



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



AMANDA MARIA CARVALHO

MONITORAMENTO DA EXPOSIÇÃO PESSOAL AO POLUENTE ATMOSFÉRICO
BLACK CARBON

LONDRINA
2017

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CÂMPUS APUCARANA E LONDRINA

AMANDA MARIA CARVALHO

**MONITORAMENTO DA EXPOSIÇÃO PESSOAL AO POLUENTE ATMOSFÉRICO
*BLACK CARBON***

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

Orientador: Prof. Dr^a Patricia Krecl

Co-orientador: Prof. Dr. Admir Créso de Lima Targino

**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

C331m Carvalho, Amanda Maria
Monitoramento da exposição pessoal ao poluente atmosférico *black carbon* / Amanda Maria Carvalho – Londrina: [s.n.], 2017.
95 f. : il.; 30 cm.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Patricia Krecl

Co-Orientador: Prof. Dr. Admir Créso de Lima Targino

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina, 2017.

Bibliografia: f. 75-87

1. Ar - Poluição. 2. Saúde Ambiental. 3. Monitoramento Ambiental. I. Krecl, Patricia, orient. II. Targino, Admir Créso de Lima, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. IV. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. 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

MONITORAMENTO DA EXPOSIÇÃO PESSOAL AO POLUENTE
ATMOSFÉRICO *BLACK CARBON*

por

Amanda Maria Carvalho

Dissertação de mestrado apresentada no dia dezesseis de fevereiro de dois mil de dezessete 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. Dr^a Patricia Krecl
(UTFPR)

Prof. Dr^a Erika Pereira Felix
(UTFPR)

Prof. Dr^a Michele de Lima Souza
(UTFPR)

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

Dedico este trabalho a mulher que me ensinou a ficar de pé diante de todas as dificuldades, aquela que sempre esteve em casa de joelhos por mim, minha mãe. Dedico também aos meus irmãos, por tudo o que fizeram por mim ao longo da vida. Meu amor por vocês é imensurável.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, Alfa, Ômega, Onipresente pelo dom da vida, pelo sustento e por me carregar nos braços quando não era mais capaz de caminhar sozinha. Ao Deus pai criador, a Deus filho amigo e companheiro nas lutas diárias, a Deus Espírito Santo inspirador nas horas mais difíceis.

Agradeço a Virgem Maria mãe de Deus e nossa. Maria, incansável intercessora e mediadora de todas as graças.

Agradeço a Nossa Senhora de Guadalupe, a São Miguel Arcanjo pela intercessão incessante perante ao pai e por todas as graças concedidas.

Agradeço a minha família, sagrada família, o lugar onde encontro a paz e para onde sei que sempre posso voltar. Agradeço por tudo que fizeram por mim, pelos momentos de alegria e tristezas compartilhados ao longo da vida, sem vocês eu não chegaria a lugar nenhum.

Ao meu namorado Vinicius por caminhar ao meu lado durante este período, agradeço por todo carinho, amor, amizade e cuidado compartilhado ao longo do tempo, com você pude ir mais longe.

Aos meus orientadores por terem me aceitado como orientanda. A nossa caminhada não foi fácil, mas agradeço imensamente por terem sido pacientes e compreensivos. Quando olho para trás vejo o quanto pude crescer com vocês, e principalmente aprender, em meio aos erros e acertos. Obrigada por todos os ensinamentos (que não foram poucos) e por todas as broncas, com vocês pude me tornar uma pessoa e profissional melhor. Vocês são exemplos de profissionais.

Agradeço a todos os membros do *Laboratory for Urban Air Pollution and Climate* pela amizade, companheirismo e por toda ajuda para que esse trabalho pudesse ser concluído.

Agradeço aos meus voluntários pela disponibilidade e pela colaboração, sem vocês este estudo não poderia ser realizado.

Ao CNPq pelo financiamento dos equipamentos e bolsa DTI-C através do projeto 404146/2013-9.

Ao Prof. Jorge Alberto Martins pelos dados meteorológicos da UTFPR.

Agradeço a todos os meus amigos, aos que sempre caminharam ao meu lado e aos amigos que Londrina me deu, os meus dias foram mais felizes graças a vocês.

Por fim, agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para que este trabalho pudesse ser realizado.

*Basta um sorriso e o dia vence a noite, a vida vence a morte,
a fé vence a dor é só você acreditar.
Olhe a sua volta e terá tantas razões para sonhar.
(Guilherme de Sá)*

RESUMO

CARVALHO, A.M. Monitoramento da exposição pessoal ao poluente atmosférico *black carbon*. 2017. 94 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), Câmpus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2017.

A concentração de poluentes na atmosfera tem crescido significativamente nos últimos anos, principalmente devido a fontes antrópicas, reduzindo a qualidade do ar no meio urbano e expondo a população a altos níveis de poluição. O presente estudo tem como propósito determinar a exposição pessoal ao *black carbon* (BC) de casais em que ambos residem na mesma residência e possuem diferentes rotinas de trabalho. O BC é um poluente atmosférico de vida curta, emitido pela combustão incompleta de materiais carbonáceos com efeitos nocivos sobre a saúde e o clima. O monitoramento foi realizado em Londrina, uma cidade de médio porte no norte do estado do Paraná, onde seis casais não fumantes carregaram continuamente monitores portáteis de BC durante 48 horas. Também foram instalados dois equipamentos para medir simultaneamente BC na casa dos voluntários e no câmpus da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), localizado na área suburbana da cidade. Os dados amostrados pelos voluntários foram classificados em 4 microambientes: casa, trabalho, transporte e outros.

Os resultados mostram uma grande variabilidade dos valores de dose e exposição entre os seis casais amostrados. Comprovou-se ainda que os dados das estações de monitoramento fixo não conseguem registrar com detalhes a alta variabilidade espacial das concentrações de BC e, dessa forma, subestimam os valores de dose e a exposição de um indivíduo quando comparados com os dados coletados com amostradores portáteis.

A localização da residência e as altas concentrações de BC na casa podem contribuir para que os valores de exposição média sejam superiores. Observaram-se concentrações altas de BC para os voluntários que trabalhavam na UTFPR devido a queimadas locais praticadas por moradores da região, o que repercutiu em exposições de $1,38 \mu\text{g m}^{-3}$. Na categoria outros as concentrações mais altas ocorreram com a mulher do casal 1, durante sua ida ao supermercado com exposição média de $3,13 \mu\text{g m}^{-3}$, e para o homem do casal 6 quando estava na academia, com exposição média de $1,52 \mu\text{g m}^{-3}$.

As concentrações mais altas durante o período de estudo foram encontradas na categoria transporte, sendo máxima para a amostragem dentro dos ônibus ($54,16 \mu\text{g m}^{-3}$), seguidas pelas monitoradas nos carros ($50,70 \mu\text{g m}^{-3}$) e a pé ($47,13 \mu\text{g m}^{-3}$). O valor mais alto de exposição foi encontrado para o homem do casal 1 que usava o carro como meio de transporte, com exposição média de $8,35 \mu\text{g m}^{-3}$. O segundo valor mais alto de exposição ocorreu com o homem do casal 2, que usava o ônibus, com exposição média de $8,25 \mu\text{g m}^{-3}$. Os valores de exposição encontrados no transporte motorizado foram superiores aos encontrados na categoria a pé. Além disso, observou-se uma exposição média 3 vezes maior e a dose 4 vezes maior quando as janelas do carro estavam abertas em relação a situação com janelas fechadas.

Os resultados deste estudo evidenciam que embora um casal passe em média dez horas por dia em ambiente comum, a rotina de cada indivíduo em diferentes ambientes no restante da jornada pode levar a uma grande discrepância nos valores de exposição e dose para cada um. O estudo mostra ainda que para se obter valores da exposição e dose mais acurados é necessário utilizar dados de amostradores portáteis. Porém, sugere-se que a amostra de voluntários seja maior para que os resultados sejam representativos da população.

Palavras-chave: Poluição do ar, microambiente, monitoramento pessoal, material particulado.

ABSTRACT

CARVALHO, A.M. **Monitoring of personal exposure to black carbon particles.** 2017. 94 p. Master degree. Environmental Engineering Master Program (PPGEA), campus Apucarana/Londrina, Federal University of Technology - Paraná. Londrina, 2017.

The concentration of atmospheric pollutants has been significantly growing over the last years, mainly due to anthropic sources, reducing the urban air quality and exposing the population to high pollution levels. The present study assesses the personal exposure to black carbon (BC) of couples in which both participants live in the same house and have different work routines. BC is a short-lived climate pollutant emitted by the incomplete combustion of carbonaceous materials, being harmful to both health and climate.

The sampling campaign was conducted in Londrina, a mid-sized city in the Northern part of Paraná state, with six non-smoking couples that continuously carried portable BC monitors for 48 hours. Besides, two instruments simultaneously measured BC at the volunteers' home and at the campus of the Federal Technological University of Paraná (UTFPR), located in the city outskirts. The data sampled by the volunteers were classified into 4 microenvironments: home, work, transport and others.

The results show a large variability of the dose and exposure values among the six sampled couples. It was also found that data from the fixed monitoring stations cannot accurately capture the high spatial variability of BC concentrations and therefore underestimate the dose values and individual exposure when compared to data collected with portable samplers.

The location of the residence and the high BC concentrations at home can contribute to higher average exposure values. High BC concentrations were observed for volunteers working at UTFPR due to emissions from local biomass and waste burning, leading to exposure values of $1.38 \mu\text{g m}^{-3}$. In the category others, the highest concentrations occurred with the woman of the couple 1, during her trip to the supermarket with a mean exposure of $3.13 \mu\text{g m}^{-3}$, and for the man of the couple 6 when he was in the gym, with an average exposure of $1.52 \mu\text{g m}^{-3}$.

The highest concentrations were found in the transport category, reaching maximum levels on the buses ($54.16 \mu\text{g m}^{-3}$), followed by those monitored in the cars ($50.70 \mu\text{g m}^{-3}$) and when walking ($47.13 \mu\text{g m}^{-3}$). The highest exposure was found for the man in couple 1 who used the car as transportation mode, with a mean exposure of $8.35 \mu\text{g m}^{-3}$. The second highest exposure occurred with the man in couple 2, who used buses, with a mean exposure of $8.25 \mu\text{g m}^{-3}$. The exposure values observed during the motorized transport were higher than those found in the walking category. Furthermore, the average exposure was 3 times higher and the dose 4 times higher when the car windows were open than when the windows were closed.

The results of this study show that although a couple spends an average of 10 hours per day in a common environment, the routine of each individual in different environments during the rest of the day can lead to large difference in exposure and dose values. This study also shows that to obtain more accurate exposure and dose values it is necessary to use data from portable samplers. However, it is suggested that the sample of volunteers should be larger so that the results are representative of the population.

Key-words: Air pollution, microenvironment, personal monitoring, particulate matter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Definição da exposição. Fonte: Adaptado de MONN, (2001).	26
Figura 2- (a) MicroAeth modelo AE51 FONTE: AETHLABS, 2015. (b) Aetalômetro modelo AE42. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA. (c) A coluna de ar da amostra é depositada sobre o filtro no tempo t, em seguida a fonte de radiação é usada para medir a atenuação e assim obter a concentração de BC, o fotodetector de referência é utilizado para medir as diferenças entre as variações da intensidade da radiação. FONTE: ARNOTT et al. (2005).....	31
Figura 3- Local de residência dos seis casais que participaram do experimento e da estação de monitoramento fixo (UTFPR).	35
Figura 4- (a) Voluntário usando o MicroAeth na cintura. (b) MicroAeth próximo a zona de respiração. (c) Tubo de amostragem com o funil de plástico fechado na base com um tule de tecido. (d) Instalação do MicroAeth na casa dos voluntários.....	36
Figura 5- (a) Exposição ao BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) para todos os casais. (b) Dose de BC inalada ($\mu\text{g min}^{-1}$). (c) Exposição pessoal ao BC em [%] para todos os casais. (d) Dose de BC inalada [%] para todos os casais para todos os casais, dividido em quatro categorias: transporte, trabalho, casa e outros.	44
Figura 6- Série temporal do BC para o casal 2, com dados obtidos a cada 1 minuto com $Q=100 \text{ ml min}^{-1}$. A linha tracejada indica o horário aproximado de saída de casa para o trabalho.	45
Figura 7-(a) e (b) Correlação linear entre concentrações de BC pessoal e BC de monitoramento fixo (UTFPR) durante o período da noite com uma média de 10 minutos para a mulher e o homem do casal 2, respectivamente.	47
Figura 8-(a) Série temporal de BC para o casal 4, com média móvel de 10 minutos e $Q=50 \text{ ml min}^{-1}$. (b) Boxplot da concentração de BC nas casas do casal 2 e casal 4 durante todo o período de amostragem. Bigodes = 5 e 95 percentis, caixa = percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) = média.	50
Figura 9- Série temporal de BC com resolução de 1 minuto coletados com os voluntários e nas residências onde era coletado o ar externo. (a) casal 1, (b) casal 2, (c) casal 3, (d) casal 4, (e) casal 5, (f) casal 6. . A primeira linha tracejada em cada gráfico indica o horário aproximado de saída de casa, a segunda indica o retorno a casa e a terceira indica saída de casa.	53

Figura 10- (a) Série temporal de BC na casa de todos os casais, onde foi aplicado a média móvel a cada 10 minutos para o casal 4, e os demais média móvel de 5 minutos com $Q= 50 \text{ ml min}^{-1}$.(b) Precipitação acumulada para os dias de amostragem de todos os casais. (c) Número de veículos por hora nas vias próximas das casas dos casais amostrados, no período da manhã 8:00-9:00. (d) Número de veículos por hora nas vias próximas das casas dos casais amostrados, no período da tarde 17:00-18:00.	56
Figura 11- Umidade relativa e precipitação horária para os dias de amostragem: (a) casal 1, (b) casal 2, (c) casal 3, (d) casal 4, (e) casal 5, (f) casal 6.	57
Figura 12- Gráfico polar das concentrações médias de (10 min) de BC para a casa e estação de monitoramento fixo (UTFPR) com os dados de velocidade (WS).	59
Figura 13- Concentrações de BC para todos os voluntários no local de trabalho. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.	61
Figura 14- Concentração de BC na categoria outros. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.	63
Figura 15- Análise espacial dos dados de BC medidos em meios de no transporte para todos os voluntários, com polígonos a cada 100 m.	65
Figura 16- Identificação dos pontos com maiores concentrações de BC.	65
Figura 17- Concentração de BC para cada meio de transporte. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.	66
Figura 18-(a) Concentração de BC para o MicroAeth 840 localizado na zona de respiração. (b) Concentração de BC para o MicroAeth 933 localizado na cintura. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.	71
Figura A1- Série temporal de BC com resolução 1-min para o (a) MicroAeth 839, $Q= 50 \text{ ml min}^{-1}$, (b) MicroAeth 839, $Q= 100 \text{ ml min}^{-1}$, (c) MicroAeth 840, $Q= 100 \text{ ml min}^{-1}$, (d) MicroAeth 933, $Q= 100 \text{ ml min}^{-1}$	88
Figura A2- Histograma do BC com a curva de distribuição normal para, (a) MicroAeth 839 $Q= 50 \text{ ml min}^{-1}$, (b) MicroAeth 839 $Q= 100 \text{ ml min}^{-1}$, (c) MicroAeth 840 $Q= 100 \text{ ml min}^{-1}$, (d) MicroAeth 933 $Q= 100 \text{ ml min}^{-1}$, Md representa a média da série.	88
Figura B1- (a) Ciclo diário médio para o mês de agosto e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de agosto e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 1.	89

Figura B2- (a) Ciclo diário médio para o mês de setembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de setembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 2.....	89
Figura B3- (a) Ciclo diário médio para o mês de setembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de setembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 3.....	90
Figura B4-(a) Ciclo diário médio para o mês de setembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de setembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 4.....	90
Figura B5-(a) Ciclo diário médio para o mês de novembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de novembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 5.....	91
Figura B6- (a) Ciclo diário médio para o mês de dezembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de dezembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 6.....	91
Figura C1- Plano da casa do casal 1.....	92
Figura C2- Plano da casa do casal 2.....	92
Figura C3- Plano da casa do casal 3.....	93
Figura C4- Plano da casa do casal 4.....	93
Figura C5- Plano da casa do casal 5.....	94
Figura C6- Plano da casa do casal 6.....	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Características dos aetalômetros.	33
Tabela 2- Dados pessoais dos voluntários e datas de amostragem.....	35
Tabela 3- Taxa de inalação para adultos ($L \text{ min}^{-1}$) segundo Allan e Richardson (1998).	39
Tabela 4- Níveis e atividades segundo Allan e Richardson (1998).....	39
Tabela 5- Coeficiente de determinação para os dados do casal 2 móveis, casa e UTFPR.....	47
Tabela 6- Teste de Mann-Whitney para cada voluntário do casal 2 comparando os dados de medidas móveis com os dados da UTFPR.	48
Tabela 7- Exposição pessoal ao BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) para os integrantes do casal 2 utilizando os dados de monitoramento móvel, fixo na casa e fixo na UTFPR.	48
Tabela 8- Dose inalada de BC ($\mu\text{g dia}^{-1}$) para os integrantes do casal 2 utilizando os dados de monitoramento móvel, fixo na casa e fixo na UTFPR.	48
Tabela 9- Descrição estatística das concentrações de BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) para os dados coletados nas casas dos casais 2 e 4, o número de veículos por hora que passa nas vias mais próximas e precipitação acumulada para os dias de amostragem (mm).	51
Tabela 10- Média das concentrações de BC $\mu\text{g m}^{-3}$ na casa dos seis casais amostrados.	54
Tabela 11- Atividades realizadas pelos voluntários na categoria outros.....	62
Tabela 12- Descrição estatística de BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) no transporte após a correção.....	64
Tabela 13- Análise de Mann-Whitney para os dados do transporte corrigidos.....	64
Tabela 14- Exposição média ($\mu\text{g m}^{-3}$), dose média ($\mu\text{g min}^{-1}$) para a mulher do casal 6, por categoria de transporte e tempo (min) gasto em cada categoria.....	67
Tabela 15- Exposição média ($\mu\text{g m}^{-3}$), na categoria transporte, para os voluntários que se locomoveram apenas de carro.	68
Tabela 16- Exposição ($\mu\text{g m}^{-3}$) e dose média ($\mu\text{g min}^{-1}$) para o casal 6, para as viagens de carro com a janela aberta (A) e fechada (F).	70
Tabela 17- Descrição estatística das séries de BC medidos na zona de respiração e na zona da cintura.	71
Tabela 18- Análise de Mann-Whitney para os dados da zona de respiração e cintura.	72
Tabela 19- Análise de Mann-Whitney por microambiente para os dados da zona de respiração e cintura.	72
Tabela A1 - Teste de ruído para os aetalômetros utilizados nas amostragens.....	84

LISTA DE ABREVIATURAS

A	Área do Filtro
ATN	Atenuação da Radiação Eletromagnética
BC	<i>Black carbon</i>
BC CORR	<i>Black carbon</i> corrigido
CE	Carbono elementar
CO	Monóxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONC. BC	Concentração de <i>Black Carbon</i>
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
Dsv	Desvio Padrão
FREQ. A.	Frequência de Amostragem
GPS	Sistema de Posicionamento Global
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
Ld	Limite de Detecção
Md	Média Aritmética
MP	Material Particulado
MP _{2,5}	Material Particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 µm
MP ₁₀	Material Particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 10 µm
NH ₃	Amônia
NO ₂	Dióxido de Nitrogênio
OMS	Organização Mundial da Saúde
PTS	Partículas Totais em Suspensão
SIG	Sistema de Informação Geográfico
SO _x	Óxidos de Enxofre
Q	Vazão Volumétrica
US EPA	United States Environmental Protection
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
1.1 MATERIAL PARTICULADO	20
1.2 BLACK CARBON	22
1.3 EXPOSIÇÃO PESSOAL	24
2 OBJETIVO	28
2.1 OBJETIVO GERAL.....	28
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	28
3 METODOLOGIA.....	29
3.1 ÁREA DE ESTUDO	29
3.2 METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM.....	30
3.2.1 Instrumentos utilizados.....	30
3.2.2 Coleta de dados: Exposição dos voluntários ao black carbon	34
3.2.3 Teste de zona de respiração vs. zona da cintura	37
3.3 TRATAMENTO DOS DADOS	38
3.3.1 Descrição Estatística.....	38
3.3.2 Exposição e Dose Inalada.....	38
3.4.3 Análise espacial durante o transporte	40
4 RESULTADOS	43
4.1 EXPOSIÇÃO PESSOAL	43
4.1.1 Comparação entre Monitoramento fixo e Monitoramento móvel.....	45
4.1.2 Relações entre Exposição Pessoal e Localização da Residência.....	49
4.1.3-Relação entre Concentração de BC, Dados Meteorológicos e Fluxo Veicular.....	51
4.1.4 Relação entre Exposição Pessoal e Local de Trabalho.....	60
4.1.5 Relação entre Exposição Pessoal e Categoria Outros	62

4.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BC DURANTE O TRANSPORTE	63
4.2.1 Correção dos Dados do Transporte	63
4.2.2 Análise Espacial no Transporte	64
4.3 ZONA DE RESPIRAÇÃO VS. CINTURA	70
5 CONCLUSÕES.....	73
5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	75
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
APÊNDICE A - Teste de Ruído	89
APÊNDICE B- Ciclo Diário de BC.....	91
APÊNDICE C- Planos das Casas	94

1 INTRODUÇÃO

O rápido processo de industrialização e desenvolvimento urbano observado nas últimas décadas trouxe consigo várias consequências para a população, tais como problemas de saneamento básico, moradia, transporte e poluição do ar, que repercutem negativamente no ambiente urbano (WHO, 2006). A rápida urbanização também aumentou o consumo de energia e, conseqüentemente, as emissões de poluentes atmosféricos provenientes da queima de combustíveis fósseis por fontes fixas, como indústrias, e por fontes móveis, como os veículos automotores (SALVI e BARNES, 2009).

A exposição humana a poluentes atmosféricos é uma das grandes questões da atualidade já que respirar ar puro é um requisito básico de vida e também um fator determinante para a saúde. A poluição atmosférica apresenta grande risco para a saúde humana, sendo que o material particulado (MP) é responsável por 3 milhões de óbitos anuais, a nível mundial, com 88% dos óbitos observados em países de renda baixa ou média (WHO, 2016). No Brasil, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que a poluição atmosférica causa cerca de 20 mil óbitos/ano, valor cinco vezes superior ao número de óbitos atribuídos ao tabagismo ambiental/passivo, sendo que 10,7 mil desses óbitos/ano são decorrentes da poluição do ar em ambientes internos (WHO, 2009).

A qualidade do ar no meio urbano é afetada por poluentes gasosos, como dióxido de nitrogênio (NO₂), monóxido de carbono (CO), ozônio troposférico (O₃), óxidos de enxofre (SO_x), e MP (STEINLE *et al.*, 2013). O MP consiste de partículas sólidas e/ou líquidas suspensas no ar. Essas partículas podem ser formadas a partir de precursores gasosos (FUZZI *et al.*, 2015) ou serem emitidas por uma variedade de fontes e processos antrópicos, tais como, queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa, bem como por fontes naturais, como o *spray* marinho, liberação de pólen pela vegetação, mobilização de poeira pela ação do vento e erupções vulcânicas (PANDIS *et al.*, 1992). O MP inalável é geralmente classificado segundo o diâmetro aerodinâmico (d_a)¹ em dois grupos: partículas finas ($d_a < 2,5 \mu\text{m}$) e grossas ($2,5 < d_a < 10 \mu\text{m}$) e são geralmente quantificadas em concentração de massa ($\mu\text{g m}^{-3}$). A fração MP_{2,5} quando inalada pode penetrar na região alveolar do pulmão, entrar na corrente

¹ Diâmetro de uma esfera com densidade 1 g cm^{-3} que se deposita com a mesma velocidade terminal que a partícula de interesse (HINDS, 1982).

sanguínea e causar a morte por doenças cardiorrespiratórias (PARKER e WOODRUFF, 2008).

O *black carbon* (BC) é um tipo de material particulado composto por carbono orgânico e carbono elementar e, devido ao seu tamanho pequeno, é fortemente associado a fração de $MP_{2,5}$ (SMITH *et al.*, 2009). As principais fontes de emissão são a combustão de combustíveis fósseis e a queima de biomassa (PENNER e EDDLEMAN, 1993). O interesse em estudar BC tem crescido muito nos últimos anos já que é um poluente climático de vida curta, ou seja, reside na baixa atmosfera por período de dias a semanas, absorvendo radiação solar (WATSON *et al.*, 2005) e alterando o balanço de radiação da terra através do aquecimento do ar (JACOBSON, 2001; JACOBSON, 2002). O BC também altera a estabilidade atmosférica, influencia as circulações atmosféricas de grande escala, afeta o albedo e a higroscopicidade dos núcleos de condensação das nuvens (LIOUSSE *et al.*, 1996), podendo modificar o ciclo hidrológico do nosso planeta.

O BC também está associado a efeitos adversos na saúde humana; devido ao seu pequeno tamanho, o BC se deposita nas paredes do sistema respiratório causando o aumento de doenças respiratórias e cardiovasculares (MAUDERLY e CHOW, 2008; GAN *et al.*, 2011). Recentemente MAHER *et al.* (2016) determinaram que nanopartículas oriundas do processo de combustão podem alcançar o cérebro humano diretamente através do nervo olfativo, por meio da região danificada do sistema olfativo.

Avaliar a exposição pessoal é um processo que envolve estimar ou medir a frequência e duração da exposição de um indivíduo a um determinado agente (ZARTARIAN *et al.*, 2007). A exposição pessoal tem sido geralmente calculada a partir das concentrações de poluentes medidas em estações de monitoramento fixas, que fornecem uma grande quantidade de dados para uma ampla gama de poluentes (HARRISON *et al.*, 2002). No entanto, devido à grande variabilidade espacial das concentrações em um meio urbano, avaliar a exposição pessoal utilizando dados de estações de monitoramento fixo apresenta uma grande incerteza (KLEPEIS, 2006), já que são ignorados os impactos causados pelo deslocamento do indivíduo e o tempo que cada indivíduo gasta longe de casa (SETTON *et al.*, 2011). Por tanto, para obter uma estimativa mais acurada, é necessário o monitoramento da pessoa nas suas reais atividades, incluindo uma descrição espaço-temporal do deslocamento da pessoa durante o seu dia e um diário de atividades que detalhe o tempo gasto em locais específicos (BRANIS, 2010). Desta forma, informações sobre onde e por quanto tempo o indivíduo foi exposto à

certa concentração de poluente são fatores essenciais para entender quais atividades ou microambientes são prejudiciais à saúde.

Os microambientes podem ser definidos como espaços tridimensionais onde o nível de poluente em um dado momento é uniforme ou apresenta propriedades estatísticas constantes (SEXTON e RYAN, 1998). Esse conceito é fortemente associado à exposição pessoal pois através dele é possível conectar a exposição a um espaço específico (SCHWEIZER *et al.*, 2006), e são nesses locais onde as pessoas passam a maior parte do seu tempo ao longo do dia.

Dose é outro conceito que está intimamente ligado à exposição pessoal, pois ela consiste na passagem do poluente através de uma fronteira física, ou seja, é a quantidade de material absorvido ou depositado no corpo durante um intervalo de tempo (ZARTARIAN, 2007). Devido ao elevado número da população urbana e exposição a níveis de poluição atmosférica acima dos recomendados pela OMS, estudos como este que investigam com detalhe a exposição pessoal a poluentes atmosféricos são de extrema importância.

As etapas que estão presentes entre as fontes de poluição e os efeitos que essa poluição gera na saúde são (NRC, 1999):

Fontes → Emissões → Concentrações → Exposição → Doses → Efeitos

Diversas fontes naturais e antrópicas emitem diretamente um grande leque de poluentes na atmosfera em estado sólido, líquido ou gasoso. Esses poluentes podem sofrer várias transformações físicas e químicas que alteram a composição e tamanho do MP e também podem dar origem a poluentes secundários gasosos e/ou particulados. Os fenômenos meteorológicos também podem alterar a concentração, favorecendo ou impedindo a dispersão de um poluente na atmosfera. No presente trabalho serão avaliadas as etapas de concentração, exposição por inalação e dose.

