

ALFREDO CALIXTO

O RUÍDO GERADO PELO TRÁFEGO DE VEÍCULOS EM “RODOVIAS-GRANDES AVENIDAS” SITUADAS DENTRO DO PERÍMETRO URBANO DE CURITIBA, ANALISADO SOB PARÂMETROS ACÚSTICOS OBJETIVOS E SEU IMPACTO AMBIENTAL.

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Mecânica, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. -Ing.- Paulo Henrique Trombetta Zannin

CURITIBA

2002

TERMO DE APROVAÇÃO

ALFREDO CALIXTO

O RUÍDO GERADO PELO TRÁFEGO DE VEÍCULOS EM “RODOVIAS-GRANDES AVENIDAS”
SITUADAS DENTRO DO PERÍMETRO URBANO DE CURITIBA, ANALISADO SOB PARÂMETROS
ACÚSTICOS OBJETIVOS E SEU IMPACTO AMBIENTAL.

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Mecânica, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná.

Prof. Dr. Carlos Henrique Marchi
Coordenador do PG-MEC

Prof. Dr.-Ing-. Paulo Henrique Trombetta Zannin
Orientador

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Francisco de Assis Mendonça
Departamento de Geografia, UFPR

Prof. Dr. Sc. Moyses Zindeluk
Departamento de Engenharia Mecânica
EE/COPPE, UFRJ

Prof. Dr.-Ing-. Paulo Henrique Trombetta Zannin
Departamento de Engenharia Mecânica
Orientador

Prof. Dr. Eng. Wiliam Alves Barbosa
Departamento de Engenharia Mecânica
Co-orientador

Curitiba, julho de 2002

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida.

Aos meus pais, Saleme e Carminha, e à tia Alice pelo apoio e exemplo de luta.

À Ana, minha esposa, pela compreensão e paciência.

Ao Rafael e à Giovana, meus filhos, que por pertencerem ao futuro, me dão forças para construir o presente.

Aos meus irmãos, Nassim e Eduardo, suas esposas e filhos, que sempre me incentivaram.

Aos professores, Dr. Wiliam Alves Barbosa, Dr. Carlos José de M. Siqueira e Dr. George Stanescu, pela implantação do PGMEC, viabilizando a realização de mais um de meus objetivos.

Aos professores do PGMEC, indispensáveis à minha formação.

Ao Fabiano Belisário Diniz, um verdadeiro amigo que sempre muito me auxiliou com suas notáveis habilidades.

Ao Deutscher Akademischer Austauschdienst - DAAD, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, e à Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná, pelos recursos fornecidos.

À Fernanda Pereira e ao Marcos Santin que me auxiliaram na realização das medições.

A todos que, mesmo não citados, contribuíram de alguma forma para esta conquista e sempre serão lembrados.

Agradecimentos especiais ao Prof. Dr. Paulo Henrique Trombetta Zannin, que em todas as etapas do desenvolvimento deste trabalho, esteve sempre pronto para dedicar seu tempo, conhecimento e experiência de maneira incondicional, justa e honesta, cumprindo assim de forma valiosa a função de orientador, sempre com amizade e consideração.

Quando o Homem se dedica conscientemente, com decência, a realizar os seus objetivos, sua energia e sua fonte de vida aumentam; ele suporta as dificuldades com coragem, superando-as.

Se, pelo contrário, o Homem não tem objetivos bem delineados, está sempre dividido, indeciso, sua vida se transforma em ansiedade, angústia, medo e negação de si mesmo.

Leocádio José Correa

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	viii
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	1
1.2 OBJETIVOS DO TRABALHO.....	3
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	4
2 CONCEITOS FUNDAMENTAIS	5
2.1 SOM E RUÍDO.....	5
2.2 PRESSÃO SONORA.....	7
2.3 NÍVEL DE PRESSÃO SONORA.....	7
2.4 ADIÇÃO DE NÍVEIS SONOROS.....	10
2.5 SUBTRAÇÃO DE NÍVEIS SONOROS.....	11
2.6 NÍVEL SONORO E DISTÂNCIA.....	11
2.7 CURVAS DE PONDERAÇÃO.....	12
2.8 NÍVEL EQUIVALENTE DE PRESSÃO SONORA, L_{eq}	13
2.9 NÍVEIS ESTATÍSTICOS DE RUÍDO, L_n	14
2.10 IMISSÃO SONORA.....	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1 IMPACTO DO RUÍDO NA SAÚDE HUMANA.....	15
3.2 PERCEPÇÃO E INCÔMODO AOS NÍVEIS DE RUÍDO.....	17
3.3 NÍVEL DE POLUIÇÃO SONORA, L_{NP}	21
3.4 ÍNDICE DE RUÍDO DE TRÁFEGO, TNI	21
3.5 NÍVEL EQUIVALENTE PARA O RUÍDO DE TRÁFEGO RODOVIÁRIO.....	21
3.6 MODELOS MATEMÁTICOS PARA RUÍDO DE TRÁFEGO.....	22
3.6.1 Histórico.....	22
3.6.2 Modelos Atualmente em Uso.....	23
3.7 IMISSÃO SONORA.....	28
4 MÉTODOS E TÉCNICAS	30
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS DADOS	36

