



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE TRANSPORTES**

WENDY FERNANDES LAVIGNE QUINTANILHA

**MÉTODO PARA AVALIAÇÃO *EX POST* DOS NÍVEIS DE
CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES PROVENIENTES DE
CORREDORES DE TRANSPORTE**

FORTALEZA/CE

Dezembro/2020

WENDY FERNANDES LAVIGNE QUINTANILHA

MÉTODO PARA AVALIAÇÃO *EX POST* DOS NÍVEIS DE CONCENTRAÇÃO DE
POLUENTES PROVENIENTES DE CORREDORES DE TRANSPORTE

Documento de defesa apresentado como exigência parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Transportes pelo Programa de Engenharia de Transportes da Universidade Federal do Ceará.

Orientador: Bruno Vieira Bertoncini, D. Sc.

FORTALEZA/CE

Dezembro/2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- Q68m Quintanilha, Wendy Fernandes Lavigne.
MÉTODO PARA AVALIAÇÃO EX POST DOS NÍVEIS DE CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES
PROVENIENTES DE CORREDORES DE TRANSPORTE / Wendy Fernandes Lavigne Quintanilha. –
2021.
68 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-
Graduação em Engenharia de Transportes, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Bruno Vieira Bertoncini.
1. Faixas exclusivas de ônibus. 2. Corredores de transporte público. 3. Qualidade do ar. 4. Amostragem
passiva. I. Título.

CDD 388

WENDY FERNANDES LAVIGNE QUINTANILHA

MÉTODO PARA AVALIAÇÃO *EX POST* DOS NÍVEIS DE CONCENTRAÇÃO DE
POLUENTES PROVENIENTES DE CORREDORES DE TRANSPORTE

Documento de defesa apresentado como exigência parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Transportes pelo Programa de Engenharia de Transportes da Universidade Federal do Ceará.

Aprovada em:

BANCA EXAMINADORA

Prof. Bruno Vieira Bertoncini, D.Sc. (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Francisco Moraes de Oliveira Neto, PhD.
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Breno Barros Telles do Carmo, PhD.
Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por todo amor e apoio incondicionais ao longo de toda minha vida.

Ao meu orientador, Bruno, por compreender as dificuldades e direcionar ao caminho certo, e pelos ensinamentos que vão além deste trabalho.

Aos professores Breno e Moraes, por aceitarem fazer parte da banca e por contribuírem para o aperfeiçoamento do trabalho.

Ao Max e ao professor Wagner, do IFCE-Caucaia, e ao Jefferson, pela parceria no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Lanágua e ao Labomar, pelo suporte laboratorial.

Ao Detran-CE, em especial ao Saulo, pela disponibilização das imagens de monitoramento.

Aos meus amigos Aline, Ana Kassia, Artur, Cassiano, Davi, Julie, Leonardo e Renan, pela disposição e prontidão para contar veículos embaixo do sol em troca de um chocolate e um Red Bull.

A todos os meus amigos adquiridos ao longo do mestrado, no DET (Seridó's Garden), que tanto contribuíram no desenvolvimento da ciência e da cientista.

Ao Cassi, por toda paciência, amizade, suporte e ajuda, sem os quais este trabalho teria maiores desafios.

Aos meus amigos de todas as horas (Geovanny, Gledson, Marília, Marina e Renan), por tudo, sempre.

Ao meu amor, Angeline, pela ajuda e apoio ilimitados, a todos os momentos.

À Soule e, principalmente, ao Flix, por todos os momentos de alegria que aliviaram o peso da pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

Este trabalho propõem a elaboração de um método que possibilite avaliar o impacto na qualidade do ar, decorrente das soluções de transporte, após sua implantação. A má qualidade do ar afeta o meio ambiente, a saúde da população e a economia, e por isso deve-se haver uma atenção especial para este tema. Sabe-se que o setor de transportes é o que mais impacta na qualidade do ar nos centros urbanos, com destaque para os veículos pesados, que representam a maior parte da frota do transporte público. Diversas são as alternativas empregadas para melhoria desse sistema, como as faixas exclusivas de ônibus. Costumeiramente, essas soluções visam melhoria de indicadores operacionais, como tempo de viagem e velocidade média, não considerando o impacto ambiental. O estudo de caso se deu em Fortaleza-CE, na avaliação de faixas exclusivas de ônibus. Por meio da associação da amostragem passiva de gases poluentes (NO_2 , SO_2 e O_3) e de pares viários com características físicas e operacionais semelhantes, obteve-se um sistema simples e de baixo custo, com alta replicabilidade e que permite o monitoramento simultâneo de pontos diferentes. Foi observado uma influência positiva da faixa nos níveis de NO_2 , entretanto inconclusivos para SO_2 e O_3 . Para o NO_2 , a característica que se mostrou mais influente foi o fluxo e a categoria de veículos, em especial os pesados, cuja participação nas emissões é mais significativa, sobretudo na área das vias arteriais. Na região das vias comerciais, o padrão de uso do solo demonstrou correlação mais forte. Condições meteorológicas apresentaram correlação significativa com o nível do poluente; velocidade do vento e radiação com relação negativa, e precipitação e temperatura com relação positiva. Classificação funcional e orientação espacial não se mostraram significativas nas vias estudadas. Por fim, o método desenvolvido se apresentou satisfatório e atendeu às expectativas quanto à avaliação do nível de poluentes e à comparação das vias em análise.

Palavras-chave: Faixas exclusivas de ônibus. Corredores de transporte público. Qualidade do ar. Amostragem passiva.

ABSTRACT

In this work, it was proposed to elaborate a method that makes it possible to assess the impact on the air quality generated by the transport solutions, after its implementation. Poor air quality affects the environment, the health of the population and the economy, which is why we must pay special attention to this issue. It is known that the transport sector is the one that most impacts on air quality in urban centres, with emphasis on heavy vehicles that represent most of the public transport fleet. There are several alternatives used to improve this system, such as exclusive bus lanes. Usually, these solutions aim to improve operational indicators, such as travel time and average speed, not considering the environmental impact. The case study took place in Fortaleza-CE, in the evaluation of exclusive bus lanes. Through the association of passive sampling of polluting gases (NO₂, SO₂ and O₃) and road pairs with similar physical and operational characteristics, a simple and low-cost system was obtained. It has high repeatability and allows simultaneous monitoring from different points. The bus lane seemed to influence the levels of NO₂, but seemed inconclusive results for SO₂ and O₃. For NO₂, the most influential characteristic was the flow and category of vehicles, especially heavy vehicles, whose participation in emissions is more significant, distinctively in the area of arterial roads. In the commercial roads' region, the pattern of land use showed a stronger correlation. Meteorological conditions showed a significant correlation with the level of the pollutant; wind speed and radiation with negative influence, and precipitation and temperature with positive influence. Functional classification and spatial orientation were not significant in the studied roads. Finally, the method developed was satisfactory and met expectations regarding the assessment of the level of pollutants and the comparison of the roads under analysis.

Keywords: Bus lane. Public transport corridor. Air quality. Passive sampling.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Equipamento de coleta ativa de Material Particulado.....	16
Figura 2 – Conjunto de amostradores passivos.	17
Figura 3 – Fluxograma do método de pesquisa.	25
Figura 4 – Esquemas ilustrativos do amostrador e suporte.	27
Figura 5 – Suporte de amostragem.	27
Figura 6 – Formulário de pesquisa volumétrica categorizada.	29
Figura 7 – Vias selecionadas.	32
Figura 8 – Pontos de coleta.	33
Figura 9 – Dados meteorológicos.	35
Figura 10 – Fluxo categorizado de veículos.....	36
Figura 11 – Concentrações de NO ₂ nas vias arteriais e comerciais.....	37
Figura 12 – Decomposição temporal: NO ₂	38
Figura 13 – <i>Boxplot</i> do NO ₂ por via.	40
Figura 14 – Histograma de distribuição das vias: NO ₂	41
Figura 15 – Polígonos de Voronoy.....	43
Figura 16 – Mapa de <i>clusters</i> : vias arteriais.....	44
Figura 17 – Mapa de <i>clusters</i> : vias comerciais.....	45
Figura 18 – Concentrações de SO ₂ nas vias arteriais e comerciais.	46
Figura 19 – <i>Boxplot</i> do SO ₂ por via.	47
Figura 20 – Histograma de distribuição das vias: SO ₂	48
Figura 21 – Concentrações de O ₃ nas vias arteriais e comerciais.....	50
Figura 22 – <i>Boxplot</i> do O ₃ por via.	51
Figura 23 – Histograma de distribuição das vias: O ₃	51
Quadro 1 – Efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde e no meio ambiente.	20
Quadro 2 – Testes de comparação de amostras: NO ₂	42
Quadro 3 – Testes de comparação de amostras: SO ₂	49
Quadro 4 – Testes de comparação de amostras: O ₃	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo de trabalhos.	23
Tabela 2 – Vias selecionadas.	31
Tabela 3 – Coletas.	34
Tabela 4 – Testes de sazonalidade: NO ₂	39
Tabela 5 – Análise de correlação NO ₂ <i>versus</i> Fatores Meteorológicos.	39
Tabela 6 – Média e desvio padrão do NO ₂ nas vias em estudo.	40
Tabela 7 – Testes de normalidade: NO ₂	41
Tabela 8 – Índice de Moran: vias arteriais.	43
Tabela 9 – Índice de Moran: vias comerciais.	44
Tabela 10 – Média e desvio padrão do SO ₂ nas vias em estudo.	47
Tabela 11 – Testes de normalidade: SO ₂	48
Tabela 12 – Média e desvio padrão do O ₃ nas vias em estudo.	50
Tabela 13 – Testes de normalidade: O ₃	52

Sumário

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo Geral	15
2.2	Objetivos Específicos	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1	Monitoramento de poluentes atmosféricos	16
3.2	Emissões veiculares em áreas urbanas	20
3.3	Faixas e corredores exclusivos de ônibus	21
4	MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1	Seleção do local de estudo	25
4.2	Amostragem passiva de poluentes	26
4.3	Dados operacionais e meteorológicos das vias	28
4.4	Análise dos resultados	29
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	31
5.1	Seleção das vias e coletas de dados	31
5.2	Dióxido de Nitrogênio	37
5.3	Dióxido de Enxofre	46
5.4	Ozônio troposférico	49
6	CONCLUSÕES.....	54
	REFERÊNCIAS	57
	APÊNDICE A – LEI DE FICK.....	64
	APÊNDICE B – REVISÃO SISTEMÁTICA.....	66

1 INTRODUÇÃO

Qualidade do ar está diretamente relacionada à saúde da população, ao meio ambiente e, até mesmo, a aspectos como infraestrutura e conservação de monumentos históricos, impactando diversos setores da economia.

A Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS, órgão vinculado à Organização Mundial da Saúde, apresentou relatório em 2018 apontando que 91% da população mundial está exposta a riscos oriundos da qualidade inapropriada do ar, estimando-se que 12% das mortes no mundo tenham relação com este fenômeno. No Brasil, o relatório aponta que 51 mil pessoas morreram no ano de 2016 de causas relacionadas com a poluição atmosférica (OMS, 2018). Em termos comparativos, para o mesmo período de tempo, o Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA) apontou que 65 mil óbitos foram decorrentes da violência urbana; já o Observatório Nacional de Segurança Viária (ONSV) calcula que, em 2016, 37 mil pessoas perderam suas vidas em decorrência de acidentes de trânsito (IPEA, 2019; BRASIL, [2018]).

Entre 2005 e 2016, houve um crescimento de 14% nas mortes referentes às Doenças Crônicas não Transmissíveis (DCNT), relacionadas diretamente com a poluição atmosférica, em especial nos idosos (BRASIL, 2019a). De acordo com dados do DATASUS, em 2012, 20.417 pessoas foram internadas com doenças respiratórias em Salvador (DATASUS *apud* GUERRERO, 2014), tendo como uma das principais causas o aumento da frota de veículos. Em relatório publicado pelo Instituto de Saúde e Sustentabilidade, estima-se que, durante o ano de 2015 no Estado de São Paulo, 11.200 mortes foram provocadas por materiais particulados presentes na atmosfera (INSTITUTO SAÚDE E SUSTENTABILIDADE, 2015), componente diretamente ligado ao processo de combustão.

Em 2011, infecções respiratórias agudas em crianças menores de cinco anos representou 5,3% dos óbitos no Brasil, chegando a 6,7% apenas no Estado do Ceará (DATASUS, 2011). Ainda, mais de 56 mil mortes relacionadas a doenças respiratórias foram registradas no Estado entre 2009 e 2018, havendo um crescimento de quase 60% nesse período. A cidade de Fortaleza, sozinha, lidera a lista de municípios com maior número de óbitos. Para a cidade, o acumulado entre 2009 e 2019 apresenta mais de 17 mil casos registrados. O segundo colocado apresenta quase 2 mil mortes, sendo este o município de Caucaia, na região metropolitana da capital (VIANA; MESQUITA, 2019) De acordo com os dados do DENATRAN, houve crescimento de cerca de 110% na frota de veículos no Estado no mesmo período (BRASIL, 2009; 2018).

As consequências da poluição atmosférica atingem, também, os cofres públicos. Conte (2010) fez um estudo sobre os gastos do sistema público de saúde na cidade do Gama, DF, estimando um custo de R\$ 6,2 mi para o Hospital Regional do Gama em 2004, considerando todos os custos relacionados aos atendimentos de doenças respiratórias e pulmonares, como manutenção do hospital e salários. Expandindo para todo o Distrito Federal, os valores atingiram R\$ 57,5 mi.

Outro estudo fez a projeção de gastos públicos com doenças relacionadas à poluição atmosférica no Estado de São Paulo e verificou que, mantendo os níveis atuais de poluição, somente os custos de internação atingiriam R\$ 1 milhão ao ano, chegando a mais R\$ 1,5 bilhão entre 2012 e 2030, com valores referentes a 2011 (RODRIGUES *et al.*, 2015). No Brasil, em 2018, os custos com internações referentes a doenças respiratórias atingiram R\$ 1,3 bilhão de reais, com previsão de R\$ 14 bi reais acumulado entre 2008 e 2019 (BRASIL, 2019b).

De acordo com o *Institute Transport Forum* (ITF), 23% das emissões (eliminação dos poluentes pela fonte emissora) de dióxido de carbono (CO₂) e 15% dos gases causadores do efeito estufa são oriundos do setor de transportes (ITF, 2010). Apesar das inúmeras mudanças na legislação e na tecnologia dos veículos, os níveis de poluição não apresentam melhorias, devido ao grande e crescente tamanho da frota. Soma-se a isso um planejamento urbano falho e o grande número de longas viagens ocorridas diariamente nos centros urbanos, e é possível compreender alguns dos motivos para esta situação.

No Brasil, também, os transportes trazem maior impacto nas emissões, representando cerca de 39% do total emitido de CO₂ em 2016 (OBSERVATÓRIO DO CLIMA; IEMA, 2018). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente, o transporte terrestre representa 90% dessas emissões. Avaliando os centros urbanos, os automóveis impactam em 60% do total de CO₂, e os ônibus em 15,7% (BRASIL, 2010).

Ao avaliar outros poluentes, como dióxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado (MP) e dióxidos de enxofre (SO_x), a parcela de contribuição dos ônibus nas emissões urbanas cresce, atingindo 78,8%, 28,3% e 18,95% respectivamente, quando considera a categoria de veículos a Diesel (ônibus e caminhões) (IPEA, 2011). NO_x é, ainda, um dos principais precursores do ozônio troposférico (O₃), poluente altamente tóxico que acomete o sistema cardiovascular e a vegetação. Além do combustível utilizado, o modo de operação desses veículos também contribui para elevados níveis de emissão, devido a frequentes paradas, por exemplo. Temos, então, a primeira questão de pesquisa: *Quais poluentes sofrem maiores impactos na implantação de faixas exclusivas?*

A base destes problemas está no padrão de deslocamentos dos grandes centros, decorrente da distribuição antagônica de domicílios e postos de trabalho em muitas cidades. Esse fenômeno é observado em diferentes países, cujo agravamento é observado nos últimos anos (AGUILERA, 2005; MIRAGAYA, 2013; ONS, 2015). Observa-se, ainda, que muitos deslocamentos ocorrem por meios individuais, tais como carros e motos, aumentando a ocorrência e a duração de congestionamentos.

Neste quesito, o uso de transporte público aparenta ser interessante, embora os números de pessoas transportadas anualmente mostrem um decréscimo (ANTP, 2018). Como tentativa de recuperar um espaço, algumas localidades estão apresentando soluções que levem a priorização do transporte público sobre o individual, buscando basicamente reduzir os tempos de deslocamento desse meio (MELO *et al.*, 2014).

Diversas soluções têm sido aplicadas voltadas para melhoria do desempenho operacional do transporte público. Dentre elas, os corredores e faixas exclusivas de ônibus têm tido destaque na prática brasileira, com melhoria comprovada nas velocidades médias dos veículos (MELO *et al.*, 2014). No entanto, por diversas vezes, o impacto ambiental dessas soluções não é considerado ou avaliado. Ainda, características peculiares de cada região, como clima e topografia, apresentam relação direta com essa problemática, tornando seus efeitos específicos para cada localidade. Surge, a partir disso, a segunda questão de pesquisa: *Há diferenças na qualidade do ar em corredores de condições operacionais distintas (com ou sem faixa exclusiva)?*

Estudos internacionais indicam, de maneira geral, que há impactos positivos na qualidade do ar a partir de alternativas como os corredores exclusivos de ônibus. Entretanto, esse resultado não é garantido, pois diferentes fatores influenciam nas concentrações dos poluentes, ou seja, nas quantidades presentes dos contaminantes no ar. Além de condições operacionais, características físicas dos corredores e meteorológicas específicas de cada região também interferem nesta dinâmica (TURNER *et al.*, 2012; SOARES *et al.*, 2017; BEL; HOLST, 2018; MURESAN; FRANÇOIS, 2018). Assim, aparece a terceira questão de pesquisa: *Quais características dos corredores de tráfego urbano que apresentam maior impacto na qualidade do ar?*

Por meio de simulações, estudos observaram que a introdução de faixas exclusivas de tráfego poderia auxiliar na redução da emissão de poluentes do transporte público. Entretanto, haveria um ponto ótimo, visto que as mesmas restringem o tráfego comum, tornando-o mais congestionado e, desta forma, podendo haver maiores emissões globais.

Lotação e condições climáticas também apresentaram significativa interação nessa problemática (ALAM *et al.*, 2014; BAI *et al.*, 2017).

De modo geral, poucos são os trabalhos que avaliam o efeito na qualidade do ar ou na emissão dos veículos somente após a implantação de BRTs ou faixas exclusivas (BUDINUGROHO *et al.*, 2011; SWAMY *et al.*, 2015; SOARES *et al.*, 2018; MURESAN; FRANÇOIS, 2018). Geralmente, compara-se vias com tipos de operações diferentes, sem critérios bem definidos de equivalência para tal comparação.

Além disso, a inexistência de monitoramento dos níveis de poluição do ar anterior ao início das operações das soluções de transporte dificulta a análise de seus impactos. Equipamentos ativos de observação contínua apresentam um custo elevado de aquisição e manutenção, além de necessitar de energia elétrica e de um local seguro para sua atividade. Assim, nem todos os municípios podem realizar esse tipo de controle devido às restrições orçamentárias. Levanta-se, então, a quarta questão de pesquisa: *Como avaliar o impacto de alternativas de operação de transportes na qualidade do ar em locais sem monitoramento prévio?*

Diante da influência dos sistemas de transporte na qualidade do ar em centros urbanos e da carência de dados de poluição em grande parte do país, encontrar um meio de análise eficiente e de baixo custo pode auxiliar no fomento de decisões que tenham efeito positivo na qualidade do ar e, conseqüentemente, na saúde populacional e economia local. Ainda, observa-se a lacuna no desenvolver de um método que possibilite examinar os efeitos das intervenções de transporte na qualidade do ar em regiões que não tenham monitoramento anterior ao início das operações.