Para diminuir o grau de incerteza das estimativas de exposição, o monitoramento das concentrações dos poluentes deve ser realizado o mais próximo possível dos ambientes pelos quais as pessoas passam. Isso pode ser realizado, por exemplo, carregando monitores portáteis durante o período de estudo. Para obter uma estimativa mais acurada em relação à exposição por inalação, é importante também que a coleta do poluente seja realizada na zona de respiração (a uma distância máxima de 30 cm do nariz e boca), de forma que o ar amostrado represente o ar inalado. Embora a amostragem na zona de respiração seja a mais desejável,

nem sempre é possível e os monitores podem ser usados em locais alternativos –como no nível da cintura– que não perturbem o desenvolvimento das atividades das pessoas participantes do estudo.

1.1 MATERIAL PARTICULADO

O material particulado em suspensão na atmosfera tem sido estudado extensivamente nos últimos anos, por afetar a qualidade do ar, a saúde humana e os ecossistemas (MAZZEI *et al.*, 2008; FOWLER *et al.*, 2009).

As partículas finas primárias são emitidas majoritariamente por fontes de alta temperatura. As partículas secundárias são formadas a partir da conversão de gás-partículas na qual participam precursores gasosos como SO₂, NO_x, amônia (NH₃) e compostos orgânicos voláteis (COV) emitidos por fontes naturais e antropogênicas (FUZZI *et al.*, 2015). Em contrapartida, as partículas grossas têm como principais fontes a ruptura mecânica e o desgaste de materiais, assim estão constituídas em grande parte por materiais do solo em suspensão, poeiras a partir de certas fontes industriais, *spray* marinho, pólen e esporos de fungos, fragmentos de plantas e animais e restos de desgaste dos pneus (HARISSON, *et al.*, 2001; THORPE e HARISSON, 2008).

As partículas grossas quando emitidas na atmosfera podem demorar de minutos a dias para serem removidas da atmosfera, percorrendo apenas alguns quilômetros. Por outro lado, as partículas finas podem levar de dias a semanas para serem removidas, percorrendo distâncias maiores (SEINFELD e PANDIS, 2006). A sua remoção pode ocorrer através da deposição seca (via de transferência direta da atmosfera para a superfície) ou deposição úmida (incorporação das partículas com as gotas da precipitação) (SEINFELD e PANDIS, 2016).

Ao alcançar a atmosfera, as partículas podem alterar suas propriedades químicas e microfísicas através de processos físico-químicos, sendo esses, condensação, evaporação de seus componentes voláteis, e coagulação com outras partículas (SEINFELD e PANDIS, 2016).

O MP é uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas como nitratos, sulfatos, sais de amônio, carbono orgânico e elementar, água e uma gama de metais traços (HARISSON, *et al.*, 2001). Dependendo da fonte de emissão, a composição química varia

grandemente. O MP emitido por fontes naturais geralmente contem Al, K, Na, Si, Fe, Cl (HCl) e Ti, e quando emitido por fontes antrópicas predominam elementos como Br (HBr), Cu, Mn, Ba, Mg, Ca, Zn, Pb, Fe, V, Ti e Be (MANAHAN, 2010). Outros compostos que são liberados junto com o MP que são vistos como um dos grandes responsáveis pelos efeitos adversos na saúde humana e meio ambiente, são os produtos orgânicos, tais como, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) que são majoritariamente compostos tóxicos e cancerígenos; alergênicos e compostos microbianos também são encontrados no MP (CHOI, *et al.*, 2006; WHO, 2009).

As partículas na fração de MP_{2,5} são pequenas o suficiente para penetrar na região torácica do sistema respiratório, causando danos na saúde humana (agravamento de asma, aumento de internações hospitalares, mortalidade por doenças cardiorrespiratórias e câncer de pulmão) devidos à exposição a curto (horas, dias) e longo prazo (meses, anos). A mortalidade está relacionada à exposição de longo prazo ao MP_{2,5} (PARKER e WOODRUFF, 2008), sendo os grupos mais vulneráveis as crianças e as pessoas idosas. A exposição de crianças ao MP pode afetar até o desenvolvimento dos pulmões (WHO, 2013). Não há evidência de um nível seguro de exposição ao MP, sendo assim, qualquer concentração dessa substância se torna prejudicial, desta maneira, é sempre considerado um poluente atmosférico (STANEK *et al.*, 2010).

Devido aos danos que o MP_{2,5} pode causar na saúde humana, é de extrema importância que esse poluente seja regulamentado. Os padrões de qualidade do ar no Brasil são estabelecidos pela resolução CONAMA nº 003/1990, possuindo padrões apenas para partículas totais em suspensão (PTS) e MP₁₀ (CONAMA, 1990). O estado de São Paulo estabeleceu através do Decreto Estadual nº 59113 de 2013 um padrão para o MP_{2,5} de 60 µg m⁻³ (média diária) e 20 µg m⁻³ (média anual) (ALESP, 2013). Diferente do Brasil, os Estados Unidos estabelecem um padrão para o MP_{2,5} que é de 35 µg m⁻³ (média diária), 25 µg m⁻³ (média anual) e a União Europeia de 25 µg m⁻³ (média anual) (IEMA, 2012).

ANDRADE *et al.* (2012) relataram concentrações médias anuais de MP_{2,5} nas seis maiores regiões metropolitanas do Brasil: São Paulo: 28,0 µg m⁻³, Rio de Janeiro: 17,2 µg m⁻³, Belo Horizonte: 14,7 µg m⁻³, Curitiba: 14,4 µg m⁻³, Porto Alegre: 13,4 µg m⁻³ e Recife: 7,3 µg m⁻³. Os valores medidos para algumas cidades europeias foram Paris: 18,65 µg m⁻³, Berlim: 15,54 µg m⁻³, e Amsterdam: 17,05 µg m⁻³ (EEA, 2015), que são semelhantes aos valores informados por ANDRADE *et al.*, (2012), mas extremamente baixos quando

comparado com os monitorados em cidades chinesas onde a média anual de $MP_{2.5}$ varia no intervalo 68-273 $\mu\text{g m}^{-3}$ (WEI *et al.*, 1999).

1.2 BLACK CARBON

Na literatura o termo BC, CE e fuligem são utilizados muitas vezes como sinônimos, porém tecnicamente eles apresentam diferenças (ANDREAE *et al.*, 2006).

A fuligem é uma substância negra ou marrom, presente na atmosfera como partículas finas, e formada por uma mistura complexa de BC e carbono orgânico durante a combustão. O CE na maioria dos casos refere-se ao carbono que não está ligado a outros elementos, mas pode estar presente em suas formas alotrópicas (PETZOLD *et al.*, 2013). Essa fração de carbono é oxidada no processo de combustão acima de uma determinada temperatura, e apenas na presença de uma atmosfera contendo oxigênio (ANDREAE *et al.*, 2006).

O BC é um componente do $MP_{2.5}$ e define a fração que é quantificada através de métodos ópticos (BOND *et al.*, 2004; ANDREAE *et al.*, 2006), e apresenta uma combinação única de características físico-químicas (ABEL *et al.*, 2003):

- É um tipo de material carbonáceo, formado apenas pela combustão de combustíveis à base de carbono;
- É composto por pequenas esferas de carbono com diâmetros entre 10 e 50 nm, possuindo alta capacidade de adsorção de outras espécies;
- É um material refratário, ou seja, mantém as suas características em altas temperaturas, e possui temperatura de vaporização perto de 4000 K;
- É insolúvel em água e solventes orgânicos comuns;
- Apresenta forte absorção de radiação no visível com uma seção transversal de absorção de massa de pelo menos $5 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ no comprimento de onda de 550 nm (LACK *et al.*, 2014), e, portanto, pode ser medido por meio da absorção de radiação eletromagnética;
- Possui estrutura semelhante à do grafite e com grande fração de átomos de carbono ligados por ligações sp^2 (BOND *et al.*, 2013).

O BC é emitido por uma variedade de processos de combustão, com predomínio a escala global da queima de florestas e savanas a céu aberto, e a combustão de sólidos residenciais (carvão e biomassa), representando cerca de 60% a 80% das emissões nos continentes asiático e africano. Os motores a diesel contribuem com cerca de 70% das emissões na Europa, América do Norte e América Latina (BOND *et al.*, 2013), sendo o trânsito a principal fonte de emissão em áreas urbanas (KOMPALLI *et al.*, 2014). Portanto, o BC está altamente correlacionado com outros poluentes típicos do trânsito, como NO_x e partículas ultrafinas (BECKERMAN *et al.*, 2008), e é considerado um excelente indicador da qualidade do ar (JANSSEN *et al.*, 2012).

No processo de combustão, apenas uma pequena fração de carbono no combustível é transformada para BC, o restante é emitido como CO₂ ou uma variedade de outros produtos que são gerados na combustão incompleta (KANAKIDOU *et al.*, 2005). Devido as suas propriedades o BC absorve cerca de 1 milhão de vezes mais energia por unidade de massa do que o CO₂, que absorve somente em comprimentos específicos do infravermelho (JACOBSON, 2009). O BC afeta o clima através do aquecimento por absorção de radiação e pelo resfriamento que ocorre através do espalhamento da radiação solar. O aquecimento pode ser causado quando o BC é depositado sobre a neve escurecendo a superfície e diminuindo a refletividade (albedo) fazendo com que ela absorva mais radiação, e a energia absorvida seja liberada em forma de calor, contribuindo para o derretimento acelerado da neve (US EPA, 2012) e para o aquecimento global (FLANNER *et al.*, 2007). O BC contribui para a alteração dos núcleos de condensação das nuvens (esses processos podem aumentar a precipitação mudando o número de partículas de gelo na nuvem), afetando a sua cobertura e o seu tempo de vida. Além disso, o BC pode mudar o gradiente de temperatura da atmosfera e, portanto, afetar os movimentos e a distribuição das nuvens (PETZOLD *et al.*, 2013).

O BC é um poluente de vida curta que reside na atmosfera baixa de dias a semanas, e pode ser transportado a escala regional e intercontinental. A meteorologia apresenta grande influência sobre as suas concentrações, pois o aumento da velocidade do vento e o aumento da umidade relativa, levam à diminuição dos níveis de BC (LAROSA *et al.*, 2002) e sua remoção é feita através da precipitação, decantação gravitacional e sedimentação (CAO *et al.*, 2009).

O BC também afeta a saúde humana, sendo associado a doenças cardiorrespiratórias, já que pode alcançar os alvéolos pulmonares (MAUDERLY e CHOW, 2008; GAN *et al.*, 2011) e levar consigo compostos tóxicos, e muitas vezes cancerígenos, tais como os HPAs

(AMSTRONG *et al.*, 2004). O BC tem sido associado a inflamação sistêmica e estresse oxidativo (ALEXEEFF *et al.*, 2011). WILKER *et al.* (2010) relatou uma associação positiva entre exposição a curto prazo ao BC, medido durante 7 dias e a pressão arterial diastólica e sistólica.

ZHAO *et al.* (2014) relatou os efeitos do BC sobre a pressão arterial de 65 pessoas, e verificou que o aumento de $1 \mu\text{g m}^{-3}$ estava associado ao um aumento de 0,53 mmHg na pressão arterial sistólica e de 0,37 mmHg na pressão arterial diastólica. Um trabalho realizado por POWER *et al.* (2011) demonstrou associação entre exposição ao longo prazo de BC e a redução das funções cognitivas. SUGLIA *et al.* (2008) também constatou redução das funções cognitivas através de avaliações de problemas verbais e construção de memória. PATEL *et al.* (2010) descobriram que o aumento $1,2 \mu\text{g m}^{-3}$ na exposição ao BC levou a efeitos respiratórios agudos em adolescentes.

Devido aos efeitos que o BC pode causar no clima e na saúde humana, é de extrema importância medir as suas concentrações em um ambiente urbano. O BC pode ser medido através de métodos que utilizam suas propriedades ópticas, ou seja, suas características de absorção de radiação eletromagnética e métodos que usam a estabilidade térmica do carbono (US EPA, 2012).

O método óptico mais comum para medir o BC envolve a coleta de aerossol que é depositado sobre um filtro e a concentração em massa é calculada através da redução da transmissão de radiação sobre o mesmo (QUINCEY *et al.*, 2009). Os equipamentos comerciais mais usados são o Aethalômetro® (Magee Scientific, EUA), o MicroAeth® (AethLabs, EUA) e o PSAP (Radiance Research Inc., EUA) devido a sua facilidade de operação, alta frequência de amostragem e cálculo da concentração em tempo real (CHOW *et al.*, 2009; MULLER *et al.*, 2011).

1.3 EXPOSIÇÃO PESSOAL

A melhor maneira de avaliar a exposição pessoal de um indivíduo é combinando dados de concentração com dados do sistema de posicionamento geográfico (GPS), o que permite a exposição ser avaliada no espaço e no tempo (GERHARZ *et al.*, 2009). Esse tipo de abordagem depende de voluntários que levam consigo instrumentos de monitoramento de

poluição do ar e um GPS, que são realizados em períodos mais curtos para que o uso dos instrumentos não implique em sua rotina diária.

Vários modelos têm sido desenvolvidos para avaliar a exposição pessoal a poluição do ar no ambiente urbano (JERRETT *et al.*, 2005). Dentre eles o modelo AB²C, estima a exposição da população ao BC (ZANOBETTI e SCHWARTZ, 2006), que consiste em vários submodelos, para modelar uma parte específica da exposição, dentre os modelos utilizados estão o modelo de regressão e uso da terra, para as concentrações ambientais, modelos de exposição pessoal durante no tráfego, para estimar a exposição durante as viagens e o modelo de ar interior, para exposição nos microambientes, mas este modelo ainda possui várias limitações, uma delas são as variáveis meteorológicas que são desconsideradas (DONS *et al.*, 2014). Alguns modelos não são capazes de estimar a exposição com uma fiabilidade suficiente pois levam em consideração apenas a localização, ignorando os padrões de atividade, utilizando muitas vezes concentrações anuais sem variações diárias. Portanto a exposição pessoal deve ser modelada utilizando a combinação de duas regiões que se interagem: população em movimento e a mudança contínua da qualidade do ar, ou seja, deve ser combinado um mapa com alta resolução espacial e as concentrações com a localização de indivíduo (BRIGGS, 2005; BURKE *et al.*, 2001).

Um outro método que é amplamente utilizado é avaliação da exposição pessoal através de dados de estações de monitoramentos fixo (CATTANEO *et al.*, 2010). Esse método é adequado para o estudo de grandes populações, porém não consegue capturar a variabilidade das concentrações dentro de um ambiente urbano apresentando grande incerteza (CHANG *et al.*, 2003; KLEPEIS, 2006).

Os conceitos básicos utilizados para avaliar a exposição pessoal foram desenvolvidos no início da década de 1980 por DUAN (1982) e OTT (1982) e o termo exposição enfatiza que o ser humano é o receptor mais importante dos poluentes ambientais. OTT (1982) elaborou as definições do termo exposição e dose. A exposição foi definida como um evento que ocorre quando uma pessoa entra em contato com o poluente com concentração (c) em um tempo (t). Essa definição refere-se ao contato com o poluente, mas isso não quer dizer que a pessoa o inalou. Ao considerar a concentração instantânea do poluente durante um determinado período, obtém-se a exposição integrada. A exposição média é obtida considerando a concentração média da concentração dos poluentes naquele determinado período (Figura 1).

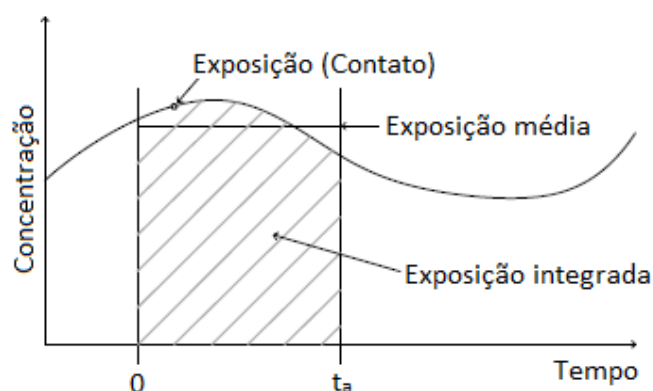


Figura 1- Definição da exposição. Fonte: Adaptado de MONN, (2001).

Quando o poluente cruza uma fronteira física (pele, células epiteliais e alveolares) o conceito utilizado é a dose, que é a quantidade de material absorvido pelo organismo (OTT, 1982). A dose potencial considera que todo o poluente foi absorvido pelo organismo, e é calculada multiplicando a exposição integrada ou média pelo volume de ar trocado pelo pulmão naquele determinado tempo.

Nos últimos anos, assuntos como a qualidade do ar e a exposição da população aos poluentes atmosféricos tem recebido muita atenção. Muitas vezes o foco é o ar externo (HARRISON *et al.*, 2002), onde estão localizadas as redes de monitoramento fixo, que fornecem uma ampla gama de informações meteorológicas e concentração dos poluentes atmosféricos. No entanto, a variação espacial de pequena escala normalmente não é bem caracterizada por essas redes (JARRET *et al.*, 2005).

Estudos sugerem que a concentração de partículas ultrafinas (com diâmetro aerodinâmico inferior a 100 nm) caem significativamente a cerca de 300 m da fonte, por processos de dispersão (ZHU *et al.*, 2002; MORAWSKA *et al.*, 2008). Dessa forma, monitorar esse tipo de contaminante a certa distância das fontes subestima suas concentrações e consequentemente as estimativas de exposição pessoal.

Um estudo realizado por KRECL *et al.* (2014) mostram que as concentrações de BC estão relacionadas com o volume de trânsito, e apresenta grande variabilidade espaço-temporal, devido a variações do tráfego e os fatores de emissão. TARGINO *et al.* (2016) mostraram que existe uma grande variabilidade espacial nas concentrações de BC e $MP_{2,5}$ em uma escala de dezenas de metros, estando altamente relacionado com o fluxo veicular, principalmente com o número de veículos pesados a diesel. Essa variabilidade espaço-

temporal das concentrações de BC na ordem de algumas dezenas de metros também foi encontrada em um estudo realizado por VENKATACHARI *et al.* (2006) na cidade de Nova York.

Embora seja regulamentada a concentração de partículas no ar exterior, não existe nenhuma legislação que considere o ar dentro de casa. No entanto, é de grande importância considerar o ar interior, pois as pessoas passam a maior parte do seu tempo em microambientes internos. Um estudo feito por ROBISON e NELSON (1995) indica que as pessoas que residem nos Estados Unidos gastam 87,2% do seu tempo em ambientes fechados, 7,2% no transporte e apenas 5,6% em lugares ao ar livre.

Levando em consideração que existe uma grande variabilidade espacial de poluentes atmosféricos, especialmente os relacionados com o tráfego motorizado, é de extrema importância que a exposição pessoal seja monitorada através de equipamentos portáteis de forma a capturar com detalhe os padrões de movimento durante uma jornada. Tradicionalmente, a exposição pessoal foi calculada com dados de estações de monitoramento fixo (PHYSICK *et al.*, 2011; WU *et al.*, 2005), o que na maioria dos casos não representa as concentrações de poluentes encontrados em ambientes como dentro de meios de transporte ou em certas configurações urbanas como cânions ou vias de intenso tráfego. Os dados de exposição pessoal coletados através de monitores portáteis, revelam que grande parte da população está exposta a níveis muito mais elevados do que a média feita com os dados de monitoramento fixo (SEXTON e RYAN, 1988).

2 OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho é avaliar a exposição pessoal ao BC de seis casais, em que ambos residam na mesma residência, mas trabalhem em locais diferentes.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Medir a concentração de BC e, assim, calcular a exposição pessoal e dose inalada para cada voluntário, comparando as profissões e os locais de moradia;
- Determinar o tipo de atividade e microambientes a que estão associadas as maiores concentrações;
- Determinar a diferença da exposição pessoal e da dose inalada quando essas forem obtidas por meio de dados de monitoramento fixo e monitoramento móvel;
- Realizar uma análise espacial e determinar os modos de transporte que apresentam maior influência sobre a dose e a exposição;
- Determinar a diferença da exposição pessoal quando a entrada de ar do amostrador está localizada na zona de respiração e na zona da cintura.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo é realizado em Londrina, uma cidade de médio porte com uma população de 553.393 habitantes (IBGE, 2016), localizada no norte do estado do Paraná (latitude: 23°22'S; longitude: 51°10'W, altitude média: 585m). Londrina possui clima subtropical úmido mesotérmico (Cfa na classificação de Köppen), com verão tipicamente quente e chuvoso e com pouca geada no inverno. A temperatura média no período de 1971 a 2008 é de 21,0° C, com máxima média anual de 27,3° C, mínima média anual de 16,0° C, e 70,4 % de umidade relativa média anual (LONDRINA, 2010). A faixa de precipitação no ano é de 1.400 a 1.600 mm, sendo os meses menos chuvosos, junho, julho, agosto (225 a 250 mm) e os mais chuvosos, dezembro, janeiro e fevereiro (500 a 600 mm). Os ventos predominantes são de leste e nordeste com velocidade de 2,0 a 2,4 m/s nos primeiros meses do ano (janeiro e fevereiro) e de 2,4 a 2,8 em novembro e dezembro (IAPAR, 2014).

Londrina possui uma frota veicular de 369.988 veículos (DENATRAN, 2016), dos quais, 63% são automóveis, 22% motocicletas, 11% comerciais leves, 3% caminhões e menos de 1% são ônibus, sendo que, 52% são a gasolina, 33% possuem motores flex (que rodam com álcool ou gasolina) e 7% da frota roda com diesel, sendo 4% dos veículos nessa categoria pesados.

A emissão de MP na cidade de Londrina tem como principal fonte a indústria; já o SO_x apresenta uma situação empatada entre emissões veiculares e industriais; para poluentes como CO e NO_x as emissões veiculares estão bem acima da parcela industrial (IAP, 2013). As fontes móveis emitem cerca de 230 toneladas/ano de material particulado na atmosfera (33% do total), e as fontes industriais emitem em torno de 464 toneladas/ano, correspondendo a 67% da emissão total. Londrina conta com 30 indústrias de grande porte na área alimentícia, curtumes, produtoras de asfalto, processadoras de resíduos, fabricantes de inseticidas, herbicidas, fungicidas e acaricidas, localizadas majoritariamente nos parques industriais ao nordeste da cidade que emitem MP, CO, NO_x e SO_x (IAP, 2013). A cidade também sofre

com frequentes queimadas de lixo doméstico, principalmente em locais afastados da área central (TARGINO e KRECL, 2016).

3.2 METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM

As concentrações de BC foram medidas com equipamentos de medição ótica portáteis e fixos, e o georreferenciamento das amostragens foi realizado com receptores de GPS.

3.2.1 Instrumentos utilizados

O MicroAeth® modelo AE51 (AethLabs, EUA) (Figura 2a) e o Aetalômetro AE42 (Magee Scientific, EUA) (Figura 2b) são instrumentos óticos cujo princípio de funcionamento está baseado na absorção de radiação eletromagnética por partículas, utilizando a lei de Beer Lambert. As partículas em suspensão no ar são carregadas através de um tubo até o filtro com uma vazão volumétrica constante Q onde são depositadas numa seção do filtro de área A . Um feixe de radiação eletromagnética no comprimento de onda λ é emitido por um LED, iluminando o filtro é coletado por um fotodetector (Figura 2c). O AE51 opera em apenas um comprimento de onda, enquanto o modelo AE42 opera em 7 comprimentos, como detalhado na Tabela 1. Para reduzir os erros devido a variação da fonte de radiação, os equipamentos possuem um fotodetector de referência, onde não são depositadas partículas. Desta forma, se houver variações na fonte de radiação as duas medidas serão afetadas igualmente.



Figura 2- (a) MicroAeth modelo AE51 FONTE: AETHLABS, 2015. (b) Aetalômetro modelo AE42. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA. (c) A coluna de ar da amostra é depositada sobre o filtro no tempo Δt , em seguida a fonte de radiação é usada para medir a atenuação e assim obter a concentração de BC, o fotodetector de referência é utilizado para medir as diferenças entre as variações da intensidade da radiação. FONTE: ARNOTT *et al.* (2005).

A atenuação do feixe de radiação através do filtro (ATN) é calculada segundo ARNOTT *et al.* (2005):

$$ATN = \ln \frac{I_0(\lambda)}{I(\lambda)} \quad (1),$$

onde $I_0(\lambda)$ é a intensidade de radiação emitida e $I(\lambda)$ é a intensidade de radiação atenuada.

Nesse contexto, a partir da variação da atenuação (ΔATN) em um determinado intervalo de tempo (Δt), é calculado o coeficiente de extinção ($b_{ext.}$):

$$\Delta b_{ext.}(\lambda) = \frac{A}{Q} \frac{\Delta ATN(\lambda)}{\Delta t} \quad (2).$$

Por sua vez, o coeficiente de extinção medido se relaciona com o coeficiente de absorção das partículas $b_{abs,part.}$ através da seguinte equação:

$$b_{ext.} = b_{abs,ar} + b_{abs,filtro} + b_{abs,part.} + b_{esp,ar} + b_{esp,filtro} + b_{esp,part.} \quad (3),$$

onde:

$b_{abs,ar}$ = coeficiente de absorção do ar;

$b_{abs,filtro}$ = coeficiente de absorção do filtro;

$b_{esp,ar}$ = coeficiente de espalhamento do ar;

$b_{esp,filtro}$ = coeficiente de espalhamento do filtro;

$b_{esp,part.}$ = coeficiente de espalhamento da partícula.

Os coeficientes $b_{abs,ar}$, $b_{abs,filtro}$ e $b_{esp,ar}$ são desprezíveis, devido as seguintes condições:

$b_{abs,ar}$: os componentes gasosos do ar absorvem muito pouco no comprimento de onda utilizado.

$b_{esp,filtro}$: é caracterizado pelo fabricante e corrigido internamente pelo próprio equipamento.

$b_{abs,filtro}$: o filtro de quartzo não absorve nos comprimentos de onda que o monitor opera.

$b_{esp,ar}$: devido à pequena distância percorrida pela radiação dentro da câmara óptica.

O $b_{esp,part}$ está relacionado com o espalhamento de radiação pelas partículas, e é geralmente avaliado com um equipamento operando em paralelo com o aetalômetro, por exemplo um nefelômetro. Neste estudo, o $b_{esp,part}$ não foi avaliado devido à falta de instrumento. Nesse caso a equação (2) pode ser re-escrita como:

$$\Delta b_{abs.}(\lambda) = \frac{A}{Q} \frac{\Delta ATN(\lambda)}{\Delta t} \quad (4),$$

onde $b_{abs,part}$ é denominado b_{abs} para simplificar a notação.

O método assume que a relação entre b_{abs} e a concentração de BC é linear e que não há outro material absorvente na amostra. Porém outras substâncias absorvedoras podem estar presentes na amostra de partículas depositadas no filtro, como os óxidos de ferro que compõe as partículas de poeira do solo, e apresentam alta absorção nos comprimentos de onda de 370 e 400 nm (LINDBERG, 1993). Como este estudo foi realizado em ambiente urbano, considerou-se que ΔATN é devido principalmente a partículas de BC.

A concentração em massa de BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) está relacionada com o coeficiente de absorção através da seção transversal de absorção (σ_λ), segundo a equação:

$$BC(\lambda) = \frac{b_{abs}}{\sigma_\lambda} \quad (5),$$

onde $\sigma_\lambda = 16,6 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ para $\lambda = 880 \text{ nm}$.

O valor do σ_λ utilizado nesse estudo foi fornecido pelo fabricante do equipamento, mas pode ser calculado por diferentes métodos teóricos e experimentais. Um dos métodos

experimentais utilizados para determinar o valor do σ é através da correção linear entre o b_{abs} e outro método que determine a massa diretamente, como a análise de CE baseada nas propriedades refratárias do material. Também, pode ser calculado aplicando a teoria de Mie e assumindo que as partículas de BC são esféricas, homogêneas e possuem superfície lisa. O σ depende de vários parâmetros físicos das partículas, tais como a densidade, raio, distribuição de tamanho e alguns dos seus parâmetros ópticos, como a seção transversal de absorção, o índice de refração e o comprimento de onda. Embora as partículas de BC sejam predominantemente esféricas, elas estão ligadas em agregados com formas e tamanhos variáveis; deste modo, as suas superfícies não são sempre homogêneas, mas muitas vezes porosas (LIOUSSE *et al.*, 1993).

As características técnicas dos instrumentos utilizados são detalhadas na Tabela 1.

Tabela 1- Características dos aetalômetros.

