



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE TRANSPORTES**

**NARA GABRIELA DE MESQUITA PEIXOTO**

**DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO DE MAPEAMENTO DO RUÍDO DE  
TRÁFEGO RODOVIÁRIO EM ÁREAS URBANAS UTILIZANDO SIG DE ACESSO  
ABERTO E VALIDAÇÃO NA CIDADE DE FORTALEZA**

**FORTALEZA**

**2020**

NARA GABRIELA DE MESQUITA PEIXOTO

DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO DE MAPEAMENTO DO RUÍDO DE TRÁFEGO  
RODOVIÁRIO EM ÁREAS URBANAS UTILIZANDO SIG DE ACESSO ABERTO E  
VALIDAÇÃO NA CIDADE DE FORTALEZA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Transportes. Área de Concentração: Planejamento e Operação de Sistemas de Transportes.

Oreintador: Prof. Dr. Mário Angelo Nunes de Azevedo Filho

FORTALEZA

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)

---

P431d Peixoto, Nara Gabriela de Mesquita.  
Desenvolvimento de Método de Mapeamento do Ruído de Tráfego Rodoviário em Áreas Urbanas Utilizando SIG de Acesso Aberto e Validação na Cidade de Fortaleza / Nara Gabriela de Mesquita Peixoto. – 2020.  
160 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes, Fortaleza, 2020.  
Orientação: Prof. Dr. Mário Angelo Nunes de Azevedo Filho.

1. poluição sonora. 2. ruído de tráfego. 3. mapeamento acústico. 4. SIG. I. Título.

CDD 388

---

NARA GABRIELA DE MESQUITA PEIXOTO

DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO DE MAPEAMENTO DO RUÍDO DE TRÁFEGO  
RODOVIÁRIO EM ÁREAS URBANAS UTILIZANDO SIG DE ACESSO ABERTO E  
VALIDAÇÃO NA CIDADE DE FORTALEZA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Transportes. Área de Concentração: Planejamento e Operação de Sistemas de Transportes.

Aprovada em: 16/12/2020.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Mário Angelo Nunes de Azevedo Filho (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Bruno Vieira Bertoncini (Examinador Interno)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Ricardo Almeida de Melo (Examinador Externo)  
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus pais Eliene e Cezário, pelo amor e carinho dedicados. Pelo apoio às decisões difíceis tomadas que vão moldando os caminhos trilhados na vida. Ao meu irmão também pelos ensinamentos e conselhos. À Deus ou, como prefiro acreditar, esse ser onipresente que mantém o equilíbrio de tudo no universo e todos os seres que nele habitam.

Ao professor Mário, por ter aceitado caminhar por vales obscuros e tornar possível algo que não me imaginaria fazendo quando iniciei essa jornada. Ao professor Ivan Ary, que plantou a semente da pesquisa lá em 2015 e desde então vem me incentivando e sendo um exemplo profissional. Essa jornada também não seria possível sem o Aurélio Brito, com quem tive o primeiro contato na área de acústica ambiental. Esse trabalho simboliza a continuação do valoroso empenho dedicado por ele na Prefeitura de Fortaleza na busca de um melhor conforto acústico na cidade. Aos bolsistas Mikaele, Amanda, Felipe, Janaina, Johab, Herbeson e Salomão, que me acompanharam nas coletas de campo e reuniões de pesquisa.

Ao professor Felipe Vergara, por todos os conhecimentos práticos e teóricos que solidificaram os rumos dessa pesquisa. Também aos professores Arcanjo Lenzi e Andrey pelo apoio no período que estive na UFSC. Também ao Gleidson Mesquita, pela inspiração de trajetória e por conceder o *software* CADNA-A para a realização desse estudo. Gostaria também de agradecer a Elaine por ter me acolhido em Floripa, a Rebeca e a Larissa pela boa companhia.

Aos professores Bruno Bertoncini e Ricardo Melo pelas contribuições dadas ao trabalho e por dedicarem parte do seu tempo para participar dessa banca de dissertação.

À AMC por ter disponibilizado dados requeridos nessa pesquisa, e à SEUMA, por disponibilizar o *software* de simulação e pelo apoio durante a pesquisa.

Ao PETRAN, por proporcionar um espaço de trocas de experiências para além do que está escrito nos livros. Às amigas semeadas ao longo do caminho e que deram outro sentido a rotina no GTTEMA e aos momentos lúdicos, como o cafezinho todos os dias às 16hs na cantina da Química. São eles Davi, Cassiano, Sameque, Vanessa, Moisés, Julie, Lara, Suyanne, João Lucas, Marília, Leo e Wendy. A todos os amigos que de alguma forma participaram dessa trajetória tornando os dias mais agradáveis e regando esperança nos meus dias. Em especial a Juliana que me auxiliou na revisão do texto.

À FUNCAP, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio, ao IFCE e a UFC, que me fizeram refletir sobre o impacto da educação na vida das pessoas.

## RESUMO

O tráfego de veículos e a morfologia urbana estão diretamente relacionados à poluição sonora, que causa anormalidades funcionais na saúde e no comportamento humano. De modo a elaborar planos preventivos e de controle de ruído, os Mapas Estratégicos de Ruído (MER) são utilizados no planejamento urbano para fornecer informações sobre os níveis sonoros em ambiente externo. No Brasil, há uma dificuldade em adquirir e processar os dados necessários para essa modelagem, sendo o objetivo desse estudo propor um processo de mapeamento de ruído rodoviário que seja mais acessível para técnicos e pesquisadores. Para isso, foi desenvolvido, em linguagem Python, um procedimento integrado com o *software* de acesso aberto QGIS. Primeiramente, esse procedimento foi comparado com o *software* comercial Cadna-A utilizando o modelo preditivo RLS90 em 2688 cenários hipotéticos com diferentes características de geometria urbana e de tráfego viário. Posteriormente, foi realizada validação com 170 coletas sonoras na cidade de Fortaleza e identificadas algumas relações entre os níveis  $L_{Aeq}$ ,  $L_{10}$ ,  $L_{90}$ , TNI e os atributos urbanos analisados. A utilização desse procedimento permitiu analisar o desempenho de modelos preditivos nacionais e internacionais, sendo feitas recomendações de uso e aplicação no procedimento testado. Como resultado, o modelo mais complexo obteve melhor desempenho, mas os modelos nacionais performaram melhor que um modelo internacional com características semelhantes. Isso demonstra a importância dos desenvolvimentos adaptados às condições locais. O menor desempenho dos modelos ocorreu em vias com baixo fluxo de veículos e com pavimentos diferentes do asfáltico, embora as diferenças entre os mapas acústicos gerados tenham sido apenas perceptíveis em regiões com complexa geometria dos elementos simulados. Assim, conclui-se que o procedimento proposto é recomendado como uma ferramenta eficaz na elaboração de MER's com uso específico na análise do ruído rodoviário em meio urbano.

**Palavras-chave:** Poluição sonora; ruído de tráfego; mapeamento acústico; SIG.

## ABSTRACT

The traffic flow and urban morphology are directly linked to noise pollution, which cause functional abnormalities reflected in human health and behavior. In order to develop preventive noise control plans, The Strategic Noise Maps have been used to provide information about environment noise levels. In Brazil, there is a difficulty in acquiring and processing data for modeling, so the objective of this work is to propose this noise modeling process and facilitate its use to technicians and researchers. A mapping procedure was proposed. It was developed using the Python language integrated with QGIS. First this procedure was compared with the commercial software Cadna-A, using the calculation model RLS90 in 2688 hypothetical scenarios with different urban morphology and road traffic characteristics. Then, a validation was carried out with 170 noise data collected in the city of Fortaleza. Some relationships were identified between the LAeq, L10, L90, TNI levels and the urban attributes. The use of this procedure enables the performance analyze of national and international predictive models, obtaining recommendations for use and application in the tested procedure. As result, the most complex model achieved the best performance. The Brazilian models achieved best results than a similar international model, which indicates the importance of developments adapted to local conditions. It was noticed that road with low vehicle flow and pavements other than asphalt had low performance, but the differences between the generated acoustic maps were only visible in complex geometry regions. Thus, this proposed procedure is recommended as an effective noise mapping tool to specific use in urban traffic noise analysis.

**Keywords:** Noise pollution; road traffic noise; noise mapping; GIS.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema dos principais elementos do processo de mapeamento sonoro. ....	15
Figura 2 – Critérios de busca, exclusão e categorização dos estudos .....	23
Figura 3 – Localização do total de estudos analisados.....	24
Figura 4 – Curvas de ponderação A e C na escala decibel. ....	26
Figura 5 – Descritores de ruído LAeq, L90 e L10. ....	27
Figura 6 – Mapas horizontais realizados com <i>softwares</i> comerciais (a) na escala regional em Natal e (b) na escala local em Fortaleza. ....	31
Figura 7 – Mapa vertical do efeito de sombra acústica causado por edificação. ....	31
Figura 8 – Cenário 3D de via (a) sem viaduto e (b) com implementação de viaduto.....	31
Figura 9 – Mapas realizados com o <i>software</i> ArcGis para (a) poluição sonora e (b) atmosférica na cidade em Londres.....	32
Figura 10 – Mapas resultantes da interpolação IDW no ArcGis em (a) São Carlos e (b) Dublin. ....	33
Figura 11 – Emissões sonoras ponderadas para categorias de veículos.....	38
Figura 12 – Variação do ruído em função do grau de saturação.....	39
Figura 13 – Relação entre o NPS, velocidade, capacidade e nível de serviço indianos. ....	41
Figura 14 – Taxa de motorização por município em 2018 (a) por motos e (b) por automóveis. ....	42
Figura 15 – Efeito da difração na propagação da onda sonora. ....	42
Figura 16 – Interferência da velocidade dos ventos na propagação da onda sonora. ....	44
Figura 17 – Curvas com os valores de SPBI para diferentes velocidades. ....	45
Figura 18 – Esquema de inserção dos dados no <i>Software</i> de simulação.....	50
Figura 19 – Impacto as edificações e barreiras na propagação sonora no Cadna-A. ....	51
Figura 20 – Efeito das reflexões de primeira ordem no Cadna-A.....	51
Figura 21 – Processo de ajuste e correção na malha de pontos receptores a ser interpolada. ....	52
Figura 22 – Fluxograma de execução dos módulos no procedimento proposto. ....	54
Figura 23 – Alocação de eixos e pontos emissores.....	56
Figura 24 – Criação de malha de pontos receptores.....	57
Figura 25 – Efeito de pontos emissores $E_i$ sobre pontos receptores $R_k$ . ....	58
Figura 26 – Interpolação espacial com método do Inverso Ponderado da distância.....	58
Figura 27 – Configurações das quadras nos cenários criados no cenário Vertical. ....	60
Figura 28 – Visualização 3D de cenários Horizontais no Cadna-A.....	60



Figura 29 – Visualização 3D de cenários Verticais no Cadna-A.....	61
Figura 30 – Posição dos receptores em cenário vertical com inclinação da via de 6%. .....	61
Figura 31 – Correlação entre dados em dB obtidos nos métodos de modelagem.....	63
Figura 32 – Histograma dos erros entre a modelagem QGIS em relação ao Cadna-A.....	64
Figura 33 – Boxplot dos erros entre modelagem QGIS e Cadna-A para cada receptor. ....	65
Figura 34 – Boxplot dos erros para as variações do parâmetro Faixas de Tráfego.....	66
Figura 35 – Histograma dos erros em (a) Altura de medição e (b) Declividade da via.....	67
Figura 36 – Histograma dos erros nos parâmetros (a) Gabarito das edificações, (b) Condições de tráfego, (c) % de veículos pesados e (d) Influência de semáforo. ....	68
Figura 37 – Mapas gerados com menor erro entre modelagens de (a) QGIS e (b) CadnaA..	69
Figura 38 – Diferenças visuais entre a interpolação IDW com (a) potência 2 e (b) potência 3 no QGIS e (c) entre o mapa gerado pelo Cadna-A. ....	70
Figura 39 – Mapas gerados com maior erro entre as modelagens de (a) QGIS e (b) Cadna-A. .....	70
Figura 40 – Mapas gerados em cenário Vertical em (a) QGIS e (b) Cadna-A. ....	71
Figura 41 – Modelos determinísticos e estocásticos escolhidos para análise. ....	76
Figura 42 – Equivalência de energia sonora gerada em função da categoria de veículo.....	78
Figura 43 – Mapa dos principais eixos viários e dos locais de estudo na cidade.....	80
Figura 44 – Localização dos pontos de medição e sistema viário hierárquico da cidade. ....	80
Figura 45 – (a) Visão aérea da Av. Bezerra de Menezes e (b) sonômetro e câmera utilizados nas medições. ....	81
Figura 46 – Segregação dos veículos nas quatro faixas da Av. Bezerra de Menezes. ....	82
Figura 47 – (a) Av Domingos Olímpio e (b) via secundária.....	82
Figura 48 – Trecho medido da Av. Humberto Monte.....	83
Figura 49 – Trecho no local 5 com grande largura entre edificações lindeiras à via.....	84
Figura 50 – Trecho no local 4 com cânion médio ( $1 > H/L > 0,5$ ). ....	84
Figura 51 – (a) Rua Monsenhor Tabosa com (b) pavimento intertravado liso. ....	85
Figura 52 – (a) Rua interna do Campus do PICI/UFC com (b) pavimento paralelepípedo... ..	85
Figura 53 – Característica típica do NPS por segundo de (a) buzinas observadas em campo e (b) outlier detectado no método de Ligori. ....	86
Figura 54 – Método de obtenção da altura média das edificações por quadra.....	88
Figura 55 – Adaptação do shape de Quadras no QGIS.....	89
Figura 56 – Geolocalização dos links indicados na tabela 12.....	89
Figura 57 – Adaptação do shape de Vias no QGIS no local 7.....	90

Figura 58 – Valores LAeq, L10, L90 medidos. ....	92
Figura 59 – Valores LAeq e TNI obtidos para cada local em análise.....	93
Figura 60 – Relação entre volume de veículos/hora e o LAeq nos locais analisados, com exceção das vias secundárias. ....	95
Figura 61 – Relação entre volume de veículos/hora/faixa e o LAeq nos locais analisados, com exceção das vias secundárias. ....	95
Figura 62 – Relações entre os erros obtidos e o FatorK de equivalência de motocicletas nos modelos (a) NMPB08, (b) RLS90, (c) CALIXTO03 e (d) FILHO04. ....	97
Figura 63 – Boxplot de comparação entre modelos.....	98
Figura 64 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 1A. ....	99
Figura 65 – Mapa Acústico do local 1A. ....	100
Figura 66 – (a) Relação entre níveis sonoros e ciclos semafóricos no ponto p4 e (b) Impacto do ruído de motor de veículo pesado no ponto p20 de via secundária. ....	100
Figura 67 – Comparação entre os modelos no local 1.A. ....	101
Figura 68 – Comparação entre modelos nas vias secundárias dos locais 1 e 2.....	102
Figura 69 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 1B.....	103
Figura 70 – Mapa acústico do local 1B para o período entre pico.....	103
Figura 71 – Níveis LAeq registrados no ponto p8 em horário pico (a) com alta influência do ciclo semafórico e (b) com tráfego congestionado e incidência de buzinas. ....	104
Figura 72 – Comparação entre modelos no local 1B. ....	104
Figura 73 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 2. ....	105
Figura 74 – Mapa acústico do local 2. ....	106
Figura 75 – Níveis LAeq registrados por segundo no ponto p17. ....	106
Figura 76 – Comparação entre modelos no local 2.....	106
Figura 77 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 3. ....	107
Figura 78 – Mapa acústico do local 3. ....	108
Figura 79 – Comparação entre modelos no local 3.....	108
Figura 80 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 4.....	109
Figura 81 – Sinais sonoros (a) no ponto p31 com veículos leves e pesados em estado parado e (b) no ponto p34 com passagem de veículos pesado em desaceleração. ....	110
Figura 82 – Comparação entre modelos no local 4.....	111
Figura 83 – Sinais sonoros por segundo entorno do ponto p42 no local 5. ....	112
Figura 84 – Comparação entre modelos no local 5.....	112
Figura 85 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 5.....	113

Figura 86 – Mapa acústico do entorno de hospital no ponto p42 no local 5.....	113
Figura 87 – Mapa acústico do entorno de uma praça no ponto p39 no local 5.....	113
Figura 88 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 6. ....	114
Figura 89 – Mapa acústico do local 6. ....	114
Figura 90 – Sinais sonoros por segundo no ponto p45 do local 6 com (a) buzinas de motocicletas e (b) passagem de veículo pesado em desaceleração.....	115
Figura 91 – Comparação entre modelos no local 6 sem filtragem de outlier.....	116
Figura 92 – Mapa de localização dos pontos de medição do local 7. ....	117
Figura 93 – Mapa acústico no entorno do ponto p47 no local 7. ....	117
Figura 94 – Mapa acústico no entorno do ponto p48 no local 7. ....	117
Figura 95 – Sinais sonoros por segundo (a) no ponto p47 e (b) no ponto p48. ....	118
Figura 96 – Comparação entre modelos no local 7.....	118
Figura 97 – Ambiente de simulação do QGIS com indicação das vias, quadras e lotes.....	138
Figura 98 – Ambiente de simulação do Cadna-A com indicação das vias, quadras e lotes.	138
Figura 99 – Dados utilizados na formulação de cenários Horizontais e Verticais.....	139
Figura 100 – Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (CNOSSOS) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (ao centro); Distribuição dos erros (à direita). ....	140
Figura 101 – Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (NMPB) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (ao centro); Distribuição dos erros (à direita). ....	141
Figura 102 – Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (RLS90) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (à direita). ....	142
Figura 103 – Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (CALIXTO03) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (ao centro); Distribuição dos erros (à direita). ....	142
Figura 104 – Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (FILHO04) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (à direita). ....	143

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Indicadores de pesquisas relacionando problemas de saúde e ruído.....	18
Tabela 2 – Características contidas no Mapa Estratégico de Ruído. ....	21
Tabela 3 – Classe de precisão e margens de erro de medidores de NPS. ....	25
Tabela 4 – <i>Softwares</i> , modelos e objetivos dos mapeamentos sonoros em pesquisas brasileiras. ....	30
Tabela 5 – Uso de atributos e correções máximas aplicadas nos modelos. ....	35
Tabela 6 – Equivalência de emissão sonora de tipos de veículo em veículo leve por tipo de via.....	39
Tabela 7 – Camadas representativas dos elementos urbanos no QGIS.....	53
Tabela 8 – Dados alfanuméricos da tabela de atributos da camada “vias” no QGIS.....	54
Tabela 9 – Parâmetros considerados na formulação dos cenários de simulação. ....	59
Tabela 10 – Parâmetros considerados na formulação dos cenários de simulação. ....	64
Tabela 11 – Parâmetros considerados na formulação dos cenários de simulação. ....	66
Tabela 12 – Categorização de tipos de pavimentos. ....	77
Tabela 13 – Equivalência de energia sonora gerada em função da categoria de veículo. ....	79
Tabela 14 – Exemplo de parte da tabela de atributos da camada “trechos” no local 2.....	89
Tabela 15 – Limites de ruído externo permitidos para as zonas do estudo no período diurno. .....	91
Tabela 16 – Velocidades dos veículos obtidas e consideradas na modelagem.....	94
Tabela 17 – Comparação entre modelos considerando todas as amostras.....	96
Tabela 18 – Comparação entre modelo NMPB08 após alteração do FatorK.....	97
Tabela 19 – Variações dos cenários formulados no Artigo 2. ....	136
Tabela 20 – Cenários que variam com a geometria dos elementos urbanos.....	136
Tabela 21 – Cenários que variam com as características de tráfego viário.....	137
Tabela 22 – Média, em metros, dos valores considerados por via.....	139

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	14
1.1	Contextualização e questões de pesquisa .....	14
1.2	Objetivos e estruturação .....	16
1.3	Justificativa .....	17
<b>2.</b>	<b>PRIMEIRO ARTIGO</b> .....	20
2.1	Introdução .....	21
2.2	Metodologia .....	22
2.3	Fundamentos de acústica ambiental .....	24
2.3.1	<i>Critérios para validação de modelos</i> .....	27
2.4	Mapeamento sonoro .....	29
2.5	Modelos de predição .....	34
2.5.1	<i>Modelos determinísticos</i> .....	34
2.5.2	<i>Modelos estocásticos</i> .....	36
2.6	Atributos utilizados na Modelagem .....	38
2.6.1	<i>Atributos da fonte emissora</i> .....	38
2.6.1	<i>Divergências locais dos atributos de tráfego</i> .....	40
2.6.2	<i>Atributos do meio urbano</i> .....	42
2.6.3	<i>Tipo de pavimento</i> .....	44
2.7	Conclusão .....	45
<b>3</b>	<b>SEGUNDO ARTIGO</b> .....	47
3.1	Introdução .....	48
3.2	Metodologia de Mapemanto utilizando <i>Software Comercial</i> .....	50
3.3	Metodologia de Mapeamento Proposta .....	53
3.3.1	<i>Visão geral, premissas e limitações</i> .....	53
3.3.2	<i>Cálculo dos Níveis Sonoros</i> .....	56
3.4	Análise de Desempenho do Procedimento Proposto .....	59
3.5	Resultados .....	63
3.5.1	<i>Análise dos erros do procedimento</i> .....	63
3.5.2	<i>Análise do Mapeamento de Ruído</i> .....	69
3.6	Conclusão .....	72
<b>4</b>	<b>TERCEIRO ARTIGO</b> .....	74
4.1	Introdução .....	75

4.2	<b>Metodologia</b> .....	76
4.2.1	<i>Escolha dos modelos preditivos</i> .....	76
4.2.2	<i>Adaptação proposta nos modelos</i> .....	77
4.2.3	<i>Escolha dos locais de estudo</i> .....	79
4.2.4	<i>Coleta de dados acústicos</i> .....	85
4.2.4	<i>Coleta dos dados de tráfego e do meio urbano</i> .....	87
4.2.5	<i>Inserção da base de dados no QGIS</i> .....	88
4.2.6	<i>Método de Análise de dados</i> .....	90
4.3	<b>Resultados</b> .....	92
4.3.1	<i>Relações entre níveis sonoros e aspectos operacionais das vias</i> .....	92
4.3.2	<i>Desempenho dos modelos</i> .....	96
4.3.3	<i>Local 1A – Av. Bezerra de Menezes</i> .....	99
4.3.4	<i>Local 1B – Av. Bezerra de Menezes</i> .....	102
4.3.5	<i>Local 2 – Av. Domingos Olímpio</i> .....	105
4.3.6	<i>Local 3 – Av. Humberto Monte</i> .....	107
4.3.7	<i>Locais 4 – Rua Padre Valdevino</i> .....	109
4.3.8	<i>Local 5 – Rua Costa Barros</i> .....	111
4.3.9	<i>Local 6 – Rua Monsenhor Tabosa</i> .....	114
4.3.10	<i>Local 7 – Via Interna Campus PICI/UFC</i> .....	116
4.4	<b>Conclusões</b> .....	119
5	<b>CONCLUSÃO</b> .....	121
5.1	<b>Recomendações para Trabalhos Futuros</b> .....	123
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	124
	<b>APÊNDICE A – DADOS DOS CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO NO ARTIGO 2</b> .....	136
	<b>APÊNDICE B – ANOVA DO DESEMPENHO ENTRE MODELOS</b> .....	140
	<b>APÊNDICE C - ANOVA DO DESEMPENHO DE DIFERENTES FATORES NOS MODELOS</b> .....	145
	<b>APÊNDICE D – VALIDAÇÃO DOS MODELOS POR LOCAL DE MEDIÇÃO</b> .....	147
	<b>APÊNDICE E – DADOS COLETADOS NAS VIAS DE FORTALEZA</b> .....	150

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Contextualização e questões de pesquisa

O intenso crescimento urbano ocorrido nas últimas décadas resulta no aumento do fluxo de veículos e torna a malha viária cada vez mais saturada. Isso pode causar impactos negativos como poluição sonora, atmosférica, acidentes de trânsito, alto consumo de energia não renovável, dentre outros (RODRIGUES, 2010). No caso da poluição sonora, o ruído do tráfego veicular é um dos tipos de ruído mais agressivos devido ao seu predomínio em relação aos demais, como o comunitário, aéreo, metroviário e industrial. Devido as perturbações e desassossegos causados, a Organização Mundial de Saúde (OMS) reconhece o ruído ambiental como a segunda maior causa de poluição nas cidades (WHO, 2018). A exposição a esse ruído tem sido relacionada a prejuízos na saúde humana, como deficiência auditiva e zumbido (KOWALSKA, 2017), doenças cardiovasculares e alterações no metabolismo (KEMPEN, 2018), dificuldades de aprendizagem (KLATTE, 2013), distúrbios do sono (BASNER; MCGUIRE, 2018) e irritabilidade (GUSKI, 2017).

Para atenuar os efeitos da poluição sonora, planejadores urbanos utilizam a modelagem de ruído para a compreensão do fenômeno, a formulação de planos de mitigação e a avaliação de intervenções. Na Europa, a Directiva 2002/49/EC de Ruído Ambiental (END, 2002) passou a exigir os Mapas Estratégicos de Ruído para grandes e médias cidades, o que tornou os países europeus líderes nesses estudos e nas soluções de problemas relativos à poluição sonora. No Brasil, a cidade de Fortaleza foi uma das pioneiras na elaboração de um projeto municipal de mapeamento sonoro através da Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente. A Carta Acústica de Fortaleza (CAF) fornece uma base objetiva de planejamento e informação à população, gestores e técnicos sobre o ruído urbano, permitindo desenvolvimento de planos preventivos, corretivos ou de acompanhamento (PMF, 2019).

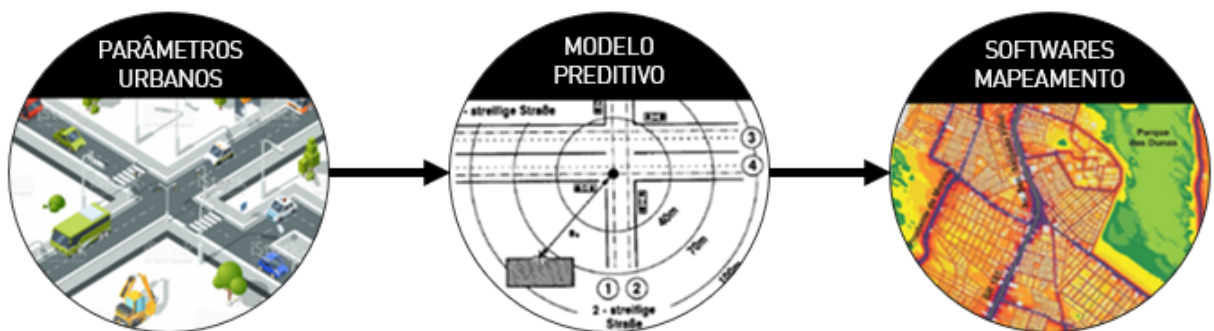
Apesar do crescimento do número de mapas sonoros em cidades brasileiras, esses estudos são restritos a iniciativas acadêmicas em algumas capitais do país e, muitas vezes, apresentam o mapeamento em apenas alguns bairros ou ruas isoladas (BRASILEIRO, 2018). Isso pode ser explicado, em parte, pela dificuldade de adquirir e de processar dados de ruído urbano já que a modelagem em grandes escalas requer uma grande quantidade de dados e um detalhamento das informações inseridas. Faz-se necessário importar os dados de uma base paralela para os *Softwares* de Mapeamento que são utilizados. A partir disso, pode haver problemas de eficácia nesse processo, uma vez que esses *softwares* exigem um maior tempo de processamento para informações mais detalhadas. No caso da CAF, por exemplo, até o presente

momento nem todas as zonas da cidade foram mapeadas. Diante disso, surgiu a motivação para desenvolver essa pesquisa, que é a necessidade de otimizar e tornar mais acessível o processo de mapeamento sonoro.

Um caminho a ser seguido, no âmbito do planejamento urbano, é a tendência das cidades facilitarem a disponibilidade de dados, a interoperabilidade de ações e fomentarem no cidadão o debate sobre questões ambientais por meio da conscientização sobre as suas condições de vida (Cunha *et al.*, 2016). Com isso, os cidadãos poderão sentir-se parcialmente responsáveis pela poluição sonora que experimentam, o que pode induzir uma mudança de comportamento coletivo (MAISONNEUVE *et al.*, 2010). Essa mudança de paradigma induz novos desafios técnicos como a integração de dados em uma mesma base. Desse modo, surgem as primeiras questões de pesquisa: Como ferramentas de baixo custo e acesso aberto podem ser utilizados no mapeamento de ruído? Quais *softwares* podem ser utilizados na modelagem do ruído de tráfego?

Para responder esses questionamentos, faz-se necessário, primeiramente, uma compreensão do processo de modelagem. O Mapa Estratégico de Ruído é uma representação geográfica dos níveis de exposição sonora ambiente, onde as zonas urbanas são classificadas por valores expressos em decibels (dB). Esses valores são obtidos por cálculos de modelos preditivos que utilizam parâmetros do meio urbano, como densidade construída e tipo de pavimento, e das fontes de tráfego, como volume e velocidade de veículos (Figura 1). A alteração desses parâmetros é o que possibilita que sejam realizadas simulações e avaliações de cenários futuros. Sobre esse processo, seguem as seguintes questões: Quais fatores influenciam a emissão e propagação do ruído de tráfego rodoviário em meio urbano? Quais são os modelos preditivos utilizados?

Figura 1 - Esquema dos principais elementos do processo de mapeamento sonoro.



Fonte: Elaborado pela autora.



Outro fator relevante é a eficácia dos modelos preditivos, isto é, o quão bem as situações locais estão sendo representadas e simuladas. Os modelos determinísticos que são implementados nos *softwares* de mapeamento têm sua origem em países cujas características urbanas e de tráfego são, em geral, distintas das cidades brasileiras. Por exemplo, alguns modelos apresentam apenas dois tipos de categorias de veículos (leves e pesados), enquanto na cidade de Fortaleza há uma relevante porcentagem de motocicletas. Essas simplificações e adaptações podem resultar em desvios significativos entre os indicadores acústicos medidos e modelados. Para evitar possíveis divergências com as premissas adotadas nos modelos, faz-se necessário compreender a relação entre os elementos urbanos de cada localidade e os respectivos níveis de ruídos. Isso evita a aplicação dos modelos em contextos completamente distintos dos quais foram originalmente concebidos, reduzindo incertezas sobre os efeitos de políticas de gerenciamento da mobilidade.

Cabe salientar que essas divergências podem ser amenizadas através da inserção de novos elementos no modelo original, baseando-se em dados locais. No exemplo das motocicletas, algumas pesquisas propõem adicionar um parâmetro para buzinas (KALAISELVI; RAMACHANDRAIAH, 2016), incluir outras categorias de veículos (QUIÑONES-BOLAÑOS *et al.*, 2016) ou propor novos modelos estocásticos a partir de valores medidos (KUMAR *et al.*, 2014). Entretanto, os *softwares* de mapeamento tradicionais não permitem a inserção de modelos alternativos, o que limita a implementação em larga escala dessas proposições que, em geral, são mais eficientes. Como alternativa, os *softwares* de acesso abertos permitem que uma rede de colaboradores compartilhe novas formulações e proponham melhorias aos procedimentos. Diante dessa possibilidade de implementação de modelos diversos no procedimento de mapeamento sonoro a ser formulado nessa pesquisa, questiona-se: Qual o desempenho de modelos preditivos quando aplicados em diferentes contextos? Modelos nacionais apresentam melhor adequação na modelagem de cidades brasileiras?

## 1.2 Objetivos e estruturação

De modo a responder esses questionamentos, essa pesquisa tem como objetivo geral propor um processo de modelagem de ruído de tráfego rodoviário urbano mais acessível para técnicos e pesquisadores. Para alcançar esse objetivo, foram elencados os seguintes objetivos específicos:

- Identificar os fatores que influenciam a emissão e propagação sonora, os modelos de predição e os *softwares* utilizados na modelagem do ruído rodoviário urbano;

- Elaborar um procedimento de mapeamento sonoro utilizando *software* de georreferenciamento com acesso aberto;
- Analisar as relações entre os parâmetros urbanos que influenciam o ruído de tráfego com a qualidade do ambiente sonoro na cidade de Fortaleza;
- Analisar o desempenho de modelos de predição de ruído de tráfego na cidade de Fortaleza utilizando o procedimento de mapeamento proposto.

Esses objetivos guiam a estruturação do presente trabalho em três artigos. O primeiro artigo apresenta uma revisão sistemática da literatura destacando aspectos relevantes sobre modelagem do ruído de tráfego rodoviário (Objetivo 1). No segundo artigo, há a proposição de um procedimento de modelagem utilizando o *software* livre QGIS (Objetivo 2). Além disso, são explanados os passos metodológicos da formulação dos algoritmos e seus componentes. O desempenho desse procedimento é comparado com o *software* comercial Cadna-A através de simulações com o mesmo modelo preditivo RLS90. Essas simulações são realizadas em locais hipotéticos criados através das combinações dos parâmetros que influenciam a modelagem de ruído rodoviário. Isso possibilita a mensuração das limitações do procedimento proposto e a viabilidade de implementação em diversos contextos urbanos.

O terceiro artigo trata da validação do procedimento proposto através de estudo de caso na cidade de Fortaleza, sendo coletados dados característicos da fonte sonora e do meio urbano em alguns locais na cidade. Com isso, buscou-se compreender a variação do fenômeno sonoro nesses locais e traçar relações com os resultados encontrados na literatura (Objetivo 3). Essas relações também foram base para a proposição de adaptações nos modelos preditivos selecionados para análise. Isso porque nenhum desses modelos foi desenvolvido na cidade de Fortaleza, mas apenas formulados em outros países ou em outras cidades brasileiras. Assim, esses modelos foram implementados no procedimento proposto nesta pesquisa e comparados com dados medidos em campo (Objetivo 4). A partir dessas análises, são feitas recomendações sobre a aplicabilidade do procedimento de mapeamento sonoro em Fortaleza e sobre o desempenho dos modelos estudados.

### 1.3 Justificativa

O termo “Saúde” é definido pela OMS como estado de completo bem-estar físico, mental e social. Desde 1972 a organização vem apontando os principais impactos do ruído na saúde humana (BERGLUND; LINDVALL; SCHWELA, 1995; WHO, 2018), sendo os efeitos

cumulativos e não se tratando de fatores únicos (tabela 1). A exposição a altos níveis de ruído pode interferir nas relações sociais e um ruído acima 80 dB(A), por exemplo, pode reduzir a capacidade das pessoas se ajudarem e aumentar o comportamento agressivo em pessoas predispostas a agressividade. Na comunicação oral, há um processo de mascaramento que dificulta ou impede que um som seja ouvido devido a interferência de fontes intrusivas, como buzinas. Além disso, como a fala humana está em frequência entre 300 a 3000Hz, há mascaramento de sons com predominância nas baixas frequências, como motores dos veículos, e nas altas frequências, como buzinas, sinalizações de trânsito, sirenes etc.

Tabela 1 - Indicadores de pesquisas relacionando problemas de saúde e ruído.

Problemas de saúde prioritários	Nível de referência	Qualidade da Evidência
Incidência de Doenças Cardíacas	5% de crescimento	Alta
Incidência de Hipertensão	10% de crescimento	baixa
Incômodo	10% de risco	moderada
Prejuízo Cognitivo em crianças (leitura e compreensão)	Um mês de atraso	muito baixa

Fonte: Adaptado de WHO (2018).

Diante disso, o presente trabalho tem como principal contribuição proporcionar uma ferramenta capaz de diagnosticar os níveis de ruído os quais a população está exposta. Apesar do foco metodológico, são apresentadas algumas contribuições fenomenológicas das relações entre ruído rodoviário e atributos urbanos, o que pode fomentar trabalhos futuros sobre os efeitos de diferentes cenários de intervenções urbanas e os efeitos na saúde humana. Em especial a ferramenta pode auxiliar novas pesquisas acadêmicas ou de órgãos governamentais que não possuem recursos financeiros para adquirir os *softwares* comerciais. Adiciona-se a isso a facilidade de utilizar um *software* de geoprocessamento amplamente utilizado no planejamento urbano, que é uma tendência observada em pesquisas ao redor do mundo.

Esse trabalho também representa uma continuidade do estudo da Carta Acústica de Fortaleza (CAF) através da parceria entre UFC e a Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente. Desde 2002, a CAF realiza estudos como avaliação de corredores de ônibus, impacto sonoro do funcionamento do aeroporto e monitoramento de denúncias de poluição sonora e eventos musicais. No Plano Diretor, auxiliou a definição de zonas de silêncio ou sensíveis a exposição de ruído ambiente exterior que exceda em mais de 5 dB os valores permitidos para a cidade (PMF, 2019). No âmbito do planejamento de transportes, esses estudos de impacto ambiental

(EIA) e estudos de impacto de vizinhança (EIV) são também exigências de organizações financeiras internacionais para o financiamento de grandes projetos de mobilidade urbana.

Outra contribuição metodológica do trabalho refere-se a uma revisão dos parâmetros de modelagem adotados no procedimento da CAF e de outras pesquisas nacionais. Isso porque, como não há uma regulamentação nacional, alguns estudos apresentam configurações divergentes, como por exemplo a classificação de motocicletas em veículos leves. Esses e outros fatores decorrem do fato que os modelos de cálculo adotados são provenientes de países com distintas condições de tráfego e características do meio urbano, o que pode influenciar a validade dos dados. Assim, esse estudo visa promover a divulgação de estudos nacionais e fomentar novas pesquisas sobre a poluição sonora nas cidades brasileiras.

## 2. PRIMEIRO ARTIGO

### Modelagem do ruído rodoviário urbano: uma revisão da literatura

#### RESUMO

O tráfego rodoviário induz a poluição sonora, o que acarreta impactos negativos na saúde humana. O mapeamento de ruído urbano tem sido utilizado na compreensão do fenômeno, formulação de planos de mitigação e avaliação de intervenções. O objetivo desta revisão de literatura é apresentar as ferramentas e os parâmetros atualmente utilizados na modelagem da poluição sonora relacionada ao tráfego rodoviário urbano, destacando estudos realizados no Brasil. Foram analisados 274 estudos, sendo destacadas contribuições relevantes, incongruências e lacunas de pesquisa. Verificou-se que os *softwares* comerciais são amplamente utilizados, embora estudos recentes apontem o crescimento do uso de pacotes de código aberto, incluindo suplementos para sistemas de informação geográfica (SIG). Estes sistemas possibilitam integração com diversas bases de dados e a rápida implementação de novos modelos de predição. Os atributos mais usados são volume, velocidade, porcentagem de veículos pesados, pavimento, geometria da via e forma das edificações. No caso brasileiro, ressalta-se a pouca utilização de SIGs e a falta de estudos de fatores comportamentais como, por exemplo, o uso de buzinas.

**Palavras-chave:** Revisão sistemática; Poluição sonora; Mapeamento de ruído; SIG.

## 2.1. Introdução

Nas grandes e médias cidades, o ruído do tráfego veicular é um dos mais agressivos devido ao seu predomínio em relação aos demais, como no caso do tráfego aéreo e das indústrias. A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2018) apresenta evidências de que a exposição ao ruído urbano esteja relacionada a prejuízos na saúde humana, como deficiência auditiva, doenças cardiovasculares, alterações no metabolismo, dificuldades de aprendizagem e irritabilidade. Como forma de diagnosticar a poluição sonora nas cidades, os Mapas Estratégicos de Ruído (MER) são utilizados por planejadores urbanos, o que fomenta a formulação de planos de mitigação e a avaliação de intervenções. Na Europa, o mapeamento sonoro é exigido em cidades com mais de 250 mil habitantes (END, 2002), devendo incluir também estimativa da população exposta, planejamento das ações de ruído e divulgação dos resultados.

Para elaboração dos MERs, Kurra e Dal (2012) classificam os dados a serem coletados em atributos das fontes, aspectos físicos do meio e informações demográficas (Tabela 2). Khan *et al.* (2018) realizaram uma revisão sistemática da literatura sobre métodos de avaliação conjunta da poluição sonora e atmosférica. Nesse estudo os grupos de dados foram classificados como atributos de tráfego (velocidade, volume e distribuição veicular), atributos de edificações (altura e densidade), do meio urbano (uso do solo e distância da via às calçadas) e meteorológicos (temperatura, velocidade e direção dos ventos).

Tabela 2 - Características contidas no Mapa Estratégico de Ruído.

<b>Características das fontes (emissão)</b>			
<b>Rodoviário</b>	<b>Ferrovário</b>	<b>Aeroviário</b>	<b>Indústria</b>
Geometria da via; Inclinação e Curvas; Tipo de veículos; % de veículos pesados; Volume de tráfego; Velocidade dos veículos; Presença de semáforos.	Tipo de trilho; Número de vagões; Tipo dos vagões; Veloc. Média; Presença de elevado; Presença de tuneis; Estrutura das pontes;	Plano aeroviário; Tipo de aviões; Operações de voos (anuais, diárias); Configurações de rota;	Planta de layout de atividades ao ar livre; Modos de operação (horária, diária, semanal); Processos de manufatura;
<b>Características do meio (propagação)</b>			
	<b>Edificações</b>	<b>Barreiras</b>	<b>Meteorologia</b>
Tipo de pavimento/solo Coeficiente de absorção; Largura da via; Cobertura do solo; Tipo de vegetação.	Geometria da fachada Altura; Coeficiente de absorção; Função do edifício.	Distância à fonte; Espessura; Altura; Perfil; Comprimento;	Temperatura; Umidade Velocidade do ar; Condições favoráveis à propagação sonora.

Fonte: Kurra e Dahl (2012).

Apesar da ampla gama de estudos alcançados por Khan et al (2017), nenhum dos trabalhos selecionados para análise localizava-se na América Latina. Isso é acentuado pelo fato que países como o Brasil não possuem diretrizes específicas para a elaboração de MER's, sendo necessárias adaptações de modelos e práticas provenientes de outros países. Brasileiro *et al.* (2018) revisou o estado da arte dos mapas sonoros no Brasil, indicando que poucas entidades governamentais têm realizado esses mapeamentos, cabendo a trabalhos acadêmicos levantarem a discussão sobre o tema.

Diante disso, o objetivo desse artigo é realizar uma revisão da literatura sobre as ferramentas e os parâmetros atualmente utilizados na elaboração dos MER's destacando estudos realizados no Brasil. Para isso, foram selecionados trabalhos que tiveram foco no ruído rodoviário urbano e que realizaram MER's, utilizaram modelos de predição de ruído ou investigaram a influência de atributos na emissão e na propagação sonora. A partir disso, foi realizada uma análise crítica apontando as contribuições trazidas pelos estudos mais relevantes, lacunas de pesquisa e desafios para o mapeamento sonoro no Brasil.

## 2.2 Metodologia

Foi realizada uma revisão sistemática da literatura baseada na recomendação PRISMA (MOHER, 2015). Trata-se de um tipo de investigação originalmente voltada para ensaios clínicos randomizados, visando identificar, selecionar, avaliar e sintetizar as evidências relevantes disponíveis. Uma das principais vantagens de sua utilização é sistematizar as questões de pesquisa, que devem conter: participantes, intervenções, comparações, resultados e delineamento dos estudos (PICOS). No caso da presente pesquisa, os participantes foram considerados como o objeto de estudo (ruído rodoviário), as intervenções como os elementos da modelagem (atributos, modelos e *softwares*) e os outros três itens foram resumidos como o resultado esperado dessa intervenção (mapeamento acústico do meio urbano). Esses termos foram combinados para gerar as seguintes palavras-chave: *Noise, Acoustic, Environmental, Urban, Transportation, Traffic, Road Traffic, Road characteristics, Pollution, Modelling, Mapping, Prediction, Simulation, Parameters e Index.*

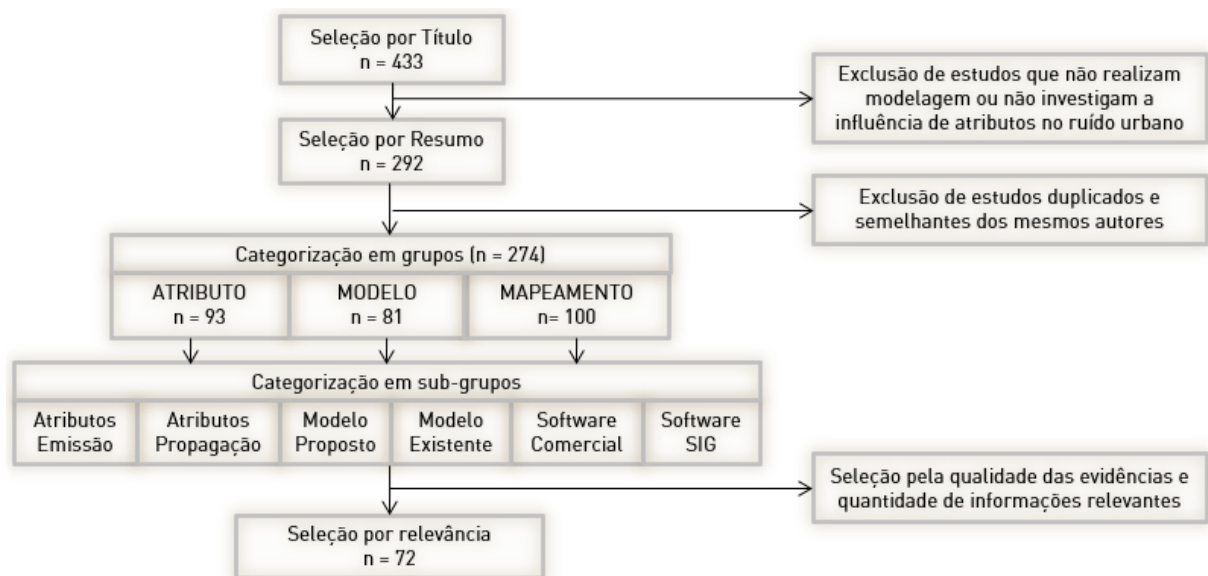
Após a definição das palavras-chave, foi realizada a busca por títulos dos trabalhos (Figura 2). Foram utilizadas as plataformas *Science Direct, PubMed, SciELO e Google Scholar* para selecionar artigos publicados em revistas, congressos, dissertações e teses produzidos entre janeiro de 2000 e julho de 2020. Priorizou-se o idioma inglês, sendo também selecionados estudos nos idiomas português e espanhol com o intuito de alcançar mais facilmente pesquisas

na América Latina. No caso de dissertações e teses somente foram selecionados estudos em português, o que representa um viés de busca para trabalhos brasileiros. Assim como Khan *et al.* (2018), também foi investigado o uso de *softwares* SIG (Sistema de Informação Geográfica), sendo esse outro viés de busca.

Na seguinte etapa, foi realizada a seleção através da leitura dos resumos. Foram excluídos estudos que não utilizaram modelagem ou não investigaram relações entre os atributos urbanos e os níveis de ruído. Outra seleção excluiu estudos semelhantes realizados na mesma cidade por um ou mais autores em comum. Foram analisadas informações sobre o tipo de *software*, o modelo de cálculo, o método de formulação dos modelos, os atributos utilizados, o critério de validação, o tamanho da amostra coletada e o tipo de interpolação espacial. A escala dos estudos também foi classificada entre local (no entorno de uma via), bairro ou cidade. Ao todo foram analisados 274 trabalhos, os quais 72 foram selecionados para análise com base na relevância das evidências e das validações dos modelos. Esses trabalhos foram categorizados em três grupos:

- Estudos que realizam mapeamento acústico, sendo subdividido em estudos que utilizaram *Software* Comercial ou SIG.
- Estudos que não realizam mapeamento, mas utilizam algum modelo determinístico existente ou propõem um modelo estocástico.
- Estudos que não formulam técnicas de modelagem, mas investigam a influência dos atributos urbanos e de tráfego na emissão e propagação do ruído.

Figura 2 - Critérios de busca, exclusão e categorização dos estudos.



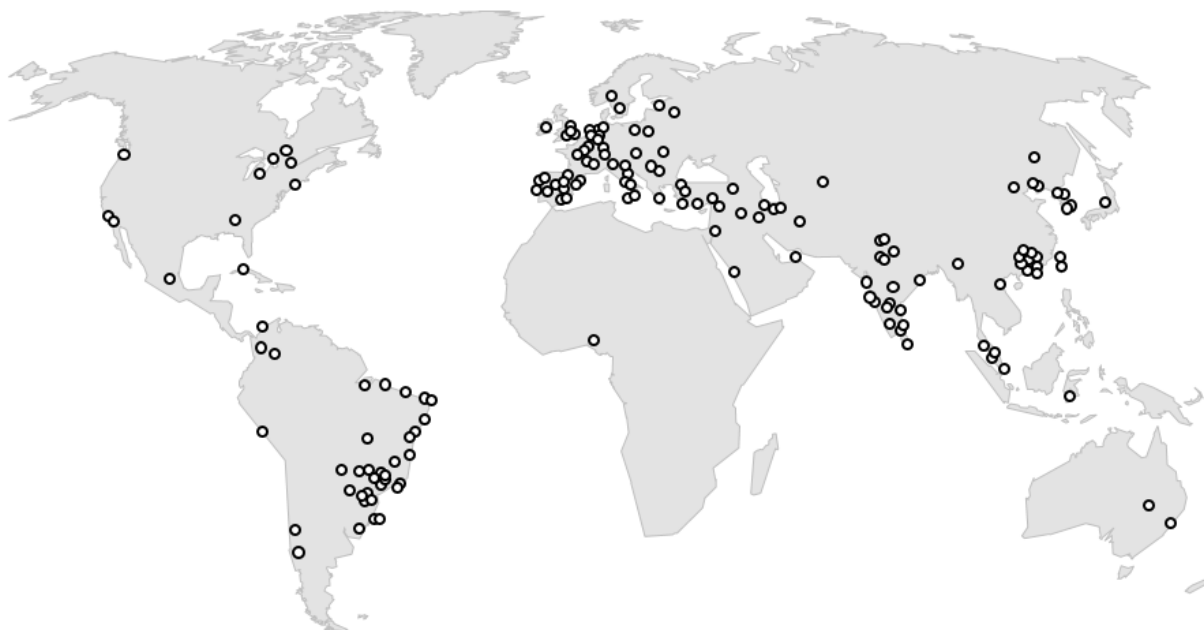
Fonte: Elaborado pela autora.



### 2.3 Fundamentos de acústica ambiental

A Figura 3 ilustra a distribuição dos estudos ao redor do mundo. Dos 274 estudos selecionados na penúltima etapa, 46 são brasileiros, 16 são dissertações/teses e 60% estão no idioma português. Na América latina, destacam-se Brasil, Chile e Colômbia e a maioria desses estudos utiliza *softwares* comerciais e modelos de predição internacionais. A maior parte desses modelos vêm de países europeus, que lideram em quantidade e em qualidade de pesquisa. Destacam-se também estudos da China que utilizam SIG, microssimulação e dados de aplicativos móveis. Já Índia, Indonésia, Iran e Turquia se destacam em estudos que formulam modelos ou buscam compreender a influência de diferentes tipos de veículos no ruído, como o uso de motocicletas e buzinas.

Figura 3 - Localização do total de estudos analisados.



Fonte: Elaborado pela autora.

Alguns desses estudos citam Gerges (1992), que define o som como flutuações de pressão em um meio compressível qualquer que são transmitidas pela colisão sucessiva de moléculas. Essas colisões geram vibrações mecânicas que fazem com que as demais partículas em contato passem a ter as mesmas características de movimentação, resultando em fluxo de energia na forma de ondas sonoras. A forma da variação da pressão com o tempo é aleatória, sendo utilizado o seu valor *Root Mean Square* (RMS), que determina o valor médio quadrático ao longo de um determinado tempo de integração. A partir desse valor é obtido o Nível de

Pressão Sonora (NPS), que é utilizado nos estudos acústicos e descrito na escala logarítmica de decibels (Equações 1 e 2).

$$P^2_{rms} = \frac{1}{T} \int_0^T P^2 dt \quad (1)$$

$$NPS = 10 \log \frac{P^2_{rms}}{P^2_{ref}} \quad (2)$$

Em que  $P^2_{rms}$  é o valor médio quadrático da pressão acústica (*root mean square*), em Pa;  $P$  é a pressão acústica instantânea, em Pa;  $T$  é o período de medição, em horas;  $P_{ref}$  é a pressão de referência  $2 \times 10^{-5}$ , em Pa, e representa o nível mais baixo que pode ser ouvido, em média, pelo ouvido humano; NPS é o Nível de Pressão Sonora, em dB. O intervalo de pressão sonora considerado para o ouvido do ser humano é compreendido entre 0 dB (limiar da audição) e 140 dB (limiar da dor). Quando o som ocasiona alguma perturbação causando efeitos negativos sobre os receptores, é definido como ruído.

Um medidor de nível de pressão sonora (sonômetro) é um dispositivo eletrônico o qual, através de um microfone, mede a amplitude de oscilação da pressão sonora no ar. O tempo de integração com resposta lenta deve ser utilizado para medição de ruído estável e a resposta rápida para medições de ruídos flutuantes, que é o caso do ruído rodoviário. A sensibilidade e a precisão dos sonômetros variam a depender dos microfones utilizados. As norma IEC 61672 classifica as tolerâncias de erro máximo para diversas características dos medidores em quatro tipos (Tabela 3). Para a medição de ruído de vias de tráfego, a norma NBR 10.151 (ABNT, 2019) define que o medidor deve ser no mínimo do tipo 2. A verificação e eventual ajuste do sonômetro deve ser realizada com calibrador acústico imediatamente antes e após cada medição ou conjunto de medições relativas ao mesmo evento.

Tabela 3 - Classe de precisão e margens de erro de medidores de NPS.

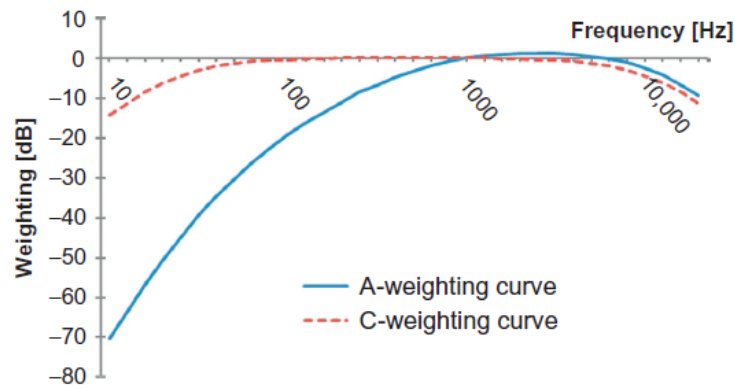
Classe	Tipo 0	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
Varição em dB	+/- 0,4	+/- 0,7	+/- 1,0	+/- 1,5

Fonte: IEC 61672 (2002).

Para estudos de ruído rodoviário, o sonômetro também deve estar ajustado para a curva de ponderação “A” das frequências sonoras (ABNT, 2019). Essa ponderação aplica correções dos espectros de frequência de acordo com a percepção do ouvido humano, que não é sensível da mesma forma para todas as frequências. Ocorrem nas baixas frequências (até 200Hz) motores de veículos pesados, nas médias frequências (em torno de 1000Hz) as atividades de fala humana, e nas altas frequências (acima de 2000Hz) sirenes e buzinas, por exemplo.

Frequências muito baixas (1 a 80Hz) possuem forte componente vibracional, causando reações mais veementes de incômodo. Isso porque na faixa de 4 a 8Hz há estímulo das frequências naturais dos órgãos humanos e seu distúrbio pode trazer alguma complicação (GERGES, 1992). Estudos que analisam baixas frequências de motores ou fontes aeroviárias devem utilizar a escala C de ponderação, que aplica menor correção nas faixas mais extremas de frequência (Figura 4). Em relação a terminologia, a NBR 10151 (ABNT, 2019) segue a ISO 80000-8 ao explicar que os níveis sonoros são expressos em dB e o acréscimo da indicação da ponderação em frequência, por exemplo, o antigo dB(A), é incorreto (MICHALSKI; CAPARROZ, 2019).

Figura 4 - Curvas de ponderação A e C na escala decibel.



Fonte: Murphy e King (2014).

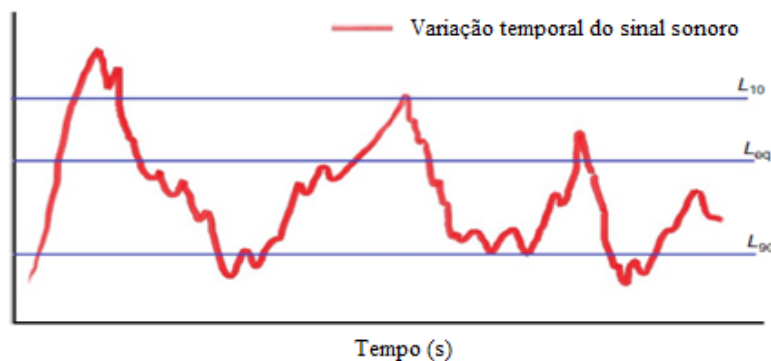
Para a elaboração dos MER's, a Diretiva Europeia (END, 2002) indica a utilização do índice  $L_{den}$ . Esse índice se baseia em medições durante o período do dia (07:00 às 19:00), aplica penalidade de 10 dB para período do entardecer (19:00 às 23:00) e 5 dB para o período da noite (23:00 às 7:00). As medições sonoras utilizam o índice  $L_{Aeq}$ , que descreve o nível sonoro contínuo que possui a mesma energia acústica do som flutuante durante um determinado intervalo de tempo (Equação 3). Quando a fonte sonora possui variação considerável durante o tempo de medição, utiliza-se os descritores que representam os ruídos intrusivos ( $L_{10}$ ) e ruídos residuais ( $L_{90}$ ). Eles representam os valores em dB que foram extrapolados durante 10% e 90% do tempo, respectivamente. Alguns estudos utilizam ainda o índice TNI (*traffic noise index*), que é baseado na diferença entre os níveis intrusivos e residuais (Equação 4), sendo utilizado para caracterizar o incômodo gerado pelo tráfego de veículos (AGARWAL; SWAMI, 2010).

$$L_{Aeq} = 10 \log \left[ \frac{1}{T} * \sum_{i=1}^n t_i * 10^{\left(\frac{L_i}{10}\right)} \right] \quad (3)$$

$$TNI = 4 * (L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30 \quad (4)$$

Em que:  $L_{Aeq}$  é o nível Sonoro Equivalente, em dB; T é o período de medição, em horas;  $T_i$  é o tempo parcial em horas; TNI é o Índice de ruído de tráfego; L10 é o índice de ruídos intrusivos; L90 é o índice de ruídos residuais (Figura 5).

Figura 5 - Descritores de ruído  $L_{Aeq}$ , L90 e L10.



Fonte: Murphy e King (2014).