5.1	RESULTADO DAS MEDIÇÕES.....	36
5.2	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	43
6	MODELAGEM MATEMÁTICA DO RUÍDO DE TRÁFEGO.....	50
6.1	GENERALIDADES.....	50
6.2	CONSTRUÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS.....	51
6.2.1	Os Modelos Matemáticos para L_{eq}	51
6.2.1.1	Modelo para uma variável.....	51
6.2.1.2	Modelo para duas variáveis.....	53
6.2.2	Modelos Matemáticos para L_{10}	63
6.2.2.1	Modelo de L_{10} para uma variável.....	63
6.2.2.2	Modelo de L_{10} para duas variáveis	64
6.2.3	Modelos Matemáticos para L_{90}	67
6.2.3.1	Modelo de L_{90} para uma variável.....	67
6.2.3.2	Modelo de L_{90} para duas variáveis.....	69
6.3	AVALIAÇÃO DOS MODELOS.....	71
6.3.1	Comparação dos Níveis de Emissão Sonora.....	71
6.3.2	Comparação dos Níveis de Imissão Sonora.....	83
7	O IMPACTO AMBIENTAL DO RUÍDO.....	87
7.1	NÍVEIS DE IMISSÃO SONORA.....	87
7.2	SOFTWARES PARA AVALIAÇÃO DE RUÍDO.....	87
7.2.1	O IMMI Ligth 1.02.....	88
7.2.2	O Sound Plan.....	89
7.3	MAPAS DO RUÍDO GERADO PELO TRÁFEGO.....	89
7.4	NÍVEIS REFERENCIAIS DO RUÍDO.....	94
7.4.1	O Critério da O.M.S.	94
7.4.2	O Critério do H.U.D.	94
7.4.3	O Critério da Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC)	95
7.5	AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DO RUÍDO	96
7.6	REDUÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL.....	100
8	CONCLUSÕES	114
8.1	APLICABILIDADE DA NORMA ALEMÃ RLS-90.....	114
8.2	MODELOS MATEMÁTICOS.....	114
8.3	O IMPACTO AMBIENTAL DO RUÍDO.....	115

8.4 O CONTROLE DA POLUIÇÃO SONORA.....	115
8.5 GERAIS.....	116
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	117
OBRAS CONSULTADAS.....	121
APÊNDICES.....	123

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - MEDIÇÕES.....	36
TABELA 2 - MATRIZ DE DADOS.....	39
TABELA 2a - DESCRIÇÃO E VALORES MÉDIOS DAS VARIÁVEIS.....	43
TABELA 3 - MATRIZ DE COEFICIENTES DE CORRELAÇÕES.....	44
TABELA 4 - PARÂMETROS LINEARIZADOS (RESUMIDA).....	46
TABELA 4a - DESCRIÇÃO E VALORES MÉDIOS DAS VARIÁVEIS.....	48
TABELA 5 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE VARIÁVEIS LINEARIZADAS.....	49
TABELA 6 - VARIAÇÃO DO FATOR DE PONDERAÇÃO, “n”.....	57
TABELA 7 - MATRIZ DE COEFICIENTES DE CORRELAÇÕES ENTRE L_{10} , L_{90} , L_{eq} E $10 \cdot \log[I(1+nVP/100)]$	61
TABELA 8 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{10}	71
TABELA 9 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{90}	75
TABELA 10- COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{eq}	78
TABELA 11- COMPARAÇÃO DE VALORES DE IMISSÃO A 40m.....	83
TABELA 12- LIMITES DE RUÍDO - LEI MUNICIPAL 8583/95 - PMC	96

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1.1 - QUAIS SÃO OS RUÍDOS QUE INCOMODAM?	2
FIGURA 2.1 - PERÍODO E AMPLITUDE NO MOVIMENTO DE UMA MOLA.....	5
FIGURA 2.2 - TRANSMISSÃO SONORA AÉREA x MOVIMENTO DA MOLA.....	6
FIGURA 2.3 - GRÁFICO PARA A SOMA DE DOIS NÍVEIS DE RUÍDO.....	10
FIGURA 2.4 - GRÁFICO PARA A SUBTRAÇÃO DE DOIS NÍVEIS DE RUÍDO.....	11
FIGURA 2.5 - CURVAS DE PONDERAÇÃO.....	12
FIGURA 4.1 - ESQUEMA DE POSICIONAMENTO DOS MEDIDORES.....	30
FIGURA 4.2 - MEDIÇÕES SONORAS SIMULTÂNEAS A 25 E A 40 METROS.....	34
FIGURA 4.3 - DETALHE DA MEDIÇÃO DE EMISSÃO SONORA A 25 METROS.....	34
FIGURA 4.4 - VISTA DAS CONDIÇÕES DE UM LOCAL DE MEDIÇÃO – 1.....	35
FIGURA 4.5 - VISTA DAS CONDIÇÕES DE UM LOCAL DE MEDIÇÃO – 2.....	35
FIGURA 6.1 - MODELAGEM DE L_{eq} PARA UMA VARIÁVEL.....	52
FIGURA 6.2 - CURVA AJUSTADA $L_{eq} \times 10 \log(I)$	53
FIGURA 6.3 - MODELAGEM DE L_{eq} PARA DUAS VARIÁVEIS.....	54
FIGURA 6.4 - CURVA AJUSTADA PARA $L_{eq} \times 10 \log[I.(1+9,5VP/100)]$	62
FIGURA 6.5 - MODELAGEM DE L_{10} PARA UMA VARIÁVEL.....	63
FIGURA 6.6 - CURVA AJUSTADA PARA $L_{10} \times 10 \log(I)$	64
FIGURA 6.7 - MODELAGEM DE L_{10} PARA DUAS VARIÁVEIS.....	65
FIGURA 6.8 - CURVA AJUSTADA PARA $L_{10} \times 10 \log[I.(1+9,5VP/100)]$	66
FIGURA 6.9 - MODELAGEM DE L_{90} PARA UMA VARIÁVEL.....	67
FIGURA 6.10- CURVA AJUSTADA PARA $L_{90} \times 10 \log(I)$	68
FIGURA 6.11- MODELAGEM DE L_{90} PARA DUAS VARIÁVEIS.....	69
FIGURA 6.12- CURVA AJUSTADA PARA $L_{90} \times 10 \log[I.(1+5VP/100)]$	70
FIGURA 6.13- COMPARAÇÃO DE VALORES MEDIDOS E VALORES CALCULADOS PARA L_{10}	74
FIGURA 6.14- COMPARAÇÃO DE VALORES MEDIDOS E VALORES CALCULADOS PARA L_{90}	77
FIGURA 6.15- COMPARAÇÃO DE VALORES MEDIDOS E VALORES CALCULADOS PARA L_{eq}	82