Parâmetros	MicroAeth AE51	Aetalômetro AE42
Q	50, 100, 150 e 200 ml min ⁻¹	5 L min ⁻¹
A	0,0707 cm ²	1,67 cm ²
λ	880 nm	370, 470, 520, 590, 660, 880 e 950 nm
Material do filtro	borosilicato revestido de teflon	fibra de quartzo revestida de teflon
Troca do filtro	Manual	Automática
Tempo de amostragem	1, 10, 30, 60 e 300s	2 min

Neste estudo foram utilizados três MicroAeth AE51 que foram calibrados no início de cada amostragem e configurados para operar com Q de 100 ml min⁻¹ ou 50 ml min⁻¹ e resolução temporal de 1 minuto. Essa mudança na vazão foi feita para reduzir o esforço da bomba, já que quando operado a vazões maiores o ruído da bomba era mais alto que o normal. A concentração de BC também foi monitorada com um Aetalômetro AE42 instalado na UTFPR- campus Londrina, operado com vazão de 5 L min⁻¹ e resolução temporal de 2 minutos.

Todos os monitores de BC utilizados foram intercomparados durante 18 horas no campus da UTFPR e com a mesma seleção de valores de Q e frequência de amostragem usadas nos experimentos desse estudo, e apresentaram uma alta correlação linear (coeficiente de determinação $R^2=0,99$).

O georreferenciamento das medidas móveis foi realizado com receptores portáteis de GPS (modelo D-100, Globalsat, Taiwan) que armazenam data, hora, velocidade de

deslocamento, latitude, longitude e altitude em intervalos de 1 segundo. Os receptores operam com pilhas e tem capacidade de memória de até 5 horas com essa frequência de amostragem.

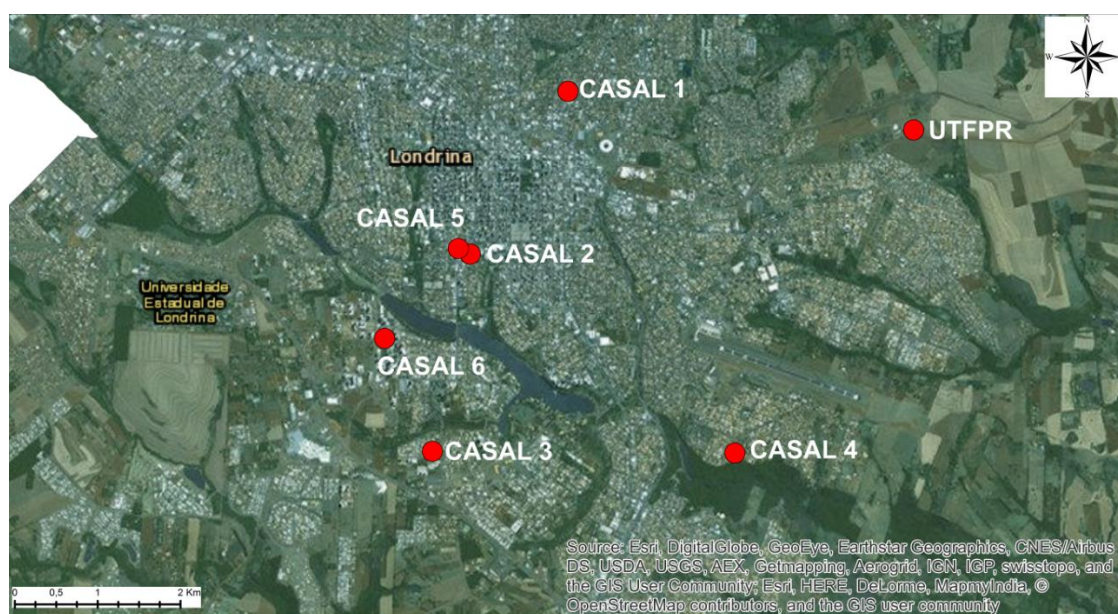
Para uma melhor caracterização dos períodos de amostragem, foram monitoradas variáveis meteorológicas (temperatura, precipitação, umidade relativa, velocidade e direção do vento) no campus da UTFPR e o volume de trânsito em áreas estratégicas de Londrina. As contagens de veículos foram realizadas manualmente nos horários de pico 08:00 - 09:00 e 17:00 - 18:00, e classificando os veículos em 4 categorias: carro, ônibus, motocicletas e caminhões. Esses dados ajudarão na melhor análise da variabilidade das concentrações de BC medidas nas moradias.

3.2.2 Coleta de dados: Exposição dos voluntários ao *black carbon*

Foram recrutados seis casais voluntários não fumantes, na faixa etária de 20 a 50 anos, que residiam em diferentes áreas da cidade. Como critério, ambos deveriam residir na mesma residência, mas trabalhar em locais diferentes. A Tabela 2 mostra alguns dados pessoais dos voluntários, datas de amostragem e características da residência, e a Figura 3 ilustra a localização das residências. Para cada casal, a amostragem da concentração de BC foi realizada com três MicroAeth durante dois dias consecutivos nos quais cada voluntário levou um equipamento continuamente junto ao corpo durante a sua rotina diária, e um outro foi instalado na residência e operou durante o mesmo período de estudo dos voluntários. Um GPS foi entregue a cada voluntário para determinar a posição geográfica durante os deslocamentos pela cidade bem como uma agenda para anotar horários e atividades diárias. Prévio a amostragem, visitou-se a residência de cada casal para determinar o melhor local de instalação do MicroAeth fixo e instruir os voluntários sobre o procedimento a seguir durante a coleta de dados e identificar qualquer tipo de erro que prejudicasse a amostragem.

Tabela 2- Dados pessoais dos voluntários e datas de amostragem.

Casal	Sexo	Idade	Profissão	Bairro	Andar	Data da amostragem
1	Feminino	26	Mestranda	Vila Filipin	6°	09 à 11/08/2015
	Masculino	27	Agente Local de Inovação			
2	Feminino	23	Técnica de laboratório	Boa Vista	9°	30/08 à 01/09/2015
	Masculino	22	Estudante de graduação			
3	Feminino	23	Estudante/Consultora Administrativa	Cláudia	1°	16 à 18/09/2015
	Masculino	29	Professor/Desempregado			
4	Feminino	48	Professora	Califórnia	casa	28 à 30/09/2015
	Masculino	50	Engenheiro Elétrico			
5	Feminino	27	Enfermeira	Jardim Higienópolis	9°	04 à 06/11/2015
	Masculino	30	Consultor de RH			
6	Feminino	47	Professora	Gleba Fazenda	5°	07 à 09/12/2015
	Masculino	41	Professor			

**Figura 3-** Local de residência dos seis casais que participaram do experimento e da estação de monitoramento fixo (UTFPR).

No início de cada amostragem um dos MicroAeth foi instalado na casa e os demais equipamentos foram entregues aos voluntários juntamente com uma pochete para que eles pudessem carregar o equipamento com segurança e comodidade. Alguns voluntários preferiram levar o equipamento dentro da pochete e outros em suas respectivas bolsas,

deixando apenas o tubo de amostragem para fora. O posicionamento do tubo de coleta variou dependendo dos voluntários (Figura 4a-b). Também foi entregue uma ficha para cada voluntário com as seguintes instruções:

- Ligar o GPS cinco minutos antes de sair, para estabilizar o sinal;
- Verificar se a luz verde do MicroAeth está piscando, o que indica que o equipamento está operando corretamente;
- Verificar se a luz vermelha está acesa, o que indica algum tipo de erro no equipamento;
- Deixar os três MicroAeth um ao lado do outro na sala de estar quando estiverem em casa, para obter dados para intercomparação;
- Anotar na agenda o horário de chegada e saída de cada local, e se esse possui ar-condicionado ou não;
- Colocar o MicroAeth para carregar durante a noite;
- Entrar em contato sempre que achar necessário.

O tubo de amostragem do equipamento instalado na casa ficou protegido tanto da chuva quanto de insetos usando um funil plástico fechado na base com um tule de tecido (Figura 4c) e o MicroAeth foi instalado dentro de uma caixa plástica (Figura 4d).



Figura 4- (a) Voluntário usando o MicroAeth na cintura. (b) MicroAeth próximo a zona de respiração. (c) Tubo de amostragem com o funil de plástico fechado na base com um tule de tecido. (d) Instalação do MicroAeth na casa dos voluntários.

Como citado anteriormente, os três MicroAeth AE51 foram configurados para operar com Q de 100 ml min^{-1} ou 50 ml min^{-1} e resolução temporal de 1 minuto. Apenas o casal 1 teve todos equipamentos com as mesmas configurações operacionais de 100 ml min^{-1} . Nas demais amostragens o equipamento que operou com 50 ml min^{-1} foi instalado na casa.

A pesquisadora realizou a troca dos filtros do MicroAeth fixo e móveis no final do primeiro dia de amostragem para prevenir altos valores de atenuação ($ATN < 75$) e, dessa forma, garantir que a relação entre ATN e b_{abs} (Eq. 4) fosse válida, como indicado por VIRKKULA *et al.* (2007). A descarga de dados do GPS e a troca de pilhas também foram realizadas diariamente.

3.2.3 Teste de zona de respiração vs. zona da cintura

O conceito de zona de respiração consiste em medir a exposição pessoal com um amostrador cuja entrada de ar esteja posicionada a uma distância máxima de 30 cm do nariz e da boca. Embora essa amostragem seja a mais desejável, locais alternativos como ao nível da cintura também são usados.

Para identificar qual microambiente pode ser mais influenciado caso os voluntários não estejam com os seus monitores na zona de respiração, foi realizado o seguinte experimento com um voluntário. A concentração de BC foi monitorada simultaneamente com dois MicroAeth e um GPS por 24 horas. Um dos amostradores ficou com a entrada do tubo de amostragem localizado na zona de respiração e o outro na cintura. Durante as suas atividades diárias o voluntário só retirou o amostrador da zona de respiração para higiene pessoal e para dormir; já o amostrador localizado na cintura foi deixado apenas no ambiente em que ele estava, como em cima da mesa no seu local de trabalho. Durante a noite um MicroAeth foi deixado na sala de estar e o outro foi deixado no quarto.

3.3 TRATAMENTO DOS DADOS

3.3.1 Descrição Estatística

Calcularam-se os valores máximos, mínimos, médios, medianos, desvio padrão (Dsv) e percentis 5/25/75 e 95 da concentração de BC. Analisaram-se também as séries temporais de BC para cada voluntário, comparando esses valores com os dados obtidos na casa e na estação de monitoramento fixo localizada na UTFPR.

Neste estudo foi possível constatar que os dados de BC não apresentam distribuição normal, e sim log normal. Para que pudessem ser identificados diferenças estatisticamente significativas entre duas séries temporais de BC aplicou-se o teste não paramétrico de Mann-Whitney que avalia se existe diferença estatisticamente significativa entre a mediana de duas amostras contínuas e independentes do mesmo tamanho ou não. Esse teste é amplamente utilizado em amostras que não apresentam distribuição normal, a sua aplicação gera duas variáveis H e p . O valor lógico de H é relativo à hipótese testada, sendo verdadeiro quando as amostras têm medianas iguais e falsa quando as medianas são diferentes (MARTINS, 2009; FONSECA e MARTINS, 2010). O p valor também foi utilizado como critério, logo, quando o seu valor for igual a α (0,05), ele indica que há 95% de chances do resultado do teste realizado esteja correto, sendo assim, é possível considerar as medianas iguais (ARSHAM e KUIPER, 1998).

Para verificar se as variáveis estão correlacionadas, foi calculado o coeficiente de determinação (R^2) cujo valor entre 0 e 1 indica a porcentagem da variância que é explicada pelo modelo linear (MARTINS, 2009).

3.3.2 Exposição e Dose Inalada

Para calcular a exposição e a dose inalada, as atividades foram divididas em quatro categorias que representam diferentes microambientes, sendo essas: casa, trabalho, transporte

e outros (ir ao supermercado, shopping e academia). Segundo, OTT (1982) e MOON (2001), a exposição integrada (Exp) em cada categoria j é calculada por:

$$Exp_j = \sum_i^n C_i \cdot t_i \quad (6),$$

onde C_i é a concentração de BC no instante t_i . A exposição integrada total pode ser calculada somando a exposição em cada categoria j .

A exposição média (\bar{E}) está relacionada com a exposição integrada e pode ser calculada conforme a seguinte equação:

$$\bar{E} = \sum_i^n c \cdot t \quad (7),$$

onde c é a concentração média de BC durante o tempo t .

A dose potencial inalada (D) foi calculada como:

$$D = \sum_k^n Exp_j \cdot V_{kj} \quad (8),$$

onde Exp_j é a exposição no microambiente j , V_{kj} é taxa de inalação na atividade k e no microambiente j .

Neste estudo foram usadas as taxas de inalação para adultos (20-59 anos) apresentadas por ALLAN e RICHARDSON (1998) e separadas por idade, gênero e tipo de atividade realizada (Tabela 3). Os níveis das atividades foram classificados segundo a Tabela 4.

Tabela 3- Taxa de inalação para adultos ($L \text{ min}^{-1}$) segundo ALLAN e RICHARDSON (1998).

	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 4	Nível 5
Homens	8,3	10,5	16,1	30,2	49,2
Mulheres	7,5	12,5	13	23,2	39,8

Tabela 4- Níveis e atividades segundo ALLAN e RICHARDSON (1998).

Níveis Atividades

Nível 1 Dormir, ler, assistir televisão, fazer refeições, usar o computador e ir ao centro.

Nível 2 Ir à igreja, mercado, consulta médica, assistir eventos esportivos ou de entretenimento e andar de carro.

Nível 3 Lavar, vestir, higiene pessoal, banho, frequentar aulas, preparação de comida e fazer limpeza de casa.

Nível 4 Passeios de barco, pesca, golfe, ioga, jardinagem, jogar beisebol, dança e outras atividades semelhantes.

Nível 5 Andar de bicicleta, nadar, jogar tênis, patinar, jogar futebol/corrída e levantamento de peso.

3.4.3 Análise espacial durante o transporte

Os dados de BC e GPS coletados por cada voluntário foram combinados utilizando um programa computacional que fez a varredura de cada arquivo de dados e identificou os horários coincidentes. Desta forma, criaram-se matriz de dados georeferenciadas contendo concentração de BC, latitude, longitude, altitude e velocidade de deslocamento. A análise espacial dos dados foi feita através do Sistema de Informação Geográfico (SIG). BRANTLEY *et al.* (2015) recomendam que os dados de poluição de ar coletados com equipamentos móveis e com alta frequência de amostragem sejam agrupados em um intervalo espacial fixo, minimizando assim os efeitos de concentrações extremas que podem ser causadas por emissões esporádicas de veículos. Assim, foram definidos polígonos de 100 m ao longo das rotas, que corresponde ao comprimento aproximado de uma quadra urbana. Todos os dados que caem dentro desse polígono individual foram utilizados para calcular a concentração mediana de BC. Desta forma, construiu-se um mapa com a distribuição espacial de BC onde se podem identificar os locais mais poluídos percorridos pelos voluntários.

Nas áreas urbanas existem várias fontes de emissão de poluentes atmosféricos, sendo as emissões veiculares pelo escapamento uma fonte importante de BC, especialmente no caso de veículos pesados a diesel. Na região de Londrina, outras fontes locais (queimadas urbanas) e regionais (por exemplo, queimadas de Cerrado) de BC contribuem para reduzir a qualidade do ar esporadicamente (TARGINO e KRECL, 2015; KRECL *et al.*, 2016). Como o monitoramento da exposição de BC de todos os voluntários não foi realizado simultaneamente (12 dias amostrados entre agosto e dezembro 2015) é possível que algumas medidas possam ter sido mais influenciadas do que outras por esses eventos de poluição local e/ou regional.

Para salientar a contribuição das emissões veiculares ao BC monitorado durante o deslocamento dos voluntários pela cidade e diminuir o efeito das fontes de emissão esporádicas, aplicou-se uma correção temporal às medidas móveis seguindo a metodologia proposta por DONS *et al.* (2012). A correção está baseada nas variações da concentração de BC medida numa estação de fundo que, segundo HOEK *et al.* (2008), não deveria ser influenciada por fontes locais que mudam ao longo do tempo. Idealmente, a estação de monitoramento de fundo estaria localizada na área suburbana da cidade, sofrendo pouco impacto de fontes locais como tráfego ou queimadas urbanas.

O método proposto por DONS *et al.* (2012) aplica correções aditivas ou multiplicativas, segundo a relação entre a medida móvel de BC e a concentração de BC monitorada na estação de fundo, que é usada como referência. Neste estudo, a estação de monitoramento localizada na UTFPR foi escolhida como referência para os cálculos e as correções foram aplicadas as medidas móveis com resolução temporal de 1 minuto.

A correção aditiva foi usada quando a concentração de BC medida pelos voluntários durante o deslocamento para aquele minuto ($BC_{móvil_1min}$) foi maior que a concentração da UTFPR para aquele momento (BC_{UTF_min}), segundo a seguinte equação:

$$BC_{corrigido_1min} = BC_{móvil_1min} + (mediana(BC_{UTF_min}) - BC_{UTF_min}) \quad (9),$$

onde $BC_{corrigido_1min}$ é a concentração móvel de BC corrigida para aquele minuto, e $mediana(BC_{UTF_min})$ é a mediana de todas as concentrações medidas na UTFPR para aquele horário e durante todo o período de amostragem (neste caso, entre agosto e dezembro de 2015). Quando a concentração móvel foi menor que a concentração BC_{UTF_min} , utilizou-se o fator de correção multiplicativo, conforme a Equação 10:

$$BC_{corrigido_1min} = BC_{móvil_1min} * \frac{BC_{UTF_min}}{mediana(BC_{UTF_min})} \quad (10).$$

Foram feitas algumas adaptações do método já que as condições deste estudo distaram das condições ideais: diferença na resolução temporal da amostragem móvel e fixa e características da estação de fundo. Como a frequência de amostragem do AE42 na UTFPR (2 minutos) foi inferior à frequência de amostragem das medidas móveis (1 minuto), os valores de referência BC_{UTF_min} não puderam ser de 1 minuto. Também para reduzir o volume de cálculo das correções, foram escolhidos períodos de 10 minutos para as concentrações de BC da UTFPR, o que significou que medias móveis realizadas num período de 10 minutos tiveram o mesmo fator de correção aditiva ou multiplicativa.

A estação de fundo escolhida pode estar sobre a influência de queimadas locais (TARGINO e KRECL, 2016), principalmente nos meses mais secos. Como as coletas tiveram início em um período seco, com concentrações de BC mais altas, e terminaram em meses mais chuvosos com concentrações mais baixas (ver Apêndice B), foi calculado um conjunto de fatores de correção para cada mês de amostragem em particular. Depois de vários testes

com ciclos médios e medianos diários com diferentes períodos de referência, optou-se por períodos de 13 dias (5 dias antes da amostragem, 2-3 dias de amostragem, e 5 dias depois de cada amostragem) e valores medianos já que os dados não apresentam distribuição normal.

Os dados de BC medidos e corrigidos foram analisados estatisticamente através dos valores mínimos, máximos, médios, medianos, desvio padrão e percentis 5/25/75 e 95. Também aplicou-se o teste de Mann-Whitney para avaliar se existe diferença estatisticamente significativa entre as medianas das séries de BC com correção e sem correção.

As concentrações no transporte dependem fortemente da rota, condições meteorológicas, da hora do dia, do tráfego e configuração da rua, e podem variar muito dependendo do país (QUIROS *et al.*, 2013). Portanto, além da análise espacial, foi realizado um estudo aprofundado das concentrações, exposição e dose segundo o modo de transporte ônibus, carro e a pé.

4 RESULTADOS

4.1 EXPOSIÇÃO PESSOAL E DOSE

A Figura 5 a-b apresenta a exposição e dose para todos os casais, separados por categoria de microambiente. Observa-se que há uma grande variabilidade quanto à exposição e dose entre os seis casais amostrados e quando comparando o homem e mulher do mesmo casal. Essas diferenças estão ligadas ao tipo de atividades desenvolvidas durante o período de amostragem e o tempo gasto em cada uma delas, mostrando que pessoas morando na mesma residência podem ter valores de exposição e dose diferentes. A categoria transporte foi a que mais contribuiu para essas variáveis, apresentando também uma grande heterogeneidade entre os indivíduos amostrados, dependendo dos modos de transporte utilizados e a localização geográfica, ou seja, a rota percorrida, como será discutido detalhadamente na seção 4.2.2.

De forma geral, é possível observar que o casal 2 foi o que esteve mais exposto durante o período de amostragem, e também teve a maior dose inalada. O casal 5 foi o que esteve menos exposto e, com menor dose inalada. Os dados do homem e a mulher do casal 1 apresentam diferenças entre os valores de dose e exposição em todas as categorias, mas as diferenças maiores são encontradas na categoria trabalho e transporte.

No casal 2 quem apresentou a maior exposição e dose foi a mulher. As exposições de ambos são semelhantes na categoria transporte, trabalho e casa, mas se diferem na categoria outros, em que a mulher foi para a aula de inglês e o homem para a academia. Nessa categoria, a mulher esteve exposta a $3,64 \mu\text{g m}^{-3}$ que corresponde a 23% do total e o homem a $1,11 \mu\text{g m}^{-3}$ ou seja 8% (Figura 5a-c). Os dados da categoria outros serão apresentados com mais detalhes na seção 4.1.4.

No casal 3, foi a mulher quem esteve mais exposta durante o período de amostragem. Como o homem estava desempregado e passou mais tempo na residência a sua exposição nessa categoria foi superior à da mulher. Já no casal 4 quem esteve mais exposto foi o homem, a sua exposição só se assemelhou a da mulher na categoria casa e trabalho, e se diferenciam na categoria outros e transporte.

O casal 5 se assemelhou em todas as categorias, mesmo trabalhando em locais diferentes e realizando diferentes atividades. Quando observamos a dose é possível identificar

melhor as diferenças, mostrando que o homem foi o que teve maior dose de BC durante o período de amostragem, ambos diferem na categoria trabalho e outros. Na categoria trabalho o homem foi exposto $1,21 \mu\text{g m}^{-3}$, e a mulher $1,01 \mu\text{g m}^{-3}$ e na categoria outros $1,12 \mu\text{g m}^{-3}$ e $1,00 \mu\text{g m}^{-3}$ (Figura 5a).

A maior exposição e dose na categoria transporte ocorreu com a mulher do casal 6, sendo responsável por 66% da sua exposição, ou seja, $5,61 \mu\text{g m}^{-3}$ e 68 % da sua dose, ou $0,07 \mu\text{g min}^{-1}$. A mulher do casal 6 trabalha na cidade de Londrina e Apucarana, e em um dos dias de amostragem ela fez uma viagem de ônibus para Apucarana, onde passou cerca de 5 horas do seu dia no transporte, o que justifica os valores altos de exposição e dose. O homem do casal 6, se diferenciou bastante da mulher na categoria transporte. Esta categoria foi responsável por 42% da sua exposição, ou, $2,40 \mu\text{g m}^{-3}$ e 27 % da sua dose ($0,03 \mu\text{g min}^{-1}$).

Um estudo semelhante realizado por DONS *et al.* (2011) na Bélgica constatou que o tempo gasto no transporte ou perto de transportes, pode provocar dissimilaridade na exposição pessoal entre duas pessoas que vivem no mesmo local atingindo diferença de até 30%.

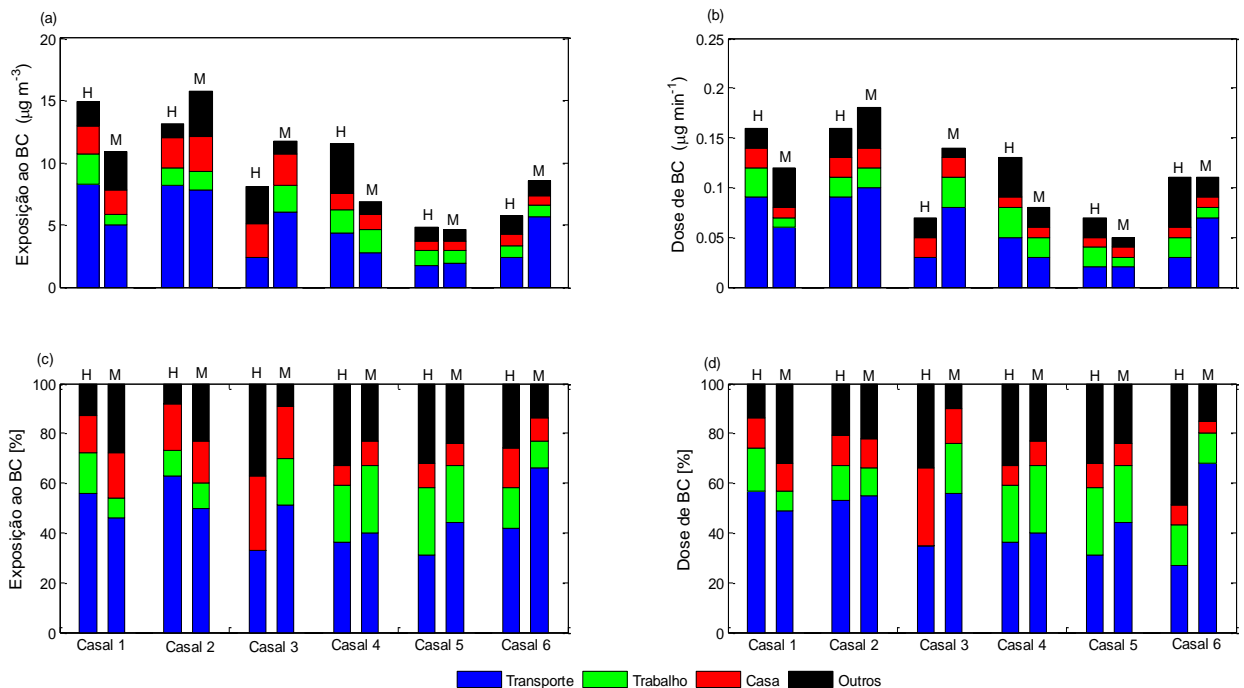


Figura 5- (a) Exponção ao BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) para todos os casais. (b) Dose de BC inalada ($\mu\text{g min}^{-1}$). (c) Exponção pessoal ao BC em [%] para todos os casais. (d) Dose de BC inalada [%] para todos os casais para todos os casais, dividido em quatro categorias: transporte, trabalho, casa e outros.

4.1.1 Comparação entre Monitoramento fixo e Monitoramento móvel

Em diversos estudos a exposição pessoal tem sido calculada através do monitoramento fixo de poluentes (HARRISON *et al.*, 2002). Porém os indivíduos se movem constantemente ao longo do tempo, e a poluição do ar é espacial e temporalmente muito variável (STEINLE *et al.*, 2013). Dessa forma, o monitoramento pessoal fornece informações mais detalhadas sobre os níveis de poluentes em espaços interiores, pois as pessoas gastam uma grande parte do seu tempo em ambiente fechados (MORAWSKA *et al.*, 2013).

Nesta seção, foi calculado a dose e a exposição com dados medidos na estação de monitoramento fixo no campus da UTFPR e com os dados móveis. Para exemplificar, são apresentados os cálculos para o casal 2 que reside em um local com alto fluxo veicular, em controversa, a UTFPR, que tem pouco impacto do tráfego local.

A Figura 6 apresenta as séries temporais de BC para o casal 2 e para a estação de monitoramento do câmpus da UTFPR. O casal 2 reside na área central da cidade, é usuário de ônibus e seus locais de trabalho estão afastados do centro. É possível observar uma alta variabilidade das concentrações ao longo das 48 horas de amostragem, principalmente a partir do momento que eles iniciam a jornada de trabalho (indicado na figura pela linha vertical tracejada), passando assim, por diversos microambientes. Quando comparado os dados de monitoramento fixo, com os dados móveis de cada voluntário, observa-se que as concentrações da estação de monitoramento fixo variaram muito pouco ao longo do dia, diferente das concentrações dos voluntários. Portanto se ressalta que o monitoramento móvel é a melhor maneira de avaliar a exposição pessoal, pois captura os padrões de mudança rápida nos valores de concentrações das partículas de BC.