### 2.3.1 Critérios para validação de modelos

O número de coletas e o tempo de medição das amostras usadas para validação dependem das características do tráfego local. Guedes *et al.* (2011) e Tanvir e Rahman, (2011) realizaram medições durante 30s da passagem de veículos em fluxo livre. Zannin *et al.* (2013) compararam medições realizadas durante 3 minutos, 15 minutos e 1 hora, resultando em  $L_{Aeq}$ 's semelhantes. Apesar desses pequenos tempos de medição, a maioria dos estudos analisados adotou tempos de 1h ou 2h por local, com amostras de 10 ou 15min de duração. Isso porque em medições no meio urbano, vários fatores podem influenciar o tráfego de veículos, sendo indicado o tempo mínimo de 10 minutos (CETESB, 2009). Mendonça *et al.* (2013) fizeram medições para diferentes períodos do dia, de 7h às 8h, de 12h às 13h e de 17:30h às 18:30h encontrando semelhantes adequações ao utilizar o modelo francês NMPB-08.

Quanto à altura de medição, a NBR 10151 (ABNT, 2019) recomenda que as medições sejam realizadas entre 1,2 e 1,5m do solo, enquanto que a Diretiva Europeia indica altura de 4m. Suárez e Barros (2014) propuseram altura de medição de 1,5m encontrando, em relação a altura de 4m, diferença de menos de 1 dB e algumas pequenas áreas com diferenças entre 2 dB e 3 dB. Devido as baixas alturas de edificações e de barreiras, a Carta Acústica de Fortaleza adota altura de 2m para os mapeamentos.

Para a validação de modelos, os indicadores mais utilizados são o Índice de Pearson ( $R^2$ ), a diferença entre valores modelados e medidos (erro médio e erro absoluto) e a análise de viés (MORLEY *et al.*, 2015; HUSTIM *et al.*, 2018). O  $R^2$  indica quão bem a comparação entre

dados medidos e modelados está em conformidade com uma relação linear. Paz e Zannin (2010) consideram  $R^2$  acima de 0,6 como fortes e acima de 0,9 como muito fortes. Apesar do  $R^2$  ser bastante utilizado, Morley (2015) indica que é mais importante que o modelo esteja o mais próximo possível da linha de identidade, ou seja, apresente pequenos erros. O erro pode ser representado pela Média Absoluta dos Erros (MAE) e pela Porcentagem de Erros (%E) que ultrapassam certo valor crítico (SUÁREZ; BARROS, 2014; DUTILLEUX *et al.*, 2013), conforme as Equações 5 e 6.

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Laeq - \hat{Laeq}) \quad (5)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |Laeq - \hat{Laeq}| < EC \quad (6)$$

Em que: ME é a média dos erros; MAE é a média absoluta dos erros; LAeq é o valor medido;  $\hat{L}Aeq$  é o valor estimado; n é o número de amostras; EC é o erro crítico.

A Comissão Europeia que avalia a exposição ao ruído (WG-AEN, 2007) admite erro crítico de 4 dB quando não são realizadas medições, mas utiliza-se dados secundários do fluxo de tráfego para vias típicas. Licitra e Memoli (2008) avaliaram as limitações desse método na cidade de Pisa (Itália), resultando que 95% dos erros estiveram dentro da margem de 4.6 dB, valor que também foi considerado por alguns estudos brasileiros (FIEDLER; ZANNIN, 2015; GUEDES *et al.*, 2011). Já em termos absolutos, Kephelopoulos, *et al.* (2014) recomendam que, para fins de mapeamento de ruído estratégico, o erro crítico não exceda 2 dB. Assim, não há uma regra fixa na literatura a respeito do erro máximo admissível na modelagem, já que isso depende dos objetivos dos estudos, das condições de coleta e dos tipos de dados utilizados.

O viés de uma modelagem pode ser analisado através da Média dos Erros (ME) e dos desvios padrões. Há uma maior aceitação de modelos com viés de erro positivo, ou seja, quando os níveis modelados superestimam os níveis medidos. Arana *et al.* (2010) verificaram que em pontos com níveis sonoros extremos há piores desempenhos na modelagem. 27,4% dos receptores abaixo de 70 dB diferiram 1 dB dos dados medidos, enquanto esse valor foi de apenas 1% para receptores com níveis sonoros acima de 70 dB. O viés também pode estar relacionado a localidade das medições, sendo verificados diferentes adequações dos modelos em pontos próximos e distantes das vias, independente do modelo utilizado (MORLEY *et al.*, 2015).

Algumas pesquisas analisam ainda o formato da distribuição dos erros (DUTILLEUX *et al.*, 2010). A normalidade da distribuição é considerada uma suposição essencial para que os resultados do ajuste do modelo de regressão linear sejam confiáveis. A

não normalidade pode estar associada à ocorrência de valores discrepantes ou extremos (*outliers*). Embora um valor discrepante possa resultar de um erro de medida, também pode ser um resultado genuíno, indicando um comportamento extremo da variável, que merece ser estudado, e não removido (PINO, 2014). Ressalta-se que distribuições aproximadamente normais podem não levar a erros sérios de interpretação de médias simples, ao contrário do que acontece com a distribuição das estatísticas de segunda ordem (HOTELLING; PABST, 1936).

## 2.4 Mapeamento sonoro

A maioria dos mapeamentos sonoros utiliza *softwares* comerciais especializados na predição de ruído ambiental. Os mais utilizados são Soundplan (SOUNDPLAN, 2019), Cadna-A (DATAKUSTIK, 2014) e Predictor (ENVIROSUITE, 2020). Com interface simples e alto desempenho, podem trazer módulos de simulação de ruído (por exemplo, CNOSSOS, RLS90, NMPB) e poluição atmosférica (por exemplo, MluS-92). Como desvantagem, pode-se destacar o custo de aquisição, o alto tempo de processamento e o fato de não permitirem a incorporação de modelos estocásticos, o que limita o desenvolvimento de adaptações às condições de cada localidade. Karantonis *et al.* (2010) e Arana *et al.* (2010) compararam os *softwares* Soundplan e Cadna-A, encontrando  $R^2$  de 0,96 e 93,3% das diferenças menores que 0,5, demonstrando que os *softwares* são equivalentes.

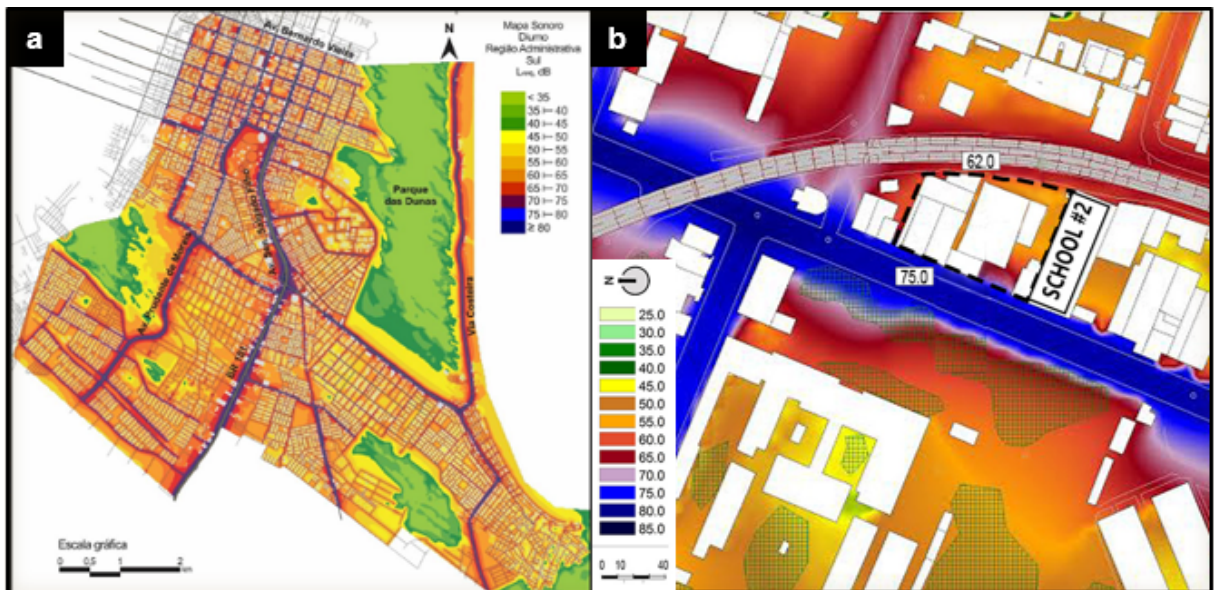
A Tabela 4 indica alguns estudos nacionais realizados em diversas cidades, ressaltando o tipo de *software*, modelo e quais contribuições relevantes. A maioria desses estudos utiliza Mapas horizontais na escala local ou regional, como Ary Junior *et al.* (2018) que avaliaram o impacto do ruído dos meios de transporte em escolas municipais em Fortaleza, destacando efeitos na saúde de alunos e professores (Figura 6a). Já estudos na escala da cidade ocorrem com menor frequência, como Florêncio (2018) que detalhou a metodologia para elaboração do Mapa Acústico de Natal (Figura 6b). Em alguns casos utiliza-se também os Mapas verticais, como no exemplo de Guedes *et al.* (2011), que simularam variações de densidade contruída e distribuição espacial das edificações ao longo de uma via, destacando o impacto da sombra acústica gerada por essas massas edificadas no entorno (Figura 7). Já a representação 3D é utilizada para visualização de elementos detalhados, como no exemplo da implementação de um viaduto na cidade de Fortaleza (Figura 8). Essa intervenção resultou em menores níveis sonoros nas edificações do entorno devido às barreiras físicas do viaduto e ao tráfego livre que os veículos passaram a ter após a retirada do semáforo.

Tabela 4 - *Softwares*, modelos e objetivos dos mapeamentos sonoros em pesquisas brasileiras.

<b>Cidade</b>	<b>Autores</b>	<b>Software</b>	<b>Modelo</b>	<b>Principais contribuições</b>
<b>Aracaju</b>	Guedes <i>et al.</i> , 2011	Soundplan	RLS90	Influência da forma das edificações urbanas
<b>Águas Claras</b>	Caravelli <i>et al.</i> , 2010	Soundplan	RLS90	Cenários de mudanças no tráfego
<b>Brasília</b>	Edwin Silva, 2015	Cadna-A e AIMSUM	RLS90	Cenários de distribuição modal
<b>Campo Grande</b>	Souza Filho <i>et al.</i> , 2015	Predictor	ISO 9613	Comparação entre áreas comerciais, residenciais e mistas
<b>Curitiba</b>	Zannin <i>et al.</i> , 2013	Soundplan	RLS90	Impacto em edificações escolares
	Fiedler e Zannin, 2015	Predictor	ISO 9613	Cenários de mudanças no tráfego e impacto em edificações hospitalares
<b>Florianópolis</b>	Nardi, 2008	Soundplan	RLS90	Influência de formas urbanas e tráfego rodoviário
	Fernandes, 2002	Cadna-A	RLS90	Impacto em edificações escolares
<b>Fortaleza</b>	Ary Junior <i>et al.</i> , 2018	Cadna-A	RLS90	Impacto em edificações escolares
	PMF, 2014	Cadna-A	RLS90	Análise de mudanças no sistema de tráfego viário; Impacto do aeroporto.
<b>Maringá</b>	Sapata, 2010	Soundplan	não indicado	Cenários de mudanças no tráfego e forma urbana
<b>Natal</b>	Florencio, 2018	Soundplan	RLS90	Método de mapeamento em larga escala
<b>Recife</b>	Estevão Souza, 2010	Predictor	ISO 9613	Influência da forma das edificações urbanas
<b>Rio de Janeiro</b>	Pinto e Mardones, 2009	Cadna-A	RLS90	Método de mapeamento em larga escala
	Magioli <i>et al.</i> , 2018	Cadna-A	NMPB	Influência das transformações urbanas no conforto acústico
<b>São Carlos</b>	Mendonça <i>et al.</i> , 2013	Cadna-A	NMPB	Método de classificação de quadras urbanas
	Penteado, 2018	QGIS e Cadna-A	NMPB	Influência da forma das edificações urbanas
<b>São Paulo</b>	Pozzer e Holtz, 2018	Cadna-A	CNOSSOS RLS90 e NMPB	Comparação entre modelos
	Paiva <i>et al.</i> , 2019	Predictor	ISO 9613	Exposição da população ao ruído
<b>Sorocaba</b>	Costa e Lourenço, 2011	Surfer 8	não utiliza	Método de mapeamento com geoprocessamento

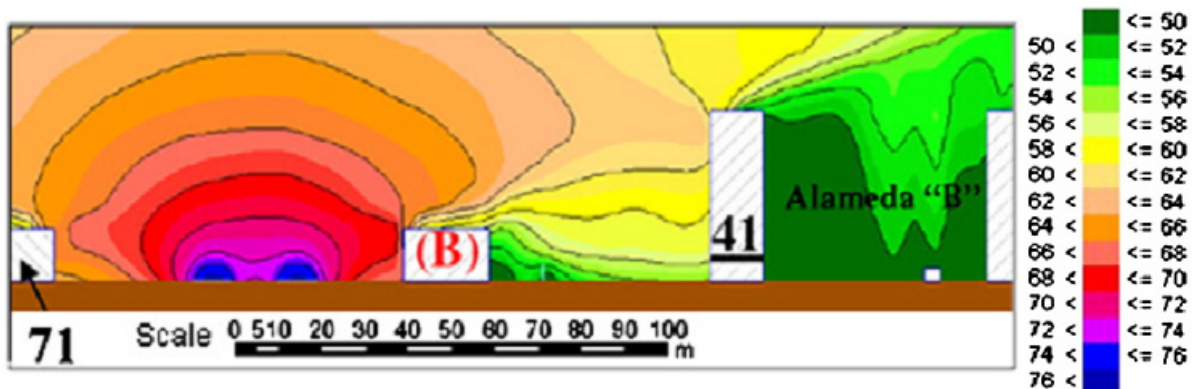
Fonte. Elaborado pela autora.

Figura 6 – Mapas horizontais realizados com *softwares* comerciais (a) na escala regional em Natal e (b) na escala local em Fortaleza.



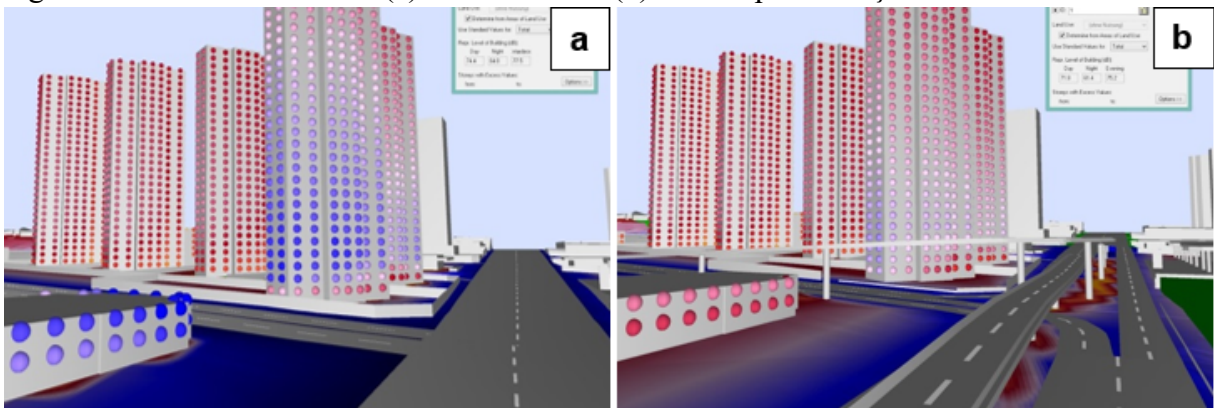
Fonte: (a) Florêncio (2018); (b) Ary Junior *et al.* (2018).

Figura 7 – Mapa vertical do efeito de sombra acústica causado por edificação.



Fonte: Guedes *et al.* (2011).

Figura 8 – Cenário 3D de via (a) sem viaduto e (b) com implementação de viaduto.



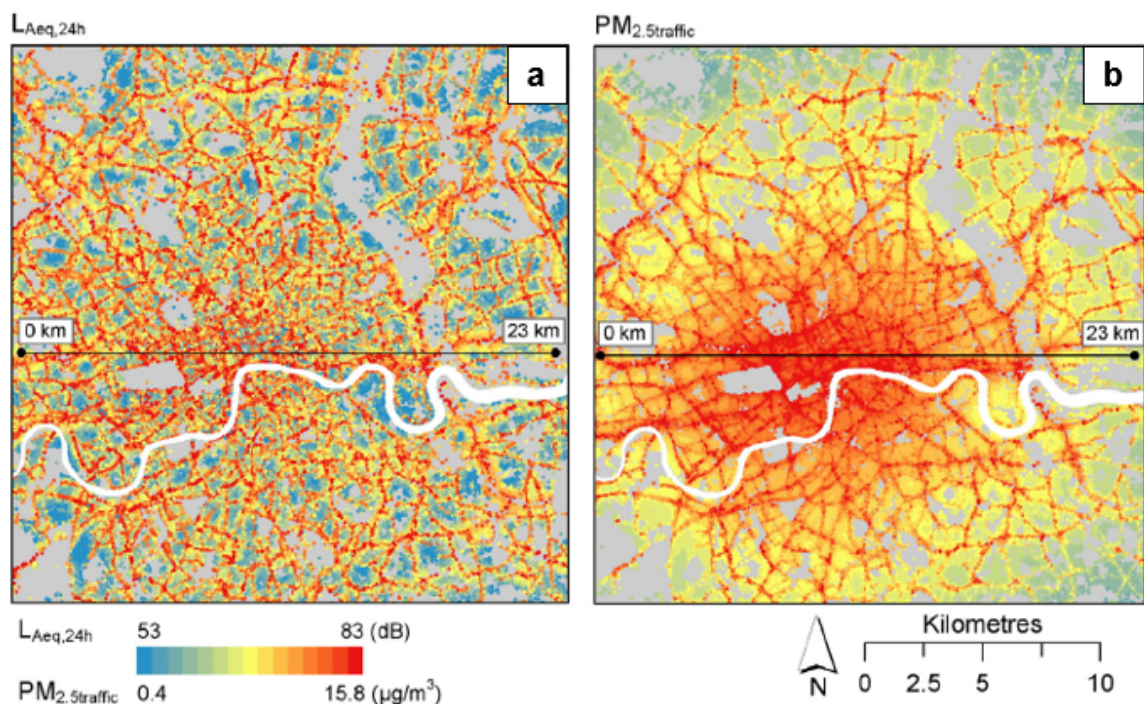
Fonte: PMF (2014).



Embora poucos estudos nacionais realizem mapeamento de ruído com SIG, estudos internacionais têm sido cada vez mais frequentes (SZOPINSKA, 2017). Metade dos estudos analisados foram feitos nos últimos cinco anos e a maioria na escala da cidade. A vantagem do SIG é permitir armazenar, analisar e manipular diferentes tipos de dados espaciais, proporcionando uma integração direta com diversos tipos de dados. Como desvantagem, os procedimentos atuais adotam premissas que podem causar erros maiores que os aceitáveis (DÍDAC *et al.*, 2017), como a modelagem 2D ao invés da 3D e a desconsideração de efeitos de difração e de reflexão da onda sonora (BOCHER *et al.*, 2019).

O programa mais utilizado é o ArcGIS, embora também seja um *software* comercial. Ferramentas do ArcGIS como ArcView (TANG; WANG, 2007), ArcScene e ArcMap (MURPHY *et al.*, 2006) facilitam o cálculo do efeito de atenuação provocada por barreiras e edificações. Reed *et al.* (2012) elaboraram o SpreAD-Gis para áreas rurais. Gulliver *et al.* (2015) elaboraram o TRANEX utilizando o modelo CRTN e Fecht *et al.* (2016) utilizaram essa ferramenta para elaboração do MER de Londres (Figura 9). O *software* livre QuantumGIS (QGIS) foi utilizado por Vijay *et al.* (2015) e Arpa Piemonte (2019) na elaboração dos plugins N-GNOIS e Openoise. O OrbisGIS foi utilizado por Bocher *et al.* (2019) para elaborar o *noisemodelling*.

Figura 9 - Mapas realizados com o *software* ArcGis para (a) poluição sonora e (b) atmosférica na cidade em Londres.

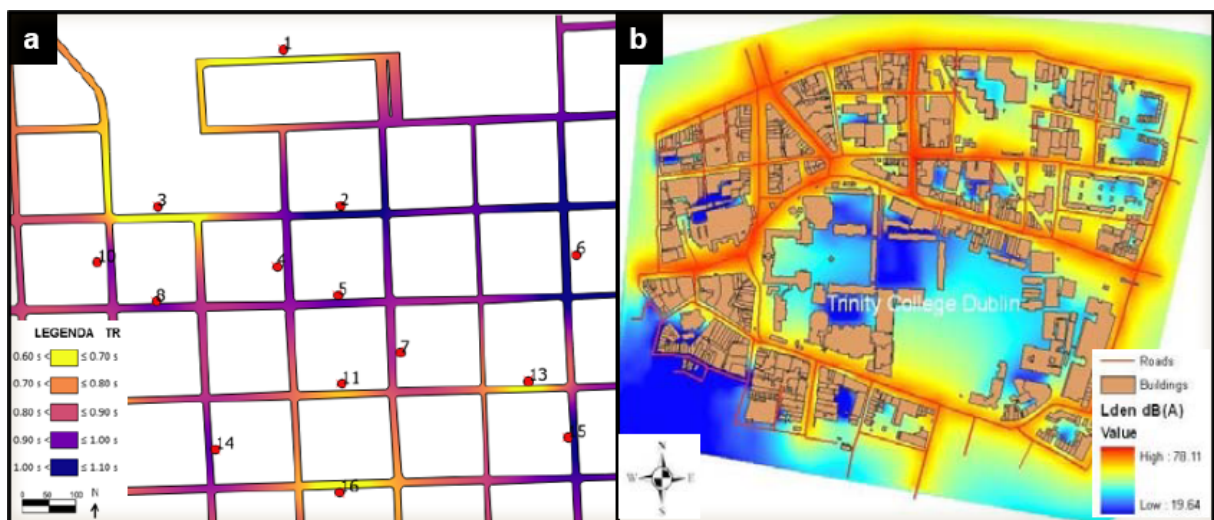


Fonte: (a) Florêncio (2018); (b) Fecht *et al.* (2016).

No Brasil, os cinco estudos encontrados que utilizam GIS fazem medições sonoras e usam técnicas de interpolação para gerar o mapa, ou seja, não utilizam um modelo de tráfego rodoviário (WICHERS, 2017; SCARIOT, 2012; COSTA; LOURENÇO, 2011). Esse procedimento exige um grande número de coletas a depender da escala e da complexidade do local. Além disso, a técnica de interpolação aplicada pode resultar em pequenos picos e poços em torno dos pontos da amostra (HARMAN *et al.* 2016). Esse efeito pode ser percebido no mapeamento de Penteadó (2018), que possui viés de valores no entorno dos pontos medidos (Figura 10a). Isso indica que a técnica de interpolação ponderada pela potência da distância (do inglês IDW: *Inverse distance weighting*) utilizada não foi adequada ou a região demandava um maior número de coletas.

A interpolação espacial é um processo de estimação de valores a partir de um conjunto de valores conhecidos. Murphy, Rice e Meskell (2006) compararam mapas de ruído elaborados com o *software* ArcGis utilizando três diferentes tipos de interpolação: Vizinho Mais Próximo, IDW e Krigagem (Figura 10b). Desses, o primeiro método obteve melhores resultados, embora não tenham sido verificadas diferenças significativas entre os métodos analisados. Quando há uma malha irregular de pontos, o método da Krigagem é mais indicado (ZOU *et al.*, 2016; MURILLO *et al.*, 2012). Já nos casos em que há um grande número de pontos uniformemente distribuídos, o IDW fornece resultados satisfatórios (FARCAS SIVERTUN, 2014; OYEDEPO *et al.*, 2019).

Figura 10 - Mapas resultantes da interpolação IDW no ArcGis em (a) São Carlos e (b) Dublin.



Fonte: (a) Penteadó, Souza e Christoforo (2018); (b) Murphy, Rice e Meskell (2006).

## 2.5 Modelos de predição

### 2.5.1 Modelos determinísticos

Alguns países decidiram regulamentar o uso de modelos, estabelecendo diretrizes para a simulação de ruído. Garg e Maji (2014) fizeram uma revisão crítica dos principais modelos, ressaltando que a melhor abordagem para uso de autoridades urbanas deve ser uma metodologia harmonizada, com abordagem simples, menos demorada e com clareza quanto aos níveis de incerteza. No Brasil, não há uma indicação oficial de modelo, sendo o modelo RLS90 da Alemanha o mais utilizado (Tabela 4). Isso decorre do fato de muitos estudos seguirem a recomendação de uso desse modelo por Calixto *et al.* (2003), que foi um dos primeiros estudos sobre modelagem de ruído no país. Apesar disso, alguns artigos indicam boa adequabilidade do modelo CRTN do Reino Unido (MELO *et al.*, 2015), CNOSSOS da União Europeia (POZZER; HOLTZ, 2018) e NMPB-08 da França (MENDONÇA *et al.*, 2013).

A Tabela 5 apresenta os principais atributos considerados por alguns dos modelos mais utilizados. As equações dos modelos determinísticos são formuladas, primeiramente, para uma situação padrão que considera veículos leves, velocidade constante, pavimento asfáltico, temperatura 20°C e outros fatores. A partir disso, são adicionadas correções de acordo com as diversas interferências dos atributos considerados. Já as equações dos modelos estocásticos, em geral, são formuladas a partir de análises estatísticas de composição e peso dos atributos, sendo os mais utilizados dentre os trabalhos selecionados: volume, velocidade e porcentagem de veículos pesados.

O modelo RLS90 (*Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen*) é o utilizado pela Prefeitura de Fortaleza para elaboração dos mapas acústicos e considera no cálculo de emissão sonora os veículos nas categorias leve e pesado, enquanto no cálculo da propagação considera as características urbanas como presença de obstáculos, vegetação, absorção de ar, altura de edificações e largura das vias (DATAKUSTIK, 1999). Outros modelos mais recentes são mais sofisticados que o RLS90 e discriminam os cálculos de emissão em: ruído gerado pelos veículos e ruído gerado pelas interações entre pneu e pavimento. A primeira versão do modelo NMPB (*Nouvelle Méthode de Prévision du Bruit des Routes*) foi formulada em 1996 e houve uma atualização no ano de 2008. Os cálculos são feitos em bandas de terceira oitava, de 100 Hz a 5 kHz. Há ainda a distinção entre condições meteorológicas: favoráveis, quando a ventilação favorece a propagação sonora; desfavoráveis, quando há o efeito contrário; e homogêneas, quando não há grande efeito de ventilação na propagação sonora (SÉTRA, 2009).

Tabela 5 - Uso de atributos e correções máximas aplicadas nos modelos.

Atributo	Descrição	CNOSSOS	NMPB	RLS90	% uso em modelos estocásticos
<b>Volume</b>	Fluxo de veículos/hora	✓	✓	✓	98%
<b>% Pesado</b>	Proporção de veículos pesados	✓	✓	✓	76%
<b>Outros veículos</b>	Quant. de categorias de veículos	5	2	2	39%
<b>Velocidade</b>	Velocidade máxima ou média	Média	Max	Max	61%
<b>Acelerações</b>	Distância ao semáforo ou rotatória	✓	✓	✓	11%
<b>Buzinas</b>	Uso de buzinas	-	-	-	11%
<b>Edificações</b>	Altura ou densidade de edificações	✓	✓	✓	17%
<b>Geometria da via</b>	Largura ou Número de faixas da via	✓	✓	✓	28%
<b>Gradiente</b>	Inclinação ou curvas na via	✓	✓	✓	13%
<b>Vegetação</b>	Cobertura do solo ou vegetação	✓	✓	✓	2%
<b>Meteorologia</b>	Umidade, temperatura e vel. ventos	✓	✓	✓	11%
<b>Pavimento</b>	Quant. de categorias de pavimentos	15	3	5	15%

Fonte. Elaborado pela autora.

O modelo CNOSSOS EU, formulado em 2012 para a União Europeia, e atualmente é o modelo utilizado na maioria dos países europeus. A emissão de ruído considera um veículo europeu médio em termos de nível de potência sonora e para a emissão global cada veículo é representado por uma única fonte pontual posicionada a uma altura de 0,5 m acima da superfície da via. O cálculo é feito considerando bandas de oitava, de 125 Hz a 4 kHz (RIBEIRO, 2016). O modelo define ainda cinco categorias de veículos: veículos leves; veículos pesados; veículos pesados de grande porte; duas rodas motorizadas; e uma categoria aberta a ser definida, por exemplo, veículos elétricos. Os cálculos de propagação sonora do CNOSSOS são baseados nos cálculos do modelo NMPB08 (KEPHALOPOULOS *et al.*, 2012).

No caso de modelos que não discriminam uma categoria específica para motocicletas (por exemplo, NMPB08, RLS90, CRTN), esses veículos são considerados como veículos leves. Apesar disso, verificou-se que alguns estudos brasileiros categorizam integralmente as motos como veículos pesados (NARDI, 2008; FLORÊNCIO, 2018) ou segregam uma parte das motos como veículos leves e outra parte como veículos pesados (PMF, 2017; ARI JUNIOR *et al.*, 2018). Essas divergências ocorrem porque não há valores nacionais de fatores de emissão sonora para cada tipo de veículo, o que gera incertezas sobre o real efeito

das categorias de veículos nos níveis sonoros do tráfego rodoviário. Isso indica a necessidade de estudos como Guedes (2018), que analisou fatores de emissão para diferentes veículos na cidade de Campinas.

### 2.5.2 Modelos estocásticos

Devido às limitações de adaptação de modelos determinísticos as realidades dos locais em que são implementados, alguns estudos propõem adaptações a esses modelos. Na Colômbia, Quiñones-Bolaños *et al.* (2016) adicionaram categorias de motocicletas e adotaram distribuição de velocidades para as categorias de veículos. Hustim *et al.* (2018) e Sonaviya e Tandel (2020) propuseram adicionar fator de buzinas aos modelos RLS90 e CRTN, respectivamente, verificando melhora nos erros de até 7 dB. Outros estudos apontam que o desempenho da modelagem é ainda melhor com uso de modelos estocásticos, onde são feitas relações estatísticas entre os efeitos (níveis de ruído) e causas (velocidade, volume, etc). Ramírez e Domínguez (2013) obtiveram  $R^2$  de 0,742 para o modelo estocástico e de 0,868 para o determinístico adaptado, superando modelos como RLS90 e CRTN. Cabe salientar que os modelos estocásticos geralmente são particulares a cada via e suas condições de tráfego, o que dificulta a generalização para diferentes locais.

No Brasil, destacam-se os estudos de Guedes (2018), que formulou um modelo para simular o tráfego de veículos em uma parada de ônibus, Souza e Giunta (2011), que utilizaram Redes Neurais Artificiais (RNA) para compreender a influência da forma urbana edificada nos níveis de ruído, e Rodrigues (2016), que formulou um modelo com Regressão Linear Múltipla para aplicação no plano de mobilidade de Belo Horizonte. Outros estudos nacionais desenvolveram modelos de acordo com as condições padrão do modelo alemão RLS90. Essa norma fixa a distância de medição de 5 a 25m entre pontos emissores e receptores, havendo ainda a condição que essa distância seja muito maior do que a altura das edificações do entorno e largura da via de tráfego (PAZ; ZANNIN, 2010).

O modelo de Alves Filho *et al.* (2004), denominado na presente pesquisa como FILHO04, foi formulado a 10m de distância da margem de rodovias no Estado de Santa Catarina, incluindo a região metropolitana de Florianópolis (Equação 7). Os locais de medição não possuíam interferência de edificações, barreiras e sinalizações semaforicas, e os veículos trafegavam com velocidade constante média de 80km/h e a porcentagem de veículos pesados variou entre 5% a 45% do volume total de veículos. Os modelos de Calixto *et al.* (2003) e Paz e Zannin (2010), denominados nessa pesquisa respectivamente como CALIXTO03 e PAZ10,

também foram formulados com dados medidos de rodovias e grandes avenidas da região metropolitana de Curitiba, mas as medições foram realizadas a 25m da margem das vias (Equações 8, 9, 10 e 11).

$$L_{Aeq,FILHO04} = 62.1 + 3,88 * \log_{10}(QP + 0.07*QL) \quad (7)$$

$$L_{Aeq,RLS90} = 37.3 + 10 * \log_{10}[Q*(1 + 0.082*VP) ] \quad (8)$$

$$L_{Aeq,CALIXTO03} = 43 + 7,7 * \log_{10}[Q (1 + 0.095*VP)] \quad (9)$$

$$L_{Aeq,PAZ10, MENOR} = 79, 509 + (0,003 * QL) + (-0,006 * Q) \quad (10)$$

$$L_{Aeq,PAZ10, MAIOR} = 83,124 + (0,001 * QL) + (-0,004* Q) \quad (11)$$

Em que: Q é o fluxo total de veículos por hora; QL é o fluxo de veículos leves; VP é a porcentagem de veículos pesados;  $L_{Aeq,RLS90}$ ,  $L_{Aeq,CALIXTO03}$  e  $L_{Aeq,FILHO04}$  são os níveis de ruído equivalente, em dB, para os modelos RLS90, CALIXTO03 et e FILHO04;  $L_{Aeq,PAZ, MENOR}$  é o nível equivalente, em dB, para valores  $L_{Aeq}$  menores ou iguais a 76,07 dB no modelo PAZ10;  $L_{Aeq,PAZ, MAIOR}$  é o nível equivalente, em dB, para valores  $L_{Aeq}$  maiores que 76,07 dB no modelo PAZ10. Cabe salientar que no estudo de PAZ10 foram desenvolvidos quatro grupos de modelos matemáticos ajustados a partir de dados experimentais de ruído de tráfego diurno, logo as equações 10 e 11 representam apenas um desses modelos. Além disso, esse estudo difere dos modelos existentes relatados na literatura em função de sua linearidade e da aplicação de intervalos de classe (ORIKPETE; LETON; EWIM, 2020).

A regressão múltipla utilizada pelos estudos brasileiros citados é o método de estimação de modelos mais utilizado em estudos internacionais (AGUILERA *et al.*, 2015). Outros métodos empregam algoritmos genéticos (RAHMANI *et al.*, 2011; CIRIANNI; LEONARDI, 2012) e Redes Neurais Artificiais (KUMAR *et al.*, 2014). Esses métodos oferecem melhor desempenho do que a solução clássica baseada em regressões estatísticas, pois podem modelar funções não lineares e fatorar uma grande quantidade de parâmetros (SINGH *et al.* 2016; GIVARGIS; KARIMI, 2010). Por outro lado, há um aumento no custo computacional de implementar os diferentes modelos (TORIJA; RUIZ, 2015).

Já a microssimulação foi utilizada em alguns estudos para formular, adaptar modelos e compreender a influência dos atributos no fenômeno acústico. Muitos estudos utilizam os *softwares* Paramics (COENSEL *et al.*, 2012; FENG LI *et al.*, 2017), VISSIM (XIAODONG LU, *et al.*, 2019) e VISUM (HUSTIM, *et al.* 2018). Os modelos do tipo *car-*

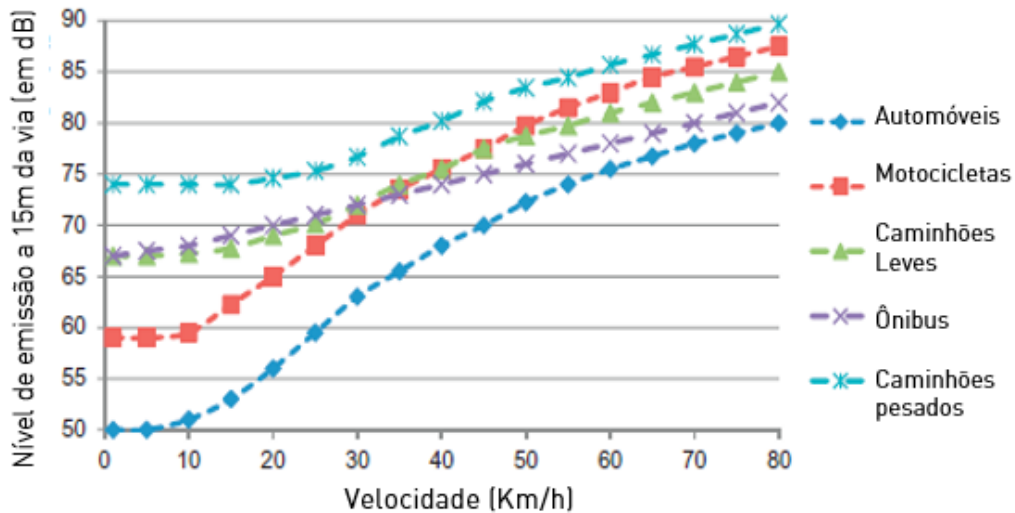
*following* utilizam técnicas estocásticas para os fluxos de tráfego e funções de distribuição que alocam parâmetros de tráfego para cada veículo gerado nas entradas da rede. Apesar disso, para a elaboração de MER's, os modelos macroscópicos parecem suficientes na estimação do  $L_{Aeq}$ .

## 2.6 Atributos utilizados na Modelagem

### 2.6.1 Atributos da fonte emissora

Os atributos de tráfego são aqueles relacionados a emissão sonora dos veículos e os mais utilizados são: volume, velocidade, aceleração, composição da frota e os relacionados ao comportamento do motorista. Diversas pesquisas apontam que carros de passeio são menos ruidosos que motocicletas, caminhões e ônibus e essa diferença é maior nas baixas velocidades devido ao ruído do motor (Figura 11). A porcentagem de veículos pesados foi altamente relacionada ao  $L_{10}$  com  $R^2$  de 0,916 e o aumento da proporção de caminhões em 2% gerou um aumento do ruído do tráfego entre 1,1 dB e 1,8 dB sendo mais influente em vias de menor tráfego (ABO-QUDAIS; ALHIARY, 2007).

Figura 11 - Emissões sonoras ponderadas para categorias de veículos.



Fonte: Adaptado de King e Murphy (2014).

A contribuição de veículos com o ruído de tráfego depende ainda da classificação viária, velocidade e volume de veículos (EUROPEAN COMMISSION, 2003). Em rodovias urbanas, com velocidade permitida de até 100km/h e veículos trafegando em fluxo livre, há uma menor contribuição de veículos pesados em relação aos veículos leves. Já em vias residenciais com baixo fluxo de veículos e em avenidas com fluxo denso ou congestionado, as

contribuições dos veículos pesados são mais relevantes (Tabela 6). Isso pode ser explicado pelas interações entre veículos nas vias urbanas causando acelerações e desacelerações.

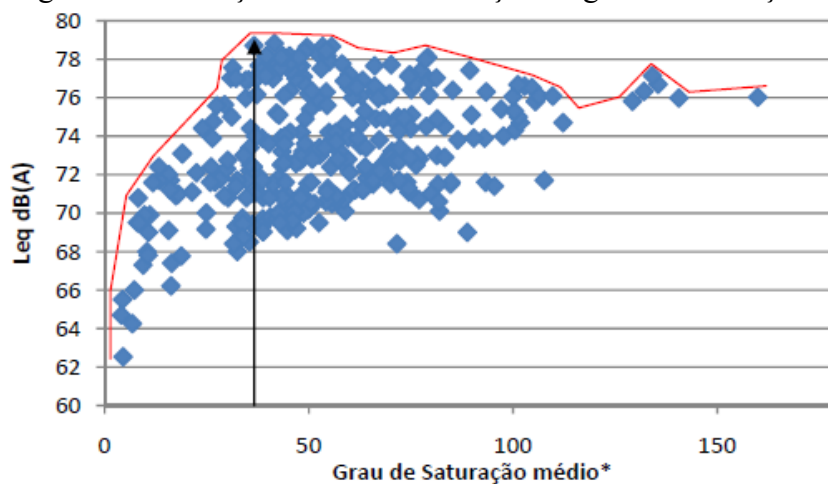
Tabela 6 - Equivalência de emissão sonora de tipos de veículo em veículo leve por tipo de via.

	Carro > 2 l	Moto <150cm 3	Moto com escapament o alterado	Veic. Pesado <7,5l	Veic. Pesado 14 a 20l	Veic. Pesado 20 a 28l	Ônibus < 20t	Ônibus > 20t
Via residencial	1,08	2,22	7,45	8,24	10,91	11,76	5,08	6,3
Avenida c/ semáforos	1,11	1,98	6,48	6,61	7,32	8,31	3,63	4,8
Avenida congestionada	1,09	2,26	7,69	9,63	11,89	12,75	5,62	6,97
Rodovia urbana	1,18	2,43	6,92	3,47	2,74	3,73	1,29	2,05

Fonte: Morgan *et al.* (2003).

Nas situações de fluxo livre, o valor de  $L_{Aeq}$  aumenta conforme cresce o volume e a velocidade dos veículos (Figura 12). Já quando o tráfego está saturado o  $L_{Aeq}$  não aumenta, mas diminui com o aumento do congestionamento, havendo um valor máximo próximo ao grau de saturação do sistema (FENG LI *et al.*, 2017; RODRIGUES, 2010). Zefreh e Torok (2018) destacaram também que dentre as diferentes condições de tráfego, o fluxo de tráfego desacelerado teve a menor contribuição, em comparação com fluxo acelerado, fluxo livre, fluxo subsaturado, congestionamento e congestionamento supersaturado. Quando o volume de tráfego é alto e o congestionamento é forte, pode haver uma diferença de mais de 1 dB em relação a um baixo congestionamento (MAKAREWICZ; GAŁUSZKA, 2011).

Figura 12 - Variação do ruído em função do grau de saturação.



Fonte: Rodrigues (2010).



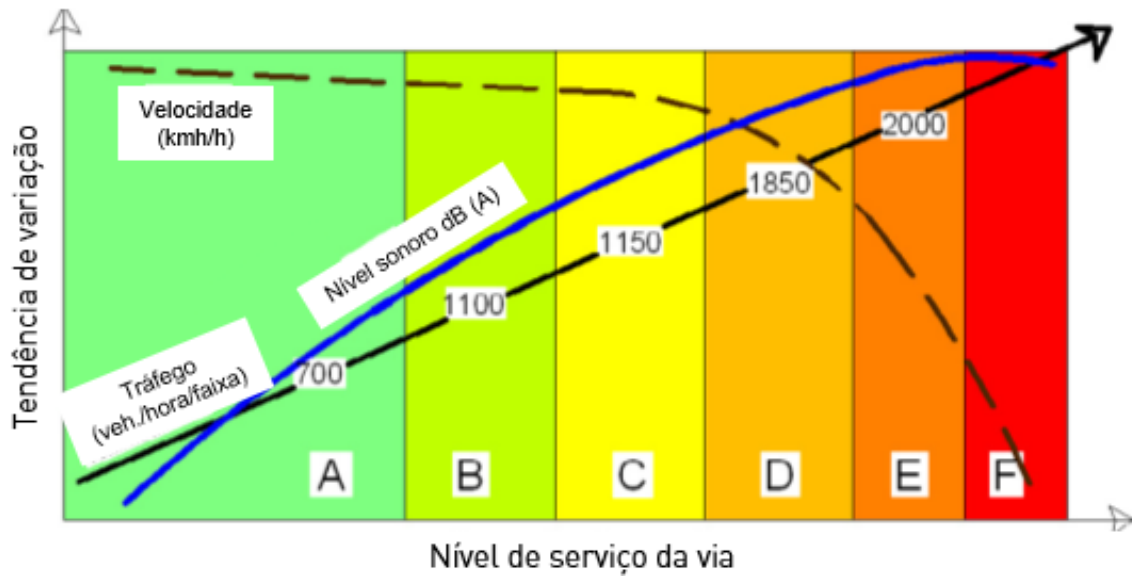
Em interseções semaforizadas, Coensel *et al.* (2012) indicaram que o LAeq diminuiu em até 1 dB nas proximidades da interseção, mas aumentou até 1,5 dB entre os cruzamentos. Verificou-se ainda que a intensidade do tráfego e a onda verde tiveram a maior influência nas emissões, enquanto o tempo do ciclo não teve uma influência significativa. Coensel e Botteldooren (2007) verificaram que, em condições ideais, a substituição de semáforo por rotatória causou uma redução no LAeq de 1 a 4 dB, sendo maior o impacto em vias com menor largura. Já a simulação de Estévez-Mauriz, e Forssén (2018) demonstrou que a aceleração do tráfego tem um grande efeito na intensidade sonora das interseções semaforizadas, mas as rotatórias que apresentam congestionamentos podem se tornar mais ruidosas.

### *2.6.1 Divergências locais dos atributos de tráfego*

A depender do local do estudo, as relações descritas sobre os atributos de tráfego podem não ser válidas devido a composições da frota e ao comportamento do condutor (JAMALIZADEH *et al.*, 2018). Há correlações entre o incômodo causado pelo ruído, os níveis sonoros máximos e a aspereza, que é a variabilidade do espectro de frequência do motor (PAVIOTTI ; VOGIATZIS, 2012). Em uma direção mais agressiva, o motorista busca maiores acelerações e utiliza o motor em rotações mais altas, gerando maior aspereza. Além disso, motociclistas buzina mais que usuários de carros de passeio e, adicionado a mudança do escapamento de veículos aos sons de buzinas, esse comportamento pode gerar até 15 dB a mais de ruído que uma pilotagem padrão (ACEM, 2014).

Pal e Sarkar (2012) compararam cidades no Vietnã, onde 90% da frota é composta por motocicletas, e no Japão, onde a frota é majoritariamente composta por carros. Os níveis de ruído vietnamitas foram superiores, em especial, devido ao uso de buzinas, embora os japoneses tenham se sentido mais incomodados com a poluição sonora. Na Índia, verificou-se que o uso de buzinas acrescenta 1 a 4 dB ao LAeq, a depender da velocidade dos veículos (VIJAY *et al.*, 2018). Em uma via com nível de serviço A, buzinas causaram diferença de 0,5 dB no LAeq, enquanto que com um nível de serviço F, essa diferença foi de até 11,8 dB, sendo causadas principalmente por motocicletas (Figura 13). O uso de buzinas em veículos pesados também resultou em valores expressivos, com variações de 3 a 6 dB (ADITYA; CHOWDARY, 2020).

Figura 13 - Relação entre o NPS, velocidade, capacidade e nível de serviço indianos.

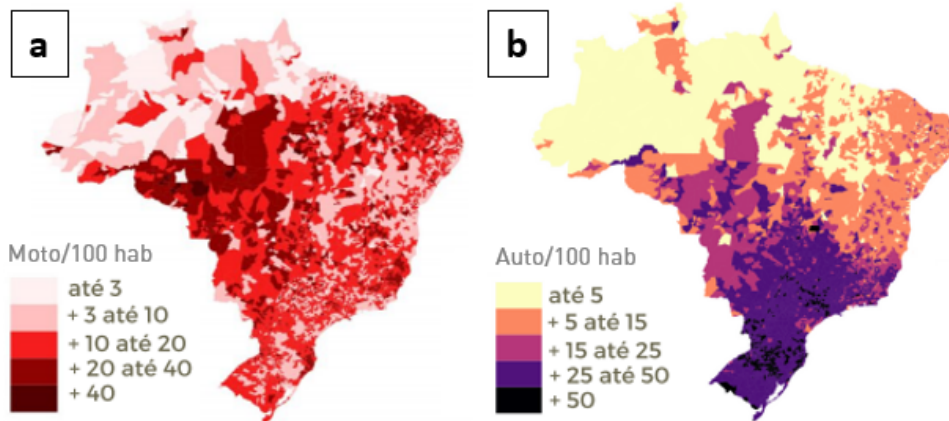


Fonte: Adaptado de Kalaiselvi e Ramachandriah (2016).

A composição da frota de veículos podem variar bastante entre localidades a depender de fatores sociais, culturais e econômicos. Na Europa, a contribuição para o ruído do tráfego rodoviário é considerada um problema que afeta principalmente os países do sul. Segundo Genuit e Fiebig (2007), cerca de 35% de todas as motocicletas na Europa estão na Itália, onde a maioria das motocicletas possuem menos de 50 cm<sup>3</sup>. O percentual de motocicletas atingiu 16% da frota de veículos em estudo realizado na Itália (CIRIANNI; LEONARDI, 2012) e 12,5% na Espanha (MORILLAS *et al.*, 2002). Já estudos realizados em países como Iraque (AZIZ *et al.*, 2002), Colômbia (QUIÑONES-BOLAÑOS *et al.*, 2016) e Índia (KALAISELVI; RAMACHANDRAIAH, 2016) indicaram porcentuais de 19%, 30% e 60%, respectivamente.

No Brasil, há uma variabilidade de motorização entre as regiões (Figura 14). Enquanto que em cidades da região Sul, como Curitiba, há alta taxa de motorização de automóveis (54,3 automóveis/100hab) e baixa de motos (9,4 motos/100hab), em cidades da região Nordeste, como Fortaleza, a motorização de motocicletas é mais significativa (22,5 automóveis/100hab e 11,6 motos/100hab). No estado do Ceará, cuja cidade capital é Fortaleza, cerca de 26,5% da frota é composta por motocicletas (DETRAN, 2020). Além da maior participação de motocicletas na frota, os modelos mais comuns nacionais diferem dos europeus, já que os modelos mais vendidos possuem aproximadamente 150 cm<sup>3</sup> (ABRACICLO, 2019). Quanto ao perfil de motociclistas, Forcetto (2016) identificou que a maioria dos usuários de motocicletas em São Paulo são homens jovens, o que está relacionado a uma direção mais agressiva.

Figura 14 - Taxa de motorização por município em 2018 (a) por motos e (b) por automóveis.

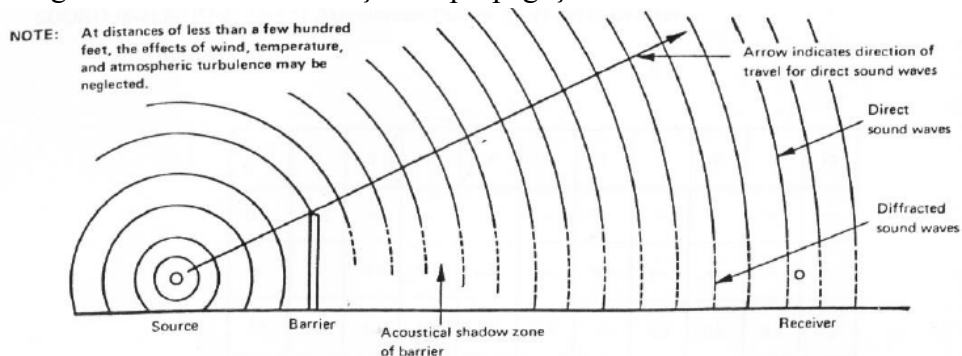


Fonte: Observatório das Metrôpoles com dados do Denatran do ano de 2019.

### 2.6.2 Atributos do meio urbano

No meio urbano, a propagação da onda sonora é fortemente atenuada pelos efeitos de difração, reflexão e absorção de superfícies (Figura 15). A geometria da via é o fator mais utilizado por modelos estocásticos, através de atributos como largura da via, declividade e número de faixas. Vias mais largas possuem maior capacidade de tráfego, o que induz ao aumento do volume de veículos e, conseqüentemente, do  $L_{Aeq}$ . Por outro lado, aumentando-se a largura, menos veículos trafegam em grupos, o que aumenta a amplitude do ruído e induz a uma redução da intensidade sonora (XIAODONG LU *et al.*, 2019). Já em vias mais estreitas, os níveis de ruído são mais afetados por alterações do tráfego de veículos. Isso é acentuado em situações de *canions* urbanos, quando a relação entre altura das edificações e largura da via é maior que 0,5 (AGUIAR *et al.*, 2017). Esses espaços podem concentrar e acentuar a intensidade sonora, desenvolver microclimas e causar variações de até 7 dB nos pedestres (SANCHEZ *et al.*, 2016).

Figura 15 - Efeito da difração na propagação da onda sonora.



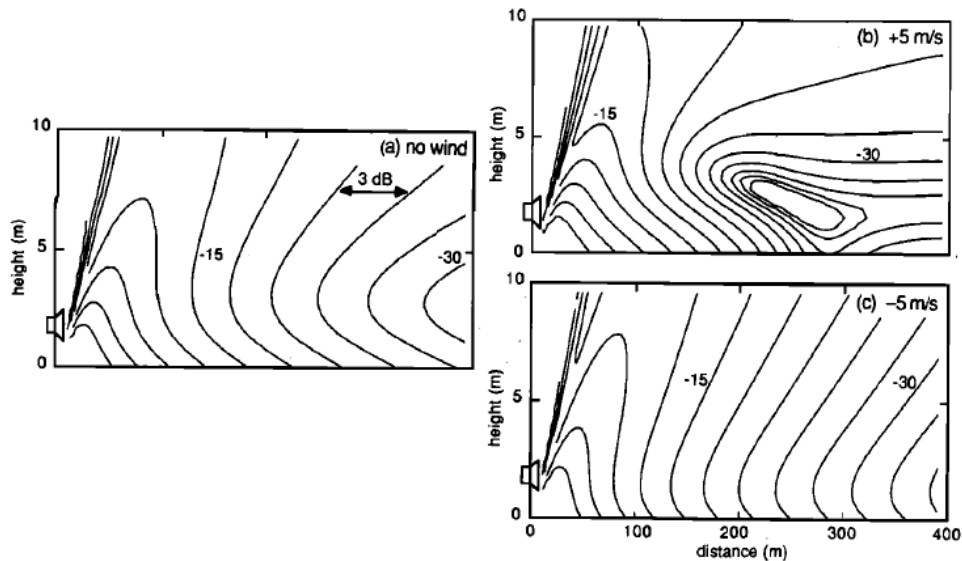
Fonte: Beranek (2005).

Os principais atributos relacionados aos elementos construídos, como muros e edificações, são a altura e a quantidade de vazios entre as massas edificadas (GUEDES, 2011). O modelo RLS90 considera o efeito de múltiplas reflexões quando há, no máximo, 30% de vazios entre as edificações, aplicando correções de até 3,2 dB (GARG; MAJI, 2014). Por outro lado, em regiões com maior densidade construída, os edifícios se comportam como obstruções à propagação do ruído de tráfego. Isso atenua o nível sonoro nas vias adjacentes e cria regiões de Sombra Acústica nos espaços internos dos blocos. Vários outros indicadores são utilizados na compreensão entre a influência do ambiente construído e os níveis de ruído, como Taxa de Ocupação (SOUZA; GIUNTA, 2011), Tempo de Reverberação (PENTEADO, 2018), Porosidade (SILVA *et al.*, 2014) e Rugosidade (MOURA *et al.*, 2016).

Já os elementos naturais no meio urbano não possuem grandes efeitos nas reduções dos níveis de ruído causado pelos meios de transporte. Mesmo a vegetação densa e interligada pode não ser um fator absoluto para a redução do ruído (KALANSURIYA *et al.*, 2009), fazendo-se necessário uma faixa de 5m de largura para mascaramento do ruído do tráfego (RENTERGHEM, 2018). Por outro lado, há evidências que os benefícios do uso de vegetação estejam no campo psicológico, dependendo da aparência da barreira e não apenas da redução real alcançada. Estratégias de arranjo espacial podem causar redução de até 10 dB na percepção sonora das pessoas em relação aos níveis reais medidos de ruído (RENTERGHEM, 2018). Esse efeito de ocultar a fonte e impedir a atenção das pessoas somente é alcançado quando os níveis sonoros são relativamente baixos (OW; GHOSH, 2017).

Quanto aos fatores meteorológicos, a NBR 10151 (ABNT, 2019) indica que velocidades de vento maiores que 5m/s influenciam a propagação sonora em meio urbano. Na cidade de Delhi, Singh *et al.* (2013) verificaram que a vegetação ( $R^2 +0,68$ ), a velocidade do vento ( $R^2 -0,21$ ) e a umidade relativa ( $R^2 -0,1$ ) contribuem positivamente na atenuação dos níveis de ruído, enquanto a temperatura ( $R^2 +0,31$ ) causa um aumento dos níveis. Esses efeitos são mais acentuados em alturas superiores a 5m devido a efeitos de difrações sonoras no solo, podendo gerar diferenças de até 1 dB (Figura 16). As baixas correlações explicam o pequeno uso desses atributos na modelagem de ruído urbano. Apesar disso, há indícios de correlação entre o conforto térmico e acústico em espaços públicos abertos (HIRASHIMA, 2014), o que ressalta a importância desses parâmetros em alguns contextos.

Figura 16 - Interferência da velocidade dos ventos na propagação da onda sonora.



Fonte: Nijs e Wapenaar (1990).

### 2.6.3 Tipo de pavimento

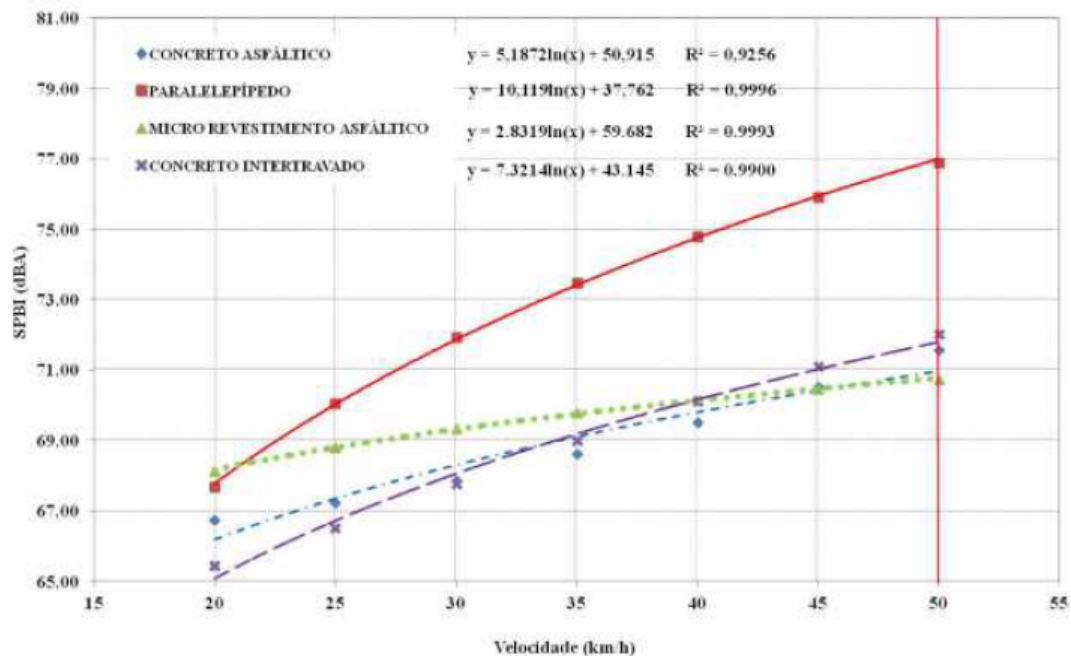
O tipo de pavimento influencia tanto na emissão quanto na propagação do ruído. O ruído gerado pelo contato do pneu com o pavimento é o resultado de dois componentes: ruído aerodinâmico (relacionado à porosidade do revestimento) e ruído mecânico (relacionado à textura do revestimento). A geração do ruído mecânico é composta principalmente de "impactos e choques" e do ruído aerodinâmico principalmente do "bombeamento de ar". A contribuição cresce com a velocidade e a densidade de tráfego, a rugosidade dos pneus, a idade e o tipo do pavimento (FREITAS *et al.*, 2012). De maneira geral, o ruído pneu- pavimento acima de 40 km/h é a fonte dominante, enquanto que o ruído do motor exerce menor influência.