FIGURA 6.16 - COMPARAÇÃO DOS VALORES CALCULADOS E MEDIDOS DA IMISSÃO DO RUÍDO A 40 m.....	86
FIGURA 7.1 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA.....	90
FIGURA 7.2 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA – DETALHE 1: EDIFÍCIOS.....	91
FIGURA 7.3 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA – DETALHE 2: EDIFÍCIOS.....	92
FIGURA 7.4 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA – DETALHE 3: BOSQUE.....	93
FIGURA 7.5 - MAPA DE CONFLITO ENTRE O RUÍDO NA SITUAÇÃO ATUAL E OS LIMITES ACEITOS PELA LEI 8583/95-PMC.....	99
FIGURA 7.6 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA COM BARREIRA ACÚSTICA – SIMULAÇÃO.....	102
FIGURA 7.7 - REDUÇÃO DO RUÍDO POR MEIO DE BARREIRA ACÚSTICA – SIMULAÇÃO.....	103
FIGURA 7.8 - MAPA DE CONFLITO ENTRE O RUÍDO COM BARREIRA ACÚSTICA E OS LIMITES DA LEI 8583/95-PMC SIMULAÇÃO.....	104
FIGURA 7.9 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA COM FLUXO REDUZIDO – SIMULAÇÃO.....	105
FIGURA 7.10 - REDUÇÃO DO RUÍDO POR MEIO DE REDUÇÃO DO FLUXO – SIMULAÇÃO.....	106
FIGURA 7.11 - MAPA DE CONFLITO ENTRE O RUÍDO COM FLUXO REDUZIDO E OS LIMITES DA LEI 8583 DO MUNICÍPIO DE CURITIBA – SIMULAÇÃO.....	107
FIGURA 7.12 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA COM FLUXO REDUZIDO E BARREIRA – SIMULAÇÃO.....	108

FIGURA 7.13 - REDUÇÃO DO RUÍDO POR MEIO DE REDUÇÃO DO FLUXO E BARREIRA ACÚSTICA – SIMULAÇÃO.....	109
FIGURA 7.14 - MAPA DE CONFLITO DO RUÍDO COM BARREIRA E FLUXO REDUZIDO COM OS LIMITES DA LEI 8583/95 – PMC SIMULAÇÃO.....	110

RESUMO

Este trabalho refere-se ao estudo do problema do ruído urbano gerado pelo tráfego de veículos nas rodovias BR-116 e BR-277, que transformaram-se em grandes avenidas na cidade de Curitiba, analisado sob o aspecto objetivo dos parâmetros físicos sonoros medidos e calculados, e o impacto ambiental causado às regiões circunvizinhas a estas rodovias.

Com os resultados obtidos por medições realizadas nas principais rodovias que adentram o perímetro urbano de Curitiba, foram propostos modelos matemáticos, capazes de estimar os níveis de pressão sonora emitida nessas rodovias, a partir do conhecimento do fluxo de veículos e da composição do tráfego rodoviário.

Foi então possível uma comparação entre os resultados medidos com os resultados calculados pelo modelo matemático proposto, e com os resultados calculados segundo a metodologia da norma alemã RLS-90. Esta comparação permitiu a constatação da validade dos modelos matemáticos desenvolvidos neste trabalho, bem como da aplicabilidade do método de cálculo proposto pela norma alemã RLS-90.

Também foi avaliada a aplicabilidade do modelo adotado pela norma alemã RLS-90 para o cálculo dos níveis de imissão sonora, através de uma comparação de valores calculados com valores medidos. Esta avaliação foi extensiva aos programas de computadores baseados nesta norma alemã.