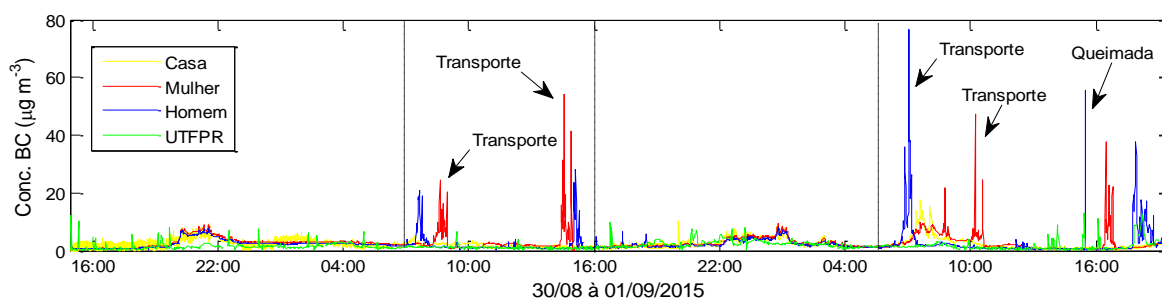


Figura 6- Série temporal do BC para o casal 2, com dados obtidos a cada 1 minuto com $Q= 100 \text{ ml min}^{-1}$. A linha indica o horário de saída de casa para o trabalho e o retorno.

Durante o período de amostragem, os maiores picos de BC foram observados na categoria transporte, onde o homem foi exposto a uma concentração máxima de $77 \mu\text{g m}^{-3}$ no terminal urbano da cidade, onde circula 120 linhas por dia (CMTU, 2009). A mulher, quando retornava do trabalho, foi exposta a uma concentração de $55 \mu\text{g m}^{-3}$, sendo o maior valor durante todo o período amostrado.

A concentração média dos voluntários no trabalho e no transporte foi de $1,53 \mu\text{g m}^{-3}$ e $7,82 \mu\text{g m}^{-3}$ para o homem e $1,37 \mu\text{g m}^{-3}$ e $8,25 \mu\text{g m}^{-3}$ para a mulher, respectivamente. Os valores encontrados no transporte são superiores aos de DONS *et al.* (2012) que realizaram um estudo similar em Flandres (Bélgica). Os seus voluntários tiveram uma concentração média de $1,07 \mu\text{g m}^{-3}$ no trabalho e $5,13 \mu\text{g m}^{-3}$ no transporte. Um outro estudo, realizado por LI *et al.* (2015) na cidade de Xangai (China), encontrou uma concentração média de BC de $7,28 \mu\text{g m}^{-3}$ para pessoas que usavam ônibus como meio de transporte, coincidindo com os valores encontrados para o casal 2.

Os dados da estação fixa mostram que não é possível capturar a variabilidade das concentrações no microambiente transporte, e, portanto, não são fiáveis para caracterizar a exposição quando as pessoas estão se deslocando. Como as pessoas passam cerca de 80 a 90% do seu tempo nos microambientes, como a casa (KLEPEIS, 2006), um estudo realizado por BROW *et al.* (2008) avaliou se os dados de ambientes externos e internos podem ser utilizados para calcular a exposição pessoal e constatou uma alta correlação entre as concentrações pessoais com ambientes internos ($R^2 = 0,56$) e pouca correlação com ambientes externos. A concentração de BC em um ambiente urbano depende das emissões de fontes locais e microcirculação, tornando os padrões altamente variáveis (PEREZ *et al.*, 2010), e, portanto, a correlação entre a exposição pessoal e as concentrações medidas em locais fixos é muito baixa para poluentes que possuem alta variabilidade em um ambiente urbano como NO_x ou BC (SARNAT *et al.*, 2006).

Para abordar esse aspecto, calculou-se o coeficiente de determinação entre as concentrações de BC dos voluntários e os valores da estação de monitoramento fixo (UTFPR), usando dados médios de 10 minutos para as 48 hrs de amostragem. Os resultados mostraram que não existe relação entre as variáveis ($R^2 = 0,019$ para o homem e $0,001$ para a mulher). Quando foi considerado só o período noturno no qual os dois voluntários estavam em casa, a correlação aumentou com $R^2 = 0,39$ para a mulher e $R^2 = 0,30$ para o homem (Figura 7a-b, Tabela 5).

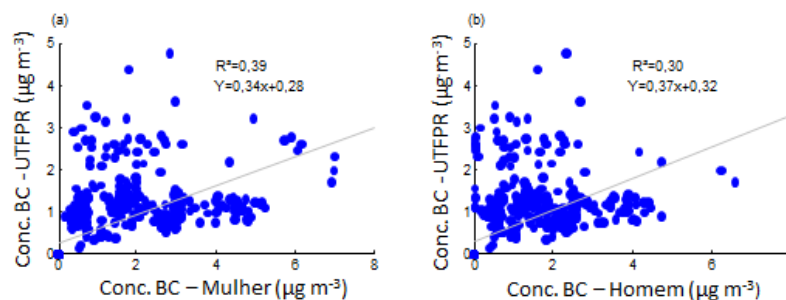


Figura 7-(a) e (b) Correlação linear entre concentrações de BC pessoal e BC de monitoramento fixo (UTFPR) durante o período da noite com uma média de 10 minutos para a mulher e o homem do casal 2, respectivamente.

Os dados dos voluntários e da casa durante o período da noite foram os que apresentaram uma maior correlação (Tabela 5). É importante ressaltar que o MicroAeth da casa ficou com o tubo de amostragem coletando ar externo enquanto os MicroAeth do casal ficaram um do lado do outro na sala durante a noite. Como esperado, a correlação foi muito alta para os monitores instalados no mesmo microambiente ($R^2=0,98$). Os dados das estações de monitoramento fixo não apresentaram correlação.

Tabela 5- Coeficiente de determinação para os dados do casal 2 móveis, casa e UTFPR.

Variáveis	Período	R ²
Mulher-UTFPR	48 hrs	0,001
Homem-UTFPR	48 hrs	0,019
Mulher-UTFPR	Noite	0,39
Homem-UTFPR	Noite	0,30
Mulher-Casa	Noite	0,53
Homem-Casa	Noite	0,48
Mulher-Homem	Noite	0,98
Casa-UTFPR	48 hrs	0,04

RIVAS *et al.* (2015) compararam as concentrações de BC obtidas em ambientes internos com monitores portáteis iguais aos usados neste estudo, com as concentrações de monitoramento fixo em ambiente externo em uma amostragem de 48 horas em Barcelona (Espanha). Eles constataram baixa correlação entre os dados internos e externos obtidos ($R^2=0,28$) quando o indivíduo está próximo à estação de monitoramento, e $R^2=0,18$ quando a distância era maior.

A Tabela 6 apresenta os resultados do teste de Mann-Whitney para os dados do casal 2 em relação aos dados de monitoramento fixo (UTFPR), considerando as 48 horas de monitoramento. O teste indica que existe uma diferença estatisticamente significativa entre as

medianas e que o valor-p rejeita a hipótese nula de medianas iguais ao nível de significância de 5%.

Tabela 6- Teste de Mann-Whitney para cada voluntário do casal 2 comparando os dados de medidas móveis com os dados da UTFPR.

	Homem	Mulher
H	1	1
p	$1,84 \times 10^{-45}$	$3,85 \times 10^{-176}$

Foi calculada a exposição e a dose média para o casal 2, utilizando os dados dos equipamentos portáteis e os valores monitorados na casa e na UTFPR. A exposição pessoal para o casal 2 apresenta uma grande divergência na categoria transporte (Tabela 7). Alguns estudos constataram que a exposição pessoal é maior quando monitorada com equipamentos portáteis, e menor quando medida com monitores fixos já que as pessoas se deslocam por locais com altas concentrações ao longo do dia que nem sempre são detectadas pelos equipamentos fixos (AVERY *et al.*, 2010; BRIGGS *et al.*, 2000).

Tabela 7- Exposição pessoal ao BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) para os integrantes do casal 2 utilizando os dados de monitoramento móvel, fixo na casa e fixo na UTFPR.

	Mulher			Homem		
	Móvel	Fixo (casa)	Fixo (UTFPR)	Móvel	Fixo (casa)	Fixo (UTFPR)
Casa	2,74	2,41	1,59	2,45	2,42	1,68
Trabalho	1,53	1,35	0,92	1,38	1,83	1,02
Transporte	7,82	1,55	0,85	8,25	2,27	1,24
Outros	4,54	3,55	1,67	1,11	1,19	0,81

Assim como a exposição, a dose quando calculada com os dados de monitoramento fixo tanto da casa quanto da UTFPR, são diferentes dos valores encontrados pelo monitoramento móvel (Tabela 8).

Tabela 8- Dose inalada de BC ($\mu\text{g dia}^{-1}$) para os integrantes do casal 2 utilizando os dados de monitoramento móvel, fixo na casa e fixo na UTFPR.

	Mulher			Homem		
	Móvel	Fixo (casa)	Fixo (UTFPR)	Móvel	Fixo (casa)	Fixo (UTFPR)
Casa	0,020	0,018	0,012	0,020	0,020	0,013
Trabalho	0,019	0,017	0,012	0,022	0,029	0,012
Transporte	0,097	0,019	0,010	0,086	0,023	0,013
Outros	0,059	0,046	0,021	0,033	0,035	0,024

4.1.2 Relações entre Exposição Pessoal e Localização da Residência

Nesta seção será analisada a variabilidade das concentrações de BC em relação a localização das residências dos casais e caracterizar o tráfego veicular nas vias mais próximas.

O casal 2 reside no centro de Londrina próximo a vias com alto fluxo veicular, enquanto a residência do casal 4 está localizada ao lado do parque municipal Arthur Thomas, em uma área de baixo fluxo de veículos.

A Figura 8a mostra a série temporal de BC para o casal 4. Os dados do MicroAeth da casa para esse período apresentaram bastante ruído (ver Apêndice A), por isso foi aplicado a média móvel de 10 minutos para suavizá-lo. É importante salientar que os MicroAeths instalados nas casas de todos os casais ficaram ligados na tomada durante toda a amostragem, para que não houvesse perda de dados por falta de bateria do equipamento. No entanto, um estudo realizado por NING *et al.* (2013) mostrou que existe uma diferença significativa no ruído dos dados quanto a qualidade da sua fonte de alimentação. Esse ruído diminui quando o equipamento é alimentado apenas pela bateria interna e aumenta quando está ligado a uma fonte de energia, especialmente quando ligado na tomada.

Como em ambientes urbanos o BC é emitido principalmente por veículos automotores, o baixo fluxo de veículos aos redores da casa do casal 4 (média de 13 veículos por hora), observaram-se baixas concentrações de BC nessa residência (média = $1,10 \mu\text{g m}^{-3}$, concentração máxima de $9,55 \mu\text{g m}^{-3}$). Por outro lado, a média e o valor máximo, encontrado na casa do casal 2 foram de 2,18 e $17,61 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. Essa casa está localizada em área de fluxo veicular médio de 2757 veículos por hora em horário de pico (Tabela 9 e Figura 8b), mostrando que o tráfego contribui para as altas concentrações atmosféricas de BC. Mesmo que as concentrações tenham sido monitoradas com um equipamento medindo ar externo, é possível observar que no período da madrugada e início da manhã (22:00-6:00) as concentrações dos equipamentos internos e externam se assemelham. Isso ocorre para o casal 4 (Figura 8a) e para o casal 2 (Figura 6). Durante a noite o tráfego veicular na cidade diminui e as concentrações ambientes são menores que durante o dia.

Um estudo realizado por EKEBERGH (2014) em Estocolmo (Suécia) mostrou que a distância entre a casa e o tráfego pode afetar a infiltração do ar externo para o ambiente interno, com alta correlação entre as concentrações de BC e $\text{PM}_{2.5}$ para o ar exterior e interior.

Os voluntários deste estudo passam em média 67% do seu tempo em casa, o que corresponde a 59% da exposição integrada. Portanto, exposições pessoais significativas podem ocorrer em casa caso a localização esteja próxima de vias com alto tráfego veicular. THATCHER e LAYTON (1995) estimaram que o tempo gasto em casa pode contribuir com aproximadamente 60% da exposição integrada.

Fatores meteorológicos, como a precipitação, também influenciam as concentrações de BC. Durante a amostragem do casal 4 a precipitação acumulada foi 30,73 mm. Por outro lado, não choveu durante a amostragem do casal 2, o que pode explicar as concentrações mais altas encontradas no caso do casal 2 (Tabela 9), já que a precipitação facilita a deposição dos poluentes (CAO *et al.*, 2009).

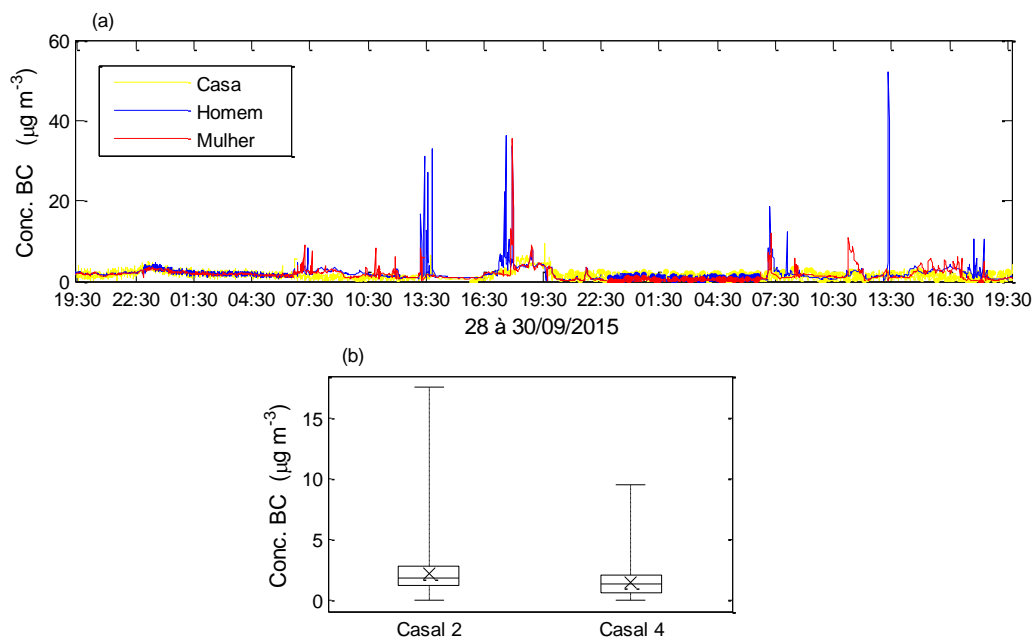


Figura 8-(a) Série temporal de BC para o casal 4, com média móvel de 10 minutos e $Q= 50 \text{ ml min}^{-1}$. (b) Boxplot da concentração de BC nas casas do casal 2 e casal 4 durante todo o período de amostragem. Bigodes = 5 e 95 percentis, caixa = percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) = média.

Tabela 9- Descrição estatística das concentrações de BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) para os dados coletados nas casas dos casais 2 e 4, o número de veículos por hora que passa nas vias mais próximas e precipitação acumulada para os dias de amostragem (mm).

	Casal 2	Casal 4
Mínimo	0,003	0,002
Máximo	17,61	9,55
Média	2,18	1,10
Mediana	1,83	0,99
Desvio Padrão	1,69	1,37
Nº v/h	2757	13
Precipitação	0	30,73

Devido às altas concentrações encontradas na casa, pelo MicroAeth fixo, no qual coletava o ar externo, avaliou-se os valores de exposição médias desses casais, ressaltando que o MicroAeth dos voluntários estava na sala coletando o ar interno. A exposição média do casal 2 foi superior à do casal 4 e de grande parte dos outros casais amostrados, variando de 2,74 a 2,46 $\mu\text{g m}^{-3}$. Em controversa, o casal 4 teve uma exposição média entre 1,31 a 1,22 $\mu\text{g m}^{-3}$ na casa.

É possível observar que as altas concentrações de BC na casa contribuíram para que os valores de exposição média do casal 2 fossem superiores aos do casal 4 que morava na área suburbana, mostrando que o fluxo veicular local pode influenciar as concentrações e a exposição dos indivíduos que ali residem.

4.1.3 Relação entre Concentração de BC, Dados Meteorológicos e Fluxo Veicular.

Nesta seção será apresentada as séries temporais de BC para todos os casais amostrados, incluindo as concentrações medidas na casa. As concentrações de BC serão relacionadas com os dados de fluxo veicular das vias mais próximas das residências, e com as variáveis meteorológicas, como precipitação, umidade relativa e velocidade e direção do vento. Além desses fatores o andar das residências (Tabela 2) também pode influenciar nas concentrações de BC, estudos realizados por KRECL *et al.*, (2016) e EKEBERGH (2014) relataram que as concentrações de BC diminuem com a altura já que a distância entre a fonte de emissão e o receptor aumenta.

A Figura 9 apresenta a série temporal de BC para todos os voluntários e nos locais de residência. De forma geral, observa-se que os picos começam logo após os voluntários iniciarem as suas atividades diárias (indicado pelas linhas).

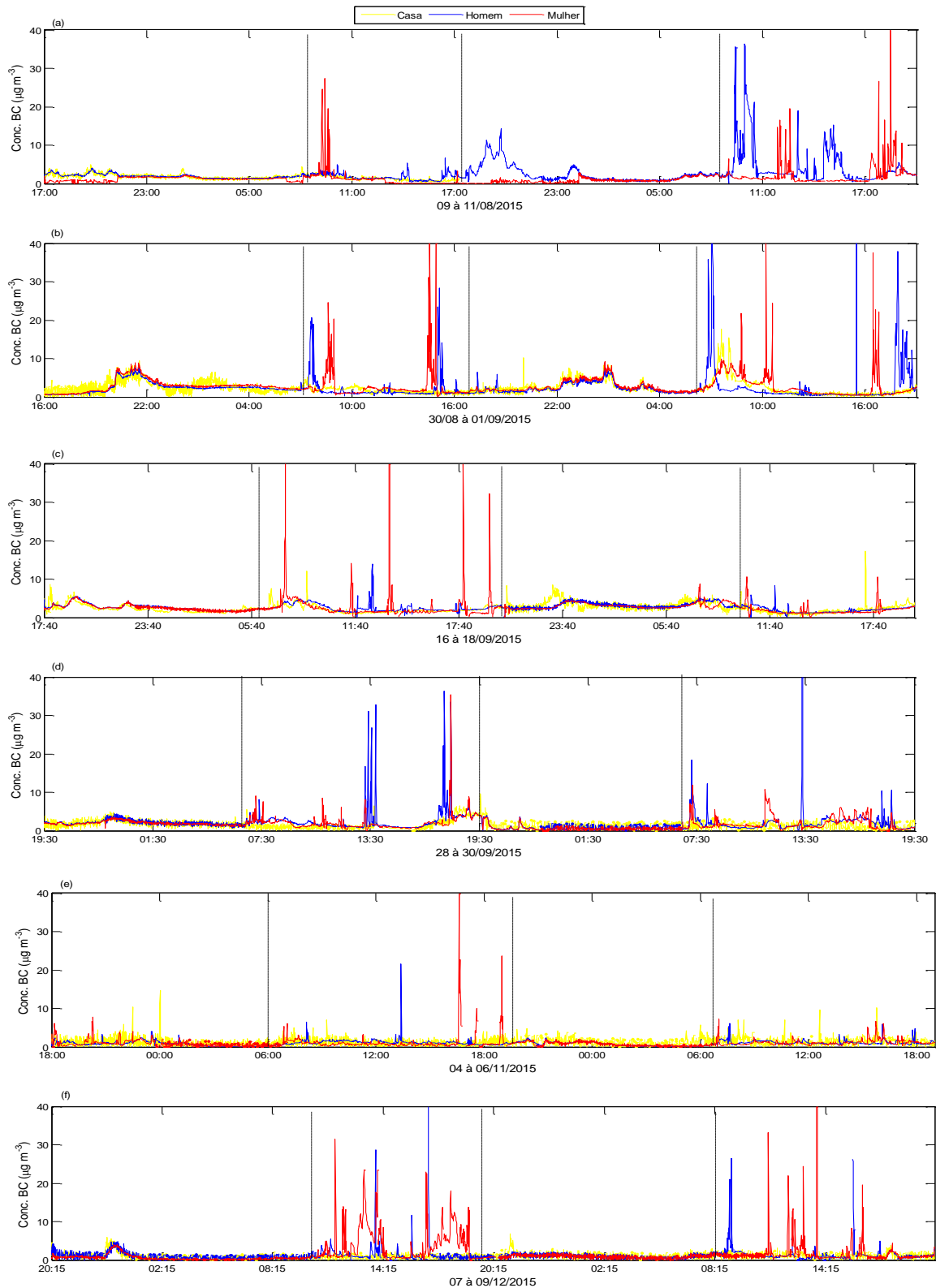


Figura 9- Série temporal de BC com resolução de 1 minuto coletados com os voluntários e nas residências onde era coletado o ar externo. (a) casal 1, (b) casal 2, (c) casal 3, (d) casal 4, (e) casal 5, (f) casal 6. A primeira linha em cada gráfico indica o horário de saída de casa, a segunda indica o retorno a casa e a terceira indica saída de casa.

Alguns estudos relatam que podem ser os altos picos que causam efeitos na saúde ou os longos períodos de exposição a níveis elevados (DE HARTALOG *et al.*, 2010). As concentrações na casa foram as mais baixas enquanto as concentrações no transporte chegam a ser até 5 vezes maiores, do que na casa. Um estudo realizado por DONS *et al.* (2011) na Bélgica encontrou concentrações médias para as casas em torno de $1,3 \mu\text{g m}^{-3}$, e as concentrações de BC no transporte foram de 2-5 vezes maiores do que na casa. As concentrações médias da casa neste estudo são apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10- Média das concentrações de BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) na casa dos seis casais amostrados.

	Casal 1	Casal 2	Casal 3	Casal 4	Casal 5	Casal 6
Média	1,70	2,18	2,04	1,10	1,06	0,77

Para que fosse possível observar a variabilidade das concentrações, a escala do gráfico foi limitada em $40 \mu\text{g m}^{-3}$, mas alguns picos ultrapassaram este valor. Na série temporal do casal 1 (Figura 9 a) todos os equipamentos registraram concentrações semelhantes durante o período da noite até o começo da manhã. A série temporal da casa é mais curta por causa da perda de dados do MicroAeth da casa no segundo dia de amostragem, essa série temporal é mais curta. No segundo dia de amostragem (10/08), há um pico de $15 \mu\text{g m}^{-3}$ no horário 19:30-20:30, que pode ter ocorrido devido às atividades na cozinha, ou influência de movimento de veículos na garagem do edifício, ou pela proximidade de uma avenida bastante movimentada. No plano da casa é possível observar onde foi feita a instalação do MicroAeth, localização da garagem e a proximidade da avenida (Apêndice C). Esse pico também é observado no último dia de amostragem (11/08) no mesmo horário. Na agenda do casal não havia nenhuma anotação nesses respectivos horários.

As concentrações do homem, mulher e casa para o casal 2 (Figura 9b) se assemelham durante o período da madrugada e o começo da manhã (23:00-8:00), com um pico entre 20:00 e 21:00 horas que está associado com a combustão de carvão em um churrasco no apartamento nesse horário. No segundo dia de amostragem (01/09) observa-se a mesma semelhança entre as concentrações no período da noite, mas com picos no início da madrugada e concentrações mais baixas no começo da manhã.

Para o casal 3 as as concentrações dos três equipamentos se assemelham no período da madrugada e início da manhã (23:00-6:00) apenas no primeiro dia de amostragem (17/09). Os picos de BC aparecem depois que os voluntários começam as suas atividades diárias, indicado pelas linhas tracejadas. As maiores concentrações de BC refere-se ao transporte. No

momento em que a mulher estava indo e voltando do trabalho a concentração máxima foi de $83 \mu\text{g m}^{-3}$. Para o homem observamos picos menores com máxima de $14 \mu\text{g m}^{-3}$. Esses valores evidenciam porque a mulher teve maior exposição nesta categoria, como já foi mostrado na seção 4.1.

A Figura 9d que já foi apresentada anteriormente para o casal 4, mostra que as concentrações dos três equipamentos se assemelham durante o período da noite e início da manhã (22:00- 6:00). Os picos mais altos se referem ao momento em que os voluntários estão no transporte. Este casal usa apenas o carro e normalmente saem pela manhã para o trabalho, retornam para a casa na hora do almoço e no fim da tarde. O maior pico é observado quando o homem estava no transporte, chegando a $52 \mu\text{g m}^{-3}$. Um outro pico também é observado por volta das 19:30, com concentração inferior a $10 \mu\text{g m}^{-3}$, que talvez possa ser justificado pelas atividades na cozinha, já que o casal retornou para casa por volta das 18:30 horas.

Durante a amostragem do casal 5, os picos maiores são nos horários em que eles estão no transporte, e apenas um pico no momento em que o homem está no trabalho, que será discutido com mais detalhes na próxima seção. Na Figura 9e observa-se picos com concentrações mais baixas para o homem, que se desloca apenas a pé, e os picos mais altos são encontrados para a mulher que usa o carro como meio de transporte.

Ao analisar concentrações para o casal 6 (Figura 9f), é possível notar um máximo nas concentrações, por volta das 23:10 até 00:10, ou seja, apenas algumas horas depois do início, no dia 07/12. Os demais picos encontrados ao longo da série temporal, são em horários em que eles estão no transporte, ou quando estão no local de trabalho, onde ocorreu alguns eventos de queimada e será descrito com mais detalhes na próxima seção. É possível notar que a série temporal da mulher apresenta muito mais picos do que a série do homem, devido à sua viagem intermunicipal de ônibus e deslocamento a pé pelo centro da cidade.

As concentrações de BC medidas com os Microaeth coletando ar externo nas seis residências são salientadas na Figura 10a. Existe uma grande variabilidade nas concentrações de BC ao longo das 48 horas, com concentrações mais altas relacionadas com o trânsito local intenso para algumas residências. As concentrações na residência do casal 1 são mais altas no período da 17:00 à 00:00, com queda na madrugada, o que pode ser atribuído ao movimento de veículos na garagem próximo do local onde foi instalado o MicroAeth (ver o plano das residências na Apêndice C). As concentrações da casa para o casal 2 se sobressaem quando comparada a dos outros casais, o que pode ser justificado pelo trânsito local, já que no período da manhã, no horário de pico passam cerca de 2342 v/h e no período da tarde 3172 v/h (Figura

10c-d), lembrando que eles moram no cruzamento de duas vias com alto fluxo veicular (Avenida Higienópolis e Avenida Juscelino Kubitschek). A amostragem na residência do casal 2 foi realizada em um período sem precipitação e com baixa umidade relativa chegando a 20% (Figura 11b).

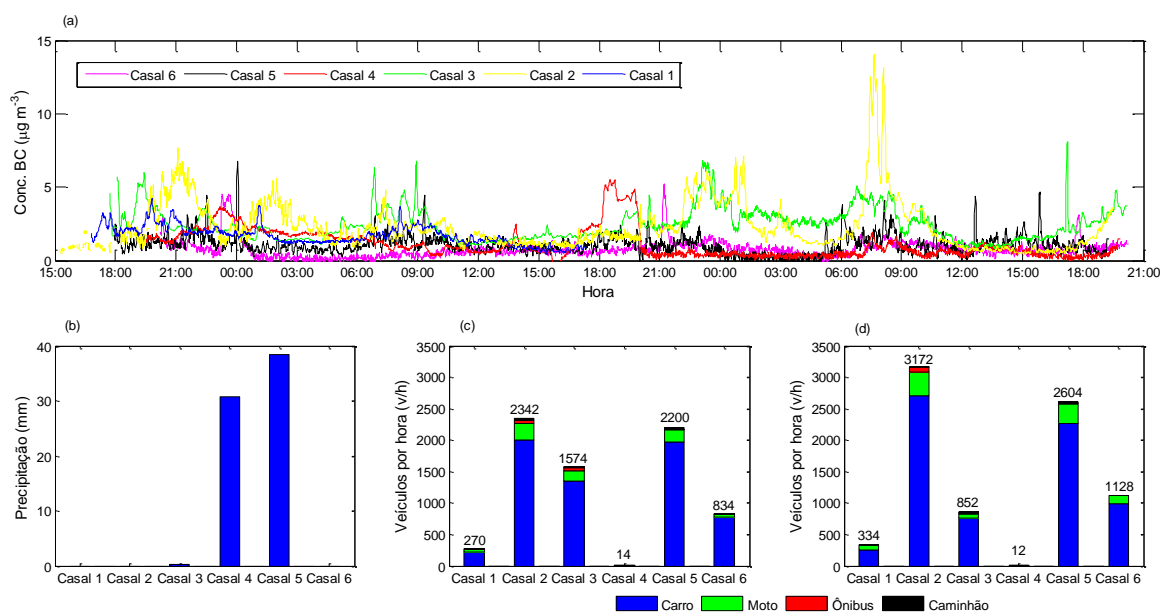


Figura 10- (a) Série temporal de BC na casa de todos os casais, onde foi aplicado a média móvel a cada 10 minutos para o casal 4, e os demais média móvel de 5 minutos com $Q=50\text{ ml min}^{-1}$. (b) Precipitação acumulada para os dias de amostragem de todos os casais. (c) Número de veículos por hora nas vias próximas das casas dos casais amostrados, no período da manhã 8:00-9:00. (d) Número de veículos por hora nas vias próximas das casas dos casais amostrados, no período da tarde 17:00-18:00.