Verifica-se, portanto, a necessidade de incluir a perspectiva ambiental quando da avaliação da implantação de alternativas voltadas ao transporte público coletivo, especialmente das faixas exclusivas, que estão sendo largamente implantadas para melhoria operacional do sistema de transporte público. Avaliar o impacto das soluções de transportes na qualidade do ar torna-se essencial em uma realidade onde a preocupação ambiental é vista com maior importância.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é propor uma metodologia de avaliação do impacto gerado nos níveis de concentração de gases emitidos pelo tráfego após a implantação de soluções de transporte, especificamente de faixas exclusivas para transporte público.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Elaborar metodologia para avaliar o impacto de alternativas de operação de transportes nos níveis de NO₂, SO₂ e O₃ em situações onde não há monitoramento prévio;
- b) Determinar se os gases NO₂, SO₂ e O₃ sofrem impactos quando da presença de faixas exclusivas de ônibus;
- c) Determinar quais características (físicas, funcionais e operacionais) dos corredores de ônibus que apresentam maior impacto nos níveis dos gases mencionados;
- d) Verificar a aplicabilidade em um estudo de caso.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Monitoramento de poluentes atmosféricos

A qualidade do ar é assunto de extrema relevância e impacto em diferentes setores da sociedade. Portanto, o acompanhamento dos níveis dos gases na composição da atmosfera local é indispensável para compreensão dos fenômenos, para a tomada de ações que visem a melhora dos indicadores e, também, verificar se as ações tomadas foram realmente eficazes.

Antes de discorrer sobre este tema, é importante deixar claro alguns conceitos. “Emissão” é a eliminação de gases por uma fonte geradora, no caso, os veículos. “Concentração”, neste trabalho, refere-se à concentração do gás na atmosfera, ou seja, o nível de poluente em uma região. Vale ressaltar que os dois conceitos são vinculados, entretanto a relação nem sempre é direta, sendo influenciados por outros fatores.

Dentre os métodos disponíveis para determinação dos níveis de poluição na atmosfera, destacam-se as amostragens ativa (Figura 1) e passiva (Figura 2). Em comparação ao método ativo, que utiliza uma bomba de sucção e, conseqüentemente, requer utilização de uma fonte de energia, a amostragem passiva é mais simples, barata e possibilita o monitoramento de diferentes pontos de maneira simultânea (LISBOA E KAWANO, 2007).

Figura 1 – Equipamento de coleta ativa de Material Particulado.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Figura 2 – Conjunto de amostradores passivos.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

O método passivo se utiliza de pequenos suportes presos a uma altura média de 3 m que abrigam filtros embebidos em soluções absorvedoras específicas para cada tipo de poluente. O gás passa pelo compartimento por meio da permeação e fica retido devido a reações químicas com a solução. O filtro é então analisado de modo a determinar a quantidade de poluente nele retido. Utilizando-se da Primeira Lei de Fick (Apêndice A), que aborda a difusão de substâncias em um meio, pode-se estipular um nível médio de poluição em certo intervalo de tempo a partir da concentração obtida em campo.

Deforest *et al.* (2015) utilizaram amostradores passivos para monitoramento semanal dos níveis de NO_x e O_3 em cinco condados norte-americanos durante dois meses. Para NO_x , foi observado que há variação significativa estatisticamente entre os condados, porém pouca variação ao longo das semanas. O local de maior concentração deste poluente não foi o de maior fluxo veicular, o que pode ser explicado devido à direção do vento da região (que recebe impacto da zona com maior fluxo) e ao tráfego aéreo das proximidades. O mesmo pôde ser observado para o O_3 , entretanto, com maior variação semanal das concentrações. O ponto interessante deste trabalho inclui a participação da comunidade no projeto. Com a percepção dos níveis de poluentes atmosféricos, moradores puderam tomar ações voltadas à melhoria da qualidade do ar da região.

Daris *et al.* (2015) realizaram um estudo sobre a contribuição do tráfego na qualidade do ar na cidade de Passo Fundo/RS. Os autores monitoraram os níveis de NO_2 e O_3 por meio de amostradores passivos em pontos críticos de tráfego; e em vias com padrões comerciais e residenciais, além de um ponto na Universidade de Passo Fundo. Foi observado que os pontos com maior congestionamento, apesar de não serem necessariamente os de maior fluxo, apresentaram os maiores valores de NO_2 ao longo do ano; e o ponto com menor fluxo (dentro da universidade) apresentou as menores concentrações.

Para o O_3 , foi observada uma estabilidade nos níveis de concentração entre os meses de agosto e outubro, além de uma redução em todos os pontos de monitoramento nos primeiros

meses do ano de 2015. Seguindo o resultado do NO_2 , os pontos de maiores fluxos apresentaram os níveis mais altos de ozônio troposférico, e o ponto dentro da universidade obteve as menores concentrações. Considerando a relação entre NO_2 e O_3 , o resultado mostra-se coerente com o esperado.

Santos e Souza (2018) mediram o nível de NO_2 no campus universitário da Fundação Hermínio Ometto – UNIARARAS com amostradores passivos. Os equipamentos foram dispostos próximos às guaritas de controle de entrada e saída da universidade. As autoras verificaram que o período letivo apresentou crescimento de quase 40% na média do poluente em relação ao período sem aulas, quando o fluxo de veículos é reduzido, o que indica influência do tráfego interno na qualidade do ar.

Nas urbes, a principal fonte de poluentes atmosféricos são os veículos pesados, como ônibus e caminhões. Ao avaliar as emissões de dióxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP), eles são responsáveis por 78,8% e 28,3% do total, respectivamente (IPEA, 2011), enquanto que representam apenas 15,7% das emissões de CO_2 (BRASIL, 2010).

Os veículos pesados, em sua maioria, utilizam um motor ciclo Diesel e, assim, são movidos a diesel ou biodiesel. No processo de combustão, diversos produtos são gerados, dentre eles, muitos são considerados nocivos à saúde e ao meio ambiente. Como mencionado anteriormente, o setor de transportes é responsável por quase um quarto das emissões globais de CO_2 (ITF, 2010). No Brasil, esse setor representa 39% do total emitido, com o modo rodoviário totalizando 92% deste total (OBSERVATÓRIO DO CLIMA, IEMA, 2018).

Dos resíduos provenientes do processo de combustão incompleta do Diesel, direta ou indiretamente, alguns dos mais agressivos para a intensificação do efeito estufa e para o detrimento da saúde populacional são os óxidos de nitrogênio (NO_x), os óxidos de enxofre (SO_x), e o ozônio troposférico (O_3), (BOSCH, 2005; FREITAS; SOLCI, 2009; BILLIONNET *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2013; VALLERO, 2014).

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) são produtos da interação entre o nitrogênio e o oxigênio atmosféricos a altas temperaturas, encontradas nas câmaras de combustão. Há sete possíveis combinações desses elementos, sendo os mais conhecidos o óxido nítrico (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO_2), sendo o último o mais agressivo ao ambiente (CARVALHO JR; LACAVA, 2003; MARTINS, 2005; YANG; OMAYE, 2009). Os motores a Diesel atingem temperaturas mais elevadas, tendo assim uma produção maior de NO_x em comparação a motores ciclo Otto (MARTINS, 2005).

Os NO_x são nocivos à saúde e ao meio ambiente, pois apresentam alta toxicidade e participam de reações com radicais livres na atmosfera (BLONDEAU *et al.*, 2005). O NO_2 é

um gás altamente tóxico e com odor característico, podendo atingir o sistema respiratório e ocasionar ardência ao entrar em contato nos olhos e mucosas. Em casos mais graves, a inalação desse gás pode ocasionar hemorragia, insuficiência respiratória, e acarretar em óbito. Além disso, o NO_2 participa da formação da chuva ácida e do *smog* fotoquímico (neblina contaminada por fumaças) (YANG; OMAYE, 2009; MARTIN *et al.*, 2016; FEPAM, 2017). O NO é um gás incolor que realiza reações na atmosfera com oxigênio (O_2), ozônio (O_3) e radicais peróxidos, contribuindo para a destruição da camada de ozônio, juntamente com o NO_2 (YANG; OMAYE, 2009; E-CYCLE, 2017).

Os SO_x são formados pelo dióxido de enxofre (SO_2) e trióxido de enxofre (SO_3), e resultado da combustão do enxofre presente nos combustíveis de origem fóssil, especialmente o Diesel. Os SO_x podem causar irritação nos olhos, problemas cardiovasculares, respiratórios e óbito. Ainda, o SO_2 é um dos causadores da chuva ácida (BRASIL, 2006; YANG; OMAYE, 2009; DRUMM *et al.*, 2014; FEPAM, 2017).

O O_3 é um composto que, na camada troposférica, torna-se um poluente secundário altamente reativo. Pode ser formado por uma complexa reação entre hidrocarbonetos, luz solar e NO_2 , cuja principal fonte em meios urbanos são os veículos. A inalação em altas quantidades desse gás afeta os capilares alveolares a partir do espessamento das paredes do alvéolo por um edema de fluido. Além disso, a exposição a esse poluente pode causar falta de ar, tosse, dor ao respirar, e agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares (YANG; OMAYE, 2009). No ambiente, o O_3 danifica o desenvolvimento da vegetação, sendo o poluente que mais afeta plantas nativas ou cultivadas em todo o mundo, chegando a ser responsável por até 10% das perdas (BROADMEADOW, 1998).

O Quadro 1 reúne um resumo dos efeitos na saúde e no meio ambiente dos poluentes descritos acima.

Analisando os graves efeitos na saúde e no ambiente ocasionados pelos produtos diretos e indiretos oriundos da combustão dos veículos pesados, verifica-se a importância de compreender como a interação com o meio impactam nessa relação, além de buscar soluções que auxiliem a mitigar esses efeitos. Ao considerar a realidade da maioria dos centros urbanos brasileiros, é essencial a utilização de técnicas de alta confiabilidade e baixo custo, como se apresenta a amostragem passiva, possibilitando sua aplicação versátil e acessível às diferentes situações econômicas. Para melhor compreender os resultados obtidos em um levantamento dos níveis de poluição, é necessário entender quais fatores podem influenciar essas concentrações, e como eles se relacionam com os gases em análise.

Quadro 1 – Efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde e no meio ambiente.

Poluente	Efeitos na saúde	Efeitos no meio ambiente
NO _x	Ardência nos olhos e mucosas, além de atingir o sistema respiratório. Em casos mais graves, a inalação do gás pode causar hemorragia, insuficiência respiratória e levar ao óbito.	Formação de chuva ácida e <i>smog</i> fotoquímico, e destruição da camada de ozônio.
SO _x	Irritação nos olhos, problemas cardiovasculares, respiratórios e óbito.	Formação de chuva ácida.
O ₃	Espessamento das paredes alveolares, falta de ar, tosse, dor ao respirar, agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares	Danos à vegetação.

Fonte: Elaborado pela Autora (2020).

3.2 Emissões veiculares em áreas urbanas

Diversos são os fatores que influenciam as emissões veiculares e, por consequência, os níveis dos poluentes atmosféricos. Na literatura, é possível encontrar fortes correlações entre emissões e hora do dia, dia da semana, uso do solo, clima, volume de tráfego, etc. Em alguns lugares, as relações são mais fortes que em outros, pois variam com as características e dinâmicas de cada região.

Um dos fatores que se mostra como grande influente nos níveis de alguns poluentes é o horário do dia, atingindo CO e o MP, por exemplo. Com os congestionamentos ocasionados nos horários de pico, os principais sendo o da manhã e o do final da tarde – quando há maior fluxo de veículos devido às viagens casa-trabalho –, a combustão incompleta do Diesel torna-se mais frequente, aumentando a emissão desses poluentes (SOARES *et al.*, 2017). Alguns autores observaram diferenças de até 80% nos níveis de MP_{2,5} (SWAMY *et al.*, 2015).

Fins-de-semana também contribuem para a melhora da qualidade do ar, conforme observado por Lindhjem *et al.* (2012) especialmente para o NO_x e CO (BEL; HOLST, 2018). A redução expressiva no tráfego impacta diretamente nas emissões veiculares e, consequentemente, nos níveis dos poluentes oriundos da combustão veicular. Há redução não apenas de veículos de passeio, mas de carga e ônibus também, as principais fontes desses gases.

Ainda, diversos estudos ainda relacionam uso do solo com emissões veiculares. Os resultados mostram uma redução significativa nas emissões quando se aumenta a densidade residencial (FRANK; STONE; BACHMAN, 2000; HONG; SHEN, 2013; HONG; GOODCHILD, 2014; SIDER *et al.*, 2013). Essa relação se dá devido às demandas de

transporte. Regiões com alta densidade comercial tendem a atrair muitas viagens durante o dia, aumentando as emissões globais, enquanto zonas residenciais concentram viagens pendulares.

De acordo com Zhang, Matsushima e Kobayashi (2017), vias de classificações funcionais distintas também apresentam diferenças no padrão de emissão dos veículos. Em seu estudo realizado em Changzou, China, os autores compararam uso do solo e informações da malha viária e da matriz origem-destino e, com auxílio de simuladores, observaram que vias coletoras e arteriais representam, juntas, 88% das emissões da região (ZHANG; MATSUSHIMA; KOBAYASHI, 2017). Para além da capacidade maior das vias, elas representam um elo entre setores distintos das cidades, recebendo grande parte do tráfego, e frequentemente abrigam lotes comerciais em seu entorno, que atraem muitas viagens.

As emissões, por si só, não determinam a qualidade do ar. Fatores de dispersão apresentam-se mais influentes neste quesito, como topografia e condições meteorológicas de uma região. Temperatura, precipitação e umidade relativa do ar, por exemplo, foram as variáveis identificadas como que mais interferem nas concentrações de SO₂ e PM₁₀. Direção e velocidade do vento mostraram-se influentes para CO, MP_{2,5} e MP₁₀ (SWAMY *et al.*, 2015; BEL; HOLST, 2018; SOARES *et al.*, 2018). Radiação, também, é um importante fator de oxidação do NO_x, e conseqüente formação de O₃ (YANG; OMAYE, 2009).

Conforme pode-se verificar, características físicas, operacionais e meteorológicas dos centros urbanos exercem, em conjunto, grande influência sobre os níveis dos diferentes poluentes atmosféricos. Portanto, realizar estudos sem levar em consideração esses fatores pode fornecer resultados incompletos e precipitados.

Dado o impacto que os sistemas de transporte apresentam sobre a qualidade do ar, é plausível que as soluções empregadas neste setor também repercutirão nos níveis de poluentes atmosféricos. Desta forma, compreender como estas alternativas influenciam na melhora ou piora desses índices pode auxiliar o planejamento urbano voltado às questões socioambientais, como na decisão de implantação de faixas exclusivas de ônibus.

3.3 Faixas e corredores exclusivos de ônibus

O sistema de transporte público é essencial para a mobilidade nos centros urbanos. Diariamente, ele possibilita acesso a milhões de pessoas (cativas ou não desse segmento) ao trabalho, escola, lazer, etc. Entre os modos usuais, podemos destacar o trem, o metrô e o ônibus.

No Brasil, por dia, quase 40 milhões de pessoas utilizam o ônibus, o que representa 86,3% de participação desse modo no transporte público coletivo (NTU, 2018). Com isso, é

natural que muitas políticas de planejamento sejam voltadas para essa modalidade. Dentre as diversas soluções empregadas nesse segmento, podemos destacar as linhas expressas, a integração tarifária, e as faixas ou corredores exclusivos de ônibus.

As faixas ou corredores exclusivos de ônibus, que podem ser do tipo BRT ou BRS (do inglês, *Bus Rapid Service* ou Serviço Rápido de Ônibus), são faixas de tráfego onde os ônibus operam, podendo ou não ser totalmente exclusivas, e que podem ter barreiras físicas do tráfego geral, como é o caso do BRT. Em algumas situações, mesmo em faixas exclusivas, a conversão à direita por outros veículos é permitida. Segundo o *Highway Capacity Manual 2010* (HCM) (TRB, 2010), existem três tipos:

- Tipo 1: os ônibus não podem utilizar a faixa adjacente, ficando restritos à sua faixa;
- Tipo 2: os ônibus podem utilizar a faixa adjacente parcialmente, para ultrapassar um veículo parado, por exemplo;
- Tipo 3: duas faixas de tráfego dedicadas ao tráfego exclusivo de ônibus.

Ao fazer um levantamento sobre trabalhos relacionados a faixas exclusivas, centenas de resultados foram obtidos. Em sua maioria, as pesquisas são voltadas a avaliações operacionais da implantação desta alternativa, como impactos nos tempos de viagem, velocidade média, ocupação dos ônibus, ou ainda sobre impactos na malha viária ou no número de acidentes. No entanto, de modo geral, os efeitos ambientais não são abordados ou aprofundados.

A ausência do aspecto ambiental na avaliação dos resultados da implantação de uma solução de transporte, como a faixa exclusiva, fornece uma visão parcial dos impactos trazidos por estas alternativas. Sabe-se que o modo de condução de um motorista altera a maneira como o combustível é utilizado e, assim, os poluentes que são emitidos, bem como suas quantidades. A mesma lógica é aplicável a todos os modos de transporte. Os ciclos de condução também apresentam uma parcela significativa nessa interação. Fluxos mais livres ou congestionados em uma mesma via, por exemplo, revelam perfis de consumo e emissão distintos entre si, tendo relação direta com as características operacionais das vias.

Yu e Li (2014) analisaram as emissões reais em campo (1 Hz) de uma linha de ônibus movida a Diesel em Nanjing, China, e verificaram que cerca de 20% das emissões de CO₂ (21%), CO (22%), NO_x (20%) e HC (21%) são geradas próximas às paradas de ônibus, considerando desaceleração, tempo de espera e aceleração, representando 19% do tempo de rota. O tempo em interseções (semáforos fechados) representou 20% do total, entretanto, com 31% das emissões de CO₂, 34% de CO, 30% de NO_x e 34% de HC. Já o tempo em percurso (61%) foi responsável por 48% de CO₂, 44% de CO, 50% de NO_x e 45% de HC.

Os autores constataram que o horário apresentou influência sobre os fatores de emissão. Em comparação entre horário de pico e fora pico, houve aumento de 62% de CO₂, 26% de CO, 60% de NO_x e 65% de HC. O aumento do número de veículos na via favorece a ocorrência de *stop-and-go* e, ainda, dificulta o acesso do ônibus à parada, sendo necessário parar algumas vezes antes de entrar ou sair da mesma. O estudo ainda verificou um leve aumento nas emissões em vias arteriais menores, em comparação a vias arteriais maiores, coletoras e locais, pois nessas o tráfego tende a ser mais complexo e denso por haver menos faixas.

Considerando que a operação dos ônibus apresenta forte relação com suas emissões e consequente influência na qualidade do ar do meio onde se encontram, foi desenvolvida uma revisão sistemática da literatura, onde os principais trabalhos envolvendo faixas exclusivas de ônibus e BRTs foram contabilizados. Foram utilizados os sites de busca Research Gate, Science Direct e Google Scholar, além de busca dentro dos trabalhos encontrados. Utilizou-se as palavras-chaves: *BRT, dedicated lane, dedicated bus lane, bus lane, exclusive bus lane, busway, dedicated lane, air quality, emission, air pollution*. O resultado da pesquisa encontra-se no Apêndice B.

Ao todo, foram elencados 22 trabalhos, entre 2005 e 2019, que avaliaram a situação de 12 poluentes, sendo MP₁₀, MP_{2,5}, NO_x, CO₂ e CO os mais recorrentes. Destes artigos, 7 (32%) avaliaram faixas exclusivas, e os outros 15 (68%) avaliaram BRTs. 13 (59%) estudos investigaram o efeito nas emissões dos veículos, e 9 (41%) o efeito nas concentrações atmosféricas; 12 (54%) utilizaram softwares de simulação, a maioria para avaliar a emissão, e os outros (41%) utilizaram métodos ativos para medir a emissão dos veículos ou a concentração no ambiente. Ao todo, 17 pesquisas (77%) realizaram um monitoramento ou comparação entre antes e depois da implantação da faixa exclusiva ou BRT, e apenas 4 fizeram a avaliação após início das operações. A Tabela 1 resume a distribuição desses trabalhos.

Tabela 1 – Resumo de trabalhos.

Tipo		Método			Monitoramento	
Emissão	Concentração	Ativo	Passivo	Simulador	Antes/Depois	Depois
13	9	10	0	12	17	4

Fonte: Elaborada pela Autora (2021).