Ohiduzzaman *et al.* (2016) apresentam uma revisão de métodos de medição e de técnicas usadas para reduzir o ruído no pavimento. Knabben *et al.* (2016) apontaram que a absorção de som é fortemente dependente da porcentagem do volume de vazios, vazios interconectados e espessura do material. Vázquez *et al.* (2019) investigaram a macrotextura (*macrotexture depth* - MPD) e a rugosidade (*International Roughness Index* – IRI), concluindo que o MPD tem grande influência em frequências médias e baixas, entre 500 Hz e 600 Hz, e em frequências acima de 1,6 kHz, enquanto que o IRI não influencia diretamente em nenhuma faixa de frequência. Por outro lado, Sirin *et al.* (2018) indicaram que em um estágio posterior da vida útil do pavimento, o nível de ruído é mais afetado em frequências mais baixas devido à mudança nas condições da superfície do pavimento (maiores valores de IRI)

No Brasil, Knabben *et al.* (2018) investigaram as diferenças entre pavimentos rígidos e flexíveis, resultando em menores níveis LAeq nos pavimentos flexíveis. Entre

pavimentos da mesma categoria com diferentes texturas não foram encontradas grandes diferenças. Tassinari *et al.* (2017) compararam os pavimentos e constataram que o pavimento com maior emissão de ruído é o paralelepípedo (Figura 17). Para a velocidade de referência 50 km/h, o SBPI (statistical pass-by index) obtido foi 76,91 dB, aproximadamente 5 dB a mais do que os outros pavimentos. Quanto a modelagem, Pozzer e Holtz (2018) utilizaram o método de inspeção visual sugerido pela Guia Europeu de Boas Práticas (WG-AEN, 2007) para categorizar os pavimentos na área de estudo da cidade de São Paulo de acordo com os modelos CNOSSOS, RLS90, NMPB-08 e NMPB-96. Isso devido ao fato de não haver uma base nacional de categorização de pavimentos, como ocorre em países europeus.

Figura 17 - Curvas com os valores de SPBI para diferentes velocidades.



Fonte: Tassinari *et al.* (2017)

## 2.7 Conclusão

Esse artigo apresentou um panorama das ferramentas utilizadas na modelagem de ruído urbano gerado pelo tráfego rodoviário. Foram apresentados os *softwares* e modelos de predição mais utilizados, os métodos de formulação de modelos e as principais evidências sobre a influência de atributos de modelagem no ruído urbano. Os métodos mais utilizados na formulação de modelos são Regressão Múltipla, Redes Neurais Artificiais (ANN) e Algoritmos Genéticos (GRNN). Em geral, utilizam-se os atributos: volume, velocidade, porcentagem de veículos pesados, tipo de pavimento, geometria da via e forma de edificações. Outros atributos

abordados são: porcentagem de motocicletas, comportamento do motorista, acelerações e desacelerações, declividade da via, vegetação e fatores meteorológicos. Modelos ANN e GRNN, que utilizam maior quantidade de atributos, apresentam melhores resultados. Por outro lado, atenta-se ao aumento do tempo de processamento e disponibilidade dos dados em larga escala.

Diversas cidades têm realizado mapeamento sonoro com *softwares* comerciais. Esses programas possuem alta performance e implementam modelos de predição advindos de países como Alemanha, França e Inglaterra. *Softwares* associados a SIGs desempenham um papel significativo no desenvolvimento de modelos estocásticos e nos mapeamentos em larga escala. A vantagem do SIG consiste no gerenciamento de grande quantidade de dados advindos de diversas bases. As lacunas dessa abordagem estão nas premissas adotadas, como a modelagem 2D e a não consideração de efeitos de difração e de reflexão da onda sonora. Esses aspectos podem gerar erros maiores que os aceitáveis.

A influência de atributos urbanos na emissão sonora é bastante variável entre países. Diferentes condições de tráfego exigem adaptações dos modelos às condições locais. Verificou-se que alguns estudos nacionais apresentam discordâncias entre os fatores de equivalência de motocicletas em veículos leves. Isso ressalta a necessidade de pesquisas nacionais sobre os fatores de emissão de veículos e o impacto do uso de motocicletas, sobretudo em situações de tráfego congestionado. Não se encontrou pesquisa brasileira tratando do impacto das buzinas.

Quanto aos atributos de propagação sonora, os resultados das pesquisas recentes reforçam estudos internacionais consolidados. A altura e a quantidade de vazios entre edificações possuem grande contribuição nos fenômenos de difração e de reflexão das ondas sonoras. Já os fatores meteorológicos apresentam baixa correlação com os níveis de ruído urbano. Quanto ao tipo de pavimento, aspectos sobre a porosidade de superfícies possuem destaque na atenuação de ruído urbano e na busca por uma mobilidade urbana sustentável.

### 3 SEGUNDO ARTIGO

#### **Desenvolvimento de método de mapeamento de ruído de tráfego rodoviário em áreas urbanas utilizando SIG de acesso aberto.**

##### **RESUMO**

Os mapas estratégicos de ruído fornecem informações sobre esses níveis sonoros, o que fomenta o desenvolvimento de estudos epidemiológicos e planos preventivos e de controle de ruído. Para formulação dos mapas, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) vem sendo utilizados como alternativa aos *softwares* especializados devido ao baixo custo, integração com base de dados na mesma plataforma e velocidade de compartilhamento e atualização de ferramentas. O objetivo desse estudo é propor um procedimento de modelagem do ruído em áreas urbanas utilizando *software* livre QuantumGIS (QGIS). O desempenho foi comparado com o *software* comercial Cadna-A utilizando o modelo de cálculo RLS90. Para avaliar a aplicabilidade em diversos contextos urbanos, foram criados 192 locais hipotéticos através da combinação de parâmetros que influenciam a modelagem. Como resultados, foi obtida boa adequabilidade dos dados, com  $R^2$  0,997, erro médio -0,06 dB e 98,3% dos erros menores que 1 dB. Por outro lado, houve menor assertividade em vias com baixo volume de veículos e enviesamento dos erros quando analisados parâmetros altimétricos. Isso pode estar relacionado a limitação da modelagem 2D do procedimento, que negligencia efeitos de difração da onda sonora. Devido aos baixos erros, as diferenças são apenas perceptíveis em regiões do mapa com complexa geometria dos elementos simulados. Assim, o procedimento proposto pode ser uma ferramenta eficaz na elaboração de mapas estratégicos de ruído, sendo recomendado o uso específico na análise do ruído de tráfego rodoviário em meio urbano.

Palavras-chave: Ruído urbano; Mapa de ruído; Impacto ambiental; SIG; Geometria urbana.



### 3.1 Introdução

No âmbito do planejamento urbano, os Mapas Estratégicos de Ruído (MER) são importantes ferramentas que fornecem informações sobre os níveis de ruído urbano à população, aos técnicos e aos gestores. Os níveis sonoros são representados através de curvas isofônicas com valores expressos em dB, podendo representar situações existentes ou previstas. Isso permite a compreensão dos efeitos de alterações no sistema de transportes e uso do solo, como impactos decorrentes da implantação de novas vias (FERNANDES, 2002), alterações no gabarito de edificações (SAPATA, 2010) e mudanças nas condições de tráfego (GUEDES; BERTOLI, 2011). Estudos epidemiológicos também utilizaram os MER's para relacionar a poluição sonora com fatores de risco à mortalidade e efeitos adversos ao nascer (GULLIVER *et al.*, 2015). Esses dados fomentam o desenvolvimento de planos preventivos, corretivos ou de acompanhamento de estratégias de controle de ruído.

A maioria dos mapeamentos sonoros utiliza *softwares* comerciais especializados na predição de ruído ambiental. Os mais utilizados são Soundplan, Cadna-A e Predictor, que apresentam resultados semelhantes e têm sido validados mundialmente (ARANA *et al.*, 2010). Com interface simples e alto desempenho, podem trazer modelos determinísticos de simulação de ruído. Por outro lado, não possibilitam a inserção de modelos estocásticos mais eficientes e adaptados às condições de cada localidade. Isso porque os programas dependem de um grupo restrito de colaboradores, o que limita a velocidade de atualização de ferramentas em cada versão. Além disso, devido à grande quantidade de dados requeridos na modelagem urbana, faz-se necessário importar dados de uma base paralela, o que aumenta a complexidade do processo.

Como alternativa a essas limitações, os programas SIG estão sendo cada vez mais utilizados (DADNICH *et al.*, 2017; NGUEKAM *et al.*, 2019), com a vantagem de permitir armazenar, analisar e manipular diferentes tipos de dados espaciais, proporcionando uma integração direta com diversos tipos de dados. Em sistemas SIG de acesso aberto (do inglês, *open access*), a evolução da tecnologia é mais rápida e é acompanhada do compartilhamento de dados com cidadãos e planejadores urbanos através de serviços geográficos distribuídos na Internet, como as plataformas de Infraestrutura de Dados Espaciais (MAGUIRE; LONGLEY, 2005). Nos SIGs livres, que não envolvem custos para sua utilização, uma rede de colaboradores auxilia usuários sobre dúvidas decorrentes da operação desses sistemas. Assim, a utilização de SIGs livres facilita, neste caso, a avaliação e implementação de planos de ação

para reduzir o ruído e adiciona transparência aos processos, o que é fundamental no planejamento das cidades.

O SIG mais utilizado é o ArcGIS que, embora seja também um *software* comercial, possui ferramentas de visualização espacial como o *ArcView* (TANG; WANG, 2007), *ArcScene* e *ArcMap* (MURPHY *et al.*, 2006). Como plugin destaca-se o *SPreAD-GIS* (REED *et al.*, 2012), com foco na propagação sonora em ecossistemas naturais e que foi base para o desenvolvimento do *Prognose* em um estudo brasileiro (WICHERS, 2017). Já o *Tranex* (GULLIVER *et al.*, 2015) é bastante utilizado em áreas urbanas e foi o escolhido para o mapeamento da cidade de Londres (FECHT *et al.*, 2016). *Softwares* livres como o QGIS e o OrbisGIS também possuem plugins desenvolvidos por estudos acadêmicos, como o *Openoise* (ARPA PIEMONTE, 2019) e o *Noisemodelling* (BOCHER *et al.*, 2019), respectivamente.

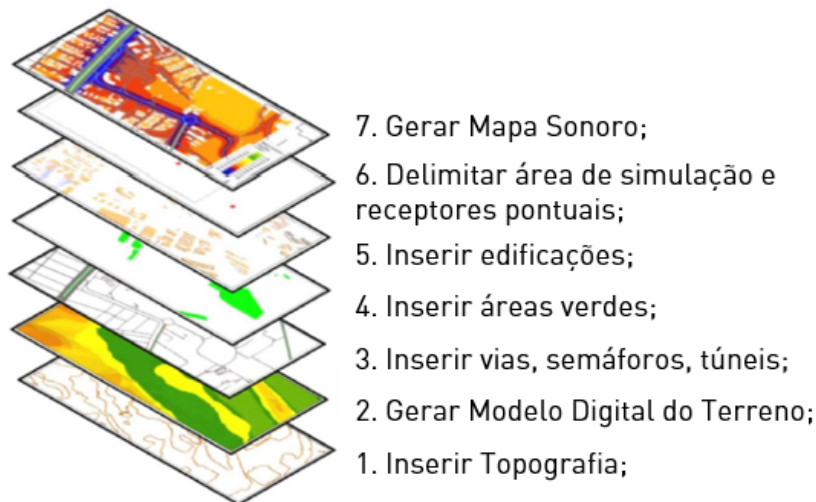
Como desvantagem, os procedimentos atuais em SIG adotam premissas que podem causar erros maiores que os aceitáveis, como a modelagem 2D ao invés da 3D e a desconsideração de efeitos de difração e reflexão da onda sonora. Bocher *et al.* (2019) afirmam que isso pode limitar a localização de fontes sonoras e pontos receptores em regiões próximas ao solo, onde os campos refletidos e difratados permanecem em planos próximos paralelos ao chão. Com isso, apenas condições meteorológicas homogêneas devem ser consideradas, já que efeitos de direção e velocidade dos ventos afetam os efeitos do solo na difração, que são negligenciados. Apesar disso, os autores indicam que o impacto dessas simplificações na modelagem é relativamente pequeno em áreas urbanas, onde as ondas sonoras diretas e refletidas predominam em relação as ondas difratadas.

Visando a tendência de grande quantidade de dados livres e compartilháveis, o objetivo desse artigo é propor um procedimento simplificado de modelagem do ruído em áreas urbanas utilizando *software* livre de geoprocessamento. Foi utilizado o *software* QGIS e seu desempenho foi comparado com o Cadna-A, utilizando o modelo RLS90. Apesar de já existir no QGIS o plugin Openoise, um estudo verificou que na cidade de Lima houve um menor desempenho do plugin em relação *software* comercial Preditor (DÍDAC *et al.*, 2017). De modo a evitar esses erros, foi analisada a aplicabilidade do procedimento proposto em diversos locais hipotéticos criados através das combinações dos parâmetros que influenciam a modelagem de ruído urbano. Isso possibilitou a mensuração das limitações do procedimento proposto e a viabilidade de implementação em diversos contextos urbanos.

### 3.2 Metodologia de Mapemanto utilizando *Software* Comercial

A modelagem urbana realizada com o *software* Cadna-A possibilita a visualização 3D, mapas horizontais e sessões verticais da área de estudo. O primeiro passo para modelagem é a inserção da altimetria da área a ser mapeada, através de curvas de nível ou de um conjunto de pontos com altura definida. A partir disso é gerado o Modelo Digital do Terreno (DTM) por um processo de triangulações. Isso permite que sejam feitas alterações de cortes ou de aterros nas margens das rodovias. Após a definição da altimetria, são inseridos os elementos urbanos como vias, edificações, pontos receptores, túneis e viadutos. Esses elementos devem ter altura ajustada ao DTM (Figura 18).

Figura 18 - Esquema de inserção dos dados no *Software* de simulação.



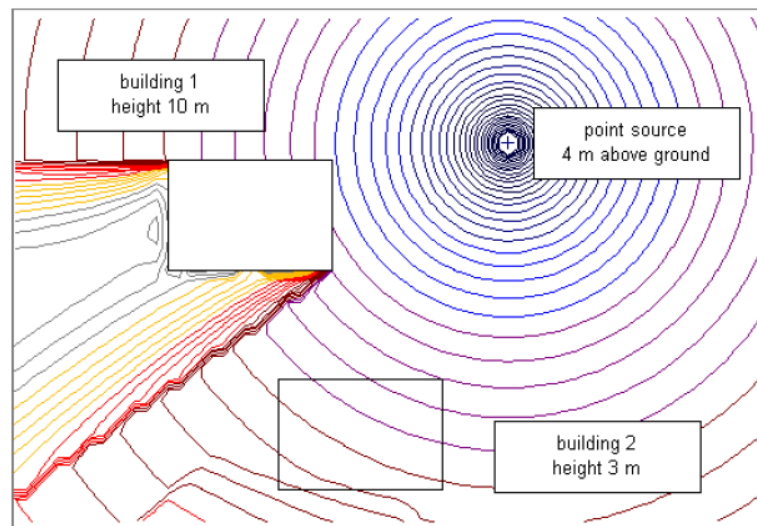
Fonte: Adaptado de Florêncio (2018).

As vias de tráfego são definidas como o elemento “road”, que é uma fonte linear cuja emissão de ruído é uniforme para toda sua extensão. Podem ser inseridos valores em dB por banda de oitava ou podem ser inseridos atributos urbanos, como velocidade e volume de veículos por hora. Para efeito de cálculo, as fontes lineares são divididas em seções menores e tratadas como fontes pontuais. Essas partições são determinadas por ângulos de varredura que partem dos pontos receptores e seccionam os eixos emissores localizados dentro de um raio de busca. Quando uma fonte é encontrada pelo ângulo de varredura do receptor, a contribuição do ruído no receptor é calculada e adicionada a todas as contribuições para gerar o nível de ruído em cada receptor. Entre emissores e receptores podem existir edificações e barreiras que causam reflexões e difrações da onda sonora (Figura 19). As “Edificações” são elementos sólidos e permitem o cálculo dos valores na fachada, enquanto as “Barreiras” são elementos lineares que

representam muros e demais elementos construtivos.

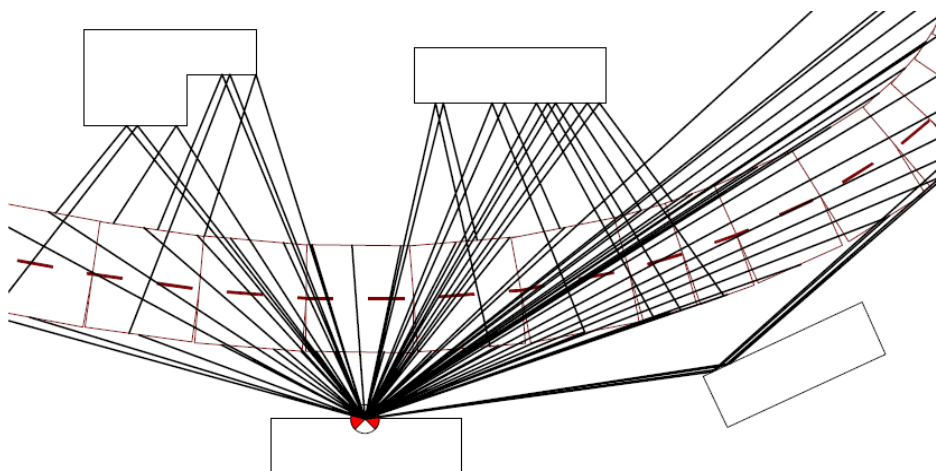
Os efeitos de reflexões são considerados de primeira ordem (simples) ou ordens superiores (múltiplas). Quando um caminho direto entre emissor e receptor é calculado, a posição deste é espelhada e, a partir dessa posição, são considerados os efeitos de reflexões (Figura 20). Já os efeitos da difração da onda sonora são considerados para barreiras, elevações do terreno e objetos 3D. Quanto maior a quantidade de objetos no modelo criado, maiores serão esses efeitos e devem ser ajustados valores maiores para o número de reflexões (FERNANDES, 2002). Por outro lado, considerar esses efeitos pode causar superestimação entre 3 dB e 8 dB em relação a valores medidos, a depender da distancia da fonte.

Figura 19 - Impacto as edificações e barreiras na propagação sonora no Cadna-A.



Fonte: Adaptado de Datakustik (2014).

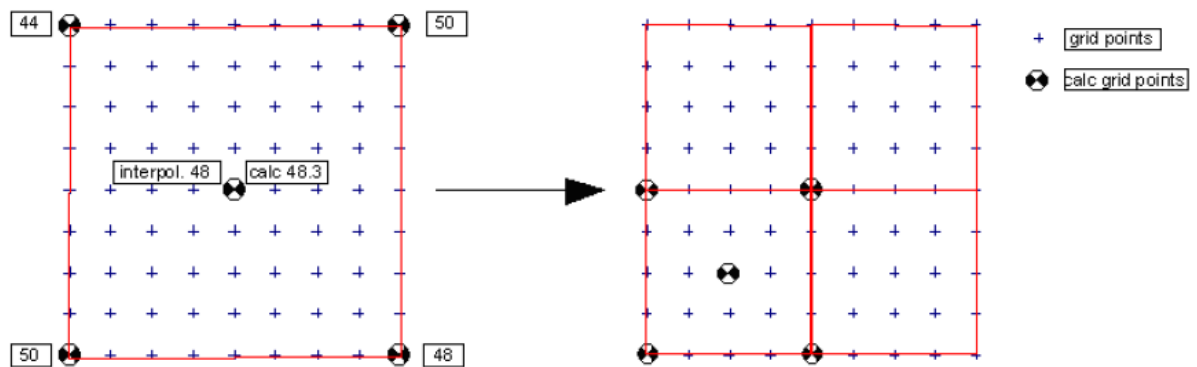
Figura 20 - Efeito das reflexões de primeira ordem no Cadna-A.



Fonte: Datakustik (2014).

Após a modelagem dos elementos citados, os mapas de ruído são gerados por interpolação linear. Nesse processo, há estimação de valores a partir de um conjunto de valores conhecidos. A varredura dos dados é composta por milhares de pixels individuais e cada valor em dB corresponde a uma cor no mapa. Faz-se necessária a definição de uma área de contorno onde uma malha regular de pontos receptores se distribui, podendo ser ajustada para 1x1, 3x3, 5x5 ou 9x9 metros. Os pontos localizados nos vértices dessa malha são sempre calculados (Figura 21). Para cada conjunto de quatro pontos, é formado um retângulo e definido um ponto central do cruzamento de suas diagonais. Para esse ponto central, são obtidos os valores calculados ou interpolados a partir dos quatro pontos existentes. Esse processo complexo reduz os erros causados por grandes malhas de pontos ou por situações onde há fontes sonoras próximas com diferentes intensidades (DATAKUSTIK, 2014).

Figura 21 - Processo de ajuste e correção na malha de pontos receptores a ser interpolada.



Fonte: Datakustic (2014).

Os parâmetros descritos devem ser definidos conforme a escala da área estudada e, principalmente, o grau de detalhamento das informações inseridas. A decisão de utilizar valores muito pequenos não necessariamente melhora a precisão dos resultados, pois isso aumenta a quantidade de informações computadas que, muitas vezes, não refletem a realidade (FERNANDES, 2002). Em áreas pouco urbanizadas, o espaçamento de 20 a 50m entre pontos da malha é suficiente, enquanto para ambientes urbanos, utiliza-se o espaçamento de 5m. O valor *default* do ângulo de incremento é 1 grau, mas pode estar entre 2 ou 5 graus para economizar o tempo de cálculo sem perda significativa da precisão (BRAUNSTEIN; BERNDT, 2000). Geralmente utiliza-se raio de busca entre 500m a 1km em áreas urbanas, sendo adotado o valor de 200m nesse estudo.

### 3.3 Metodologia de Mapeamento Proposta

#### 3.3.1 Visão geral, premissas e limitações

Foi escolhido *software* QuantumGIS (QGIS) para o procedimento proposto, que é um SIG de código aberto, disponível para os principais sistemas operacionais atualmente disponíveis (Windows, MacOS e Linux). Suporta dados espaciais do tipo vetor (linhas, pontos ou polígonos) e raster (conjunto de pixels). Os dados vetoriais, em formato *shapefile* (SHP), também acompanham dados alfanuméricos, que são os atributos de cada elemento da camada vetorial. Esses dados podem ser importados e exportados para o formato *Comma-separated values* (CSV) ou editados no próprio arquivo através da tabela de atributos. Também é permitida a interação direta com a linguagem Python através do console PyQGIS, o que facilita realizar processamentos em série, desenvolver e executar novos comandos.

Para a modelagem no procedimento proposto, devem ser inseridas no QGIS camadas que representam os principais elementos urbanos, como vias de tráfego, edificações e semáforos (Tabela 7). A partir disso são exportados os dados georreferenciados de cada camada, em formato SHP, seguindo a nomenclatura indicada. Também devem ser exportados os dados alfanuméricos da camada “vias”, em formato CSV, o que facilita a atualização de um grande volume de dados. Esse arquivo CSV deve ter o nome “Fluxos” e cada coluna da tabela de atributos da camada “vias” deve ter a nomenclatura indicada na Tabela 8.

Tabela 7 - Camadas representativas dos elementos urbanos no QGIS.

Nome do SHP	Tipo de SHP	Descrição
<b>vias</b>	Linha	Vias de tráfego
<b>edificacao</b>	Polígono	Edificações e barreiras
<b>contorno</b>	Polígono	Área limite do mapa de ruído
<b>semaforo</b>	ponto	Semáforos
<b>receptoresM</b>	ponto	Pontos receptores para validação

Fonte. Elaborado pela autora

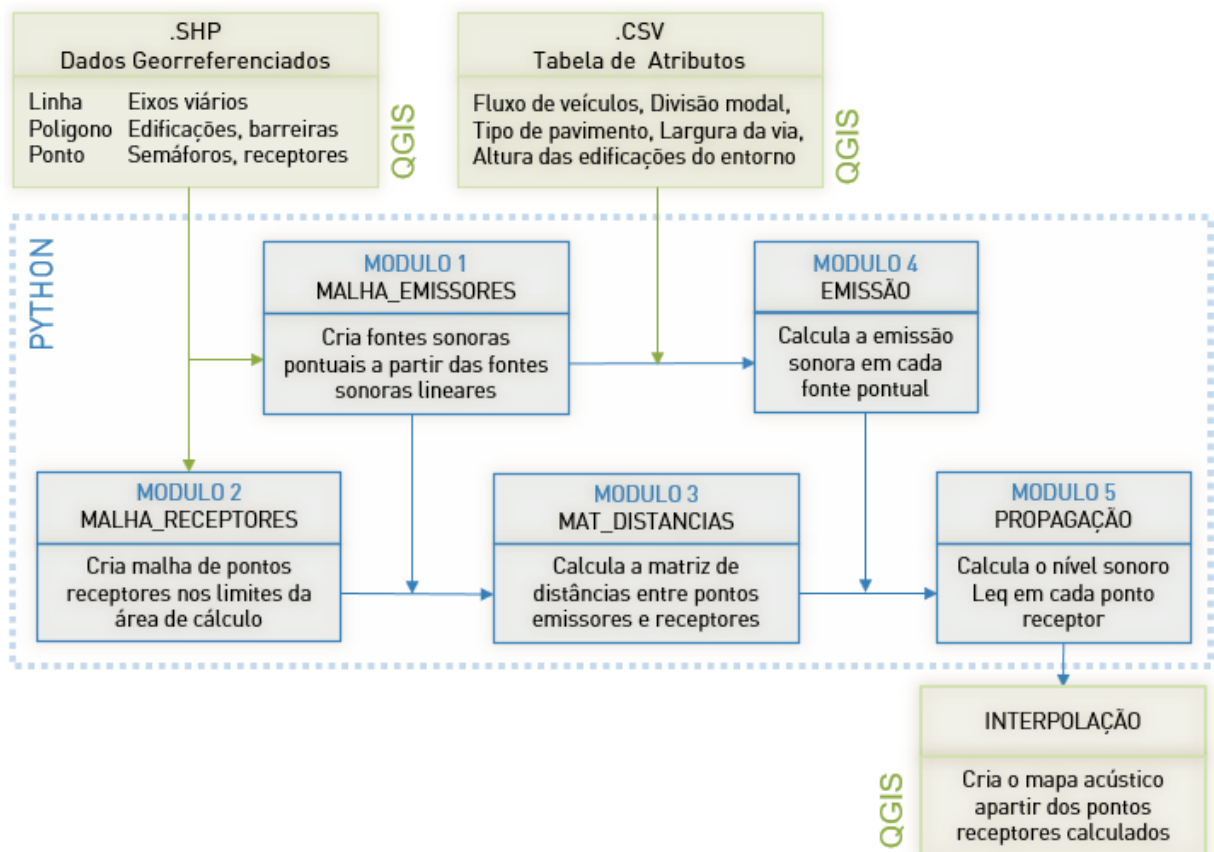
Esses dados são utilizados nos 5 módulos executados em linguagem Python e descritos na próxima sessão. Como arquivo de saída, o algoritmo gera um arquivo em CSV contendo os pontos receptores com valor  $LA_{eq}$  (Figura 22). Esse arquivo deve ser importado para o QGIS para que seja executada a interpolação espacial. Ao final do processo, o mapa é gerado em Raster e pode ser exportado em formato de imagem (TIF), dentre outros.

Tabela 8 - Dados alfanuméricos da tabela de atributos da camada “vias” no QGIS.

Nome da coluna	Tipo do dado	Descrição
<b>nome</b>	<i>string</i>	Nome da via de tráfego
<b>fluxo-leves</b>	<i>float</i>	Fluxo horário de veículos leves
<b>fluxo-pesado1</b>	<i>float</i>	Fluxo horário de veículos pesados ( $\leq 2,8$ ton)
<b>fluxo-pesado2</b>	<i>float</i>	Fluxo horário de veículos pesados ( $> 2,8$ ton)
<b>fluxo-moto</b>	<i>float</i>	Fluxo horário de motocicletas
<b>vel</b>	<i>float</i>	Velocidade média dos veículos
<b>declividade</b>	<i>float</i>	Inclinação da via
<b>altura</b>	<i>float</i>	Altura média das edificações
<b>largura</b>	<i>float</i>	Largura média da via
<b>pav</b>	<i>string</i>	Tipo de pavimento

Fonte. Elaborado pela autora.

Figura 22 - Fluxograma de execução dos módulos no procedimento proposto.



Fonte: Elaborado pela autora.

As principais diferenças entre o procedimento proposto e o *software* comercial Cadna-A são vinculadas ao nível de detalhamento geométrico dos elementos que integram o ambiente de simulação. Na presente proposição, as edificações são simplificadas como polígonos que representam os limites dos lotes ou das quadras urbanas, o que gera uma

limitação quanto ao detalhamento de barreiras e muros. Isso dificulta a análise dos efeitos da difração e da transmissão da onda sonora, inviabilizando a análise dos níveis de ruído internamente às quadras. Assim, os níveis  $L_{Aeq}$  em edificações só podem ser calculados nos limites dos lotes, que podem ou não coincidir com as fachadas. Além dessa limitação, os dados altimétricos dos elementos urbanos não são considerados, embora alguns autores abordem essa possibilidade (DARDANELLI *et al.*, 2017; FARCAS; SIVERTUN, 2014).

Outras limitações da modelagem estão vinculadas aos modelos de emissão e propagação sonora, que possuem premissas que podem limitar seu uso em alguns contextos. Nesse estudo foi utilizado o modelo RLS90, que era o único na versão disponível do Cadna-A. Esse modelo apresenta apenas categorias de veículos leves (automóveis e motocicletas) e pesados (veículos com mais de 2,8 ton), devendo ser considerados nulos os valores para as outras categorias. Os dados alfanuméricos (Tabela 8) podem ser alterados a depender dos atributos considerados no modelo utilizado. Caso isso ocorra, os módulos de cálculo de emissão e propagação também devem ser alterados. Tendo em vista essas limitações, considera-se que o procedimento possa ser válido para os contextos urbanos que cumpram as seguintes premissas:

- Não há interferência de fontes mecânicas ferroviárias, aeroviárias e industriais;
- Há apenas situações meteorológicas homogêneas (sem diretividade da fonte sonora) e velocidade dos ventos menor que 5m/s;
- Os pontos receptores devem estar, no máximo, a 5m de altura do solo;
- Os veículos trafegam em velocidade constante, exceto em situações próximas aos semáforos, onde são adicionados os efeitos de acelerações e desacelerações;
- As superfícies das edificações e barreiras são completamente refletoras. São desprezados efeitos de difração horizontal e vertical.

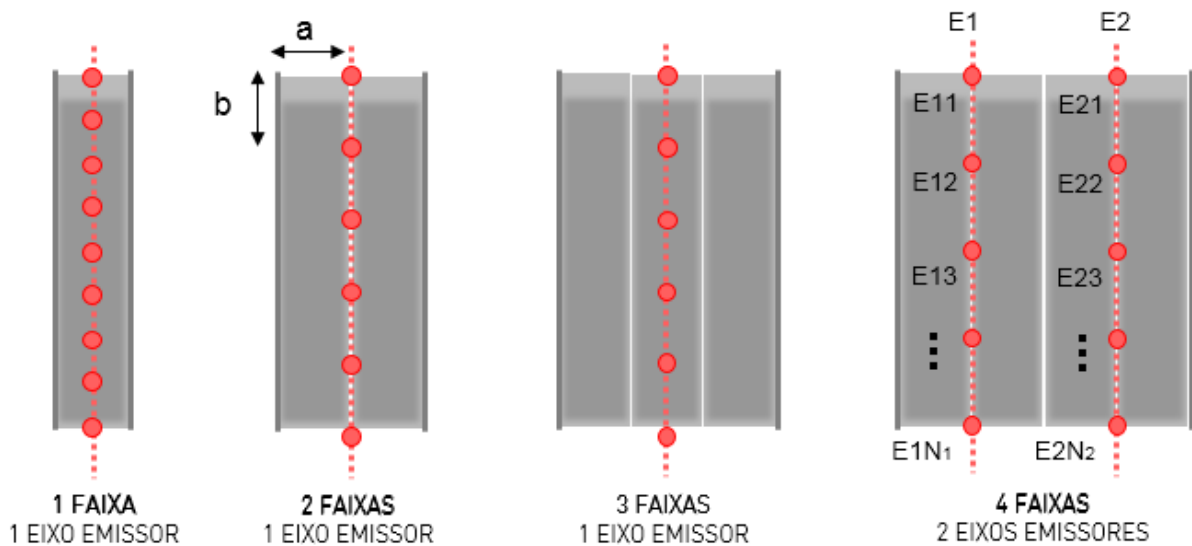
Cabe uma consideração quanto ao plugin Openoise existente no QGIS, que foi testado em estudo piloto desse trabalho. Os dois procedimentos possuem premissas semelhantes, com modelagem 2D, desconsideração dos efeitos dos desníveis topográficos e das absorções e difrações da onda sonora. A contribuição do presente estudo é que o Openoise possui apenas os modelos preditivos NMPB e CNOSSOS. Já o procedimento proposto apresenta a possibilidade de implementar diversos modelos de emissão e propagação. Isso potencializa o desenvolvimento e atualização de modelos de cálculo mais coerentes com as características de diferentes contextos urbanos.



### 3.3.2 Cálculo dos Níveis Sonoros

O módulo 1 do Python cria fontes sonoras pontuais igualmente espaçadas apartir das fontes lineares da camada “vias”. Os eixos emissores  $E_1, E_2, \dots, E_i$ , dessa camada devem ser alocados nas vias de acordo com o número de faixas (Figura 23). O comprimento “b” de partição deve ser menor do que a metade da distância “a” entre o receptor e o eixo emissor “ $E_i$ ” da via (SÉTRA, 2009), ou seja, o comprimento da partição depende da largura da via. Assim como no Cadna-A, os pontos de cada partição possuem o mesmo valor em dB. A exceção ocorre quando um ponto está na região de influência de semáforos, onde são adicionados os efeitos devido as acelerações e desacelerações. O parâmetro “Hubdist” é calculado a partir da menor distância entre um ponto emissor e um ponto da camada “semaforo”.

Figura 23 - Alocação de eixos e pontos emissores.

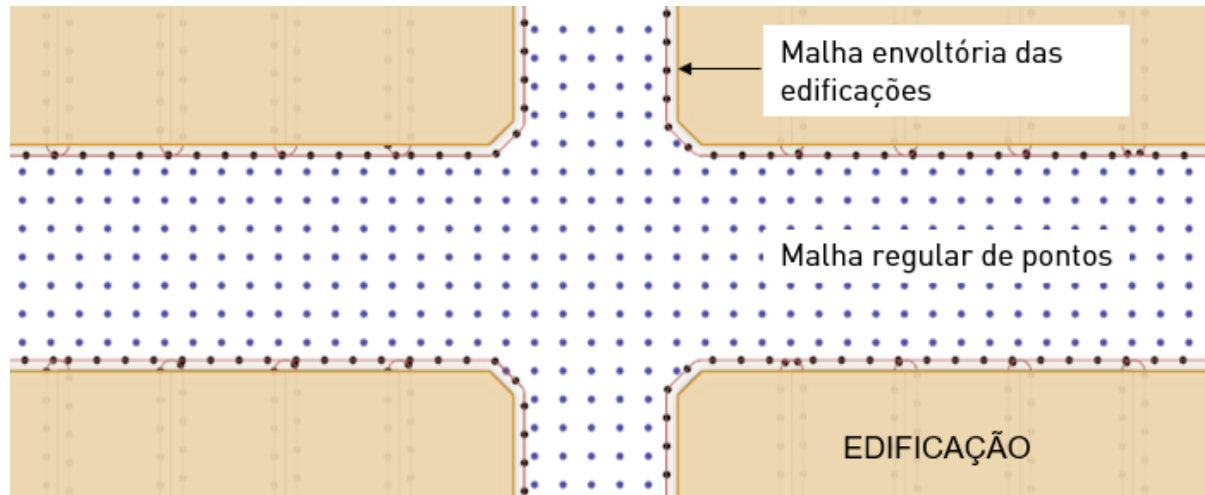


Fonte: Elaborado pela autora.

O módulo 2 cria uma malha de pontos receptores dentro dos limites da camada “contorno”. A norma ISO 9613 (ISO, 1996) define que define a inserção de pontos em uma malha regular, mas apenas esse processo pode induzir a falhas. Isso porque a variação dos níveis sonoros é maior quanto mais próximo estiver o ponto da fonte emissora e de barreiras refletoras (ASENSIO *et al.*, 2011; KLUIJVER; STOTER, 2003). Assim, é proposto que a densidade de pontos seja maior em regiões próximas de obstáculos. Com isso, além da malha regular de receptores a cada 5m, são adicionados pontos no entorno da camada “edificacao”, distantes 2m dessa camada e com espaçamento igual ao adotado na grelha regular (Figura 24). Pontos

receptores adicionais podem também ser inseridos na camada “receptoresM”, sendo úteis no processo de validação da modelagem.

Figura 24 - Criação de malha de pontos receptores.

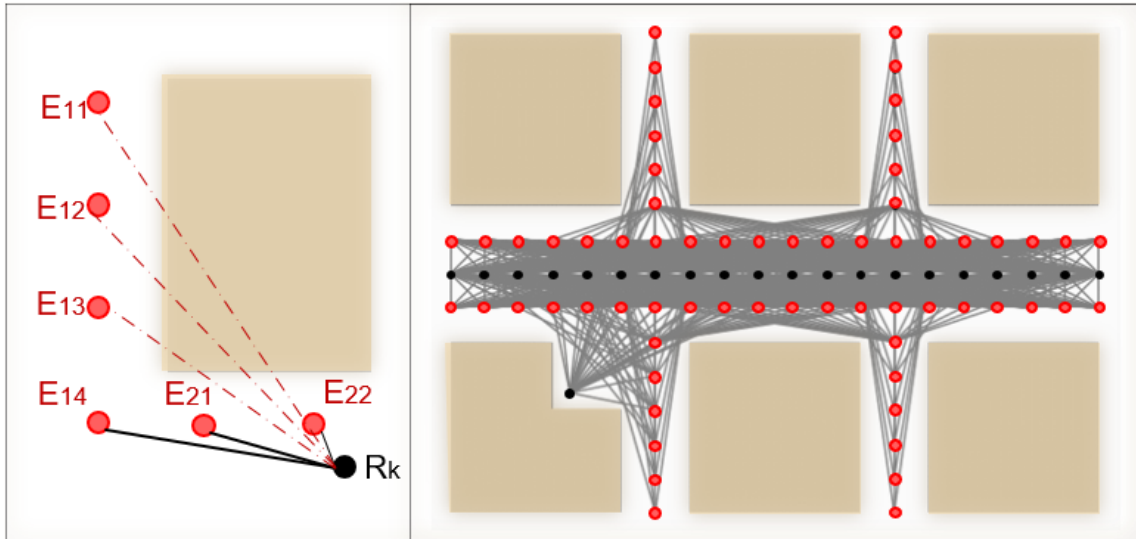


Fonte: Elaborado pela autora.

Esses módulos se diferenciam do Cadna-A, que define as partições através de ângulos de varredura e a malha de receptores através de um complexo algoritmo. A vantagem de utilizar o sistema de partições propostas é que a alocação de emissores passa a ser independente dos pontos receptores, variando com a largura fixa da via. A partir da definição desses pontos, o módulo 3 cria uma única matriz de distâncias com receptores e emissores localizados dentro de um raio crítico centralizado em cada ponto receptor. Como os efeitos de difração são negligenciados, são desconsiderados os efeitos de pontos emissores em regiões de sombra acústica. Conforme ilustra a Figura 25, caso a reta que liga o ponto emissor  $E_i$  e o ponto receptor  $R_k$  atravesse algum polígono, esta ligação não é adicionada à matriz de distâncias.

Após a definição do “Hubdist” e da matriz de distâncias, o cálculo dos níveis sonoros pode ser efetuado. O módulo 4 calcula o valor equivalente ( $L_{Aeq}$ ) para cada ponto emissor enquanto o módulo 5 calcula os efeitos de atenuação devido a propagação sonora no ar. Para cada ponto receptor são adicionados os efeitos de todos os emissores que fazem parte de sua matriz de distância. Enquanto os módulos anteriores dependem apenas das informações extraídas do QGIS, os módulos 4 e 5 podem variar consideravelmente com o modelo preditivo adotado. Alguns modelos mais sofisticados consideram diferentes atenuações por bandas de oitava, por exemplo. Independente disso, ao final do processo é gerado um arquivo CSV contendo a geolocalização dos pontos receptores e um valor  $L_{Aeq}$  global em dB.

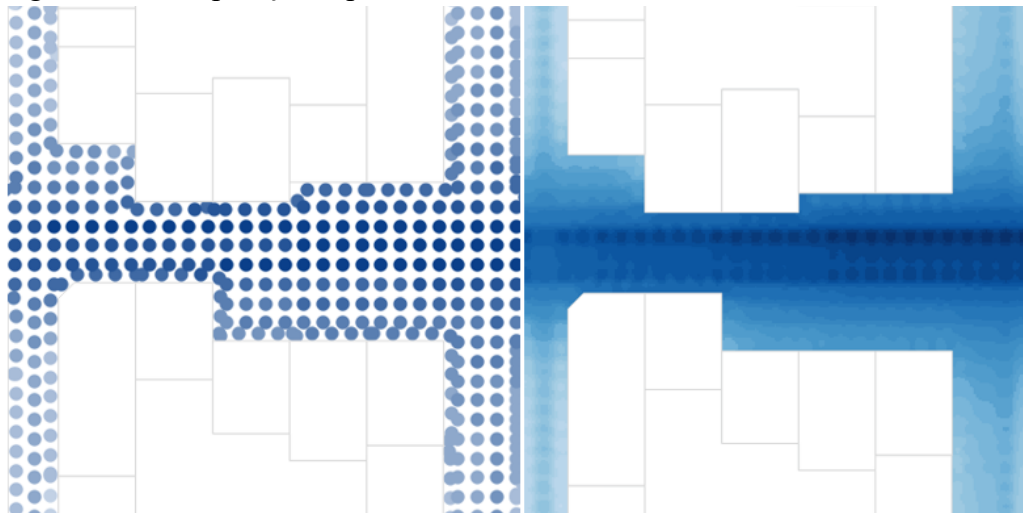
Figura 25 - Efeito de pontos emissores  $E_i$  sobre pontos receptores  $R_k$ .



Fonte: Elaborado pela autora.

O mapa sonoro é enfim gerado através da interpolação espacial processada no QGIS. Quando há uma malha irregular de pontos, o método da Krigagem é o mais indicado (ZUO *et al.*, 2016; MURILLO *et al.*, 2012). Já nos casos em que há um grande número de pontos uniformemente distribuídos, a interpolação ponderada pelo inverso da distância (IDW, do inglês *Inverse Distance Weighted*) fornece resultados satisfatórios (FARCAS; SIVERTUN, 2014). No método IDW, as amostras de pontos possuem um peso que depende do coeficiente utilizado, frequentemente a potência 2. Quanto maior for o coeficiente, sobre menos pontos o valor calculado terá efeito e o valor do ponto desconhecido será mais semelhante ao valor dos pontos vizinhos. Entretanto, como percebe-se na Figura 26, esse processo pode resultar em pequenos picos em torno dos pontos receptores calculados (HARMAN *et al.*, 2016).

Figura 26 - Interpolação espacial com método do Inverso Ponderado da distância.



Fonte: Elaborado pela autora.

### 3.4 Análise de Desempenho do Procedimento Proposto

Para mensurar o impacto das limitações do procedimento proposto, foram comparadas as diferenças entre os valores obtidos pelos dois métodos de mapeamento descritos. Foram criados locais hipotéticos com diferentes configurações espaciais e cenários com distintas características de tráfego viário. Pretendeu-se com isso abordar diversas possibilidades de aplicação dos procedimentos levando em consideração os fatores que influenciam a emissão e propagação dos níveis de ruído no meio urbano. A escolha desses parâmetros baseou-se no modelo RLS90 (DATAKUSTIC, 2014), embora outros parâmetros também possam ser considerados (PENTEADO *et al.*, 2018). Foram considerados: largura da via, inclinação da via, altura e distância entre edificações, presença de semáforos, percentagem de veículos pesados, tipo de pavimento, fluxo e velocidade de veículos (Tabela 9). Foram desconsiderados os parâmetros sobre o efeito de barreiras e desníveis topográficos.

Tabela 9 - Parâmetros considerados na formulação dos cenários de simulação.

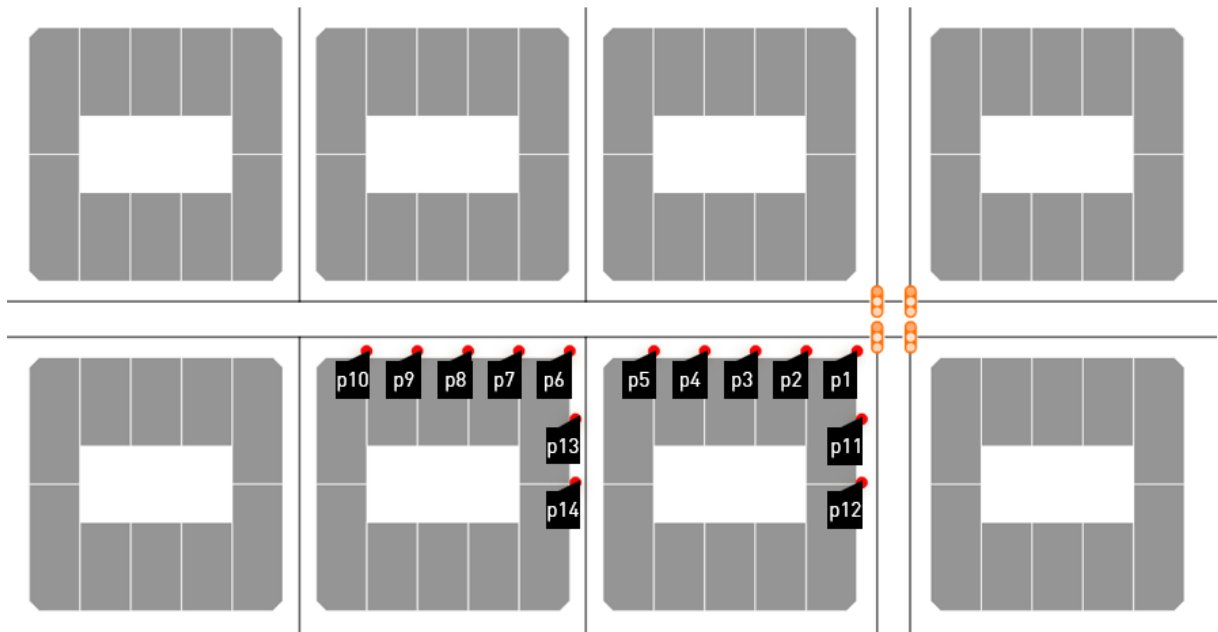
Dimensão	Parâmetro	Variações
<b>Características do meio (propagação)</b>	Número de faixas	1, 2, 3 ou 4
	Altura e recuo das Edificações	Horizontal ou Vertical
	Declividade da via (%)	0% ou 6%
	Tipo de pavimento	Asfalto ou Outro pavimento
<b>Características da fonte (emissão)</b>	Porcentagem de veículos pesados (%)	5% ou 25%
	Fluxo de veículos (veic/h/f)	400 ou 1000
	Velocidade (km/h)	40 ou 60
<b>Características do receptor</b>	Altura do receptor (m)	2 ou 4
	Distância ao semáforo (m)	10, 30, 50, 70, 90 ou >100

Fonte. Elaborado pela autora.

A organização espacial dos elementos urbanos nos cenários criados baseou-se no estudo de Santos (1988). O autor sugere um loteamento formado por uma grelha regular com quadras de 120 x 120m e lotes com largura mínima de 10m. Para a presente análise, foram criados locais compostos por oito quadras de 120 x 120m, contendo lotes padrão de 12 x 50m, separadas por uma via principal e três vias secundárias (Figura 27). Os elementos construídos dentro das quadras foram escolhidos de forma aleatória dentre um conjunto de parâmetros pré-definidos. O modelo RLS90 utiliza o método da imagem espelhada para as múltiplas reflexões

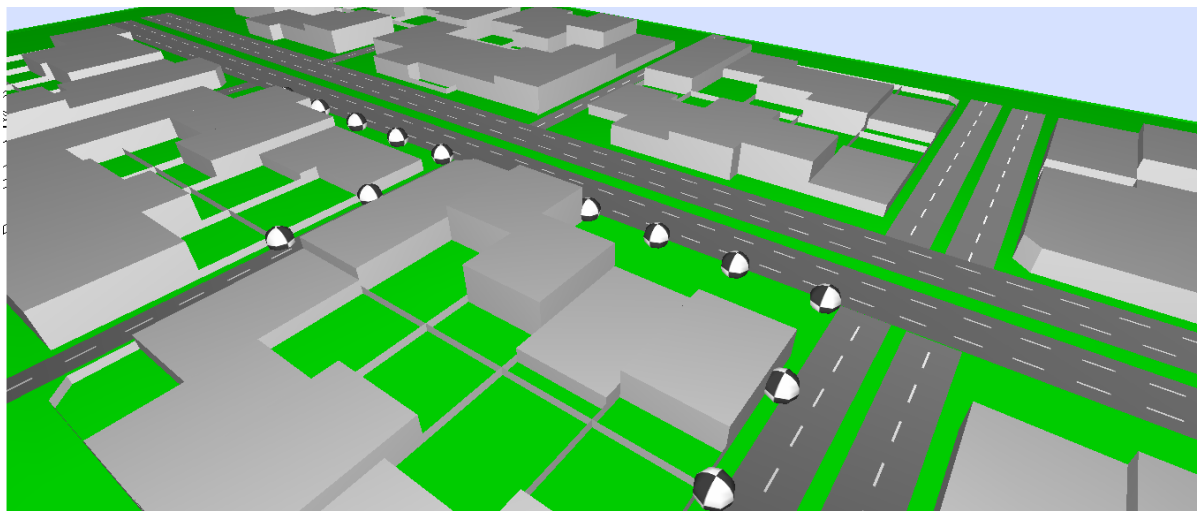
de fachadas de edifícios com menos de 30% de vazios entre si. Para o parâmetro “gabarito das edificações” foram formulados 2 cenários: Horizontal, com gabarito de edifícios entre 4 e 10m (Figura 28); Vertical, com gabarito de edifícios entre 19 e 43m (Figura 29). O apêndice A apresenta os valores utilizados para a formulação desses cenários.

Figura 27 - Configurações das quadras nos cenários criados no cenário Vertical.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 28 - Visualização 3D de cenários Horizontais no Cadna-A.

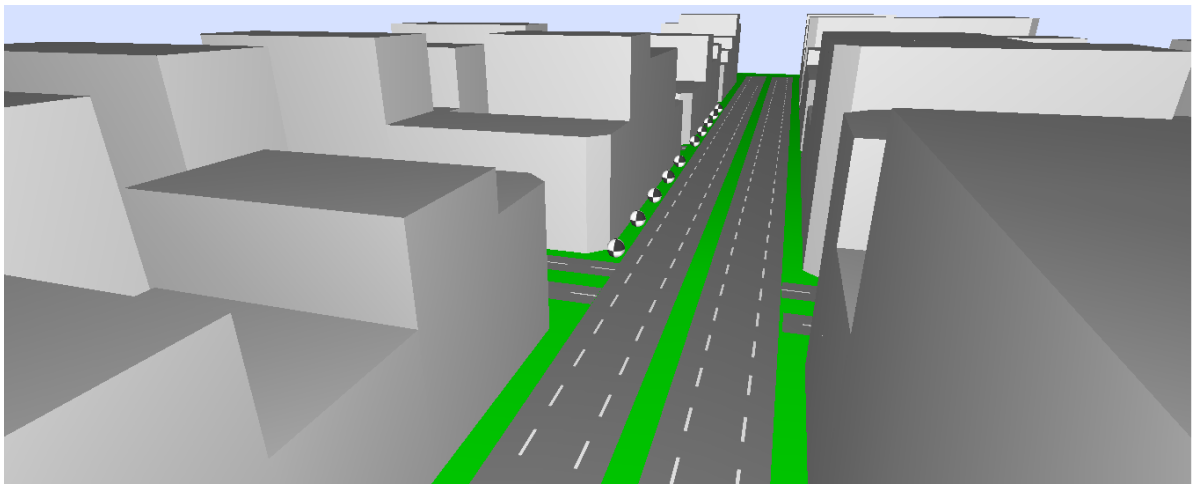


Fonte: Elaborado pela autora.

Na tipologia Horizontal, considerou-se ainda o recuo frontal das edificações no lote variando entre 0, 5 ou 10m. Isso porque o parâmetro analisado considera nos cálculos a distância entre edificações, resultando em menor impacto em grandes larguras da via e em grandes recuos frontais. Na tipologia Vertical, o recuo frontal não foi considerado. Para as

ambas as tipologias Vertical e Horizontal foram formulados 4 configurações de sistema viário, variando com a largura da Via Principal. Considerando que cada faixa de tráfego possui 3,5m de largura e que o canteiro central varia com a largura total da via, foram definidos locais com 1, 2, 3 e 4 faixas, totalizando 14m, 21m, 29m e 40m de largura, respectivamente. Para todos os locais foi inserida uma interseção semafórica no cruzamento entre a Via Principal e uma Via Secundária, que foi definida com a mesma largura da Via Principal. Para avaliar a influência desse semáforo, 14 pontos foram posicionados ao longo da Via Principal e das Vias Secundárias, os quais metade foram posicionados a menos de 100m do semáforo.

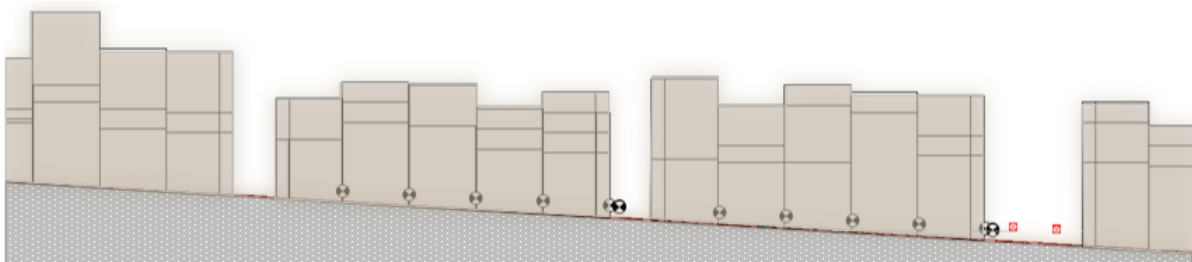
Figura 29 - Visualização 3D de cenários Verticais no Cadna-A.



Fonte: Elaborado pela autora.

Para analisar o parâmetro inclinação do terreno, foram escolhidas 0% ou 6% de inclinação ao longo da Via Principal (Figura 30). Foram formulados também 2 cenários para a altura dos pontos receptores em relação ao solo, sendo definidas as alturas de 2m e 4m. Esse parâmetro afeta a distância de propagação sonora da fonte até o receptor. Além disso, parte da energia sonora é absorvida, sendo os efeitos diferentes para superfícies acusticamente reflexivas, tais como o concreto, ou absorvedoras, tais como um gramado (BERANEK, 2005).

Figura 30 - Posição dos receptores em cenário vertical com inclinação da via de 6%.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os parâmetros relacionados ao tráfego de veículos foram escolhidos observando-se dados de diversas pesquisas de tráfego (RODRIGUES, 2010; MOURA, 2016; BRASILEIRO, 2017; KALAISELVI; RAMACHANDRAIAH, 2016). Foram formulados cenários com 5% ou 25% de porcentagem de veículos pesados. Quanto a velocidade e volume de veículos, a relação fundamental do tráfego define que estes parâmetros estão diretamente ligados. Conforme o número de veículos aumenta, a interação entre eles faz com que a velocidade diminua. Assim, foi escolhido um cenário em que um fluxo de 1000 veículos por hora e por faixa (veic/h/fa) trafegam com velocidade de 60km/h e outro cenário em que 400 veic/h/fa trafegam com 40km/h. Um terceiro cenário foi adicionado considerando-se que o tipo de pavimento pode influenciar a velocidade dos veículos. Foi adotado um fluxo de 400veic/h/fa trafegando com 40km/h em um outro tipo de pavimento.

Assim, foram definidos 16 localidades obtidas da combinação de elementos físicos do meio, como altura das edificações (2 cenários), geometria da via (4 cenários) e declividade do terreno (2 cenários). Os desenhos foram realizados no *software* AUTOCAD e então importados para os *softwares* QGIS e Cadna-A. Outros 12 cenários dos parâmetros característicos da fonte e do receptor foram alterados no banco de dados e aplicados aos 14 pontos receptores, totalizando 2688 configurações de locais. Ressalta-se que, devido a modelagem 2D do procedimento no QGIS, os parâmetros inclinação da via, altura das edificações e altura de medição não foram modelados geometricamente no ambiente de simulação do QGIS, sendo esses fatores considerados apenas nos cálculos do modelo preditivo.

As análises estatísticas foram realizadas através do programa Rstudio. Adotou-se como premissa que o Cadna-A é representativo dos níveis sonoros nos locais simulados. Assim, os dados das diferenças entre as modelagens foram considerados como erros do procedimento testado. A normalidade dos erros foi analisada através do teste Shapiro-wilk. Também foram avaliados os indicadores média, desvio padrão e a porcentagem de erros maiores que  $+1$  dB (E1) e  $+0,5$  dB (E05). Considerando que os valores para validação de modelos utilizados em diversos estudos variam entre  $+2$  dB (SÉTRA, 2009) e  $+4,6$  dB (WG-AEN, 2007), baixos valores de E05 representam bons resultados e altos valores E1 podem representar grande presença de valores discrepantes ou extremos (outliers).

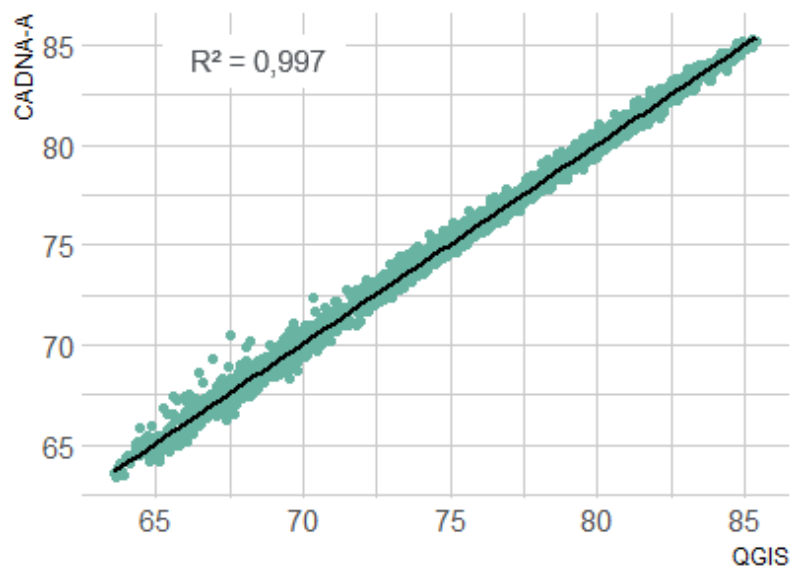
### 3.5 Resultados

#### 3.5.1 Análise dos erros do procedimento

Em ambas as modelagens foram obtidos níveis de ruído entre 60 dB e 87 dB, apresentando grande variabilidade de acordo com as condições estabelecidas no cenários. Foi obtido  $R^2$  de 0,997, média dos erros de -0,06, mediana de 0,04, desvio padrão de 0,39, E1 de 1,6% e E05 de 16,6% (Figura 31 e Figura 32). Isso indica uma boa adequação do procedimento proposto em relação ao Cadna-A. Por outro lado, o teste de normalidade indica que os erros não seguem distribuição normal ( $p$ -valor  $< 0.05$ ), o que pode estar associado à ocorrência de outliers. Ressalta-se que distribuições aproximadamente normais podem não levar a erros sérios de interpretação de médias simples, ao contrário do que acontece com a distribuição das estatísticas de segunda ordem (HOTELLING; PABST, 1936). Devido a isso, cabe uma avaliação mais detalhada sobre os parâmetros da modelagem, o que possibilita realizar melhoramentos.