A série temporal do casal 3, também teve concentrações altas nos horários de pico, devido ao fluxo veicular (Figura 10 c-d). As concentrações de BC chegaram a $17\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$, com média igual a $2,04\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$, o que é comparável ao encontrado para o casal 2.

Como dito anteriormente, a residência do casal 4 está localizada na área suburbana com pouco trânsito, justificando as concentrações mais baixas. Alguns picos foram observados entre (7:00-9:00) e (18:00-19:00), que coincidem com os horários em que as pessoas, ou até mesmo os voluntários desse estudo saem para trabalhar e retornam para a casa.

A residência do casal 5 é próxima a do casal 2 (Figura 3), e está localizada ao lado da Avenida Juscelino Kubitschek. Apesar disso, as concentrações são relativamente baixas, com média de $1,06\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$, e com valor máximo nos horários de pico chegando a $14,75\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$. O

fato de ter chovido contribuiu para que as concentrações fossem baixas durante o período analisado. A precipitação acumulada foi a maior durante todo o período de estudo (38,34 mm), com umidade relativa superior a 70% (Figura 11e). Alguns estudos mostram que a deposição úmida é a grande responsável pela remoção do BC da atmosfera (JACOBSON, 2003).

A residência do casal 6 mesmo estando localizada próximo a uma via movimentada registrou concentrações relativamente baixas com máxima de $7 \mu\text{g m}^{-3}$ e média de $0,77 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela 10), que foi a menor se comparada aos outros casais, com valor aproximado apenas do casal 4, com média de $1,10 \mu\text{g m}^{-3}$. Esse comportamento poderia ser explicado pela localização do apartamento aos fundos. Para averiguar este aspecto, calculou-se a média das concentrações do homem quando estava na academia, localizada ao lado do prédio e mais próxima à rua, e para a casa no mesmo horário. A concentração média de BC na academia foi de $1,52 \mu\text{g m}^{-3}$, e para a casa foi de $0,67 \mu\text{g m}^{-3}$, ou seja, as concentrações na academia foram 2,3 vezes maiores, sendo assim os apartamentos que estão localizados a frente estão mais sujeitos a poluição local (trânsito), assim como a academia.

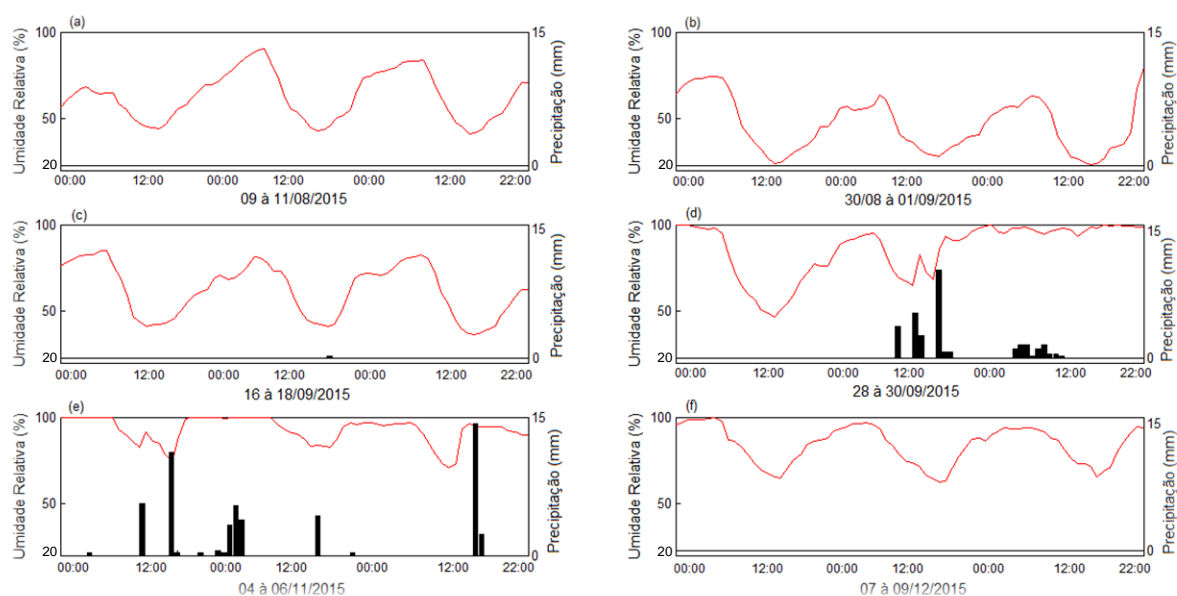


Figura 11- Umidade relativa e precipitação horária para os dias de amostragem: (a) casal 1, (b) casal 2, (c) casal 3, (d) casal 4, (e) casal 5, (f) casal 6.

A Figura 12 apresenta as concentrações de BC medidas nas casas e na estação de monitoramento fixo (UTFPR), em função da velocidade e direção do vento. É importante ressaltar que a velocidade do vento na região central da cidade pode ser inferior a velocidade encontrada no campus, devido ao atrito produzido pelos edifícios, como foi relatado por KRECL *et al.*, (2016) que encontrou uma velocidade média de $3,2 \text{ m s}^{-1}$ no campus da UTFPR, e de $1,8 \text{ m s}^{-1}$ na região central de Londrina. Devido à perda de dados do aetalômetro AE42, não foi possível realizar o gráfico para o casal 1. Os gráficos foram confeccionados usando médias de 10 minutos.

De forma geral, é possível observar as maiores concentrações nas casas dos casais 1, 2 e 3, mas com comportamento diferente, segundo a velocidade e direção do vento. No gráfico do casal 1 observa-se que as concentrações são maiores quando os ventos estão de sudeste, com velocidade entre 4 e 5 m s^{-1} , indicando que o local é mais afetado por advecção da poluição de outros locais. Para o casal 2 as concentrações mais altas são encontradas quando os ventos estão na direção sul e norte com velocidade entre 1 e 4 m s^{-1} , indicando fontes mais próximas que chegam à residência mesmo com ventos fracos. Para o casal 3 as concentrações foram maiores quando os ventos estavam na direção sudeste e leste com velocidade até 3 m s^{-1} . Os dados medidos na UTFPR para os mesmos períodos apresentam valores inferiores, mas com perfil semelhante.

Concentrações menores são encontradas para os casais 4, 5 e 6 amostrado entre o fim de setembro e começo de dezembro. Para o casal 4 as concentrações ficam em torno de $1 \mu\text{g m}^{-3}$, e começam a aumentar quando os ventos sopram da direção oeste, com velocidade de até 4 m s^{-1} . No casal 5 as concentrações são maiores quando os ventos estão a sudeste e nordeste com velocidade entre $6-8 \text{ m s}^{-1}$ e para o casal 6 as concentrações mais altas foram encontradas quando os ventos estavam a nordeste e oeste, e menores quando estavam a sudeste. Os valores baixos encontrados no período de medições para os casais 4 e 5 podem estar relacionados com a chuva que afetou as concentrações não só nessas residências, mas também no campus da UTFPR.

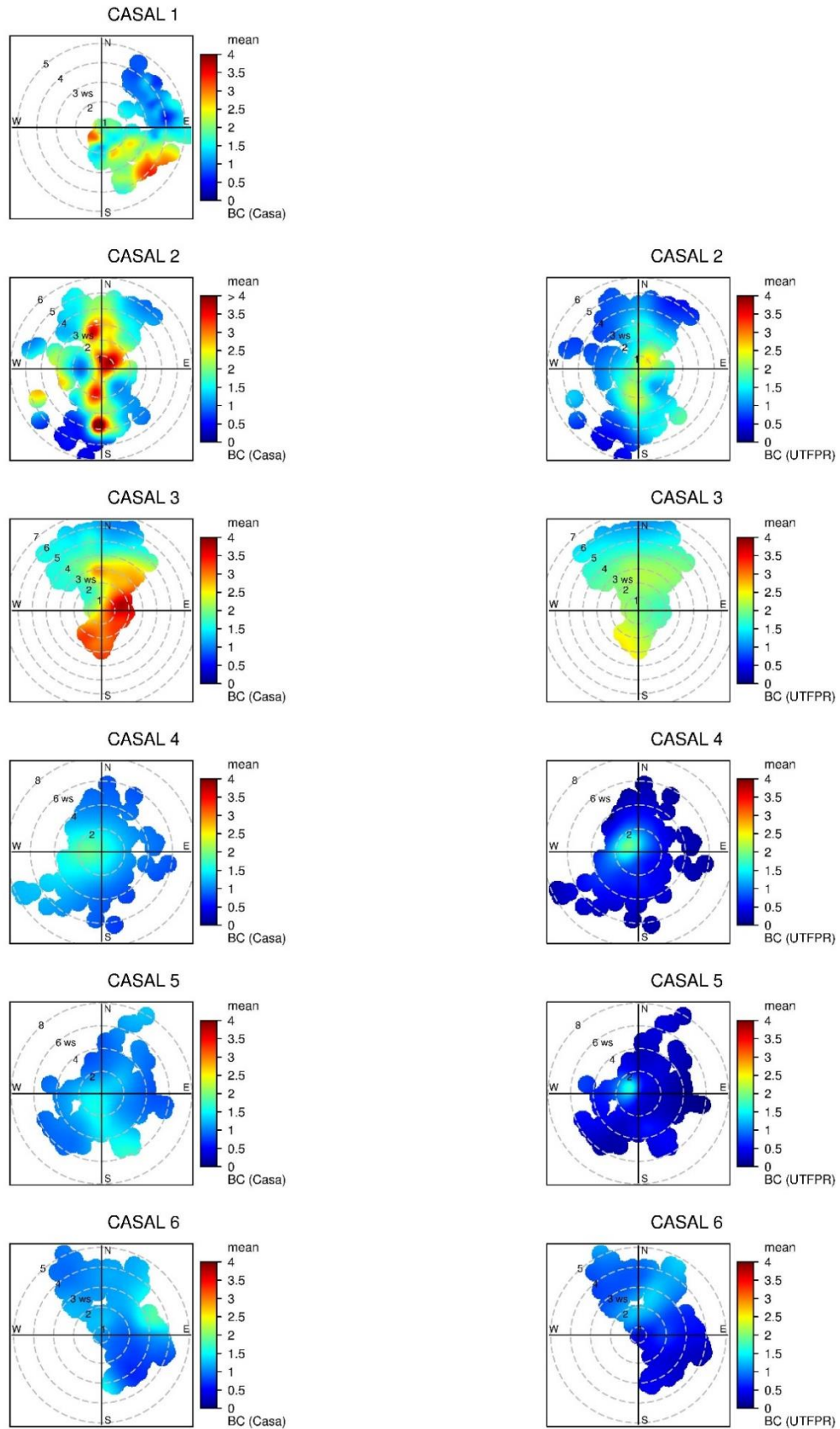


Figura 12- Gráfico polar das concentrações médias (10 min) de BC para a casa e estação de monitoramento fixo (UTFPR) com os dados de velocidade (WS) e direção do vento.

4.1.4 Relação entre Exposição Pessoal e Local de Trabalho

De acordo com a OMS (2005), a maioria das pessoas gastam cerca de 20% do seu tempo no trabalho, escola ou outros locais longe da sua residência. Neste estudo, os voluntários passaram em média 23% do seu tempo no local de trabalho. A Figura 13 mostra as concentrações no local de trabalho para todos os voluntários amostrados.

As concentrações mais altas foram encontradas para o homem do casal 2 e o homem e a mulher do casal 6 que trabalham na UTFPR, na cidade de Londrina. O campus está localizado ao leste da cidade, a 5 km do centro, sendo que o bairro mais próximo fica a cerca de 400 m de distância. Apenas uma estrada asfaltada dá acesso ao campus e o volume do tráfego é de 2.700 veículos por dia, dos quais 8,4 % são veículos pesados (TARGINO e KRECL, 2016). O campus é frequentemente atingido por poluição devido a queimadas locais praticadas por moradores da região. Os dados do AE42 durante a amostragem do casal 2, indicam ocorrência de queimadas ao redor do campus, o que contribuiu para as altas concentrações. Na Figura 6 observa-se um pico às 16:00 no segundo dia de amostragem (01/09), o que pode ter sido causado pela proximidade do voluntário à fonte, aumentando as concentrações e causando uma exposição no trabalho de $1,38 \mu\text{g m}^{-3}$ (10% da sua exposição total). A mulher do casal 6 relatou uma queimada no momento que estava se deslocando dentro do campus, justificando assim, as concentrações mais elevadas. A exposição média do homem e da mulher do casal 6 apresentaram semelhança, pois os dois estavam no campus no mesmo dia, para o homem a exposição foi $0,95 \mu\text{g m}^{-3}$, e $0,99 \mu\text{g m}^{-3}$ para a mulher (Figura 5a), que corresponde a 10 e 16% da exposição média total, respectivamente (Figura 5c).

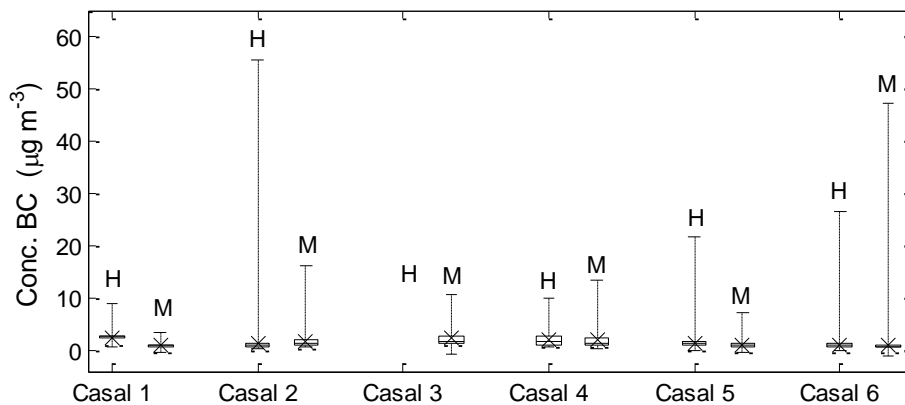


Figura 13- Concentrações de BC para todos os voluntários no local de trabalho. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.

Concentrações altas também foram encontradas para o homem do casal 5, que trabalha no Centro Universitário Filadélfia (Unifil) localizado na Avenida JK, que apresenta alto tráfego de veículos (2200 v/h no horário de pico da manhã, e 2604 v/h no período da tarde). A sua exposição média no trabalho foi de $1,21 \mu\text{g m}^{-3}$ e corresponde a 27% da sua exposição total. O homem do casal 3 não teve exposição nesta categoria, pois estava desempregado no período em que a amostragem foi realizada. DONS *et al.* (2011) e WILLIAMS e KNIBBS (2016) relataram que a contribuição para a exposição ao BC para quem trabalha em casa está entre 58,5% e 63,7%, que são valores maiores que o do homem do casal 3 considerando que esse trabalha em casa. Já a mulher do casal 3 que trabalha na Universidade Estadual de Londrina (UEL), teve uma exposição média de $2,19 \mu\text{g m}^{-3}$.

Todos os voluntários desse estudo trabalhavam em locais internos, fazendo com que eles não estejam expostos a concentrações tão elevadas de BC. DONS *et al.* (2014) encontrou concentrações médias de $1,06 \mu\text{g m}^{-3}$ para voluntários que trabalhavam em ambientes internos. Um estudo realizado por CAPORAL (2015) avaliou a exposição de trabalhadores ao BC na cidade de Londrina, e constatou que a exposição é maior quando as pessoas trabalham em ambientes externos, como taxistas, onde a exposição no local de trabalho pode corresponder a até 80% da sua exposição total. Desta maneira é esperado uma exposição maior para as pessoas que trabalham ao ar livre em áreas urbanas, especialmente em cidades grandes. Pessoas que desenvolvem trabalhos externos, como a polícia de trânsito, trabalhadores de estrada e trabalhadores de postos de gasolinas, estão mais expostas à poluição oriunda do tráfego veicular (CHOUDHARY e TALO, 2014).

4.1.5 Relação entre Exposição Pessoal e Categoria Outros

Nesta categoria estão as atividades em que os voluntários não realizaram em comum, como ir ao supermercado, shopping, academia entre outras. De forma geral, praticamente todos os voluntários frequentaram o supermercado, alguns a academia, outros fizeram compras no centro da cidade e foram à casa de amigos ou parentes. A Figura 14 apresenta a descrições estatísticas das concentrações de BC para a categoria outros para todos os voluntários e as atividades desenvolvidas são mostradas na Tabela 11.

Tabela 11- Atividades realizadas pelos voluntários na categoria outros.

Casal	Sexo	Atividades
1	Masculino	Oficina mecânica e supermercado.
	Feminino	Supermercado.
2	Masculino	Academia e casa do amigo.
	Feminino	Aula de inglês.
3	Masculino	Pet shop, supermercado e padaria.
	Feminino	Academia
4	Masculino	Supermercado e oficina mecânica.
	Feminino	ONG Viver, banco e casa da mãe.
5	Masculino	Academia.
	Feminino	Supermercado.
6	Masculino	Academia e supermercado.
	Feminino	Compras no centro da cidade e imobiliária.

É possível observar uma grande variabilidade nas concentrações entre os casais amostrados. O voluntário que apresentou concentração mais alta nessa categoria foi a mulher do casal 1, durante sua ida ao supermercado onde esteve exposta a concentrações de até $10,61 \mu\text{g m}^{-3}$, que corresponde 28% da sua exposição total, sendo que sua exposição média nessa categoria foi de $3,13 \mu\text{g m}^{-3}$.

O homem do casal 6 também se destacou nesta categoria, a concentração máxima foi de $5,45 \mu\text{g m}^{-3}$ quando ele estava na academia, que corresponde a 26% da sua exposição total, com exposição média de $1,52 \mu\text{g m}^{-3}$, na academia havia ar condicionado, mas a porta ficava aberta coletando o ar externo, fazendo com que as concentrações fossem superiores a da casa, como descrito anteriormente.

Em estudo realizado por DONS *et al.* (2014), encontrou concentrações médias elevadas para atividades sociais e de lazer, de $2,45 \mu\text{g m}^{-3}$, ultrapassando a média das concentrações encontradas neste estudo que foi de $2,13 \mu\text{g m}^{-3}$.

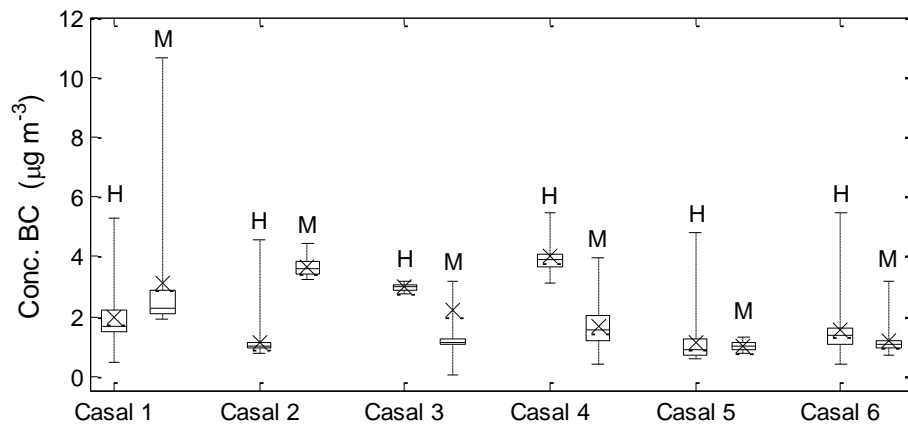


Figura 14- Concentração de BC na categoria outros. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.

4.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE BC DURANTE O TRANSPORTE

Nesta seção serão apresentadas as medidas de BC durante o transporte, que foi a categoria onde se observaram concentrações mais altas. Também será analisado o nível de BC por meio de transporte e serão identificadas as rotas com concentrações mais altas.

4.2.1 Correção dos Dados do Transporte

Como comentado anteriormente, as amostragens não foram realizadas simultaneamente, e para reduzir a contribuição regional de BC devido a queimadas de biomassa, aplicou-se a correção descrita na seção 3.4.4, salientando dessa forma apenas as emissões veiculares.

A Tabela 12 apresenta a descrição estatística dos dados medidos e corrigidos. Foram corrigidos 1964 dados, sendo 1736 através do método aditivo e 198 através do multiplicativo.

Tabela 12- Descrição estatística de BC ($\mu\text{g m}^{-3}$) no transporte corrigido e sem corrigir.

	BC	BC CORR
Mínimo	0,01	0,00
Máximo	54,36	54,16
Média	4,16	4,01
Mediana	2,18	1,98
Desvio Padrão	5,42	5,20
Percentil 5	0,57	0,42
Percentil 25	1,10	1,05
Percentil 75	5,08	4,90
Percentil 95	13,94	13,08

Foi aplicado o teste de Mann-Whitney para as séries temporais de BC medido e BC corrigido, e existem diferenças significativas entre as séries temporais (Tabela 13).

Tabela 13- Análise de Mann-Whitney para os dados do transporte corrigidos.

H	1
P	0,0216

4.2.2 Análise Espacial no Transporte

As concentrações mais altas são encontradas nas áreas mais movimentadas da cidade, ou seja, na avenida Juscelino Kubitschek (JK), Rodovia Celso Garcia Cid, avenida Higienópolis e no terminal central, que são identificados nas Figuras 15 e 16. A avenida Higienópolis possui 2,8 km de comprimento e recebe o tráfego de diversas ruas pequenas totalizando 25.000 veículos por dia nos dias de semana, sendo que 2,4% são veículos pesados (TARGINO e KRECL, 2016). O terminal central de Londrina conta com cerca de 945 ônibus a diesel, e passam cerca de 100.000 passageiros diariamente em dias de semana (TARGINO *et al.*, 2016). As concentrações encontradas no terminal central no período de amostragem estão entre 10 e 20 $\mu\text{g m}^{-3}$, semelhantes às concentrações de BC encontradas por TARGINO *et al.* (2016) que foram 6,53 e 21,50 $\mu\text{g m}^{-3}$, no período da manhã e da tarde, respectivamente.

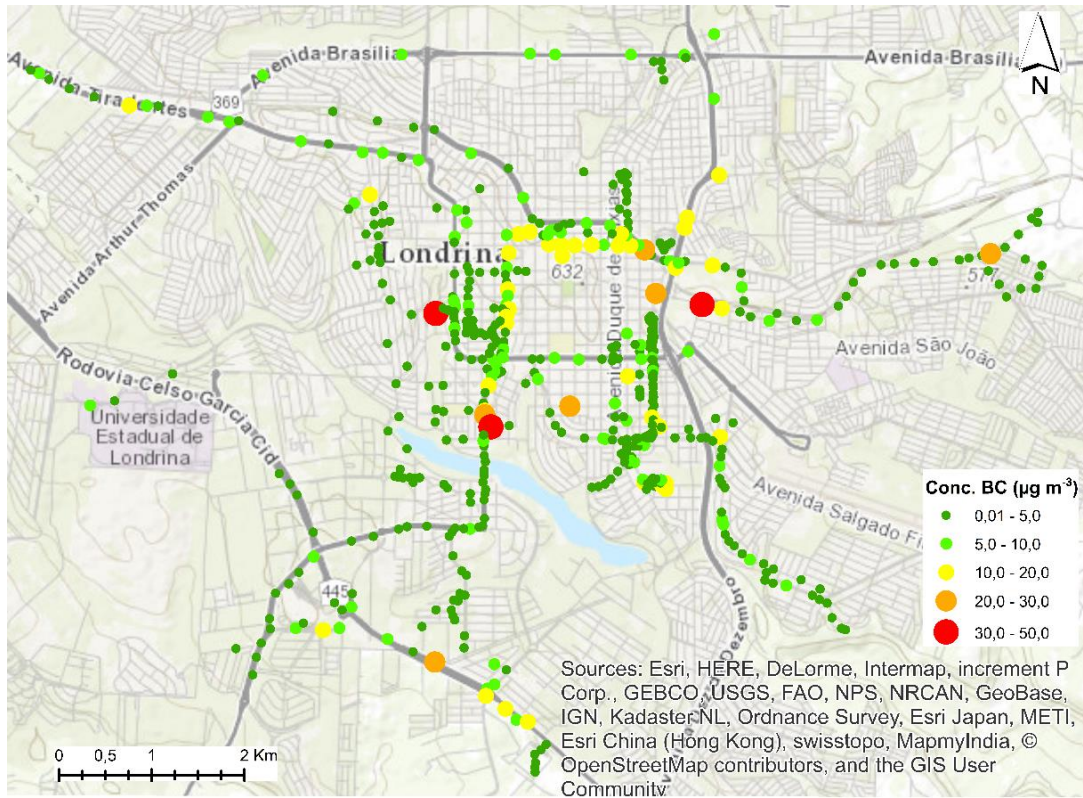


Figura 15- Análise espacial dos dados de BC medidos no transporte para todos os voluntários, com polígonos a cada 100 m.

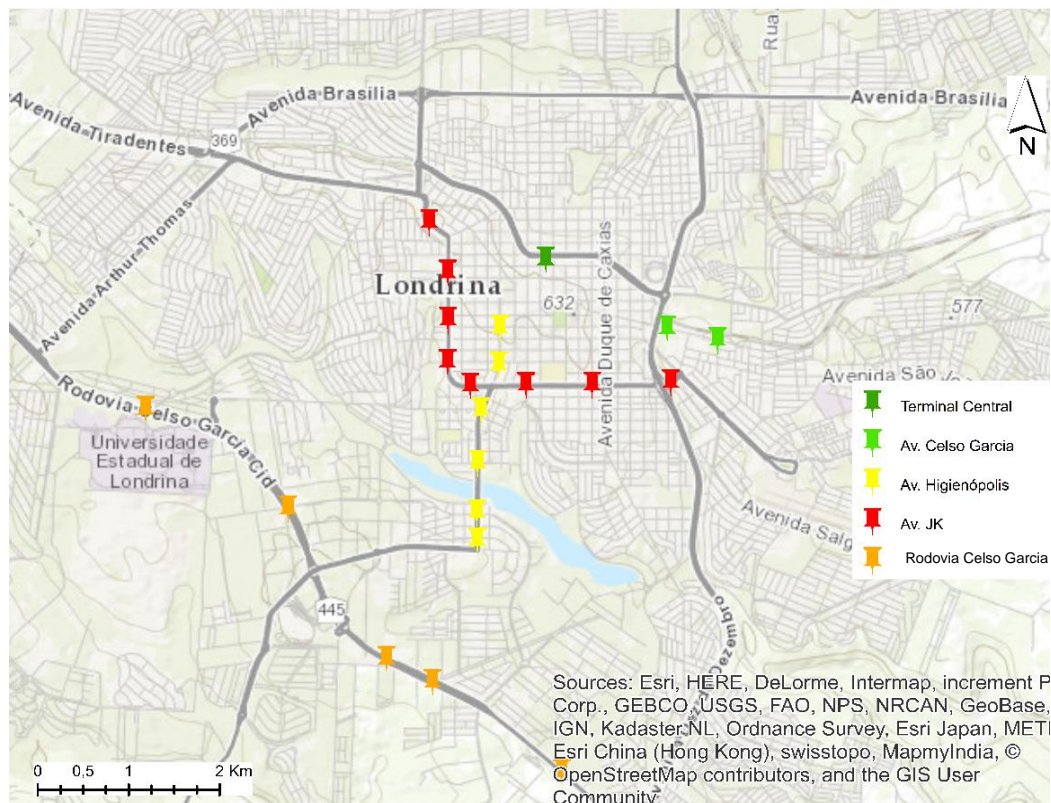


Figura 16- Identificação dos pontos com maiores concentrações de BC.

TARGINO *et al.* (2016) analisaram a variabilidade espaço-temporal de BC no centro de Londrina, com monitoramento em bicicletas e também encontraram concentrações elevadas nas avenidas Higienópolis e Juscelino Kubitschek. Essas concentrações estão relacionadas com o elevado fluxo veicular, apresentando forte correlação com o número de veículos pesados a diesel.