Com os valores dos níveis do ruído de tráfego que invade áreas habitadas nas proximidades dessas rodovias, foi feita uma comparação com valores referenciais estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (O.M.S.), pela lei municipal 8583 /1995 que determina níveis admissíveis de ruído urbano, e pelo U.S. Department of Housing and Urban Development (H.U.D.), que classifica a qualidade acústica de uma área residencial em função de níveis de ruído. Estas comparações permitiram então que as referidas áreas urbanas pudessem ser classificadas em relação à poluição sonora ambiental.

Neste estudo concluiu-se que: a) a norma alemã RLS-90 é aplicável na estimativa do ruído de tráfego em condições brasileiras de tráfego rodoviário; b) os modelos matemáticos desenvolvidos com a metodologia adotada apresentam resultados satisfatórios para a estimativa do ruído de tráfego rodoviário; c) os níveis do ruído de tráfego nas “rodovias-grandes avenidas” estudadas são superiores aos permitidos pela legislação municipal; d) os níveis de poluição sonora em áreas residenciais são inaceitáveis segundo o H.U.D.; e) as pessoas nestas áreas estão expostas a níveis de ruído nocivos à saúde segundo a O.M.S.

Finalmente, foram apresentadas algumas alternativas para o controle da poluição sonora gerada pelo tráfego de veículos nessas “rodovias-grandes avenidas”, através de simulações por redução dos parâmetros de tráfego, por barreiras acústicas e pela combinação das duas alternativas, demonstrando-se a eficácia destas medidas quanto à redução dos níveis de ruído.

Palavras-chave: Ruído; Ruído de Tráfego; Ruído Urbano; Poluição Sonora Ambiental.

ABSTRACT

This survey refers to the study of the problem of the urban noise generated by the vehicle traffic in roads BR-116 and BR-277, that have been converted into large avenues in the city of Curitiba, analyzed under the objective aspect of the measured and calculated physical noise parameters and the environmental impact caused on the neighborhood of these roads.

With the results obtained via measurements carried out in the main roads that enter the urban limits of Curitiba, mathematical models have been proposed, intended to estimate the noise pressure levels emitted by these roads, departing from the knowledge of the traffic flow and traffic composition.

Then, a comparison between the measured data and the calculated data is made via the proposed mathematical model, and another comparison is made between the measured data and the German standard RLS-90. These comparisons show the validity of the mathematical models and the applicability of the calculation method proposed by the German standard RLS-90 as well.

The applicability of the mathematical model as also been evaluated by the German standard RLS-90 for the calculation of the imission noise levels by doing a comparison of the calculated data with the measured ones. This evaluation extends to the computer softwares based on this German standard.

With the data from the traffic noise levels inside areas occupied by people who live close to these roads, a comparison is made with the noise levels established by World Health Organization (W.H.O.), by the municipal law 8583/1995, which states the maximum allowed noise levels in urban areas, and also with the U.S. Department of Housing and Urban Development (H.U.D.), which classifies the acoustical quality in a residential area according to the observed noise levels. These comparisons make it possible to classify the urban areas according to the environmental noise pollution.

This survey deduce: a) the German standard RLS-90 is applicable to estimate the traffic noise in Brazilians conditions of the road traffic; b) the mathematical models developed with the adopted methods presents satisfactory results to estimate the road traffic noise; c) the road traffic noise levels on the analyzed "roads-large avenues" are more than the municipal law 8583/1995; d) the noise pollutions levels in residential areas are unacceptable in accordance the H.U.D.; e) the persons in this areas are exposed noise levels unhealthy in accordance the O.M.S.

Finally, some traffic generated noise pollution control measures are presented for the surveyed roads, with simulations by traffic reductions, acoustic barriers and by combination of the two alternatives, showing the efficacy this alternatives to reduce the noise levels.

Key-words: Noise; Traffic Noise; Urban Noise; Environmental Noise Pollution.

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Curitiba é atualmente uma cidade com mais de 1.6 milhão de habitantes [1] e pode ser considerada como uma das cidades mais antigas e populosas do Brasil. A industrialização no estado do Paraná é de certo modo recente. Juntamente com o desenvolvimento econômico do estado e especialmente de Curitiba, algumas alterações na cidade foram sendo observadas. Alguns exemplos segundo ZANNIN et al. [2], são:

- Migração de pessoas das áreas rurais para as urbanas à procura de trabalho melhor remunerado nas indústrias automobilísticas e outras indústrias;
- Aumento do número de veículos circulantes nas ruas;
- Aumento das atividades de construção civil de novas moradias para os novos habitantes.