Um melhoramento testado foi a alteração do parâmetro “partição”, a depender da largura total da via. Para isso foram combinados valores de partição entre 2, 3, 4 e 5m para cada uma das 4 possibilidades de número de faixas da Via Principal. Observou-se que quanto menor a partição maior o tempo de processamento e nem sempre isso correspondeu a uma melhoria nos resultados. Optou-se pelo caso em que todas as vias são particionadas a cada 2m, já que não foram observadas grandes variações entre as opções testadas e essa é uma configuração espacial mais simples (Tabela 10).

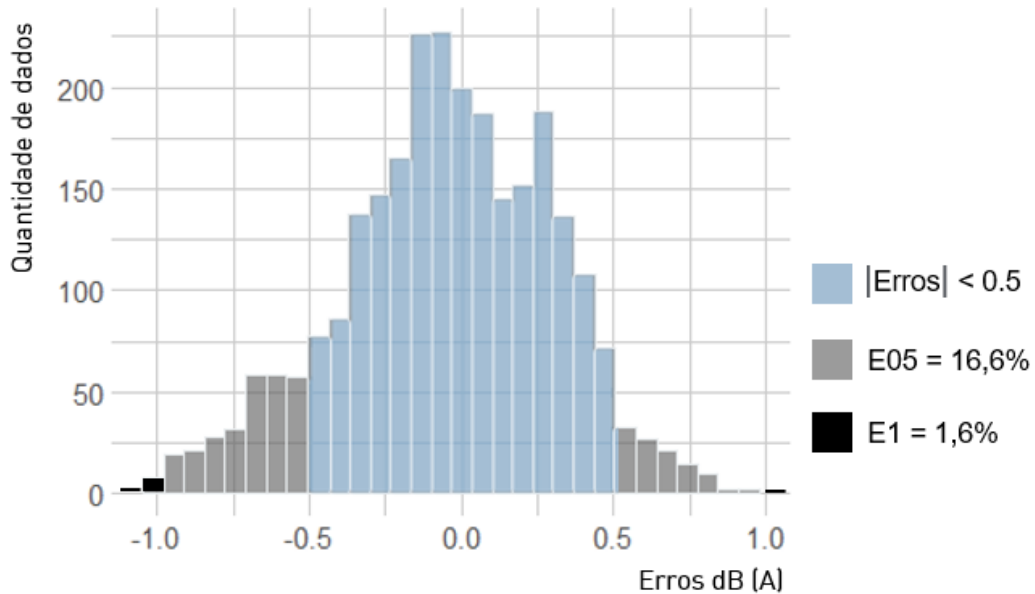
Figura 31 - Correlação entre dados em dB obtidos nos métodos de modelagem.



Fonte: Elaborado pela autora.



Figura 32 - Histograma dos erros entre a modelagem QGIS em relação ao Cadna-A.



Fonte: Elaborado pela autora.

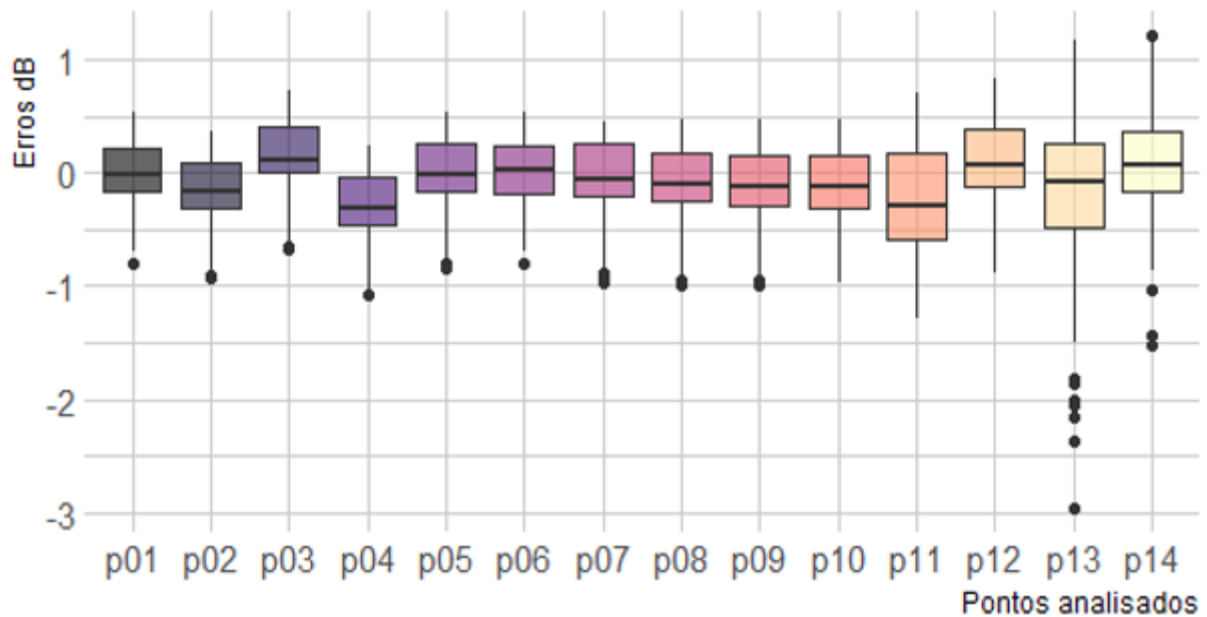
Tabela 10 - Parâmetros considerados na formulação dos cenários de simulação.

Tamanho da partição (m)				Indicadores				
1faixa	2faixas	3faixas	4faixas	mediana	media	desv.pad	E1	E05
1	2	3	5	-0,08	-0,05	0,39	1,5%	16,1%
2	2	2	2	-0,07	-0,08	0,38	1,5%	16,9%
2	2	3	5	-0,05	-0,06	0,39	1,6%	16,6%
2	3	3	5	-0,04	-0,06	0,40	1,8%	16,7%

Fonte: Elaborado pela autora.

A análise dos erros para cada um dos 14 pontos receptores indicou que os pontos localizados nas Vias Secundárias apresentaram maiores desvios padrões e maiores valores de E05, entre 20% e 38%. Os resultados mais críticos foram do ponto p11, que apresentou 0,29 como média de erro, e o ponto p13, que apresentou E1 de 12%. Além disso, o boxplot indicou maior presença de possíveis outliers nos pontos p13 e p14 (Figura 33). Isso indica que pontos mais distantes das fontes sonoras estão propensos a maiores erros. Quanto aos outros pontos, houve uma maior variabilidade de resultados nos pontos p1 a p5, que estão próximos ao semáforo. Isso possivelmente ocorre porque, enquanto o QGIS segue as equações do modelo RLS90, o Cadna-A apresenta um refinamento em relação aos efeitos de acelerações e desacelerações de veículos.

Figura 33 - Boxplot dos erros entre modelagem QGIS e Cadna-A para cada receptor.



Fonte: Elaborado pela autora.

A Tabela 11 indica os valores obtidos nas variações dos parâmetros analisados. Foram marcados os valores cujo módulo de média e mediana superam 0,1, quando o desvio padrão supera 0,5, quando os indicadores E1 e E05 superam 3% e 20%, respectivamente, ou quando há divergência entre as variações dos parâmetros analisados. Os valores de média e mediana foram semelhantes, o que é um indicativo de baixa influência de valores extremos. Analisando os locais por número de faixas (Figura 34), observou-se que os cenários com uma faixa de tráfego possuíam média superior aos demais, enquanto o local com três faixas, mesmo apresentando baixa média de erros, possuiu o maior número de outliers. Isso indica que ruas mais estreitas estão propensas a subdimensionamento de resultados.

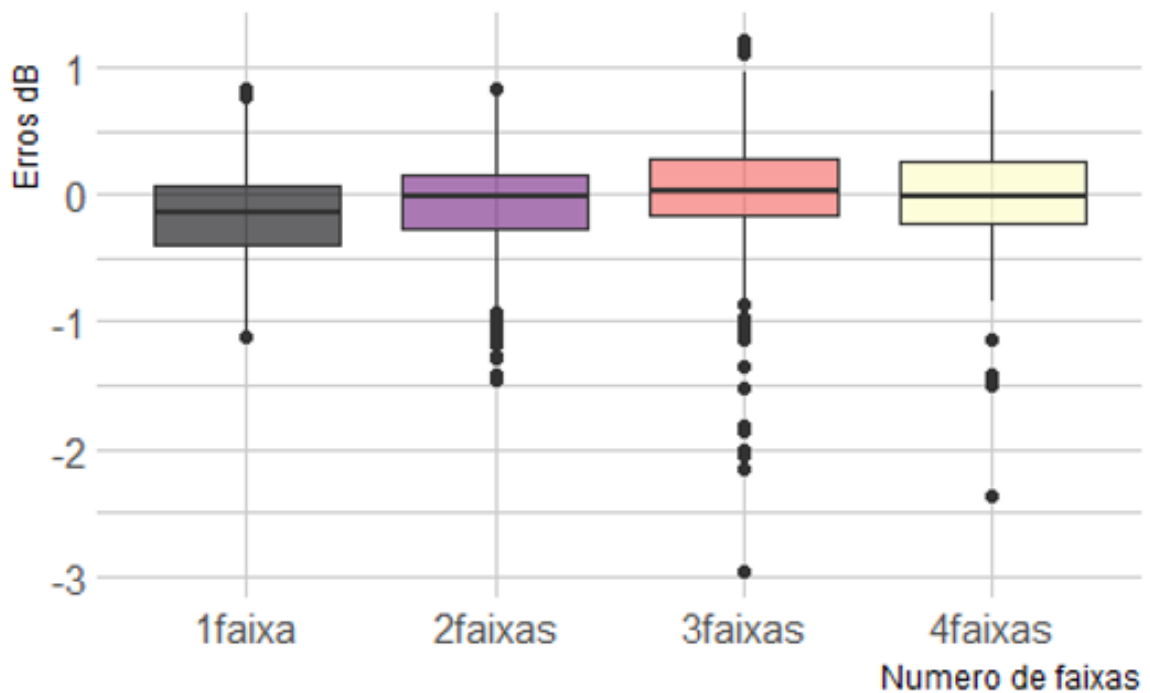
Os parâmetros Declividade da via e Altura de medição apresentaram divergência entre os resultados obtidos nas variações. Enquanto as variações com 6% de declividade e 2m de altura apresentaram erros positivos, nas outras variações esses erros foram negativos. O parâmetro Altura de medição destaca-se ainda quanto a porcentagem de erros superiores a 1 dB, o que indica menor confiabilidade nos dados. Esses enviesamento foi confirmado no histograma desses parâmetros (Figura 35), que apresentaram picos distintos para as variações analisadas. Essa variabilidade de resultados pode estar associada a limitação da modelagem 2D, já que esses parâmetros estão relacionados a altimetria. Como esse viés pode obscurecer a compreensão dos demais parâmetros, nas análises posteriores também se considerou a exclusão de uma dessas variações.

Tabela 11 - Parâmetros considerados na formulação dos cenários de simulação.

Parâmetro	Variações	Mediana	Média	Desv.pad	E1	E05
Influência do semáforo	sim	-0,04	-0,06	0,37	1%	17%
	não	-0,05	-0,07	0,41	2%	16%
Faixas de tráfego	1	-0,14	-0,17	0,40	1%	25%
	2	-0,03	-0,08	0,36	2%	15%
	3	0,03	0,02	0,41	3%	13%
	4	-0,03	-0,03	0,36	1%	13%
Altura de edificações	Horizontal	-0,05	-0,06	0,43	2%	22%
	Vertical	-0,04	-0,07	0,34	1%	12%
Declividade da via	0%	-0,13	-0,16	0,40	2%	22%
	6%	0,04	0,03	0,34	1%	12%
% veículos pesados	5%	-0,04	-0,04	0,37	1%	15%
	25%	-0,06	-0,09	0,41	2%	18%
Condições de tráfego	velocidade	-0,04	-0,05	0,37	1%	16%
	volume	-0,06	-0,10	0,42	2%	18%
	pavimento	-0,03	-0,05	0,37	1%	17%
Altura de medição	2m	0,18	0,12	0,34	1%	14%
	4m	-0,20	-0,25	0,35	3%	19%

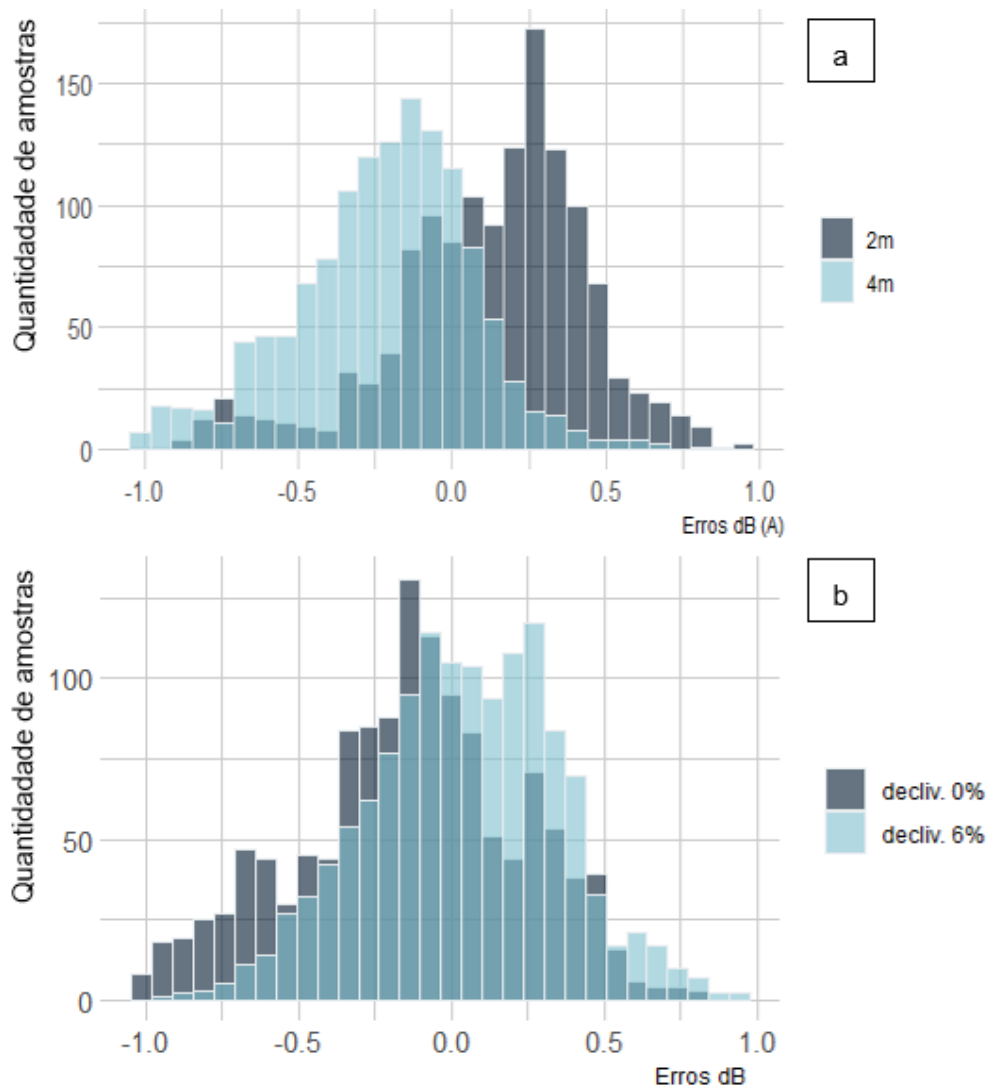
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 34 - Boxplot dos erros para as variações do parâmetro Faixas de Tráfego.



Fonte: Elaborado pela autora.

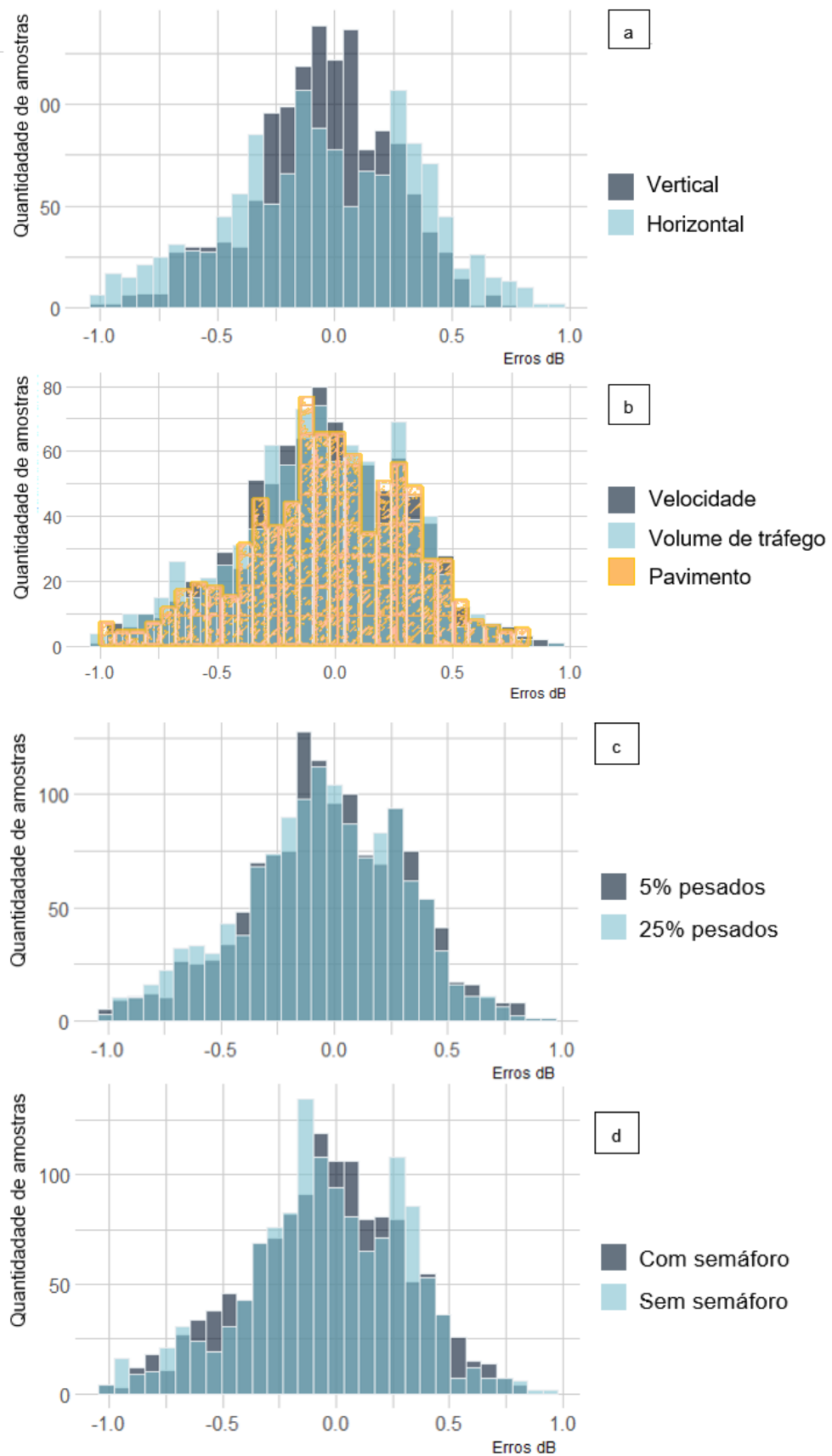
Figura 35 - Histograma dos erros em (a) Altura de medição e (b) Declividade da via.



Fonte: Elaborado pela autora.

Nos demais parâmetros, os histogramas demonstraram que os dados das variações se sobrepõem, o que é um indicativo de erros não enviesados (Figura 36) Figura 1. Mesmo excluindo a variação com declividade de 6% e a variação onde os pontos foram posicionados a 4m de altura, os erros não diferiram significativamente. Ressalva-se que no parâmetro Altura das Edificações houve E05 de 22% para o cenário Horizontal e E05 de 12% para a variação vertical, o que indica menor assertividade na variação Horizontal. Isso possivelmente ocorre porque apenas no cenário Horizontal foram considerados os recuos frontais e muros nos lotes, que formam reentrâncias e ocasionam efeitos de difração e reflexão da onda sonora. Como não houve grande variação nos indicadores média, desvio padrão e E1, pode-se considerar que esses efeitos não possuem grande impacto nos resultados.

Figura 36 - Histograma dos erros nos parâmetros (a) Gabarito das edificações, (b) Condições de tráfego, (c) % de veículos pesados e (d) Influência de semáforo.

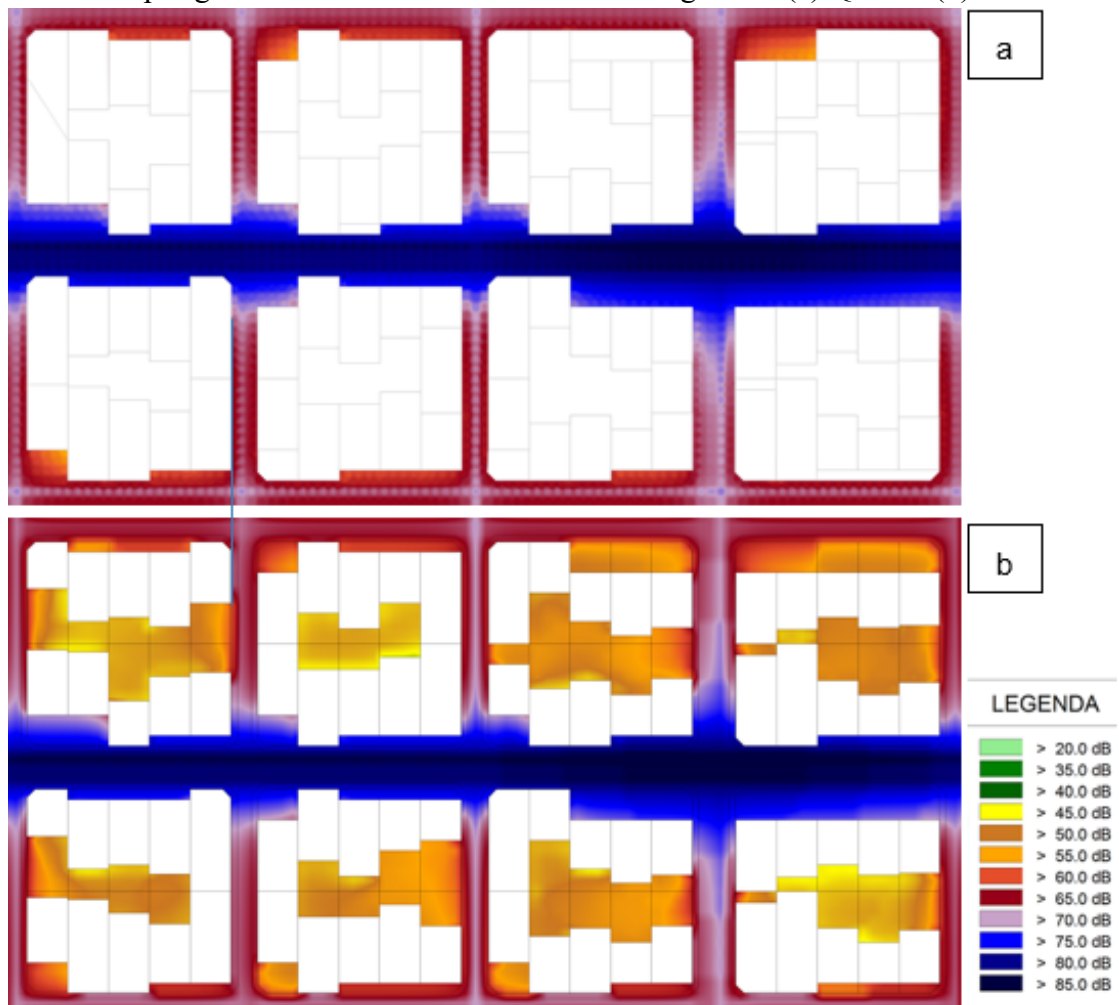


Fonte: Elaborado pela autora.

### 3.5.2 Análise do Mapeamento de Ruído

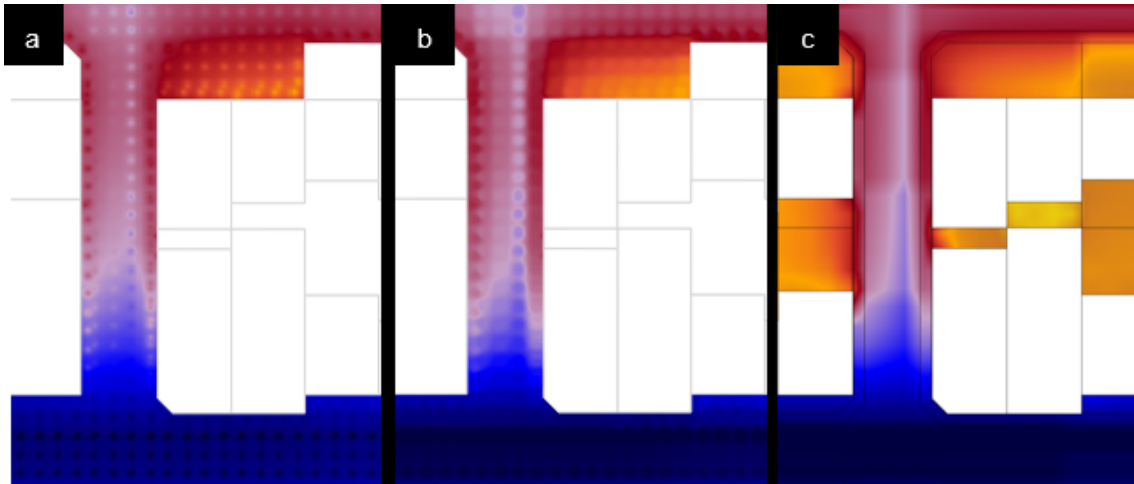
Para análise dos mapas de ruído, foram escolhidas três das 192 configurações espaciais formuladas. Buscou-se cenários com baixos erros (Figura 37 e Figura 40) e poucos outliers para isolar o feito da interpolação espacial. Também foi escolhido um cenário com os piores erros para representar situações que poderiam ter mapeamentos menos assertivos (Figura 39). A Figura 37 representa um cenário Horizontal com 2 faixas de tráfego na Via Principal, 10% de veículos pesados, pavimento asfáltico, baixa velocidade e alto volume de tráfego, 0% de declividade da via e altura de medição 2m. A Figura 39 diferencia-se por ser um local Vertical com 4 faixas, 3% de veículos pesados, alta velocidade e baixo volume de tráfego. A Figura 40 diferencia-se da primeira por possuir 1 faixa de tráfego por sentido na via principal. Para todas as situações, foram testados 3 valores de potência (2, 3 e 4) com o método IDW. Optou-se pela potência 3 por evidenciar menos os picos em torno dos pontos receptores medidos (Figura 38).

Figura 37 -Mapas gerados com menor erro entre modelagens de (a) QGIS e (b) CadnaA.



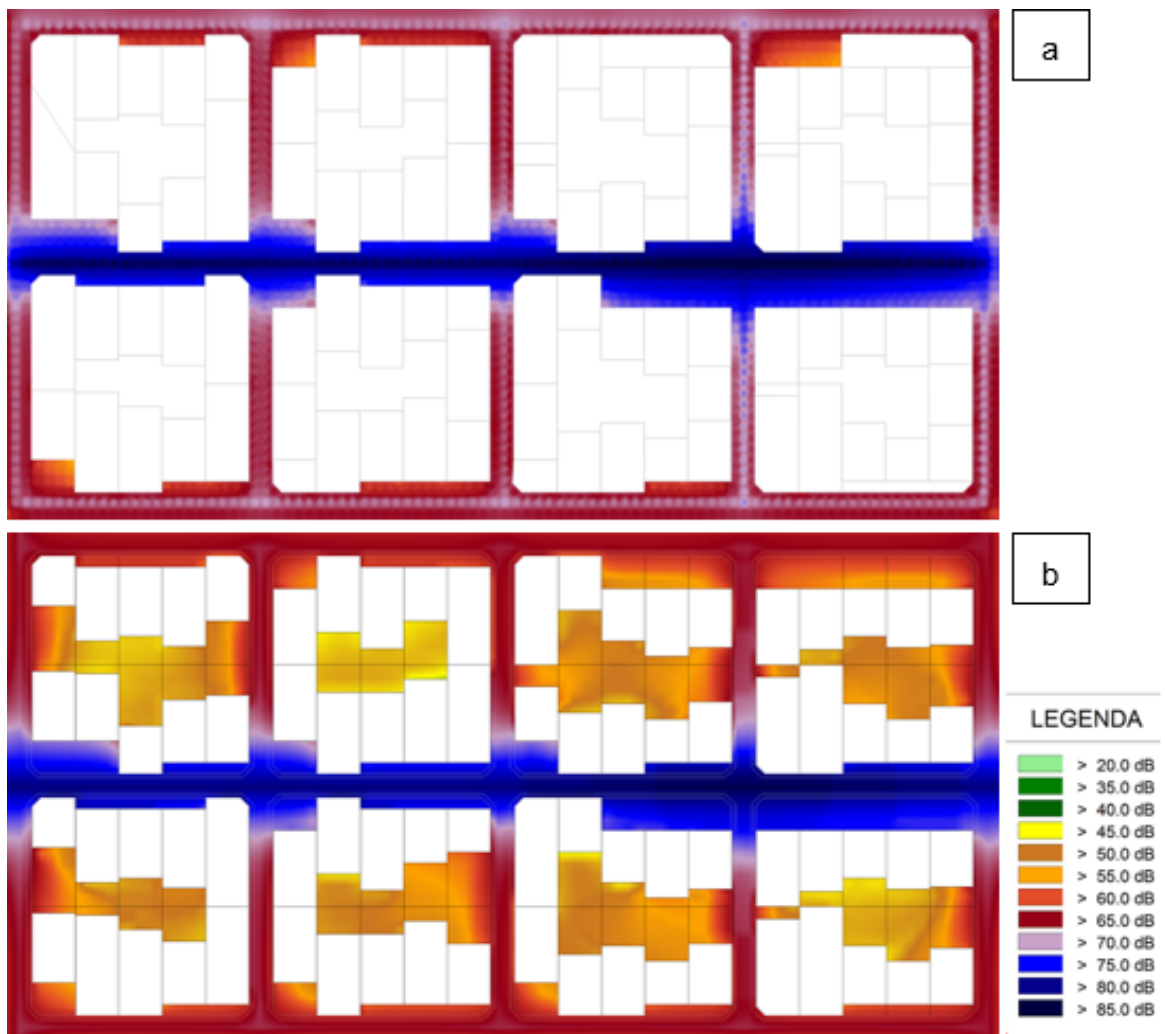
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 38 - Diferenças visuais entre a interpolação IDW com (a) potência 2 e (b) potência 3 no QGIS e (c) entre o mapa gerado pelo Cadna-A.



Fonte: Elaborado pela autora

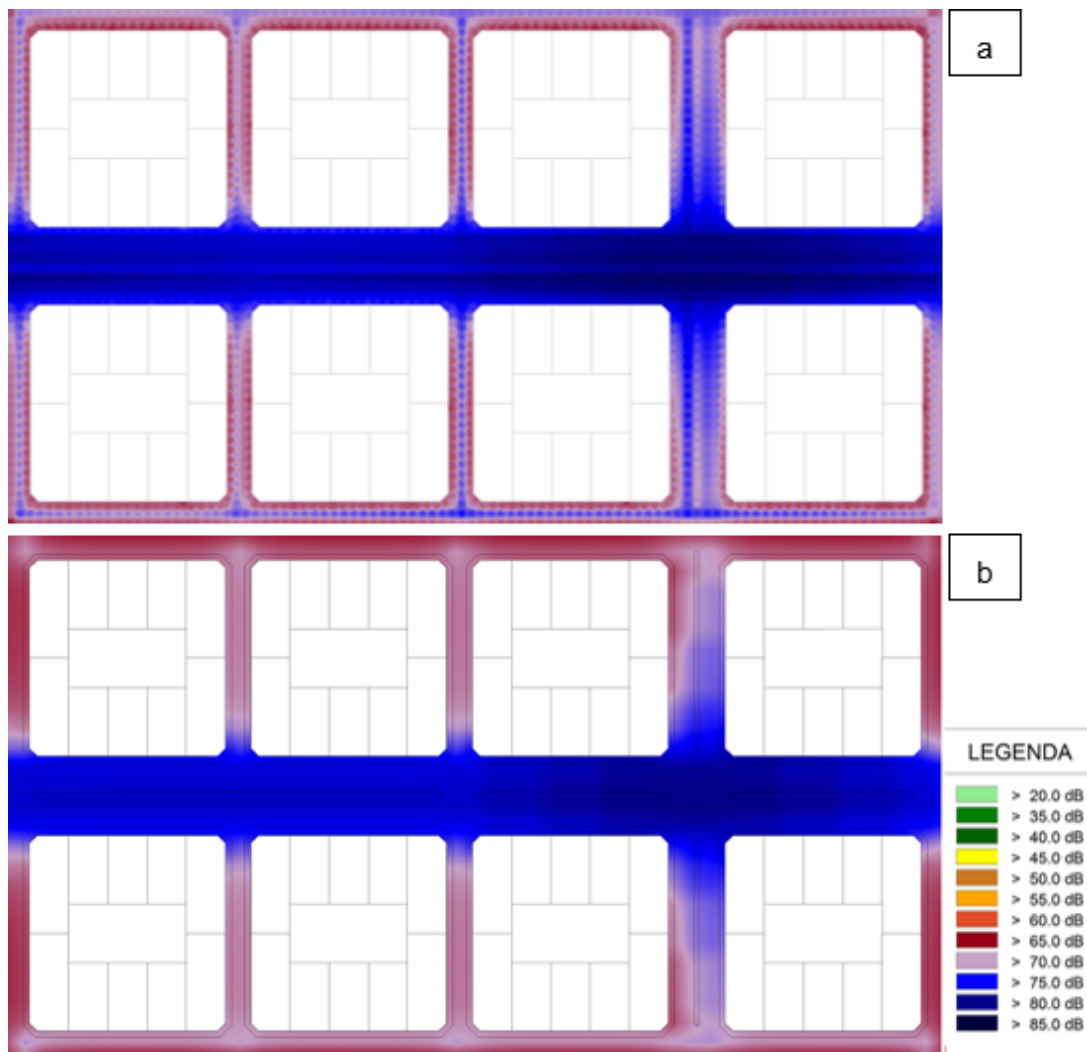
Figura 39 - Mapas gerados com maior erro entre as modelagens de (a) QGIS e (b) Cadna-A.



Fonte: Elaborado pela autora.

A diferença de detalhamento geométrico entre os dois tipos de mapeamentos causou grande impacto visual devido aos valores internos às quadras. Isso porque no Cadna-A foram considerados muros e diferentes alturas de edificações, enquanto no QGIS os fatores altimétricos foram considerados apenas nas equações dos modelos. O cenário Vertical, que não considerou essas reentrâncias, evidencia o resultado numérico obtido no qual as vias secundárias possuem menor assertividade. Os mapas obtidos pelo QGIS também apresentaram menor suavidade na transição entre as cores que representam os níveis sonoros, o que pode ser decorrência da sofisticação do algoritmo de interpolação do Cadna-A. Essa diferença foi mais perceptível em regiões com maiores diferenças entre valores, como em pontos próximos aos eixos viários e aos semáforos. Apesar disso, os resultados foram visualmente semelhantes, principalmente em regiões lindeiras às quadras das vias de maior tráfego.

Figura 40 - Mapas gerados em cenário Vertical em (a) QGIS e (b) Cadna-A.



Fonte: Elaborado pela autora.



### 3.6 Conclusão

A implementação dos modelos de emissão e propagação de ruído em um SIG oferece vantagens como o gerenciamento dos dados de entrada e de saída, colaboração e compartilhamento com redes de desenvolvedores. Isso permite aprimoramentos dinâmicos de processos e acesso transparente aos usuários e gestores urbanos. Nesse trabalho foi desenvolvido um código aberto em linguagem Python, com o objetivo de mapear de forma simplificada o ruído ambiental gerado pelo transporte rodoviário. Os dados foram integrados com o *software* QGIS, que é escrito na mesma linguagem e possui um console que permite integração. Foram descritos os algoritmos desenvolvidos, dentre os quais o que indica a implementação do modelo de cálculo utilizado. Essa adaptabilidade permite atualizar e implementar modelos preditivos, o que fomenta o desenvolvimento de métodos mais coerentes com as características locais e a disponibilidade de dados.

A análise do desempenho do procedimento proposto foi baseada em cenários urbanos hipotéticos representando diversos contextos urbanos. Esses cenários foram desenvolvidos a partir de combinações dos atributos utilizados na modelagem de ruído, resultando em 192 cenários diferentes em 14 pontos receptores. Comparando o procedimento proposto e o *software* comercial Cadna-A, foi obtido alto  $R^2$  (0,997) e pequena média dos erros (-0,06), estando 98,3% dos erros abaixo de 1 dB e 83,4% dos erros abaixo de 0,5 dB. Isso representa uma boa adequabilidade dos dados, já que para validar mapeamentos sonoros utiliza-se na literatura o erro crítico entre 2 dB e 4,6 dB. Cabe ressaltar que a aplicação do método pressupõe uma validação em relação a medições sonoras reais.

As diferenças entre as modelagens também foram quantificadas para cada atributo utilizado na formulação dos cenários. Isso possibilitou identificar possíveis falhas na modelagem e direcionar recomendações para trabalhos futuros. Observou-se que pontos mais distantes da fonte sonoras de maior intensidade possuem resultados menos assertivos, o que é confirmado na análise visual dos mapeamentos. Também foram observados erros enviesados entre as variações dos parâmetros relacionados aos atributos altimétricos, como altura de medição, altura das edificações e declividade da via. Isso deve-se ao fato que uma das principais limitações do procedimento em relação aos *softwares* comerciais é a modelagem 2D ao invés da 3D. Esse aprimoramento possibilitaria a análise dos efeitos da difração em barreiras e efeitos meteorológicos em alturas distantes do solo.

Para gerar os mapas a partir de pontos receptores calculados, utilizou-se o método da interpolação ponderada pelo inverso da distância (IDW). Foram comparados visualmente os

resultados obtidos com três valores de potência e foi escolhida a potência 3, o que difere do valor mais utilizados na literatura. Comparando os mapas obtidos pelo QGIS e Cadna-A, as principais diferenças visuais estão em regiões próximas a muros e reentrâncias devido aos efeitos de difração desconsiderados no procedimento proposto. O Cadna-A também possui processo de interpolação que minimiza os efeitos causados por grandes malhas de pontos e situações onde há fontes sonoras próximas com diferentes intensidades. Isso ocasionou as diferenças em pontos próximos ao semáforos, apesar da análise quantitativa não ter evidenciado diferença significativa.

Conclui-se que, embora alguns melhoramentos possam ser realizados no procedimento, há uma boa aderência em relação a um método tradicionalmente utilizado para mapeamento do ruído de tráfego rodoviário em meio urbano. Orienta-se utilizar o procedimento proposto em: situações urbanas onde não haja interferência de outras fontes mecânicas ferroviárias, aeroviárias e industriais; em condições meteorológicas sem diretividade da onda sonora; em alturas de até 5m do solo; quando as informações dos níveis sonoros internos as quadras não são relevantes. A boa adequabilidade quantitativa dos resultados e visual dos mapas indicam recomendação do método para diversos tipos de pavimento, porcentagens de veículos pesados, velocidade de veículos e, principalmente, para vias com alto fluxo de veículos.

#### 4. TERCEIRO ARTIGO

##### **Análise do desempenho de modelos no método proposto: estudo de caso em Fortaleza, Brasil.**

##### **RESUMO**

Diversas cidades brasileiras utilizam modelos determinísticos desenvolvidos em outros países na modelagem do ruído de tráfego rodoviário. Como são diferentes as características do meio urbano brasileiro, isso exige adaptações nos modelos, o que gera incertezas sobre a eficiência dessa modelagem. O Objetivo desse artigo é analisar o desempenho de modelos preditivos de ruído de tráfego rodoviário na cidade de Fortaleza. Os modelos foram implementados no procedimento elaborado no *software* QGIS, com o objetivo também de validar esse procedimento na cidade. Para isso, foram medidos os níveis sonoros em 48 pontos distribuídos em sete diferentes vias e identificadas algumas relações entre os níveis Leq, L10, L90, TNI, a legislação urbana e os atributos urbanos e de tráfego viário. Como resultado, foram feitas recomendações de uso e aplicação dos modelos no procedimento testado. O modelo CNOSSOS apresentou o melhor resultado dentre os determinísticos analisados, sendo utilizado para os mapeamentos sonoros dos locais de estudo. Entretanto, um dos modelos brasileiros registrou melhor desempenho que todos os modelos internacionais, o que demonstra a importância do desenvolvimento de modelos aplicados às realidades locais. Nesse sentido, o uso do procedimento proposto no QGIS foi essencial para utilização dos modelos nacionais em larga escala. Os resultados apontados nesse trabalho podem ainda subsidiar estudos futuros mais aprofundados sobre as relações entre níveis sonoros e as características urbanas e de tráfego. Destacam-se aspectos divergentes da literatura, como o impacto de motocicletas, buzinas, acelerações e desacelerações de veículos, sobretudo em situações de tráfego congestionado.

Palavras-chave: Ruído urbano; Mapa de ruído; Impacto ambiental; GIS; Geometria urbana.

## 4.1 Introdução

Nas cidades brasileiras, o transporte rodoviário é o modo mais utilizado para o deslocamento de pessoas. A expansão da malha viária causa problemas como a poluição sonora, que gera efeitos negativos na saúde humana (WHO, 2018). A OMS definiu o nível crítico de 65 dB para a exposição contínua da comunidade ao ruído de tráfego rodoviário (BERGLUND *et al.*, 1995). Para indivíduos mais susceptíveis aos efeitos na saúde, como crianças e idosos, a OMS recomenda que os níveis de ruído nos ambientes externos e abertos não excedam 55 dB. A legislação brasileira estabelece um nível de ruído equivalente ( $L_{Aeq}$ ) de 55 dB para área mista predominantemente residencial e  $L_{Aeq}$  60 dB para área mista com predominância de atividades comerciais e/ou administrativa (ABNT, 2019). Além disso, algumas cidades como Fortaleza estabeleceram zonas de silêncio ou zonas sensíveis ao ruído, onde são definidas normas específicas para novas construções e para intervenções no sistema viário (PMF, 2017).

No planejamento de ações mitigatórias ao problema da poluição sonora são utilizados os Mapas Estratégicos de Ruído (MER). Tratam-se de simulações que utilizam modelos preditivos formulados a partir de atributos do meio urbano, como densidade construída e tipo de pavimento, e das fontes de tráfego, como volume e velocidade de veículos. Entretanto, muitos países como o Brasil não possuem um modelo preditivo oficial para ruído rodoviário, sendo utilizadas adaptações de modelos provenientes de países com características distintas do meio urbano e das fontes de tráfego. Isso gera incertezas sobre a eficiência da modelagem, sobre os efeitos de políticas de gerenciamento da mobilidade urbana e, por consequência, sobre os reais impactos desse ruído na saúde das pessoas.

O Objetivo desse artigo é analisar o desempenho de modelos preditivos de ruído de tráfego rodoviário na cidade de Fortaleza. Os modelos foram implementados no procedimento elaborado no *software* QGIS (Artigo 2), com o objetivo também de validar esse procedimento na cidade. As principais diferenças entre os modelos preditivos são as emissões sonoras das categorias de veículos, as atenuações dos tipos de pavimento e os efeitos de aceleração, desaceleração e velocidade dos veículos. Assim, é investigada a influência desses fatores nos níveis  $L_{Aeq}$  dos locais analisados. Os níveis sonoros também são comparados com a legislação brasileira, com o índice que mede o incômodo gerado pelo tráfego rodoviário (*traffic noise index*) e com um filtro que detecta eventos intrusivos, como as buzinas. Na tentativa de melhorar a assertividade de alguns modelos, são analisadas alterações na equivalência de emissão de motocicletas em veículos leves.

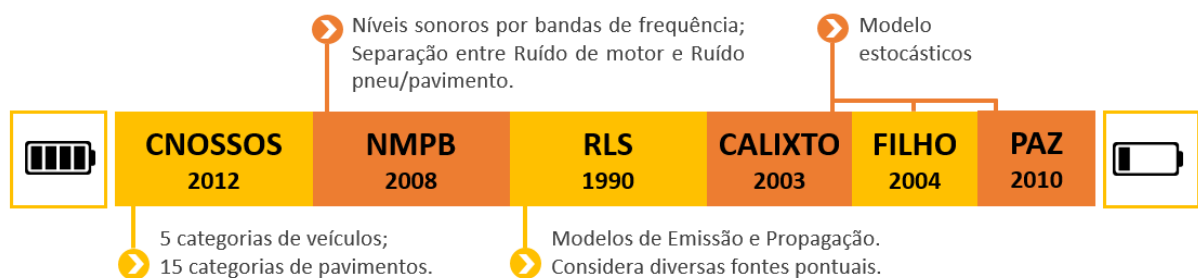
## 4.2 Metodologia

### 4.2.1 Escolha dos modelos preditivos

Foram escolhidos para análise 3 modelos determinísticos amplamente utilizados em estudos nacionais e que possuem diferentes níveis de complexidade (Figura 41). O modelo CNOSSOS foi utilizado no mapeamento da cidade de São Paulo e é o modelo mais complexo dentre os analisados. Em relação ao NMPB, o CNOSSOS possui mais categorias de atributos, como por exemplo os veículos pesados com 3 eixos e as motocicletas. O modelo RLS90 é o mais utilizado em estudos nacionais, incluindo a Carta Acústica da Fortaleza. Possui menor complexidade que os outros por não diferenciar o Ruído de motor e o Ruído de rolagem, além de não fornecer dados de emissão e propagação sonora por bandas de oitava.

Os modelos foram implementados no procedimento proposto no Artigo 2 para validar esse processo. Além disso, esse procedimento permite a implementação de outros modelos estocásticos, o que proporciona a análise de modelos estocásticos adaptados a fatores locais. Assim, foram escolhidos os modelos formulados por estudos acadêmicos nas cidades de Curitiba (CALIXTO, 2003; PAZ; ZANNIN, 2010) e Florianópolis (ALVES FILHO, 2004), localizadas na região sul do Brasil. Esses três modelos foram elaborados para avenidas e grandes rodovias e basearam-se na formulação do modelo de emissão do RLS90. Logo, para a implementação desses modelos foram utilizados os mesmos cálculos de emissão e propagação do RLS90, alterando-se apenas a equação de emissão (Equações 7, 8, 9, 10 e 11).

Figura 41 - Modelos determinísticos e estocásticos escolhidos para análise.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os tipos de pavimentos analisados foram categorizados utilizando-se o método de inspeção visual recomendado pelo Manual de boas práticas de mapeamento elaborado pela Comissão Européia (WG-AEN, 2007) (Tabela 12). Com isso, não foram considerados aspectos de macrotextura e estado de conservação dos pavimentos. O pavimento asfáltico foi considerado na categoria R1 do modelo NMPB08, embora no modelo original essa categoria é

destinada a pavimentos que possuem maior atenuação no ruído de rolagem, como os pavimentos porosos. Isso ocorreu porque o pavimento intertravado, que está na categoria R2, é muito distinto do asfáltico, não sendo coerente categorizá-los da mesma maneira.

Tabela 12 - Categorização de tipos de pavimentos.

<b>Tipo de pavimento</b>	<b>CNOSSOS</b>	<b>RLS90</b>	<b>NMPB08</b>
<b>Asfalto</b>	CNS_01	<i>Smooth mastic asphalt</i>	R1
<b>Intertravado liso</b>	CNS_12	<i>Pavement with a smooth surface</i>	R2
<b>Paralelepípedo</b>	CNS_10	<i>Others</i>	R3

Fonte: Elaborado pela autora e baseado em Pozzer (2018).

#### 4.2.2 Adaptação proposta nos modelos

Os modelos NMPB08, CALIXTO03, FILHO04 e PAZ10 apenas consideram as categorias de veículos leves (carros, vans e motocicletas) e pesados (veículos com peso maior que 2,8 ton). O modelo CNOSSOS possui 2 categorias para motos, sendo definidas nesse estudo na categoria com menos de 15 cm<sup>3</sup>, que é o modelo mais usual no Brasil. É proposta uma alteração na divisão categórica veicular desses modelos baseando-se na considerável porcentagem de motocicletas na frota veicular de Fortaleza e nos estudos que indicam que esses veículos possuem maiores fatores de emissão que os veículos leves. O FatorK indica a porcentagem de motocicletas que são consideradas como veículos leves, sendo 1 o valor padrão definido pelos modelos. Variando de 1 a 0, quanto menor o FatorK, maior será a proporção de motocicletas categorizadas como veículos pesados. Por exemplo, no estudo de Nardi (2012) o FatorK foi 0, já que todas as motos foram consideradas como veículos pesados.

Além dos valores extremos 0 e 1 para o FatorK, foram definidos três valores intermediários a partir da literatura. No Brasil, Guedes (2018) mediu os fatores de emissão em condições padrões por tipos de veículos na cidade de Campinas. As medições para os veículos leves e motos ocorreram a 7,5m da pista, com velocidades entre 40 km/h e 45km/h e em 3ª marcha. Já as medições dos veículos pesados ocorreram a 13m da pista, com velocidades entre 30km/h e 40km/h e em 3ª e 4ª marchas. Mesmo apresentando condições operacionais diferentes, os veículos pesados apresentaram níveis sonoros muito superiores às outras categorias de veículos (Figura 42). A partir desses valores, foram aplicadas no presente artigo as Equações 12 a 17 para definição dos valores M e P de equivalência de motos e veículos pesados em veículos leves. O fatorK de 0,98 resultante do estudo de Guedes (2018) foi o mesmo utilizado pela Carta Acústica de Fortaleza. Cabe salientar que o modelo de moto Honda desse estudo é mais comum

no Brasil que o modelo Suzuki, o que indica que a equivalência calculada pode estar subestimada.

$$L = \frac{\text{média} \left( 10^{\left( \frac{\text{LAeq leve}}{10} \right)} \right)}{\text{média} \left( 10^{\left( \frac{\text{LAeq ref}}{10} \right)} \right)} \quad (12)$$

$$M = \frac{\text{média} \left( 10^{\left( \frac{\text{LAeq moto}}{10} \right)} \right)}{\text{média} \left( 10^{\left( \frac{\text{LAeq ref}}{10} \right)} \right)} \quad (13)$$

$$P = \frac{\text{média} \left( 10^{\left( \frac{\text{LAeq pesado}}{10} \right)} \right)}{\text{média} \left( 10^{\left( \frac{\text{LAeq ref}}{10} \right)} \right)} \quad (14)$$

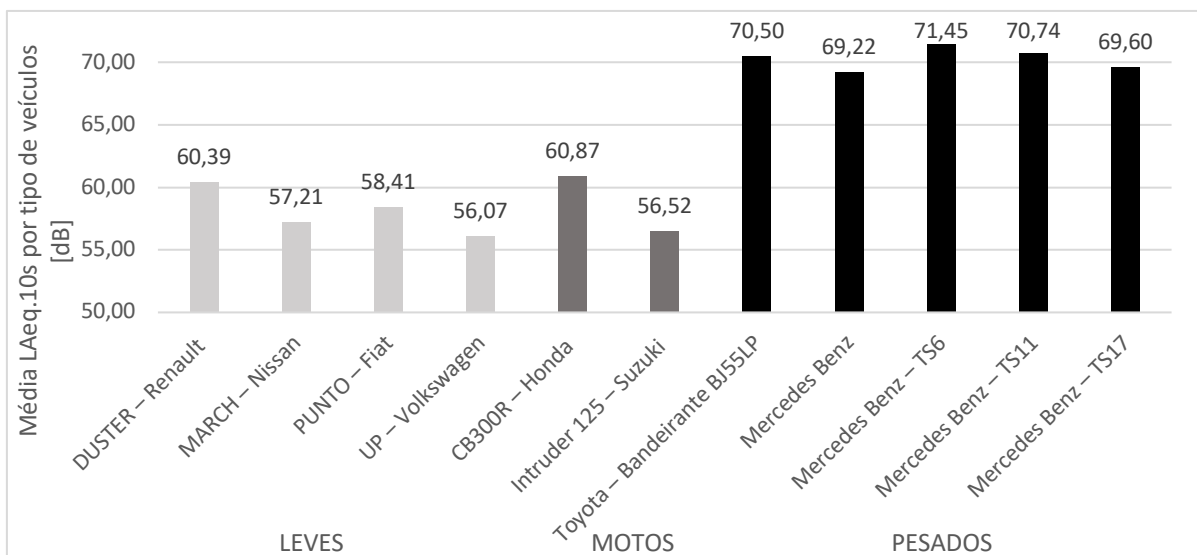
$$Q_{\text{motos}} = \text{FatorK} * Q_{\text{leves}} + (1 - \text{FatorK}) * Q_{\text{pesados}} \quad (15)$$

$$M * Q_{\text{ref}} = \text{FatorK} * L * Q_{\text{ref}} + (1 - \text{FatorK}) * P * Q_{\text{ref}} \quad (16)$$

$$\text{FatorK} = \frac{P - M}{P - L} \quad (17)$$

Onde: FatorK é o fator de equivalência de motos em veículos leves. Qref é o fluxo de veículos de referência. Qmotos, Qleves e Qpesados é o fluxo horário de motos, veículos leves e veículos pesados na via, respectivamente. L, M e P são as razões entre as energias acústicas das categorias de veículos leves, motos e pesados, respectivamente, e entre a categoria referência.

Figura 42 - Equivalência de energia sonora gerada em função da categoria de veículo.



Fonte: Elaborado pela autora com dados de Guedes (2018).

Os outros valores do FatorK considerados basearam-se em estudos internacionais (Tabela 13). Considerou-se as equivalências em veículos leves formuladas pela Comissão Européia (Tabela 6) para motos com menos de 150 cm<sup>3</sup> e para veículos pesados de 20kg a 28kg em vias classificadas como Avenidas com Semáforos. Também foi considerado o estudo de Quiñones-Bolaños (2016) na cidade de Cartagena das Índias, na Colômbia, que possui porcentagem de motocicletas na frota veicular semelhante a de Fortaleza. Nesse estudo foi adicionada a categoria de motocicletas no modelo CRTN, resultando nas equação 18 e 19.

$$L_{Aeq, 1h} = 29,5 + 10 \cdot \log_{10}(Q) + \Delta_{f,mod} \quad (18)$$

$$\Delta_{f,mod} = 10 \cdot \log_{10} \left( 1,43 \cdot \frac{Q_{auto}}{q} + 7,62 \cdot \frac{Q_{motos}}{q} + 11,5 \cdot \frac{Q_{pesados}}{q} \right) \quad (19)$$

Em que:  $L_{Aeq,1h}$  é o nível de ruído equivalente em 1 hora; Q é o fluxo total de veículos,  $Q_{auto}$ ,  $Q_{motos}$  e  $Q_{pesados}$  representam o fluxo de automóveis, motocicletas e veículos pesados, respectivamente;  $\Delta_{f,mod}$  é o fator de ajuste do fluxo de tráfego.

Tabela 13 - Equivalência de energia sonora gerada em função da categoria de veículo.

	<b>L</b>	<b>M</b>	<b>P</b>	<b>FatorK</b>	<b>Referência</b>
<b>CENARIO 1</b>	1	1	P	1	RLS90, NMPB
<b>CENARIO 2</b>	1	1,22	16	0,98	Guedes (2018)
<b>CENARIO 3</b>	1	1,98	8,31	0,87	Morgan <i>et al.</i> (2003)
<b>CENARIO 4</b>	1,43	7,62	11,5	0,4	Bolaños <i>et al.</i> (2016)
<b>CENARIO 5</b>	1	P	P	0	Florêncio (2018)

Fonte: Elaborado pela autora.

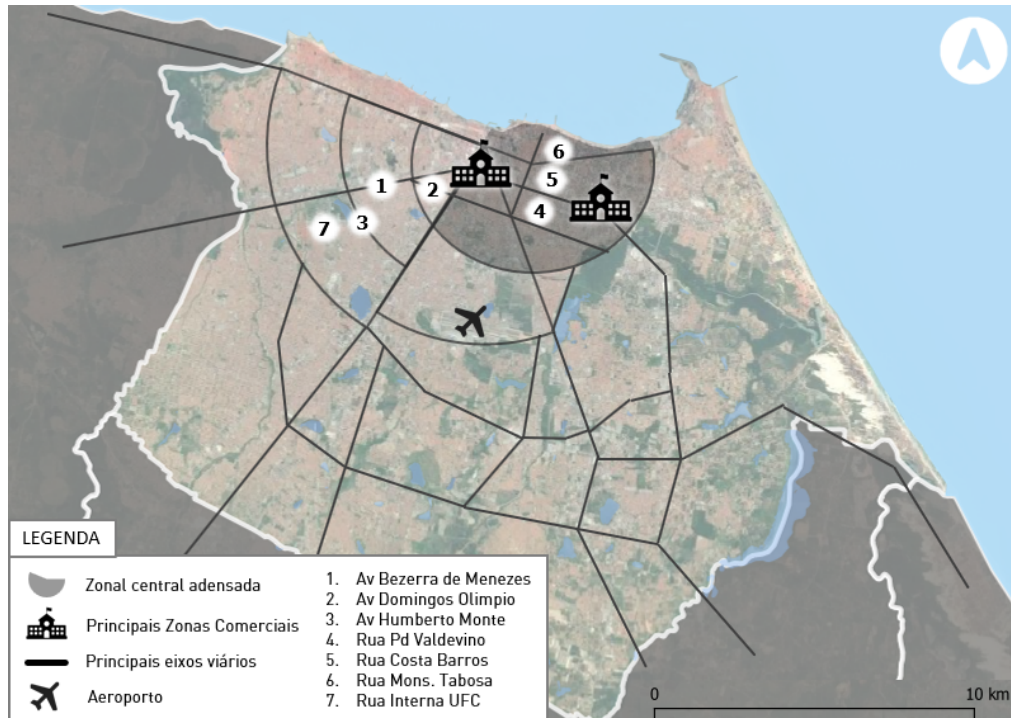
#### 4.2.3 Escolha dos locais de estudo

O estudo foi conduzido na cidade de Fortaleza, capital do estado de Ceará e localizada na região Nordeste do Brasil. É a sexta cidade mais populosa do país e a primeira das regiões Norte e Nordeste. O método de escolha dos locais foi a amostragem orientada para a fonte, buscando-se representar diferentes vias e condições de tráfego (BROWN; LAM, 1987). Também foram observadas características do meio urbano, como altura das edificações, largura das vias e tipo de atividades da zona. Isso permitiu relacionar os locais com os atributos dos modelos e com os níveis máximos de ruído permitidos pela legislação nacional. Foram considerados apenas locais sem interferência de outras fontes mecânicas advindas do transporte metroviário e aeroviário, da indústria e da construção civil.