Verifica-se, de modo geral, que a maioria dos autores encontraram melhorias em relação às emissões e à qualidade do ar após implantação da faixa ou corredor exclusivo. Enquanto alguns trabalhos consideraram a migração de veículos particulares para o sistema de transporte público e a melhora de indicadores como velocidade e tempo de viagem, outros verificaram um aumento do congestionamento das vias onde a solução foi ou seria implantada, devido à redução do número de faixas destinadas ao tráfego misto.

O uso de simuladores mostrou-se restrito aos modelos e fatores de emissão obtidos em outras realidades, não havendo uma avaliação dos ciclos de condução específicos de cada região ou dos modos de condução dos motoristas. Dentre os trabalhos que avaliaram os níveis de poluição a partir da implantação de um sistema BRT ou BRS, todos apresentaram melhoras, com exceção de Muresan e François (2018). Os autores observaram que serviços como o BRT e o BRS podem melhorar as condições da qualidade do ar, mas não é verdade para todos os sistemas, momentos do dia, poluentes ou em áreas urbanas carregadas.

A partir do levantamento realizado, constata-se que a implantação de corredores exclusivos de transporte público pode trazer melhorias para o problema de poluição atmosférica em centros urbanos. Entretanto, essa não é uma verdade absoluta, estando diretamente dependente das condições climáticas, características estruturais, e até da tecnologia dos veículos utilizados.

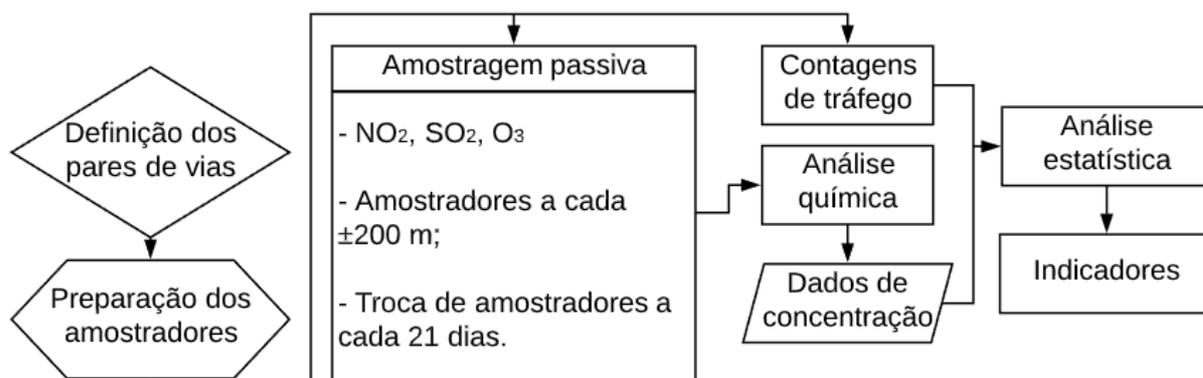
Observa-se, no entanto, uma limitação dos estudos quanto a avaliações de situações pré-existentes. Nas pesquisas encontradas, há somente comparações entre vias e modos de transporte não equivalentes, de onde não se pode obter um resultado conclusivo. Não se encontra um método bem definido que determine o impacto nos níveis de poluição de maneira assertiva uma vez que a solução já está implantada, tornando as afirmações apenas especulativas.

Mais uma vez, o presente estudo busca preencher a lacuna que responde à necessidade de análises posteriores à implantação de alternativas de transporte, situação comum em localidades onde a urgência de soluções rápidas para problemas de trânsito leva à supressão de alguns aspectos das mesmas, como os impactos ambientais. Ainda, traz um método simples, replicável e de baixo custo, adaptando-se à realidade de diferentes centros urbanos globais, como será visto nos próximos capítulos. Por fim, busca-se entender a relação dos efeitos dessas soluções de maneira pragmática, oferecendo um direcionamento para decisões assertivas no campo ambiental.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo de caso deste trabalho se deu na cidade de Fortaleza-CE. A Figura 3 apresenta o fluxograma com o resumo do método que foi desenvolvido e testado nesta pesquisa.

Figura 3 – Fluxograma do método de pesquisa.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Conforme mencionado nos capítulos anteriores, uma das principais fontes de poluição atmosférica em meio urbano é o setor de transportes. Dentro dele, destaca-se o sistema de transporte público, formado principalmente por ônibus. Este modo é responsável por quase 80% das emissões de NO_x e 20% de SO_x (IPEA, 2011), ambos precursores do O_3 troposférico. Esses gases manifestam efeitos fortes na saúde populacional e no meio ambiente. Desta forma, foram escolhidos para análise neste trabalho.

No presente estudo, realizou-se coletas em campo das medidas de concentração de três poluentes (NO_2 , SO_2 e O_3) em pares de vias com e sem corredores exclusivos de ônibus, a fim de possibilitar a comparação entre as mesmas. As coletas nos pontos estabelecidos ocorreram simultaneamente à coleta de dados de tráfego e meteorológicos, para posterior análises de correlação. As etapas serão detalhadas durante este capítulo.

4.1 Seleção do local de estudo

Por não existir monitoramento prévio e posterior desses poluentes nas vias onde as faixas exclusivas foram implantadas, decidiu-se monitorar pares de corredores de características funcionais e físicas semelhantes, cuja principal diferença é a presença ou

ausência da faixa exclusiva. Desta forma, tenta-se avaliar como essa diferença operacional pode impactar nos níveis dos poluentes. A seleção considerou os seguintes atributos:

- a) Classificação funcional (LUOS 2017);
- b) Número de faixas;
- c) Número de pistas;
- d) Número de linhas de ônibus usuais diurnas (ETUFOR 2019);
- e) Orientação geográfica na cidade;
- f) Uso do solo comercial (SEFIN 2015);
- g) Uso do solo residencial (SEFIN 2015).

O critério de classificação funcional foi selecionado de modo que as vias pertencessem ao mesmo grupo funcional, que influencia em suas características físicas e operacionais (largura da via, velocidade máxima permitida, acesso a lotes lindeiros), assim como número de faixas e pistas devem-se à capacidade das mesmas. O número de linhas de ônibus usuais diurnas foi determinado de forma que as vias apresentassem um número próximo de linhas que circulem ou passem por elas, para que possuíssem características de operação semelhantes, e a orientação geográfica devido à influência da ação do vento no fenômeno de dispersão de poluentes. Por último, considerou-se o uso do solo a partir do potencial de atração e geração de viagens de veículos e pessoas.

A amostragem de concentração dos poluentes se deu pelo método passivo, adaptado de Campos *et al.* (2010). O procedimento deste método encontra-se descrito no item a seguir.

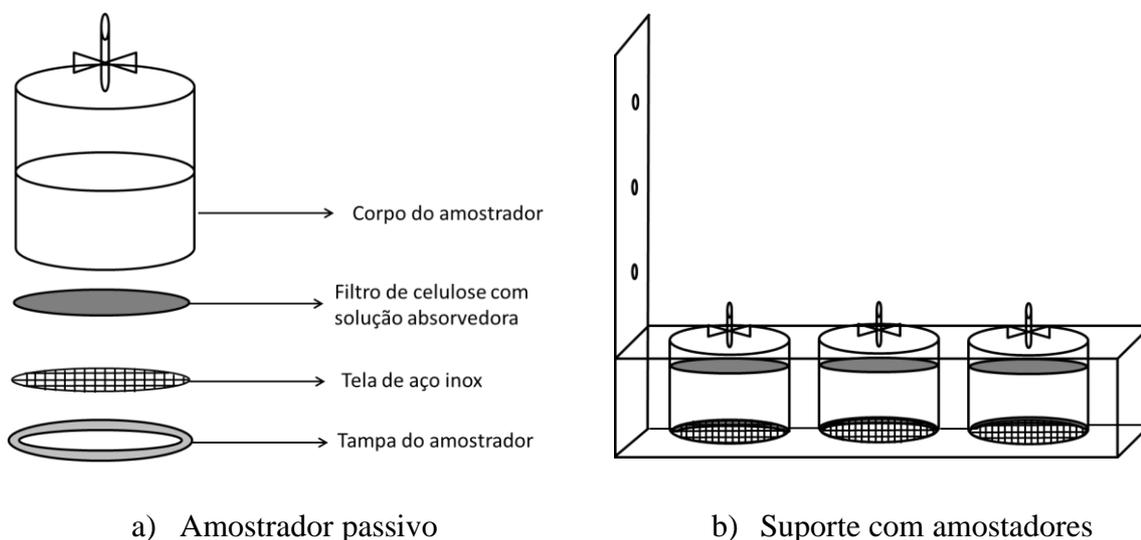
4.2 Amostragem passiva de poluentes

Como mencionado nos capítulos anteriores, a amostragem passiva é uma alternativa mais simples e barata, que permite o monitoramento simultâneo de um grande número de pontos, sendo portanto escolhida para elaboração deste trabalho. Utilizou-se, assim, o método adaptado de Campos *et al.* (2010) para coleta de dados de concentração de NO₂, SO₂ e O₃. O método se resume na utilização de amostradores que permitem a difusão ou permeação do ar por processos físicos naturais e que possibilitam a reação dos gases de interesse com uma solução absorvedora presente em um filtro dentro do amostrador.

Um amostrador para cada poluente é, então, colocado em um suporte de acrílico e este é fixado em local aberto que permita a passagem de ar, como postes de energia elétrica. A

Figura 4 apresenta o esquema de um conjunto com três amostradores. Nesta pesquisa, cada conjunto continha quatro amostradores, conforme Figura 5.

Figura 4 – Esquemas ilustrativos do amostrador e suporte.



Fonte: Ribeiro *et al* (2019).

Figura 5 – Suporte de amostragem.



a) Suporte com quatro amostradores passivos



b) Suporte no poste

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Para preparação dos amostradores passivos, primeiro é necessário lavar os mesmos com dertec (Extran, Merk) e água deionizada, permitindo a secagem à temperatura ambiente. Então, adiciona-se a solução absorvedora em cada filtro de celulose ($\Phi = 25$ mm), deixa-os secando em dessecador à vácuo por 30 minutos e, então, insere-os nos amostradores. Os mesmos podem ser armazenados em sacos herméticos e acondicionados à temperatura de 4°C até o momento da amostragem (CAMPOS *et al.*, 2010).

Após seleção dos pares de vias, determinou-se que a posição dos pontos de amostragem seria próxima às paradas de ônibus ao longo das ruas. Esse posicionamento

considerou os locais mais críticos em relação à emissão de poluentes, devido ao *stop-and-go* dos veículos.

Após determinação do posicionamento, os conjuntos foram colocados em duplicata em cada ponto (um em cada lado da rua) entre os meses de março e novembro, de modo a captar dados em diferentes momentos do ano: período chuvoso, férias escolares, e tráfego usual. As trocas dos conjuntos foram realizadas a cada três semanas, intervalo de tempo garantido por Campos *et al.* (2010), possibilitando uma análise contínua dos níveis de poluição. Cada troca foi considerada como um lote de observações e, ao final da pesquisa, foram obtidos 12 lotes.

4.3 Dados operacionais e meteorológicos das vias

Dados operacionais foram obtidos por observação em campo ao longo do ano, como o fluxo categorizado de veículos. Conforme descrito nos capítulos anteriores, veículos pesados são responsáveis por grande parte da emissão de alguns poluentes, como NO_x e SO_x . Desta forma, saber a representatividade desta categoria no fluxo das vias auxiliará na compreensão do comportamento da concentração desses poluentes.

As coletas dos dados ocorreram em diferentes dias ao longo do ano, durante 8 h, de modo a obter um fluxo médio das vias. Utilizou-se um formulário, conforme Figura 6, onde o volume de todas as categorias de veículos foi contabilizado nos primeiros 15 minutos de cada hora, e depois multiplicados por quatro para obter o valor horário; com exceção dos ônibus, que foram contabilizados durante a hora inteira. Parte dos dados foram obtidos em campo, diretamente, e parte foram a partir de vídeos disponibilizados pelo DETRAN-CE (Departamento Estadual de Trânsito do Ceará).

A Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) e o Instituto de Meteorologia (InMet) forneceram informações meteorológicas para o período de análise: precipitação, temperatura, velocidade do vento e insolação. Esses valores, juntamente com aqueles avaliados na etapa anterior, auxiliarão no diagnóstico da qualidade do ar das vias, por meio de análises estatísticas, possibilitando analisar a influência de cada variável nos níveis de poluentes nos locais de estudo.

seguintes testes de normalidade aos dados: Cramer-von Mises, Lilliefors, Anderson-Darling, Shapiro-Wilk.

Utilizando métodos de inferência estatística e comparação amostral (testes de hipótese, Wilcoxon e Mann-Whitney), pôde-se verificar o nível de relação das observações e, a partir disto, obter indicativos das relações entre os níveis de poluentes e características viárias. O teste de hipóteses compara as médias de duas amostras para verificar se pertencem à mesma população. O teste assume, no entanto, que a amostra segue distribuição normal ou possui mais de 30 observações. Os outros dois testes utilizam o conceito de postos dos dados, e se adequam a qualquer tipo de distribuição (TRIOLA, 2008).

Foram, ainda, realizadas análises de tendência (Wald-Wolfowitz, Cox-Stuart e Mann-Kendall) e correlação espacial (índice de Moran) para o NO₂. O primeiro, Wald-Wolfowitz, é um teste não-paramétrico que verifica a aleatoriedade de uma sequência de dados por meio de *runs*, onde avalia-se a variação da diferença entre as observações. O método de Cox-Stuart é um teste bilateral de emparelhamento de uma sequência de dados, onde verifica-se as tendências de crescimento ou decréscimo da amostra. Por último, Mann-Kendall é um teste também não-paramétrico que realiza a hierarquização dos dados (MORAES *et al.*, 1998; AMARAL, 2014). O índice de Moran avalia a correlação de uma amostra em uma distribuição espacial, verificando tanto o padrão quanto a associação de uma observação com sua vizinhança (AMARAL, 2014).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Seleção das vias e coletas de dados

Após analisar todas as vias da cidade de Fortaleza-CE, definiu-se dois pares que atendiam a todos os critérios estabelecidos no item 4.1. O primeiro encontra-se no Centro, um dos bairros mais antigos da cidade. Hoje, área de elevado fluxo de transporte coletivo e intensa atividade comercial, com destaque para o comércio de rua e ambulante. Suas ruas estreitas propiciam a formação de congestionamentos, agravados pelo estacionamento de veículos em locais irregulares.

O segundo par localiza-se entre os bairros Montese e Itaoca, outro polo comercial da cidade, porém com característica presença de lotes residenciais, especialmente na região das vias em estudo. Esta área é um importante elo entre dois setores da cidade, isolados pelo Aeroporto de Fortaleza, o que gera um elevado fluxo de veículos. Apresenta, ainda, algumas fábricas de têxteis e calçados, próximas à área residencial.

As duas regiões apresentam tráfego intenso durante o horário comercial, com redução significativa à noite e em fins de semana. O gabarito médio das edificações dos entornos é baixo a médio, com predominância de estruturas até dois pavimentos. A arborização também é escassa, com exceção do início da R. Gal. Sampaio, onde encontra-se a Praça da Bandeira.

As vias escolhidas encontram-se próximas geograficamente, de modo a considerar contribuições externas ao tráfego, a nível urbano e regional. A Tabela 2 contém as ruas selecionadas, juntamente com um resumo dos atributos considerados.

Tabela 2 – Vias selecionadas.

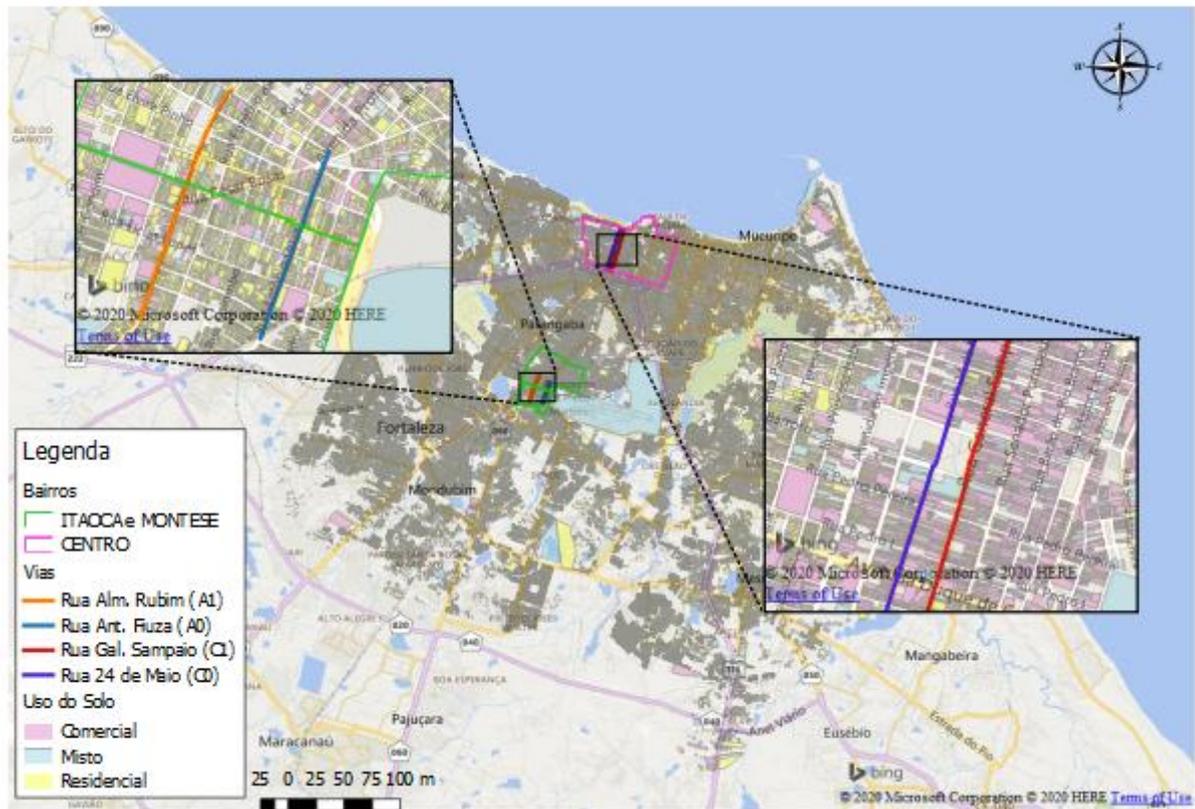
Nome	Class. Funcional	Faixa excl.	Linhas de ônibus	Faixas	Pistas	% US Com.	% US Res.	Cód.
R. Alm. Rubim	Arterial	Sim	12	2	1	28	65	A1
R. Antônio Fiuza	Arterial	Não	10	2	1	31	58	A0
R. Gal. Sampaio	Comercial	Sim	64	2	1	82	16	C1
R. 24 de Maio	Comercial	Não	60	2	1	71	19	C0

Fonte: Elaborado pela Autora, 2020.

Cada via recebeu um código cuja letra identifica a classificação funcional da mesma (A – arterial; C – comercial) e o número indica a presença de faixa exclusiva (1 – com faixa,

0 – sem faixa). A Figura 7 apresenta as vias, juntamente com sua orientação geográfica. Ressalta-se que as faixas exclusivas selecionadas são classificadas como Tipo 2 pelo HCM, sem barreiras físicas, permitindo sua utilização por outros veículos para conversão à direita (TRB, 2010).