Neste estudo cerca de 58% dos voluntários usaram o carro como meio de transporte, 17% usaram ônibus ou carro e outros apenas ônibus, e os outros 25% se deslocaram a pé. Inúmeras variáveis podem influenciar a exposição pessoal no transporte (KAUR *et al.*, 2007), dentre elas o tempo de viagem e o modo de transporte escolhido. Alguns estudos como o de ZUURBIER *et al.* (2010), realizado na cidade holandesa de Arnhem, apontam que as concentrações de BC são mais altas quando se usa carro e ônibus, o que se assemelha com o que foi encontrado neste estudo (Figura 17). Neste estudo, as concentrações no ônibus foram superiores as demais categorias, com máxima de $54,16 \mu\text{g m}^{-3}$, enquanto para o carro temos $50,70 \mu\text{g m}^{-3}$ e a pé $47,13 \mu\text{g m}^{-3}$. A média das concentrações foi de $3,58 \mu\text{g m}^{-3}$, $5,79 \mu\text{g m}^{-3}$ e $6,12 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente.

É importante salientar que na categoria a pé, a proximidade com o tráfego e as altas concentrações podem agravar a dose devido à maior taxa de inalação como consequência da caminhada (MORENO *et al.*, 2009). Outro aspecto que deve ser enfatizado além da distância é a topologia da rua, pois são fatores dominantes que influenciam as concentrações de BC (PETERS *et al.*, 2014). Um exemplo disso são os cânions urbanos que dificultam a dispersão dos poluentes, favorecendo as altas concentrações (SYRIOS e HUNT, 2008).

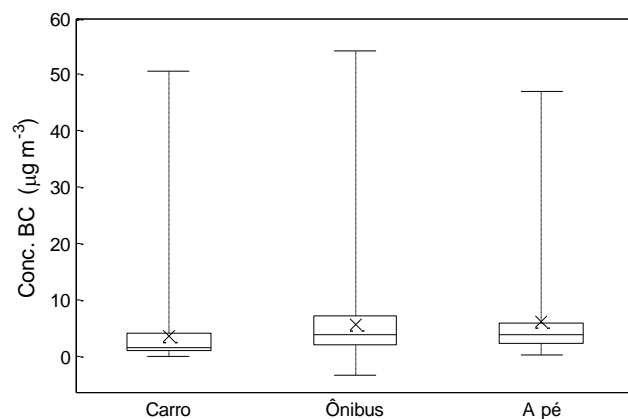


Figura 17- Concentração de BC para cada meio de transporte. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.

DE NAZELLE *et al.* (2013) realizaram um estudo em Barcelona comparando a exposição de um indivíduo em diversos meios transportes. Eles observaram que os ciclistas e as pessoas que caminhavam foram expostas a concentrações mais baixas, quando comparado com viagens motorizadas, ou seja, ônibus e carro. Embora o transporte ativo seja o mais recomendado para a saúde, ele pode potencializar os efeitos negativos devido às altas taxas de inalação (ROJAS-RUEDA *et al.*, 2011).

Um estudo realizado por DONS *et al.* (2012) constatou que a exposição no transporte motorizado é superior ao caminhar, $6,3 \mu\text{g m}^{-3}$ e $3,3 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente, embora quando se considera a dose inalada, ocorre uma inversão. MCNABOLA *et al.* (2008) constataram doses superiores de $\text{MP}_{2,5}$ para ciclistas, do que passageiros de carro e ônibus. Um estudo realizado por LI *et al.* (2015) avaliou a exposição ao BC em diversos meios de transporte, dentre os meios avaliados, a exposição mais baixa foi encontrada na categoria a pé, com exposição média de $5,59 \mu\text{g m}^{-3}$ e $7,28 \mu\text{g m}^{-3}$ para ônibus e $8,62 \mu\text{g m}^{-3}$ para carro (táxi). Enquanto as doses inaladas foram de $1,58 \mu\text{g}$ para a categoria a pé, $1,50 \mu\text{g}$ para o ônibus e $0,68 \mu\text{g}$ para o carro (táxi). A exposição na categoria a pé foi inferior aos demais, mas a dose inalada foi a mais elevada.

Foram analisados os dados da mulher do casal 6, que foi a única que utilizou os três meios de transporte, ou seja, carro, ônibus e a pé. Calculou-se a dose e exposição média em todos os meios de transporte, e na categoria a pé foi onde ela esteve mais exposta, e teve maior dose inalada (Tabela 14). Por meio dos resultados é possível evidenciar que a proximidade do tráfego e as altas concentrações podem contribuir de maneira significativa para a dose e exposição, salientando que a mulher fez uma caminhada de apenas 16 minutos na área central da cidade, que contribuiu mais do que as 05:30 horas em que ela passou dentro do ônibus em uma viagem intermunicipal, esses valores contrastam com os estudos encontrados.

Tabela 14- Exposição média, dose média para a mulher do casal 6, por categoria de transporte e tempo gasto em cada categoria.

	Ônibus	Carro	A pé
Exposição ($\mu\text{g m}^{-3}$)	2,02	4,23	5,53
Dose ($\mu\text{g min}^{-1}$)	0,02	0,05	0,13
Tempo (min)	323	24	16

Um outro exemplo de que as doses são superiores na categoria a pé ocorre quando analisamos os dados do casal 5, onde a mulher que usou apenas o carro como meio de

transporte teve uma exposição de média de $1,95 \mu\text{g m}^{-3}$, que foi semelhante ao do homem do casal 5 que se deslocou apenas a pé, teve uma exposição média de $1,76 \mu\text{g m}^{-3}$. Quando se analisa os valores da dose média observa-se uma inversão, onde a mulher inalou $0,01 \mu\text{g min}^{-1}$, e homem $0,02 \mu\text{g min}^{-1}$, que se assemelha ao encontrado por DONS *et al.* (2012).

Outro fator que deve ser levado em consideração é a escolha da rota. A escolha adequada da rota pode reduzir significativamente a exposição (HERTEL *et al.*, 2008), como por exemplo, ao evitar vias com altos tráfegos é possível diminuir os valores de exposição (INT PANIS *et al.*, 2010).

Na Tabela 15 é apresentada a exposição média dos voluntários que usaram apenas o carro como meio de transporte. Os voluntários que tiveram maior exposição quando andavam de carro foram o homem do casal 1 ($8,35 \mu\text{g m}^{-3}$) que realizou uma viagem intermunicipal e a mulher do casal 3 ($6,01 \mu\text{g m}^{-3}$). Um estudo realizado por FRUIN *et al.* (2004) concluiu que a principal fonte de BC em um carro, são as emissões do carro em frente. FRUIN *et al.* (2004) e KRISTENSSON *et al.* (2004) também mostraram que a exposição é maior quando a velocidade é mais baixa até 30 km/h e a velocidades superiores a 80 km/h, e que não ocorre o acúmulo de partículas no interior do carro, devido a rápida troca de ar interno e externo. O ar dentro do veículo pode ser renovado 63 vezes/hora, que depende diretamente da ventilação, tipo de veículo e a velocidade de deslocamento do mesmo (HUDDA *et al.*, 2012).

Tabela 15- Exposição média ($\mu\text{g m}^{-3}$), na categoria transporte, para os voluntários que se locomoveram apenas de carro.

	Casal 1	Casal 2	Casal 3	Casal 4	Casal 5	Casal 6
Homem	8,35	----	2,40	4,38	1,95	2,40
Mulher	---	---	6,01	2,79	---	---

Dentre os casais amostrados, apenas o casal 2 usou ônibus como único meio de transporte, e tiveram uma exposição média de $8,25 \mu\text{g m}^{-3}$ para o homem e $7,82 \mu\text{g m}^{-3}$ para a mulher, respectivamente.

A exposição pessoal dos passageiros de ônibus ao MP depende do tipo de ônibus e pode variar significativamente, dependendo do país. Em Barcelona a frota de ônibus é composta por ônibus híbridos que usam o gás natural e energia elétrica (DE NAZELLE *et al.*, 2012). Porém em Dublin, os ônibus públicos são alimentados a diesel, e geralmente a exposição ao $\text{MP}_{2,5}$ é superior aos demais modos (MCNABOLA, 2008). Londrina conta com cerca de 2022 ônibus atualmente que são alimentados a diesel (DENATRAN, 2016), dos

quais 27% foram fabricados antes de 1999 (TARGINO *et al.*, 2016). Estudos realizados por JALAVA *et al.* (2010) e ZUURBIER *et al.* (2010) investigaram qual a influência do combustível na exposição pessoal, e encontraram a mediana e exposição mais altas para MP₁₀ em veículos a diesel, enquanto a exposição ao BC era a mais altas em carros a gasolina. No entanto, JALAVA *et al.* (2012) descobriram que as concentrações de poluentes dentro do carro dependem altamente do tipo de combustível usado (DIAPOULI *et al.*, 2008).

Nas viagens a ônibus foi onde encontramos as concentrações mais altas de BC. Um fator chave que apresenta influência sobre a exposição de quem está dentro desse veículo, é a ventilação. LI *et al.* (2015) em um estudo realizado em Shangai (China), comprovaram que as concentrações de BC são mais elevadas quando as janelas estão abertas, encontrando níveis de BC até três vezes maiores do que nas ruas.

A ventilação, dentro da cabine em carros e ônibus, e uma alta taxa de ventilação permitem que os poluentes externos entrem na cabine (ZUURBIER *et al.*, 2010). Uma outra limitação é o sistema de filtragem do veículo, que ajuda a impedir a entrada de partículas, de modo que o veículo é isolado da poluição do ar presente na rua (BRIGGS 2007), quando usamos o ar condicionado. Neste estudo apenas o casal 6 relatou na agenda o momento em que as janelas do carro estavam abertas e quando o ar condicionado estava ligado, assim, foi possível calcular a exposição e a dose média e relatar a diferença (Tabela 16), entre as viagens.

A mulher teve uma exposição média de 5,78 $\mu\text{g m}^{-3}$ com a janela aberta, e 2,67 $\mu\text{g m}^{-3}$ com a janela fechada. Quando o cálculo foi realizado para o homem encontrou-se diferenças maiores. A exposição média do homem foi de 3,91 $\mu\text{g m}^{-3}$ com a janela aberta e 0,90 $\mu\text{g m}^{-3}$ com a janela fechada. Valores mais altos também são encontrados na dose; para a mulher com a janela aberta foi 0,06 $\mu\text{g min}^{-1}$, e com a janela fechada foi de 0,03 $\mu\text{g min}^{-1}$. Para o homem temos que a dose inalada com a janela aberta foi de 0,04 $\mu\text{g min}^{-1}$, e quando as janelas estavam fechadas a dose foi de 0,01 $\mu\text{g min}^{-1}$, o significa que a sua dose foi quatro vezes maior, quando as janelas do veículo estavam abertas coletando o ar externo.

WILLIAMS e KNIBBS (2016) realizaram um estudo em Brisbane, a terceira maior cidade da Austrália e observaram o efeito da ventilação sobre as concentrações, mostrando que os carros que estavam com a janela aberta tiveram um aumento na contribuição de 51,3% em comparação com 28,5 % quando as janelas foram fechadas. As concentrações no veículo foram cerca de 2,6 vezes superiores quando as janelas foram abertas em comparação com as janelas fechadas. Um outro estudo realizado por QUIROS *et al.* (2013) em Santa Monica,

EUA, constatou que a exposição a partículas ultrafinas eram 60% mais baixas quando se dirigia com as janelas fechadas.

Tabela 16- Exposição ($\mu\text{g m}^{-3}$) e dose média ($\mu\text{g min}^{-1}$) para o casal 6, para as viagens de carro com a janela aberta (A) e fechada (F).

Casal 6	Homem	Mulher
Exposição (A)	3,92	5,78
Exposição (F)	0,91	2,67
Dose (A)	0,04	0,06
Dose (F)	0,01	0,03

O microambiente transporte tem recebido muita atenção nos últimos anos, pois exposições significativas podem ocorrer nesta categoria (KAUR *et al.*, 2007), como foi mostrado neste capítulo. Nesse atual estudo os voluntários passaram cerca de 7% do seu tempo no transporte, esses valores correspondem a aproximadamente 20% da sua dose inalada e 17% da exposição pessoal integrada.

Dentre os dados analisados, foi possível observar as vias com altas concentrações como avenida JK, Higienópolis e terminal central. Através da análise das concentrações por categoria de transporte, foi no ônibus que se encontraram os maiores valores. Porém exposições significativas podem ocorrer na categoria ônibus, carro e a pé, que pode ser associado com a rota percorrida, o tempo, e o tipo de ventilação, como foi comentado anteriormente.

4.3 ZONA DE RESPIRAÇÃO VS. CINTURA

A Tabela 17 descreve as séries temporais de dois MicroAeth operados simultaneamente na cintura e na zona de respiração durante 24 horas. Os valores das concentrações foram maiores para o equipamento que estava localizado na cintura, chegando a $26,67 \mu\text{g m}^{-3}$ enquanto o que estava na zona de respiração teve um máximo de $20,61 \mu\text{g m}^{-3}$, a média dos valores foi bem parecida.

Tabela 17- Descrição estatística das séries de BC medidos na zona de respiração e na zona da cintura.

BC ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Zona de respiração	Cintura
Mínimo	0,001	0,014
Máximo	20,614	26,676
Média	1,186	1,225
Mediana	0,826	0,853
Desvio Padrão	1,711	1,915
Percentil 5	0,097	0,211
Percentil 25	0,461	0,577
Percentil 75	1,306	1,207
Percentil 95	3,177	3,564

A Figura 18 apresenta as concentrações de BC na zona de respiração e na cintura separadas por microambiente: casa, transporte (incluindo ônibus e a pé), trabalho e outros.

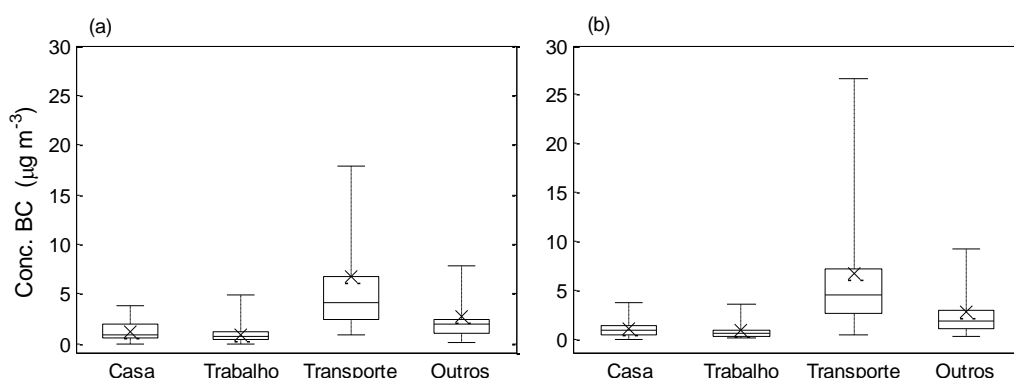


Figura 18-(a) Concentração de BC para o MicroAeth 840 localizado na zona de respiração. (b) Concentração de BC para o MicroAeth 933 localizado na cintura. Bigodes = 5 e 95 percentis, box= percentis 25 e 75, linha = mediana e (x) a média.

A Tabela 18 mostra os resultados do teste de Mann-Whitney para toda a série temporal e, enquanto a Tabela 19 apresenta a análise por microambiente. O único dado que apresentou diferenças entre as medianas foi o da casa que obteve $H=1$; nos restantes constatou-se que as amostras apresentam medianas semelhantes. Esses resultados indicam que de forma geral realizar as medições na zona de respiração ou na região da cintura não implicará diferenças significativas nos resultados de exposição pessoal.

Tabela 18- Análise de Mann-Whitney para os dados da zona de respiração e cintura.

H	0
p	0,139518

Tabela 19- Análise de Mann-Whitney por microambiente para os dados da zona de respiração e cintura.

	CASA	TRANSPORTE	TRABALHO	OUTROS
H	1	0	0	0
p	0,0011	0,2431	0,4921	0,2897

5 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo mostram a grande variabilidade quanto a dose e exposição dos seis casais amostrados. O monitoramento pessoal revelou que a exposição pode ser diferente para pessoas que residam no mesmo local, mas trabalham em locais diferentes. Essa variabilidade está ligada ao tipo de atividades desenvolvidas e o tempo gasto em cada uma delas. Dentre as categorias estudadas, a categoria transporte foi a que mais contribuiu para a dose e exposição, sendo coerente com os dados apresentados na literatura. Devido ao reduzido tamanho da amostra, não foi possível concluir que o homem ou a mulher estão sujeitos a maior dose e exposição. Para isso é necessário realizar um estudo com maior número de voluntários, que seja representativo para a cidade de Londrina, mas isso requer um maior tempo de estudo.

Os dados de monitoramento fixo, da casa ou da UTFPR, apresentaram divergência com os valores monitorados com equipamentos portáteis, mostrando que a exposição pessoal é maior quando monitorada com instrumentos móveis. Por exemplo a mulher do casal 2, foi exposta a $7,82 \mu\text{g m}^{-3}$ na categoria transporte quando monitorada com equipamentos portáteis, e quando monitorada por equipamentos fixos (UTFPR) foi exposta a $0,85 \mu\text{g m}^{-3}$ na mesma categoria. As concentrações medidas em locais fixos não apresentam correlação com o monitoramento pessoal, já que o BC apresenta uma grande variabilidade espacial, levando a uma avaliação errônea da exposição pessoal.

A relação entre exposição pessoal e localização da residência, evidenciou que o local de moradia pode influenciar a dose e a exposição de um indivíduo. Por exemplo, o casal 2 que morava próximo a vias movimentadas teve uma exposição entre $2,74$ e $2,46 \mu\text{g m}^{-3}$, na categoria casa, em controversa, o casal 4 que morava na área suburbana da cidade, teve uma exposição média entre $1,31$ e $1,22 \mu\text{g m}^{-3}$. As concentrações médias na casa, foram de $2,18 \mu\text{g m}^{-3}$ para o casal 2 e $1,10 \mu\text{g m}^{-3}$ para o casal 4. Além da influência do tráfego local, a precipitação pode ter favorecido o decaimento das concentrações.

Na categoria trabalho houve uma grande variabilidade nas concentrações dos casais amostrados. Todos os voluntários deste estudo trabalhavam em locais internos fazendo com que não estejam expostos a concentrações tão elevadas, porém três dos voluntários amostrados tinham a UTFPR como local de trabalho, e devido a queimadas locais praticadas por moradores da região as concentrações chegaram a $55,66 \mu\text{g m}^{-3}$ para o homem do casal 2,

com exposição média de $1,38 \mu\text{g m}^{-3}$, e $46,10 \mu\text{g m}^{-3}$ para a mulher do casal 6, com exposição média de $0,99 \mu\text{g m}^{-3}$ e para o homem do casal 6 a exposição foi $0,95 \mu\text{g m}^{-3}$.

Na categoria outros, que abrange atividades que não foram realizadas por todos os voluntários, quem apresentou concentrações mais altas foi a mulher do casal 1, com concentração máxima de $10,61 \mu\text{g m}^{-3}$, devido a sua ida ao supermercado e o homem do casal 6, com máxima de $5,45 \mu\text{g m}^{-3}$, que corresponde ao tempo em que passou na academia. Houve uma grande variabilidade nas concentrações, devido aos diferentes locais frequentados.

Por meio da análise espacial no transporte foi possível identificar as vias com altas concentrações de BC, que foram as avenidas Juscelino Kubitscheck, Higienópolis, Celso Garcia e rodovia Celso Garcia Cid, e também foram identificadas altas concentrações no terminal central de ônibus.

Na categoria transporte observou-se que as concentrações foram mais altas quando os voluntários usaram o ônibus como meio de transporte e menor na categoria a pé. A exposição no transporte depende fortemente da rota percorrida e do tempo em que o voluntário passou nas viagens. Os voluntários deste estudo passaram cerca de 7% do seu tempo no transporte, que corresponde a aproximadamente 20% da sua dose inalada e 17% da exposição pessoal integrada. Na categoria a pé a proximidade com o tráfego contribui para altos valores de exposição e principalmente na dose, devido ao aumento da taxa de inalação, chegando a $0,13 \mu\text{g min}^{-1}$ para a mulher do casal 6 e $0,02 \mu\text{g min}^{-1}$ para o homem do casal 5. Os valores mais altos de exposição foram encontrados para o homem do casal 1, devido a uma vigem intermunicipal; ele teve uma exposição de $8,35 \mu\text{g min}^{-1}$, com dose de $0,087 \mu\text{g min}^{-1}$. O segundo valor mais alto de exposição ocorreu com o homem do casal 2, que usava apenas o ônibus como meio de transporte, a sua exposição média foi de $8,25 \mu\text{g m}^{-3}$ e a dose foi de $0,086 \mu\text{g min}^{-1}$. Os valores de dose e exposição encontrados no transporte motorizado foram superiores ao encontrados na categoria a pé. Além desses fatores, constatou-se que as concentrações dentro do carro foram maiores quando as janelas estavam abertas, fazendo com que a exposição média fosse até 3 vezes maior e a dose até 4 vezes maior, em relação as janelas fechadas.

É possível concluir que a melhor maneira de avaliar a exposição pessoal é através de amostrados portáteis, mas para uma análise mais representativa da população, é necessário que a amostragem seja feita com maior número de voluntários.

Uma das grandes dificuldades deste estudo foi encontrar voluntários que estivessem dispostos a ser monitorados durante dois dias consecutivos, não fumantes. Um outro problema foi a falta de detalhe de algumas atividades anotadas no diário, especialmente na casa, dificultando a identificação de concentrações máximas de BC devido, por exemplo, a preparação de alimentos.

5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Estudos como este podem contribuir de forma significativa para a literatura, levando em consideração a ausência de pesquisas no país sobre o tema, e principalmente em cidades de médio porte como Londrina.

Em estudos futuros é sugerido que a amostragem seja feita com maior número de voluntários, para que esta seja representativa para a cidade de Londrina, como dito anteriormente. Além disso, para que seja analisada a infiltração de poluentes do ambiente externo, para o ambiente interno, como o da casa, seria necessária a instalação de dois equipamentos neste ambiente, um coletando ar externo e outro o ar interno continuamente, durante todo o período de amostragem, diferente do que foi realizado neste estudo. Um outro aspecto que pode ser abordado é a falta de informação da população sobre a qualidade do ar e como as pessoas podem contribuir na redução da poluição, por exemplo, eliminando as queimadas frequentes de resíduos no quintal e com inspeção e manutenção dos veículos motorizados.

Existem diversas técnicas para avaliar a exposição pessoal, uma delas é o uso de modelos, como citado anteriormente. Através da modelagem é possível avaliar a exposição a longo prazo com grandes grupos populacionais, o que é amplamente utilizado por epidemiologistas. Além do conhecimento as técnicas de modelagem, é necessário conhecer volume do tráfego diário, variáveis populacionais, como a densidade populacional e tamanho da população, e informação sobre cobertura e uso da terra. Em estudos futuros poderia ser usado um modelo que estime a exposição pessoal e comparar com os resultados deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEL, S.J.; HAYWOOD, J.M.; HIGHWOOD, E.J.; LI, J.; BUSECK, P.R. Evolution of biomass burning aerosol properties from an agricultural fire in southern Africa. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n°15, 2003.

AETHLABS. Disponível em: <<https://aethlabs.com/microaeth/ae51/overview>>. Acesso em 10 de outubro de 2016.

ANDRADE, M.F.; MIRANDA, R. M.M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; ANDRE, P. A.; SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v.5, p. 79–88, 2012.

ANDREAE, M.O.; GELENCSEÉR, A. Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.6, n°10, p. 3131-3148, 2006.

ANDREWS, T.; FORSTER, P.M.; BOUCHER, O.; BELLOUIN, N.; JONES, A. Precipitation, radiative forcing and global temperature change. **Geophysical Research Letters**, v.37, n°14, 2010.

ALLAN, M.; RICHARDSON, G.M. Probability density functions describing 24-hour inhalation rates for use in human health risk assessments. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v.4, n°2, p. 379-408, 1998.

ALEXEEFF, S.E.; COULL, B.A.; GRYPARIS, A.; SUH, H.; SPARROW, D.; VOKONAS, P.S. Medium-term exposure to traffic-related air pollution and markers of inflammation and endothelial function. **Environmental Health Perspectives**, v.119, 481-486, 2011.

ARNOTT, W.P.; HAMASHA, K.; MOOSMULLER, H.; SHERIDAN, P.J.; OGREN, J.A. Towards aerosol light-absorption measurements with a 7-wavelength aethalometer: Evaluation with a photoacoustic instrument and 3-wavelength nephelometer. **Aerosol Science and Technology**, v.39, n°1, p. 17-29, 2005.

ARMSTRONG, B.; HUTCHINSON, E.; UNWIN, J.; FLETCHER, T. Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: A review and meta-analysis. **Environment Health Perspective**, v.112, p. 970–978, 2004.

ARSHAM, H.; KUIPER, P. Value as a measuring tool and decision procedure for the goodness-of-fit test. **Journal of Applied Statistics**, v.15, n°2, p. 131-135, 1998.

ALESP - ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO- Disponível em <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-5911323.04.2013.html>> Acesso em 18 de agosto de 2016.

AVERY, C.L.; MILLS, K.T.; WILLIAMS, R.; MCGRAW, K.A.; POOLE, C.; SMITH, R.L.; WHITSEL, E.A. Estimating error in using ambient PM_{2.5} concentrations as proxies for personal exposures: a review. **Epidemiology**, v.21, n°2, p. 215-223, 2010.

BECKERMAN, B.; JERRETT, M.; BROOK, J.R.; VERMA, D.K.; ARAIN, M.A.; FINKELSTEIN, M.M. Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway. **Atmospheric Environment**, v.42, p. 275-290, 2008.

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. Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.118, n°11, p. 5380-5552, 2013.

BOND, T.C.; STREETS, D.G.; YARBER, K.F.; NELSON, S.M.; WOO, J. H.; KLIMONT, Z. A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.109, p. D14, 2004.

BURKE, J.M.; ZUFALL, M.J.; OZKAYNAK, H. A population exposure model for particulate matter: case study results for PM_{2.5} in Philadelphia, PA. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology**, v.11, p. 470-489, 2001.

BRANIS, M. Personal exposure measurements. **Human Exposure to Pollutants via Dermal Absorption and Inhalation**, p. 97-141, 2010.

BRANTLEY, H.L.; HAGLER, G.S.W.; KIMBROUGH, E.S.; WILLIAMS, R.W.; MUKERJEE, S.; NEAS, L.M. Mobile air monitoring data-processing strategies and effects on spatial air pollution trends. **Atmospheric Measurement Techniques**, v. 7, p. 2169-2183, 2015.

BRIGGS, D.J.; DE HOOGH, C.; GULLIVER, J.; WILLS, J.; ELLIOTT, P.; KINGHAM, S.; SMALLBONE, K. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. **Science of the Total Environment**, v.253, n°1, p. 151-167, 2000.

BRIGGS, D., The role of GIS: coping with space (and time) in air pollution exposure assessment. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 68, n°13, p. 1243-1261, 2005.

BRIGGS, D.J. The use of GIS to evaluate traffic-related pollution. **Occupational and Environmental Medicine**, v.64, n°1, p. 1-2, 2007.

BROWN, K.W.; SARNAT, J.A.; SUH, H.H.; COULL, B.A.; SPENGLER, J.D.; KOUTRAKIS, P. Ambient site, home outdoor and home indoor particulate concentrations as proxies of personal exposures. **Journal of Environmental Monitoring**, v.10, n°9, p. 1041-1051, 2008.

CAO, J.J.; ZHU, C.S.; CHOW, J.C.; WATSON, J.G.; HAN, Y.M.; WANG, G.H; AN, Z.S. Black carbon relationships with emissions and meteorology in Xi'an, China. **Atmospheric Research**, v.94, n°2, p. 194-202, 2009.

CAPORAL, T. Monitoramento da Exposição de Trabalhadores a Poluentes Atmosféricos em Ambientes Urbanos. **Relatório Final de Atividades**, Londrina, p. 19, 2015.

CATTANEO, A.; TARONNA, M.; GARRAMONE, G.; PERUZZO, C.; SCHLITT, C.; CONSONNI, D.; CAVALLO, D.M. Comparison between personal and individual exposure to urban air pollutants. **Aerosol Science and Technology**, v.44, n°5, p. 370-379, 2010.

CONAMA-Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 003 de 28 de junho de 1990. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em 18 de outubro de 2016.