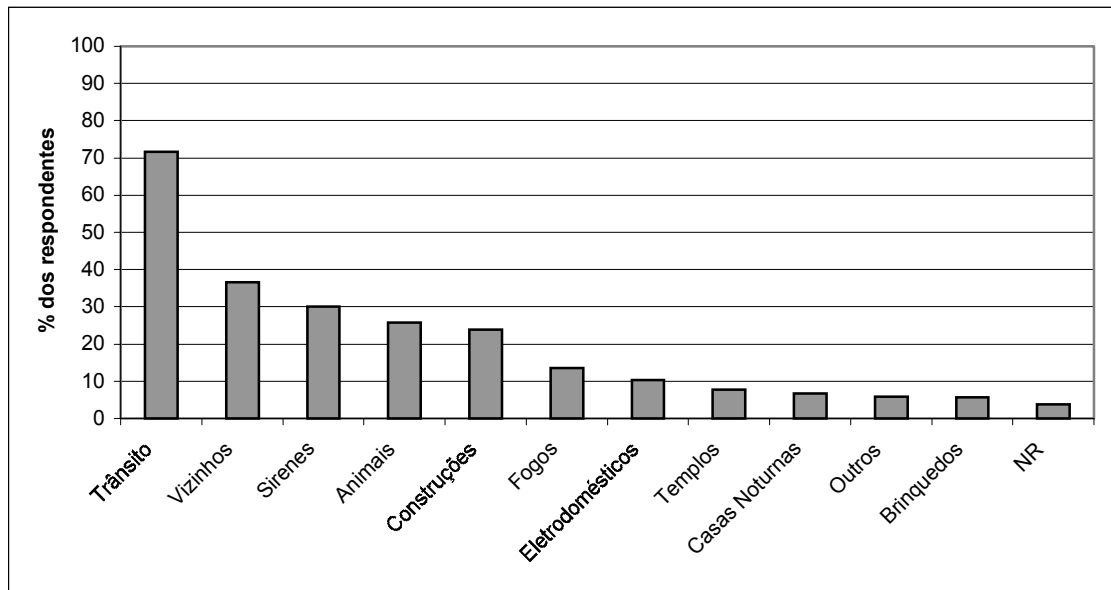
Os números crescentes da população e de veículos ocasionaram o aparecimento de um novo componente na vida urbana: o ruído urbano.

A poluição sonora, com sua conseqüente influência sobre o meio ambiente e sobre a qualidade de vida dos seres humanos, é considerada hoje em dia, um segmento importante na pesquisa científica mundial. A necessidade de estudos sobre a poluição sonora e sua conseqüência sobre o meio ambiente tem crescido especialmente pelo aumento do número de fontes de ruído como máquinas, veículos e fábricas. Várias pesquisas a respeito do problema da poluição sonora urbana e seus efeitos têm sido desenvolvidas [2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13]. Recentemente, CALIXTO, ZANNIN e DINIZ [14] realizaram um estudo do ruído gerado pelo tráfego de veículos em “rodovias-grandes avenidas” de Curitiba.

Um recente trabalho realizado por ZANNIN et. al [15] apresenta os resultados obtidos em um levantamento conduzido na cidade de Curitiba, a partir das respostas coletadas em 860 questionários distribuídos à população curitibana, com o intuito de verificar o impacto do ruído urbano sobre as pessoas.

Entre outras conclusões, este estudo mostrou que entre as diversas fontes de ruído urbano, é o tráfego de veículos o que mais causa incômodo. Entre os entrevistados que se declararam incomodados com o ruído de sua rua, 73% apontam o trânsito como a principal fonte de incômodo (ver figura 1.1)

FIGURA 1.1 - “QUAIS SÃO OS RUÍDOS QUE INCOMODAM?”



Como decorrência do grande crescimento populacional que a cidade de Curitiba tem demonstrado [1], ocorreu um intenso espraiamento urbano. Este fato fez com que áreas às margens das rodovias, principalmente a BR-116 e a BR-277, situadas dentro do perímetro urbano de Curitiba, antes quase sem ocupação urbana, se transformassem em bairros com densas concentrações demográficas. Então, estas rodovias que antes serviam apenas ao tráfego de chegada, partida ou passagem pela cidade, passaram também a ser utilizadas como vias de acesso ao trabalho e às moradias, isto é, passaram a apresentar um tráfego de veículos com características mistas de rodovias e de avenidas.

Além do crescimento do número de veículos de transportes rodoviários que passam por Curitiba, com destino ao Porto de Paranaguá, ao interior do estado do Paraná, ao estado de São Paulo ou aos estados do Sul do Brasil, somam-se fatos notórios como o significativo crescimento do número de veículos com uso predominantemente urbano. Segundo dados da Divisão de Estatística do Departamento de Trânsito do Estado do Paraná, a frota de veículos da cidade de Curitiba tem crescido nos últimos anos numa taxa média de 6% ao ano. Somente no ano de 2001, 48.216 novos veículos foram licenciados em Curitiba e em dezembro de 2001 a frota curitibana de veículos já alcançava um total de 722.997 veículos.

Desta maneira, é possível se observar que as referidas rodovias sofreram nos últimos anos uma grande alteração funcional, se transformando em importantes avenidas de intenso tráfego urbano, sem que tenham perdido, no entanto, suas funções de rodovias uma vez que as

obras de construção das rodovias de contorno da cidade, não foram até hoje concluídas. Portanto, estas rodovias estudadas, BR-116 e BR-277, transformaram-se então no que pode ser chamado de “rodovias-grandes avenidas”.

Assim, estas “rodovias-grandes avenidas”, apresentam certas características de tráfego, tais como o fluxo de veículos, a velocidade média, a composição do tráfego e as distâncias entre semáforos, que as diferenciam tanto de uma rodovia como de uma avenida comum.

1.2 OBJETIVOS DO TRABALHO

Esta dissertação pretende levantar informações relacionadas aos aspectos objetivos das medições dos níveis estatísticos e equivalentes das pressões sonoras geradas pelo tráfego de veículos nestas “rodovias - grandes avenidas”, e avaliar o impacto ambiental que este ruído ocasiona em suas imediações.

