalho os equipamentos deverão ser ligados pressionando um botão e a mochila deverá ser colocada nas suas costas; os tubos deverão ser presos com entrada de ar junto ao ombro na alça da mochila;

- Chegando ao trabalho você pode retirar a mochila e deixar ela junto ao seu local de trabalho e próxima a você (exemplo: em cima da mesa, no encosto da cadeira);

- Antes de voltar para sua casa ou quando sair para almoçar, você deve colocar novamente a mochila nas costas e prender os tubos de entrada de ar no local correto;

- Quando você chegar à sua casa, a mochila deve ser retirada das costas e ser mantida próxima de você até que sejam desligados os equipamentos;
- O responsável pela pesquisa novamente utilizando luvas descartáveis e cotonetes estéreis irá passar um cotonete pela sua boca para coleta da saliva, para comparar a diferença que tem nela antes e depois de você ir ao trabalho.

2º Dia

- Será repetido o mesmo procedimento do 1º Dia, com exceção da coleta de saliva.

4. Confidencialidade.

Todas e quaisquer informações pessoais não serão divulgadas e serão mantidos sob sigilo, sendo essa utilizada somente para fins de pesquisa científica e utilizada e divulgada de forma genérica sem identificação pessoal.

5. Desconfortos, Riscos e Benefícios.

5a) Desconfortos e ou Riscos: São os inerentes aos indivíduos na condição de deslocamento pela região urbana e as diferentes rotinas diárias dos indivíduos, tais como: andando pela calçada em diferentes regiões da cidade, utilizando o transporte público, no ambiente de trabalho, etc.

5b) Benefícios: De forma geral alguns benefícios para os indivíduos e população são:

1. Obter indicadores da relação de doenças cardio-respiratórias com qualidade do ar e variáveis meteorológicas estratificada por idade;
2. Estabelecer uma parametrização que represente a relação de doenças cardio-respiratórias com qualidade do ar e variáveis meteorológicas;
3. Dar subsídio para a elaboração de políticas públicas de adaptação e diminuição das vulnerabilidades da saúde (cardio-respiratória) da população associadas as mudanças climáticas;
4. Analisar a exposição e dose recebida pelo individuo, assim como a composição elementar desse material particulado respirável e sua toxicidade.

6. Critérios de inclusão e exclusão.

6a) Inclusão: adultos da faixa ativa de trabalho (acima de 18 anos) e idosos (acima de 65 anos).

6b) Exclusão: Não serão incluídas ou selecionadas pessoas com vícios (cigarro, bebida alcoólica) e tomando medicação forte (pressão alta, antidepressivos).

7. Direito de sair da pesquisa e a esclarecimentos durante o processo.

É importante frisar que a qualquer momento que você voluntário desta pesquisa tem o direito de solicitar esclarecimentos quanto ao processo que está ou estará sendo submetido, assim como, não mais participar da pesquisa. O voluntário compromete-se a devolver a mochila com todos os equipamentos aos responsáveis.

7b) CONSENTIMENTO (do sujeito de pesquisa ou do responsável legal – neste caso anexar documento que comprove parentesco/tutela/curatela)

Eu declaro ter conhecimento das informações contidas neste documento e ter recebido respostas claras às minhas questões a propósito da minha participação direta (ou indireta) na pesquisa e, adicionalmente, declaro ter compreendido o objetivo, a natureza, os riscos e benefícios deste estudo.

Após reflexão e um tempo razoável, eu decidi, livre e voluntariamente, participar deste estudo. Estou consciente que posso deixar o projeto a qualquer momento, sem nenhum prejuízo.

Nome completo: _____
 RG: _____ Data de nascimento: ____/____/____
 Telefone: _____
 Endereço: _____ CEP: _____

 Cidade: _____ Estado: _____

 Assinatura: _____ Data: _____

Eu declaro ter apresentado o estudo, explicando seus objetivos, natureza dos riscos e benefícios e ter respondido da melhor forma possível as questões formuladas.

 Assinatura do pesquisador (ou representante) Data: _____

Nome completo: _____

Para todas as questões relativas ao estudo ou para se retirar do mesmo, poderão se comunicar com _____, via e-mail: _____ ou telefone: _____.

Endereço do Comitê de Ética em Pesquisa para recurso ou reclamações do sujeito pesquisado

Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (CEP/UTFPR) REITORIA: Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, CEP 80230-901, Curitiba-PR, telefone: 3310-4943, e-mail: coep@utfpr.edu.br

OBS: este documento deve conter duas vias iguais, sendo uma pertencente ao pesquisador e outra ao sujeito de pesquisa.

APÊNDICE B – Roteiro de observação para realização das rotas com transporte público utilizando o MIE pDR 1500.

Data da Amostragem:

Estação do Ano:

Rota (linhas de ônibus, principais ruas ou avenidas percorridas):

Condições Meteorológicas: () Chuva na véspera; () Chuva no dia da amostragem;

() Ausência de chuva com sol; () Ausência de chuva nublado

Considerações:

Observações Gerais (presença de queima de biomassa, odor de queimada, etc):

Características da Rota: () Área de intenso tráfego e/ou indústrias; () Área próxima ao tráfego e/ou indústrias; () Área distante do tráfego e/ou indústrias

Considerações:

Morfologia Urbana: () Maior presença de urbanização (prédios, canyons urbanos)

() Menor presença de urbanização (casas, ruas ou avenidas largas)

Considerações:

Maior fluxo de veículos: () início da rota; () final da rota; () durante todo o trajeto;

() outro ponto específico.

Considerações:

Meios de Transporte: () Ônibus; () Automóvel; () Moto; () A pé; () Bicicleta

Horário de partida:

Horário de chegada:

Tempo de permanência no meio de transporte:

APÊNDICE C- Informações referentes aos 30 voluntários do estudo

Tabela A: Informações gerais dos voluntários que participaram da pesquisa.

Ocupação	Meio de Transporte	BCe ($\mu\text{g m}^{-3}$)	MP _{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Transporte	moto	5,11	10,02
Educação	moto	2,81	11,75
Comércio	ônibus	3,38	9,01
Educação	ônibus	3,25	5,62
Educação	ônibus	4,16	18,62
Educação	ônibus	5,17	17,21
Educação	ônibus	4,07	8,97
Educação	ônibus	3,48	8,05
Educação	ônibus	4,34	9,66
Transporte	ônibus	6,34	8,36
Comércio	ônibus	2,99	7,38
Comércio	carro	9,36	23,81
Comércio	carro	3,59	8,47
Comércio	carro	3,29	7,72
Administrativo	carro	4,21	17,21
Comércio	carro	3,88	13,77
Comércio	carro	4,41	20,62
Administrativo	carro	4,14	11,39
Administrativo	carro	3,43	7,56
Administrativo	carro	2,78	4,08
Administrativo	carro	3,37	11,57
Educação	carro	4,33	13,36
Administrativo	carro	3,12	4,00
Administrativo	carro	4,75	31,46
Administrativo	carro	4,41	7,97
Transporte	carro	3,97	8,18
Administrativo	carro	3,40	9,56
Administrativo	carro	3,28	12,99
Educação	carro	3,52	11,74
Transporte	carro	5,34	11,00