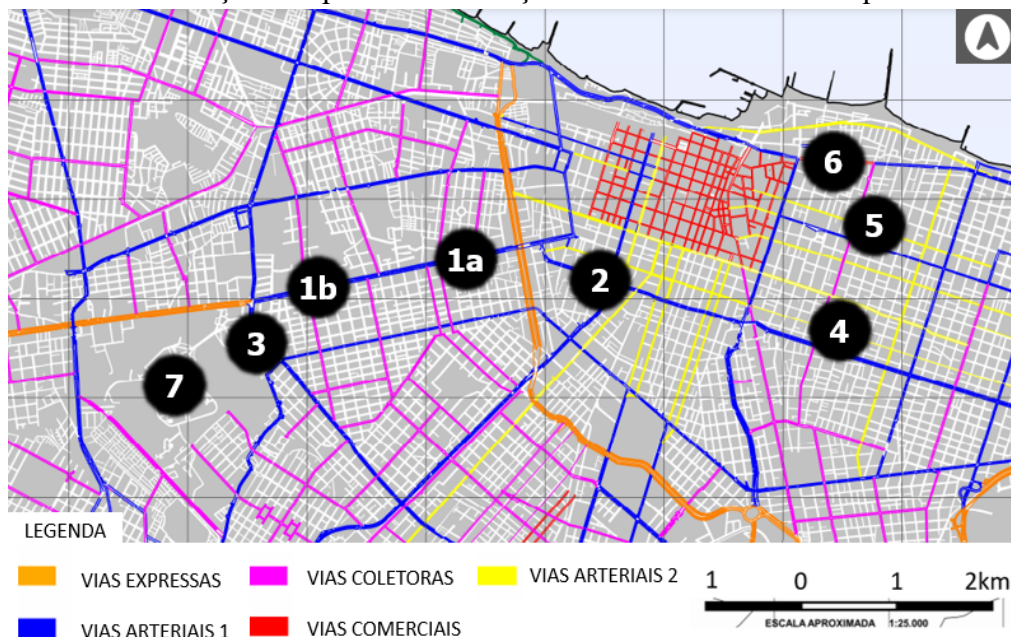
A Figura 43 e a Figura 44 indicam, em diferentes escalas, os sete locais escolhidos para estudo: Vias arteriais com alta percentagem de veículos pesados (locais 1 e 2); Vias com veículos trafegando em velocidade constante (Local 3); Vias com alta influência de interseções semaforizadas (locais 3, 4 e 5); Vias com alta relação entre altura das edificações e largura entre edificações (locais 4 e 5); Vias com outros tipos de pavimentos (locais 6 e 7).

Figura 43 - Mapa dos principais eixos viários e dos locais de estudo na cidade.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 44 - Localização dos pontos de medição e sistema viário hierárquico da cidade.



Fonte: Elaborado pela autora e adaptado de PMF (2017).

Como limitação, o estudo pode não ser representativo para toda a cidade, já que nesse tipo de abordagem geralmente são escolhidos locais mais ruidosos (BROWN; LAM, 1987). Por outro lado, são justamente esses locais que potencialmente causam mais incômodo na população e que podem causar efeitos adversos mais intensos à saúde humana. Além disso, a nível de planejamento estratégico, a literatura indica como mitigação do problema a implantação de corredores de transporte público (EDWIN, 2015), mudança de rotas de veículos pesados (ECHEVERRI *et al.*, 2011) e aplicação de pavimentos silenciosos (KNABBEN *et al.*, 2016), que são fatores abordados no presente critério de escolha das vias.

A avenida Bezerra de Menezes (local 1) é uma importante via Arterial que interliga o centro da cidade à região metropolitana e a um terminal de integração urbano de transporte público. O uso do solo lindeiro à avenida é predominante comercial. A ampla largura de 42m possibilitou a implantação do sistema *Bus Rapid Transit* (BRT), onde os pontos de parada de ônibus e as ciclofaixas localizam-se no canteiro central com infraestrutura segregada e prioridade de passagem. Foram incrementados na frota de coletivos os ônibus com três eixos articulados, que possuem maior capacidade de passageiros e embarque em plataforma elevada. Dentre as 4 faixas de rolagem, 2 são exclusivas para transporte coletivo e as demais para os outros modos de transporte. Devido à complexidade do tráfego de veículos nessa via, foram escolhidos 2 locais para análise, denominados 1A e 1B (Figura 45 e Figura 46).

Figura 45 - (a) Visão aérea da Av. Bezerra de Menezes e (b) sonômetro e câmera utilizados nas medições.



Fonte: (a) Imagen disponível em [blogdoeliomar.com.br](http://blogdoeliomar.com.br); (b) Elaborado pela autora.

Figura 46 - Segregação dos veículos nas quatro faixas da Av. Bezerra de Menezes.



Fonte: Elaborado pela autora.

A principal via do local 2 é a avenida Domingos Olímpio, que é uma via Arterial que interliga a região central da cidade à avenida Bezerra de Menezes. Possui 27m de largura e 3 faixas em cada sentido de tráfego, sendo uma delas de uso preferencial para o transporte público. No local 2 também foi analisada a Avenida Imperador, que é uma via Arterial que apresenta alto fluxo de ônibus já que cruza o centro comercial da cidade. Em 2017, passou a ter sentido único e então 2 das 4 faixas totais que ocupam os 21m de largura dessa avenida passaram a ser também preferenciais para transporte público. Para avaliar ainda situações com baixo volume de veículos e baixa porcentagem de veículos pesados, foram realizadas medições em algumas vias no entorno das avenidas principais dos locais 1 e 2 (Figura 47).

Figura 47 - (a) Av Domingos Olímpio e (b) via secundária.



Fonte: Elaborado pela autora.

A avenida Humberto Monte (local 3) é uma via Arterial radial que tem a função de conectar vias que acessam o centro da cidade. Possui 29m de largura e 3 faixas em cada sentido. O uso do solo no entorno é predominantemente residencial contendo alguns comércios e serviços, destacando-se o Campus do Pici da Universidade Federal do Ceará (Figura 48). Foram escolhidos 2 trechos distintos na via, um próximo a um semáforo e outro onde os veículos trafegem em fluxo livre. Isso possibilitou avaliar o efeito de acelerações e desacelerações nos níveis de ruído em relação a uma situação com menores oscilações de velocidade ds veículos.

As vias Padre Valdevino (local 4) e Costa Barros (local 5) estão localizadas em uma zona bastante adensada da cidade e são importantes eixos de ligação entre a região central e a região que concentra comércios e serviços diversos (Figura 50 e Figura 50). Isso causa fluxos intra e inter bairros, que geram tráfego congestionado em diversos períodos do dia, em especial nas horas pico (entre 17hs e 19hs). Ambas as vias são consideradas Arteriais, embora possuam apenas 2 faixas e sentido único de tráfego, totalizando, em média, 11m de largura entre edificações. Outro aspecto relevante é que, assim como o local 6, essas vias estão presentes em zona de restrição do tráfego de veículos pesados em horários específicos. A diferença entre essas vias é que na PV há faixa exclusiva para transporte público, o que faz com que os veículos leves somente possam trafegar em uma faixa.

Figura 48 - Trecho medido da Av. Humberto Monte.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 49 - Trecho no local 5 com grande largura entre edificações lindeiras à via.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 50 - Trecho no local 4 com cânion médio ( $1 > H/L > 0,5$ ).



Fonte: Elaborado pela autora.

A rua Monsenhor Furtado (local 6) é uma via comercial que localiza-se em área com vocação ao lazer e ao turismo (Figura 51). Para diminuir a velocidade de veículos e priorizar a passagem de pedestres, foi implantado pavimento intertravado liso e passagem elevada de pedestres nos cruzamentos das vias. Já o local 7 localiza-se no campus do PICI da Universidade Federal do Ceará e possui limite de velocidade de 40km/h. As vias analisadas nesse local possuem pavimento classificado como paralelepípedo (*cobblestones*) (Figura 52).

Figura 51 - (a) Rua Monsenhor Tabosa com (b) pavimento intertravado liso.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 52 - (a) Rua interna do Campus do PICI/UFC com (b) pavimento paralelepípedo.



Fonte: Elaborado pela autora.

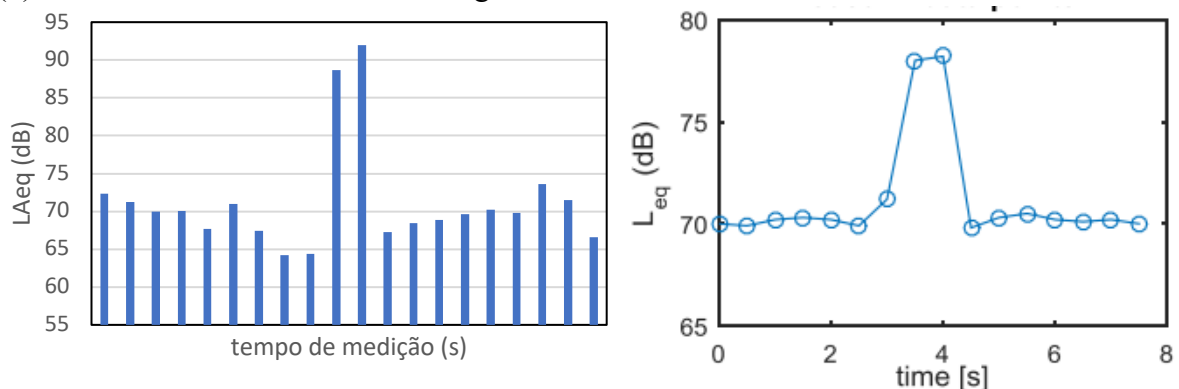
#### 4.2.4 Coleta de dados acústicos

Para as medições sonoras foi utilizado o sonômetro DB200 da marca KIMO classe 2 com tempo de resposta rápida e curva A de ponderação, em conformidade com a norma NBR 10151 (ABNT, 2019). Os aparelhos foram posicionados a 0,5 m da margem das vias, 1,2 m do solo e distantes pelo menos 2 m de paredes e muros que pudessem causar fortes reflexões das ondas sonoras. Buscou-se realizar 2 a 3 coletas em cada ponto de medição (ISO 9613) para diminuir efeitos indesejados de condições anômalas da dinâmica veicular, embora alguns pontos tiveram até 8 coletas. As medições foram realizadas em dias típicos de 2<sup>a</sup> a 5<sup>a</sup> feira e em distintas condições de tráfego viário a depender do atributo analisado no local. Nos locais 1, 4 e 5 as medições ocorreram em horário pico (17:00 às 19:00) para avaliar o efeito de congestionamentos. Nos demais locais, a maioria das medições ocorreu durante o período entre pico (10hs às 17:00hs).

Os dados de nível de pressão sonora (NPS) por segundo possibilitaram a remoção de outliers. Esses eventos podem superestimar os NPS e causar variabilidade entre as medições em um mesmo ponto. Por outro lado, podem ser decorrentes da interação entre os veículos, sendo parte do fenômeno em análise. Optou-se por filtrar apenas medições que apresentassem diferença no  $L_{Aeq}$  maior que o erro crítico da validação. A NBR 10.151 não trata diretamente do assunto, definindo apenas uma correção quando sons impulsivos causam uma diferença superior a 6 dB entre o  $L_{max}$  e o  $L_{Aeq}$  medidos durante a ocorrência do evento. Entretanto, os sons de buzinas possuem maior semelhança como sons intrusivos, que são definidos pela NBR 16313 (ABNT, 2014) como “interferência sonora alheia ao objeto de medição que se sobrepõe ao ruído residual, tem tempo de duração e pode afetar o grau de incomodo”.

Para evitar subjetividade do operador na identificação desses eventos, utilizou-se o método de Ligori *et al.* (2016), que se baseia no tempo de duração e no nível máximo atingido pelo evento sonoro. Foi realizado estudo empírico na Avenida Bezerra de Menezes, embora uma análise mais detalhada não tenha ocorrido pois o sonômetro não fornecia dados por banda de oitava. Constatou-se que, em geral, buzinas atingem 1 ou 2 segundos de duração e causam drástica diferença entre os NPS temporalmente vizinhos (Figura 53a). Esse comportamento se distingue da passagem de um ou mais veículos, onde o NPS aumenta e decai gradativamente. Assim, dentro de uma medição sonora, um evento foi considerado outlier caso tivesse duração de até 2 segundos e causasse diferença de, no mínimo, 10 dB entre ao menos um dos NPS temporalmente vizinhos. A Figura 53 indica a semelhança entre uma buzina detectada nesse estudo e um outlier detectado no método de Ligori *et al.* (2016).

Figura 53 - Característica típica do NPS por segundo de (a) buzinas observadas em campo e (b) outlier detectado no método de Ligori.



Fonte: (a) Elaborado pela autora; (b) Ligori *et al.*, 2016.

#### 4.2.4 Coleta dos dados de tráfego e do meio urbano

As coletas de volume de veículos ocorreram simultaneamente às medições sonoras. As medições nas vias com os maiores volumes de veículos (locais 1 e 2) tiveram duração de 10 minutos enquanto que nas demais vias essa duração foi de 15 minutos. No caso da Av. Bezerra de Menezes, houve também o registro em vídeo de algumas coletas. Os vídeos foram criteriosamente analisados em laboratório, de forma a garantir maior precisão deste tipo de informação. A maioria das coletas contemplou 2 pesquisadores por ponto de medição devido a fatores de segurança e a necessidade de coletar o fluxo de diferentes categorias de veículos por sentido de tráfego. Os veículos foram classificados em 4 categorias:

- Motocicletas: Veículos com 2 rodas;
- Veículos leves: Carros, caminhonetes, vans;
- Veículos pesados 1: Ônibus, veículos urbanos de carga e caminhões com 2 eixos;
- Veículos pesados 2: Ônibus articulados e caminhões com 3 eixos.

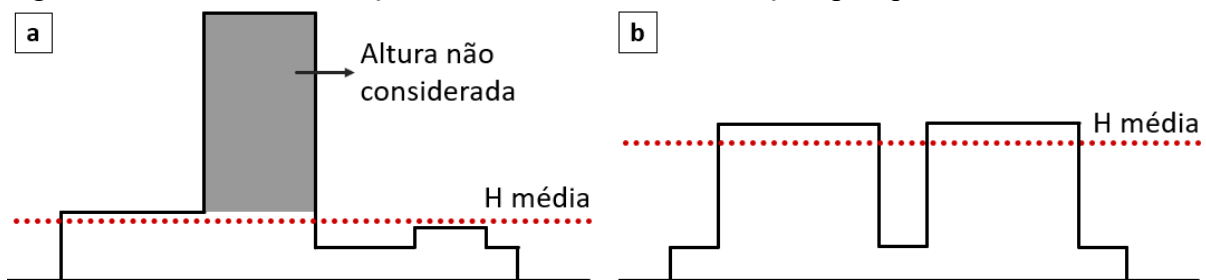
As velocidades dos veículos foram medidas somente em alguns locais devido a disponibilidade do aparelho de medição. Foram contabilizados dados por categoria de veículo, sendo inseridos nos modelos apenas a velocidade média geral de cada via (Apêndice E). Nos locais 1 e 2 foram utilizados dados secundários obtidos por fotossensores da Autarquia Municipal de Trânsito e Cidadania (AMC) para os horários e dias de medição. Já nos locais 4 e 5 foram utilizados dados do sistema SCOOT (*Split, Cycle and Offset Optimization Technique*) de estimativa do fluxo de veículos através da passagem por laços a cada 15 minutos. Esses dados foram disponibilizados pela AMC para o mês de novembro dos anos de 2016 e de 2017, em dias semelhantes (3<sup>a</sup> a 5<sup>a</sup> feira) e nos mesmos horários de medição (17hs às 19hs).

Quanto as condições meteorológicas, a cidade de Fortaleza possui temperatura média de 28°C durante o dia, umidade relativa de 71,6% e pressão atmosférica de 100,6 kPa (FUNCEME, 2020). No segundo semestre do ano podem haver rajadas de vento que favorecem a propagação da onda sonora, embora nas áreas urbanas hajam diversas barreiras que minimizam esses efeitos. A NBR 10.151 (ABNT 2019) indica que as medições devem ser realizadas com velocidade dos ventos de até 4m/s. Para medição utilizou-se o aplicativo *Windy* (*Windy.com*), que utiliza dados fornecidos pelas estações meteorológicas localizadas no Aeroporto e na Avenida Beira Mar. Como foram observados valores abaixo de 3m/s durante as medições, considerou-se condições meteorológicas homogêneas nos modelos NMPB08 e CNOSSOS.



Os atributos do meio urbano edificado foram obtidos de base georreferenciada da cidade para o ano de 2017 e então foram atualizados a partir de observações em campo durante as coletas. As inclinações das vias foram obtidas através da diferença das curvas de nível nos locais de medição. Para altura das edificações considerou-se a média das alturas lindeiras em cada quadra (PENTEADO *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2016). Foram consideradas apenas alturas que ocupassem no mínima 30% da faixa horizontal de cada quadra, sendo desconsideradas alturas de edifícios isolados (Figura 54).

Figura 54 - Método de obtenção da altura média das edificações por quadra.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.2.5 Inserção da base de dados no QGIS

Quando os dados foram implementados no QGIS foram necessárias adaptações, como a mudança na geometria das quadras da base de dados utilizada. Isso porque, enquanto os modelos consideram a distância entre edificações, essa base apresenta apenas o limite das quadras sem indicar o recuo frontal das edificações (Figura 55). Orienta-se que essa adaptação seja realizada em locais onde há grandes recuos frontais, como estacionamentos de edifícios comerciais e institucionais, ou em espaços abertos, como postos de gasolina e praças.

Nos locais onde as formas das edificações nas quadras variaram bastante, foi necessário também que as vias de tráfego fossem particionadas em *links* para cada quadra. Isso porque, no procedimento proposto de mapeamento sonoro, os principais atributos da modelagem estão vinculados ao *shapefile* das vias. A Tabela 14 e a Figura 56 representam uma zona no local 2, em que os links da camada “trechos” foram segregados por sentido de tráfego: norte/sul no caso da Av. Domingos Olímpio e leste/oeste no caso da Av. Imperador. Isso permitiu inserir apenas o volume de veículos pesados na faixa exclusiva de ônibus do Link 5 da Av. Imperador, além da adoção de diferentes valores de largura de via nos Links 2 e 4 devido a um estacionamento no local.

Figura 55 - Adaptação do shape de Quadras no QGIS.



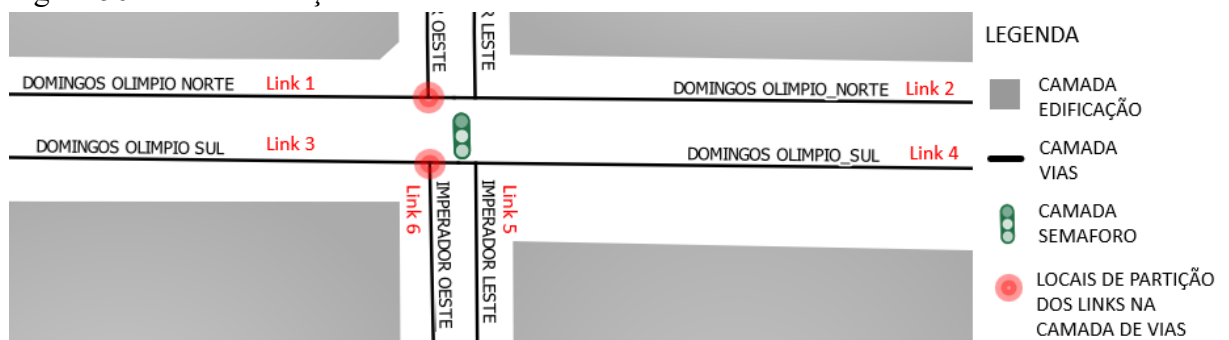
Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 14 – Exemplo de parte da tabela de atributos da camada “trechos” no local 2.

ID	nome	fluxo- leve	fluxo- pesado1	fluxo- pesado2	fluxo- moto	vel	altura	largura	pav
1	domingos olimpico N	114	4	0	46	40	6	28	Asfalto
2	domingos olimpico N	114	4	0	46	40	6	32	Asfalto
3	domingos olimpico S	135	7	3	45	40	6	28	Asfalto
4	domingos olimpico S	135	7	3	45	40	6	32	Asfalto
5	imperador leste	0	32	1	0	40	4	22	Asfalto
6	imperador oeste	184	3	0	99	40	4	22	Asfalto

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 56 - Geolocalização dos links indicados na tabela 12.



Fonte: Elaborado pela autora.

Outra adaptação foi necessária nos casos em que houvessem curvas nas vias. Como o algoritmo que aloca os pontos emissores nos links considera as coordenadas inicial e final de cada link, isso causou distorções em links curvos que possuíam grandes comprimentos (Figura 57a). Para evitar o problema, os links da camada “vias” no QGIS foram particionados em vários links retilíneos de pequenos comprimentos (Figura 57b). Cabe salientar que o aumento no número de links não causa o aumento do tempo de processamento, já que todos os links são particionados em pontos emissores independentemente do tamanho. Logo, é o tamanho dessa partição que ocasiona maior tempo de processamento.

Figura 57 - Adaptação do shape de Vias no QGIS no local 7.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.2.6 Método de Análise de dados

Para compreender o fenômeno do ruído urbano em Fortaleza, foi realizada a análise entre os atributos urbanos e os níveis sonoros medidos. Essas relações foram comparadas com os resultados de outros estudos, buscando também possíveis divergências com as premissas adotadas pelos modelos preditivos em análise. Isso auxiliou explicar a assertividade dos modelos em algumas situações, sendo propostas recomendações de uso na cidade (Apêndice D). Para essa análise, foram comparados os índices acústicos medidos  $L_{Aeq}$ ,  $L_{10}$ ,  $L_{90}$  com o volume e a velocidade dos veículos, porcentagem de motocicletas e veículos pesados, largura da via, dentre outros atributos. O  $L_{Aeq}$  de cada localidade foi comparado com o fator de eventos intrusivos, com a legislação nacional (Tabela 15) e com o TNI (*Traffic Noise Index*), que mede

indiretamente o incômodo da população exposta ao ruído de tráfego e se baseia na diferença entre o ruído de pico (L10) e ruído de fundo (L90).

Para validação dos modelos no procedimento proposto, utilizou-se como referência a validação do modelo NMPB08 (SÉTRA, 2008), onde 32% dos erros foram superiores ao erro crítico de 2 dB e a média absoluta e desvio padrão médio dos erros também não superaram esse valor. No presente estudo, utilizou-se um valor crítico de 3 dB, pois o sonômetro utilizado possui uma margem de erro de medições de 1 dB. Salienta-se que esse valor representa uma duplicação da energia acústica produzida por uma fonte. Por outro lado, em vista da quantidade de atributos que influenciam a emissão e propagação sonora, esse valor é considerado aceitável para fins de Mapas Estratégicos de Ruído, sendo também amplamente utilizado na literatura (RODRIGUES, 2010; GOMEZ; RODRIGUEZ, 2015; LAW *et al.*, 2011).

Tabela 15 - Limites de ruído externo permitidos para as zonas do estudo no período diurno.

<b>Tipos de áreas habitadas</b>	<b>Diurno</b>	<b>Noturno</b>
<b>Área de residências rurais</b>	40	35
<b>Área estritamente residencial urbana ou de hospitais ou de escolas (local 7)</b>	50	45
<b>Área mista predominantemente residencial (Vias secundárias)</b>	55	50
<b>Área mista com predominância de atividades comerciais e/ou administrativa (locais 1, 2, 3, 4 e 5)</b>	60	55
<b>Área mista com predominância de atividades culturais, lazer e turismo (local 6)</b>	65	55
<b>Área predominantemente industrial</b>	70	60

Fonte: Adaptado de NBR 10151 (ABNT, 2019).

Para as análises estatísticas foi considerado que o Coeficiente de Correlação de Pearson ( $R^2$ ) acima de 0,6 representa uma correlação forte e abaixo de 0,5 uma correlação fraca (PAZ; ZANNIN, 2010). Como a assertividade desse indicador pressupõe a normalidade dos erros, foi realizado teste Shapiro-Wilk de normalidade. A distribuição normal dos erros é um indicativo de baixa presença de valores extremos e é um pressuposto para a realização da análise de variância (ANOVA). Outro pressuposto é a homoscedasticidade, que é um indicador de igual variância entre os grupos em análise no teste ANOVA, sendo utilizado nesse estudo o teste Bartlett para sua verificação. Se a variabilidade entre as médias dos grupos analisados for muito maior que dentro dos grupos, temos elementos para supor que as médias dos grupos não são iguais (MINITAB, 2015).

O Teste ANOVA foi utilizado na comparação entre os resultados gerais dos modelos (Apêndice B) e entre os valores modelados com diferentes FatorK para cada modelo

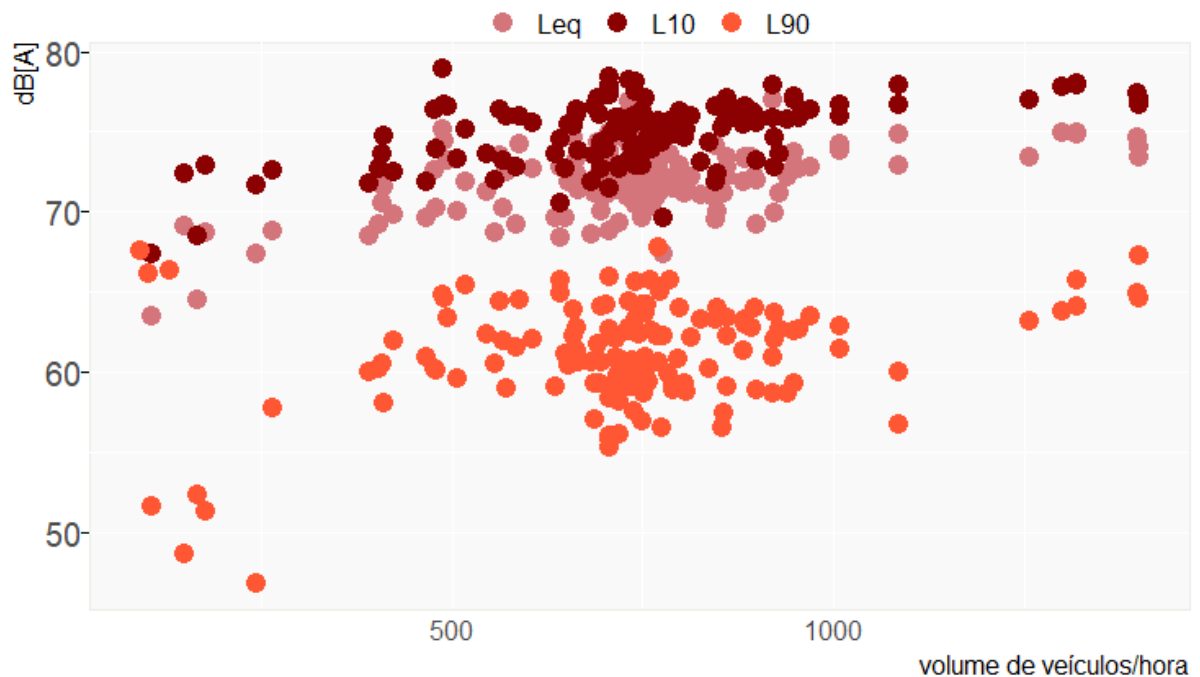
(Apêndice C). Nos casos em que a hipótese nula é rejeitada, ou seja, ao menos dois grupos possuem médias diferentes, foi realizado o teste Tukey de múltiplas comparações. Utilizou-se o *software* Rstudio para as análises estatística e elaboração dos gráficos.

### 4.3 Resultados

#### 4.3.1 Relações entre níveis sonoros e aspectos operacionais das vias

Analisando visualmente os níveis sonoros medidos  $L_{Aeq}$ ,  $L_{10}$  e  $L_{90}$ , a maioria das amostras os níveis  $L_{Aeq}$  foram bem próximos dos níveis  $L_{10}$  (Figura 58). Isso é um indicativo de ambiente sonoro bastante influenciado pelas fontes emissoras de tráfego. Todos os valores  $L_{Aeq}$  medidos estiveram entre 60 dB e 75 dB e valores inferiores a 70 dB foram registrados apenas em via com menor fluxo de veículos (vias secundárias dos locais 1 e 2 e no local 7). Como as medições foram realizadas nas calçadas, demonstram espaços públicos ruidosos ao longo das vias analisadas. Esses dados podem subsidiar pesquisas futuras sobre a porcentagem de pessoas expostas ao ruído de tráfego e sobre o impacto nas fachadas de edificações, que é uma exigência da norma NBR 15575 (ABNT, 2013).

Figura 58 - Valores  $L_{Aeq}$ ,  $L_{10}$ ,  $L_{90}$  medidos.

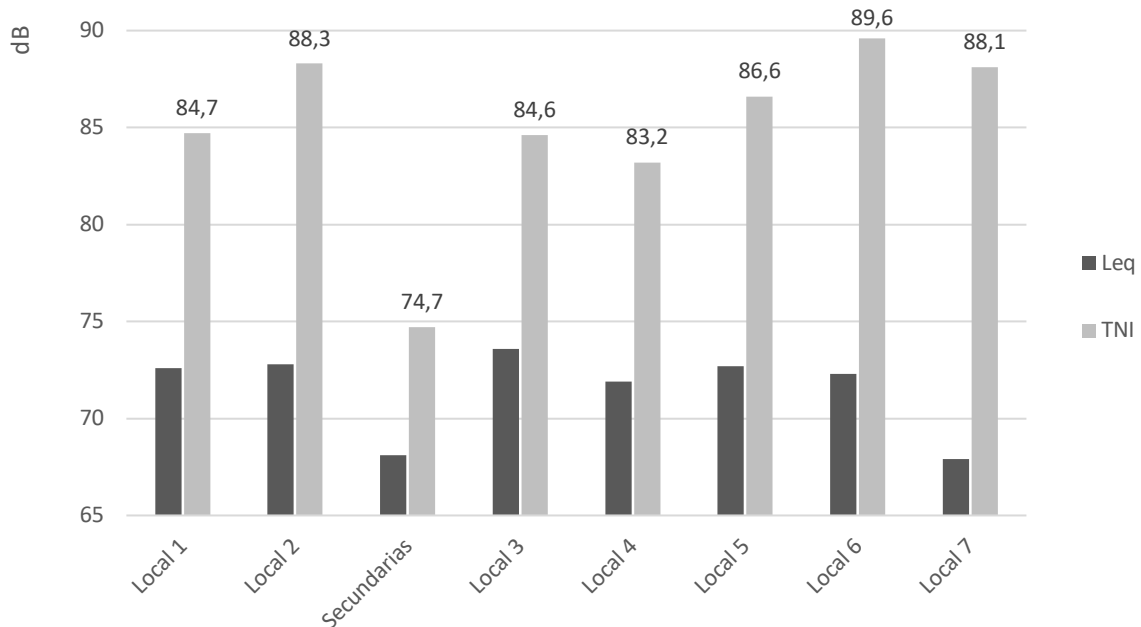


Fonte: Elaborado pela autora.

O maior TNI foi obtido no local 6 e o terceiro maior no local 7, ambos possuindo pavimento diferente do asfáltico. Em termos comparativos, as vias secundárias dos locais 1 e 2 registraram  $L_{Aeq}$  semelhante ao local 7, mas possuem baixo TNI devido ao pavimento asfáltico. Isso está de acordo com a literatura, que indica que o pavimento intertravado é um potencial causador de maior incômodo na comunidade (TASSINARI *et al.*, 2017). O segundo maior TNI foi registrado no local 2 (TNI = 88,3 dB) e chega a ser o maior (TNI = 94,9 dB) quando isolados os dados da Av. Imperador devido ao grande fluxo de veículos pesados.

Nessa via, as faixas exclusivas de ônibus localizam-se próximas às calçadas, gerando altos níveis sonoros no entorno. Já no local 1, os ônibus trafegam no BRT, que se localiza próximo ao canteiro central, e então a maior distância às edificações e as barreiras das estações do BRT atenuam o ruído gerado por esses veículos. Como consequência, mesmo o local 1 apresentando os maiores  $L_{Aeq}$ 's, os TNI's de cada ponto foram semelhantes aos demais locais analisados. Embora não tenha sido encontrada forte correlação ente o  $L_{10}$  e a porcentagem de veículos pesados, esses resultados demonstram o alto impacto que esses veículos possuem no incômodo gerado pelo ruído de tráfego.

Figura 59 - Valores  $L_{Aeq}$  e TNI obtidos para cada local em análise.



Fonte: Elaborado pela autora.

Quanto aos aspectos operacionais das vias, observou-se que não necessariamente no horário pico foi registrado maior número de veículos, mas a porcentagem de veículos pesados (ônibus) foi quase sempre maior nesses horários (Apêndie A). Em relação à velocidade média

dos veículos, percebe-se leve redução nos horários pico em relação aos horários entre pico (Tabela 16). Considerando que os modelos preditivos geralmente adotam a velocidade máxima, para a modelagem foi utilizado o valor múltiplo de 5 superior à soma da velocidade média com o desvio padrão coletados. A exceção foram os locais 4 e 5, já que as estimativas da Agência de Trânsito consideram majoritariamente veículos leves e pesados, sendo excluídas as estimativas de motocicletas. Como os veículos dessa categoria trafegam com maior velocidade (Apêndice E), foi utilizado um valor de 30km/h ao invés de 20km/h obtidos pela métrica descrita.

Tabela 16 - Velocidades dos veículos obtidas e consideradas na modelagem.

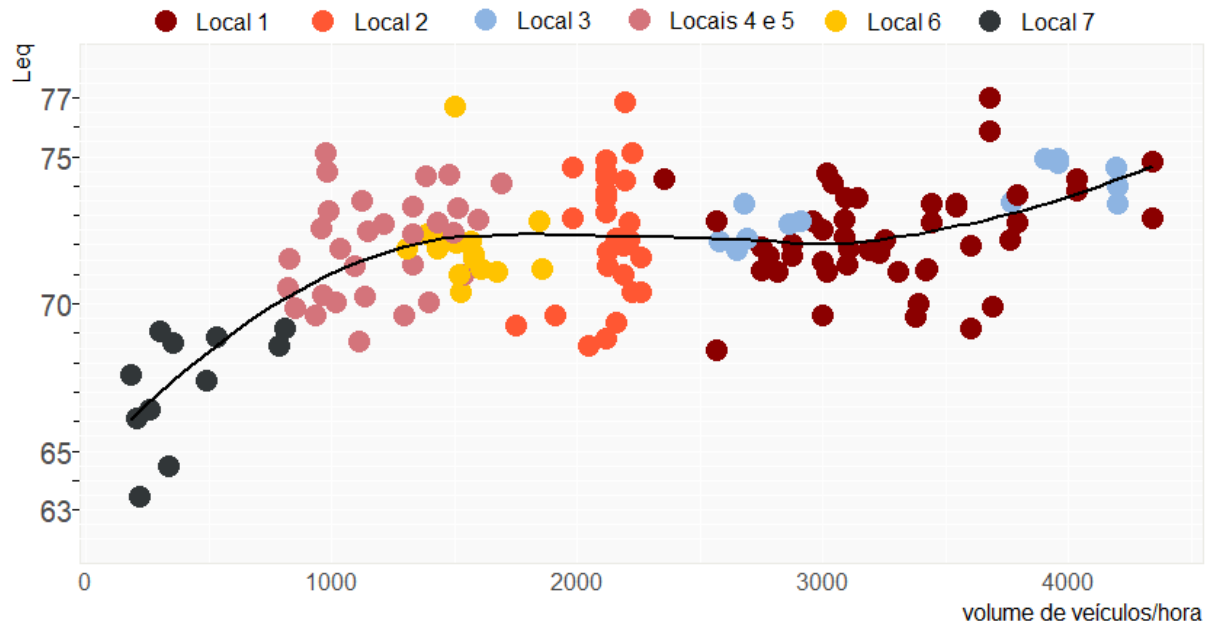
	local 1*	local 2*	local 3	local 4**	local 5**	Local 6	Local 7
<b>Vel. média entrepico</b>	33 kmh/h	34 kmh/h	50 kmh/h	---	---	28,7 kmh/h	20,3 kmh/h
<b>Vel. média pico</b>	31 kmh/h	31 kmh/h	40,7 kmh/h	15 kmh/h	17 kmh/h	---	---
<b>desvio padrão</b>	6	5,5	7	2,9	3,4	6	6,5
<b>Vel. média utilizada</b>	40 kmh/h	40 kmh/h	50 kmh/h	30 kmh/h	30 kmh/h	40 kmh/h	30 kmh/h

Fonte: Elaborado pela autora. \* Dados de fotossensores para novembro de 2019 (AMC). \*\*Dados do sistema SCOOT para novembro de 2016 e 2017 (AMC).

Analisando a relação entre o fluxo de veículos e os níveis  $L_{Aeq}$ , observou-se que os locais com maiores volumes (local 1) e velocidades médias (local 3) de veículos registraram os maiores níveis sonoros (Figura 60). Entretanto, não houve uma forte correlação entre o aumento do  $L_{Aeq}$  e o aumento do volume de veículos ( $R^2 = 0,46$ ) ou do  $\log_{10}$  do volume de veículos ( $R^2 = 0,58$ ). Analisando os dados por faixa de tráfego, houve uma melhora nesse coeficiente ( $R^2$  de 0,55 no primeiro caso e  $R^2$  de 0,65 no segundo) e a curva de tendência dos dados (Figura 61) possui maior semelhança com a relação encontrada na literatura (Figura 9). Isso indica que as interações entre veículos numa faixa são determinantes na compreensão do fenômeno.

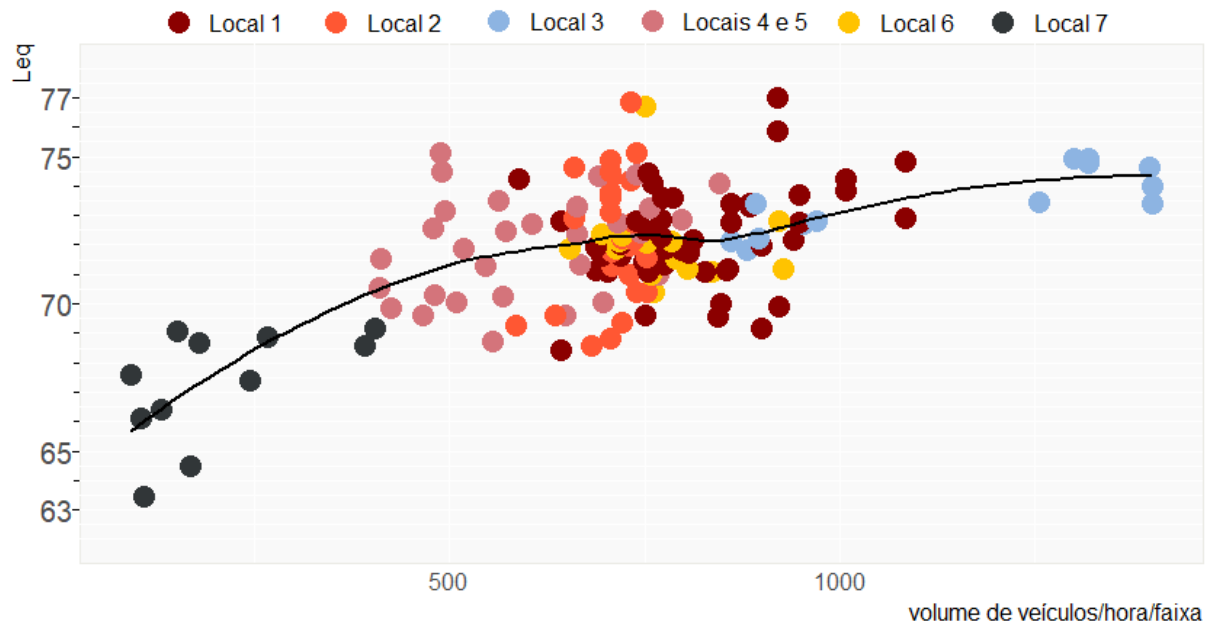
Não houve uma correlação forte e nem significância estatística ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) entre porcentagem de motocicletas com o filtro de eventos intrusivos ( $R^2 = 0,18$ ), mas esse valor ainda foi maior que a correlação entre o filtro e o volume total de veículos ( $R^2 = 0,08$ ). Cabe salientar que os pontos medidos nas vias Secundárias foram excluídos dessa análise de fluxo devido as diferentes distâncias do ponto de medição para a via com maior fluxo. Isso porque o efeito da distância entre fonte e receptor é muito significativo na propagação sonora e poderia mascarar a análise do volume de veículos.

Figura 60 - Relação entre volume de veículos/hora e o LAeq nos locais analisados, com exceção das vias secundárias.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 61 - Relação entre volume de veículos/hora/faixa e o LAeq nos locais analisados, com exceção das vias secundárias.



Fonte: Elaborado pela autora.



### 4.3.2 Desempenho dos modelos

A comparação entre os modelos indicou que o Cnossos foi o mais assertivo, considerando em conjunto os valores apontados na Tabela 17. Esse modelo apresentou menor porcentagem de erros superiores ao valor crítico de +/- 3 dB (E3), menor Média Absoluta dos Erros (MAE) e Mediana, além de uma correlação forte ( $R^2 = 0,59$ ) com os dados medidos  $L_{aeq}$ . O modelo NMPB08 também apresentou correlação forte, mas alto E3 (44,1%) e segundo maior MAE dentre os modelos analisados. O modelo FILHO04 superou o Cnossos no parâmetro E3 e teve MAE menor que 2dB, mas o formato da distribuição dos erros não seguiu curva Normal, o que é um indício de presença de Outliers. Já o modelo PAZ10 apresentou resultados muito divergentes dos demais por não utilizar equações logarítmicas do fluxo total de veículos. Isso indica uma limitação do procedimento proposto em relação a modelos lineares, sendo PAZ10 excluído das análises posteriores.

Tabela 17 - Comparação entre modelos considerando todas as amostras.

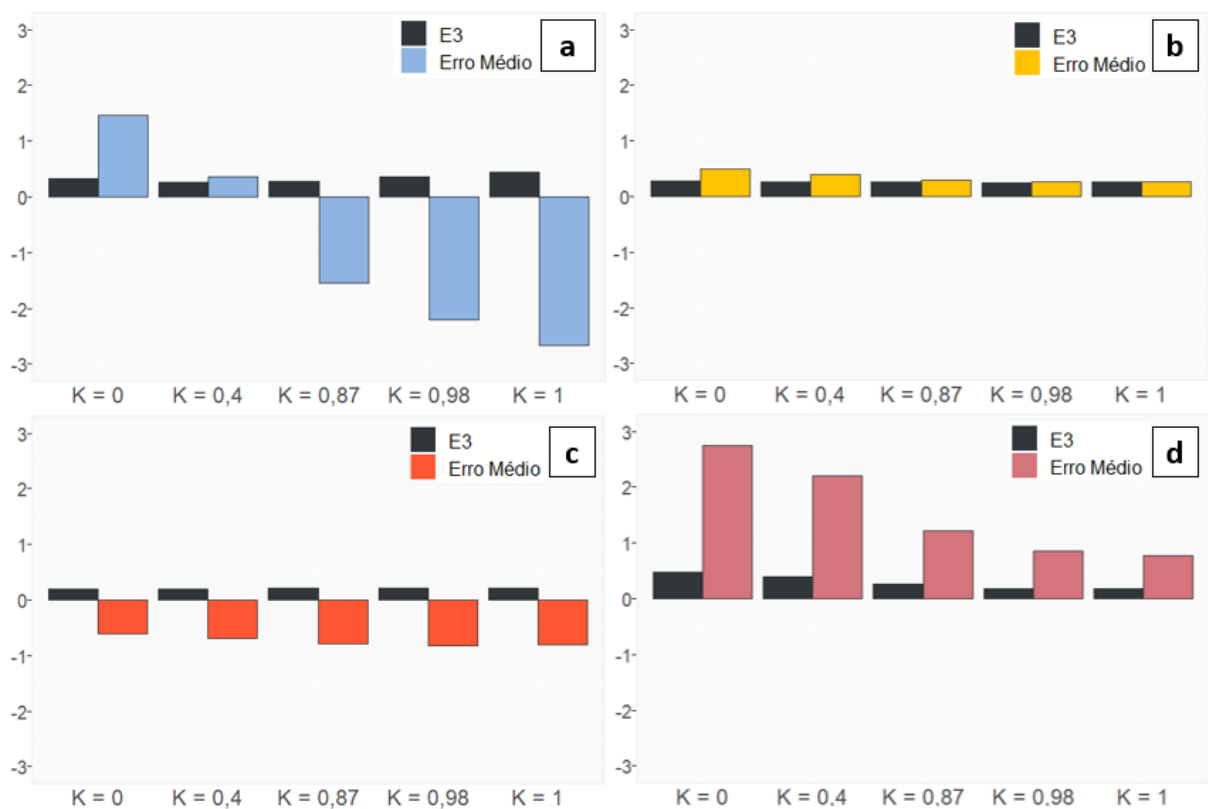
<b>Modelo</b>	<b>PAZ10</b>	<b>FILHO04</b>	<b>CALIXTO03</b>	<b>RLS90</b>	<b>NMPB08</b>	<b>CNOSSOS</b>
<b>MAE</b>	13,87	1,98	2,11	2,11	2,93	1,88
<b>Média dos erros</b>	-8,8	0,77	-0,82	0,26	-2,67	-0,27
<b>Mediana</b>	-4,9	0,64	-0,87	0,42	-2,67	-0,1
<b>Erro máximo</b>	-43,9	8,2	-7,22	-9,13	-8,55	-7,5
<b>Desvio padrão</b>	15,8	2,35	2,5	2,72	2,35	2,37
<b>E3</b>	75%	17,4%	21,1%	25,8%	44,1%	21,1%
<b>P-value Normalidade dos erros</b>	0,001*	0,02*	0,32	0,005*	0,28	0,24
<b>R<sup>2</sup></b>	0,28	0,39	0,42	0,44	0,6	0,59

Fonte: Elaborado pela autora. \*Os erros do modelo não seguem distribuição normal.

Na busca por aprimoramento dos modelos, foram testados diferentes fatores de equivalência de motocicletas em veículos leves (Figura 62). O efeito dessa alteração variou bastante entre os modelos: no caso de NMPB08 e CALIXTO03 houve uma melhora dos erros com a diminuição do FatorK, enquanto que nos demais houve o efeito contrário. Porém, essa mudança foi apenas significativa nos modelos NMPB08 e FILHO04, o que é verificado visualmente na figura 62 e no teste ANOVA (Apêndice C). Para as análises, foram consideradas as situações mais assertivas e com significativa diferença, isto é, FatorK de 0,4 para o modelo NMPB08 e de 1 para os demais.

No caso do NMPB08 a melhora significativa ocorreu porque o modelo subdimensionava os níveis LAeq e então um aumento na porcentagem de veículos pesados ocasionou uma melhora na assertividade do LAeq. O erro médio e E3 tiveram significativa diferença quando o FatorK passou de 1 para 0,4 (Tabela 18). No sentido contrário, o modelo FILHO04 já superdimensionava os valores LAeq e então a alteração do FatorK piorou os parâmetros, sendo utilizado para análise o valor padrão.

Figura 62 – Relações entre os erros obtidos e o FatorK de equivalência de motocicletas nos modelos (a) NMPB08, (b) RLS90, (c) CALIXTO03 e (d) FILHO04.



Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 18 - Comparação entre modelo NMPB08 após alteração do FatorK

FatorK NMPB08	Média abs. dos erros	Média dos erros	Mediana	Erro máximo	Desvio padrão	E3	R <sup>2</sup>
K = 1	2,93	-2,67	-2,67	-8,55	2,35	44,1%	0,6
K = 0,4	2,08	0,44	0,36	-6,34	2,52	26,4%	0,61

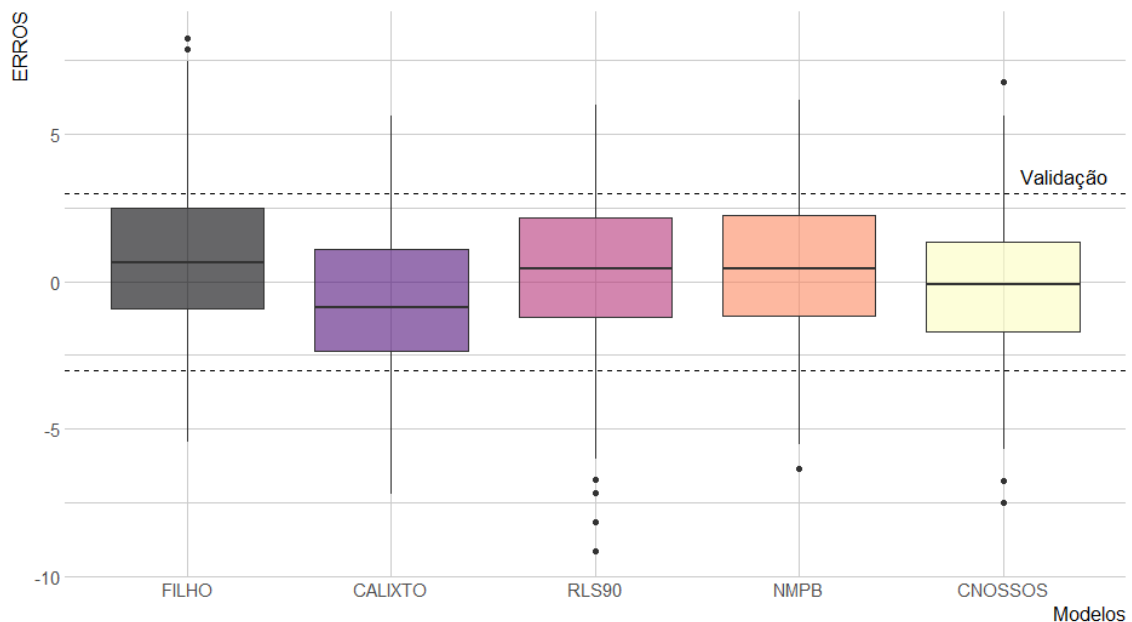
Fonte: Elaborado pela autora.

Cabe observar que era esperado um efeito semelhante de diminuição ou aumento dos erros dos modelos com a alteração do FatorK. Os resultados contraditórios indicam que, apesar de haver diferenças entre motocicletas, veículos leves e pesados, os modelos possuem

outras variáveis que podem atenuar ou enfatizar erros advindos da equivalência de veículos. Assim, recomenda-se que seja feita uma calibração desse fator previamente a aplicação de cada modelo. Além disso, como os valores intermediários do FatorK levaram a melhorias em um dos modelos, a contribuição desse resultado é que os valores intermediários podem trazer melhor precisão na calibração do que apenas considerar o valor 1 (padrão dos modelos) e 0 (interferência extrema).

Após o ajuste do fatorK, prossegue-se com a análise comparativa. Como já observado, alguns modelos não apresentaram erros com distribuição normal, o que se deve à diversidade de critérios de escolha dos locais de estudo. Apesar disso, considerando que a diferença entre Média e Mediana dos erros foi pequena (no máximo, 0,16 dB) e que há um grande número de dados, foi aplicado com ressalvas o teste ANOVA (Apêndice B). Como resultado, os testes ANOVA e Tukey indicaram haver diferenças entre as médias de alguns modelos, sendo CALIXTO03 o mais divergente. Isso pode ser observado comparando os boxplots dos erros, que aponta leve subdimensionamento de CALIXTO03 (Figura 63). Como a diferença é pequena e todos os modelos estão dentro da zona de validação, ambos são recomendados.

Figura 63 - Boxplot de comparação entre modelos.



Fonte: Elaborado pela autora.

Analisando apenas os modelos CALIXTO03 e FILHO04, advindos do RLS90 (Tabela 17), foi constatado que os modelos brasileiros apresentam melhor eficiência que o

modelo alemão nos principais parâmetros E3 e MAE. Embora tenham sido desenvolvidos em cidades no sul do Brasil, que possuem distintas condições de tráfego que a cidade de Fortaleza, os resultados indicam que essas diferenças ocasionam menor impacto na modelagem do que as diferenças entre Fortaleza e cidades europeias. Isso reforça a importância do desenvolvimento e uniformização de modelos adaptados aos contextos urbanos locais. Ressalta-se que uma análise mais assertiva é realizada para cada local de estudo nas próximas sessões.

#### 4.3.3 Local 1A – Av. Bezerra de Menezes

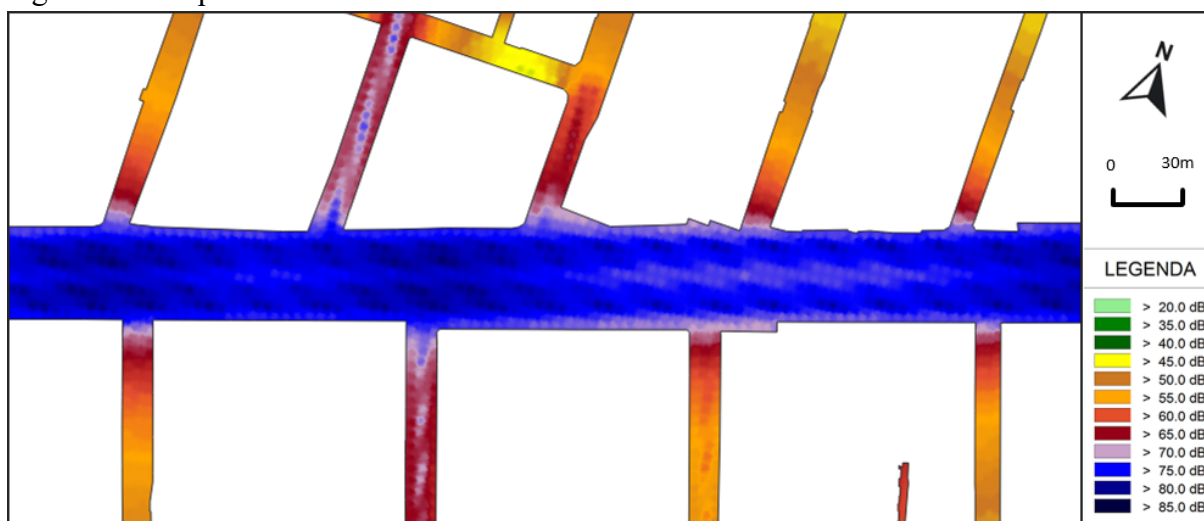
A avenida Bezerra de Menezes foi o local mais complexo analisado devido ao maior número de faixas e ao sistema BRT implantado próximo ao canteiro central da via. A maioria dos semáforos na avenida possuíam sensor sonoro cuja ativação ocorre manualmente por pedestres para travessia das faixas. Isso limitou a escolha dos locais de medição, que teve como critério um distanciamento desses sensores. Foi identificado um único semáforo que não possuía tal sensor, sendo realizadas 48 medições em nove pontos do seu entorno (Figura 64). O mapa acústico gerado no local 1A indica disparidade entre o  $L_{Aeq}$  na via principal e nas vias secundárias (Figura 65). A quadra mais próxima da via principal apresenta níveis sonoros acima de 60 dB, enquanto que as quadras posteriores apresentam menores níveis e estão de acordo com a legislação nos casos em que essas vias apresentam baixo fluxo de veículos.

Figura 64 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 1A.



Fonte: Elaborado pela autora.

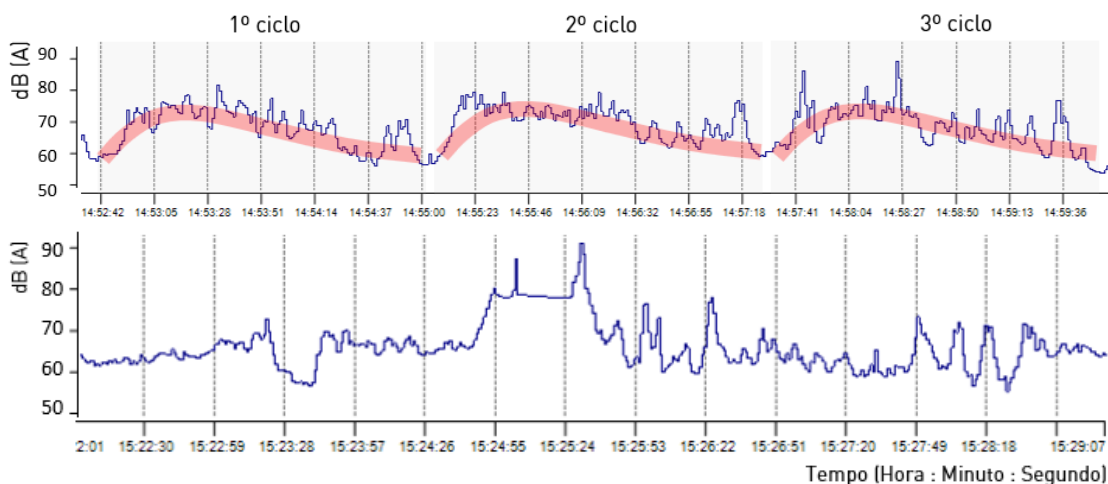
Figura 65 - Mapa Acústico do local 1A.



Fonte: Elaborado pela autora.

Foram realizadas medições durante o período de pico e entre pico de tráfego com média de 74 dB e 72,6 dB, respectivamente. Isso ocorreu devido ao maior volume de veículos e a maior porcentagem de veículos pesados durante o período de pico (11%) em relação ao entre pico (8%). Independente do horário, a análise dos valores medidos a cada segundo indica visualmente uma relação entre os níveis sonoros e os ciclos semafóricos (Figura 66a). No início do ciclo, quando o semáforo tornava-se verde, os veículos aceleravam bruscamente gerando os maiores NPS de cada ciclo. Esse valor se manteve estável em uma situação com alto volume de veículos ou diminuiu conforme o fluxo ficava menor, até chegar numa situação de estabilidade quando o semáforo tornava-se vermelho.

Figura 66 – (a) Relação entre níveis sonoros e ciclos semafóricos no ponto p4 e (b) Impacto do ruído de motor de veículo pesado no ponto p20 de via secundária.