Esses conhecimentos permitirão a caracterização da qualidade acústica nas vizinhanças dessas rodovias, contribuindo assim para que a comunidade disponha de parâmetros atuais quantitativos e qualitativos, alcançados com rigor científico, sobre a poluição sonora ambiental gerada pelo tráfego nessas “rodovias - grandes avenidas”.

Para tanto, esta dissertação objetiva também obter modelos matemáticos, capazes de estimar os níveis de pressão sonora emitidos pelo tráfego de veículos, a partir do conhecimento do fluxo de veículos e da composição do tráfego sobre estas rodovias. Será então possível, uma comparação entre os resultados medidos, os resultados calculados pelos modelos matemáticos propostos, os resultados calculados segundo a metodologia da norma alemã RLS-90, e os valores referenciais estabelecidos pela legislação municipal bem como pelo U.S. Department of Housing and Urban Development (H.U.D.) e pela Organização Mundial de Saúde (O.M.S.).

Esta comparação pretende verificar se a norma alemã é aplicável às condições brasileiras, se valores referenciais previstos da legislação municipal são respeitados, além de classificar a qualidade acústica das áreas habitadas nas imediações dessas rodovias.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O presente trabalho é composto por oito capítulos, dispostos da seguinte forma:

1º CAPÍTULO - INTRODUÇÃO:

Tem por finalidade dar uma idéia geral sobre a importância e pertinência do tema, os objetivos do trabalho e a estrutura da dissertação.

2º CAPÍTULO – CONCEITOS FUNDAMENTAIS:

Apresenta conceitos básicos sobre acústica, com a preocupação de que este trabalho possa ser útil também às pessoas que não estejam vinculadas ao conhecimento dos fundamentos da acústica.

3º CAPÍTULO – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA:

Faz uma apresentação de fundamentos teóricos importantes ao desenvolvimento deste trabalho, citando publicações nacionais e internacionais relativas à acústica, ruído, ruído de tráfego e efeitos do ruído sobre a comunidade.

4º CAPÍTULO - METODOLOGIA:

Descreve a metodologia utilizada em todas as fases do trabalho.

5º CAPÍTULO - RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS DADOS:

Os resultados obtidos nas medições realizadas são apresentados neste capítulo, devidamente discutidos.

6º CAPÍTULO – MODELAGEM MATEMÁTICA

Neste capítulo são desenvolvidos os modelos matemáticos capazes de estimar os níveis de ruído gerados nas “rodovias - grandes avenidas”, a partir do conhecimento dos parâmetros do tráfego.

7º CAPÍTULO – IMPACTO AMBIENTAL DO RUÍDO

São apresentadas neste capítulo as comparações dos níveis sonoros obtidos com níveis referenciais e mapas acústicos gerados pela aplicação do “software SOUND PLAN”, visando a classificação destes espaços urbanos quanto a poluição sonora, segundo os níveis referenciais adotados.

8º CAPÍTULO - CONCLUSÕES:

São apresentadas as conclusões alcançadas neste trabalho sobre o problema da poluição sonora nas áreas próximas às “rodovias-grandes avenidas” de Curitiba, principalmente em relação ao modelagem matemática e ao seu impacto ambiental. São também sugeridas e simuladas algumas alternativas para controle deste problema.

2 CONCEITOS FUNDAMENTAIS

Tendo em vista que entre os objetivos deste trabalho está o ser útil inclusive às pessoas que não estejam vinculadas ao conhecimento dos fundamentos da acústica, o autor considerou oportuna a inclusão de alguns conceitos fundamentais à compreensão deste trabalho, uma vez que formam a base teórica sobre a qual ele foi desenvolvido.

2.1 SOM E RUÍDO

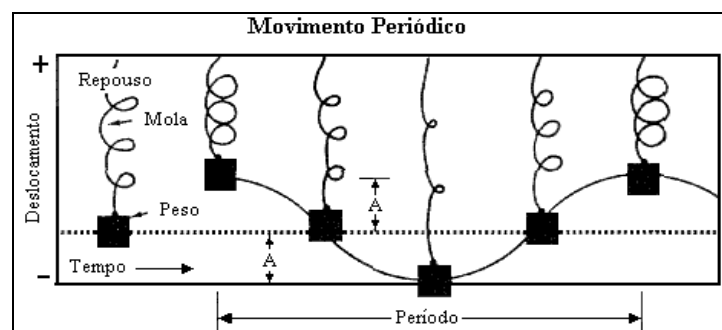
O primeiro conceito que surge como necessário, é evidentemente a definição de som.

O Som se caracteriza por flutuações de pressão em um meio compressível [15a] . Ele necessita de um meio elástico para se propagar [15c], como o ar, água, concreto ou qualquer outro meio sólido, líquido ou gasoso. Esse meio sofre repetidas compressões e expansões moleculares que se propagam então em forma de ondas, a partir da fonte sonora.

O processo de compressão e expansão do meio pode ser comparado com uma mola presa ao teto e que tenha um peso na sua extremidade livre. Inicialmente a mola se encontra em posição de equilíbrio, mas, se o peso for deslocado a uma certa distância e solto em seguida, a mola iniciará um movimento oscilatório em torno de sua posição de equilíbrio.