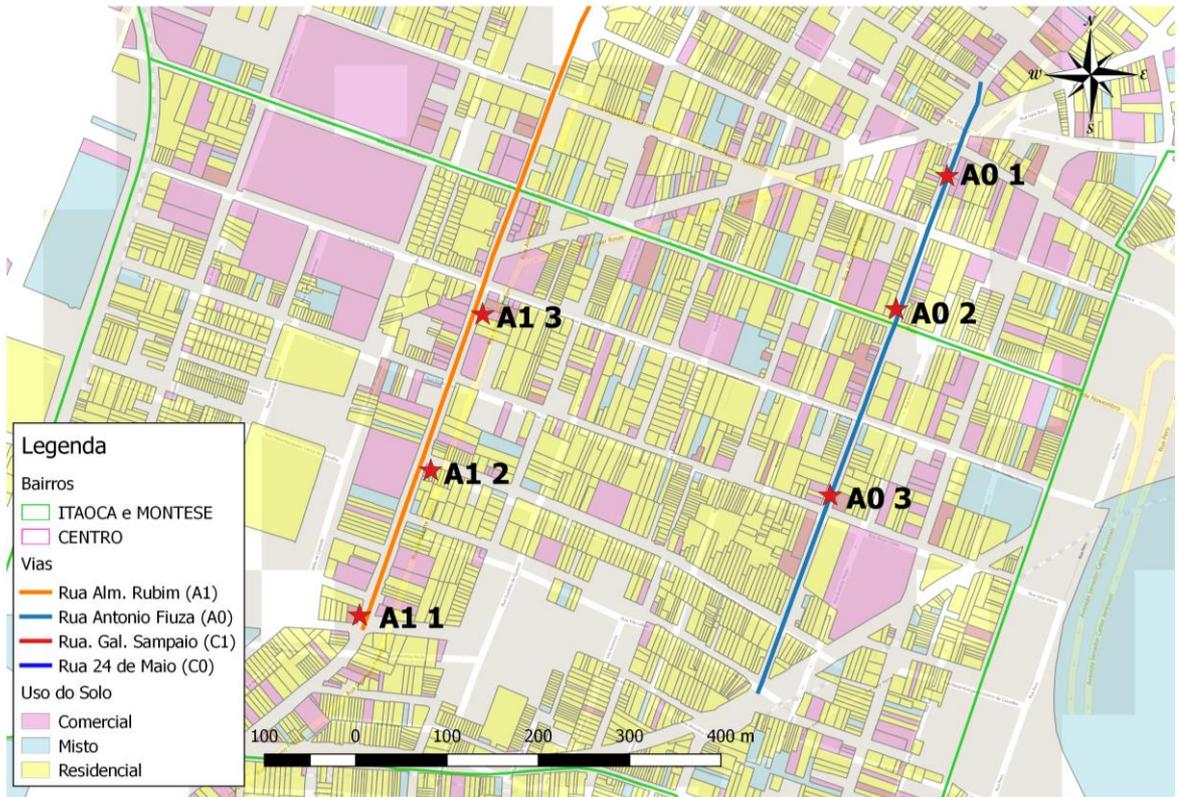
Figura 7 – Vias selecionadas.



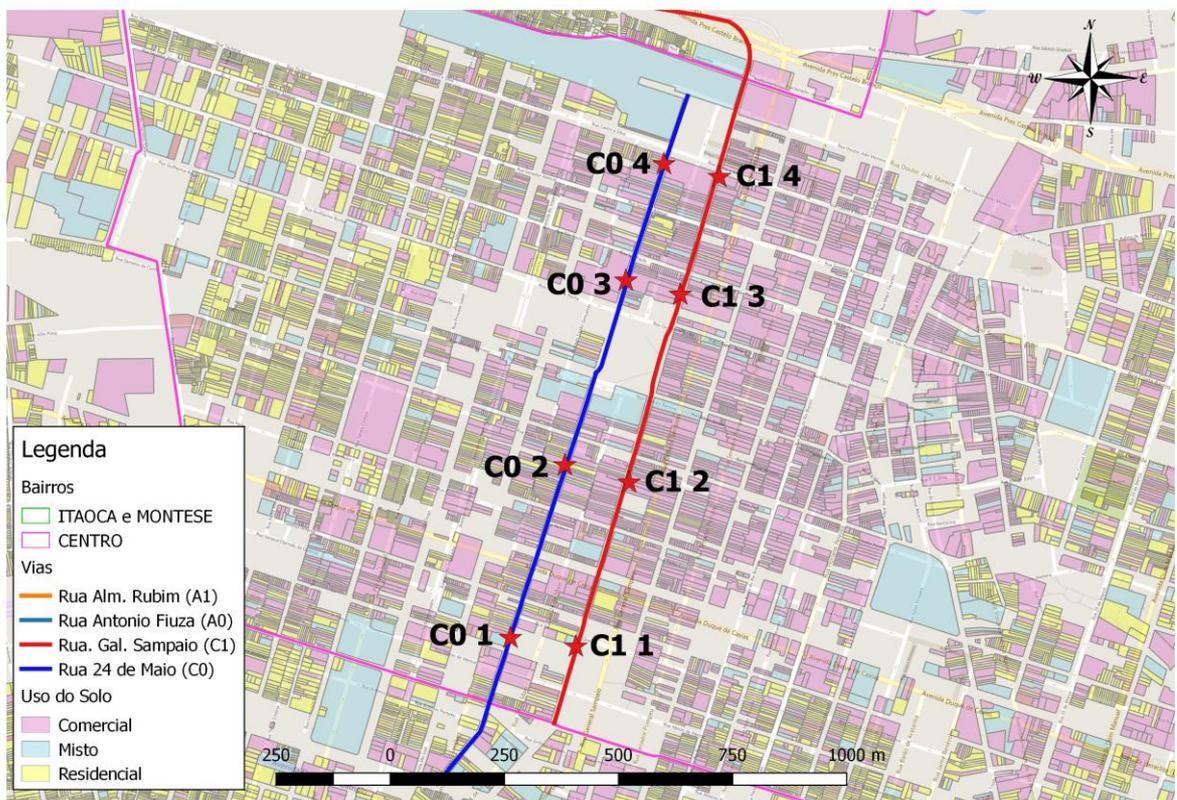
Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Conforme descrito no item 6.2, a Figura 8 apresenta os pontos de coleta em cada via, sendo diferente para cada par de modo a adaptar-se às diferentes extensões das mesmas.

Figura 8 – Pontos de coleta.



a) Vias arteriais



b) Vias comerciais

Fonte: Elaborada pela autora (2020).

No total, foram realizadas as 12 coletas previstas (12 lotes). Ao longo do processo, alguns amostradores foram danificados ou furtados, devido à sua exposição nas vias. Portanto, alguns pontos não apresentam as concentrações em duplicata. Felizmente, nenhum ponto de análise perdeu totalmente a amostragem. As fórmulas e valores referência para cálculo das concentrações encontram-se no Apêndice A. A Tabela 3 apresenta a identificação das campanhas, juntamente com as perdas (amostradores danificados ou furtados). Ao final, A1 ficou com 96% das observações previstas, A0 com 94%, C1 com 98% e C0 com 96%.

Tabela 3 – Coletas.

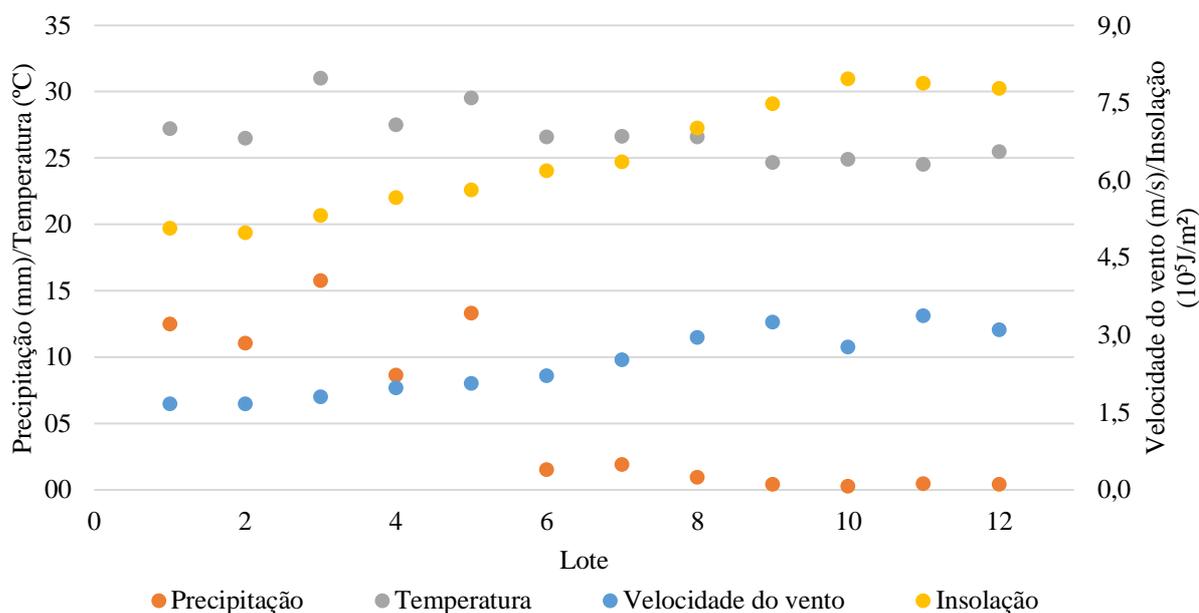
Campanha	Dia início	Dia Fim	Perdas
L01	10/03/2019	31/03/2019	Perda total de C0 1.1
L02	31/03/2019	21/04/2019	-
L03	21/04/2019	05/05/2019	-
L04	05/05/2019	26/05/2019	Perda parcial de C0 1.2 - troca dia 12/05 (14 dias) / Perda total de A1 2.2 e C1 2.2
L05	26/05/2019	16/06/2019	Perda total de C0 2.1
L06	16/06/2019	07/07/2019	Perda total de A0 1.2
L07	07/07/2019	28/07/2019	Perda total de A1 3.1
L08	28/07/2019	18/08/2019	Perda total de C1 3.2
L09	18/08/2019	08/09/2019	Perda total de A0 2.2
L10	08/09/2019	29/09/2019	Perda parcial de C0 1.2 (NO ₂) e C0 4.2 / Perda total de A0 1.2 e A1 1.1
L11	29/09/2019	20/10/2019	Perda total de A0 3.1 e C1 2.2
L12	20/10/2019	10/11/2019	-

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Destaca-se que durante a análise das amostras, o cromatógrafo de íons apresentou defeito e tal situação comprometeu as análises dos gases SO₂ e O₃, que foram interrompidas no Lote 03. Os demais lotes permanecem acondicionados e espera-se que, futuramente, possam ser analisados.

As informações meteorológicas de velocidade do vento, precipitação, insolação e temperatura dos períodos de coleta foram fornecidas pela FUNCEME e pelo InMet, e estão apresentadas na Figura 9. Esses dados foram utilizados para cálculo de parâmetros de cada poluente em análise, como o coeficiente de difusão dos poluentes em análise. As fórmulas e valores utilizados encontram-se no Apêndice A.

Figura 9 – Dados meteorológicos.



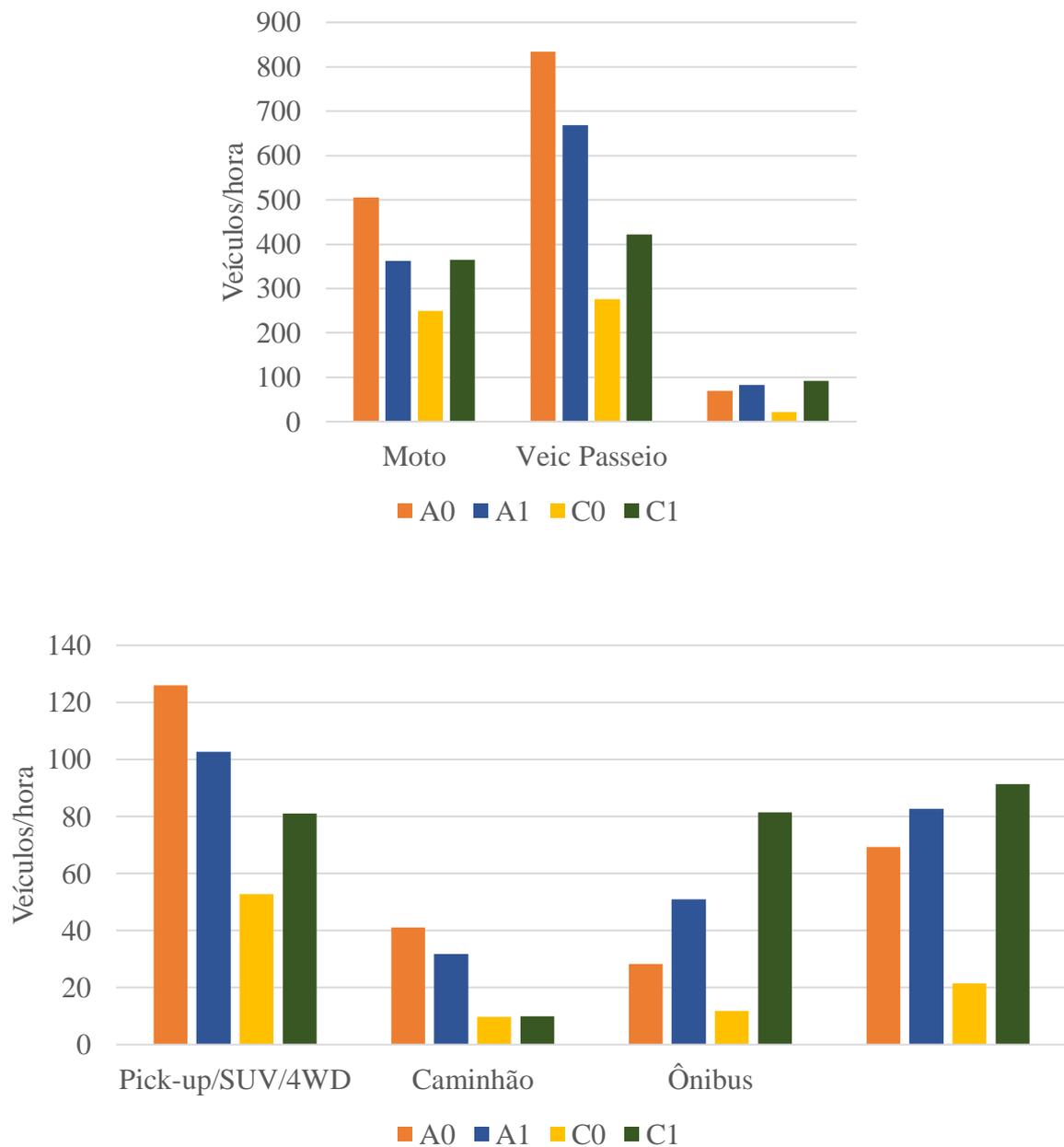
Fonte: FUNCEME e InMet (2019)

É possível observar uma tendência de aumento da velocidade média dos ventos e da insolação ao longo das coletas, pela aproximação do período de verão na cidade. Ainda, identifica-se a quadra chuvosa da cidade até L05, com queda considerável a partir de L06. Quanto à temperatura, não se observa tendências muito claras, com médias entre 26 °C e 31 °C.

Ressalta-se a importância do conhecimento desses fatores para análises posteriores, devido às suas influências sobre as concentrações dos poluentes. O vento é um dos principais agentes da dispersão dos poluentes. A água da chuva auxilia na remoção de partículas suspensas e, assim como a temperatura e a insolação (radiação), participa de reações químicas com os gases na formação de outros compostos, como H_2SO_3 , H_2SO_4 e HNO_3 , responsáveis pela chuva ácida, e como O_3 troposférico, poluente secundário (YANG; OMAYE, 2009).

Foram coletados, ainda, dados de volume categorizado das vias. Eles se encontram disponíveis na Figura 10, apresentando o valor médio horário do fluxo de veículos.

Figura 10 – Fluxo categorizado de veículos.



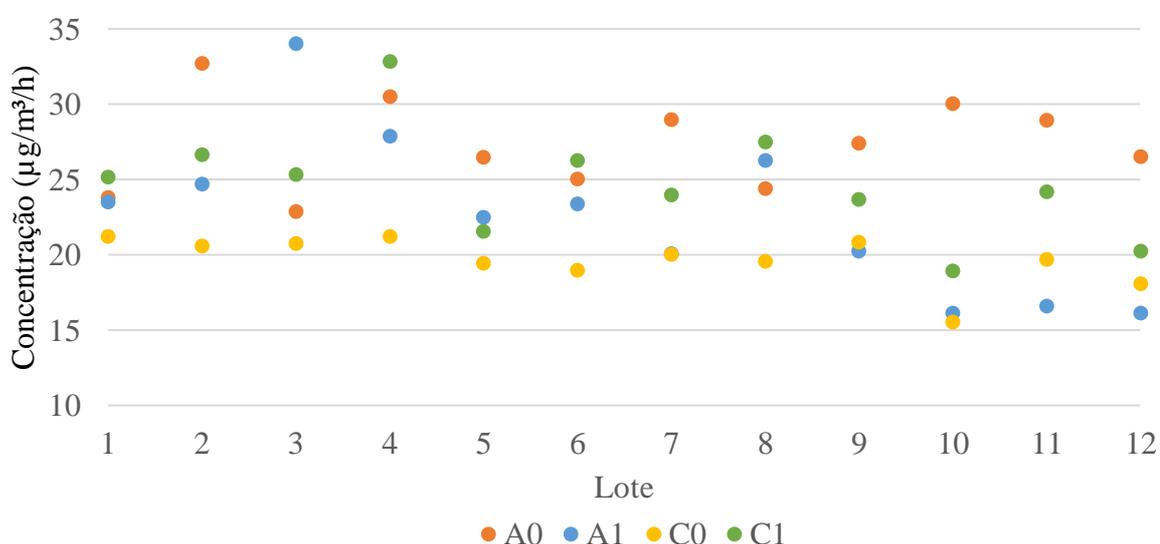
Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Considerando todas as categorias de veículos, a via A0 apresentou o maior fluxo horário (1550 veículos/h), seguido de A1 (1246 veículos/h), C1 (967 veículos/h) e C0 (610 veículos/h). É interessante observar que as vias com faixas exclusivas apresentaram, conforme o esperado, o maior volume de ônibus. Ao unir caminhões e ônibus em uma única categoria (veículos pesados), verifica-se que A0, A1 e C1 exibem valores próximos de fluxo (69, 83 e 91 veículos/hora, respectivamente), enquanto C0 fica bem abaixo (22 veículos/h).

5.2 Dióxido de Nitrogênio

Os filtros contendo NO₂ foram analisados por espectrofotometria, conforme previsto no capítulo anterior. Para cada via, foi considerado o valor médio de todos os pontos de coleta a cada campanha, considerando o raio de influência da dispersão do poluente nos amostradores. A partir dos valores obtidos, construiu-se gráficos de modo a facilitar, visualmente, a sensibilidade da variação de concentração ao longo das campanhas, conforme a Figura 11. O resultado é apresentado em µg/m³/h.

Figura 11 – Concentrações de NO₂ nas vias arteriais e comerciais.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

A partir do gráfico, é possível observar que as vias arteriais e C1 apresentam valores próximos de concentração, enquanto C0 manteve-se consistentemente abaixo no decorrer de quase todo o período. Durante a campanha L03, um trecho da via A0 foi bloqueado para obras, reduzindo o fluxo neste local, o que pode justificar a redução neste intervalo. É importante destacar que as outras vias apresentaram reduções nos níveis de concentração, coincidindo com a maior precipitação observada.