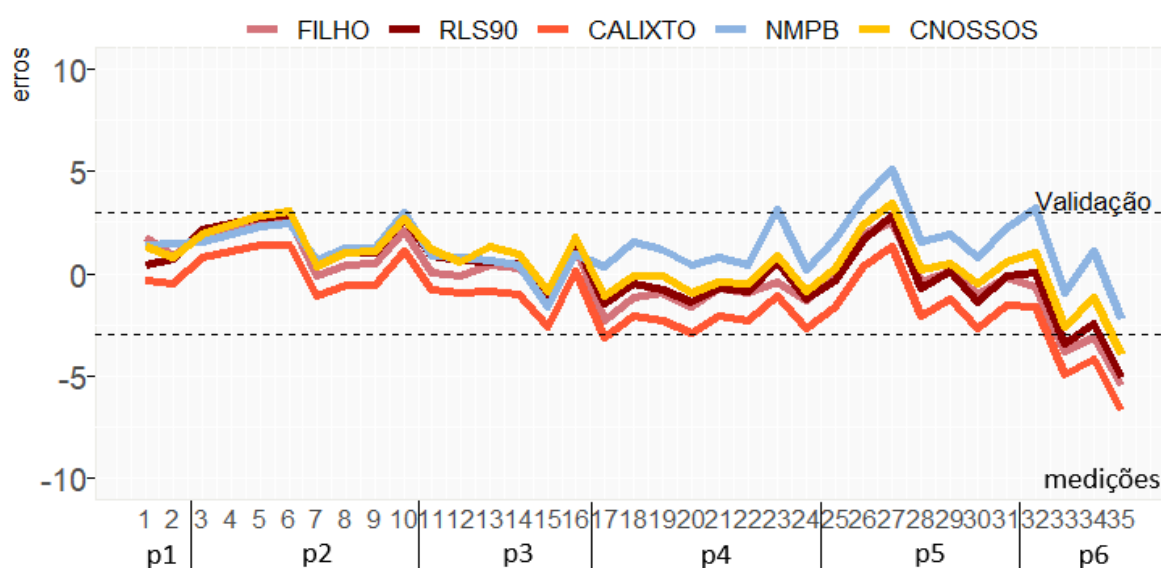
Fonte: Elaborado pela autora.

Nas vias secundárias os veículos ficaram mais tempo parados devido ao maior tempo que o semáforo esteve vermelho, o que levou a uma forte influência do ruído de motor. A Figura 66b indica um caso atípico em que um veículo pesado esteve parado com motor ligado e gerou, em média, 80 dB durante mais de 10 segundos. No estado de aceleração, esse mesmo veículo gerou aproximadamente 90 dB. Isso demonstra o alto impacto que veículos pesados possuem, em especial, em vias de menor largura e menor volume de tráfego.

A análise dos modelos indica boa adequação, com MAE, ME e desvio padrão menores que 3 dB em todos os casos (Apêndice D). Em todos os modelos, os erros seguiram distribuição normal e erro máximo foi de aproximadamente 5 dB (Figura 67). Entretanto, a modelagem dos pontos localizados nas vias secundárias apresentou piores resultados (Figura 68). Nos modelos CNOSSOS, 43% das 23 amostras não estiveram na zona de validação (E3) e mesmo no modelo FILHO04, que apresentou resultados satisfatórios com E3 de 18%, os erros não seguiram normalidade ( $p\text{-valor} = 0,01 < 0,05$ ).

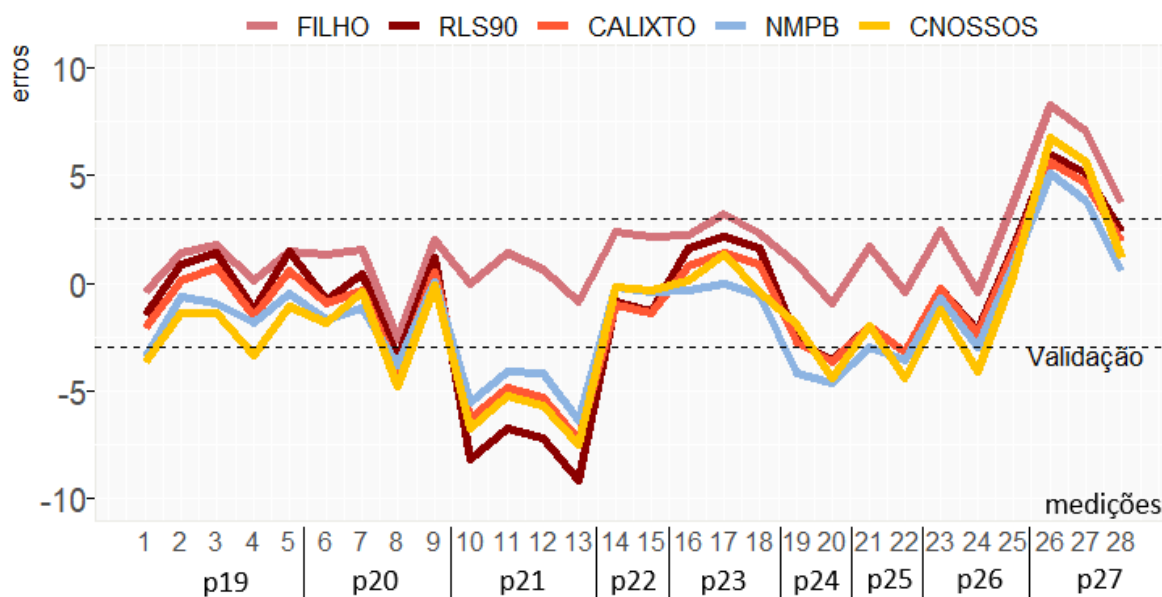
A assertividade deve-se ao menor volume de tráfego nessas vias, o que já foi encontrado em estudos anteriores (SUARES; BARROS, 2014). O pior resultado foi obtido no ponto p21, que apresentou um baixíssimo volume de veículos. Além disso, como o procedimento proposto não considera efeitos de difração da onda sonora ocasiona reduzido efeito das vias principais sobre as secundárias, já que as edificações nas quadras criam sombras acústicas ao longo dessas vias.

Figura 67 - Comparação entre os modelos no local 1.A.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 68 - Comparação entre modelos nas vias secundárias dos locais 1 e 2.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.3.4 Local 1B – Av. Bezerra de Menezes

O outro local escolhido na avenida Bezerra de Menezes localiza-se próximo a um grande shopping que impacta fortemente o tráfego de veículos (Figura 69). Apesar de somente haverem semáforos com sensores sonoros, durante as medições poucas vezes os sensores foram ativados, o que amenizou essa interferência. A maioria das medições foi realizada no período de pico (Figura 70), onde observou-se tráfego congestionado nas faixas lindeiras ao shopping e alta porcentagem de motocicletas devido a facilidade de locomoção desses veículos entre os automóveis. Em média, 44% do fluxo veicular nas faixas lindeiras ao shopping foi composto por motocicletas, enquanto que no período entre pico essa porcentagem nas mesmas faixas foi de 30%. Nas faixas do sentido oposto ao shopping, não houve congestionamento no período de pico e a porcentagem de motos foi a mesma em todos os horários medidos (em média, 26%).

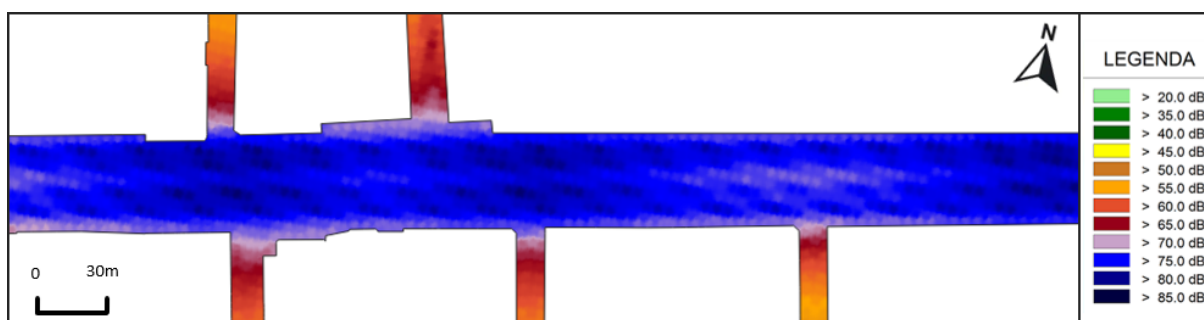
O aumento no volume total de veículos no período de pico e a diminuição da porcentagem de veículos leves indicam também que os condutores buscam rotas alternativas às vias principais. Com isso, uma possível diminuição dos níveis sonoros nas vias principais pode estar acompanhada de um aumento desses níveis nas vias secundárias. Logo, ao avaliar os efeitos de uma intervenção no sistema de transportes, faz-se necessário avaliar também as rotas concorrentes da via principal do estudo, tanto para o período entre pico quanto para o período de pico.

Figura 69 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 1B.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 70 - Mapa acústico do local 1B para o período entre pico.



Fonte: Elaborado pela autora.

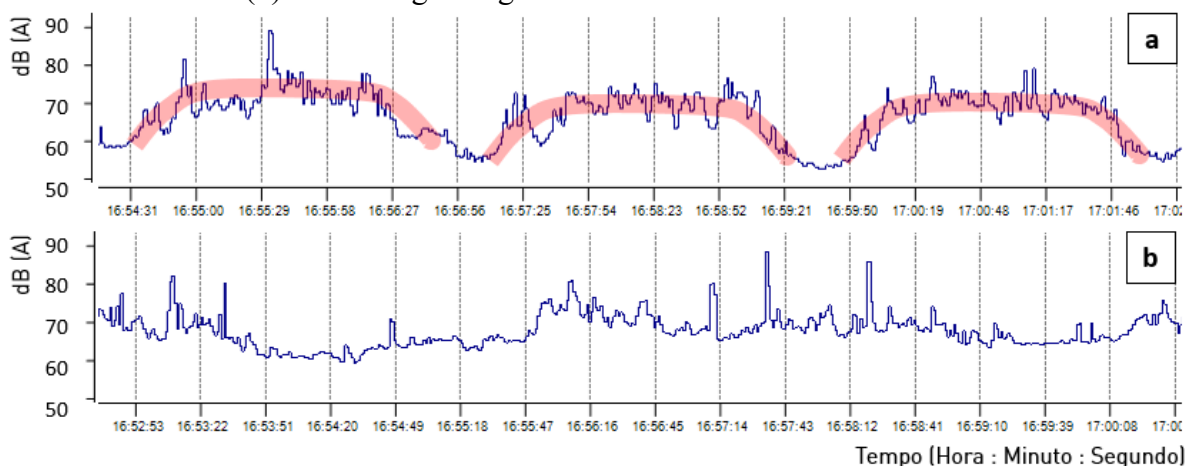
Analisando os níveis sonoros por segundo, houve também no período pico um comportamento dependente do ciclo semafórico (Figura 71a), embora o fluxo veicular não tenha brusca diminuição ao longo do ciclo devido a saturação do sistema. Os eventos intrusivos causaram maior diferença no período pico (em média 0,71 dB) do que no período entre pico (em média 0,37 dB). O ponto p8 chegou a registrar diferença de 5,8 dB quando aplicado o filtro de Ligori *et al.* (2016), sendo necessário aplicar esse filtro para a análise de desempenho dos modelos. Essa filtragem de  $L_{Aeq}$  somente ocorreu em outras três amostras desse estudo que registraram diferenças superiores a 3 dB.

Nesse ponto p8, a saturação do sistema atingiu um nível que os veículos estiveram parados com motor ligado, gerando um NPS constante em torno de 70 dB (Figura 71b). Nessa situação, houve uma maior influência de eventos intrusivos gerando um altíssimo TNI de 92,7, enquanto que, em outra medição no mesmo ponto (p8) e mesmo horário (17hs), houve um TNI um pouco menor de 72,5. Apesar dos comportamentos distintos, ambas as situações



apresentaram o mesmo valor de  $L_{Aeq}$  (71,1 e 71,2), o que demonstra a importância de analisar outros indicadores além do  $L_{Aeq}$  para melhor caracterizar o ambiente acústico.

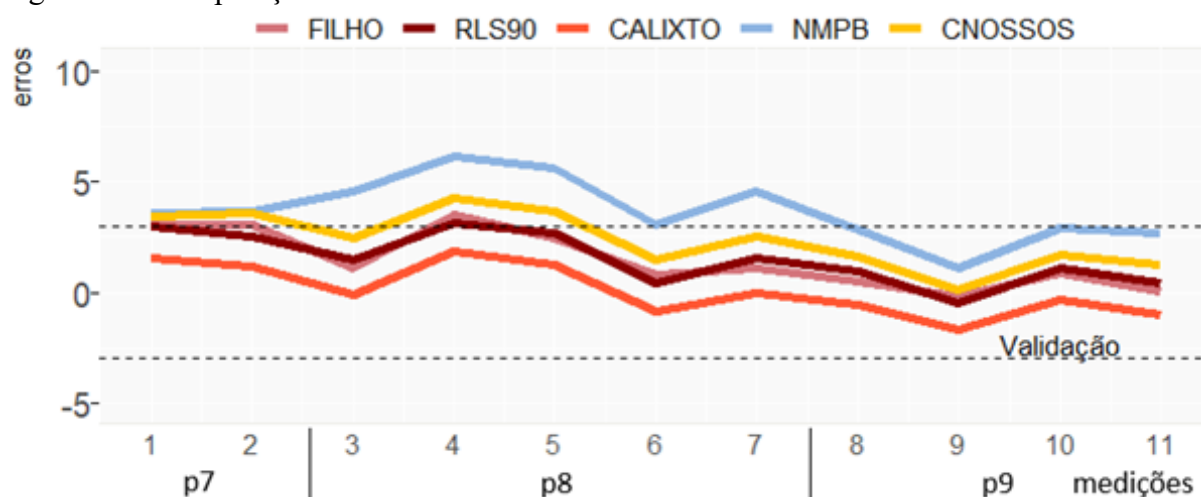
Figura 71 - Níveis  $L_{Aeq}$  registrados no ponto p8 em horário pico (a) com alta influência do ciclo semafórico e (b) com tráfego congestionado e incidência de buzinas.



Fonte: Elaborado pela autora.

O gráfico dos erros obtidos pelos modelos indica um superdimensionamento dos valores na maioria dos casos (Figura 72). Todos os modelos apresentaram normalidade no formato da distribuição dos erros e CALIXTO03, FILHO04 e RLS90 possuem boa assertividade, com média absoluta abaixo de 2 dB e E3 abaixo de 30%. Embora CNOSSOS tenha registrado E3 de 36%, registrou MAE de 2,35, ou seja, dentro da validação. Isso não ocorreu com o NMPB08, que apresentou E3 de 63% e MAE de 3,69. Logo, o NMPB08 não é recomendado em situações de tráfego congestionado, alta porcentagem de motocicletas e incidência de buzinas (ponto p8).

Figura 72 - Comparação entre modelos no local 1B.



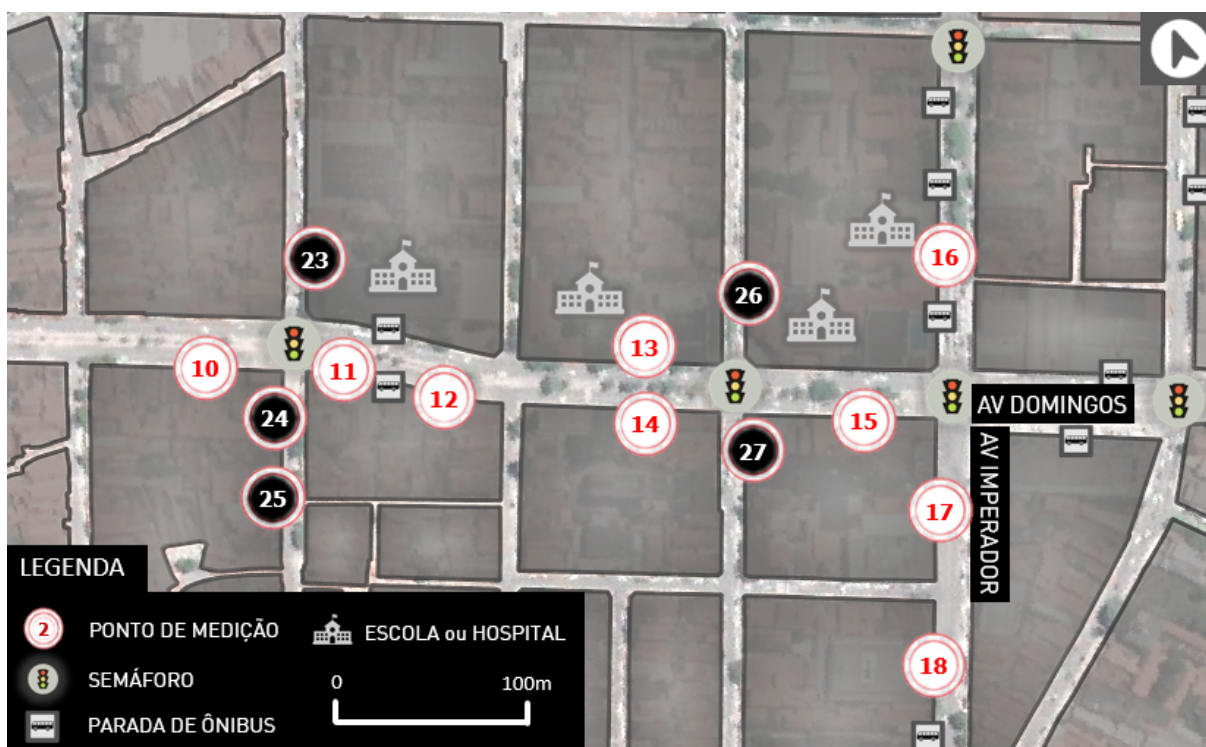
Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.3.5 Local 2 – Av. Domingos Olímpio

O entorno do local 2 possui edifícios de uso educacional, saúde e residencial, devendo possuir 60 dB no período diurno segundo a NBR 10.151 (Figura 73). Entretanto, as medições registraram, em média, 71,6 dB na Av. Domingos Olímpio (ADO) e 74,6 dB na Av. Imperador (AI). Mesmo nas vias secundárias, o  $L_{Aeq}$  foi maior que 60 dB (Figura 74). Apesar de ADO ter registrado maior volume de veículos, essa diferença no  $L_{Aeq}$  foi ocasionada pela maior porcentagem de veículos pesados na AI (12%) em comparação a ADO (6%). A frequente passagem de veículos pesados na AI causou maior amplitude no padrão dos níveis sonoros em cada ciclo semafórico, gerando 80 dB no início de cada ciclo, quando os veículos pesados estavam em aceleração devido a abertura do semáforo (Figura 75).

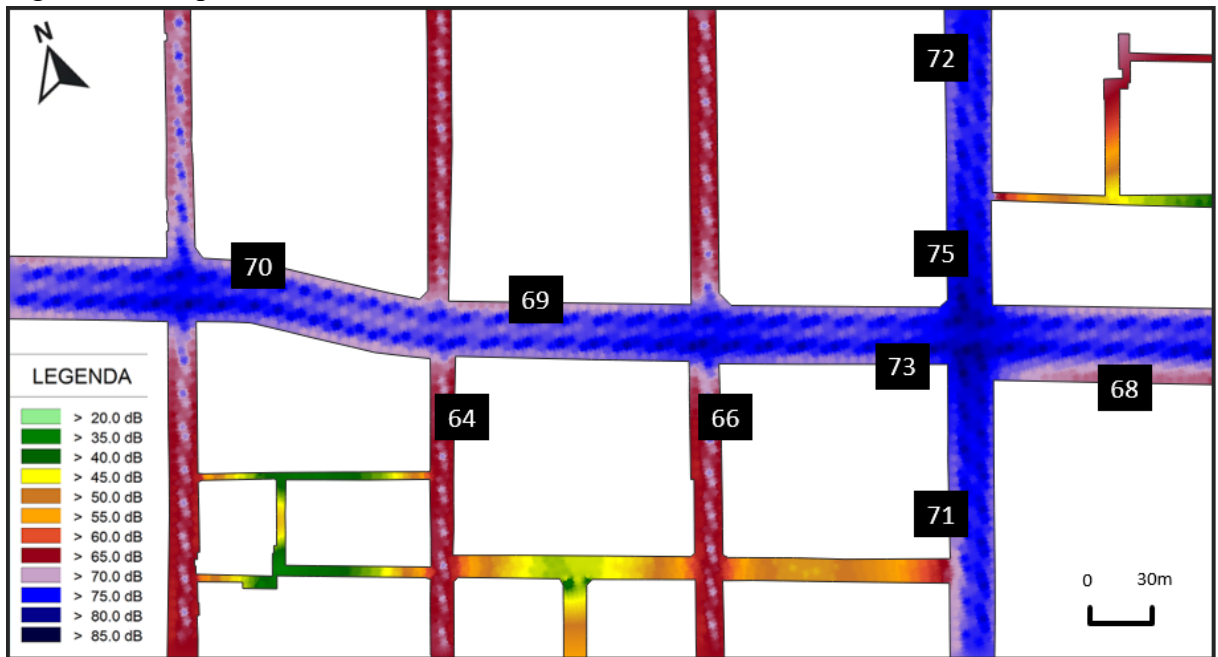
Dentre os modelos analisados, FILHO04, NMPB08 e CNOSSOS apresentaram boa assertividade dos dados (Figura 76). Já os modelos RLS90 e CALIXTO03 registraram bom desempenho na Av. Domingos Olímpio, mas subdimensionam o  $L_{Aeq}$  na Av. Imperador (p16, p17 e p18). Assim, esses modelos aplicados no procedimento proposto não são recomendados em situações de avaliação do sistema de transporte público, já que essa situação envolve vias com alto fluxo de veículos pesados.

Figura 73 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 2.



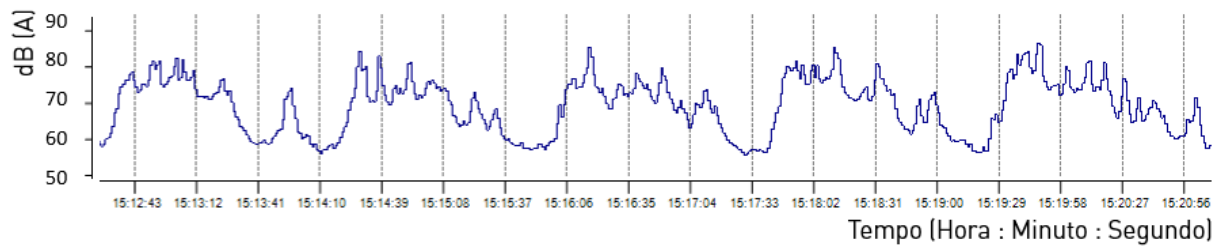
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 74 - Mapa acústico do local 2.



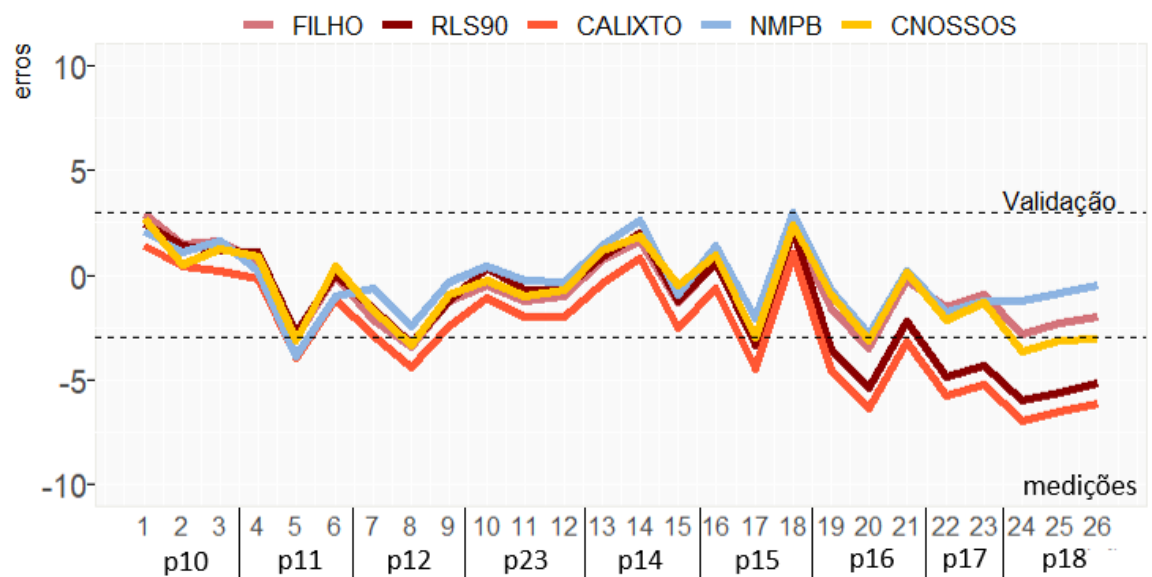
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 75 - Níveis LAeq registrados por segundo no ponto p17.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 76 - Comparação entre modelos no local 2.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.3.6 Local 3 – Av. Humberto Monte

Na Avenida Humberto Monte foram escolhidos dois locais para avaliar a influência das condições de tráfego nos níveis de ruído (Figura 77). O primeiro localiza-se próximo a uma interseção semaforizada (p30) e o segundo localiza-se onde os veículos já trafegam em fluxo livre (p28 e 029). Cabe salientar que essas medições ocorreram em diferentes épocas do ano e horários, sendo no ponto p30 realizadas entre 12:00 e 13:00hs (entre pico) em outubro de 2018, enquanto no dos pontos p28 e p29 entre 17hs e 18hs (pico) em junho de 2019. Apesar disso, a comparação foi considerada válida já que não ocorreram grandes interferências no sistema viário do local.

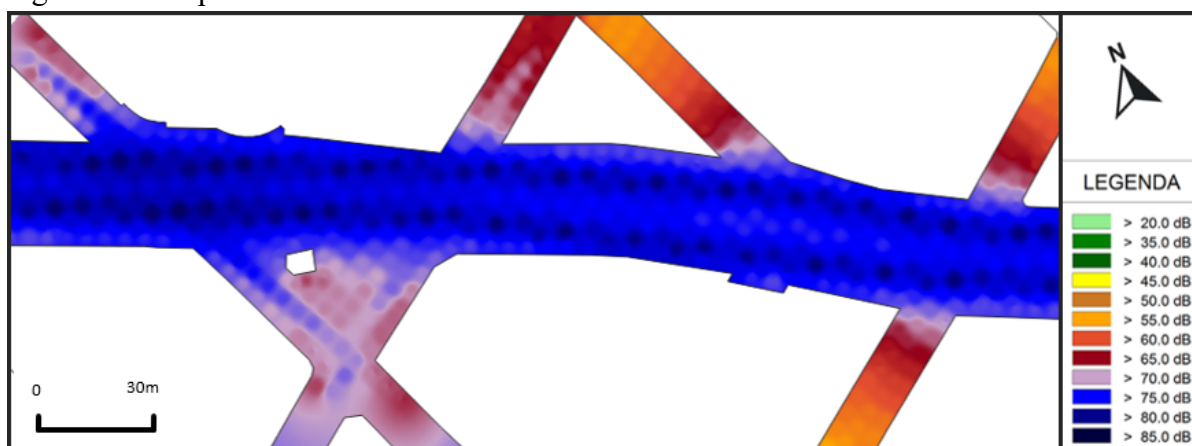
No ponto p30 foi registrado, em média,  $L_{Aeq}$  72,6 dB enquanto que nos pontos p28 e p29 foi registrado 74,4 dB. O mapa acústico (Figura 78) indica que, na praça onde foi medido o ponto p30, houve altos níveis  $L_{Aeq}$  entre 65 e 70 dB, o que pode implicar em problemas de saúde aos frequentadores do local. Também foi registrado um alto TNI de 85 dB em ambas as situações analisadas, o que pode estar relacionado a semelhante composição de tráfego, com 7% de veículos pesados e 20% (p30) e 30% (p28 e p29) de motocicletas. Em todas as situações foi registrada baixa presença de eventos intrusivos. Devido a essas semelhanças, há indícios que a diferença do  $L_{Aeq}$  foi ocasionada pelo maior volume de veículos nos pontos em p28 e p29, com 4000veic/h, enquanto que em p30 foi registrado 2700 veic/hora. Além disso, os veículos em p28 e p29 trafegavam em velocidades maiores que em p30, onde eles ainda estão em regime de aceleração devido ao semáforo.

Figura 77 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 3.



Fonte: Elaborado pela autora.

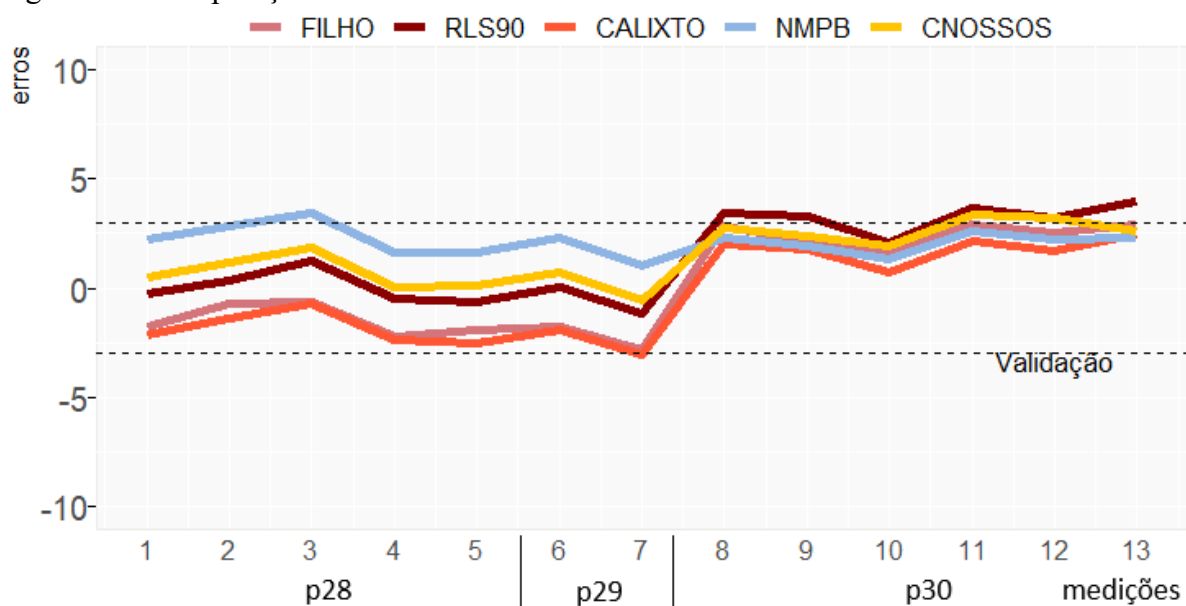
Figura 78 - Mapa acústico do local 3.



Fonte: Elaborado pela autora.

Na modelagem foi considerado o mesmo valor de velocidade pois trata-se de um Mapa Estratégico de Ruído, ou seja, os dados de entrada são mais generalistas que uma análise em microescala. Analisando o desempenho dos modelos, percebe-se grande diferença entre as duas situações avaliadas (Figura 79). CNOSSOS e RLS90 apresentaram ótimo desempenho na situação de fluxo livre (p28 e p29), mas no ponto próximo a interseção semaforizada (p30) todos os modelos superdimensionaram os valores LAeq. O RLS90 registrou E3 maior que 38,4%, embora a média absoluta dos erros tenha sido menor que 3 dB. Todos os valores de FILHO04 foram registrados dentro da zona validação, mas devido a não-normalidade dos erros esse resultado pode não ser significativo. Apesar dessas considerações, todos os modelos são recomendados para ambas as situações em análise.

Figura 79 - Comparação entre modelos no local 3.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.3.7 Locais 4 – Rua Padre Valdevino

Foram escolhidos sete pontos ao longo de 1,7 km nas ruas Padre Valdevino (PV) e Costa Barros (CB) para avaliar também possíveis diferenças entre densidades edificadas e largura da via (Figura 80 e Figura 85). Na via PV, o ponto 31 foi caracterizado como Cânion Urbano, com H/L de 0,5. Esse ponto registrou, em média, um  $L_{Aeq}$  de 73,14 dB enquanto que os outros pontos da via registraram  $L_{Aeq}$  médio de 70,88 dB. Como o volume de veículos nesse ponto foi semelhante ao volume médio da via, há indícios que essa diferença tenha ocorrido devido aos efeitos de reflexão da onda sonora, como aponta a literatura (PENTEADO, 2018).

Para avaliar o efeito de acelerações e desacelerações de veículos nos locais 4 e 5, foram realizadas medições durante o período de pico do tráfego. Na via PV, a restrição de circulação de veículos leves na faixa exclusiva de ônibus causou uma redução no volume de veículos nessa via, sendo registrados em média 990 veic/h, enquanto na CB foram registrados 1410 veic/h nos mesmos horários. Apesar disso, ambos os locais apresentaram  $L_{Aeq}$  médio de 72,7 dB, o que está acima dos 60 dB permitidos pela NBR 10151. Como limitação desse estudo, os mapas sonoros obtidos não refletem as realidades desses locais, já que não foram obtidos dados das vias secundárias e os mapas acústicos possibilitam apenas uma avaliação do efeito isolado do ruído gerado por essas vias no entorno.

Figura 80 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 4

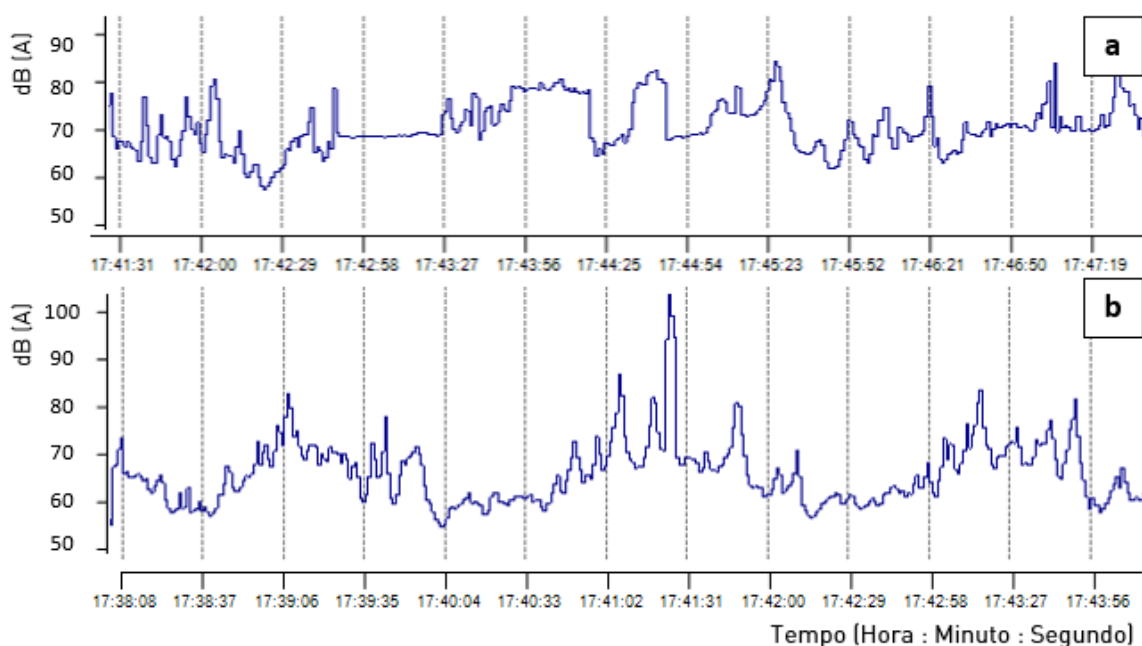


Fonte: Elaborado pela autora.

Analisando o sinais sonoros da rua PV, os congestionamentos mais intensos ocorreram entre 17:30 e 18:30. Os sons intrusivos advindos de buzinas não foram tão impactantes nos níveis sonoros como na Avenida Bezerra de Menezes (local 1b), o que pode estar relacionado a uma porcentagem de motocicletas menor que nesse local (25%). Como todos

os pontos localizam-se antes do semáforo em relação ao sentido único das vias, houve forte influência do ruído do motor dos veículos. Na Figura 81a, o período de 10 segundos com NPS em torno de 80 dB representam veículos pesados parados, enquanto que NPS constantes com aproximadamente 70 dB representam os veículos leves parados. Alguns registros feitos de ônibus parados e ônibus em desaceleração indicaram, em média, NPS de 79,4 dB e 81,2 dB, respectivamente (Apêndice E). Em um desses registros (ponto p4), um ônibus desacelerando causou 104 dB de um som bastante agudo, provavelmente de alto espectro de frequência (Figura 81b). Além de evidenciar o impacto dos veículos pesados nos elevados níveis sonoros, esses resultados alertam para o grande impacto do estado de conservação e idade da frota dos veículos nos níveis sonoros.

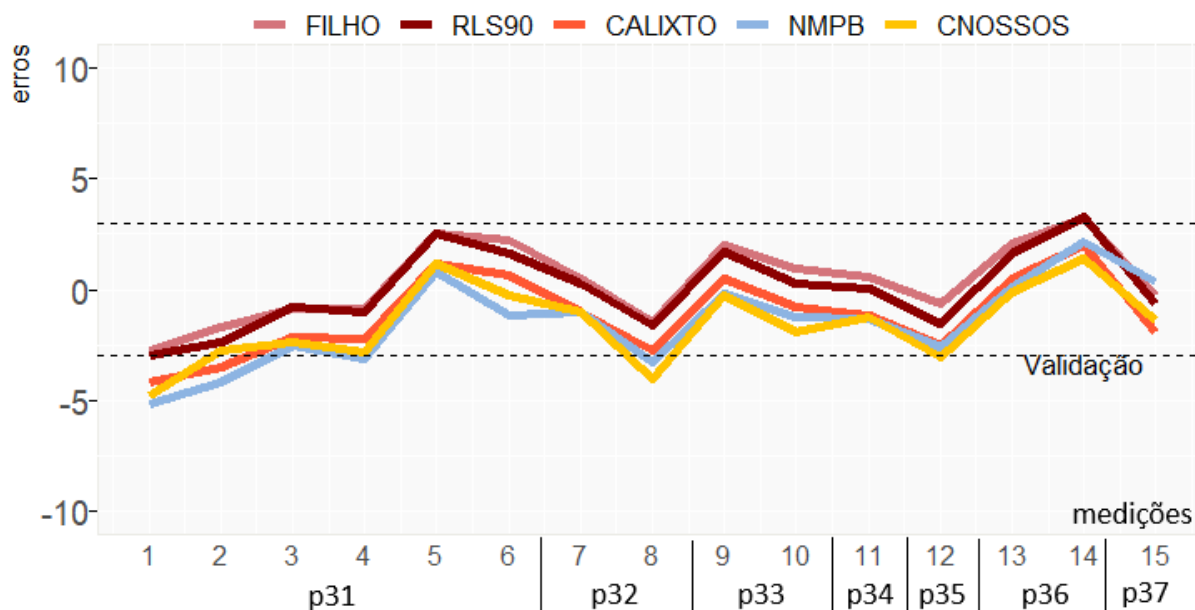
Figura 81 - Sinais sonoros (a) no ponto p31 com veículos leves e pesados em estado parado e (b) no ponto p34 com passagem de veículo pesado em desaceleração.



Fonte: Elaborado pela autora.

O desempenho dos modelos foi bastante semelhante na rua PV e todos se adequaram aos requisitos de validação estabelecidos (Figura 82). Apesar do bom resultado, houve divergência do comportamento do local 1B, o que indica a necessidade de estudos mais aprofundados sobre o impacto de motocicletas e buzinas durante congestionamentos.

Figura 82 - Comparação entre modelos no local 4.



Fonte: Elaborado pela autora.

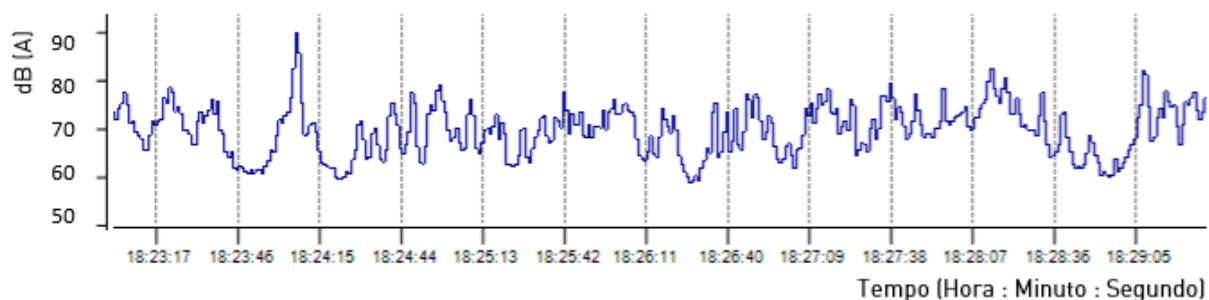
#### 4.3.8 Local 5 – Rua Costa Barros

A Rua Costa Barros registrou, em média, a segunda maior relação entre veículos por hora por faixa de tráfego (veic/h/f), com 705veic/h/f, atrás apenas do local 6 cuja relação é 774 veic/h/f. Em termos comparativos, o local 1 registrou apenas 400veic/h/f e o local 2 registrou 300 veic/h/f. Isso demonstra o fluxo intenso de veículos durante a hora pico analisada. Outra característica registrada nessa via foram os estacionamentos e recuos frontais de edifícios que ocasionaram maior variabilidade no perfil edificado da região (Figura 55). No ponto p42 havia um hospital com recuo frontal, sendo esse também o único ponto desse local que não possuía semáforo próximo.

Os sinais sonoros de fato indicaram que não haver influência de ciclos semafóricos (Figura 83), mas isso não ocasionou uma redução do  $L_{Aeq}$ . Com o volume de veículos foi semelhante a média dos outros pontos medidos nesse local, as duas medições em p42 registraram 72,5 dB e 72,8 dB, não diferindo portanto da média de 72,7 dB. Isso é um indicio que, em situações de fluxo intenso de veículos, os efeitos de acelerações e desacelerações ocasionados pelos semáforos são tão impactantes quanto os efeitos dos veículos trafegando constantemente em baixas velocidades.



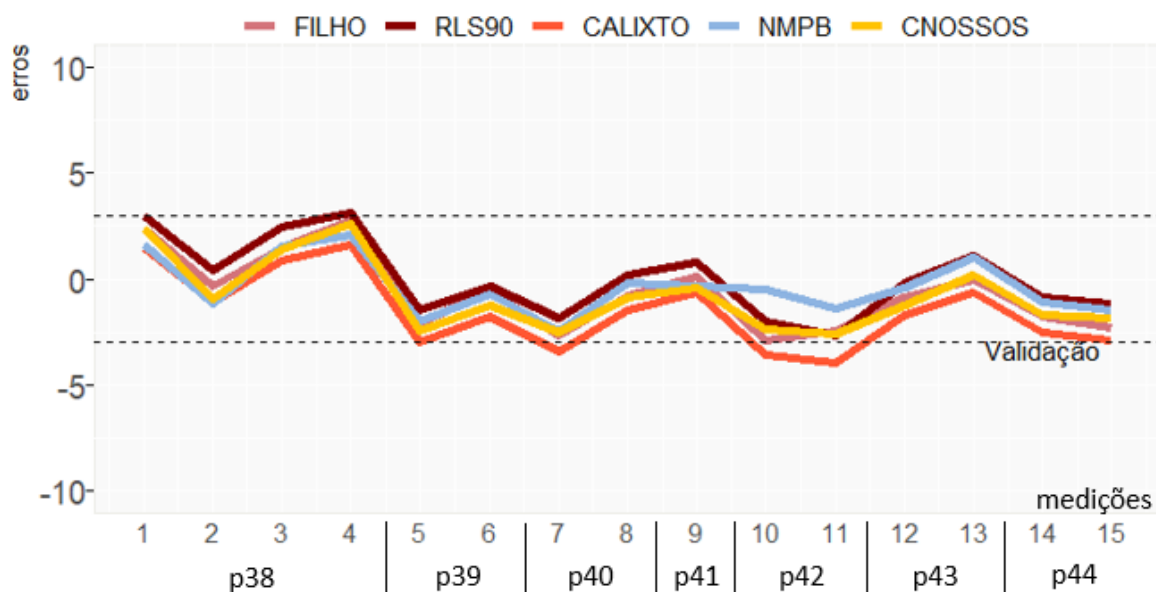
Figura 83 - Sinais sonoros por segundo entorno do ponto p42 no local 5.



Fonte: Elaborado pela autora.

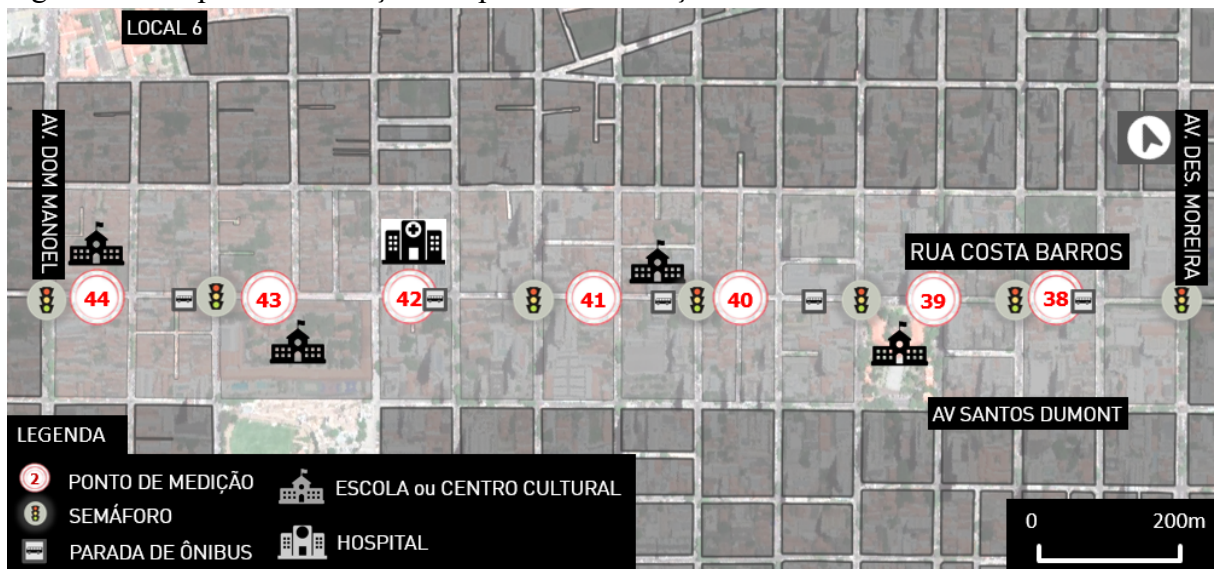
O mapa acústico do entorno do ponto p42 indica nível sonoro de 64 dB a 2m da fachada do hospital, o que ultrapassa os 60 dB definidos pela norma brasileira (Figura 86). Outro ponto relevante foi o p39, que possui uma praça bastante utilizada na região (Figura 87). Considerando apenas o impacto da rua CB, o mapa indica nível sonoro de 60 dB em uma zona próxima a edificação da praça, sendo esse um potencial espaço público de conforto acústico para as pessoas. Por outro lado, na região mais próxima da rua CB, os níveis sonoros chegam a 68 dB e 71 dB. O modelo CNOSSOS que foi utilizado para elaboração dos mapas não apresentou distribuição normal dos erros, mas todos os 15 pontos medidos estão dentro da zona de validação e o erro absoluto médio foi de 1,64 dB. Considerando esses bons resultados, todos os modelos se adequaram aos requisitos de validação estabelecidos (Figura 84).

Figura 84 - Comparação entre modelos no local 5.



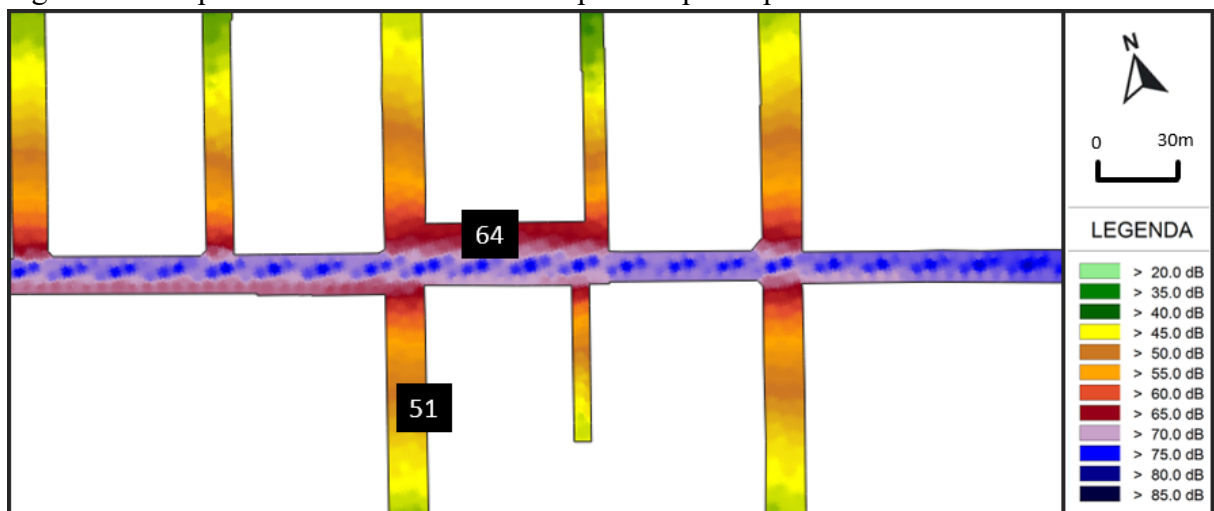
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 85 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 5



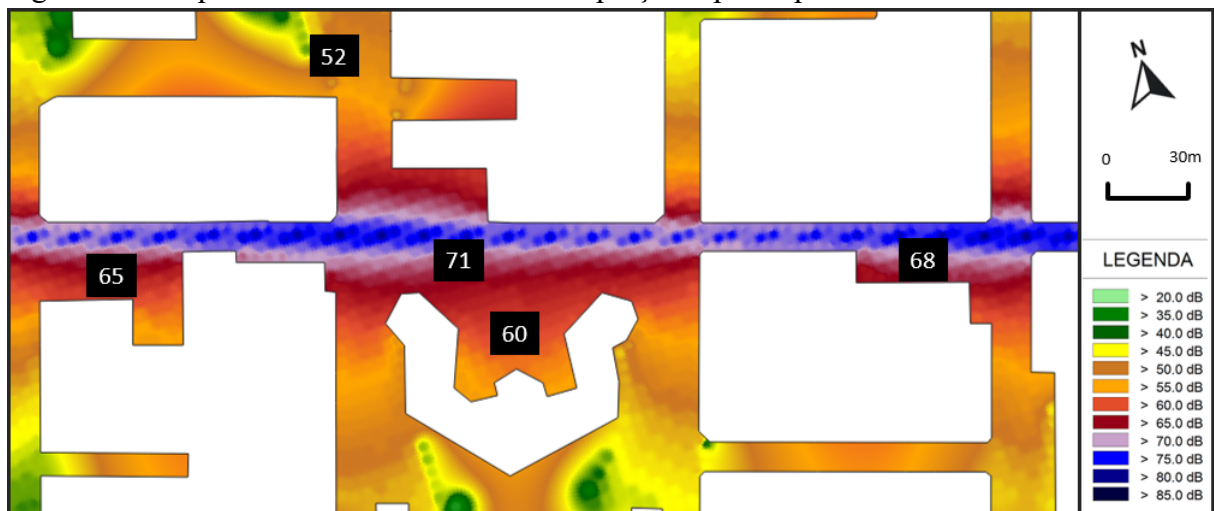
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 86 - Mapa acústico do entorno de hospital no ponto p42 no local 5.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 87 - Mapa acústico do entorno de uma praça no ponto p39 no local 5.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.3.9 Local 6 – Rua Monsenhor Tabosa

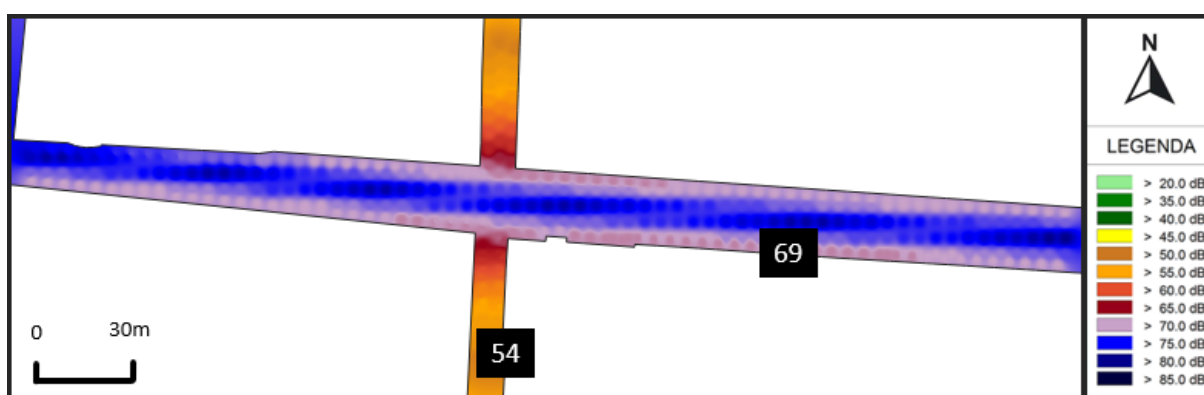
Os locais de medição na rua Monsenhor Tabosa localizam-se próximos a um grande centro cultural da cidade, o que caracteriza a área com predominância de atividades culturais, lazer e turismo (Figura 88). A NBR 10.151 define níveis máximos de 65 dB para esse tipo de zona, mas as medições registraram, em média,  $L_{Aeq}$  de 72,3 dB (Figura 89) e um dos maiores TNI's em relação as outras localidades, em média 88,3. Isso ocorreu mesmo com a baixa velocidade de veículos e a baixa porcentagem de veículos pesados. Com isso, além do pavimento intertravado, há indícios que os altos níveis sonoros também tenham sido ocasionados pelo efeito de reflexões nas fachadas das edificações. Isso porque a via possui relação H/L maior que 0,5, o que a classifica como cânion urbano médio.

Figura 88 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 6.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 89 - Mapa acústico do local 6.

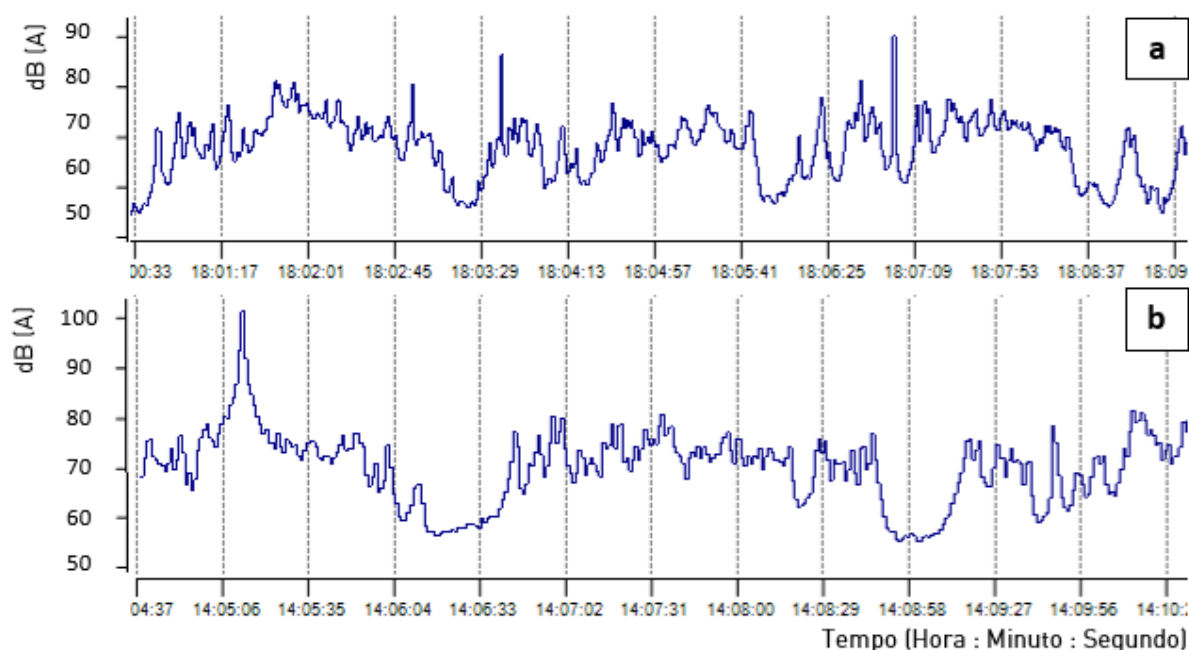


Fonte: Elaborado pela autora.

Algumas medições que apresentaram menor volume de veículos indicaram pouca dependência dos níveis sonoros com os ciclos semafóricos. Observou-se também que no horário

noturno (após as 18hs) houve uma tendência de motocicletas buzinaem em locais próximos à interseção que não possui semáforo, entre os pontos p45 e p46. Isso pode ser entendido como um fator de segurança para os motociclistas devido a menor visibilidade dos outros veículos durante o período noturno. Como consequência, houveram alguns picos sonoros durante todas as medições nesse período (Figura 90a). Uma das medições no ponto p45 registrou  $L_{Aeq}$  de 76,7 dB, superando inclusive o seu índice L10. Isso ocorreu devido a passagem de uma ambulância, que gerou mais de 100 dB (Figura 90b). Esse evento não foi detectado pelo filtro de Ligori já que, diferente das buzinas da situação anterior, não houve diferença por segundo maior que 10 dB.

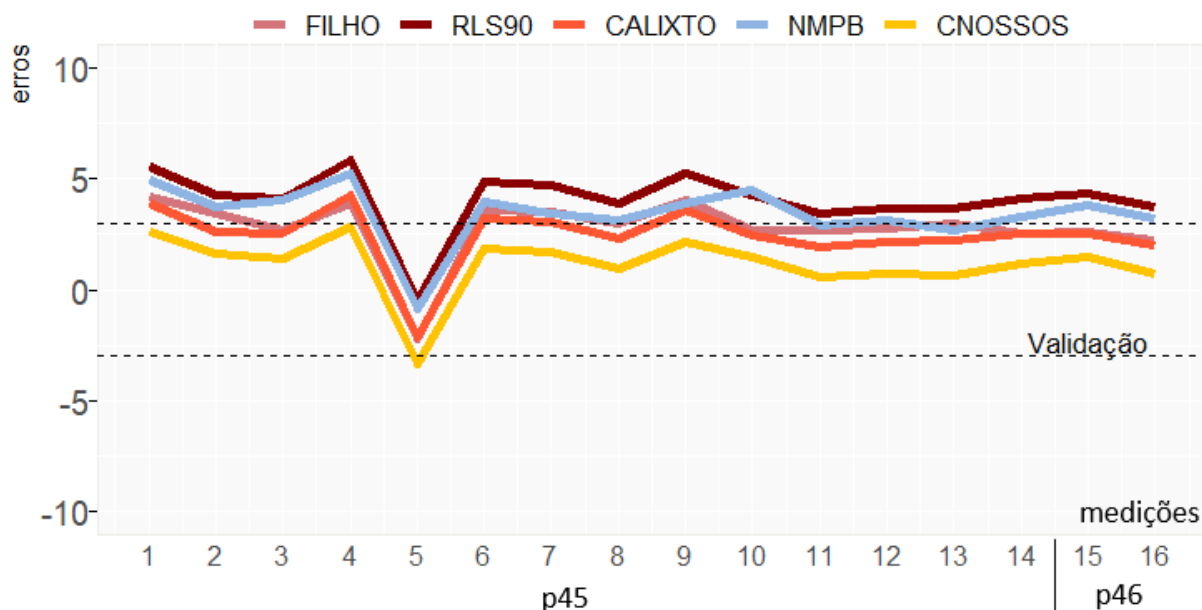
Figura 90 - Sinais sonoros por segundo no ponto p45 do local 6 com (a) buzinas de motocicletas e (b) passagem de veículo pesado em desaceleração.