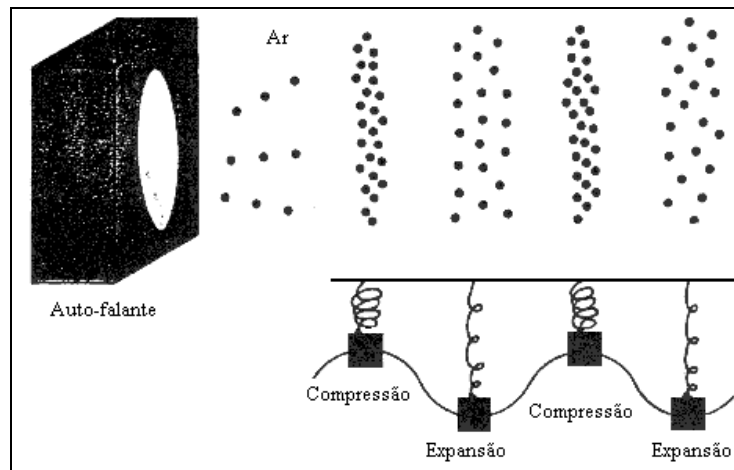
A maior distância que a mola atinge em relação a seu ponto de equilíbrio é chamada amplitude do movimento, e o tempo que a mesma leva para completar um ciclo chama-se período. O número de vezes que ela oscila em um segundo é chamado frequência do movimento.

FIGURA 2.1 - PERÍODO E AMPLITUDE NO MOVIMENTO DE UMA MOLA [15b]



Ao considerar-se uma fonte sonora, como por exemplo, um alto-falante vibrando no ar, o movimento oscilatório do cone é caracterizado por rápidos avanços e retrocessos. Quando o pistão, o ar em contato com sua superfície é comprimido, e quando retrocede, o ar é expandido. Analisando uma partícula de ar em separado, ela adquire um movimento parecido com o da mola descrita acima, onde essa partícula avança e depois retrocede, sempre em torno de sua posição de equilíbrio original. Neste caso, a amplitude é o deslocamento máximo da partícula em relação a sua posição de equilíbrio, período é o tempo decorrido em uma oscilação completa, e frequência é o número de vezes que a partícula vibra em um segundo. A partícula vibrante transmite seu movimento para a vizinha, que também o transmite para a próxima. É desta maneira que o som se propaga num meio elástico.

FIGURA 2.2 - TRANSMISSÃO SONORA AÉREA x MOVIMENTO DA MOLA [15b]



O som descrito acima é caracterizado por ter uma única frequência e amplitude. Geralmente não é somente isto que ocorre na realidade. O ar, ou qualquer meio elástico pode vibrar segundo diversas frequências e amplitudes simultaneamente. Para ilustrar uma situação de movimento em que as partículas vibrem com duas frequências e duas amplitudes distintas, imagina-se que além do movimento oscilatório principal, provocado pela força inicial, um outro de menor amplitude e maior frequência estivesse ocorrendo no peso, como se algo estivesse chacoalhando o peso rapidamente.

No caso do alto-falante, pode-se considerar não apenas duas vibrações distintas, mas muitas vibrações de diferentes frequências e amplitudes ocorrendo simultaneamente.

Quando esses diversos movimentos oscilatórios se combinam e produzem um movimento resultante, cuja oscilação não se dê de forma harmônica, tem-se o que é chamado de ruído.

Assim, o ruído se caracteriza pela existência de muitas amplitudes e frequências ocorrendo ao mesmo tempo de maneira não harmônica, enquanto que o som se caracteriza por poucas amplitudes e frequências, geralmente harmônicas.

Mas o som ou o ruído só tem sentido quando é captado por um ouvido humano ou de um animal. O cérebro interpreta as vibrações sonoras que entram pelo ouvido e dão ao ser humano ou ao animal uma sensação que caracteriza a percepção daquele som ou ruído.

O ruído é associado a uma sensação não prazerosa. A fronteira entre som e ruído não pode ser definida com precisão, pois, cada indivíduo apresenta uma reação diferente ao som ou ao ruído, que depende dentre outros fatores, de seu estado emocional e de sua personalidade.

2.2 PRESSÃO SONORA

Se ruído é caracterizado por deslocamentos das partículas de um meio elástico em relação a suas posições de equilíbrio, as compressões e expansões do meio causam flutuações de pressão. Como essas flutuações ocorrem devido à transmissão de um som, recebem a denominação de pressão sonora [15a].

A unidade usual para a pressão sonora é o Newton por metro quadrado (N / m^2), ou Pascal (Pa). Existe um valor de pressão sonora abaixo do qual o sistema auditivo dos seres humanos não é mais sensibilizado. Esse valor é aproximadamente a $2 \cdot 10^{-5} N/m^2$, ou $20 \mu Pa$ [15c]. Qualquer nível de pressão sonora maior ou igual a este valor é traduzido pelo ouvido humano como uma sensação auditiva.

2.3 NÍVEL DE PRESSÃO SONORA

O ouvido humano é capaz de captar uma faixa de pressões sonoras que varia desde o limiar da audição, correspondente a pressão de $0,00002 N/m^2$ ou $20 \mu Pa$, até o limiar da dor cuja pressão é aproximadamente $200 N/m^2$ ou $200 Pa$ [15a, 15d, 15e].

Assim, para se expressar os valores das pressões sonoras na faixa da audibilidade humana de forma linear, como por exemplo, em N/m^2 , seria necessária uma escala muito ampla e, portanto, de difícil utilização.