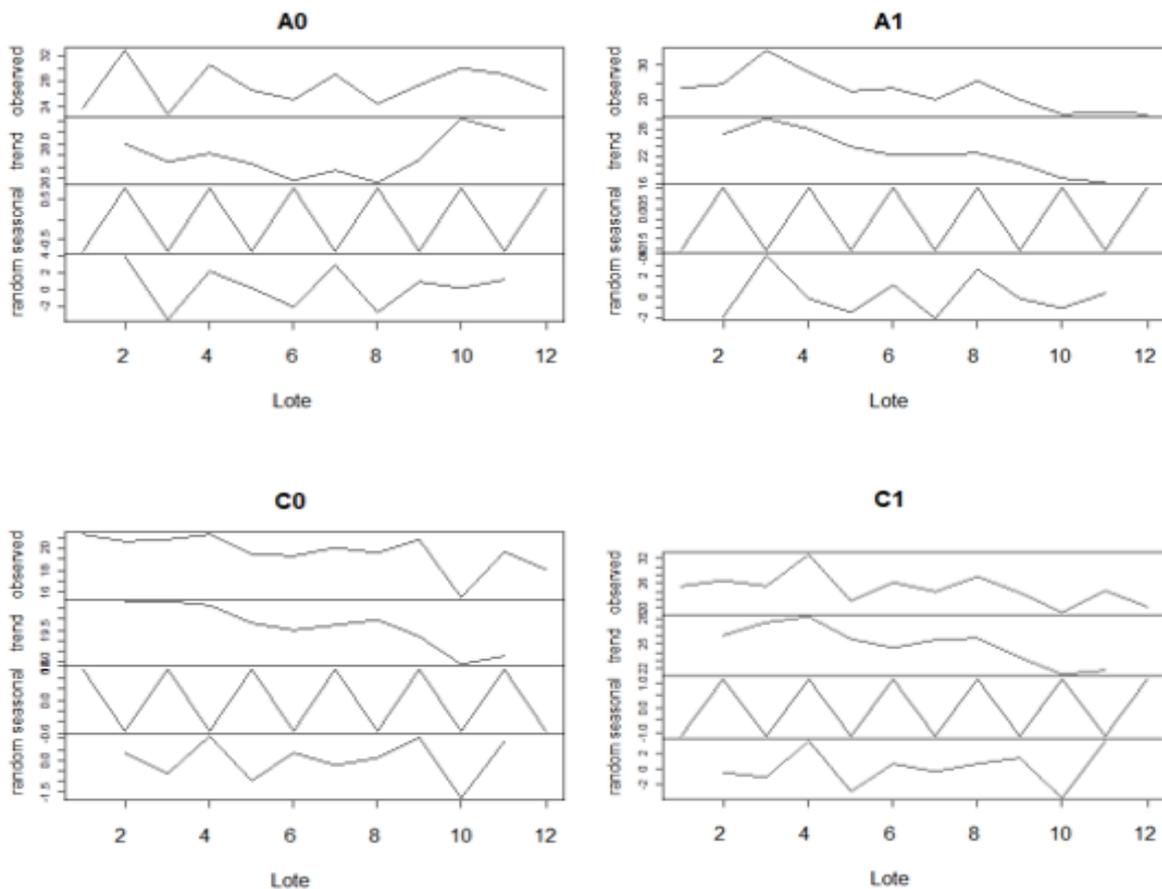
No lote 4, C1 apresenta um pico de concentração que pode ter relação com o evento de manifestação ocorrido no dia 14/05/2019, tendo como ponto de encontro e começo dos protestos o início da via, congestionando o tráfego local. Além disso, veículos pesados movidos a Diesel estavam agrupados próximo aos amostradores. As concentrações médias de C0 permaneceram estáveis no período.

Durante a campanha 10, houve uma série de ataques criminosos a ônibus na cidade, o que gerou uma redução de até 70% na frota circulando. Verifica-se o impacto na qualidade do ar na redução da concentração de NO₂ em todas as vias, com exceção de A0. Esta via é um importante ponto de conexão de duas regiões da cidade que pode ter tido seu fluxo aumentado devido ao acréscimo de veículos particulares, e consequente ampliação do congestionamento da via.

No mesmo período, iniciaram-se obras de requalificação das vias do entorno da estação de VLT (Veículo Leve sobre Trilhos) do Montese, próximo às vias A0 e A1. Essas atividades afetaram a via A1, que teve parte do seu fluxo desviado para ruas adjacentes, explicando a drástica redução nas concentrações a partir de L10.

Por meio de testes de sazonalidade, foi verificada uma tendência de decrescimento em todas as vias ao longo do período, com exceção de A0. Esse fenômeno pode ser observado na decomposição temporal disposta na Figura 12. Os resultados dos testes encontram-se na Tabela 4 ($\alpha = 1\%$, $H_0 =$ sem sazonalidade), que atestam uma tendência ao longo do ano.

Figura 12 – Decomposição temporal: NO₂.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Tabela 4 – Testes de sazonalidade: NO₂.

	A0				A1			
	Est.	Runs	p-value	Resultado	Est.	Runs	p-value	Resultado
Wald-Wolfowitz	1.211	9	0.226	Rejeita	-0.606	6	0.545	Rejeita
Cox-Stuart	4	-	0.688	Rejeita	1	-	0.219	Rejeita
Mann-Kendall	0.411	-	0.681	Rejeita	-2.606	-	-0.010	Rejeita

	C0				C1			
	Est.	Runs	p-value	Resultado	Est.	Runs	p-value	Resultado
Wald-Wolfowitz	-0.606	6	0.545	Rejeita	-0.606	6	0.545	Rejeita
Cox-Stuart	2	-	0.688	Rejeita	2	-	0.688	Rejeita
Mann-Kendall	-1.92	-	0.055	Rejeita	-1.646	-	0.100	Rejeita

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Utilizando a média da via a cada campanha, realizou-se uma análise de correlação entre os níveis de NO₂ e os fatores meteorológicos considerados, sendo possível estabelecer uma relação entre as variáveis (Tabela 5). Todas as vias, com exceção da A0, apresentaram valores acima de 0.23, geralmente acima de 0.40. Para esta, outros fatores podem exercer uma influência mais forte na concentração atmosférica do poluente, como o fluxo veicular, visto que foi a via com maior fluxo entre as quatro em estudo, e que apresentou tendência de aumento da concentração, ao contrário das outras.

Tabela 5 – Análise de correlação NO₂ versus Fatores Meteorológicos.

	Velocidade do vento	Precipitação	Temperatura	Insolação
A0	0.07	-0.20	-0.45	0.12
A1	-0.69	0.72	0.81	-0.76
C0	-0.42	0.51	0.38	-0.65
C1	-0.40	0.27	0.24	-0.53
Média geral	-0.59	0.54	0.48	-0.73

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Destaque para a relação negativa da velocidade do vento e insolação com o poluente. Os resultados são coerentes com a literatura, onde o vento auxilia no processo de dispersão dos gases, reduzindo sua concentração no ambiente; e a insolação (ou radiação) participa do processo de oxidação do NO₂ em outros gases, como o O₃. A relação positiva obtida para precipitação não condiz com a literatura, onde o NO₂ reage com a água para formação de HNO₃ (aq) (chuva ácida), reduzindo sua concentração no ambiente (YANG;

OMAYE, 2009). Porém, o período de chuvas, apesar de auxiliar na “limpeza” atmosférica, também ocasiona aumento dos congestionamentos, o que pode explicar esse resultado.

Realizou-se, então, um estudo estatístico dos dados de concentração utilizando os dados de todos os pontos e todas as campanhas para cada via, apresentados na Tabela 6. Observa-se que as médias de A0, A1 e C1 se encontram bem próximas, enquanto C0 apresenta um valor menor, indicando uma média maior para vias com maior fluxo de veículos pesados. C0 também apresenta um comportamento mais uniforme, com desvio padrão menor, o que pode ser observado na Figura 11.

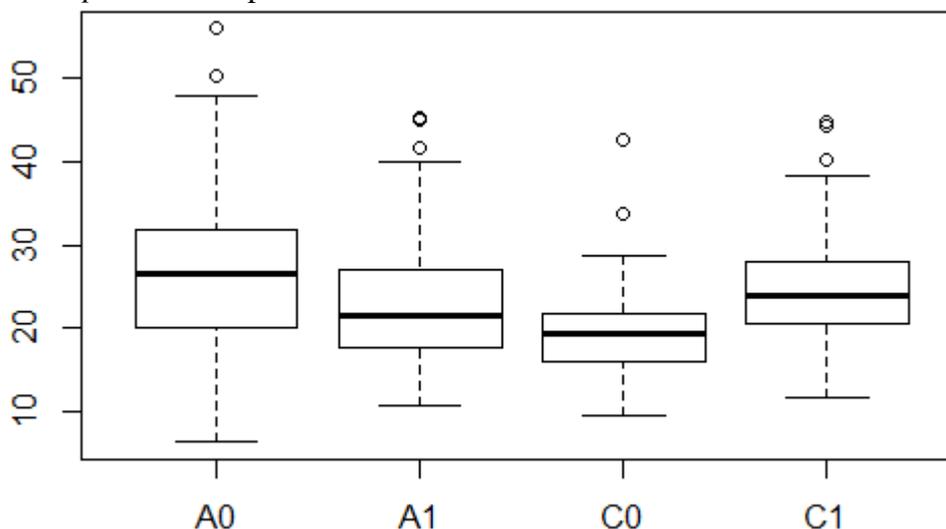
Tabela 6 – Média e desvio padrão do NO₂ nas vias em estudo.

NO ₂	A0	A1	C0	C1
Média (µg/m³/h)	26.9	22.3	19.6	24.7
Desv. Pad. (µg/m³/h)	10.1	8.1	5.0	6.4
n	65	69	93	91

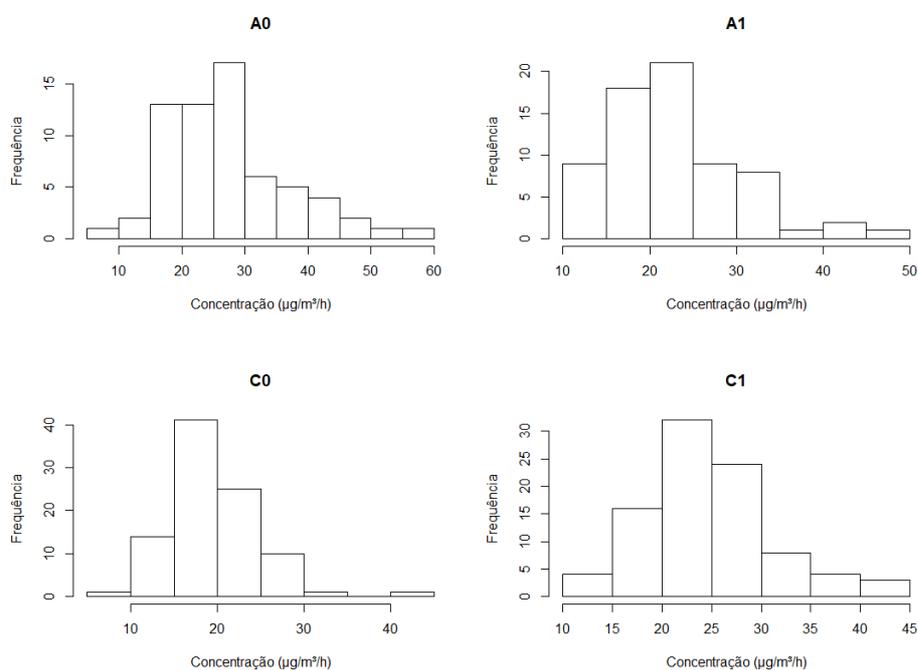
Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Pelo *boxplot* da Figura 13, construído com todas as observações de cada via ao longo das 12 coletas, é possível perceber uma maior presença de *outliers* em C1. Analisando os histogramas da Figura 14, observa-se uma similaridade à curva de distribuição normal para a concentração do poluente nas vias. Desta forma, realizou-se testes para verificar a normalidade das amostras ($\alpha = 5\%$).

Figura 13 – *Boxplot* do NO₂ por via.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Figura 14 – Histograma de distribuição das vias: NO₂.

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Na Tabela 7, encontram-se os resultados para os testes de normalidade de cada via. Verifica-se, então, que a hipótese nula de normalidade da distribuição é rejeitada pela maioria dos testes, sugerindo que o comportamento dos valores de concentração siga um padrão diferente de distribuição. Como as amostras possuem $n > 30$, é possível utilizar o teste de hipóteses para comparação de médias sem grande influência (PALLANT, 2007), considerando o Teorema do Limite Central (FIELD, 2009; ELLIOT e WOODWARD, 2007).

Tabela 7 – Testes de normalidade: NO₂.

	A0				A1			
	Teste	p-valor	Estat.	Resultado	Teste	p-valor	Estat.	Resultado
Cramer-von Mises	0.18	0.01	0.22	Rejeita	0.20	0.00	0.22	Rejeita
Lilliefors	0.11	0.04	0.11	Rejeita	0.12	0.01	0.11	Rejeita
Anderson-Darling	1.14	0.01	0.74	Rejeita	1.27	0.00	0.74	Rejeita
Shapiro-Wilk	0.95	0.01	1.00	Não Rejeita	0.93	0.00	1.00	Não Rejeita

	C0				C1			
	Teste	p-valor	Estat.	Resultado	Teste	p-valor	Estat.	Resultado
Cramer-von Mises	0.14	0.04	0.22	Não Rejeita	0.14	0.03	0.22	Não Rejeita
Lilliefors	0.09	0.08	0.09	Rejeita	0.09	0.09	0.09	Rejeita
Anderson-Darling	0.91	0.02	0.76	Rejeita	0.88	0.02	0.76	Rejeita
Shapiro-Wilk	0.93	0.00	1.00	Não Rejeita	0.96	0.01	1.00	Não Rejeita

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Ao realizar o teste de hipóteses, com um intervalo de confiança de 99%, o resultado apresentou indícios para rejeitar a hipótese nula (igualdade entre as médias) entre C0 e C1, e entre A0 e A1, ou seja, as vias possuem perfis diferentes em relação à concentração de NO₂. Realizando o mesmo teste entre C1 e as vias arteriais, não foram encontrados indícios para rejeitar a hipótese nula, indicando uma similaridade entre essas vias. Vale ressaltar que as perdas das amostras podem exercer influência nos resultados.

Foram realizados, ainda, testes não-paramétricos para comparação entre as vias. Os testes de Wilcoxon e Mann-Whitney também confrontam amostras para descobrir se pertencem à mesma população. O resultado não se apresentou muito diferente do observado pelo teste de hipóteses, com exceção da comparação entre vias Arteriais e Comerciais ($\alpha = 1\%$). O comparativo do resultado dos três testes pode ser visto no Quadro 2.

Quadro 2 – Testes de comparação de amostras: NO₂.

	Teste de Hipóteses	Teste de Wilcoxon	Teste de Mann-Whitney
A0 x A1	Rejeita	Rejeita	Rejeita
C0 x C1	Rejeita	Rejeita	Rejeita
A x C	Rejeita	Não Rejeita	Não Rejeita
0 x 1	Não Rejeita	Não Rejeita	Não Rejeita
A x C0	Rejeita	Rejeita	Rejeita
A x C1	Não Rejeita	Não Rejeita	Não Rejeita
(A0+A1+C1) x C0	Rejeita	Rejeita	Rejeita

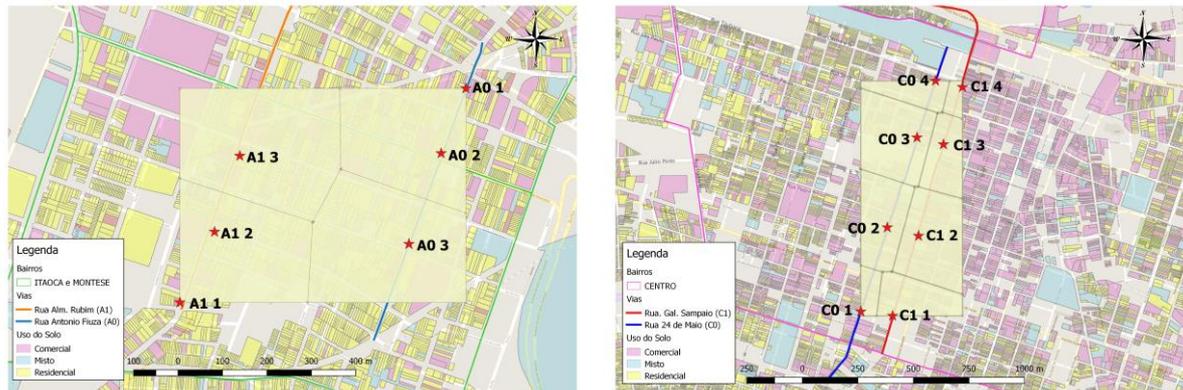
Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Nos três testes, no comparativo entre vias de mesma classificação, há rejeição da hipótese nula. Os resultados obtidos pelos testes são um indicativo que a classificação funcional e uso do solo não são tão influentes quanto o fluxo de veículos pesados (ônibus e caminhões) nas concentrações de NO₂, conforme resultado do teste comparativo entre todas as vias e C0. Entretanto, o resultado também aponta uma influência positiva da faixa exclusiva de ônibus neste sentido, dado que A1 apresentou resultados menores que A0, apesar de um volume maior de veículos pesados (83 veíc./h versus 69 veíc./h). O mesmo resultado não pode ser observado nas vias comerciais devido à grande diferença de volume de tráfego de C0.

Por fim, foi obtido o índice de Moran (t) para as duas áreas que abrigam as vias, de modo a verificar a existência de correlação espacial nas amostras. Primeiramente, cada região foi dividida em polígonos, de acordo com o Diagrama de Voronoy (Figura 15), para se determinar a “área de influência” de cada ponto. Após, foram selecionadas uma amostra da

época de chuvas (L03) e uma da época de seca (L12), e ainda o valor médio geral de cada ponto. Por fim, obteve-se o índice de Moran local univariado para os níveis de NO_2 , e bivariado para “ NO_2 versus fluxo de veículos pesados” (ônibus e caminhões) e “ NO_2 versus uso do solo” no entorno do ponto.

Figura 15 – Polígonos de Voronoy.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

A Tabela 8 apresenta os valores obtidos para a região das vias arteriais. Para o período chuvoso, verifica-se uma tendência para correlação espacial, entretanto, ao utilizar o índice bivariado, essa relação se torna mais fraca. O oposto ocorre para o período seco e para a média geral, com destaque para a análise NO_2 versus fluxo de veículos pesados. Assim, há indícios que indicam uma relação mais forte deste poluente com a variação do fluxo de veículos nesta região.

Tabela 8 – Índice de Moran: vias arteriais.

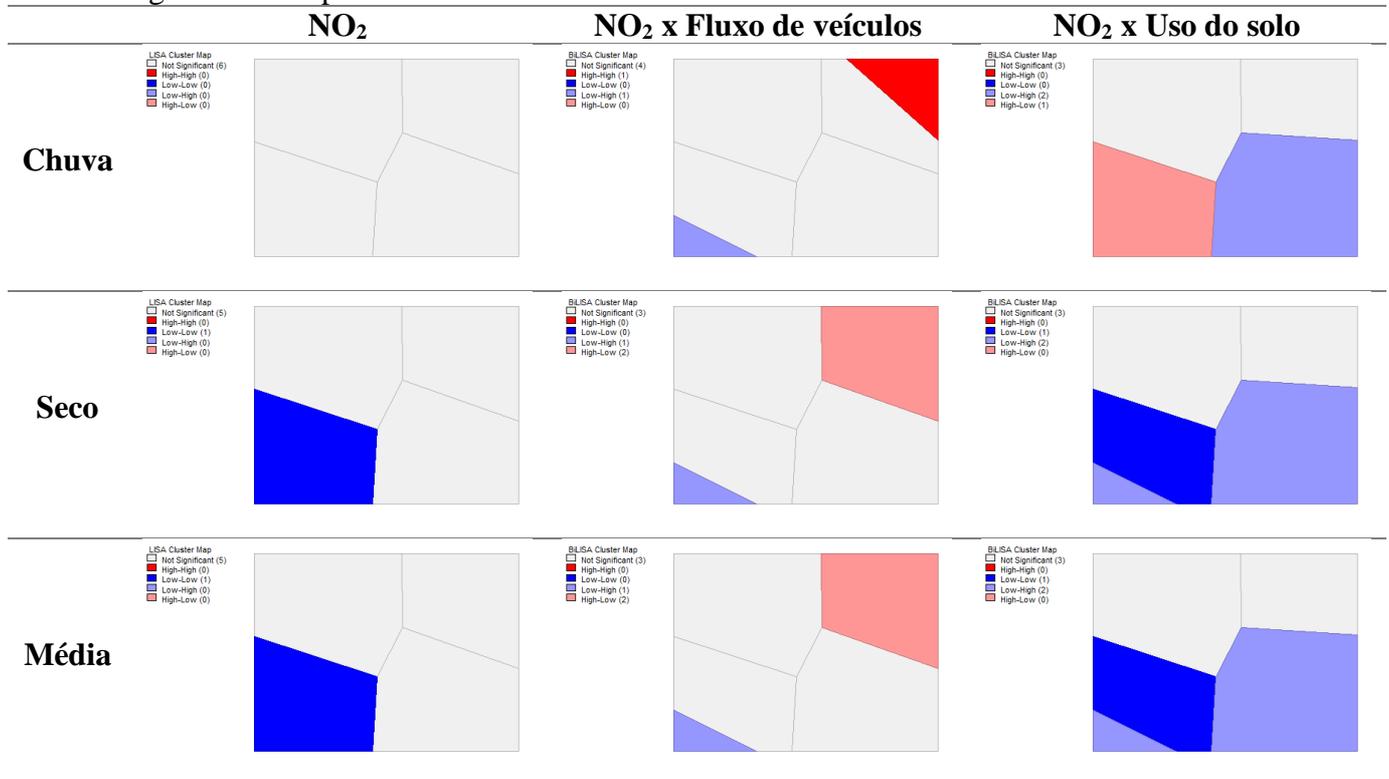
	NO_2	NO_2 x Fluxo de veículos	NO_2 x Uso do solo
Chuva	-0.32	-0.24	-0.22
Seco	0.16	-0.30	-0.19
Média	0.07	-0.40	-0.15

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Os mapas de *clusters* da Figura 16 apresentam a relação dos setores do polígono com sua vizinhança imediata. Ao comparar com o fluxo categorizado de veículos pesados, as três análises (chuva, seco e média) apresentam um padrão similar, onde o canto superior direito (próximo aos pontos A0 1 e A0 2) e o canto inferior esquerdo (próximo ao ponto A1 1) destacam-se em relação às outras partes do polígono, locais com fluxo mais elevado. Em

relação ao uso do solo, a parte inferior do polígono ganha destaque (próximo aos pontos A0 3 e A1 1), onde há presença mais forte de lotes residenciais, levando a valores menores.