Fonte: Elaborado pela autora.

Analisando o gráfico das modelagens (Figura 91) observa-se a divergência entre a medição com passagem de ambulância (Figura 90b) e as outras medições, o que causou não-normalidade dos erros ( $p\text{-valor} < 0,05$ ) em todos os modelos. Devido a isso, esse evento foi considerado outlier e, com sua exclusão, o  $L_{Aeq}$  nesse ponto passou a ter 71,9 dB e os erros dos modelos passaram a seguir distribuição normal. Analisando os dados corrigidos, o modelo CNOSSOS apresentou ótimos resultados, com E3 de 0%, e o modelo CALIXTO03 teve erros dentro dos critérios de validação, com E3 de 31%. Os outros modelos não são recomendados para esse tipo de pavimento.

Figura 91 - Comparação entre modelos no local 6 sem filtragem de outlier.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.3.10 Local 7 – Via Interna Campus PICI/UFC

Foram escolhidos dois pontos de medição no campus do PICI da Universidade Federal do Ceará. O p47 localiza-se em frente ao bloco da Engenharia Civil (EC), que faz frente para a principal avenida com duas faixas em cada sentido de tráfego. Já o p48 localiza-se próximo ao Departamento de Engenharia de Transportes e a via mais próxima possui duas faixas e sentido único de tráfego (Figura 92). No ponto p47, o mapa acústico indica ruído externo ao bloco da EC entre 50 dB e 55 dB, obedecendo os limites da legislação, embora uma das fachadas do bloco esteja exposta a níveis superiores a 55 dB (Figura 93). No p48, somente duas fachadas de edifícios próximos a via superam esse valor (Figura 94). Cabe salientar que a maioria das medições ocorreu entre 7:00 e 8:00hs devido ao maior volume de veículos, ou seja, fora dos períodos principais de aulas (8hs às 12hs e 14hs às 18hs). Nos horários de aula, o baixo e esporádico fluxo de veículos e a baixa porcentagem de veículos pesados (2%) atenuam o problema do ruído de tráfego no campus.

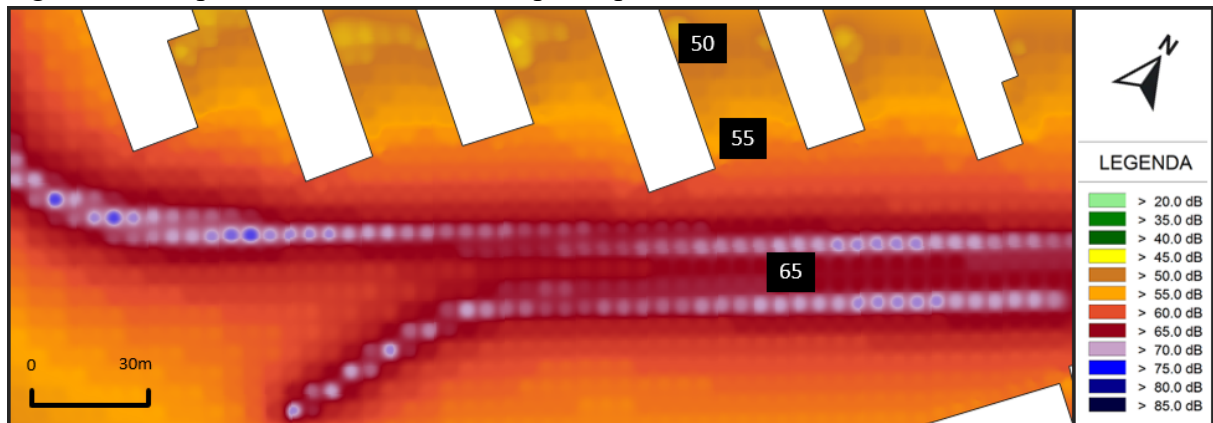
Os sinais sonoros indicam que, independentemente da hora medida, houve uma maior amplitude do NPS no p48 (Figura 95). Nesse ponto, o NPS variou entre 45 dB e 80 dB, enquanto que no p7 houve uma variação entre 50 e 75 dB. Isso pode ser explicado pela maior velocidade dos veículos no ponto p48, já que a literatura indica haver uma relação direta desse atributo. Apesar disso, não foi registrada marcante diferença entre as velocidades nesses pontos, sendo utilizado o mesmo valor de 30km/h nas modelagens.

Figura 92 - Mapa de localização dos pontos de medição do local 7.



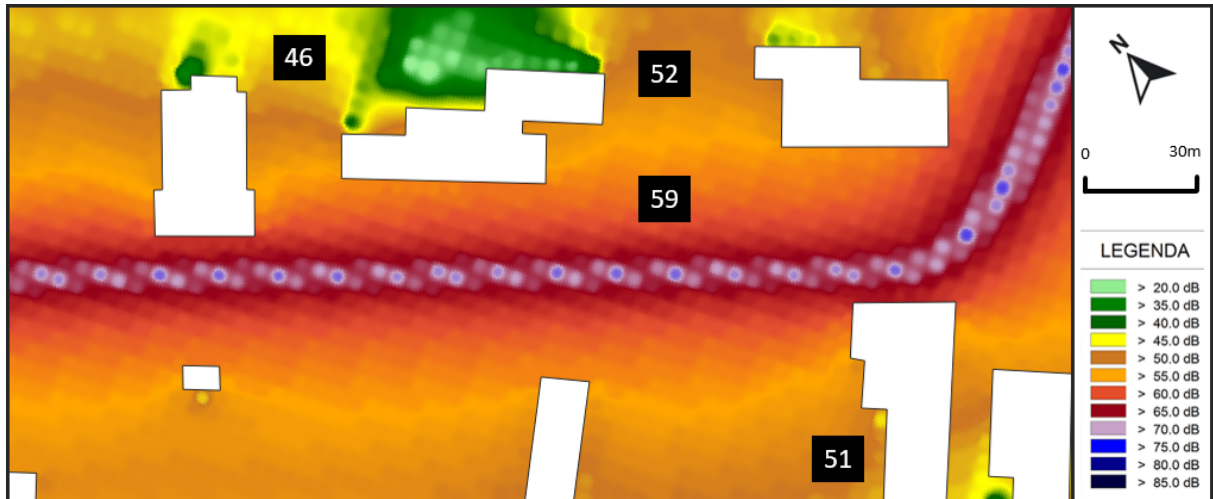
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 93 - Mapa acústico no entorno do ponto p47 no local 7.



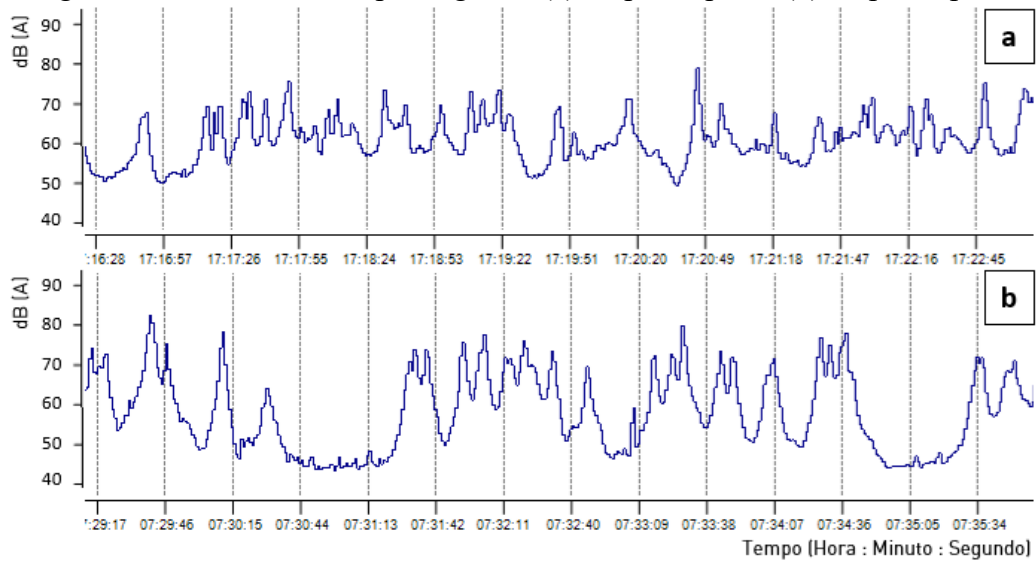
Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 94 - Mapa acústico no entorno do ponto p48 no local 7.



Fonte: Elaborado pela autora.

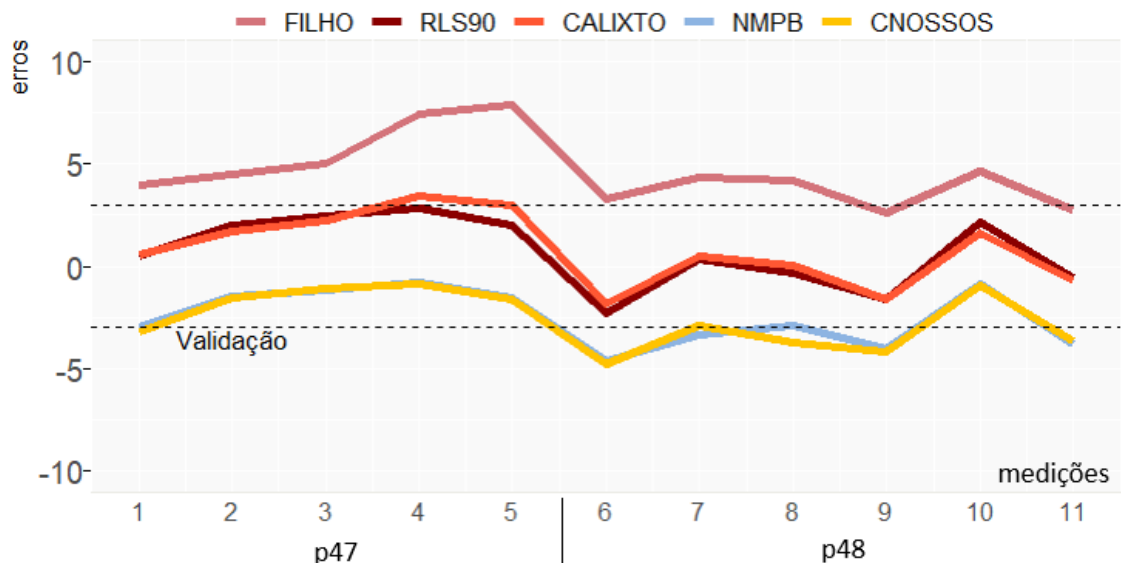
Figura 95 - Sinais sonoros por segundo (a) no ponto p47 e (b) no ponto p48.



Fonte: Elaborado pela autora.

Apesar da diferença de comportamento entre as duas situações analisadas, a modelagem foi semelhante em todos os pontos (Figura 96). Somente CALIXTO03 e RLS90 apresentaram bons desempenhos, enquanto CNOSSOS e NMPB08 subdimensionam os níveis  $L_{Aeq}$  e FILHO04 causou superdimensionamento dos valores. Com isso, dentre todos os aspectos avaliados, locais com pavimento paralelepípedo são os únicos em que não se recomenda o uso do modelo CNOSSOS. O mal desempenho dos modelos em ao menos um dos locais 6 e 7 indica que existem significantes diferenças entre as atenuações sonoras dos pavimentos brasileiros e europeus, onde os modelos foram formulados. Isso evidencia a necessidade de formulação de base local com dados do desempenho acústico de diferentes tipos de pavimentos.

Figura 96 - Comparação entre modelos no local 7.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.4 Conclusões

Nesse artigo foi realizada a validação e a análise de desempenho de modelos preditivos de ruído de tráfego urbano utilizando um algoritmo desenvolvido no *software* QGIS. Para isso, foram medidos os níveis sonoros em 48 pontos distribuídos em 7 diferentes vias da cidade de Fortaleza e identificadas algumas relações entre os níveis Leq, L10 e L90 e os atributos urbanos e de tráfego viário. Os níveis sonoros medidos foram comparados com modelos determinísticos internacionais (RLS90, CNOSSOS e NMPB08) e modelos estocásticos nacionais (CALIXTO03, FILHO04 e PAZ10). Como critério de validação preconizou-se que 32% dos erros fossem menores que 3 dB (E3) e a média (ME), a média absoluta (MAE) e o desvio padrão dos erros fossem menores que esse erro crítico.

O modelo CNOSSOS apresentou o melhor resultado e foi utilizado para os mapeamentos sonoros dos locais de estudo, o que possibilitou a análise do ambiente acústico em pontos que não foram medidos. Em locais públicos abertos, o mapeamento identificou zonas com baixos níveis de ruído, como uma praça no local 5, mas também zonas cuja exposição prolongada pode causar efeitos negativos na saúde humana, como uma praça no local 3. Dentre todos os locais analisados, somente as vias de menor fluxo (vias secundárias e local 7) apresentaram níveis sonoros nas calçadas abaixo de 70 dB. Isso demonstra a poluição sonora que a população está exposta e reforça a necessidade de diagnósticos para proposições de soluções.

A alteração da equivalência de motocicletas em veículos leves (FatorK) nos modelos melhorou a assertividade apenas do NMPB08. Isso porque esse modelo subdimensionava os níveis  $L_{Aeq}$ , logo a transferência da quantidade de motos para os veículos pesados ocasionou uma melhora na assertividade do  $L_{Aeq}$ . Já no modelo FILHO04, a alteração no FatorK piorou os resultados e no LRS90 e CALIXTO03 não houve diferença significativa. Apesar da divergência sobre o efeito da alteração do FatorK nos modelos, os resultados indicam que valores intermediários de 0,4, 0,87 e 0,98 podem ocasionar melhores resultados que os valores extremos 0 (padrão dos modelos) e 1 (todas as motos são consideradas veículos pesados), sendo importante considerá-los no processo de validação dos modelos.

Quanto ao desempenho dos modelos nacionais, CALIXTO03 e FILHO04 foram mais assertivos que o RLS90 nos principais parâmetros E3 e MAE. Embora tenham sido desenvolvidos em cidades no sul do Brasil, os resultados indicam que as diferenças dessas cidades em relação a Fortaleza ocasionam menor impacto na modelagem do que as diferenças entre Fortaleza e as cidades europeias. Isso reforça a importância do desenvolvimento e



uniformização de modelos adaptados aos contextos urbanos brasileiros. Por outro lado, o modelo linear PAZ10 apresentou resultados muito divergentes dos demais, o que está relacionado ao fato que a correlação entre “fluxo” e  $L_{Aeq}$  medidos em campo foi menor que a correlação entre “log10 do fluxo” e o  $L_{Aeq}$ . Isso indica uma limitação de modelos lineares quando aplicados no procedimento proposto.

Os modelos foram menos assertivos em vias estreitas e com baixo fluxo de veículos. Esse fato já foi reportado na literatura e ocorre porque originalmente os modelos foram desenvolvidos para rodovias e grandes avenidas, que possuem um alto fluxo de veículos. Outro fator que gerou menor desempenho foi o pavimento ser diferente do asfáltico. Os locais com pavimento intertravado e paralelepípedo (6 e 7) apresentaram alto TNI em relação ao  $L_{eq}$ , mesmo os veículos trafegando em menor velocidade, o que é indicativo de maior incômodo na população. Em ao menos um desses locais houve superdimensionamento dos modelos, o que indica haver uma limitação do procedimento proposto na modelagem de pavimentos diferentes do asfáltico.

Em relação aos atributos de tráfego, observou-se que na situação de tráfego congestionado (locais 4 e 5) todos os modelos validados obtiveram bons resultados. Já na situação com tráfego congestionado, alta porcentagem de motocicletas e forte presença de buzinas (local 1B), os modelos CNOSSOS e NMPB08 superdimensionaram os valores. Em alguns pontos com  $L_{Aeq}$  semelhante, o TNI foi mais alto nas situações com alta incidência de buzinas. Apesar disso, não foi encontrada correlação entre a porcentagem de motocicletas e os níveis L10, TNI e o filtro de eventos intrusivos que representam as buzinas. Nas vias secundárias, veículos pesados em mal estado de conservação e desacelerando registraram os maiores níveis de ruído, mas não foi encontrada correlação entre o L10 ou TNI e a porcentagem de veículos pesados.

As divergências encontradas sobre os atributos de tráfego carecem uma análise mais profunda em trabalhos futuros. Apesar disso, os locais desse estudo foram considerados representativos dos atributos avaliados nos modelos, podendo-se concluir que RLS90, CNOSSOS, NMPB08, CALIXTO03 e FILHO04 são recomendados para áreas urbanas, com ressalvas para as situações pontuais apresentadas. Além disso, a ferramenta de mapeamento desenvolvida é capaz de produzir bons resultados com os modelos analisados, sendo uma informação visual de mais fácil compreensão para o público.

## 5. CONCLUSÃO

Essa pesquisa apresentou o desenvolvimento e aplicação de um procedimento de mapeamento de ruído de tráfego rodoviário em áreas urbanas. No Artigo 1 foi apresentada a base teórica sobre atributos, modelos, *softwares* e validação da modelagem. O Artigo 2 apresentou a formulação pretendida e sua aplicação em diversos ambientes simulados hipotéticos. Finalmente, o Artigo 3 apresentou uma validação do procedimento para a cidade de Fortaleza, destacando ainda o fenômeno do ruído de tráfego na cidade e o desempenho dos modelos analisados. O objetivo principal da pesquisa foi alcançado devido aos bons resultados obtidos com a modelagem em SIG Livre, que utiliza base de dados integrada, não implica em custos de utilização e promove o compartilhamento de dados com a comunidade de desenvolvedores. A seguir seguem as respostas obtidas às questões levantadas:

- Como ferramentas de baixo custo e acesso aberto podem ser utilizados no mapeamento de ruído?

No artigo 1 foram exemplificados plugins desenvolvidos para *softwares* SIG com auxílio de linguagens de programação que possuem acesso aberto. Alguns códigos estão disponíveis no GitHub, onde colaboradores do mundo todo podem sugerir melhoramentos.

- Quais *softwares* podem ser utilizados na modelagem do ruído de tráfego?

Foram identificados *softwares* comerciais especializados na modelagem acústica, como Cadna-A, Soundplan e Predictor e *Softwares* SIGs como o ArcGis, QGIS e OrbisGis. Apesar das várias possibilidades, todos esses programas exigem um conhecimento técnico considerável para manipulação da base de dados, o que dificulta a disseminação e utilização sistemática dessa ferramenta no planejamento urbano.

- Quais são os modelos preditivos utilizados?

Foram indicados os principais modelos determinísticos utilizados no Brasil: NMPB, CRTN, CNOSSOS, ISO9613 e, principalmente, o RLS90. Também foram apresentados modelos estocásticos formulados por pesquisas internacionais e nacionais, como PAZ10, CALIXTO03 e FILHO04.

- Quais fatores influenciam a emissão e propagação do ruído de tráfego rodoviário em meio urbano?

No artigo 1 foram identificadas alguns dos principais estudos sobre o tema, que foram relacionados com dados medidos no artigo 3 para a cidade de Fortaleza. A maioria das relações encontradas entre os níveis sonoros e atributos como volume e velocidade de veículos, porcentagem de veículos pesados, altura de edificações e tipo de pavimento estão de acordo com a literatura. Por outro lado, foram encontradas relações divergentes em situações de tráfego congestionado, onde alguns estudos apontam haver diminuição dos níveis  $L_{Aeq}$  devido às baixas velocidades de veículos. No presente estudo, locais com tráfego saturado apresentaram  $L_{Aeq}$  semelhantes aos demais locais e, em alguns desses casos, houve maiores valores de TNI, indicando um potencial incômodo causado pelo ruído de tráfego. Em alguns casos, esse aspecto foi explicado pela alta porcentagem de motocicletas, o que levou ao aumento de eventos sonoros caracterizados como buzinas.

- Qual o desempenho de modelos preditivos quando aplicados em diferentes contextos?

No artigo 3, a utilização do procedimento proposto no artigo 2 possibilitou a comparação de diferentes modelos nas vias analisadas na cidade de Fortaleza. Os modelos CNOSSOS, NMPB08, RLS90, CALIXTO03 e FILHO04 foram validados considerando todas as 170 amostras, mas o modelo PAZ10 obteve resultados muito divergentes dos demais, o que indica uma limitação de modelos lineares quando aplicados no procedimento proposto. Para os modelos validados, foram sugeridas recomendações de uso no procedimento proposto (Apêndice D). A alteração da equivalência de motocicletas em veículos leves (FatorK) nos modelos não resultou em uma melhora em todos os modelos. Apesar disso, a contribuição desse resultado é que valores intermediários podem ocasionar melhores resultados que apenas considerar valores extremos (0 ou 1). Ressalta-se que esse método gera incertezas sobre os reais impactos de cada atributo na modelagem urbana, já se tratam de aproximações.

- Modelos nacionais apresentam melhor adequação na modelagem de cidades brasileiras?

As equações dos modelos estocásticos brasileiros foram implementadas no modelo alemão RLS90, que foi desenvolvido com condições de contorno semelhantes. Os modelos CALIXTO03 e FILHO04 apresentaram melhor assertividade que o RLS90, mesmo tendo sido desenvolvidos em cidades no sul do Brasil, que possuem distintas condições de tráfego que a cidade de Fortaleza. Isso reforça a importância do desenvolvimento e uniformização de modelos adaptados aos contextos urbanos brasileiros.

## 5.1 Recomendações para Trabalhos Futuros

Foram encontrados na revisão bibliográfica poucos estudos brasileiros que utilizam mapeamento com SIG, embora tenha-se percebido uma tendência de utilizar esses *softwares* em estudos internacionais. O procedimento proposto de mapeamento carece ainda de melhoramentos como a modelagem 3D e a consideração dos efeitos de difração da onda sonora e múltiplas reflexões. Isso causou uma limitação de aplicação em alturas superiores a 5m do solo e gerou maiores erros em vias com baixo fluxo de veículos. Ao longo de vias com grande fluxo de veículos, o procedimento mostrou bons resultados e pode ser utilizado em pesquisas futuras sobre a porcentagem de pessoas expostas ao ruído de tráfego e sobre o impacto nas fachadas de edificações, que é uma exigência da norma NBR 15575 (ABNT, 2013).

Como esse procedimento tem foco específico no ruído de tráfego rodoviário, pode subsidiar também pesquisas futuras sobre o impacto de mudanças na divisão modal dos veículos, tipos de pavimentos e mudanças de rota em centros urbanos. Constatou-se que ao avaliar essas intervenções no sistema de transportes, faz-se necessário também avaliar as rotas concorrentes da via principal do estudo. Cabe salientar que a categorização dos tipos de pavimento foi elemento crítico encontrado nas modelagens, o que reforça a necessidade de uma base nacional com dados sobre a atenuação sonora de diferentes tipos de pavimentos, como ocorre em países europeus.

Poucos estudos brasileiros encontrados abordaram as diferenças entre emissões sonoras dos diferentes tipos de veículos. Esse trabalho confirmou que, a depender do tipo de via e das condições de tráfego, as categorias de veículos podem ainda ter diferentes contribuições nos níveis de ruído. Os resultados apontados nesse trabalho sobre a influência dos atributos urbanos na emissão e propagação sonora podem subsidiar estudos futuros mais aprofundados. Em especial, sobre os aspectos divergentes encontrados, como o impacto de motocicletas, buzinas, acelerações e desacelerações, sobretudo em situações de tráfego congestionado.

## REFERÊNCIAS

ABO-QUDAIS S.; ALHIARY A. Statistical models for traffic noise at signalized intersections. **Journal of Building Environment**, v. 42, n.8, p. 2939–2948, 2007.

ACEM. Striving against traffic noise: how powered two-wheelers can contribute, **Association des Constructeurs Européens de Motocycles**, Bruxelas, 16 p., 2104.

ADITYA, K.; CHOWDARY, V. Influence of Honking on the Road Traffic Noise Generated at Urban Rotaries for Heterogeneous Traffic, **Environmental and Climate Technologies**, v.24, n. 1, p. 23-42, 2020.

AGARWAL, S.; SWAMI, B.L. Comprehensive approach for the development of traffic noise prediction model for Jaipur City. **Journal of Environmental Monitoring and Assessment**, v. 172, n. 4, p. 113–120, 2010.

AGUIAR *et al.* Caracterização de cânions urbanos e seus efeitos climáticos em área com intenso processo de verticalização na cidade de Fortaleza, Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, p.1046-1058, 2017.

AGUILERA, I. et al. Application of land use regression modelling to assess the spatial distribution of road traffic noise in three European cities. **Journal of exposure science & environmental epidemiology**, v. 25, 2014.

ALVES FILHO, J.; LENZI, A.; ZANNIN, P.H.T. Effects of traffic composition on road noise: A case study. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v.9, p. 75-80, 2004.

ARANA, M. et al. Strategic noise map of a major road carried out with two environmental prediction software packages. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 163, p.503-513, 2010.

ARPA PIEMONTE. **OpeNoise map QGIS plugin**. 2019. Disponível em: <https://hub.qgis.org/projects/openoise>.

ARY JUNIOR, I.J. *et al.* Impact of traffic-related environmental noise on school children and teachers in a brazilian city. **Canadian Acoustics**, V. 46, N.1, p 15-28, 2018.

ASENSIO, C. *et al.* Self-adaptive grids for noise mapping refinement, **Applied Acoustics**, Volume 72, Issue 8, Pages 599-610, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FABRICANTES DE MOTOCICLETAS. **Balanco De Motocicletas 2009. Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares**. Abraciclo. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10151 – Acústica — Medição e avaliação de níveis de pressão sonora em áreas habitadas — Aplicação de uso geral**. Rio de Janeiro. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15575 – Desempenho de edificações habitacionais**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16313 – Acústica — Terminologia**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 2014.

AZIZ, S.Q. et al. Assessment of Traffic Noise Pollution in Bukit Mertajam, Malaysia and Erbil City, Iraq. **Caspian Journal of Applied Sciences Research**, v 1, n 3, p. 1-11, 2012.

BASNER, M.; MCGUIRE, S. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 15, n. 519. 2018.

BERANEK, Leo L. Noise and Vibration Control, Principles and Applications. **Revised John Wiley & Sons**; Edição: 2nd. Washington, DC, 2005.

BERGLUND, B; LINDVALL, T; SCHWELA, D.H. Guidelines for community noise. in: Expert Task Force Meeting , Londres. Community noise. **In: World Health Organization (WHO), Estocolmo: Universidade de Stocolmo&Karolinska Institute**, v. 2. 1995.

BOCHER, E. *et al.* (2019). NoiseModelling: An Open Source GIS Based Tool to Produce Environmental Noise Maps. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, V. 8, P. 30, 2019.

BRASILEIRO, T. *et al.* Estado Da Arte Dos Mapas Sonoros No Brasil. **Anais do XXVIII Encontro da Sociedade Brasileira de Acústica, SOBRAC**, Porto Alegre. 2018.

BROWN, A. L.; LAM, K. C. Levels of Ambient Noise in Hong Kong. **Applied Acoustics**. V. 20. P. 85-100. 1987.

CALIXTO, A.; DINIZ, F. e ZANNIN, P. The statistical modeling of road traffic noise in an urban setting. **Cities**, v. 20, p. 23-29, 2003.

CARAVELLI, S. L et al. Mapa de Ruído como ferramenta de gestão da poluição sonora: estudo de caso de águas claras – DF. **Congresso Luso Brasileiro para o Planejamento Urbano Regional Integrado Sustentável**. Minho. Portugal. 2010.

CIRIANNI, F.; GIOVANNI L. Environmental Modeling for Traffic Noise in Urban Area. **American Journal of Environmental Science**, v. 8, n. 4, p. 345-351, 2012.

COENSEL, B.; CAN, A.; BOTTELDOOREN, D. Microsimulation Based Corrections on the Road Traffic Noise Emission Near Intersections. **Acta acustica united with acustica**, v. 93, p. 241-252, 2007.

COENSEL, B.; CAN, A.; BOTTELDOOREN, D. Effect of traffic signal coordination on noise and air pollutant emissions. **Environ. Modell. Softw.**, v. 35, p. 74–83, 2012.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Decisão de Diretoria Nº 012/2009/P** - Dispõe sobre a aprovação do Procedimento para Avaliação de Níveis de Ruído em Sistemas Lineares de Transporte. São Paulo. 2009.

COSTA S.B.; LOURENÇO R.W. Geoprocessing applied to the assessment of environmental noise: a case study in the city of Sorocaba, São Paulo, Brazil. **Env. Monit Assess**, V. 172, p. 329-337, 2011.

CUNHA, M. A. *et al.* Smart cities: transformação digital de cidades. **Programa gestão pública e cidadania – pgpc**. 1ª edição. 161 p. São paulo. 2016.

DADHICH, A. P.; GOYAL R.; DADHICH, R.P.N. An Assessment of Urban Space Expansion and its Impact on air Quality Using Geospatial Approach. **Journal of Urban and Environmental Engineering (JUEE)**, v.11, n.1, p.79-87, 2017.

DARDANELLI, G. *et al.* 2017. Analysis Of Technical Criticalities For Gis Modelling An Urban Noise Map. **Geographia Technica**, V. 12, n. 2, p 41- 61, 2017.

DATAKUSTIK. CADNA-A State of art noise prediction software. **Referene Manual**. Release 4.5. Greifenberg. Germany. 2014.

DATAKUSTIK. Specification Road Traffic Noise Calculation with CADNA-A. **Summary of the calculation method used by CADNAA..** Munich, 1999.

Departamento Estadual De Trânsito Relatório Estatístico. DETRAN. **Quantidade De Veículo Por Município Até Mês: 1/2020**. Governo do Estado Do Ceará. 2020.

DEVORE, Jay L. Probabilidade e estatística para engenharia e ciências. **Cengage Learning**, São Paulo, 2006.

DÍDAC, D. T.; MORA, J.M.; CELSO, L.Q. Comparación de mapas de ruido obtenidos con software libre (openoise v0.3.1) y comercial (predictor-lima v11.10). **Encontro Ibérico de Acústica**. Coruna. 2017.

DUTILLEUX, G. *et al.* NMPB-Routes-2008: The Revision of the French Method for Road Traffic Noise Prediction. **Acta Acustica united with Acustica**, V. 96, P. 452-4620, 2010.

END. Directive of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 Relating to the Assessment and Management of Environmental Noise, **Directive 2002/49/EC**. 2002.

ENVIROSUITE. Product Information: **Predictor™–Lima™ Software Suite Version 2021**. North Sydney, 2020. Disponível em: <https://envirosuite.com/predictor-lima>.

ESTEVÃO SOUZA, R. B. O som nosso de cada dia: análise do comportamento da acústica urbana a partir de modificações na forma urbana. Universidade Federal de Pernambuco. **Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Urbano)**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2010.

ESTÉVEZ-MAURIZ, L; FORSSÉN, J. Dynamic traffic noise assessment tool: A comparative study between a roundabout and a signalised intersection. **Applied Acoustics**, V. 130, p 71-86, 2018.

FARCAS, F.; SIVERTUN, Å. Road traffic noise: Gis tools for noise mapping and a case study for skåne region. **Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.** V. 34. 2012.

FECHT, D. *et al.* Spatial and temporal associations of road traffic noise and air pollution in London: Implications for epidemiological studies, **Environment International**, V. 88. P. 235-242, 2016.

FENG LI *et al.* Dynamic simulation and characteristics analysis of traffic noise at roundabout and signalized intersections, **Applied Acoustics**, v. 121, p. 14-24, 2017.

FERNANDES, G. A. Impacto de Ruído de Tráfego em Edificações Escolares: Metodologia de Avaliação para Diretrizes de Planejamento Urbano. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)**. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2002.

FIEDLER, P.E.K; ZANNIN, P.H.T. Evaluation of noise pollution in urban traffic hubs— Noise maps and measurements, **Environmental Impact Assessment Review**, V. 51, P. 1-9. 2015.

FILHO J.J.S *et al.* Urban Noise Assessment Based on Noise Mapping and Measurements. **Canadian Acoustics**. v. 43, n. 1, p. 3-10. 2015.

FLORENCIO, D.N.P. Avaliação Do Mapa Sonoro De Tráfego Veicular No Município De Natal/Rn. **Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo)**, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2018.

FORCETTO, A.L.S. Poluição Sonora Urbana: a influência de modificações em escapamentos de motocicletas na emissão de ruído. **Dissertação (Mestre em Ciências)**, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

FREITAS, E. *et al.* Traffic noise abatement: How different pavements, vehicle speeds and traffic densities affect annoyance levels, **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 17, p. 321-326, 2012.

GARG, N; MAJI, S. A critical review of principal traffic noise models: strategies and implications. **Environ. Impact Assess. Rev.**, v. 46, p. 68–81, 2014.

GENUIT, K.; FIEBIG, A. The acoustic description of patterns in soundscapes. **Proceedings of Internoise 2007**, Istanbul, Turkey; 2007.

GERGES, S. N. Y. **Ruído: fundamentos e controle**. 1. ed. Florianópolis: UFSC. 1992

GIVARGIS, S.; KARIMI, H. A basic neural traffic noise prediction model for Tehran's roads. **J. Environ. Manage**, v. 91, p. 2529–2534, 2010.



GUEDES, I.C.M. Modelo probabilístico para investigação da influência de pontos de ônibus no ruído do tráfego veicular urbano, **Tese (Doutorado em Arquitetura, Tecnologia e Cidade)**, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura E Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2018.

GUEDES, I.C.M.; BERTOLI, S.R.; ZANNIN, P.H.T. Influence of urban shapes on environmental noise: A case study in Aracaju - Brazil, **Science of The Total Environment**, V. 412–413, P. 66-76. 2011.

GULLIVER, J. *et al.* Development of an open-source road traffic noise model for exposure assessment, **Environmental Modelling & Software**, V. 74, P. 183-193, 2015.

GUSKI, R. *et al.* WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental. **Int J Environ Res Public Health**. V.14, n. 12. 2017.

HARMAN, B.I; KOSEOGLU, H; YIGIT, C.O. Performance evaluation of IDW, Kriging and multiquadric interpolation methods in producing noise mapping: A case study at the city of Isparta, Turkey, **Applied Acoustics**, V. 112, P.147-157, 2016.

HIRASHIMA, S. Q. S. Percepção sonora e térmica e avaliação de conforto em espaços urbanos abertos do município de Belo Horizonte - MG, Brasil. **Tese (Doutorado) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo**, Universidade de São Paulo, São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, São Paulo. 2014.

HOTELLING, H.; PABST, M. R. Rank correlation and tests of significance involving no assumption of normality. **The Annals of Mathematical Statistics, Durham**, V. 7, p. 29-43, 1936.

HUSTIM, M. et al. The effect of speed factors and horn sound to the RLS 90 model reliability on The Visum program in predicting noise of heterogeneous traffic. **Intern. Journal of Integrated Eng.**, v. 10, p. 77-81, 2018.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 9613-2: Acoustics — Attenuation of sound during propagation outdoors — Part 2: General method of calculation**. Suíça. 1996.

INTERNATIONAL ELECTROTECHNICAL. **IEC 61672:1: Electroacoustics – Sound level meters – Part 1: Specifications**. Suíça. 2002.

JAMALIZADEH. Z, et al. Traffic Noise Exposure and Driving Behaviors. **J. of Human, Environment and Health Promotion**, v. 4, p. 111- 115, 2018.

KALAISELVI, R; RAMACHANDRAIAH, A. Honking noise corrections for traffic noise prediction models in heterogeneous traffic conditions like India, **Applied Acoustics**, V. 111, P. 25-38, 2016

KALANSURIYA C.M. et al. Effect of roadside vegetation on the reduction of traffic noise levels. **Proceedings of the Technical Sessions**, v. 25, p. 1-6, 2009.

KARANTONIS, P.; GOWEN, T.; SIMON, M. Further comparison of traffic noise predictions using the CadnaA and SoundPLAN noise prediction models. **20th International Congress on Acoustics 2010 – Incorporating Proceedings of the 2010 Annual Conference of the Australian Acoustical Society**, v. 3, p. 1792–1797, 2010.

KEMPEN, E.V. *et al.* M. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v.15, n.379, 2018

KEPHALOPOULOS, S. *et al.* Advances in the development of common noise assessment methods in Europe: The CNOSSOS-EU framework for strategic environmental noise mapping, **Science of The Total Environment**, V. 482–483, P. 400-410, 2014.

KEPHALOPOULOS, S.; PAVIOTTI, M.; ANFOSSO-LÉDÉE, F.. Common Noise Assessment Methods in Europe (CNOSSOS-EU). European Commission Joint Research Centre. Institute for Health and Consumer Protection. **Luxembourg: Publications Office of the European Union**, 180 p., 2012.

KHAN, J. *et al.* Road traffic air and noise pollution exposure assessment – A review of tools and techniques. **Science of The Total Environment**. v. 634, p. 661–676. 2018.

KLATTE, M.; BERGSTRÖM, K.; LACHMANN, T. Does noise affect learning? A short review on noise effects on cognitive performance in children. **Front. Psychol**, v.4, n.578. 2013

KLUIJVER, H.; STOTER, J. Noise mapping and GIS: optimising quality and efficiency of noise effect studies. **Computers, Environment and Urban Systems**. V. 27, p. 85-102, 2003.

KNABBEN, R.M. *et al.* Evaluation of sound absorption capacity of asphalt mixtures, **Applied Acoustics**, V. 114, P. 266-274, 2016.

KOWALSKA, S.; ZABOROWSKI K, M. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Permanent Hearing Loss and Tinnitus. **Int J Environ Res Public Health**. v.14, n. 10. 1139p. 2017. doi: 10.3390/ijerph14101139.

KUMAR, P.; NIGAM, S.P.; KUMAR, N. Vehicular traffic noise modeling using artificial neural network approach. **Transportation Research Part C: Emerging Technologies**, V. 40, P. 111–122, 2014.

KURRA, S.; DAL, L. Sound insulation design by using noise maps, **Building and Environ.**, V. 49, P. 291-303, 2012.

LAW, C. W. *et al.* Advancement of three-dimensional noise mapping in Hong Kong. **Applied Acoustics**, v.72, p. 534 – 543, 2011.

LICITRA, G; MEMOLI, G. Limits and advantages of Good Practice Guide to Noise Mapping. **European Congress and Exposition on Noise Control Engineering – Euronoise**, Paris, 2008.

LIGUORI, C. *et al.* Outlier Detection for the Evaluation of the Measurement Uncertainty of Environmental Acoustic Noise. **In IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement**, vol. 65, n. 2, p. 234-242, 2016.

MAGIOLI, F.B.; TORRES, J.C.B. Influência das transformações urbanas no conforto acústico: estudo-piloto da cidade universitária da UFRJ. **urbe, Rev. Bras. Gest. Urbana**, Curitiba , v. 10, n. 2, p. 400-413, 2018 .

MAGUIRE, D.; LONGLEY, P. The emergence of geoportals and their role in spatial data infrastructures. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 29, p. 3-14, 2005.

MAISONNEUVE, N.; STEVENS, M.; OCHAB, B. Participatory Noise Pollution Monitoring Using Mobile Phones. **Information Polity**. V. 1, p. 51 – 71, 2010.

MAKAREWICZ, R.; GALUSZKA, M. Road traffic noise prediction based on speed-flow diagram. **Appl Acoust**, V. 72, P.190–195, 2011.

MELO, R.A. *et al.* Applicability of models to estimate traffic noise for urban roads. **J Environ Health Sci Engineer**, v.13, p. 83, 2015.

MENDONÇA, A. B. D. *et al.* Classes de quadras urbanas determinadas pelos níveis de ruídos. **urbe, Rev. Bras. Gest. Urbana**, v. 5, n. 2, p. 63-77, 2013.

MICHALSKI, R. L. X. N; CAPARROZ, G. M. Avaliação sonora de espaços urbanos na área central de São Paulo: o caso da Avenida Ipiranga. **Acústica e Vibrações**, n. 51, p 13-32. 2019.

MINITAB. One-Way ANOVA. MINITAB. **Assistant White Paper**. 2015. Disponível em: [https://support.minitab.com/en-us/minitab/18/Assistant\\_One\\_Way\\_ANOVA.pdf](https://support.minitab.com/en-us/minitab/18/Assistant_One_Way_ANOVA.pdf)

MOHER, D. *et al.* Preferred Reporting Items for Systematic Review and Meta-Analysis Protocols (PRISMA-P) statement. **Syst Rev.**, V 4, p. 1. 2015.

MORGAN, P. A.; NELSON, P. M.; STEVEN, H. Integrated assessment of noise reduction measures in the road transport sector. **Project Record ETD/FIF.20020051 – Noise reduction measures in the road transport sector. Enterprise DG, European Commission**. 106p. 2003.

MORILLAS J.M.B. *et al.* An environmental noise study in the city of Caceres, Spain. **Journal of Applied Acoustics**, v. 63, n. 10, p. 1061– 1070, 2002.

MORLEY, D.W. *et al.* International scale implementation of the CNOSSOS-EU road traffic noise prediction model for epidemiological studies, **Environmental Pollution**, V. 206, p. 332-341, 2015.

MOURA, V.R.; MELO, G.S.V.M e SANTOS W.S. Ruído e configuração espacial urbana: um estudo de caso na cidade de Belém do Pará. **Pesquisa em Arquitetura e Construção**, Campinas, v. 7, p. 237-251, 2016.

MURILLO G.D. *et al.* Comparación de métodos de interpolación para la generación de Mapas de Ruido en entornos urbanos. **Ing. USBMed**, V. 3, n.1, 2012.

MURPHY, E.; RICE, H.J; MESKELL, C. Environmental noise prediction, noise mapping and GIS integration: the case of inner Dublin, Ireland. **8th Intern. Transport Noise and Vibration Symposium**, St. Petersburg. 2006.

MURPHY, Enda; KING, Eoin. Environmental Noise Pollution: Noise Mapping, Public Health, and Policy. **Ed Elsevier**. Amsterdam. 2014.

NARDI, A.S.L.V. Mapeamento sonoro em ambiente urbano: estudo de caso: área central de Florianópolis. **Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo)**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2008.

NGUEKAM, E.W.T; FOAHOM, B.; MBETJOCK, C. K.. Contribution of Geographic Information Systems to the Identification of Goods Impacted by the Construction of the Yaoundé-Nsimalen Highway: Urban Section. **Journal of Urban and Environmental Engineering (JUEE)**, v.13, n.2, p.353-359, 2019.

NIJS, L.; WAPENAAR, C.P.A. The influence of wind and temperature gradients on sound propagation, calculated with the two-way wave equation. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 87, n.5, p. 1987-1998, 1990.

OHIDUZZAMAN, M. *et al.* State-of-the-Art Review on Sustainable Design and Construction of Quieter Pavements-Part 1: Traffic Noise Measurement and Abatement Techniques. **Sustainability**, v.8, p. 742, 2016.

ORIKPETE, O.F.; LETON,T.G ; EWIM, D.R.E. Mathematical Modeling Of Environmental Noise Generated By Rotorcraft Overflight. **Journal of critical Reviews**, V.7, p. 10097-10110, 2020.

OW, L.F.; GHOSH, S. Urban cities and road traffic noise: Reduction through vegetation, **Applied Acoustics**, Volume 120, Pages 15-20, 2017.

OYEDEPO, O.S.; SAADU, A.A. A comparative study of noise pollution levels in some selected areas in Ilorin Metropolis, Nigeria, **Environ Monit Assess**, v. 167, P. 158-155, 2009.

PAIVA, K.M; CARDOSO, M.R.A; ZANNIN, P.H.T. Exposure to road traffic noise: Annoyance, perception and associated factors among Brazil's adult population, **Science of The Total Environment**, V. 650, P.1, P. 978-986, 2019.

PAL, M.; SARKAR, D. Delay, fuel loss and noise pollution during idling of vehicles at signalized intersection in Agartala city India. **Civil Environ. Res.**, v.2, p. 161–170, 2012.

PAVIOTTI, M.; VOGIATZIS, K. On the outdoor annoyance from scooter and motorbike noise in the urban environment, **Science of The Total Environment**, v. 430, p. 223-230, 2012

PAZ, E. C.; ZANNIN, P. H. T. Urban daytime traffic noise prediction models. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 163, p. 515 – 529, 2010.

PENTEADO, L.; SOUZA, L. e CHRISTOFORO, A. Reverberation time as an indicator for noise maps. *Journal of Urban and Environ. Engineering*, V. 12, P. 257-265, 2018.

PINO, F. A. A Questão da não normalidade: uma revisão. **Rev. de Economia Agrícola**, v. 61, n. 2, p. 17-33, 2014.

PINTO, F.A.N.C.; MARDONES, M.D.M. Noise mapping of densely populated neighborhoods— example of Copacabana, Rio de Janeiro —Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 155, p. 309–318, 2009.

POZZER, T.; HOLTZ, M. The pilot noise map of São Paulo: first findings and next steps. **XLVII International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, INTERNOISE**, Chicago. 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FORTALEZA. PMF. **Lei Complementar Nº 236 de 11 de Agosto de 2017**. Parcelamento, Uso E Ocupação do Solo. Município de Fortaleza. Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente. Fortaleza. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FORTALEZA. PMF. **Relatório Técnico: Cruzamento Av. Antonio Sales x Av. Eng. Santana Junior**. Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente. Fortaleza. 2014.

QUIÑONES-BOLAÑOS, E.E.; BUSTILLO-LECOMPT C.F.; MEHRVAR, M. A traffic noise model for road intersections in the city of Cartagena de Indias, Colombia, **Transp. Research Part D**, V. 47, P. 149-161. 2016.

RAHMANI, S.; MOUSAVI, S. M.; KAMALI. M. J. Modeling of road-traffic noise with the use of genetic algorithm. **Applied Soft Computing**, v. 11, p. 1008–1013, 2011.

RAMÍREZ, A.; DOMÍNGUEZ, E. Modeling urban traffic noise with stochastic and deterministic traffic models, **Applied Acoustics**, v. 74, n. 4, p. 614-621, 2013.

REED, S.E; BOGGS, J.L.; MANN, J.P. A GIS tool for modeling anthropogenic noise propagation in natural ecosystems, **Environmental Modelling & Software**, V. 37, P. 1-5, 2012.

RENTERGHEM, T.V. Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise, **Urban Forestry & Urban Greening**, V. 40, P. 133-144, 2019.

RIBEIRO, J. N. E. C. Assessment of the CNOSSOS-EU model for road traffic noise prediction. **Dissertação (Master of Science Degree in Environmental Engineering)**. Instituto Superior Técnico. 2016.

RODRIGUES, F. (2010) Metodologia para investigação de relação entre ruído de tráfego e condições operacionais do fluxo em centros urbanos. **Tese (Doutorado em Engenharia de Transportes)**. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2010.

SANCHEZ G.M.E., *et al.* The effect of street canyon design on traffic noise exposure along roads. **Building and Environment journal**, Elsevier, v. 97, p. 96–110, 2016.

SANTOS, C.N.F. A Cidade Como um Jogo de Cartas. **Editora eduff**. 170p. Niterói. Brasil. 1988.

SAPATA, A.M.A. Monitoramento, Modelagem e Simulação dos Impactos e Efeitos Do Ruído de Tráfego em trecho de Cânion Urbano da Avenida Horácio Racanello da cidade de Maringá – Pr. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana)**. Universidade Estadual de Maringá. Maringá. 2010.

SCARIOT, E.M. *et al.* O uso de geotecnologias na elaboração de mapas de ruído. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 1, p. 51-60, 2012.

SETRA. Road noise prediction. Methodologic guide. 1 - Calculating sound emissions from road traffic. **SETRA - Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements**. Bagnex. France. 2009.

SILVA, E. F. F. Alterações no clima acústico nas vizinhanças de uma rodovia devido a implantação de um modal de transporte, **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)**, Universidade de Brasília, Brasília, 115p. 2015.

SILVA. L.T, OLIVEIRA, M., SILVA J.F. Urban form indicators as proxy on the noise exposure of buildings, **Applied Acoustics**, V. 76, P. 366-376, 2014.

SINGH, D. *et al.* The effects of meteorological parameters in ambient noise modelling studies in Delhi. **Environ Monit Assess**, v. 185, p. 1873–1882. 2013.

SIRIN, O.; OHIDUZZAMAN, M.; KASSEM, M. Effect of Pavement Surface Aging on Tire-Pavement Noise: A Case Study in the State of Qatar. **International Conference on Civil, Offshore & Environ. Engin.**, V. 203, 2018.

Sites visitados: [www.funceme.br](http://www.funceme.br). Acesso em: 20/02/2020

SONAVIYA, D. R.; TANDEL, B. N. Integrated road traffic noise mapping in urban Indian context, **Noise Mapping**, v. 7, n. 1, p. 99-113, 2020.

SOUNDPLAN. SoundPLAN GmbH. User's Manual 8.1. Backnang, 2019. Disponível em: [http://www.aacacustica.com/galeria/Manual%20SoundPLAN\\_2019.pdf](http://www.aacacustica.com/galeria/Manual%20SoundPLAN_2019.pdf)

SOUZA, L. C. L. D.; GIUNTA, M.B. Urban indices as environmental noise indicators. **Computers Environment and Urban Systems**, v. 35, p. 421–430, 2011.

SUÁREZ, E.; BARROS, J.L. Traffic noise mapping of the city of Santiago de Chile, **Science of The Total Environment**, V. 466–467, P. 539-546, 2014.

Szopinska, K. Creation of Theoretical Road Traffic Noise Model with the Help of GIS. **Environmental Engineering 10th International Conference**. Lithuania. 2017.

TANG, U.W.; WANG, Z.S. Influences of urban forms on traffic-induced noise and air pollution: results from a modeling system. **Environ. Model. Software**. V. 22, p. 1750-1764. 2007.

TANVIR, S.; RAHMAN, M.M. Development of interrupted flow traffic noise prediction model for Dhaka City. **4th Annual Paper Meet and 1st Civil Engineering Congress, December 22-24**, Dhaka, Bangladesh. 2011.

TASSINARI, et al. Estudo da emissão de ruído de diferentes pavimentos. **19ª Reuniao de pavimentacao urbana**. Cuiabá. 2017.

TORIJA, A.J; RUIZ, D.P. A general procedure to generate models for urban environmental-noise pollution using feature selection and machine learning methods, **Science of The Total Environ.**, v. 505, p. 680-693. 2015.

VÁZQUEZ, V.F. et al. Functional Performance of Stone Mastic Asphalt Pavements in Spain: Acoustic Assessment. **Coatings**, v. 9, p. 123, 2019.

VIJAY, R; CHAKRABARTI, T; GUPTA, R. Characterization of Traffic Noise and Honking Assessment of an Indian Urban Road. **Fluctuation and Noise Letters**. V. 17, N. 4, p. 1- 14. 2018.

WG-AEN. Good practice guide for strategic noise mapping and the production of associated data on noise exposure. **European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise**. 129p, 2007.

WHO. Environmental Noise Guidelines for the European Region. **World Health Organization, Regional Office for Europe**, Copenhagen, Denmark. 2018.

WICHERS, M. Ferramentas para o prognóstico do ruído ambiental em pedreiras. **Tese (Doutorado em Ciências)** - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 252 p. 2017.

XIAODONG LU, et al. Influence of urban road characteristics on traffic noise. **Transp Res Part D Transp Environ**, v. 75, p. 136–55, 2019.

ZANNIN, P.H.T, *et al.* Characterization of environmental noise based on noise measurements, noise mapping and interviews: A case study at a university campus in Brazil, **Cities**, V. 31, P. 317-327, 2013.

ZEFREH, M.M.; TOROK, A. Theoretical Comparison of the Effects of Different Traffic Conditions on Urban Road Traffic Noise. **Journal of advanced transportation**. v. 2018.

ZUO, J. *et al.* Mapping Urban Environ. Noise Using Smartphones. **Sensors**, v. 16, p. 1692, 2016.



## APÊNDICE A – DADOS DOS CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO NO ARTIGO 2

A seguir são apresentados os dados utilizados na formulação dos cenários do Artigo 2 (Tabela 19). Os 8 cenários que variaram com as características geométricas do elementos urbanos foram modelados no QGIS e Cadna-A (Tabela 20). Os 24 cenários que variaram com as características do tráfego viário foram inseridos no QGIS através da tabela de atributos (Tabela 21). Enquanto isso, no Cadna-A também foram modelados os cenários com inclinação da via, e então foram inseridas nas tabelas do *software* os cenários 1 a 6 e 13 a 18. As Figura 97 e Figura 98 exemplificam um cenário Horizontal, com 4 faixas de tráfego e 0% de inclinação de via modelado no QGIS e Cadna-A, respectivamente. Os dados utilizados para altura e recuo de edificações no cenário Horizontal e Vertical foram obtidos através de números aleatórios dentre as variações previamente estabelecidas (Figura 99 e Tabela 22).

Tabela 19 - Variações dos cenários formulados no Artigo 2.

Parâmetro	Variações	Varia com
Nº de faixas	1,2,3 ou 4	Características urbanas
Altura das Edificações	Horiz. ou Vertical	
Influência do Semáforo	Sim ou Não	Nº de pontos
Declividade da via	0% ou 6%	Características de tráfego
% veíc. pesados	5% ou 25%	
Densidade/vel/pavimento	----	
Altura medição	2m ou 4m	

Fonte: Elaborado pela autora

Total de amostras = 8 cenários urbanos \* 24 cenários de tráfego \* 14 pontos = 2688

Tabela 20 - Cenários que variam com a geometria dos elementos urbanos.

Cenários	Nº de faixas	Altura das Edificações
1	1 faixa	4 a 10m
2	1 faixa	19 a 43m
3	2 faixas	4 a 10m
4	2 faixas	19 a 43m
5	3 faixas	4 a 10m
6	3 faixas	19 a 43m
7	4 faixas	4 a 10m
8	4 faixas	19 a 43m

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 21 - Cenários que variam com as características de tráfego viário

Cenário	Densidade veic/h/faixa	Velocidade (km/h)	Tipo de pavimento	% veic. pesados	Declividade da via (%)	Altura medição (m)
1	400	60	Asfalto	3	0	2
2	1000	30	Asfalto	3	0	2
3	400	30	Outro pav.	3	0	2
4	400	60	Asfalto	10	0	2
5	1000	30	Asfalto	10	0	2
6	400	30	Outro pav.	10	0	2
7	400	60	Asfalto	3	6	2
8	1000	30	Asfalto	3	6	2
9	400	30	Outro pav.	3	6	2
10	400	60	Asfalto	10	6	2
11	1000	30	Asfalto	10	6	2
12	400	30	Outro pav.	10	6	2
13	400	60	Asfalto	3	0	4
14	1000	30	Asfalto	3	0	4
15	400	30	Outro pav.	3	0	4
16	400	60	Asfalto	10	0	4
17	1000	30	Asfalto	10	0	4
18	400	30	Outro pav.	10	0	4
19	400	60	Asfalto	3	6	4
20	1000	30	Asfalto	3	6	4
21	400	30	Outro pav.	3	6	4
22	400	60	Asfalto	10	6	4
23	1000	30	Asfalto	10	6	4
24	400	30	Outro pav.	10	6	4

Fonte: Elaborado pela autora

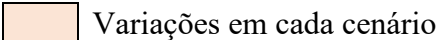
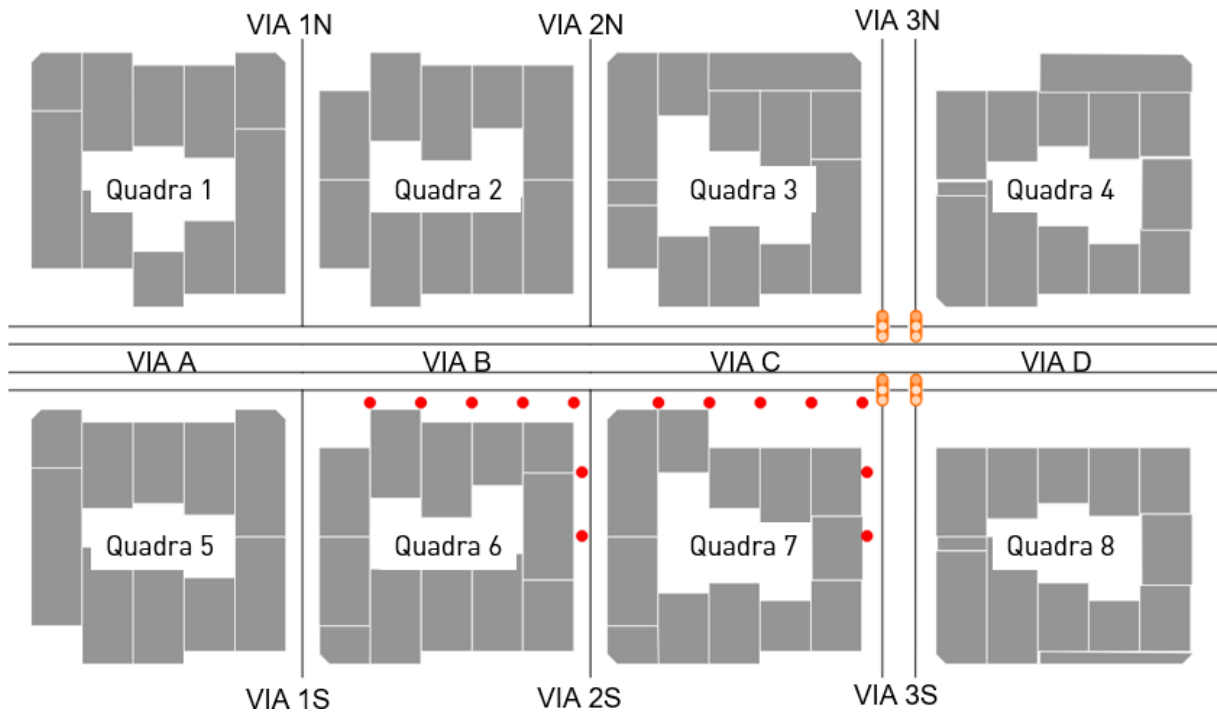
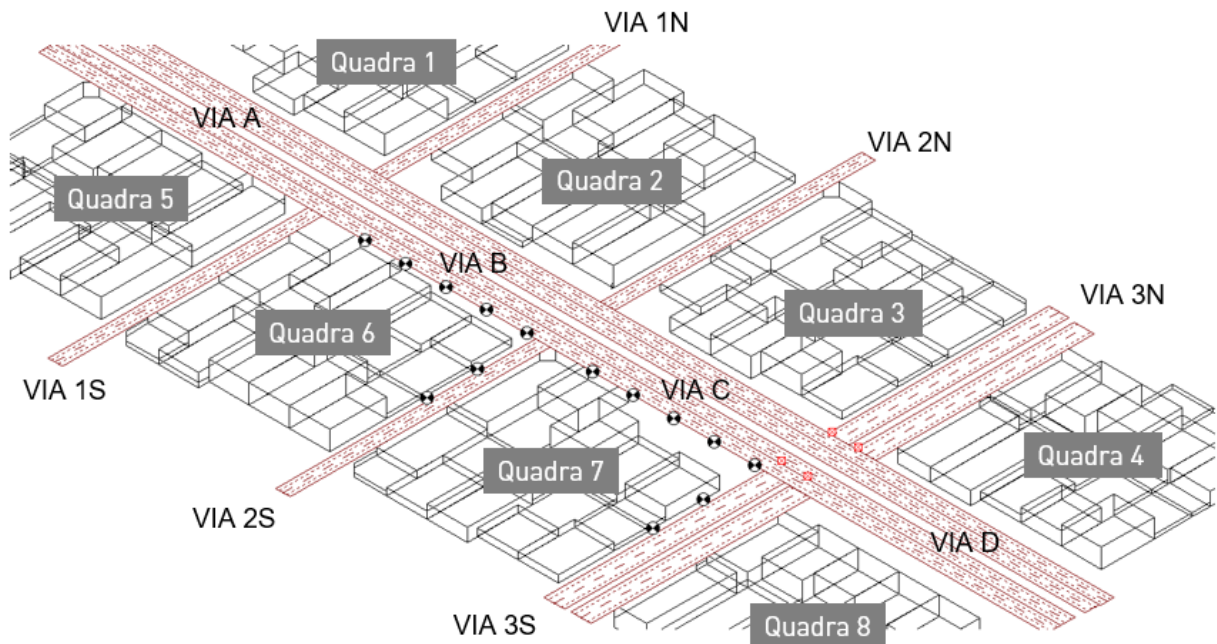


Figura 97 - Ambiente de simulação do QGIS com indicação das vias, quadras e lotes.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 98 - Ambiente de simulação do Cadna-A com indicação das vias, quadras e lotes.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 99 - Dados utilizados na formulação de cenários Horizontais e Verticais.