CHAN, A.T.; MICHAEL W.C. Indoor-outdoor air quality relationships in vehicle: effect of driving environment and ventilation modes. **Atmospheric Environment**, v.37, n°. 27, p. 3795-3808, 2003.

CHOI, H.; JEDRYCHOWSKI, W.; SPENGLER, J.; CAMANN, D.E.; WHYATT, R.M.; RAUH, V.; TSAI, W.Y.; PERERA, F.P. International studies of prenatal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and fetal growth. **Environmental Health Perspectives**, v.114, n°11, p. 1744–1750, 2006.

CHOW, J.C., WATSON, J.G., DORAISWAMY, P., CHEN, L. W.A., SODEMAN, D.A., LOWENTHAL, D.H.; MOTALLEBI, N. Aerosol light absorption, black carbon, and elemental carbon at the Fresno Supersite, California. **Atmospheric Research**, v.93.n°4, p. 874-887, 2009.

CHOUDHARY, H.; TARLO, S.M. Airway effects of traffic-related air pollution on outdoor workers. **Current Opinion in Allergy and Clinical Immunology**, v.14, n°2, p.106-112, 2014.

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: 10 de Agosto de 2016.

CMTU – Companhia Municipal de Trânsito e Urbanização. Disponível em <<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/viewFile/23003/14313>>. Acesso em 01 de abril de 2016.

DE NAZELLE, A.; FRUIN, S.; WESTERDAHL, D.; MARTINEZ, D.; RIPOLL, A. KUBESCH, N.; NIEUWENHUIJSEN, M. A travel mode comparison of commuters' exposures to air pollutants in Barcelona. **Atmospheric Environment**, v.59, p. 151-159, 2012.

DE NAZELLE, A.; SETO, E.; DONAIRE-GONZALEZ, D.; MENDEZ, M.; MATAMALA, J.; NIEUWENHUIJSEN, M.J.; JERRETT, M. Improving estimates of air pollution exposure through ubiquitous sensing technologies. **Environmental Pollution**, v.176, p. 92-99, 2013.

DE HARTOG, J.J.; BOOGAARD, H.; NIJLAND, H.; HOEK, G. Do the health benefits of cycling outweigh the risks. **Environmental Health Perspectives**, v.118, p. 1109-1116, 2010.

DENATRAN -Departamento Nacional de Trânsito. Disponível em <<http://www.denatran.gov.br/frota2015.htm>>. Acesso em 21 de março de 2016.

DENATRAN -Departamento Nacional de Trânsito. Disponível em: <http://www.detran.pr.gov.br/arquivos/File/estatisticasdetransito/frotadeveiculoscadastradospr/2016/FROTA_2016_Outubro.pdf>. Acesso em 21 de dezembro de 2016.

DIAPOULI, E.; GRIVAS, G.; CHALOULAKOU, A.; SPYRELLIS N. PM10 and ultrafine particles counts in vehicle and On-road in the Athens area. **Water Air Soil Pollution Focus**, v.8, n°1, p. 89-97, 2008.

DONS, E.; PANIS, L.I.; VAN POPPEL, M.; THEUNIS, J.; WILLEMS, H.; TORFS, R. WETS, G. Impact of time-activity patterns on personal exposure to black carbon. **Atmospheric Environment**, v.45, n°21, p. 3594-3602, 2011.

DONS, E.; PANIS, L.I.; POPPEL, M.V.; THEUNIS, J.; WETS, G. Personal exposure to black Carbon in transport microenvironments. **Atmospheric Environment**, v.55, p. 392-398, 2012.

DONS, E.; VAN POPPEL, M.; KOCHAN, B.; WETS, G.; PANIS, L.I. Implementation and validation of a modeling framework to assess personal exposure to black carbon. **Environment International**, v. 62, p. 64-71, 2014

DUAN, N., Models for human exposure to air pollution. **Environmental International**, v.8, p. 305-309, 1982.

EEA- European Environment Agency. Disponível em <http://www.eea.europa.eu/themes/air/interactive/pm2_5>. Acesso em 25 de junho de 2016.

EKEBERGH, J. Evaluating the infiltration of outdoor black carbon into residential indoor environments in Stockholm, Sweden, Relatório de projeto em ciência ambiental, **Department of Applied Environmental Science**, Suécia, 2014.

FLANNER, M.G.; ZENDER, C.S.; RANDERSON, J.T.; RASCH, P.J. Present-day climate forcing and response from black carbon in snow. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.112, 2007.

FONSECA, J.S., MARTINS, A.G. **Curso de estatística**. 6 ed. São Paulo: Atlas, 2010.

FOWLER, D.K.; SUTTON M.A.; RAIVONEN M.; DUYZER, J.; SIMPSON, D. Atmospheric composition change: ecosystems-atmosphere interactions. **Atmospheric Environment**, v.43, n°33, p. 5193-5267, 2009.

FUZZI, S.; BALTENSBERGER, U.; CARSLAW, K.; DECESARI, S.; DENIER, H.; FACCHINI, M.C.; NEMITZ, E. Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.15, n°14, p. 8217-8299, 2015.

FRUIN, S.A.; WINER, A.M.; RODES, C.E. Black carbon concentrations in California vehicles and estimation of in-vehicle diesel exhaust particulate matter exposures. **Atmospheric Environment International and North America**, v.38, n° 25, p. 4123-4133, 2004.

GAN, W.Q.; KOEHOORN, M.; DAVIES, W.H.; DEMERS, P.A.; TAMBURIC, L.; BRAUER, M. Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of coronary heart disease hospitalization and mortality. **Environmental Health Perspectives**, v.119, n°4, p. 501-507, 2011.

GERHARZ, L.E.; KRÜGER, A.; KLEMM, O. Applying indoor and outdoor modeling techniques to estimate individual exposure to PM_{2.5} from personal GPS profiles and diaries: a pilot study. **Science of the Total Environment**, v.407, n°18, p. 5184-5193, 2009.

HARRISON, R.M.; YIN, J.; MARK, D.; STEDMAN, J.; APPLEBY, R.S.; BOOKER, J.; MOORCROFT, S. Studies of the coarse particle (2.5–10 μ m) component in UK urban atmospheres. **Atmospheric Environment**, v.35, n°21, p. 3667-3679, 2001.

HARRISON, R.M.; THORNTON, C.A.; LAWRENCE, R.G.; MARK, D.; KINNERSLEY, R. P.; AYRES, J.G. Personal exposure monitoring of particulate matter, nitrogen dioxide, and carbon monoxide, including susceptible groups. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 59, n°10, p. 671-679, 2002.

HINDS, W.C. Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles. **Wiley-Interscience**, p. 233-249, 1982.

HERTEL, O.; HVIDBERG, M.; KETZEL, M.; STORM, L.; STRAUSGAARD, L. A proper choice of route significantly reduces air pollution exposure e a study on bicycle and bus trips in urban streets. **Science of the Total Environment**, v.389, p. 58-70, 2008.

HOEK, G.; FISCHER, P.; VAN DEN, B.P.; GOLDBOHM, S.; BRUNEKREEF, B. Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology**, v.11, p. 459-469, 2008.

HUDDA, N.; ECKEL, S.P.; KNIBBS, L.D.; SIOUTAS, C.; DELFINO, R.J.; FRUIN, S.A. Linking in-vehicle ultrafine particle exposures to on-road concentrations. **Atmospheric Environment**, v.59, p. 578-586, 2012.

IAP. Inventário estadual de emissões atmosféricas (MP, CO, NO_x, SO_x) e proposta para revisão e ampliação da rede de monitoramento de qualidade do ar do estado do Paraná. p.160, 2013.

IAPAR- Instituto Agrônomo do Paraná. Disponível em <http://www.iapar.br/arquivos/Image/agrometeorologia/Mudancas_Climaticas/tendencia_temp_Londrina.pdf> Acesso em 18 de outubro de 2016.

IEMA- Instituto de Energia e Meio Ambiente. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/C1CB3034/Estudo_Padroses_Qualidade_Ar.pdf> Acesso em 26 de junho de 2016.

IBGE- Instituto brasileiro de geografia e estatística. Disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=411370&search=parana|londrina|infograficos:-informacoes-completas>> Acesso em 18 de setembro de 2016.

INT PANIS, L. New directions: Air pollution epidemiology can benefit from activity-based models. **Atmospheric Environment**, v.44, p. 1003-1004, 2010.

JACOBSON, M.Z. Strong radiative heating due to the mixing state of BC in atmospheric aerosol. **Letters to Nature**, v.409, n°6821, p. 695-697, 2001.

JACOBSON, M.Z. Control of fossil-fuel particulate black carbon and organic matter, possibly the most effective method of slowing global warming. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.110, n°D19, p. 4387-4396, 2002.

JACOBSON, M.Z. Development of mixed-phase clouds from multiple aerosol size distributions and the effect of the clouds on aerosol removal. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.108, n° D8, 2003.

JACOBSON, M. Z. Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security. **Energy & Environmental Science**, v.2, n°2, p. 148-173, 2009.

JALAVA, P.I.; SALONEN, R.O.; NUUTINEN, K.; PENNANEN, A.S.; HAPPO, M.S.; TISSARI, J.; FREY, A.; HILLAMO, R.; JOKINIEMI, J.; HIRVONEN, M.R. Effect of combustion condition on cytotoxic and inflammatory activity of residential wood combustion particles. **Atmospheric Environment**, v.44, n°13, p.1691-1698, 2010.

JALAVA, P.I.; AAKKO-SAKSA, P.; MURTONEN, T.; HAPPO, M.S.; MARKKANEN, A.; YLI-PIRILÄ, P.; HAKULINEN, P.; HILLAMO, R.; MÄKI-PAAKKANEN, J.; SALONEN, R.O.; JOKINIEMI, J. Toxicological properties of emission particles from heavy duty engines powered by conventional and bio-based diesel fuels and compressed natural gas. **Particle and Fibre Toxicology**, v.9, n°1, p. 1-10, 2012.

JANSSEN, N.A.H.; GERLOFS-NIJLAND, M.E.; LANKI, T.; SALONEN, R.O.; CASSEE, F.; HOEK, G.; FISCHER, P.; BRUNEKREEF, B.; KRZYZANOWSKI, M. Health effects of black carbon. **WHO Regional Office for Europe**, p. 1-87, 2012.

JERRETT, M.; ARAIN, A.; KANAROGLOU, P.; BECKERMAN, B.; POTOGLU, D.; SAHSUVAROGLU, T.; GIOVIS, C. A review and evaluation of intra urban air pollution exposure models. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v.15, n°2, p. 185-204, 2005.

KANAKIDOU, M.; SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N.; BARNES, I.; DENTENER, F.J.; FACCHINI, M.C.; SWIETLICKI, E. Organic aerosol and global climate modelling: a review. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.5, n°4, p. 1053-1123, 2005.

KAUR, S.; NIEUWENHUIJSEN, M.J.; COLVILE, R.N.. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. **Atmospheric Environment**, v.41, n°23, p.4781-4810, 2007.

KOMPALLI, S.K.; BABU, S.S.; MOORTHY, K.K.; MANOJ, M.R.; KUMAR, N.K.; SHAEB, K.H. B.; JOSHI, A.K. Aerosol black carbon characteristics over Central India: temporal variation and its dependence on mixed layer height. **Atmospheric Research**, v.147, p. 27-37, 2014.

KLEPEIS, N.E. Modeling human exposure to air pollution. **Human Exposure Analysis**, p. 1-18, 2006.

KRECL, P.; JOHANSSON, C.; STRÖM, J.; LÖVENHEIM, B.; GALLET, J.C. A feasibility study of mapping light-absorbing carbon using a taxi fleet as a mobile platform. *Tellus B*, 66, 2014.

KRECL, P.; TARGINO, A.C.; WIESE, L.; KETZEL, M.; DE PAULA CORRÊA, M. Screening of short-lived climate pollutants in a street canyon in a mid-sized city in Brazil. **Atmospheric Pollution Research**, v.7, n°6, p.1022-1036, 2016.

KRISTENSSON, A.; JOHANSSON, C.; WESTERHOLM, R.; SWIETLICKI, E.; GIDHAGEN, L.; WIDEQVIST, U.; VESELY, V. Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. **Atmospheric Environment**, v.38, n°5, p. 657-673, 2004.

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, n°1, p. 99-122, 2014.

LAROSA, L.E.; BUCKLEY, T.J.; WALLACE, L.A. Real-time indoor and outdoor measurements of black carbon in an occupied house: an examination of sources. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v.52, n°1, p.41-49, 2002.

LI, C.; LEI, X.; XIU, G.; GAO, C.; QIAN, N. Personal exposure to black carbon during commuting in peak and off-peak hours in Shanghai. **Science of the Total Environment**, v.524, p. 237-245, 2015.

LIOUSSE, C.; PENNER, E.J, CHUANG, J.J.; WALTON, H.; EDDLEMAN, H. A global three-dimensional model study of carbonaceous aerosol. **Journal of Geophysical Research**, v.101, n°14, p. 19411-19432, 1996.

LIOUSSE, C.H; CACHIER, A.; JENNINGS, S.G. JENNINGS. Optical and thermal measurements of black carbon aerosol content in different environments: Variation of the specific attenuation cross-section, sigma (σ). **Atmospheric Environment**, v.27, n°8, p. 1203-1211, 1993.

LINDBERG, J.D.; REX, E.D.; DENNIS, M.G. Carbon and the optical properties of atmospheric dust. **Applied Optics**, v.32, n°. 30, p. 6077-6081, 1993.

LONDRINA- Município de Londrina, Disponível em <http://www1.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/aspectos_ambientais_03_10.pdf> Acesso em 18 de outubro de 2016.

LOUWIES, T.; INT PANIS, L.; KICINSKI, M.; DE BOEVER, P.; NAWROT, T.S. Retinal microvascular responses to short-term changes in particulate air pollution in healthy adults. **Environmental Health Perspectives**, v.121, p. 1011-1016, 2013.

MAUDERLY, J.L.; CHOW, J.C. Health effects of organic aerosols. **Inhalation Toxicology**, v.20, n°3, p. 257-288, 2008.

MAZZEI, F.; D'ALESSANDRO, A.; LUCARELLI, F.; NAVA, S.; PRATI, P.; VALLI, G.; VECCHI, R. Characterization of particulate matter sources in an urban environment. **Science of the Total Environment**, v.401, n°1, p. 81-89, 2008.

MARTINS, G.A. **Estatística geral e aplicada**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2009.

MAHER, B.A.; AHMED, I.A.; KARLOUKOVSKI, V.; MACLAREN, D.A.; FOULDS, P.G.; ALLSOP, D.; MANN, D.M.; TORRES-JARDÓN, R.; CALDERON-GARCIDUENAS, L. Magnetite pollution nanoparticles in the human brain. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.113, n°39, p. 10797-10801, 2016.

MANAHAN, Stanley E. **Environmental Chemistry**. 9. ed. Boca Raton: Taylor & Francis, 2010.

MOON, C. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. **Atmospheric Environment**, v.35, n° 1, p. 1-32, 2001.

MORAWSKA, L.; RISTOVSKI, Z.; JAYARATNE, 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, n°35, p. 8113-8138, 2008.

MORAWSKA, L.; AFSHARI, A.; BAE, G.N.; BUONANNO, G.; CHAO, C.Y.H.; HÄNNINEN, O.; HOFMANN, W.; ISAXON, C.; JAYARATNE, E.R.; PASANEN, P.; SALTHAMMER, T. Indoor aerosols: from personal exposure to risk assessment. **Indoor Air**, v.23, n°6, p. 462-487, 2013.

MORENO, T.; RECHE, C.; RIVAS, I.; MINGUILLÓN, M.C.; MARTINS, V.; VARGAS, C.; BUONANNO, G.; PARGA, J.; PANDOLFI, M.; BRINES, M.; EALO, M. Urban air quality comparison for bus, tram, subway and pedestrian commutes in Barcelona. **Environmental Research**, v.142, p. 495-510, 2015.

MÜLLER, T.; HENZING, J.S.; DE LEEUW, G.; WIEDENSOHLER, A.; ALASTUEY, A.; ANGELOV, H.; BIZJAK, M.; COLLAUD-COEN, M.; ENGSTRÖM, J.E.; GRUENING, C.; HILLAMO, R.; HOFFER, A.; IMRE, K.; IVANOW, P.; JENNINGS, G.; SUN, J.Y.; KALIVITIS, N.; KARLSSON, H.; KOMPPULA, M.; LAJ, P.; LI, S.-M.; LUNDER, C.; MARINONI, A.; MARTINS DOS SANTOS, S.; MOERMAN, M.; NOWAK, A.; OGREN, J.A.; PETZOLD, A.; PICHON, J.M.; RODRIQUES, S.; SHARMA, S.; SCHERIDAN, P.J.; TEINILA, K.; TUCH, T.; VIANA, M.; VIRKKULA, A.; WEINGARTNER, E.; WILHELM, R.; WANG, Y.Q. Characterization and intercomparison of aerosol absorption photometers: result of two intercomparison workshops. **Atmospheric Measurement Techniques**, v.4, p. 245-268, 2011.

MCNABOLA, A.; BRODERICK, B.M.; GILL, L.W. Reduced exposure to air pollution on the boardwalk in Dublin, Ireland. Measurement and prediction. **Environment International**, v. 34, n°1, p. 86-93, 2008.

NING, Z.; CHAN, K.L.; WONG, K.C.; WESTERDAHL, D.; MOČNIK, G.; ZHOU, J.H.; CHEUNG, C.S. Black carbon mass size distributions of diesel exhaust and urban aerosols measured using differential mobility analyzer in tandem with Aethalometer. **Atmospheric Environment**, v.80, p. 31-40, 2013.

NRC- National Research Council, Arsenic in Drinking Water, Nat. Academy Press, Washington, 1999.

OTT, W.R. Concepts of human exposure to air pollution. **Environment International**, v.7, n°3, p. 179-196, 1982.

PANDIS, S.N.; HARLEY, R.A.; CASS, G.R.; SEINFELD, J.H. Secondary organic aerosol formation and transport. **Atmospheric Environment**, v.26, n°13, p. 2269-2282, 1992.

PARKER, J.D.; WOODRUFF, T.J. Influences of study design and location on the relationship between particulate matter air pollution and birthweight. **Pediatric and Perinatal Epidemiology**, v.22, n°3, p. 214- 227, 2008.

PATEL, M.M.; CHILLRUD, S.N.; CORREA, J.C.; HAZI, Y.; FEINBERG, M.; 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.

PENNER, J.E.; EDDLEMAN, T. Towards the development of a global inventory for black carbon emissions. **Atmospheric Environment**, v.27, n°8, p. 1277-1295, 1993.

PÉREZ, N.; PEY, J.; CUSACK, M.; RECHE, C.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; VIANA, M. Variability of particle number, black carbon, and PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ levels and speciation: influence of road traffic emissions on urban air quality. **Aerosol Science and Technology**, v.44, n°7, p. 487-499, 2010.

PETERS, J.; VAN DEN BOSSCHE, J.; REGGENTE, M.; VAN POPPEL, M., DE BAETS, B.; THEUNIS, J. Cyclist exposure to UFP and BC on urban routes in Antwerp, Belgium. **Atmospheric Environment**, v.92, p. 31-43, 2014.

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**, v.13, p. 8365-8379, 2013.

PHYSICK, W.; POWELL, J.; COPE, M.; BOAST, K.; LEE, S. Measurements of personal exposure to NO₂ and modelling using ambient concentrations and activity data. **Atmospheric Environment**, v.45, p. 2095–102, 2011.

POWER, M.C.; WEISSKOPF, M.G.; ALEXEEFF, S.E.; COULL, B.A.; SPIRO III, A.; SCHWARTZ, J. Traffic-related air pollution and cognitive function in a cohort of older men. **Environmental Health Perspectives**, v.119, p. 682-687, 2011.

QUINCEY, P., BUTTERFIELD, D., GREEN, D., COYLE, M., CAPE, J.N., An evaluation of measurement methods for organic, elemental and black carbon in ambient air monitoring sites. **Atmospheric Environment**, v.43, p. 5085-5091, 2009.

QUIROS, D.C.; LEE, E.S.; WANG, R.; ZHU, Y. Ultrafine particle exposures while walking, cycling, and driving along an urban residential roadway. **Atmospheric Environment**, v. 73, p.185-194, 2013.

RIVAS, I.; DONAIRE-GONZALEZ, D.; BOUSO, L.; ESNAOLA, M.; PANDOLFI, M.; CASTRO, M.; SUNYER, J. Spatiotemporally resolved black carbon concentration, schoolchildren's exposure and dose in Barcelona. **Indoor air**, v.28, n 3, 2015.

ROBINSON, J.; NELSON, W.C. National human activity pattern survey data base. Research Triangle Park, (1995).

ROJAS-RUEDA, D.; DE NAZELLE, A.; TAINIO, M.; NIEUWENHUIJSEN, M.J. The health risks and benefits of cycling in urban environments compared with car use: health impact assessment study. **British Medical Journal**, v.343, p. d4521, 2011.

SALVI, S.S.; BARNES, P.J. Chronic obstructive pulmonary disease in non-smokers. **The Lancet**, v.374, n°9691, p. 733-743, 2009.

SARNAT, S.E.; COULL, B.A.; SCHWARTZ, J.; GOLD, D.R.; SUH, H.H.; Factors affecting the association between ambient concentrations and personal exposures to particles and gases. **Environmental Health Perspectives**, v.114, p. 649-654, 2006.

SCHWEIZER, C.; EDWARDS, R.D.; GAUDERMAN, W.J. Indoor time-microenvironment-activity patterns in seven regions of Europe. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v.17, n°2, p. 170-181, 2006.

SETTON, E.; MARSHALL, M.; BRAUER, K.R.; LUNDQUIST, P.; HYSTAD, P. The impact of daily mobility on exposure to traffic-related air pollution and health effect estimates. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v.21, n°1, p. 42-48, 2011.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. **Atmospheric Chemistry and Physics**. New York: John Wiley & Sons, 2 ed., 2006.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**. New York: John Wiley & Sons, 3 ed., 2016.

SEXTON, K.; RYAN, P.B. Assessment of human exposure to air pollution: methods, measurements, and models. **Air Pollution, the Automobile and Public Health**, p. 207-238, 1998.

SMITH K. R.; JERRETT M.; ANDERSON H.R.; BURNETT R.T.; STONE V.; DERWENT R. Health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants. **The Lancet**, v.374, n°9707, p. 374, 2009.

STANEK, L.W.; JASON D.S.; STEVEN J.D.; JEAN-JACQUES B.D. Attributing health effects to apportioned components and sources of particulate matter: an evaluation of collective results. **Atmospheric Environment**, v.45, n°32, p. 5655-5663, 2010.

STEINLE, S.; REIS, S.; SABERL, E.C. 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.

SUGLIA, S.F.; GRYPARIS, A.; WRIGHT, R.O.; SCHWARTZ, J.; WRIGHT, R.J. Association of black carbon with cognition among children in a prospective birth cohort study. **American Journal of Epidemiology**, v.167, p. 280-286, 2008.

SYRIOS, K.; HUNT, G.R. Passive air exchanges between building and urban canyon via openings in a single façade. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, v.29, n°1, p. 364-373, 2008.

TARGINO, A.C.; KRECL, P. Local and regional contributions to black carbon aerosols in a mid-sized city in southern Brazil. **Aerosol and Air Quality Research**, v.16, p.125-137, 2016.

TARGINO, A.C.; GIBSON, M.D.; KRECL, P.; RODRIGUES, M.V.C.; DOS SANTOS, M. M.; DE PAULA CORRÊA, M. Hotspots of black carbon and PM 2.5 in an urban area and relationships to traffic characteristics. **Environmental Pollution**, v.218, p. 475-486, 2016.

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

THATCHER, T.L.; LAYTON, D.W. Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence. **Atmospheric Environment**, v.29, n°13, p.1487-1497, 1995.

U.S.EPA, Report to congress on black carbon. United States Environmental Protection Agency, p. 388, 2012.

VENKATACHARI, P.; ZHOU, L.; HOPKE, P.K.; FELTON, D.; RATTIGAN, O.V.; SCHWAB, J. J.; DEMERJIAN, K. L. Spatial and temporal variability of black carbon in New York City. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.111, 2006.

VIRKKULA, A.; MÄKELÄ, T.; HILLAMO, R.; YLI-TUOMI, T.; HIRSIKKO, A.; HÄMERI, K.; KOPONEN, I.K. A simple procedure for correcting loading effects of aethalometer data. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v.57, n°10, p 1214-1222, 2007.

WATSON, J.G.; CHOW, J.C.; CHEN, L.W.A. Summary of organic and elemental carbon/black carbon analysis methods and intercomparisons. **Aerosol and Air Quality Research**, v.5, n°1, p. 65-102, 2005.

WEI, F.; TENG, E.; WU, G.; HU, W.; WILSON, W.E.; CHAPMAN, R.S.; ZHANG, J. Ambient concentrations and elemental compositions of PM10 and PM2.5 in four Chinese cities. **Environmental Science & Technology**, v.33, n°23, p. 4188-4193. 1999.

WILLIAMS, R.D.; KNIBBS, L.D. Daily personal exposure to black carbon: A pilot study. **Atmospheric Environment**, v.132, p. 296-299, 2016.

WHO – World Health Organization. **Air Quality Guidelines for Europe**, WHO Regional Publications, European Series, n°. 91, 2006.

WHO – World Health Organization. Global health risks. **Mortality and Burden of Disease Attributable to Selected Major Risks**. Geneva: World Health Organization, 2009.

WHO – World Health Organization. **Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease**. Geneva: World Health Organization, 2016.

WHO – **Principles of characterizing and applying human exposure models**. IPCS harmonization project document, Geneva: World Health Organization, 2005.

WU, C.F.; DELFINO, R.J.; FLORO, J.N.; QUINTANA, P.J. E.; SAMIMI, B.S.; KLEINMAN, M.T. Exposure assessment and modeling of particulate matter for asthmatic children using personal nephelometers. **Atmospheric Environment**, v.39, p. 3457–69, 2005.

ZARTARIAN, V.G.; DUAN, N.; OTT, W.R. **Exposure Analysis**. 1. ed. Boca Raton: Taylor e Francis, 2007.

ZANOBBETTI, A.; SCHWARTZ, J. Air pollution and emergency admissions in Boston, MA. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v.60, p. 890-895, 2006.

ZHAO, X.; SUN, Z.; RUAN, Y.; YAN, J.; MUKHERJEE, B.; YANG, F. Personal black carbon exposure influences ambulatory blood pressure: Air Pollution and Cardiometabolic Disease (AIRCMD-China) study. **Hypertension**, v.63, p. 871-877, 2014.

ZHU, Y.; HINDS, W.C.; KIM, S.; SHEN, S.; SIOUTAS, C. Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. **Atmospheric Environment**, v.36, n°27, p. 4323-4335, 2002.

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 Perspectives**, v. 118, n°6, p.783, 2010.

APÊNDICE A - Teste de Ruído

O ruído eletrônico é um sinal aleatório que interfere e degrada o sinal durante o funcionamento de um determinado equipamento. Quando um equipamento apresenta um alto grau de ruído, este pode apresentar valores errôneos, ou seja, maiores ou menores do que o valor real. Isso pode ocorrer com mais frequência em ambientes com baixas concentrações e uma alta resolução temporal.

Para caracterizar o nível de ruído dos MicroAeth utilizados nas amostragens, todos foram configurados com a mesma resolução temporal e vazões usadas no experimento, na entrada de ar foi colocado um filtro para HEPA eliminar a deposição de partículas e assim identificar o sinal de ruído, e ligados na tomada.

Na Tabela A1 estão descritos os detalhes do teste de ruído, sendo os MicroAeth identificados pelo seu número de série. Foi calculado o limite de detecção (Ld) como 3 vezes o desvio padrão (Dsv) segundo RIBANI *et al.*, (2004). O equipamento que apresentou mais ruído foi o 839 com um fluxo de 50 ml min^{-1} , ou seja, quando a concentração de um dado ambiente for menor que $1,948 \mu\text{g m}^{-3}$ o valor medido pode ser ruído eletrônico. O MicroAeth 840 foi o que teve menor valor de ruído, sendo o limite de detecção $0,426 \mu\text{g m}^{-3}$ para uma frequência de amostragem (Freq. A.) de 1 minuto.

Tabela A1 - Teste de ruído para os aetólometros utilizados nas amostragens.