Figura 16 – Mapa de *clusters*: vias arteriais



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Para as vias comerciais, o teste apresentou resultado diferente (Tabela 9). Enquanto os valores permaneceram baixos para o período chuvoso, demonstrando baixa correlação nas três análises, os resultados para o período de seca e para a média geral mostraram indicativos de correlação na análise univariada de NO₂ e na bivariada NO₂ *versus* uso do solo. Desta forma, observa-se que, nesta região, o uso do solo exerce uma influência mais forte nos níveis deste poluente.

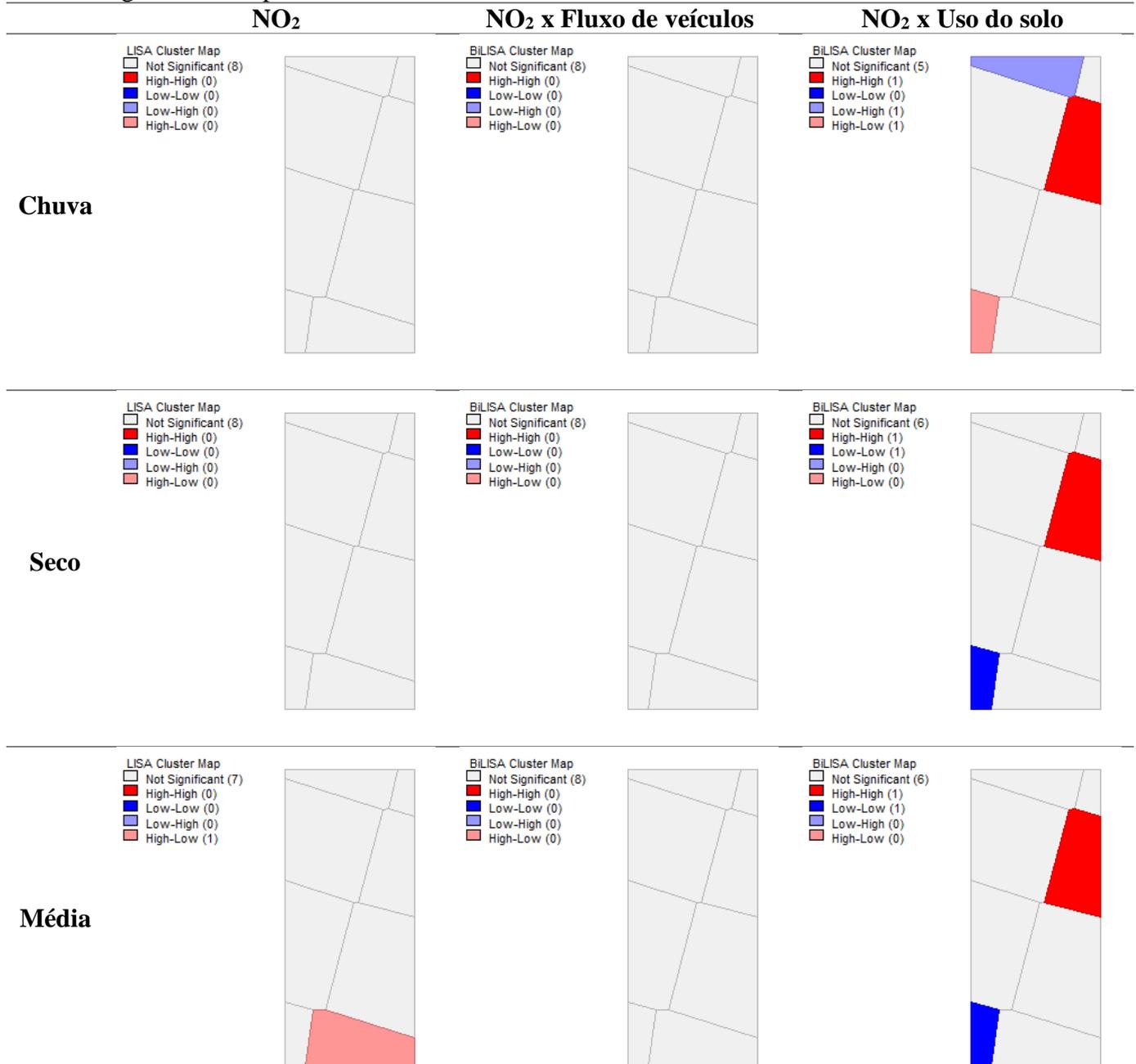
Tabela 9 – Índice de Moran: vias comerciais.

	NO ₂	NO ₂ x Fluxo de veículos	NO ₂ x Uso do solo
Chuva	0.14	-0.06	0.14
Seco	0.42	0.01	0.41
Média	0.27	-0.04	0.34

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

O mapa de *clusters* da área (Figura 17) demonstra o resultado obtido no índice de Moran, onde as três análises NO₂ *versus* uso do solo apresentam padrão semelhante. Destaque para a região próxima ao ponto C1 3, com elevado uso do solo comercial, e consequente resultado *high-high*; e para a região próxima ao ponto C0 1, com valores menores de uso comercial e resultado *low-low*.

Figura 17 – Mapa de *clusters*: vias comerciais.



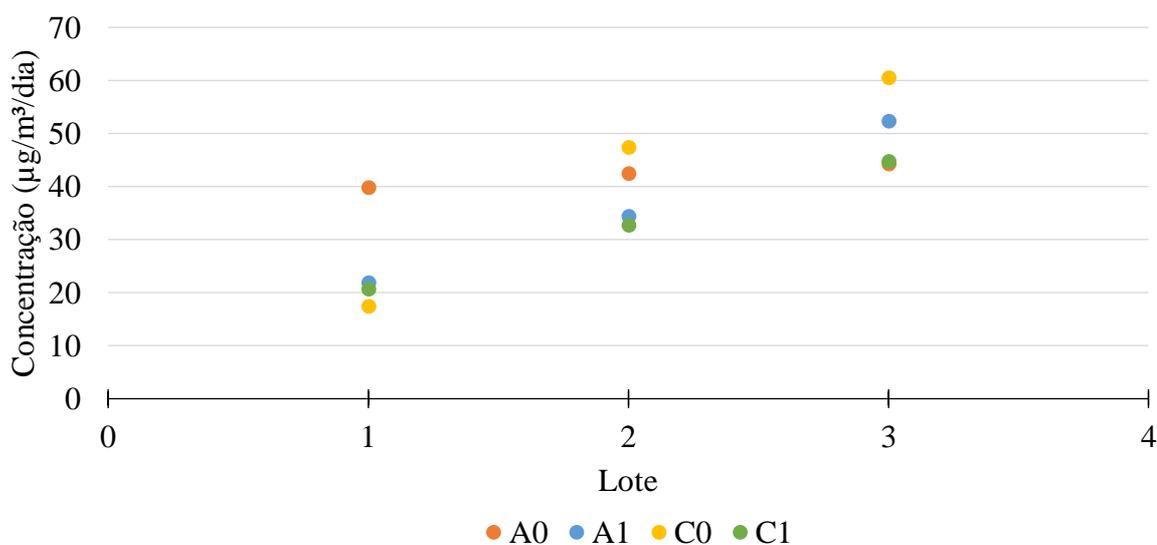
Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

A partir dos resultados acima, verifica-se que diferentes regiões apresentam padrões distintos de comportamento do nível de NO_2 . Fatores meteorológicos, fluxo de veículos e padrão de uso do solo mostraram-se significantes, a depender da região de análise. Reforça-se, assim, a necessidade de análises locais que envolvam múltiplas variáveis a fim de estabelecer quais possuem correlação significativa.

5.3 Dióxido de Enxofre

Como mencionado anteriormente, foram analisados os resultados de concentração de SO_2 até a campanha L03, terminada em 05/05/2019. Com esses dados, construiu-se gráficos de modo a oferecer uma sensibilidade visual à variação de concentração ao longo das campanhas, conforme a Figura 18. O resultado é apresentado em $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{dia}$.

Figura 18 – Concentrações de SO_2 nas vias arteriais e comerciais.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

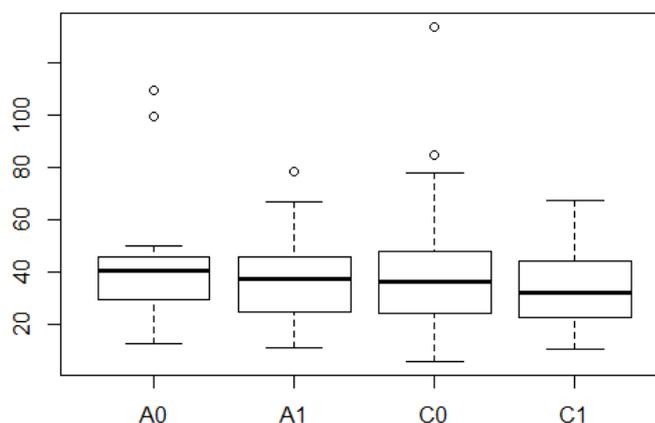
A partir da imagem, é possível verificar, tanto nas vias arteriais quanto nas comerciais, uma tendência de crescimento nas concentrações, ao contrário do observado para o NO_2 , em especial na 3ª campanha. Ao considerar a grande afinidade do dióxido de enxofre com a água, os níveis deste poluente poderiam ser ainda mais altos no período de maior precipitação observada. Na via A0, no entanto, esse crescimento se apresenta de maneira menos expressiva. Os resultados de A1 e C1 também se mostram bem próximos, tanto em valor quanto em comportamento. A Tabela 10 mostra as médias e os desvios padrões do SO_2 .

Tabela 10 – Média e desvio padrão do SO₂ nas vias em estudo.

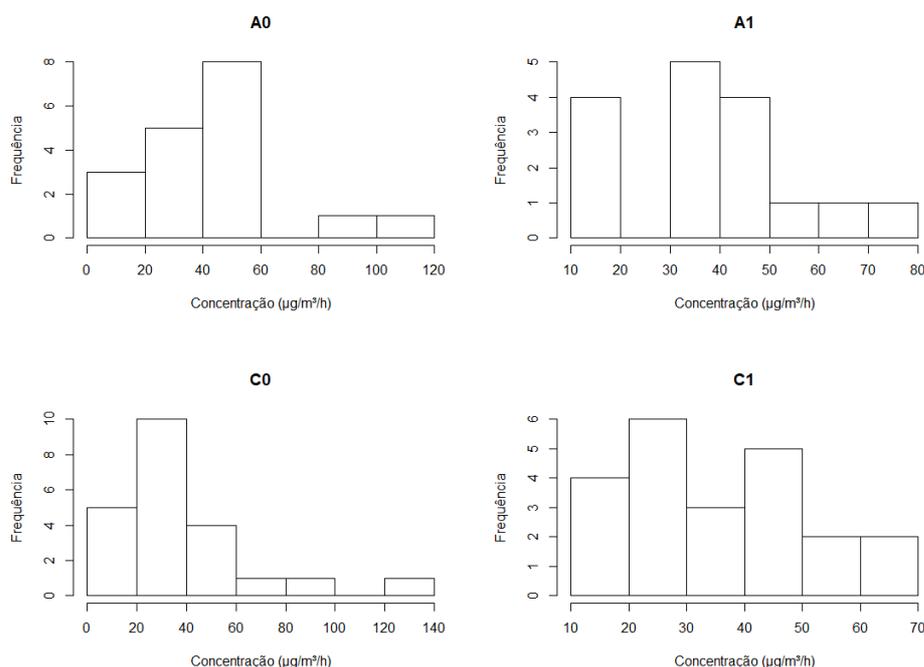
SO ₂	A0	A1	C0	C1
Média (µg/m³/h)	42.3	38.1	40.7	32.8
Desv. Pad. (µg/m³/h)	25.7	19.2	28.5	17.1
n	18	16	22	22

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

A partir da tabela anterior, verifica-se que as vias sem faixa exclusiva apresentaram média maior em relação ao respectivo par com faixa, além de uma variação maior nos dados, apesar do fluxo menor de veículos pesados. A Figura 19 apresenta o *boxplot* das vias, onde é possível verificar a presença de poucos *outliers* e uma proximidade das médias. A distribuição das observações é apresentada na Figura 20, que traz uma similaridade com a distribuição normal, em especial as vias A1 e C1.

Figura 19 – *Boxplot* do SO₂ por via.

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Figura 20 – Histograma de distribuição das vias: SO₂.

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Como o número de observações de cada grupo é menor que 30, não é possível assumir a distribuição normal das amostras. Assim, foram realizados testes para verificar esta hipótese ($\alpha = 5\%$). O resultado encontra-se abaixo, na Tabela 10Tabela 11, que rejeita a hipótese nula de normalidade em quase todos os casos, conforme observado para o NO₂.

Tabela 11 – Testes de normalidade: SO₂.

	A0				A1			
	Teste	p-valor	Estat.	Resultado	Teste	p-valor	Estat.	Resultado
Cramer-von Mises	0.22	0.00	0.22	Rejeita	0.05	0.45	0.22	Rejeita
Lilliefors	0.27	0.00	0.21	Rejeita	0.13	0.63	0.22	Rejeita
Anderson-Darling	1.31	0.00	0.77	Rejeita	0.35	0.42	0.78	Rejeita
Shapiro-Wilk	0.81	0.00	1.00	Não Rejeita	0.94	0.41	1.00	Rejeita

	C0				C1			
	Teste	p-valor	Estat.	Resultado	Teste	p-valor	Estat.	Resultado
Cramer-von Mises	0.20	0.01	0.22	Não Rejeita	0.03	0.84	0.22	Rejeita
Lilliefors	0.21	0.01	0.19	Rejeita	0.09	0.92	0.19	Rejeita
Anderson-Darling	1.14	0.00	0.78	Rejeita	0.22	0.82	0.78	Rejeita
Shapiro-Wilk	0.83	0.00	1.00	Não Rejeita	0.97	0.63	1.00	Rejeita

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Com os testes anteriores rejeitando a hipótese nula (distribuição normal), torna-se inviável a utilização do teste de hipóteses padrão, permitindo apenas o uso dos testes de Wilcoxon e Mann-Whitney. Apesar de as médias nas vias com faixa exclusiva serem menores que as médias das vias sem faixa, os testes não apresentaram indícios para rejeitar a hipótese nula de igualdade das médias, com intervalo de 99% de confiança, conforme resultado apresentado no Quadro 3.

Quadro 3 – Testes de comparação de amostras: SO₂.

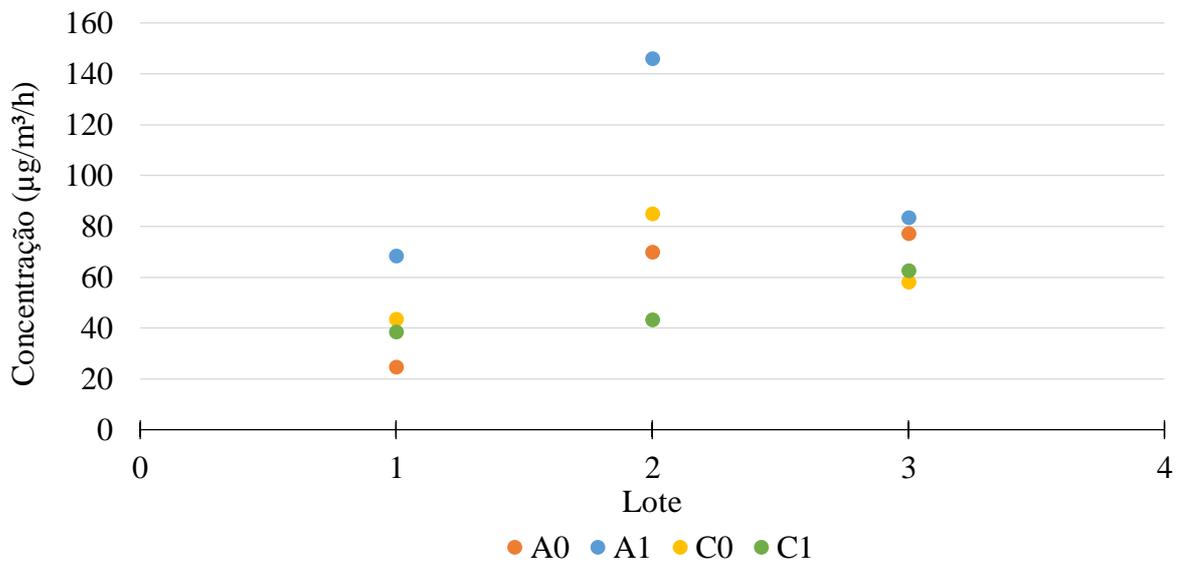
	Teste de Wilcoxon	Teste de Mann-Whitney
A0 x A1	Não Rejeita	Não Rejeita
C0 x C1	Não Rejeita	Não Rejeita
A x C	Não Rejeita	Não Rejeita
0 x 1	Não Rejeita	Não Rejeita

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Apesar da rejeição dos testes, a média mais baixa em vias com faixa exclusiva são um indicativo positivo para o potencial desta solução de transporte. Deve-se levar em consideração o número restrito de amostras analisadas uma vez que, ao utilizar todos os dados coletados, o resultado poderá ser mais assertivo, trazendo maior embasamento para conclusões.

5.4 Ozônio troposférico

Assim como o SO₂, foram analisados os resultados de concentração de O₃ até a campanha L03, terminada em 05/05/2019. A partir dos resultados obtidos, construiu-se gráficos de modo a oferecer uma sensibilidade visual à variação de concentração ao longo das campanhas, conforme a Figura 21. O resultado é apresentado em µg/m³/h. Faz-se importante tomar nota que o período de coleta dessas amostras era chuvoso, deixando os amostradores bastante úmidos devido à forte relação do poluente com água. Desta forma, não é possível descartar eventual contaminação das amostras, o que pode explicar os resultados que serão apresentados mais à frente.

Figura 21 – Concentrações de O₃ nas vias arteriais e comerciais.

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Comparando com os níveis de radiação apresentados na Figura 9, que mantiveram-se quase estáveis durante os três primeiros lotes, observa-se que os maiores precursores da variação de O₃ troposférico são as concentrações de gases de origem, como o NO₂. As concentrações médias totais dos dois gases seguiram a mesma variação no período, porém o mesmo não é constatado ao analisar o resultado por via. A Tabela 12 mostra as médias e os desvios padrões do O₃.