**Alturas, em metros, das edificações no Cenário Horizontal.**

QUADRA 1	QUADRA 2	QUADRA 3	QUADRA 4
7 7 7 7 4 10 10 7 7 10	10 7 7 10 4 7 7 7 7 10	7 4 7 7 4 4 7 10 10 4	7 10 10 7 7 7 7 4 7 10
7 7 7 4 7 7 10 4 7 10	7 7 7 4 4 7 7 10 10 10	7 10 10 4 7 4 4 7 4 4	7 10 10 10 10 10 4 7 4 4
QUADRA 5	QUADRA 6	QUADRA 7	QUADRA 8

**Alturas, em metros, das edificações no Cenário Vertical.**

QUADRA 1	QUADRA 2	QUADRA 3	QUADRA 4
25 19 25 43 43 43 37 25 19 43	19 37 25 25 37 19 31 25 25 25	19 25 37 43 31 19 19 43 43 43	37 31 43 25 25 37 25 43 43 31
37 43 31 25 19 31 19 31 19 25	31 25 37 19 19 19 25 37 31 31	19 37 37 43 25 43 37 19 37 43	25 31 19 31 25 43 37 37 37 43
QUADRA 5	QUADRA 6	QUADRA 7	QUADRA 8

**Recuo frontal, em metros, das edificações no Cenário Horizontal.**

QUADRA 1	QUADRA 2	QUADRA 3	QUADRA 4
10 10 0 5 5	10 0 5 5 5	10 0 0 5 5	10 0 5 5 5
0 5 5 5 0	10 0 5 5 5	0 0 10 10 10	10 10 10 10 10
QUADRA 5	QUADRA 6	QUADRA 7	QUADRA 8

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 22 - Média, em metros, dos valores considerados por via.

Cenário	Horizontal		Vertical	
	Altura	Recuo	Altura	Recuo
via A	7,6	4,5	32,2	0
via B	6,7	5	25,6	0
via C	7,3	5	32,8	0
via D	8,2	7,5	31	0
via 1N	7,75	7,5	31	0
via 1S	7,75	5	23,5	0
via 2N	6,25	7,5	25	0
via 2S	6,25	2,5	28	0
via 3N	5,5	7,5	37	0
via 3S	7	10	34	0

Fonte: Elaborado pela autora

## APÊNDICE B – ANOVA DO DESEMPENHO ENTRE MODELOS

### # Teste Shapiro Wilk de normalidade de amostras.

H<sub>0</sub>: Dados seguem a distribuição Normal (p-valor > 5%).

H<sub>1</sub>: Dados não seguem a distribuição Normal (p-valor < 5%).

### # Correlação de Pearson (R<sup>2</sup>)

H<sub>0</sub>: Há correlação significativa entre o Leq e os valores modelados (p-valor > 5%).

H<sub>1</sub>: Não há correlação significativa entre o Leq e os valores modelados (p-valor < 5%).

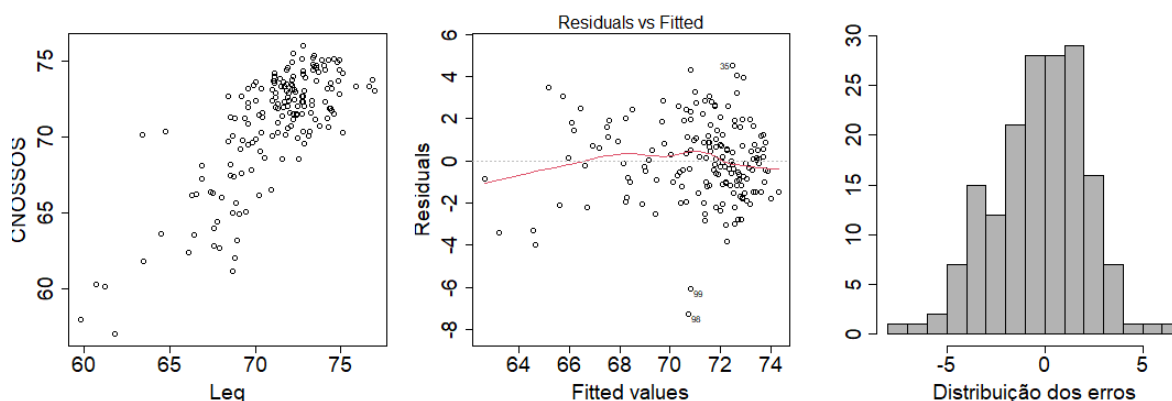
### CNOSSOS

Shapiro-Wilk normality test  
W = 0.98962, p-value = 0.2494

Pearson's product-moment correlation  
t = 15.871, df = 168, p-value < 2.2e-16  
95 percent confidence interval: 0.7063603 0.8284628  
sample estimates (cor):0.7745288

R<sup>2</sup>: 0.5998948

Figura 100 - Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (CNOSSOS) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (ao centro); Distribuição dos erros (à direita).



Fonte: Elaborado pela autora

- Conclusões: Os erros do modelo seguem distribuição normal;

Visualmente observa-se linearidade entre valores medidos e modelados;

Visualmente observa-se homocedasticidade na maioria dos resíduos;

Há correlação FORTE entre valores medidos e modelados.

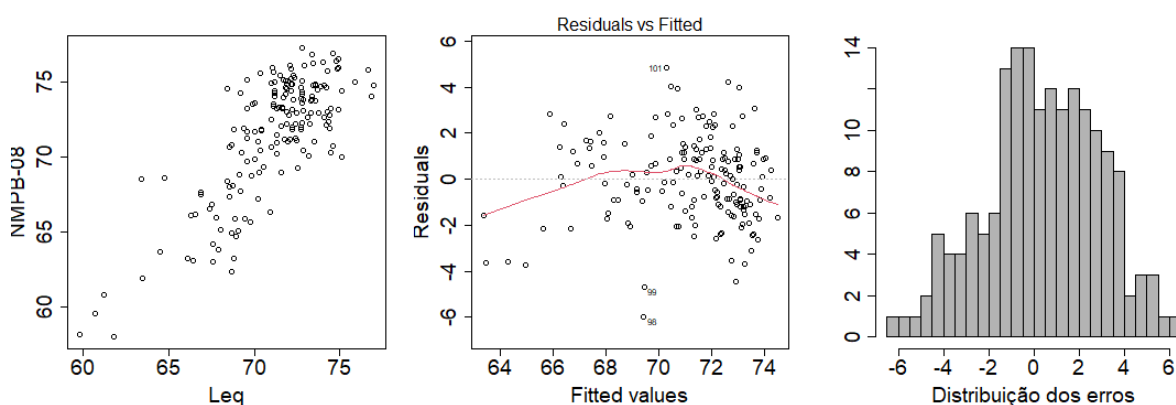
## NMPB08

*Shapiro-Wilk normality test*  
 $W = 0.99016$ ,  $p\text{-value} = 0.2893$

*Pearson's product-moment correlation*  
 $t = 16.328$ ,  $df = 168$ ,  $p\text{-value} < 2.2e-16$   
 95 percent confidence interval: 0.7172586 0.8352668  
 sample estimates (cor):0.7832184

$R^2: 0.6130819$

Figura 101 - Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (NMPB) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (ao centro); Distribuição dos erros (à direita).



Fonte: Elaborado pela autora

- Conclusões: Os erros do modelo seguem distribuição normal;

Visualmente observa-se linearidade entre valores medidos e modelados;

Visualmente observa-se homocedasticidade na maioria dos resíduos;

Não foram atendidos os pressupostos para correlação Pearson. Aplicando com ressalvas, há correlação FORTE entre valores medidos e modelados.

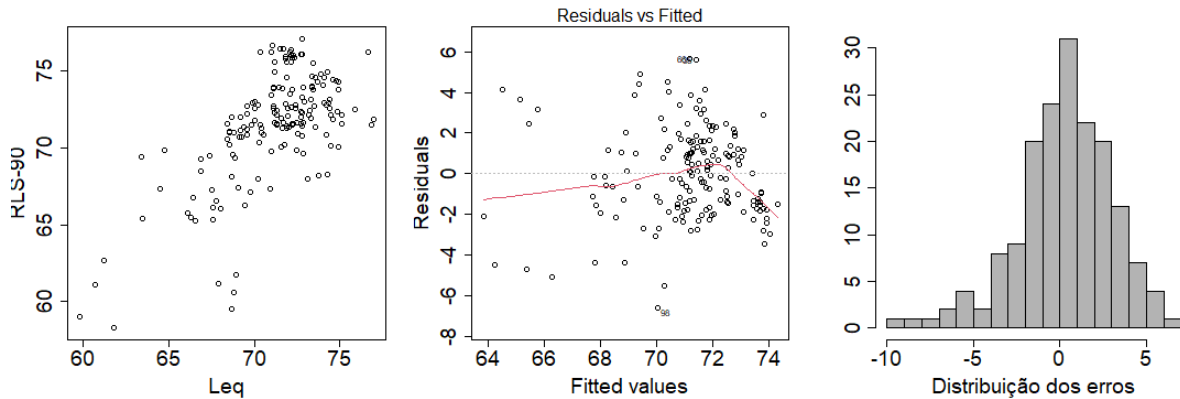
## RLS90

*Shapiro-Wilk normality test*  
 $W = 0.97661$ ,  $p\text{-value} = 0.005703$

*Pearson's product-moment correlation*  
 $t = 11.652$ ,  $df = 168$ ,  $p\text{-value} < 2.2e-16$   
 95 percent confidence interval: 0.5759831 0.7441715  
 sample estimates (cor):0.6685393

$R^2: 0.4469448$

Figura 102 - Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (RLS90) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (à direita).



Elaborado pela autora

- Conclusões: Os erros do modelo não seguem distribuição normal;

Visualmente observa-se linearidade entre valores medidos e modelados;

Visualmente não se observa homocedasticidade;

Não foram atendidos os pressupostos para correlação Pearson. Aplicando com ressalvas, há correlação MÉDIA entre valores medidos e modelados.

### CALIXTO03

*Shapiro-Wilk normality test*

$W = 0.99056$ ,  $p\text{-value} = 0.3228$

*Pearson's product-moment correlation*

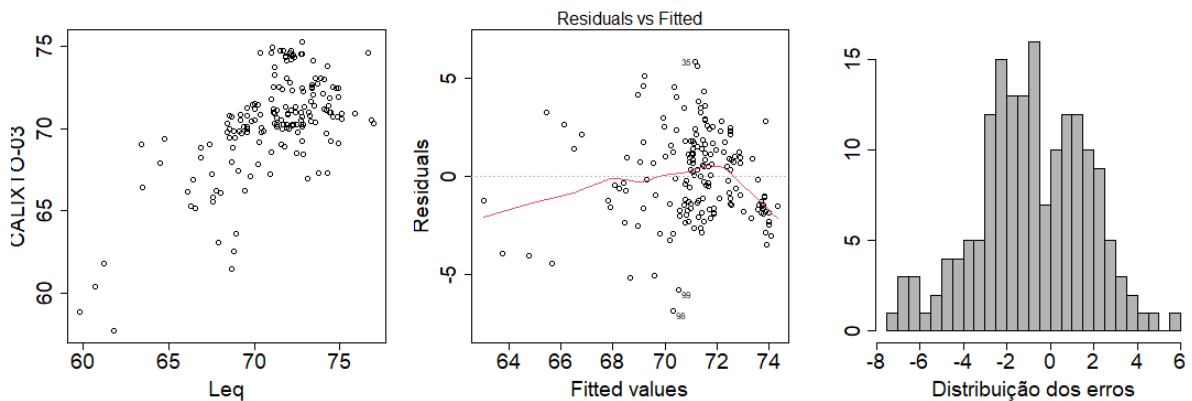
$t = 11.155$ ,  $df = 168$ ,  $p\text{-value} < 2.2e-16$

*95 percent confidence interval: 0.5564233 0.7310461*

*sample estimates(cor): 0.6523071*

$R^2: 0.42550458$

Figura 103- Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (CALIXTO03) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (ao centro); Distribuição dos erros (à direita).



Fonte: Elaborado pela autora

- Conclusões: Os erros do modelo seguem distribuição normal;  
 Visualmente observa-se linearidade entre valores medidos e modelados;  
 Visualmente não se observa homocedasticidade;  
 Não foram atendidos todos os pressupostos para correlação Pearson. Aplicando com ressalvas, há correlação MÉDIA entre valores medidos e modelados.

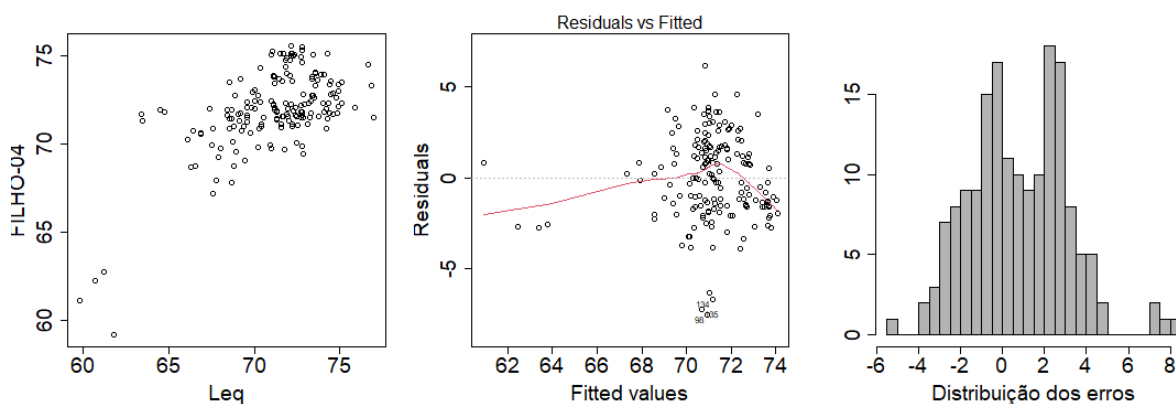
## FILHO04

*Shapiro-Wilk normality test*  
 $W = 0.98179$ ,  $p\text{-value} = 0.02504$

*Pearson's product-moment correlation*  
 $t = 10.549$ ,  $df = 168$ ,  $p\text{-value} < 2.2e-16$   
*alternative hypothesis: true correlation is not equal to 0*  
*95 percent confidence interval: 0.5311957 0.7139244*  
*sample estimates(cor): 0.6312407*

$R^2: 0.3984648$

Figura 104 - Plotagem de valores medidos (Leq) e modelados (FILHO04) (à esquerda); Plotagem dos resíduos do modelo de regressão para avaliar a Homocedasticidade (à direita).



Fonte: Elaborado pela autora

- Conclusões: Os erros do modelo seguem distribuição normal;  
 Visualmente observa-se linearidade entre valores medidos e modelados;  
 Visualmente não se observa homocedasticidade;  
 Não foram atendidos todos os pressupostos para correlação Pearson. Aplicando com ressalvas, há correlação FRACA entre valores medidos e modelados.



**# Teste ANOVA entre os modelos.**

$H_0$ : As médias dos seus grupos são iguais (p-valor > 5%).

$H_1$ : As médias dos seus grupos são diferentes (p-valor < 5%).

```
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
variavel 4 263 65.82 10.53 2.52e-08 ***
Residuals 845 5284 6.25
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

- Conclusão: Há indícios que as médias dos seus grupos sejam diferentes.

**# Teste Tukey de comparação múltipla de médias.**

95% family-wise confidence level

$H_0$ : As médias de 2 grupos podem ser consideradas iguais (p-adj > 5%).

$H_1$ : As médias de 2 grupos podem ser consideradas diferentes (p-adj < 5%).

p- adj	CNOSSOS	NMPB08	RLS90	FILHO04	CALIXTO03
CNOSSOS	-----	0.1305084	0.2776166	0.0011049	0.2434474
NMPB08	-----	-----	0.9959398	0.5491884	0.0001194
RLS90	-----	-----	-----	0.3221741	0.0005869
FILHO04	-----	-----	-----	-----	0.0000000
CALIXTO03	-----	-----	-----	-----	-----

Conclusões: O modelo CNOSSOS tem média semelhante a NMPB08, RLS90 e CALIXTO03.

O modelo NMPB08 também tem média semelhante a RLS90 e FILHO04.

O modelo RLS90 também tem média semelhante a FILHO04.

Portanto, o modelo que mais diverge dos demais é CALIXTO03.

## APÊNDICE C - ANOVA DO DESEMPENHO DE DIFERENTES FATORK NOS MODELOS

### MODELO NMPB08

FatorK		1	0,98	0,87	0,4	0
Média Absoluta dos erros		2,93	2,67	2,32	2,08	2,47
Média ds erros		-2,67	-2,2	-1,55	0,36	1,46
Desvio pad. Dos erros		2,35	2,52	2,47	2,52	2,65
E3		44%	35,80%	28,20%	26,40%	32,90%
Teste de normalidade Shapiro Wilk	w	0,99016	0,98567	0,98453	0,99181	0,9931
	p-valor	0,2893	0,0788	0,05623	0,4466	0,6014

```
#Bartlett test of homogeneity of variances
Bartlett's K-squared = 1.4392, df = 4, p-value = 0.8374
```

```
#Teste ANOVA
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
variavel 4 2115 528.7 33.22 <2e-16 ***
Residuals 845 13449 15.9
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

- Conclusões: Em todos os casos, os erros dos modelos seguem distribuição normal;

Há indícios que as médias dos seus grupos sejam diferentes;

Houve menores erros quando FatorK passou de 1 para 0, sendo recomendado o valor igual a 0,4 que apresenta menores médias e E3.

### MODELO RLS90

FatorK		1	0,98	0,87	0,4	0
Média Absoluta dos erros		2,11	2,11	2,12	2,14	2,16
Média ds erros		0,26	0,27	0,29	0,4	0,5
Desvio pad. Dos erros		2,72	2,72	2,73	2,73	2,73
E3		25,80%	25,20%	26,40%	27,00%	28,80%
Teste de normalidade Shapiro Wilk	w	0,97661	0,97661	0,97661	0,97654	0,97645
	p-valor	0,005703	0,005702	0,005701	0,005582	0,005456

```
#Bartlett test of homogeneity of variances
Bartlett's K-squared = 0.012604, df = 4, p-value = 1
```

```
#Teste ANOVA
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
variavel 4 7 1.797 0.139 0.968
Residuals 845 10903 12.903
```

- Conclusões: Em todos os casos, os erros dos modelos não seguem distribuição normal;

Não há indícios que as médias dos seus grupos sejam diferentes.

**MODELO CALIXTO03**

FatorK		1	0,98	0,87	0,4	0
Média Absoluta dos erros		2,11	2,11	2,1	2,07	2,05
Média ds erros		-0,81	-0,82	-0,79	-0,69	-0,6
Desvio pad. Dos erros		2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
E3		21,10%	21,10%	21,70%	20,5%	20%
Teste de normalidade Shapiro Wilk	w	0,99056	0,99057	0,99059	0,99062	0,99061
	p-valor	0,3228	0,3233	0,3256	0,328	0,327

```
#Bartlett test of homogeneity of variances
Bartlett's K-squared = 0.013954, df = 4, p-value = 1
```

```
#Teste ANOVA
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
variavel 4 6 1.585 0.173 0.952
Residuals 845 7749 9.171
```

- Conclusões: Em todos os casos, os erros dos modelos seguem distribuição normal;  
Não há indícios que as médias dos seus grupos sejam diferentes.

**MODELO FILHO04**

FatorK		1	0,98	0,87	0,4	0
Média Absoluta dos erros		1,98	1,99	2,1	2,62	3,01
Média ds erros		0,77	0,85	1,21	2,2	2,75
Desvio pad. Dos erros		2,35	2,35	2,35	2,38	2,4
E3		17,60%	18,20%	26,40%	39,4%	47,60%
Teste de normalidade Shapiro Wilk	w	0,98179	0,98197	0,98279	0,98667	0,9886
	p-valor	0,02504	0,0264	0,03358	0,1063	0,1867

```
#Bartlett test of homogeneity of variances
Bartlett's K-squared = 0.34947, df = 4, p-value = 0.9864
```

```
#Teste ANOVA
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
variavel 4 521 130.31 23.03 <2e-16 ***
Residuals 845 4780 5.66
```

```
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

- Conclusões: Apenas quando  $k = 0,4$  e  $k = 0$  os dados seguem distribuição normal.

Há indícios que as médias dos seus grupos sejam diferentes;

Aplicando o teste ANOVA com ressalvas, há maiores erros quando FatorK passou de 1 para 0 no modelo FILHO04, sendo recomendado o valor igual a 1.

## APÊNDICE D – VALIDAÇÃO DOS MODELOS POR LOCAL DE MEDIÇÃO

Crerios para Validao:

- Média Absoluta dos Erros (MAE) < 3
- Média dos Erros (ME) < 3
- Desvio padrão dos erros < 3
- Porcentagem de erros maiores que +/- 3 (E3) < 32%
- p-valor normalidade > 0,05

### LOCAL 1A

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
Média Absoluta Erros	1,35	1,76	1,35	1,57	1,30
Média dos erros	-0,09	-1,32	0,12	1,3	0,55
Desvio padrão	1,8	1,8	1,77	1,4	1,56
E3	8,5%	11,4%	5,7%	11,4%	8,5%
p-valor Teste de Normalidade	0,08	0,13	0,12	0,18	0,43

### LOCAL 1B

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
Média Absoluta Erros	1,51	0,93	1,61	3,69	2,35
Média dos erros	1,47	0,11	1,52	3,69	2,35
Desvio padrão	1,3	1,16	2,10	1,43	1,27
E3	27,2%	0%	9%	63%	36%
p-valor Teste de Normalidade	0,15	0,5	0,57	0,81	0,68

### VIAS SECUNDÁRIAS LOCAIS 1 e 2

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
Média Absoluta Erros	2,04	2,4	2,85	2,31	2,76
Média dos erros	1,64	-1,1	-1,01	-1,57	-1,67
Desvio padrão	2,25	2,98	3,6	2,59	3,24
E3	17,8%	32,1%	32,1%	39,2%	42,8%
p-valor Teste de Normalidade	0,01*	0,88	0,26	0,19	0,17

\*os dados não seguem distribuição normal.

Parâmetros insuficientes para validação

**LOCAL 2**

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
Média Absoluta Erros	1,68	2,94	2,46	1,34	1,68
Média dos erros	-0,78	-2,66	-1,52	-0,27	-0,7
Desvio padrão	1,82	2,59	2,67	1,66	1,9
E3	11,5%	42%	34%	3%	23%
p-valor normalidade	0,42	0,2	0,14	0,95	0,2

**LOCAL 3**

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
MAE	2,05	1,91	1,82	2,12	1,61
ME	0,25	-0,25	1,45	2,12	1,53
Desvio padrão	2,25	2,08	1,9	0,64	1,28
E3	0%	7,6%	38,4%	7,6%	15,3%
p-valor normalidade	0,02*	0,05	0,07	0,91	0,49

\*os dados não seguem distribuição normal.

**LOCAL 4**

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
MAE	1,5	1,79	1,48	1,93	1,9
ME	0,36	-1,15	0,02	-1,49	-1,56
Desvio padrão	1,76	1,8	1,83	1,98	1,78
E3	6%	13,3%	13,3%	26,6%	20%
p-valor normalidade	0,77	0,83	0,87	0,99	0,92

**LOCAL 5**

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
MAE	1,55	2,03	1,43	1,19	1,64
ME	-0,66	-1,5	0,03	-0,36	-0,77
Desvio padrão	1,77	1,79	1,8	1,36	1,71
E3	0%	20%	6%	0%	0%
p-valor normalidade	0,21	0,37	0,5	0,35	0,04*

\*os dados não seguem distribuição normal.


**LOCAL 6**

Modelo	FILHO04	CALIXTO03	RLS90	NMPB08	CNOSSOS
MAE	3,07	2,74	4,37	3,72	1,45
ME	3,07	2,74	4,37	3,72	1,45
Desvio padrão	0,6	0,67	0,7	0,7	0,66
E3	37,5%	31%	100%	87,5%	0%
p-valor normalidade	0,08*	0,07*	0,16*	0,45*	0,34*

\*Normalidade dos dados foi atingida após eliminação de evento intrusivo em uma das medições.

**LOCAL 7**

<b>Modelo</b>	<b>FILHO04</b>	<b>CALIXTO03</b>	<b>RLS90</b>	<b>NMPB08</b>	<b>CNOSSOS</b>
<b>MAE</b>	4,58	1,56	1,54	2,49	2,58
<b>ME</b>	4,581	0,81	0,67	-2,49	-2,58
<b>Desvio padrão</b>	1,69	1,75	1,73	1,37	1,41
<b>E3</b>	81%	9%	0%	36%	45%
<b>p-valor normalidade</b>	0,07	0,73	0,35	0,25	0,2

 Parâmetros insuficientes para validação

**Conclusões:**

- CNOSSOS: Não recomendado para modelagem em vias com pavimento paralelepípedo (local 7);
- NMPB08: Não recomendado para modelagem em vias com pavimento paralelepípedo (local 7) e intertravado (local 6), em vias com baixo fluxo de veículos (secundárias) e em vias congestionadas com alta porcentagem de motocicletas e incidência de buzinas (local 1B);
- RLS90: Não recomendado para modelagem em vias com alta porcentagem de veículos pesados (local 2 – Avenida Imperador) e em vias com pavimento intertravado (local 6);
- CALIXTO03: Não recomendado para modelagem em vias com alta porcentagem de veículos pesados (local 2 – Avenida Imperador);
- FILHO04: Não recomendado para modelagem em vias com pavimento paralelepípedo (local 7) e intertravado (local 6);
- PAZ10: Não recomendado para nenhuma situação analisada.



**LOCAL 1A - AVENIDA BEZERRA DE MENEZES**

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados				indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho
p1	26/09/2019	17:00	1398	408	0	762	74,5	65,8	70,9	1,1	72,8	74,1	74,2	73,3	72,5	74,6
p1	26/09/2019	17:12	756	390	0	1206	76,0	64,5	80,4	1,7	74,3	75,0	75,7	74,9	73,8	75,1
p2	12/09/2019	14:55	1865	140	12	765	74,4	64,1	75,1	0,0	71,6	73,6	73,2	73,8	72,4	73,6
p2	12/09/2019	15:07	2009	176	6	807	74,3	64,2	74,3	0,0	71,4	73,8	73,3	73,9	72,5	73,7
p2	12/09/2019	15:19	1817	206	0	789	74,0	64,2	73,2	0,3	71,1	73,9	73,4	73,9	72,5	73,8
p2	12/09/2019	15:31	1877	254	0	885	73,8	63,7	74,2	0,1	71,1	74,2	73,5	73,9	72,5	73,8
p2	23/09/2019	17:07	1845	226	0	967	75,7	65,8	75,4	0,1	74,1	74,4	74,8	74,5	73,0	74,0
p2	23/09/2019	17:17	1847	246	0	997	75,3	65,0	76,3	0,9	73,6	74,6	74,8	74,6	73,0	74,0
p2	23/09/2019	17:29	1849	266	0	1027	75,6	65,7	75,2	0,0	73,6	74,7	74,9	74,6	73,1	74,1
p2	23/09/2019	17:41	1719	260	0	1127	69,6	62,3	61,8	0,1	71,9	74,5	74,9	74,6	73,0	74,0
p3	05/09/2019	17:00	2268	348	6	1410	76,7	62,9	88,1	0,1	73,9	75,0	74,7	74,8	73,1	73,9
p3	05/09/2019	17:12	2034	312	0	1446	77,2	62,6	90,9	0,7	73,7	74,3	74,5	74,3	72,7	73,6
p3	05/09/2019	17:26	1992	360	18	1074	77,1	62,3	91,6	0,0	73,4	74,7	74,0	74,0	72,5	73,8
p3	05/09/2019	17:38	2142	294	6	1098	76,6	63,3	86,7	0,3	73,4	74,4	73,8	73,9	72,4	73,7
p3	26/09/2019	11:20	1962	300	0	756	77,1	60,0	98,5	0,4	74,4	73,6	72,8	73,2	71,8	73,4
p3	26/09/2019	11:30	2166	288	0	798	76,0	62,2	87,4	0,0	72,2	74,0	73,1	73,8	72,3	73,6
p4	05/09/2019	17:00	2268	348	6	1410	76,0	61,4	89,6	0,0	74,2	73,2	74,6	72,8	71,1	72,0
p4	05/09/2019	17:12	2034	312	0	1446	77,0	59,3	99,9	0,0	72,8	72,7	74,4	72,3	70,7	71,6
p4	05/09/2019	17:26	1992	360	18	1074	76,7	59,1	99,2	0,0	72,8	72,7	73,9	72,0	70,5	71,8
p4	05/09/2019	17:38	2142	294	6	1098	76,3	63,0	86,1	0,3	73,3	72,4	73,7	71,9	70,4	71,7
p4	10/09/2019	14:40	1860	246	6	762	75,6	56,1	104,2	0,1	72,0	71,6	72,8	71,3	70,0	71,3
p4	10/09/2019	14:54	1956	312	6	726	75,8	59,4	95,3	0,8	72,5	72,0	72,9	71,7	70,2	71,6
p4	10/09/2019	15:05	1980	246	6	1368	75,5	58,9	95,4	0,1	72,0	72,9	75,1	72,6	70,9	71,5
p4	10/09/2019	15:17	1980	306	6	792	75,6	60,7	90,5	0,0	72,9	72,0	73,1	71,7	70,2	71,5

Valores coletados durante horário pico (17hs às 19hs)



Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho	
p5	10/09/2019	14:40	1860	246	6	762	72,9	58,6	85,6	2,1	71,6	71,9	73,3	71,3	70,0	71,5	
p5	10/09/2019	14:54	1956	312	6	726	72,9	60,3	80,8	0,0	69,6	72,0	73,3	71,2	70,0	71,5	
p5	10/09/2019	15:05	1980	246	6	1368	73,2	58,9	86,2	0,0	69,2	72,6	74,3	72,0	70,5	71,7	
p5	10/09/2019	15:17	1980	306	6	792	75,0	67,8	66,4	0,0	72,3	72,4	73,8	71,6	70,2	71,8	
p5	25/09/2019	14:40	2004	216	0	876	74,3	56,5	97,8	0,7	71,3	71,8	73,3	71,5	70,1	71,4	
p5	25/09/2019	14:52	1812	354	0	792	75,9	57,6	100,9	0,0	72,8	72,3	73,6	71,4	70,1	71,8	
p5	25/09/2019	15:16	2034	253	0	942	75,1	58,8	94,0	0,4	71,7	72,3	74,0	71,6	70,2	71,6	
p5	26/09/2019	17:38	2178	498	0	1662	76,7	60,0	97,0	0,0	72,9	73,9	76,1	73,0	71,3	72,3	
p5	26/09/2019	17:50	2088	384	0	1206	75,9	60,9	90,7	0,1	75,9	73,3	75,0	72,5	70,9	72,1	
p6	26/09/2019	17:38	2178	498	0	1662	77,9	56,8	111,2	0,1	74,8	73,7	75,9	72,4	70,7	71,7	
p6	26/09/2019	17:50	2088	384	0	1206	77,9	58,6	105,5	1,5	77,0	73,0	74,7	71,9	70,3	71,5	

### LOCAL 1B - AVENIDA BEZERRA DE MENEZES

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho	
p7	05/09/2019	15:20	2352	318	6	1014	72,8	63,7	70,2	0,0	69,9	73,4	73,5	72,9	71,4	73,0	
p7	05/09/2019	15:33	2052	354	0	984	72,4	64,0	67,8	0,0	70,0	73,6	73,6	72,5	71,2	73,1	
p8	06/09/2019	16:52	1614	354	6	1332	73,1	63,3	72,5	1,1	71,1	73,5	75,7	72,5	71,0	72,2	
p8	06/09/2019	17:03	1350	336	0	882	70,5	64,9	57,3	0,0	68,4	72,7	74,6	71,5	70,3	71,9	
p8	06/09/2019	17:14	1758	330	12	1278	71,9	63,3	67,6	0,6	69,5	73,2	75,1	72,2	70,8	72,0	
p8	11/09/2019	16:50	1548	330	6	864	73,5	57,1	92,7	0,0	71,2	72,6	74,2	71,6	70,3	71,9	
p8	11/09/2019	17:04	1746	366	12	1296	75,3	56,6	101,5	0,0	71,1	73,7	75,7	72,7	71,1	72,3	
p9	06/09/2019	17:42	1746	426	12	1002	74,8	60,8	86,7	0,0	71,8	73,5	74,7	72,8	71,3	72,3	
p9	11/09/2019	16:50	1548	330	6	864	76,6	59,3	98,3	0,0	71,9	72,0	73,0	71,4	70,2	71,7	
p9	11/09/2019	17:25	1848	348	12	1218	75,4	57,4	99,4	0,0	71,2	72,9	74,1	72,3	70,9	72,0	
p9	11/09/2019	17:37	1902	432	6	1422	75,7	58,7	96,8	0,1	72,2	73,4	74,9	72,6	71,1	72,2	

**LOCAL 2 - AVENIDA DOMINGOS OLIMPIO**

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados				indicadores acústicos				Leq modelado					
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho
p10	17/12/2019	11:00	1560	120	0	366	71,8	60,6	75,6	0,0	68,6	71,3	70,6	71,0	69,9	71,4
p10	17/12/2019	11:15	1302	84	0	366	72,8	61,5	76,8	0,0	69,2	69,7	70,3	70,7	69,7	70,7
p10	17/12/2019	11:27	1338	102	0	468	73,6	59,1	87,2	0,0	69,6	70,9	71,3	70,8	69,8	71,2
p11	03/12/2019	14:15	1494	66	18	546	74,9	62,3	82,6	0,0	71,3	75,9	71,5	72,4	71,1	71,9
p11	03/12/2019	14:32	1440	90	12	438	75,4	63,9	80,1	0,9	74,6	75,0	70,8	71,9	70,7	71,7
p11	03/12/2019	14:34	1626	102	24	438	75,4	62,6	84,0	0,0	72,0	76,0	71,0	72,0	70,8	72,0
p12	03/12/2019	14:15	1494	66	18	546	74,8	59,1	92,1	0,3	71,8	69,8	71,2	70,2	68,9	69,7
p12	03/12/2019	14:32	1440	90	12	438	75,3	62,2	84,6	0,5	72,9	69,3	70,4	69,6	68,5	69,4
p12	03/12/2019	14:34	1626	102	24	438	74,9	60,0	89,4	0,0	71,0	69,8	70,7	69,8	68,6	69,7
p13	05/12/2019	14:45	1710	96	24	426	75,6	58,7	96,1	0,0	71,6	71,3	72,0	71,9	70,5	71,1
p13	05/12/2019	14:56	1602	72	30	456	75,5	58,1	97,4	0,4	72,2	71,2	71,9	71,5	70,2	71,0
p13	05/12/2019	15:08	1674	120	36	378	75,5	59,1	94,7	0,0	72,2	71,5	71,8	71,5	70,2	71,2
p14	05/12/2019	14:45	1710	96	24	426	73,7	59,3	86,9	0,0	70,4	71,6	71,8	71,2	70,0	71,1
p14	05/12/2019	14:56	1602	72	30	456	72,7	60,9	78,1	0,0	69,4	71,2	71,9	71,3	70,1	71,0
p14	05/12/2019	15:08	1674	120	36	378	74,1	60,7	84,1	0,0	72,8	72,3	71,8	71,5	70,3	71,5
p15	17/12/2019	15:45	1602	114	18	486	72,9	63,3	71,6	0,0	70,4	71,3	71,8	71,0	69,8	71,0
p15	17/12/2019	15:57	1548	120	18	510	73,2	62,8	74,4	0,0	74,2	71,2	72,1	70,9	69,7	70,9
p15	17/12/2019	16:09	1534	100	18	464	71,5	62,7	67,7	0,0	68,8	71,2	71,8	71,0	69,8	71,0
p16	17/12/2019	15:45	1602	114	18	486	77,5	65,6	83,3	0,4	75,1	74,2	74,4	71,6	70,6	73,5
p16	17/12/2019	15:57	1548	120	18	510	78,2	64,4	89,6	0,1	76,8	73,7	74,0	71,5	70,5	73,3
p16	17/12/2019	16:09	1534	100	18	464	77,5	66,0	82,1	0,0	73,6	73,7	73,8	71,3	70,4	73,3
p17	17/12/2019	14:48	1534	100	18	464	77,9	58,9	104,7	0,4	74,9	72,8	73,1	70,1	69,1	73,4
p17	17/12/2019	15:00	1534	100	18	464	78,4	58,4	108,4	0,0	74,5	73,2	73,2	70,1	69,2	73,5
p18	17/12/2019	14:48	1534	100	18	464	77,7	55,8	113,3	0,2	74,3	70,6	73,0	68,3	67,3	71,5
p18	17/12/2019	15:00	1534	100	18	464	77,5	55,3	113,9	0,0	73,8	70,7	72,9	68,2	67,3	71,5
p18	17/12/2019	15:12	1534	100	18	464	77,3	56,1	110,8	0,0	73,1	70,1	72,6	68,0	67,0	71,1

**VIAS SECUNDÁRIAS LOCAIS 1 e 2**

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados				indicadores acústicos				Leq modelado					
Ponto	data	hora	leve	pesadol	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho
<b>RUA JOSE CANDIDO (LOCAL 1A)</b>																
p19	26/09/2019	10:13	438	12	0	78	70,2	62,5	63,3	0,0	67,6	64,0	64,2	66,1	65,5	67,2
p19	26/09/2019	10:28	486	12	0	132	70,8	62,6	65,2	0,1	68,7	67,4	68,1	69,6	68,8	70,1
p19	26/09/2019	10:40	492	0	0	90	72,2	60,7	76,6	0,0	72,1	70,7	71,2	73,5	72,8	73,9
p19	26/09/2019	17:00	264	0	0	132	70,2	63,2	60,9	0,0	67,8	64,4	66,0	66,5	66,2	67,9
p19	26/09/2019	17:12	576	6	0	132	63,6	51,3	70,6	0,2	61,2	60,1	60,8	62,7	61,8	62,7
<b>RUA JOSE DE BARCELOS (LOCAL 1A)</b>																
p20	12/09/2019	14:55	264	6	0	72	62,1	52,9	59,9	0,0	59,8	58,0	58,1	59,0	58,8	61,1
p20	12/09/2019	15:07	492	30	0	66	63,2	52,7	64,7	0,0	60,7	60,3	59,6	61,1	60,4	62,3
p20	12/09/2019	15:19	360	6	0	162	60,1	52,0	54,7	0,4	61,8	57,0	58,0	58,3	57,7	59,2
p20	12/09/2019	15:31	438	12	0	114	71,6	57,0	85,1	1,9	70,4	70,3	70,4	71,5	70,8	72,4
<b>RUA PROFESSOR NOGUEIRA (LOCAL 1A)</b>																
p21	25/09/2019	14:40	18	0	0	3	72,4	56,8	89,0	0,0	68,8	62,0	63,2	60,6	62,5	68,7
p21	25/09/2019	14:52	18	0	0	3	72,1	56,0	90,5	0,2	67,9	62,7	63,8	61,2	63,1	69,3
p21	25/09/2019	15:04	18	0	0	6	72,4	58,2	84,8	0,3	68,9	63,2	64,7	61,7	63,6	69,6
p21	25/09/2019	15:16	18	0	0	0	72,1	57,1	86,9	0,2	68,7	61,1	62,3	59,5	61,4	67,8
<b>RUA EDUARDO BARROS LEAL (LOCAL 2B)</b>																
p22	05/09/2019	15:20	48	0	0	72	68,9	59,9	66,0	0,0	66,3	66,2	66,1	65,5	65,3	68,7
p22	05/09/2019	15:33	48	0	0	72	69,0	60,1	65,9	0,0	66,6	66,2	66,1	65,2	65,2	68,7

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados				indicadores acústicos				Leq modelado					
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho
<b>RUA PADRE MORORÓ (LOCAL 2)</b>																
p23	17/12/2019	11:00	201	21	0	63	71,8	61,8	71,7	0,3	69,1	69,2	68,8	70,7	69,9	71,3
p23	17/12/2019	11:15	201	21	0	63	70,4	63,0	62,4	0,0	68,4	69,7	68,4	70,6	69,8	71,6
p23	17/12/2019	11:27	201	21	0	63	70,3	61,3	67,3	0,9	68,6	68,1	68,0	70,2	69,5	70,8
p24	03/12/2019	15:10	210	30	0	36	71,5	61,3	72,3	0,0	69,8	67,8	65,6	67,1	67,1	70,6
p24	03/12/2019	15:24	192	12	0	90	72,9	58,9	84,7	0,0	70,9	66,5	66,3	67,4	67,2	70,0
p25	03/12/2019	15:10	210	30	0	36	70,1	54,1	88,1	0,2	68,0	66,0	65,1	66,0	66,1	69,8
p25	03/12/2019	15:24	192	12	0	90	71,4	52,9	97,2	0,2	69,5	65,0	65,8	66,3	66,2	69,1
<b>RUA FRANCISCA ISABEL (LOCAL 2)</b>																
p26	05/12/2019	15:44	174	18	0	96	70,2	57,4	78,6	0,0	67,5	66,3	66,8	67,2	67,2	70,0
p26	05/12/2019	15:56	228	18	0	96	74,0	59,1	88,7	0,0	70,2	66,1	67,2	68,0	67,8	69,8
p26	05/12/2019	16:08	186	0	0	54	69,5	58,9	71,3	0,0	66,8	67,2	67,6	68,5	68,2	70,6
p27	05/12/2019	15:44	174	18	0	96	66,9	54,6	73,8	0,3	63,4	70,2	68,5	69,4	69,0	71,7
p27	05/12/2019	15:56	228	18	0	96	68,6	56,4	75,2	0,0	64,7	70,4	68,6	69,8	69,4	71,8
p27	05/12/2019	16:08	186	0	0	54	69,1	56,4	77,3	0,6	66,9	68,1	67,5	69,3	68,8	70,6

### LOCAL 3 - AVENIDA HUMBERTO MONTE

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados				indicadores acústicos				Leq modelado					
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho
p28	10/06/2019	17:17	2740	144	0	1308	77,4	64,9	85,1	0,3	74,6	75,2	70,0	72,1	70,9	72,3
p28	10/06/2019	17:37	2400	148	0	1220	77,0	63,2	88,3	0,0	73,4	74,6	70,3	72,1	71,0	72,8
p28	12/06/2019	17:15	2824	128	0	1248	76,7	64,7	82,7	0,1	73,4	75,2	71,0	72,7	71,4	72,6
p28	12/06/2019	17:35	2704	112	0	1140	78,0	64,1	89,5	0,0	74,8	74,9	70,1	72,2	71,0	72,3
p28	12/06/2019	17:50	2600	180	0	1120	77,8	63,8	89,8	0,1	74,9	75,0	71,0	72,8	71,4	72,7
p29	12/06/2019	17:15	2824	128	0	1248	77,1	67,3	76,6	0,0	74,0	74,7	68,7	71,5	70,5	72,1
p29	12/06/2019	17:35	2704	112	0	1140	77,9	65,7	84,4	0,0	75,0	74,4	70,2	71,5	70,2	71,8

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	mmpb	rls90	calixto	filho	
p30	03/10/2018	12:16	1884	144	6	546	76,1	63,4	84,1	0,0	72,1	74,9	69,3	70,9	69,8	71,1	
p30	04/10/2018	12:26	2184	126	24	528	75,8	62,7	85,3	0,0	72,7	75,1	69,9	71,7	70,5	72,0	
p30	05/10/2018	12:36	1908	144	18	606	76,2	62,8	86,7	0,0	73,4	75,3	69,3	70,8	69,8	71,5	
p30	06/10/2018	12:46	1902	132	18	636	76,0	64,0	82,2	0,0	72,2	75,5	69,0	70,3	69,2	70,9	
p30	07/10/2018	12:56	2166	162	48	534	76,4	63,4	85,4	0,0	72,8	76,0	69,0	70,0	69,0	70,9	
p30	08/10/2018	13:06	2088	96	0	462	75,4	61,4	87,6	0,0	71,8	74,4	69,7	71,2	70,1	71,6	

#### LOCAL 4 - RUA PADRE VALDEVINO

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	mmpb	rls90	calixto	filho	
p31	06/11/2018	17:30	720	28	0	228	78,9	64,8	91,2	0,3	75,1	70,3	70,8	72,0	70,7	71,9	
p31	06/11/2018	17:45	716	56	4	204	76,7	64,7	82,7	0,9	74,5	71,7	72,2	71,2	70,0	71,7	
p31	06/11/2018	18:00	780	36	0	308	76,4	64,4	82,3	0,1	73,5	71,1	71,7	73,0	71,5	72,4	
p31	06/11/2018	18:15	724	28	0	236	76,6	63,4	86,0	0,2	73,2	70,4	71,2	72,8	71,3	72,1	
p31	07/11/2018	17:30	800	44	0	292	73,2	62,0	76,8	0,1	70,2	71,4	72,5	73,4	71,8	72,4	
p31	07/11/2018	17:45	676	24	0	148	72,5	62,0	73,9	0,7	69,8	69,6	71,7	72,7	71,2	72,3	
p32	08/11/2018	17:10	768	52	4	268	73,7	62,3	77,6	0,2	71,3	70,3	72,4	72,9	71,4	72,3	
p32	08/11/2018	17:25	692	20	0	244	76,3	60,2	94,8	0,3	72,6	68,6	72,0	72,4	71,0	72,2	
p33	08/11/2018	17:50	776	40	0	200	73,4	59,6	84,5	0,3	70,1	69,8	71,9	72,5	71,0	71,8	
p33	08/11/2018	18:05	592	24	0	204	73,6	60,5	82,9	0,1	70,6	68,6	72,2	72,6	71,0	71,6	
p34	08/11/2018	18:30	748	44	4	164	73,9	60,2	85,2	-6,9	70,3	69,0	71,0	72,1	70,7	71,4	
p35	26/11/2018	18:38	620	36	0	168	74,7	58,1	94,7	0,2	71,5	68,5	72,3	70,8	69,2	69,9	
p36	26/11/2018	17:55	664	28	4	236	71,9	60,9	74,9	1,0	69,6	69,5	71,1	69,8	68,5	70,0	
p36	26/11/2018	18:10	752	36	0	324	72,0	60,5	76,6	0,2	68,7	70,1	72,9	73,1	71,6	72,4	
p37	26/11/2018	17:30	504	52	4	476	75,1	65,4	74,3	0,3	71,9	70,5	73,8	73,9	72,2	72,8	

**LOCAL 5 - RUA COSTA BARROS**

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho	
p38	06/11/2018	17:30	1040	52	0	300	72,7	60,6	79,2	0,0	70,0	72,4	72,2	72,4	70,8	71,5	
p38	06/11/2018	17:45	1004	28	0	296	76,1	61,3	90,3	0,1	72,4	71,5	72,6	72,9	71,2	71,8	
p38	06/11/2018	18:00	1072	40	0	424	74,5	62,3	81,0	0,0	71,0	72,4	65,9	69,3	69,5	72,8	
p38	06/11/2018	18:15	924	52	0	320	72,7	61,2	77,1	0,2	69,6	72,2	67,7	71,1	70,9	73,7	
p39	08/11/2018	17:10	972	48	0	364	77,1	61,7	93,1	0,6	74,4	71,9	67,4	71,0	70,8	73,5	
p39	08/11/2018	17:25	832	48	0	332	75,5	62,1	85,9	0,7	72,7	71,5	63,7	67,3	67,9	71,9	
p40	08/11/2018	17:50	1028	52	0	400	78,1	62,7	94,4	0,2	74,4	71,9	61,9	65,4	66,4	71,3	
p40	08/11/2018	18:05	988	36	0	468	75,9	62,3	86,7	0,5	72,4	71,5	63,0	65,3	65,8	70,9	
p41	08/11/2018	18:30	960	28	0	344	73,8	60,7	83,2	0,5	71,3	70,9	63,1	66,8	66,9	70,8	
p42	27/11/2018	18:20	976	32	0	424	75,9	62,1	87,4	0,1	72,8	70,4	63,2	65,8	66,2	70,3	
p42	27/11/2018	18:35	836	68	0	240	76,0	59,0	96,8	0,1	72,5	69,9	65,0	67,4	67,4	71,7	
p43	27/11/2018	17:40	844	32	0	452	76,4	62,8	87,3	0,4	73,3	72,1	66,5	69,5	69,0	72,0	
p43	27/11/2018	17:55	992	44	0	560	76,3	64,0	83,0	0,3	72,8	73,0	64,9	68,1	68,0	71,4	
p44	21/11/2018	18:15	996	48	0	468	75,8	64,2	80,6	1,0	73,3	71,6	76,9	74,4	72,5	72,9	
p44	26/11/2018	17:30	1132	64	0	496	76,5	63,3	86,3	1,0	74,1	72,3	76,3	73,8	72,0	72,7	

**LOCAL 6 - RUA MONSENHOR TABOSA**

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho	
p45	13/06/2019	17:53	1188	28	0	456	74,4	60,3	86,6	0,0	71,1	73,7	76,8	74,6	72,7	72,8	
p45	13/06/2019	18:07	1108	68	0	392	74,8	59,9	89,4	0,5	72,1	73,7	76,4	74,3	72,5	72,6	
p45	16/09/2019	16:55	976	44	0	485	75,7	60,9	90,0	0,1	72,1	73,4	76,5	74,3	72,4	73,0	
p45	16/09/2019	17:06	1074	18	0	432	73,9	62,6	78,0	0,0	70,4	73,2	76,3	74,1	72,1	72,3	
p45	19/09/2019	14:05	1020	36	0	444	76,2	57,0	104,0	0,0	71,9	73,3	75,9	73,8	71,9	72,1	
p45	19/09/2019	14:17	1176	24	0	380	75,2	58,9	94,0	0,0	71,5	73,3	74,4	75,6	74,2	75,0	

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho	
p45	19/09/2019	14:33	1228	28	0	324	75,2	59,3	93,0	0,1	71,7	73,3	74,6	76,0	74,5	74,9	
p45	19/09/2019	14:52	1040	36	0	360	75,9	59,8	94,2	0,1	72,1	73,1	74,7	75,5	74,1	75,1	
p45	19/09/2019	15:10	1184	24	0	308	74,7	59,3	90,9	0,1	71,0	73,1	74,8	75,9	74,4	75,1	
p45	19/09/2019	15:35	1104	44	0	696	74,6	62,0	82,2	1,7	72,8	74,3	75,0	76,0	74,5	75,3	
p45	20/09/2019	9:27	968	32	0	388	76,1	59,3	96,6	0,0	72,4	72,9	74,2	75,8	74,3	74,7	
p45	20/09/2019	9:45	1000	28	0	412	75,8	60,5	91,8	0,0	72,3	73,1	76,0	76,6	74,9	75,2	
p45	20/09/2019	10:06	984	24	0	300	75,5	60,5	90,5	0,0	71,9	72,6	75,9	76,4	74,7	75,6	
p45	20/09/2019	10:24	1050	30	0	348	75,3	60,9	88,5	0,0	71,9	73,0	76,1	76,2	74,6	74,7	
p46	13/06/2019	17:18	1308	24	0	524	73,6	62,6	76,4	0,2	71,2	72,6	75,6	76,2	74,6	74,3	
p46	13/06/2019	17:38	1112	12	0	484	74,6	59,3	90,6	0,1	71,2	71,9	75,8	76,2	74,6	74,5	

### LOCAL 7 - RUA INTERNA CAMPUS DO PICI/ UFC.

Identificação do ponto			volume de veículos/hora coletados					indicadores acústicos					Leq modelado				
Ponto	data	hora	leve	pesado1	pesado2	moto	L10	L90	TNI	filtro	Leq	cnossos	nmpb	rls90	calixto	filho	
p47	03/09/2019	7:27	448	8	0	76	72,6	57,8	86,9	0,0	68,9	65,3	75,4	76,4	74,7	75,1	
p47	03/09/2019	7:43	684	20	0	104	72,7	60,2	80,4	0,0	69,2	67,2	75,1	76,4	74,7	75,1	
p47	03/09/2019	8:00	676	16	0	92	71,8	60,0	77,2	0,0	68,6	67,1	75,2	76,0	74,4	75,1	
p47	04/09/2019	14:08	288	4	0	44	68,5	52,4	86,9	0,2	64,5	63,2	74,9	76,2	74,6	75,0	
p47	04/09/2019	14:26	184	4	0	28	67,4	51,6	84,8	0,0	63,5	61,4	77,3	77,1	75,3	75,5	
p48	21/06/2019	7:26	144	20	0	20	67,6	67,6	37,6	0,0	67,6	61,8	75,3	75,8	74,3	75,0	
p48	21/06/2019	7:42	228	12	0	20	66,4	66,4	36,4	0,0	66,4	62,5	75,5	76,0	74,4	75,0	
p48	01/07/2019	7:26	160	8	0	40	66,1	66,1	36,1	0,0	66,1	61,4	74,6	75,6	74,1	74,8	
p48	11/09/2019	7:28	236	32	0	32	72,4	48,6	113,7	0,0	69,1	63,9	75,1	76,0	74,4	74,4	
p48	11/09/2019	8:56	400	28	0	60	71,7	46,8	116,3	0,0	67,4	65,4	75,0	75,5	73,7	73,8	
p48	11/09/2019	7:44	300	20	0	36	72,9	51,4	107,4	0,0	68,7	64,0	74,4	74,9	73,2	73,4	

Valores coletados durante horário pico



**Dados coletados de velocidades por locais de medição.**

Via	Velocidade média de Automóveis (km/h)	Velocidade média de Motos (km/h)	Velocidade média de veic. pesados (km/h)	média	desv.pad
Via interna Campis PICI/UFC – ponto p47	25	21	15	20,3333	8
Via interna Campis PICI/UFC – ponto p48	21	26	14	20,3333	5
Rua Monsenhor Tabosa	25	33	28	28,6667	6
Av. Humberto Monte	38	50	34	40,6667	7

**Dados de velocidade obtidos através de FOTOSSENSORES (CTAFOR/AMC) nos locais 1 e 2.**

Via	Horário	Ano	Vel média (km/h)	desvio padrão	Vel max (km/h)	vel min (km/h)	Fluxo estimado
Av Bezerra de Menezes	entre pico	2019	32,6	6	44,6	20,3	296
	pico	2019	30,5	6,3	44,4	18,7	280
Av Bezerra de Menezes	entre pico	2019	34	6	45,1	14	289
	pico	2019	31,65	6	44,4	15,6	280
Av. Domingos Olímpio	entre pico	2019	33,3	5,5	46,4	20,1	177
	pico	2019	32	5,4	44,7	20,5	162
Av Imperador	entre pico	2019	34,14	6	46,4	21,3	286
	pico	2019	30,8	5,4	42,2	22,3	249

**Dados de velocidade de veículos obtidos através do SCOOT (CTAFOR/AMC) nos locais 4 e 5.**

Via	Ponto	Ano	Vel média	desvio padrão	Ano	Vel média	desvio padrão
Costa Barros	P1	2016	21	3,5	2017	18,3	5,2
Costa Barros	p2	2016	21,7	3,1	2017	21,6	3,4
Costa Barros	P3	2016	20	2,6	2017	22,8	3
Costa Barros	P4	2016	16	8,2	2017	12,3	2
Costa Barros	P7	2016	8	1	2017	8,4	1,6
Padre Valdevino	P2	2016	20	3,3	2017	22	4
Padre Valdevino	P3	2016	9	1,9	2017	8,5	2,2



**Observações de passagem de veículos isolados nas vias.**

Via	veículo	estado	NPS (dB)	Via	veículo	estado	NPS (dB)
Padre Valdevino	Moto	passagem	85,40	Mons. Tabosa	caminhão	passagem	74,2
Padre Valdevino	Moto	passagem	84,50	Mons. Tabosa	Ônibus	parado	71,4
Padre Valdevino	Moto	passagem	86,20	Mons. Tabosa	Moto	passagem	78,3
Padre Valdevino	Moto	passagem	82,90	Mons. Tabosa	Ambulancia passando em 10s		101,1
Padre Valdevino	Moto	passagem	74,00	Mons. Tabosa	-----	buzina	78,2
Padre Valdevino	Ônibus	passagem	81,4	Mons. Tabosa	-----	buzina	80,5
Padre Valdevino	Ônibus	passagem	82,4	Mons. Tabosa	-----	buzina	90,2
Padre Valdevino	Ônibus	passagem	84,3	Mons. Tabosa	Moto	buzina	78
Padre Valdevino	Ônibus	desaceleração	104,0	Mons. Tabosa	Moto	buzina	75,3
Padre Valdevino	Carros	fluxo livre	72	Mons. Tabosa	Moto	buzina	75,2
Humberto Monte	Moto	aceleração	78,3	Mons. Tabosa	Moto	buzina	75,4
Humberto Monte	Moto	passagem	81,7	Mons. Tabosa	Moto	buzina	81,8
Humberto Monte	Ônibus	parado	76,9	Mons. Tabosa	Moto	buzina	97,1
Humberto Monte	Ônibus	parado	81,8	Mons. Tabosa	Moto	buzina	77
Humberto Monte	Moto/carro	Buzina	94,2				