MicroAeth	Q (ml min ⁻¹)	Freq. A.(s)	Ld (µg/m ³)	Tempo de execução
839	50	60	1,948	16h00min
839	100	60	0,633	16h00min
840	100	60	0,426	16h10min
933	100	60	0,596	15h30min

As séries temporais dos dados brutos (Figura A1) ilustram o ruído eletrônico. Os dados do MicroAeth 839 Q= 50 ml min^{-1} , apresentam variação de $\pm 2 \mu\text{g m}^{-3}$, já o mesmo equipamento com Q= 100 ml min^{-1} tem uma variação bem menor, sendo esta $\pm 0,633 \mu\text{g m}^{-3}$ (Figura A1b). Os equipamentos 840 e 933 tiveram uma variação de aproximadamente $\pm 0,4 \mu\text{g m}^{-3}$ (Figura A1c-d). A distribuição do ruído eletrônico é aleatória para todos os casos (Figura A2).

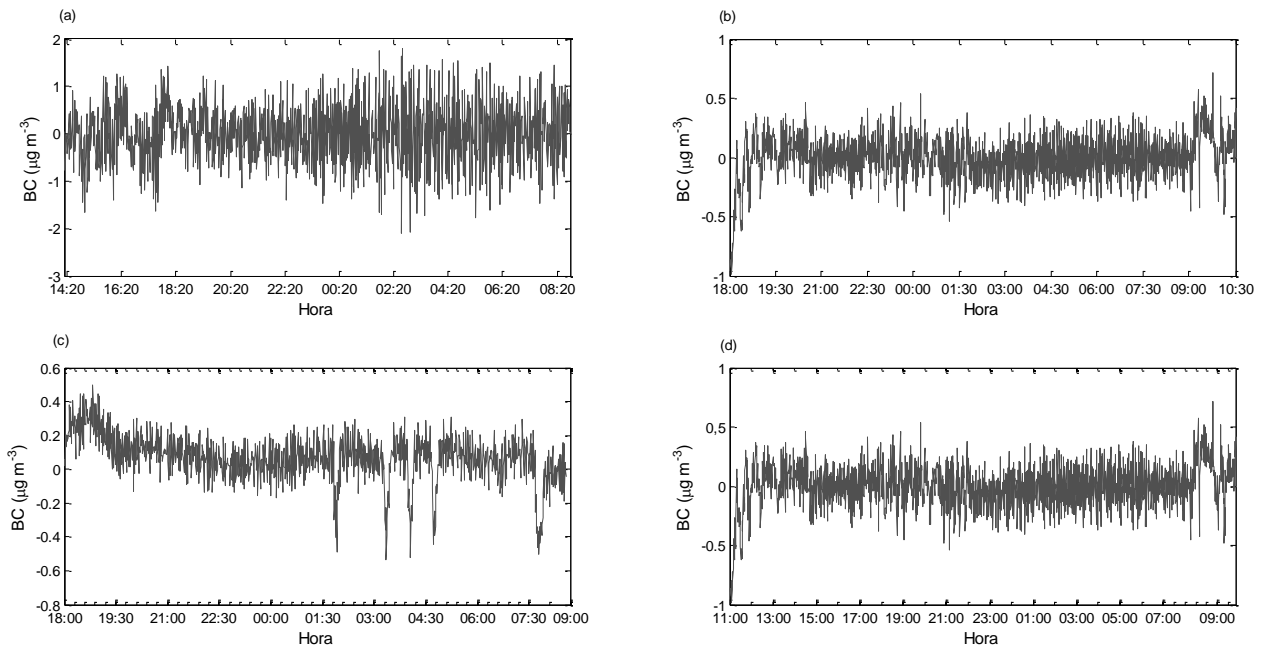


Figura A1- Série temporal de BC com resolução 1-min para o (a) MicroAeth 839, $Q=$ de 50 ml min^{-1} , (b) MicroAeth 839, $Q= 100\text{ ml min}^{-1}$, (c) MicroAeth 840, $Q= 100\text{ ml min}^{-1}$, (d) MicroAeth 933 $Q= 100\text{ ml min}^{-1}$.

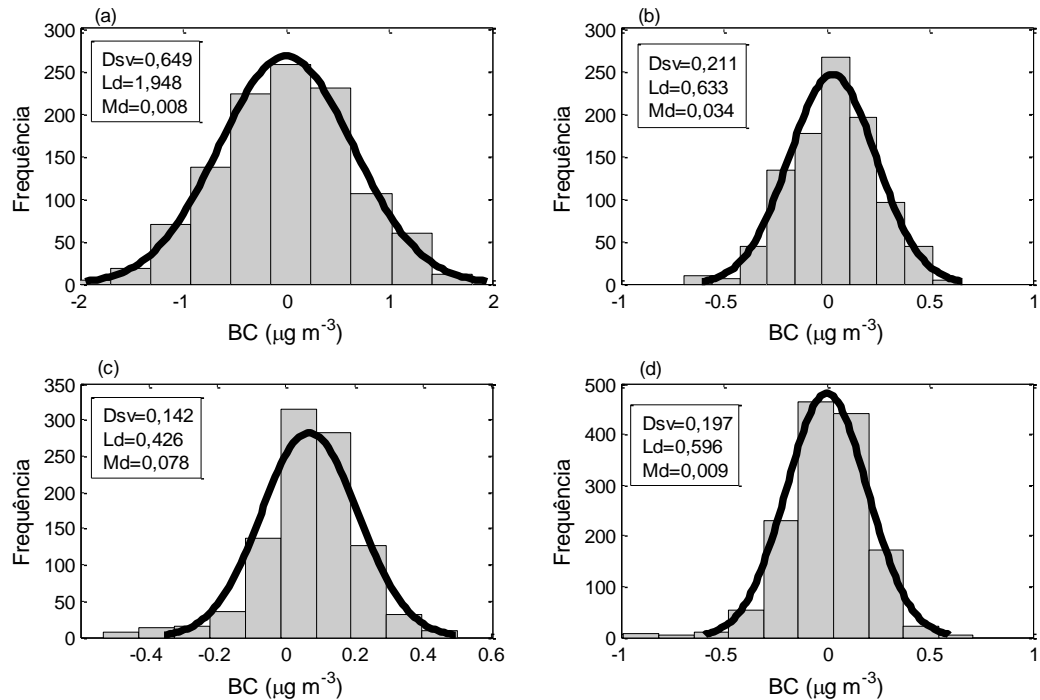


Figura A2- Histograma do BC com a curva de distribuição normal para, (a) MicroAeth 839 $Q= 50\text{ ml min}^{-1}$, (b) MicroAeth 839 $Q= 100\text{ ml min}^{-1}$, (c) MicroAeth 840 $Q= 100\text{ ml min}^{-1}$, (d) MicroAeth 933 $Q= 100\text{ ml min}^{-1}$, Md representa a média da série.

APÊNDICE B- Ciclo Diário de BC

Nesta seção são apresentados os ciclos diários de BC considerando o mês de amostragem e também os ciclos de 13 dias, em todos os casos foram calculados valores médios de 10 minutos.

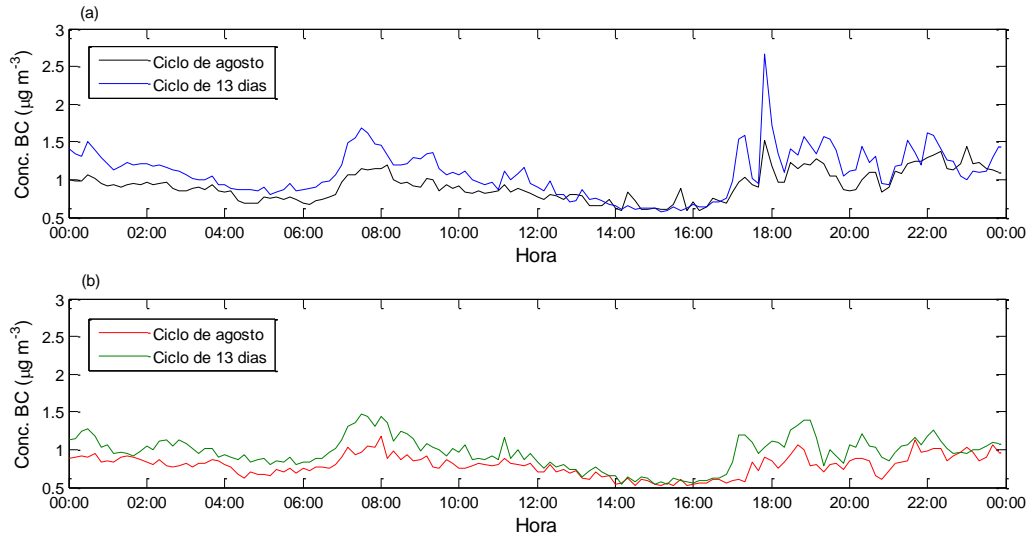


Figura B7- (a) Ciclo diário médio para o mês de agosto e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de agosto e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 1.

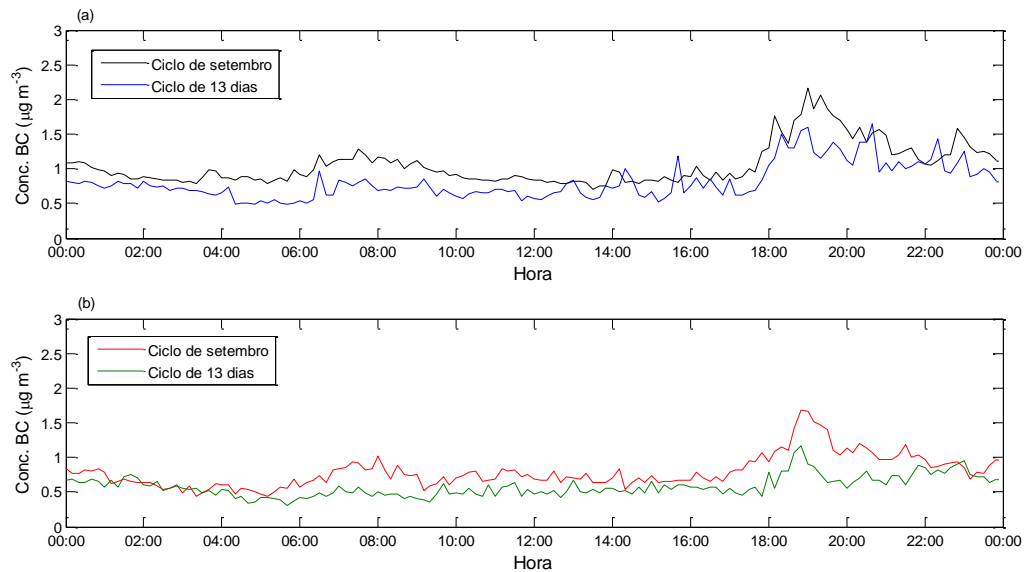


Figura B2- (a) Ciclo diário médio para o mês de setembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de setembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 2.

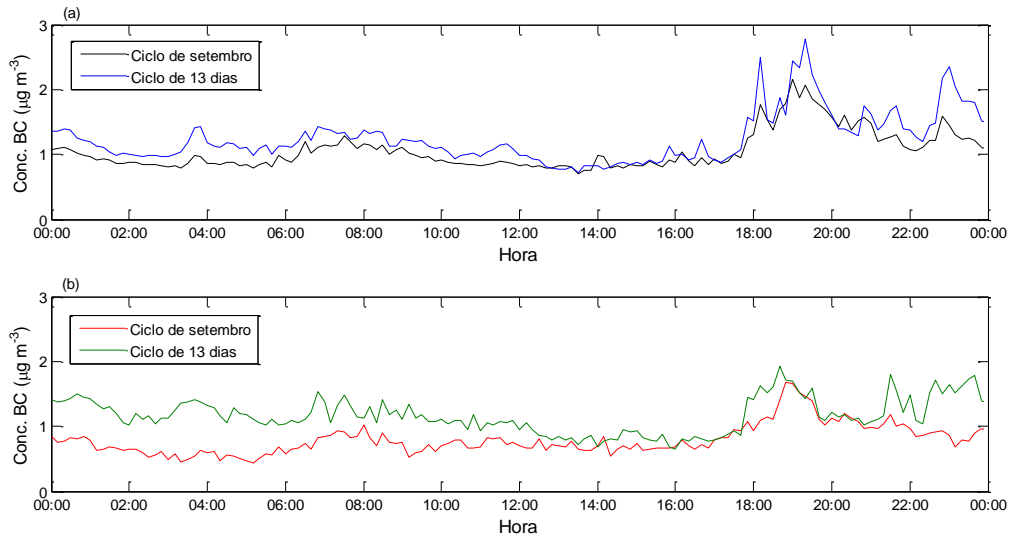


Figura B3- (a) Ciclo diário médio para o mês de setembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de setembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 3.

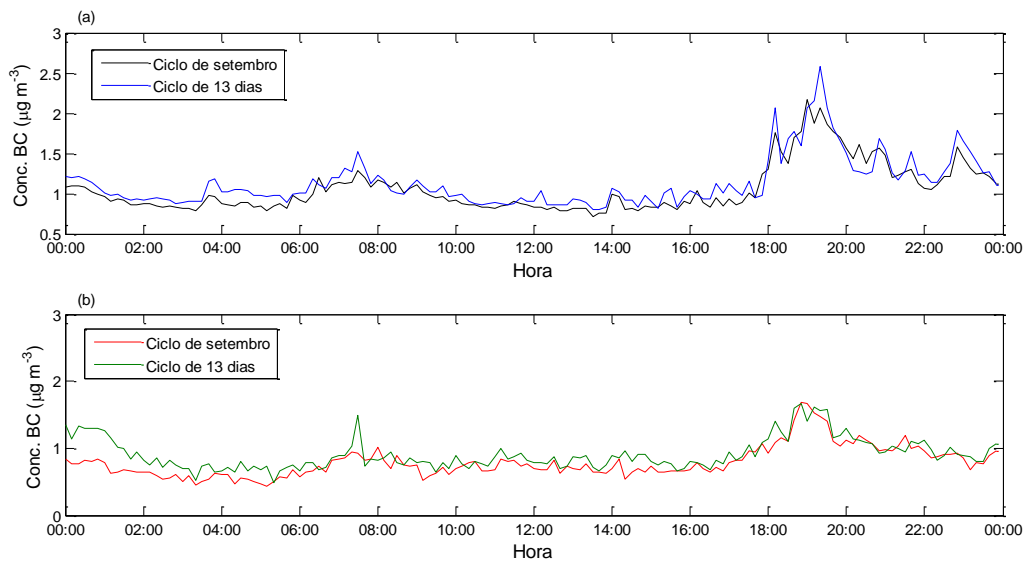


Figura B4- (a) Ciclo diário médio para o mês de setembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de setembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 4.

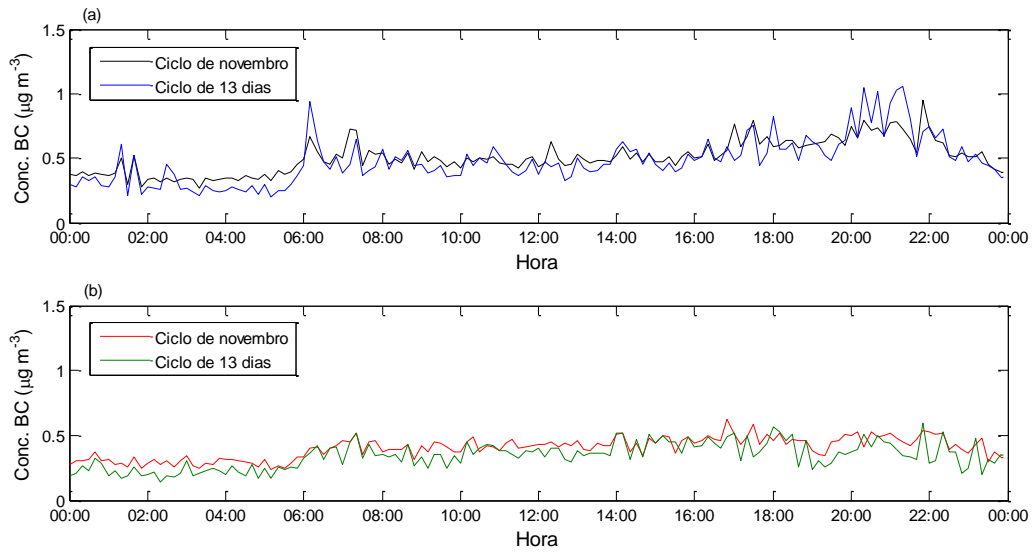


Figura B5-(a) Ciclo diário médio para o mês de novembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de novembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 5.

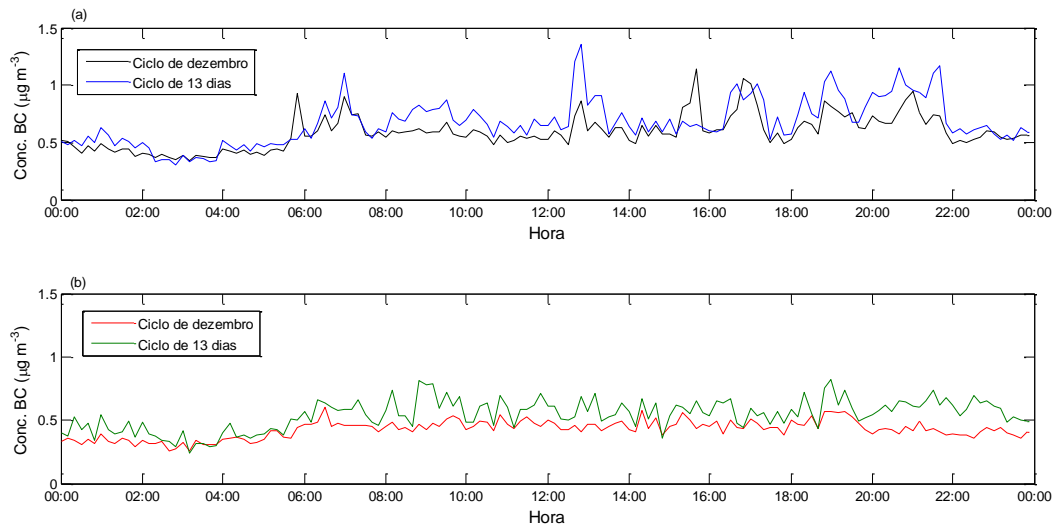


Figura B6- (a) Ciclo diário médio para o mês de dezembro e para os 13 dias. (b) Ciclo diário mediano para o mês de dezembro e para 13 dias. Nesse período foi feito a amostragem do casal 6.

APÊNDICE C- Plano das Casas

Nesta seção é apresentado o plano da casa dos casais amostrados, identificando onde foi instalado o MicroAeth em cada local de amostragem.

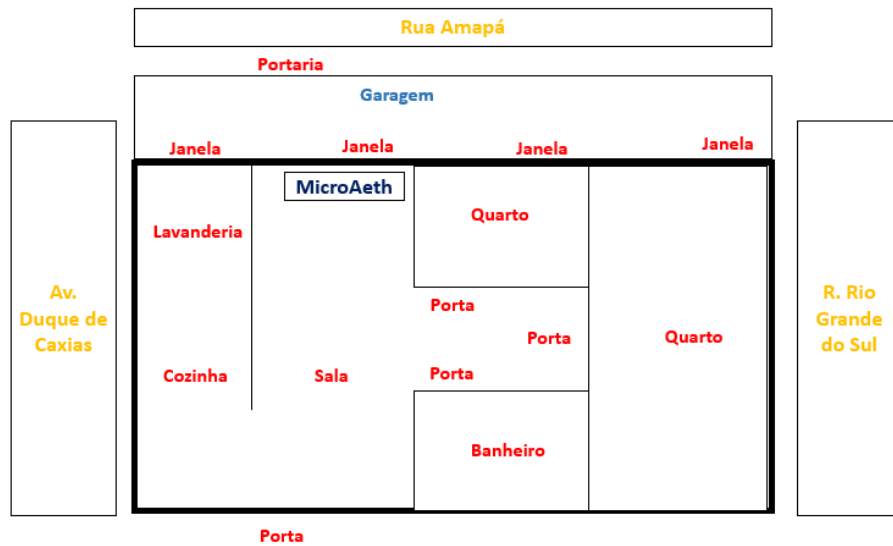


Figura C1- Plano da casa do casal 1.

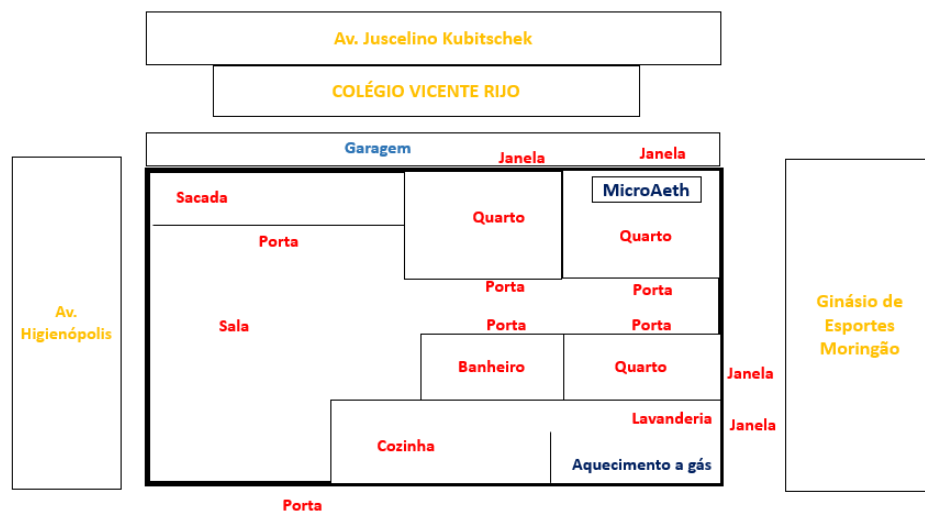


Figura C2- Plano da casa do casal 2.

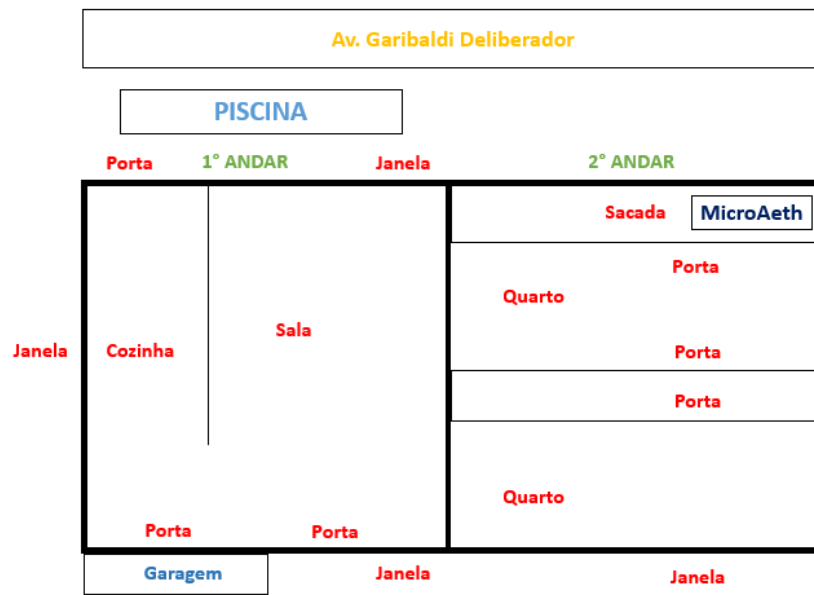


Figura C3- Plano da casa do casal 3.

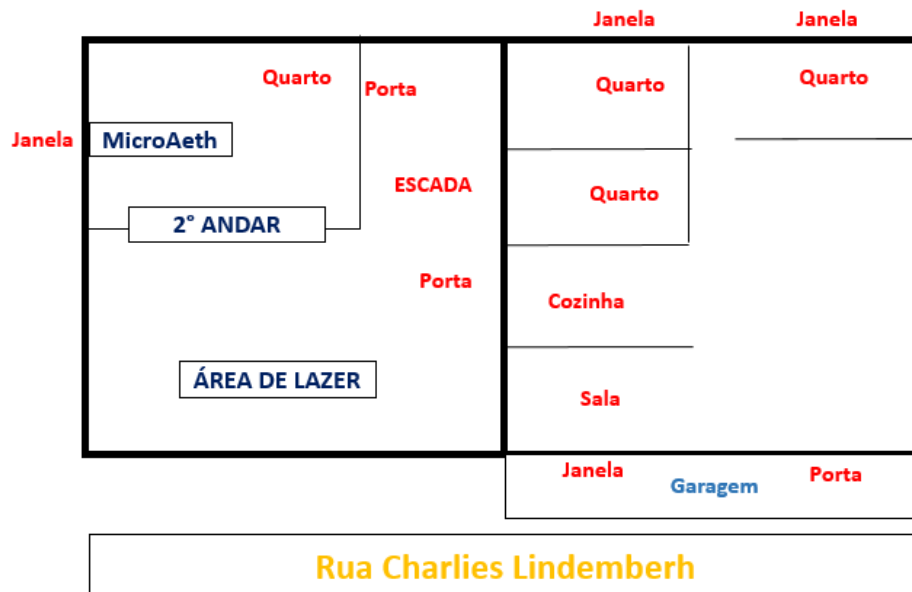


Figura C4- Plano da casa do casal 4.

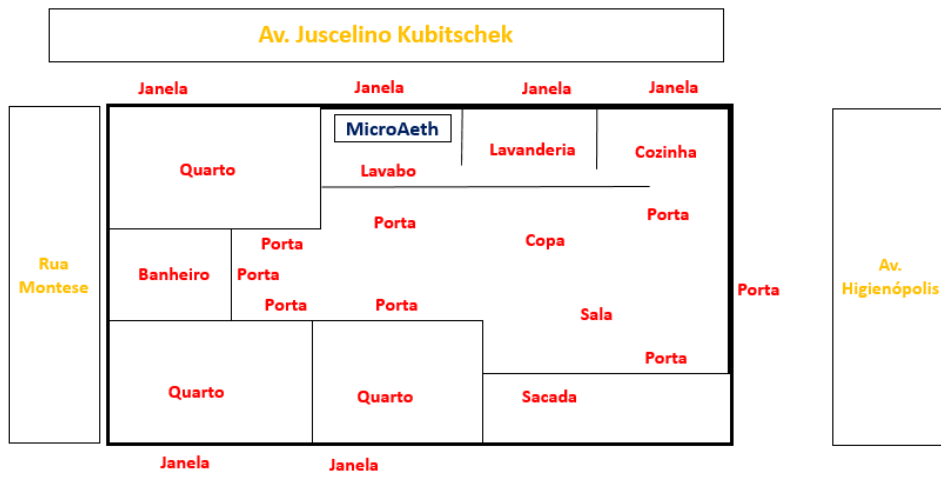


Figura C5- Plano da casa do casal 5.

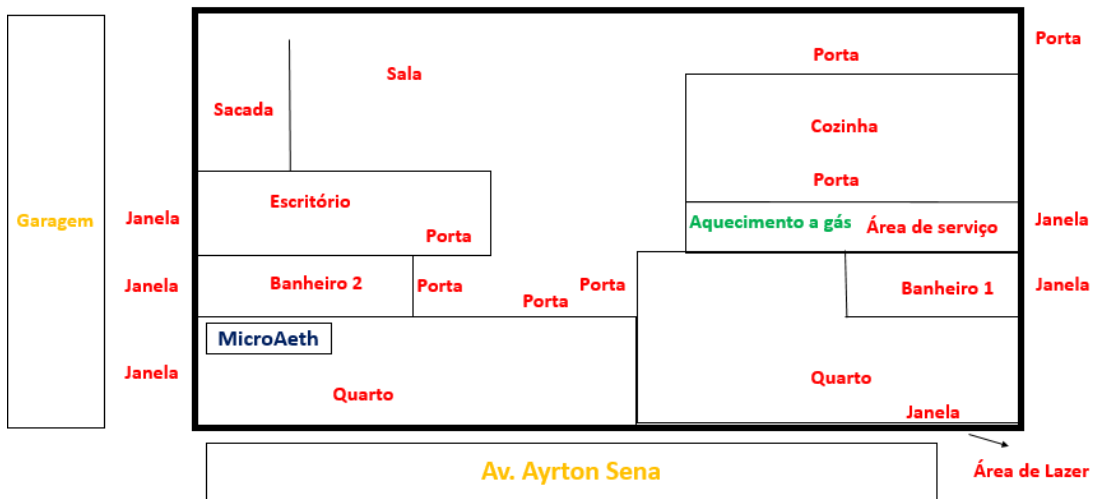


Figura C6- Plano da casa do casal 6.