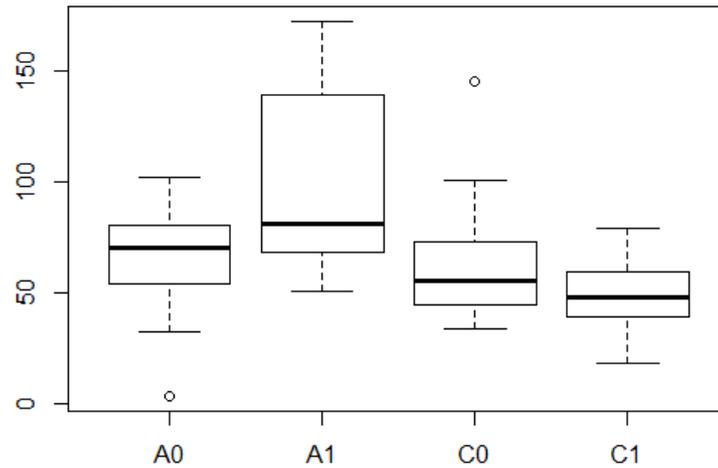
Tabela 12 – Média e desvio padrão do O₃ nas vias em estudo.

O ₃	A0	A1	C0	C1
Média (µg/m³/h)	65.2	99.3	62.9	48.2
Desv. Pad. (µg/m³/h)	25.7	39.5	26.2	16.0
n	15	18	22	24

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

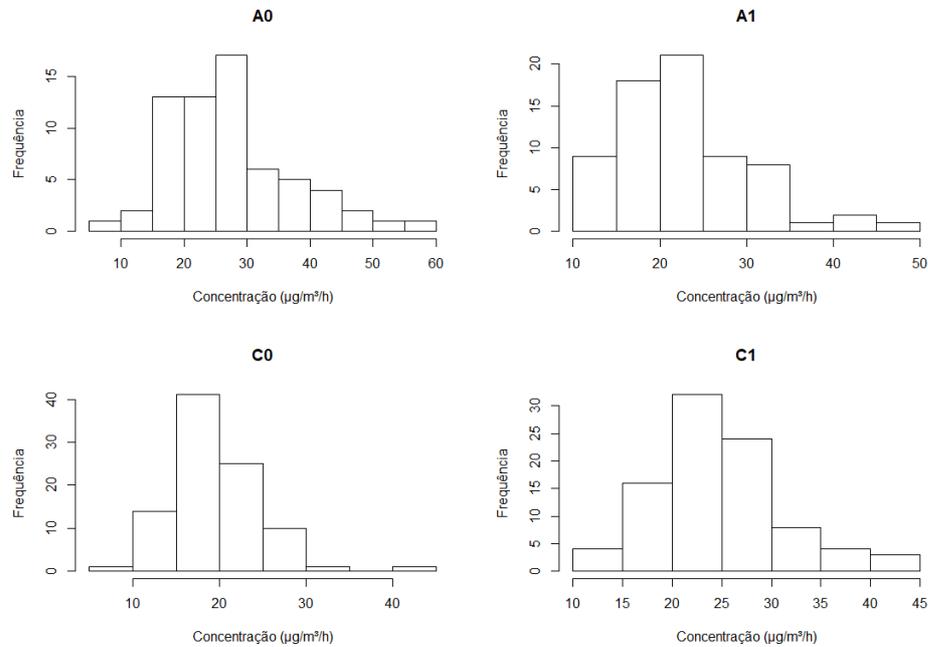
A partir da tabela anterior, verifica-se que não é possível observar um padrão claro para as concentrações do poluente, o que pode ter relação com a umidade do amostradores quando da análise, conforme mencionado anteriormente. A Figura 22 apresenta o *boxplot* das vias, onde é possível verificar a presença de poucos *outliers* e uma proximidade das médias. A distribuição das observações é apresentada na Figura 23, que traz uma similaridade com a distribuição normal, em especial as vias A1 e C1.

Figura 22 – *Boxplot* do O₃ por via.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Figura 23 – Histograma de distribuição das vias: O₃.



Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Como o número de observações de cada grupo é menor que 30, não é possível assumir a distribuição normal das amostras. Assim, foram realizados testes para verificar esta hipótese ($\alpha = 5\%$). O resultado encontra-se abaixo, na Tabela 13, que rejeita a hipótese nula de normalidade em quase todos os casos, conforme observado para o NO₂.

Tabela 13 – Testes de normalidade: O₃.

	A0				A1			
	Teste	p-valor	Estat.	Resultado	Teste	p-valor	Estat.	Resultado
Cramer-von Mises	0.24	0.00	0.22	Rejeita	0.24	0.00	0.22	Rejeita
Lilliefors	0.12	0.02	0.23	Rejeita	0.13	0.00	0.21	Rejeita
Anderson-Darling	1.53	0.00	0.78	Rejeita	1.45	0.00	0.77	Rejeita
Shapiro-Wilk	0.93	0.00	1.00	Não Rejeita	0.92	0.00	1.00	Não Rejeita

	C0				C1			
	Teste	p-valor	Estat.	Resultado	Teste	p-valor	Estat.	Resultado
Cramer-von Mises	0.14	0.03	0.22	Não Rejeita	0.15	0.03	0.22	Não Rejeita
Lilliefors	0.09	0.09	0.19	Rejeita	0.10	0.02	0.18	Rejeita
Anderson-Darling	1.00	0.01	0.78	Rejeita	0.89	0.02	0.78	Rejeita
Shapiro-Wilk	0.93	0.00	1.00	Não Rejeita	0.97	0.02	1.00	Não Rejeita

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Com os testes anteriores rejeitando a hipótese nula (distribuição normal), torna-se inviável a utilização do teste de hipóteses padrão, permitindo apenas o uso dos testes de Wilcoxon e Mann-Whitney. Apesar de as médias nas vias com faixa exclusiva serem menores que as médias das vias sem faixa, os testes não apresentaram indícios para rejeitar a hipótese nula de igualdade das médias, com intervalo de 99% de confiança, conforme resultado apresentado no Quadro 4.

Quadro 4 – Testes de comparação de amostras: O₃.

	Teste de Wilcoxon	Teste de Mann-Whitney
A0 x A1	Não Rejeita	Não Rejeita
C0 x C1	Não Rejeita	Não Rejeita
A x C	Rejeita	Rejeita
0 x 1	Não Rejeita	Não Rejeita
A x C0	Não Rejeita	Não Rejeita
A x C1	Rejeita	Rejeita
C x A1	Rejeita	Rejeita
(A0+A1+C0) x C1	Rejeita	Rejeita
(A0+C0+C1) x A1	Rejeita	Rejeita

Fonte: Elaborada pela Autora (2020).

Os resultados são inconclusivos, não fornecendo padrão específico de rejeição, seja em relação à presença de faixas exclusivas, classificação funcional ou fluxo de veículos. Aqui evidencia-se, mais uma vez, a possibilidade de contaminação das amostras. A análise dos lotes

remanescentes, posteriormente, pode auxiliar em uma melhor definição das relações, uma vez que apresentará mais observações e em situações meteorológicas distintas, permitindo uma avaliação mais ampla.

6 CONCLUSÕES

A qualidade do ar é um assunto cada vez mais relevante ao se considerar a qualidade de vida dos centros urbanos. De modo geral, as emissões veiculares são as principais fontes de poluentes atmosféricos nas urbes, em especial as oriundas da combustão do diesel, a exemplo de ônibus e caminhões. Para as soluções de transporte, em especial o público, esta visão é pouco considerada, tornando-se um benefício secundário às melhorias operacionais, e ainda especulativo, pois as avaliações do impacto nos níveis de poluentes são escassas, devido a limitações tanto financeiras quanto metodológicas.

Este trabalho propôs a elaboração de um método simples e de baixo custo que possibilita a verificação dos impactos ambientais das soluções de transporte após a sua implantação (*ex post*), como as faixas exclusivas de ônibus, tomando como estudo de caso a cidade de Fortaleza-CE.

Seguindo os objetivos especificados no início deste documento, seguem as principais conclusões obtidas:

- Elaborar metodologia para avaliar o impacto de alternativas de operação de transportes nos níveis de NO₂, SO₂ e O₃ em situações onde não há monitoramento prévio:

O método elaborado utilizou-se da amostragem passiva de poluentes atmosféricos, desenvolvida por CAMPOS *et al.* (2010), associada à análise e seleção de pares de vias por critérios pré-definidos, de modo a possibilitar a comparação das situações com e sem a solução de transporte em questão. Os critérios, baseados na literatura, consideraram características físicas e operacionais das vias.

Dentre as vantagens do método desenvolvido, estão o baixo custo de produção e manutenção dos amostradores de gases diante de métodos ativos, além da oportunidade de análise simultânea de diferentes localidades. Por não necessitar de energia elétrica, a variedade de regiões possíveis torna-se ainda mais vasta. Ainda, é de fácil replicação e aplicação, possibilitando a expansão das análises para regiões de diferentes situações econômicas e atestar mais um benefício para a solução implantada, fornecendo mais alternativas ao planejamento urbano.

No entanto, a exposição nas vias se apresenta como um ponto negativo, uma vez que os amostradores ficam passíveis de furto e avarias. Durante o período de amostragem, foram furtados ou danificados quase 10% dos amostradores utilizados. O cuidado maior para evitar contaminações das amostras, o elevado tempo para análise química, e o fornecimento de

dados agregados em um longo período de tempo também podem ser considerados inconveniências inerentes ao método.

- Determinar se os gases NO₂, SO₂ e O₃ sofrem impactos quando da presença de faixas exclusivas de ônibus:

Foi possível observar indicativos de influência na presença de faixas exclusivas de ônibus nos níveis de NO₂. De modo geral, as vias que continham uma faixa exclusiva apresentaram níveis médios menores desse poluente, e os testes de hipóteses apontaram para este entendimento.

O resultado fica mais evidente ao avaliar o fluxo médio de veículos pesados. Vias com faixa exclusiva apresentaram níveis mais baixos do poluente mesmo com fluxo superior de veículos desta categoria.

Para o SO₂, o resultado médio também foi positivo para a presença de faixas exclusivas, entretanto, as análises estatísticas não apresentaram indícios suficientes para rejeitar a hipótese nula de igualdade das médias. O O₃ não apresentou um padrão claro de comportamento.

Durante o período de análise química, o equipamento utilizado para determinação do SO₂ e do O₃ sofreu um defeito e, devido à situação pandêmica do COVID-19, não pôde ser consertado antes da finalização deste trabalho. Apenas uma parte das amostras de cada poluente pôde ser analisada (25%), o que pode influenciar nos resultados e conclusões obtidos. Desta forma, para os dois gases será necessário o conjunto completo de amostras analisadas para obter uma conclusão afirmativa.

- Determinar quais características dos corredores de ônibus apresentam maior impacto nos níveis dos gases mencionados:

Durante as análises, volume e composição do tráfego se mostraram associados ao nível de poluentes, ao contrário da classificação funcional. Vias com volume maior de veículos pesados, de maneira geral, apresentaram níveis maiores de poluição. Ao comparar ruas com fluxo semelhante, a via com faixa exclusiva exibiu um resultado mais baixo em relação ao seu par sem faixa. Mais uma vez, o resultado aponta para um benefício ambiental e para a saúde da população proporcionado pela faixa exclusiva.

Uso do solo e fluxo de veículos pesados mostraram-se significativos a depender da região das vias. O primeiro apresentou maior correlação com os níveis de NO₂ na região das vias comerciais, onde o uso do solo comercial é predominante, e as vias são mais estreitas. O

segundo, no entanto, mostrou-se mais expressivo na região das vias arteriais, onde o fluxo de veículos é maior e o uso do solo residencial é mais comum. Desta forma, observa-se que a formação espacial do entorno das vias exerce influência sobre o padrão de concentração atmosférica deste gás.

Condições meteorológicas também se mostraram relevantes no comportamento de NO_2 . Velocidade do vento e insolação (radiação) apresentaram valores significativos de correlação negativa, enquanto temperatura e precipitação manifestaram correlação positiva. Ou seja, ao aumentar velocidade do vento e radiação ou diminuir precipitação e temperatura, reduz-se os níveis deste poluente.

- Verificar a aplicabilidade em um estudo de caso:

O método desenvolvido se mostrou satisfatório para determinação dos níveis dos poluentes estudados, e adequado para comparativo das vias, trazendo resultados coerentes ao encontrado na literatura. Foi possível encontrar indícios que atestam a melhoria nos níveis de NO_2 após implantação de uma faixa exclusiva de ônibus, onde mesmo com o aumento do fluxo de veículos pesados, as concentrações atmosféricas não apresentaram piora.

Para trabalhos futuros, propõe-se:

- verificação da aplicabilidade para outros poluentes;
- análise de outras soluções de transporte;
- expansão da análise para o entorno das vias;
- análise em períodos mais longos;
- formulação de uma escala com os métodos utilizados na Resolução 491/2018 do CONAMA para comparação com os limites definidos na legislação;
- verificação do impacto ambiental e da saúde populacional.

REFERÊNCIAS

AGUILERA, A. Growth in Commuting Distances in French Polycentric Metropolitan Areas: Paris, Lyon and Marseille. **SAGE Journals**. 2005.

ALAM, A. *et al.* A simulation of transit bus emissions along an urban corridor: Evaluating changes under various service improvement strategies Ahsan. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 31, p. 189–198, 2014.

AMARAL, M. V. S. G. do. Ajuste de modelos e comparação de séries temporais para dados de vazão específica em microbacias pareadas. Dissertação (Mestrado acadêmico em Ciências – Área de concentração: Estatística e Experimentação Agrônômica) – Universidade de São Paulo, 2014.

ANTP – ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE TRANSPORTES PÚBLICOS. **Mais de 46 milhões deixaram de usar ônibus em Fortaleza**. Disponível em <<http://antp.org.br/noticias/clippings/mais-de-46-milhoes-deixaram-de-utilizar-onibus-em-fortaleza.html>> - Acesso em 08 out. 2019.

BAI, X. *et al.* Evaluating lane reservation problems by carbon emission approach. **Transportation Research Part D**, v. 53, p. 178–192, 2017.

BEEVERS, S.; CARSLAW, D.; WESTMORELAND, E. **Air pollution and emissions trends in London**. London: [s.n.]. 2009.

BEL, G.; HOLST, M. Evaluation of the impact of Bus Rapid Transit on air pollution in Mexico City Germ. **Transport Policy**, v. 63, n. March 2017, p. 209–220, 2018.

BETANCOURT, R. M. *et al.* Exposure to fine particulate, black carbon, and particle number concentration in transportation microenvironments. **Atmospheric Environment**, v. 157, n. 1, p. 135–145, 2017.

BILLIONNET, C.; SHERRILL, D.; ANNESI-MAESANO, I. Estimating the Health Effects of Exposure to Multi-Pollutant Mixture. **Annals of Epidemiology**, v. 22, n. 2, p. 126–141, 2012.

BLONDEAU, P.; IORDACHE, V.; POUPARD, O.; GENIN, D.; ALLARD, F. Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools. **Indoor Air**, v.15, n.1, p.2-12, 2005.

BOSCH, R. **Manual de tecnologia automotiva**. 25 ed. São Paulo: Edgard Blücher. 1232p., 2005.

BRASIL. Ministério da Infraestrutura. Departamento Nacional de Trânsito. **Frota de Veículos – 2009**. Disponível em: <<https://infraestrutura.gov.br/component/content/article/115-portal-denatran/8552-estat%C3%ADsticas-frota-de-ve%C3%ADculos-denatran.html>>. Acesso em: 08 out. 2019.

BRASIL. Ministério da Infraestrutura. Departamento Nacional de Trânsito. **Frota de Veículos – 2018**. 2018. Disponível em: <

<https://infraestrutura.gov.br/component/content/article/115-portal-denatran/8552-estat%C3%ADsticas-frota-de-ve%C3%ADculos-denatran.html>. Acesso em: 08 out. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Mortes devido à poluição aumentam 14% em dez anos no Brasil**. 2019b. Disponível em <<http://www.saude.gov.br/noticias/agencia-saude/45500-mortes-devido-a-poluicao-aumentam-14-em-dez-anos-no-brasil>> - Acesso em 08 out. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Observatório Nacional de Segurança Viária. **Dados oficiais do Ministério da Saúde revelam queda de mortes no trânsito em 2016**. Brasília, jul. [2018]. Disponível em: <https://www.onsv.org.br/19076-2/>. Acesso em: 8 out. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Saúde Brasil 2018. **Uma análise da situação de saúde e das doenças e agravos crônicos: desafios e novas perspectivas**. Brasília, 2019a. Disponível em <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/saude_brasil_2018_analise_situacao_saude_doenças_agravos_cronicos_desafios_perspectivas.pdf> - Acesso em 08 out. 2019.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Mobilidade e Serviços Urbanos. **Pesquisa Nacional de Mobilidade Urbana 2019**. Brasília, DF, 2019c.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 382/06, de 26 de dezembro de 2006**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 27 maio 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **I Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. Brasília, 2010.

BROADMEADOW, M. (1998). Ozone and forest trees. **New Phytologist**, 139(1), 123- 125.

NUGROHO, S. B.; FUJIWARA, A.; ZHANG, J. An empirical analysis of the impact of a bus rapid transit system on the concentration of secondary pollutants in the roadside areas of the TransJakarta corridors. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 25, p. 655–669, 2011.

CAMPOS, V. P. *et al.* Development and validation of passive samplers for atmospheric monitoring of SO₂, NO₂, O₃ and H₂S in tropical areas. **Microchemical Journal**, v. 96, n. 1, p. 132–138, 2010.

CARVALHO JR., J. A.; LACAVALA, P. T. **Emissões em Processos de Combustão**. Edição 1. São Paulo, UNESP, 2003.

CET - COMPANHIA DE ENGENHARIA DE TRÁFEGO; SPTRANS. **Relatório de avaliação do impacto da utilização dos corredores exclusivos de ônibus por táxis e outros veículos**. São Paulo: [s.n.].

CONTE, Á. DE A. **O custo econômico de doenças respiratórias: Estudo de caso da cidade do Gama, Distrito Federal**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2010.

DARIS, D. *et al.* Contribuição do tráfego urbano na qualidade do ar em cidade brasileira de porte médio. **Revista AIDIS**, v. 9, n. 1, p. 16–27, 2016.

DATASUS *apud* GUERRERO, 2014. Disponível em <<http://datasus.saude.gov.br/noticias/atualizacoes/487-dados-do-datasus-demonstram-na-bahia-que-poluicao-provocada-por-carros-velhos-aumenta-os-problemas-respiratorios>> - Acesso em 05 dez 2018.

DATASUS, 2011. Disponível em <http://datasus.saude.gov.br/index.php?option=com_blankcomponent&view=default&Itemid=631> - Acesso em 05 dez. 2018.

DATASUS. **Indicadores e Dados Básicos - Brasil – 2011**. IDB-2011. Disponível em <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/idb2011/matriz.htm>> - Acesso em dez. 2018.

DEFOREST, C.; BUCKLEY, A.; PORTER, J. Passive samplers and community science in regional air quality measurement, education and communication. **Environmental Pollution**, v. 203, p. 243–249, 2015.

DRUMM, F. C.; GERHARDT, A. E.; FERNANDES, G. D.; CHAGAS, P; SUCOLOTTI, M. S.; KEMERICH, P. D. da C. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. **Reget**, v. 18, p. 66–78, 2014.

DUTRA, C. B.; BECKER, A. M. **A experiência das faixas exclusivas para ônibus na cidade de Londrina** –. XX ANTP, 2015.

E-CYCLE. **NOx: o que são e quais os impactos dos óxidos de nitrogênio**. Disponível em: <<http://www.ecycle.com.br/component/content/article/63/3052-nox-os-oxidos-de-nitrogenio-tipos-o-que-sao-onde-estao-causas-consequencias-aquecimento-global-efeito-estuda-nitrico-nitroso-dioxido-de-nitrogenio-fontes-emissoras-compostos-impactos-como-evitar-acoes-dicas.html>>. Acesso em: 07 abr. 2017.

ELLIOTT, A. C.; WOODWARD, W. A. **Statistical analysis quick reference guidebook with SPSS examples**. 1st. ed. London: Sage Publications; 2007. Disponível em <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=SOsX0IbNxeIC&oi=fnd&pg=PR13&ots=ro6Z6wju7K&sig=nn2paaMPtPEMEUTNIL64xTddgkU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false> - Acesso em 03 jul. 2020.

FEPAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER. **Qualidade Ambiental**. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/poluentes.asp>>. Acesso em 23 maio 2017.

FIELD, A. **Discovering statistics using SPSS**. 3 ed. London: SAGE publications Ltd; 2009. p. 822. Disponível em <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=c0Wk9IuBmAoC&oi=fnd&pg=PP2&ots=LbIkOO0s1A&sig=1M6u1CWR8d8AITjxrdL4pQPYu0M&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false> - Acesso em 03 jul. 2020.

FORTALEZA. Instituto de Planejamento de Fortaleza. IPLANFOR. **Plano de Mobilidade de Fortaleza - PlanMob**. Fortaleza, 2015.

FORTALEZA. Prefeitura de Fortaleza. **Fortaleza 2040**. Volume 3, Parte II. Cidade conectada, acessível e justa. Plano Mestre Urbanístico e de Mobilidade Urbana, 2016.

FORTALEZA. Sistema de Informações Ambientais de Fortaleza – SIAFOR. **Monitoramento de Emissões Atmosféricas - Fontes Fixas**. 2019. Disponível em <<http://siafor.fortaleza.ce.gov.br/siafor/publico/mapa/emissoes.jsf>> - Acesso em 19 jul. 2019.

FRANK, L. D.; STONE, B.; BACHMAN, W. Linking land use with household vehicle emissions in the central puget sound: Methodological framework and findings. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 5, n. 3, p. 173–196, 2000.

FREITAS, A. M.; SOLCI, M. C. Caracterização do MP10 e MP2,5 e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. **Química Nova**, v.32, n.7, p.1750-1754, 2009.

HADAS, Y.; NAHUM, O. E. Urban bus network of priority lanes: A combined multi-objective, multi-criteria and group decision-making approach. **Transport Policy**, v. 52, p. 186–196, 2016.

HONG, J.; GOODCHILD, A. Land use policies and transport emissions: Modeling the impact of trip speed, vehicle characteristics and residential location. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 26, p. 47–51, 2014.

HONG, J.; SHEN, Q. Residential density and transportation emissions: Examining the connection by addressing spatial autocorrelation and self-selection. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 22, p. 75–79, 2013.

IEMA- INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **Avaliação dos efeitos da implantação de faixas exclusivas em SP: tempo de viagem, consumo de combustível e emissões de poluentes - 1ª etapa** -. São Paulo: 2014.

INSTITUTO SAÚDE E SUSTENTABILIDADE. **Qualidade do ar no Estado de São Paulo**. 2015. Disponível em <https://www.saudeesustentabilidade.org.br/wp-content/uploads/2017/12/Cetesb_Saude_FINAL_V2_WEB.pdf> - Acesso em 05 dez. 2018.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS APLICADAS. **Atlas da Violência**. Brasília, 2019.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS APLICADAS. Emissões relativas de poluentes do transporte urbano. **Boletim regional, urbano e ambiental**. Brasília, 2011.

ITF - INTERNATIONAL TRANSPORT FORUM. Reducing Transport Greenhouse Gas Emissions. On: **Transport and Innovation: Unleashing the Potencial**. Alemanha. 2010.

LINDHJEM, C. E.; POLLACK, A. K.; DENBLEYKER, A.; SHAW, S. L. Effects of improved spatial and temporal modeling of on-road vehicle emissions. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 62, n. 4, p. 471–484, 2012.

LISBOA, H. de M.; KAWANO, M. **Controle da Poluição atmosférica**. Ed. Montreal. 2007.

MARTINS, J. **Motores de combustão interna**. Porto: Publindústria. 437p, 2005.

MELO, C. P.; SANCHES, E. ; RIBEIRO, M. M. ; RODRIGUES, F. ; MELO, C. P. **Sobre o Impacto da Implantação de um corredor exclusivo para ônibus em centros urbanos: um estudo de caso para Belo Horizonte.** In: PANAN, 2014.

MIRAGAYA, J. **Perfil da distribuição dos postos de trabalho no Distrito Federal: Concentração no Plano Piloto e déficit nas cidades-dormitório.** CODEPLAN. 2013. Disponível em <<http://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/02/Perfil-da-Distribui%C3%A7%C3%A3o-dos-postos-de-Trabalho-no-DF-Concentra%C3%A7%C3%A3o-no-Plano-Piloto-e-Deficits-nas-Cidades-Dormit%C3%B3rio.pdf>> Acesso em 03 jul. 2020.

MORAES, J. M.; PELLEGRINO, G. Q.; BALLESTER, M. V.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Trends in hydrological parameters of a southern Brazilian watershed and its relation to human induced changes. **Water Resources Management**, v. 12, p 295-311, 1998.

MTA - METROPOLITAN TRANSPORTATION AUTHORITY. **M15 on First and Second Avenues: Progress Report.** New York City Transit. 2011.

MURESAN, B.; FRANÇOIS, D. Air quality in tramway and high-level service buses: A mixed experimental/modeling approach to estimating users' exposure. **Transportation Research Part D**, v. 65, n. September, p. 244–263, 2018.

NTU – ASSOCIAÇÃO NACIONAL DAS EMPRESAS DE TRANSPORTES URBANOS. **Os grandes números da mobilidade urbana.** 2018. Disponível em <<https://www.ntu.org.br/novo/AreasInternas.aspx?idArea=7>> - Acesso em 05 dez. 2018.

NUGROHO, S. B.; FUJIWARA, A.; ZHANG, J. An empirical analysis of the impact of a bus rapid transit system on the concentration of secondary pollutants in the roadside areas of the TransJakarta corridors. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 25, p. 655–669, 2011.

OBSERVATÓRIO DO CLIMA; IEMA-INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **Emissões dos Setores de Energia, Processos Industriais e Uso de Produtos.** São Paulo, 2018.

OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Organização Pan-americana de Saúde. **World Health Statistics 2018: monitoring health for the SDGs, sustainable development goals.** Geneva, 2018.

ONS – Office for National Statistics. **Commuting to work, Changes to Travel to Work Areas: 2001 to 2011.** 2015. Disponível em <<https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peopleinwork/employmentandemployeetypes/articles/commutingtoworkchangestotraveltoworkareas/2001to2011>> - Acesso em 03 jul 2020.

PALLANT, J. **SPSS survival manual: a step by step guide to data analysis using SPSS for Windows.** 3 ed. Sydney: McGraw Hill; 2007. pp. 179–200. Disponível em <<https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=fZZTBgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR7&ots=KVOWqTUWDX&sig=LI4->

OeA8wh0XpOT-y53OR2o0HGU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false> - Acesso em 03 jul 2020.

RIBEIRO, J. P. *et al.* Compreensão da formação de NO₂ proveniente das operações de transporte urbano e suas relações com agentes causais. **Transportes**, n. 2, p. 209–223, 2019.

RODRIGUES, C. G. *et al.* Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030. **Revista Brasileira de Estudo de População**, v. 32, n. 3, p. 489–509, 2015.

RODRIGUEZ DEL BARCO, M.; MATTES, A.; KNIBBS, L. D. In-vehicle nitrogen dioxide concentrations in road tunnels. **Atmospheric Environment**, v. 144, n. 2, p. 234–248, 2016.

SALEHI, F.; KARBASSI, A. R.; KHASHAYPOOR, M. Environmental impact assessment of bus rapid transit (BRT) in Tehran Metropolitan City. **International Journal of Human Capital in Urban Management**, n. February, 2016.

SANTOS, K. S. DA S. F. DOS; SOUZA, A. M. G. DE F. **Monitoramento da concentração de dióxido de nitrogênio na atmosfera por amostragem passiva como parte da gestão ambiental em instituição de ensino superior**. IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Anais. 2018.

SÃO PAULO. Prefeitura de São Paulo. **Com faixas exclusivas, ganho do paulistano no ônibus é de 38 minutos/dia**. 2013. Disponível em <<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/transportes/noticias/?p=164100>> - Acesso em 06 dez. 2018.

SÃO PAULO. Prefeitura de São Paulo. **Com faixas exclusivas, ganho do paulistano no ônibus foi de 40,7 minutos/dia em 2014**. 2014. Disponível em <<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/transportes/noticias/?p=187603>> - Acesso em 06 dez. 2018.

SIDER, T.; ALAM, A.; ZUKARI, M.; DUGUM, H.; GOLDSTEIN, N.; ELURU, N.; HATZOPOULOU, M. Land-use and socio-economics as determinants of traffic emissions and individual exposure to air pollution. **Journal of Transport Geography**, v. 33, p. 230–239, 2013.

SILVA, C. A. M. DA. **Análise de corredores prioritários ao ônibus: panorama mundial, clusterização, seleção de variáveis relevantes e relação entre variáveis**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2015.

SKOOG *et al.* **Fundamentos da Química analítica**. 8 Ed. Boston: Cengage Learning, 2005.

SOARES, L. M. *et al.* Avaliação do impacto na qualidade do ar após implantação do BRS no Rio de Janeiro. **Revista Internacional de Ciências**, p. 203–220, 2017.

SOUSA, D. L. M.; CARDOSO, H. M.; SILVA, A. F. **Análise dos Impactos Causados pela Implantação do Corredor Piloto de Transporte Público por Ônibus da Cidade de**

Fortaleza. In: Congresso Brasileiro de Transporte e Trânsito, ANTP, 2003, Vitória - Espírito Santo / BR. Anais do 14º Congresso Brasileiro de Transporte e Trânsito, ANTP, 2003.

SWAMY, S.; PAI, M.; KULSHRESTHA, S. Impact of Bus Rapid Transit on urban air pollution: commuter's exposure to PM_{2,5} in Ahmedabad. **Transport and Communications Bulletin for Asia and the Pacific**, v. 85, n. 85, 2015.

TRB - TRANSPORTATION RESEARCH BOARD. **HCM 2010: Highway Capacity Manual.** Washington: HCM, 2010. 1155 p.

TRIOLA, M. F. **Introdução à Estatística.** 10 Ed. Rio de Janeiro: LTC, 2008.

TURNER, M.; KOOSHIAN, C.; WINKELMAN, S. Case Study: Colombia's Bus Rapid Transit (BRT) Development and Expansion. **Center for Clean Air Policy**, 2012.

URBES. **Estudo de Prioridade ao Transporte Coletivo.** 2015 Disponível em <<https://www.urbes.com.br/uploads/faixa-exclusiva-novembro2015.pdf>> - Acesso 06 dez. 2018.

VALLERO, D. A. **Fundamentals of Air Pollution.** 5. Ed. California: Elsevier Inc., 2014.

VIANA, T.; MESQUITA, F. Ceará tem mais de 2,7 mil mortes por doenças respiratórias em 2019. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 3 jul. 2019. Metro, p. -. Disponível em: <https://diariodonordeste.verdesmares.com.br/editorias/metro/ceara-tem-mais-de-2-7-mil-mortes-por-doencas-respiratorias-em-2019-1.2118450>. Acesso em: 8 out. 2019.

WÖHRNSCHIMMEL, H. *et al.* The impact of a Bus Rapid Transit system on commuters' exposure to Benzene, CO, PM_{2.5} and PM₁₀ in Mexico City. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 8194–8203, 2008.

YANG, W.; OMAYE, S. T. Air pollutants, oxidative stress and human health. **Mutation research**, v. 674, n. 1-2, p. 45–54, 2009.

YAO, J. *et al.* Evaluation of exclusive bus lanes in a tri-modal road network incorporating carpooling behavior. **Transport Policy**, v. 68, n. April, p. 130–141, 2018.

YU, Q.; LI, T. Evaluation of bus emissions generated near bus stops. **Atmospheric Environment**, v. 85, p. 195–203, 2014.

ZHANG, Q.; SUN, G.; FANG, S.; TIAN, W.; LI, X.; WANG, H. Air pollutant emissions from vehicles in China under various energy scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 450-451, p. 250–258, 2013.

ZHANG, R.; MATSUSHIMA, K.; KOBAYASHI, K. Can land use planning help mitigate transport-related carbon emissions? A case of Changzhou. **Land Use Policy**, n. December 2016, p. 0–1, 2017.

APÊNDICE A – LEI DE FICK

Fonte: NELSON, G. Gas mixtures: preparation and control. CRC Press, 1992.

1ª Lei de Difusão de Fick:

$$C = \frac{m \cdot L}{D \cdot A \cdot t}$$

- Onde C: concentração do poluente ($\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$);
 m: massa do analito (μg);
 L: comprimento total do percurso de difusão, ou altura do amostrador (m);
 D: coeficiente de difusão do gás (m^2/h);
 A: área da seção transversal do percurso de difusão (m^2);
 t: tempo de amostragem (h).

Coeficiente de difusão do gás:

$$D = \frac{0,0043 \cdot T^{1,5} \cdot a}{P \cdot b}$$

- Onde D: coeficiente de difusão do gás (cm^2/s);
 T: temperatura (K);
 P: pressão (atm);
 a e b: parâmetros do gás.

Parâmetros a e b:

$$a = \sqrt{\frac{1}{m_a} + \frac{1}{m_b}} \quad \text{e} \quad b = (V_a^{1/3} + V_b^{1/3})^2$$

- Onde m_a : massa molar do gás (g/mol);

- m_b : massa molar do ar (28.9 g/mol);
 V_a : volume molar do gás (cm^3/mol);
 V_b : volume molar do ar ($29.9 \text{ cm}^3/\text{mol}$).

Dado que o valor do coeficiente de difusão de cada poluente depende da temperatura e pressão médias do período, foi calculado um coeficiente para cada amostragem, conforme a tabela abaixo:

Coefficientes de difusão (cm^2/s)

Lote	NO₂	SO₂	O₃
1	0.137	0.115	0.149
2	0.136	0.114	0.149
3	0.139	0.117	0.152
4	0.137	0.115	0.150
5	0.138	0.116	0.151
6	0.137	0.115	0.150
7	0.137	0.115	0.150
8	0.137	0.115	0.150
9	0.136	0.114	0.149
10	0.136	0.114	0.149
11	0.136	0.114	0.149
12	0.137	0.115	0.149

APÊNDICE B – REVISÃO SISTEMÁTICA

Autores	Ano	Cidade	Poluentes	Tipo		Método			Monitoramento		Conclusões
				Emiss.	Conc.	Ativo	Passivo	Simul.	Antes/ Depois	Depois	
Ernst	2005	Jakarta, Indonesia	NO _x , MP ₁₀	X				X	X		Redução na emissão em 212 kg/dia de NO _x e 30 kg/dia de PM ₁₀ devido à troca de veículo particular para BRT no primeiro mês de operação.
Satiennam, Fukuda e Oshima	2006	Bangkok, Tailândia	NO ₂ , CO, MP ₁₀ , MP _{2,5}	X				X	X		Redução significativa de emissões em após implantação de BRT.
Wöhrnschimmel et al. (2008)	2008	Cidade do México, México	CO, Benzeno, MP ₁₀ , MP _{2,5}		X	X			X		Reduções significativas de CO, benzeno e PM _{2,5} (45%, 69% e 30%) após implantação do sistema BRT.
Beevers et al	2009	Londres, Reino Unido	NO _x , MP ₁₀	X	X			X	X		Aumento geral das concentrações de NO _x e MP, com exceção da via onde houve implantação de faixa exclusiva
Budi-Nugroho et al.	2011	Jakarta, Indonesia	NO ₂ , CO, SO ₂ , O ₃ , MP ₁₀	X		X		X		X	Redução dos níveis de PM ₁₀ , não foi possível verificar a influência do BRT no O ₃ , os outros poluentes apresentaram influência meteorológica mais forte.
Turner et al.	2012	Bogotá, Colômbia	NO _x , CO ₂ , SO ₂ , MP ₁₀	X	X	X			X		Redução em todos os poluentes (concentração = SO ₂ - 43%; NO _x - 18%; MP ₁₀ - 12%; emissão = 1 milhão de toneladas de CO ₂)
Cervero	2013	-	CO ₂	X				X	X		Redução das emissões de CO ₂ do BRT em comparação ao LRT por usar fontes energéticas mais limpas.
Hodgson et al.	2013	Reino Unido	NO _x , CO ₂ , MP ₁₀	X				X			Comparativo entre BRT e Light Train, indicou equivalência na emissão de CO ₂ e MP ₁₀ , porém emissões muito elevadas de NO _x para o BRT.

Autores	Ano	Cidade	Poluentes	Tipo	Método			Monitoramento		Conclusões
				Emiss. Conc.	Ativo	Passivo	Simul.	Antes/Depois	Depois	
Baghini et al.	2013	-	CO ₂	X				X		Redução das emissões de CO ₂ devido à migração de veículos particulares para BRT
Hidalgo et al.	2013	Bogotá, Colômbia	-					X		Economia de US\$ 114 mi em saúde pública após implantação do TransMilenio (20 anos de operação).
Intituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA)	2014	São Paulo, Brasil	NO _x , CO ₂ , MP ₁₀	X			X	X		Redução da emissão de todos os poluentes após implantação da faixa exclusiva no horário de pico.
Alam et al.	2014	Montréal, Canadá	NO _x , CO, GHG, MP _{2,5}	X			X	X		Redução das emissões de todos os poluentes nas faixas exclusivas e nas linhas expressas, e redução mais significativa quando associando as duas alternativas.
Chávez-Baeza and Sheinbaum-Pardo	2014	Cidade do México, México	NO _x , CO ₂ , CO, GHG, MP ₁₀	X			X	X		No cenário com BRT, redução da emissão de todos os poluentes, considerando a mudança modal.
Jing et al.	2015	Beijing, China	CO ₂	X			X	X		Os autores avaliaram diversos cenários para melhoria da mobilidade na cidade. Com somente a ampliação de BRTs, haveria apenas ganhos operacionais. A aplicação de todos os cenários considerados poderia atingir redução de até 20% nas emissões de CO ₂ .
Swamy et al.	2015	Ahmedabad, Índia	MP _{2,5}		X	X			X	Os corredores do BRT apresentaram os níveis mais baixos do poluente em comparação a outros corredores.
Salehi et al.	2016	Teerã, Irã	NO _x , NO, CO, SO ₂ , MP ₁₀ , MP _{2,5}	X	X			X		Todos os poluentes apresentaram reduções após implantação do BRT, havendo reduções mais expressivas nos MPs.

Autores	Ano	Cidade	Poluentes	Tipo		Método			Monitoramento		Conclusões
				Emiss.	Conc.	Ativo	Passivo	Simul.	Antes/ Depois	Depois	
Bai et al.	2017	Shenzhen, China	CO ₂	X				X			Aumento geral das emissões ao inserir faixas exclusivas, mas o aumento do acesso à faixa por outros veículos poderia contribuir para redução.
Betancourt et al.	2017	Bogotá, Colômbia	BC, MP _{2,5}		X	X			X		Os autores avaliaram a exposição de diferentes usuários da rede em três cenários: BRT, faixa exclusiva, nenhuma alternativa. A exposição dos pedestres e ciclistas na via com BRT foi a menor, entretanto a exposição do usuário do BRT foi a maior. A via com faixa exclusiva apresentou condições um pouco melhores que a via sem nenhuma das alternativas.
Soares et al.	2018	Rio de Janeiro, Brasil	CO, SO ₂ , MP ₁₀		X	X				X	MP permaneceu quase inalterado durante o período de análise; SO ₂ apresentou reduções significativa, que podem ser decorrentes à associação da redução do enxofre no Diesel; CO não apresentou reduções significativas, com exceção de um ano.
Bel e Holst	2018	Cidade do México, México	NO _x , CO, SO ₂ , MP _{2,5}		X	X			X		Redução de todos os poluentes após BRT, com exceção do SO ₂ , provavelmente devido à mudança de tecnologia dos veículos.
Muresan e François	2018	Nantes, France	MP ₁₀ , MP _{2,5}		X	X				X	Comparativamente, o corredor de faixa exclusiva não apresentou melhoria na qualidade do ar em relação a outros corredores.
Kuang et al.	2019	Brisbane, Austrália	GHG	X				X			Após extensão do corredor de ônibus, haveria diversos ganhos operacionais, além de redução de até 8% nas emissões de CO ₂ equivalente.