O recurso matemático adotado para resolver este problema foi a utilização do conceito de níveis de pressões sonoras, ou seja a utilização da escala Bel.

O Bel (B) pode ser usado para expressar níveis de quaisquer potências em relação a um nível básico de referencia [15e].

A expressão matemática geral que define o nível de uma potência qualquer, em Bel, é a seguinte [15d, 15e]:

$$N = \log \frac{W_1}{W_0}$$

onde: N = Nível de potência (B),

W_1 =Valor da potência a ser comparada,

W_0 =Valor de referência da potência.

Como a potência sonora é proporcional ao quadrado da pressão sonora, é possível então, a utilização da escala Bel para medição dos níveis de pressão sonora, como sendo o logaritmo da relação existente entre um determinado valor de pressão sonora e a pressão sonora mínima de referência.

Assim:

$$NPS = \log \frac{p_1^2}{p_0^2} \quad \text{ou} \quad NPS = 2 \log \frac{p_1}{p_0}$$

onde: NPS = Nível de pressão sonora em Bel (B),

p_1 = valor da pressão sonora a ser comparada,

p_0 = valor de referência da pressão sonora.

Para níveis de pressões sonoras, foi mais adequadamente definido o uso de um submúltiplo do Bel, o decibel [dB].

Comparando, por exemplo, dois sons cuja pressão sonora do mais forte seja o dobro da do outro, obtém-se um resultado igual a 0,6 Bel, quando o maior valor estiver no numerador, ou -0,6 Bel com o menor valor no numerador. Isso demonstra que produzir um acréscimo de 6 décimos de Bel, ou simplesmente 6 decibels, num nível de pressão sonora significa dobrar a pressão sonora emitida por uma fonte.

No entanto, não é uma prática comum a comparação de dois níveis de pressões sonoras quaisquer, mas sim a comparação de uma determinada pressão produzida por uma fonte sonora, com um valor de referência.

O valor de referência adotado é $2 \cdot 10^{-5} \text{ N/m}^2$ ou $20 \text{ } \mu\text{Pa}$, que corresponde aproximadamente ao limiar da audição humana.

Além disso, é mais conveniente a utilização do decibel, submúltiplo do Bel, em função da faixa dos valores de pressões sonoras estudadas em acústica.

Assim, a expressão que define um nível de pressão sonora em decibel é [15a, 15e]:

$$NPS = 10 \log \frac{P_1^2}{P_0^2} \quad \text{ou} \quad NPS = 20 \log \frac{P_1}{P_0}$$

onde: NPS = Nível de pressão sonora referente ao nível de referência em decibel [dB],

P_1 = pressão sonora medida [N/m^2],

P_0 = pressão sonora de referência igual a $2 \cdot 10^{-5} \text{ N/m}^2$.

Sendo um nível de pressão sonora dado então numa escala logarítmica, já se demonstrou que quando se dobra a pressão sonora, o nível de pressão sonora aumenta 6,0 dB, e a cada vez que a pressão sonora é multiplicada por 10, o nível de pressão sonora aumenta 20 dB. Os quadros de valores abaixo facilitam uma comparação entre uma escala linear da pressão sonora e uma escala logarítmica de níveis de pressões sonoras [15f].

Pressão sonora (μPa)	Nível de pressão sonora (dB)
20	0
40	6
80	12
160	18
320	24

Pressão sonora (μPa)	Nível de pressão sonora (dB)
20	0
200	20
2.000	40
20.000	60
200.000	80

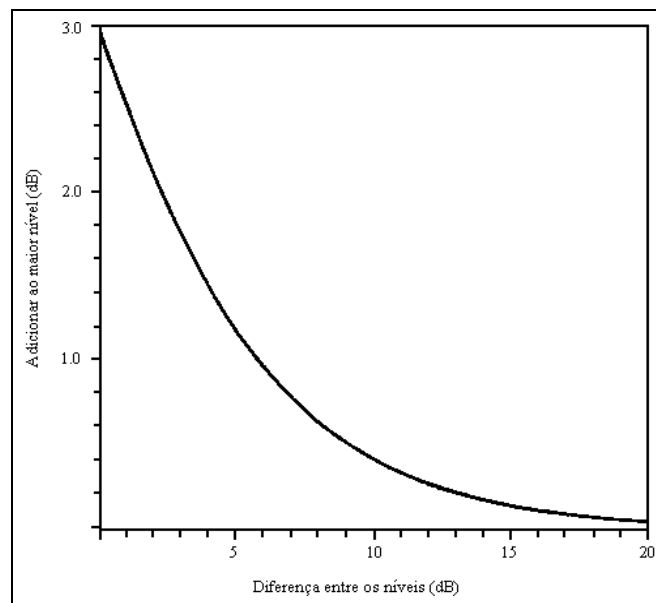
2.4 ADIÇÃO DE NÍVEIS SONOROS

Níveis sonoros são dados em escala logarítmica, portanto não é correto se adicionarem dois níveis sonoros de forma aritmética, simplesmente somando os seus valores numéricos. Há que se ter em mente que o que se está somando são as energias sonoras. Então, a soma de níveis sonoros de fontes incoerentes é dada por:

$$\Sigma NPS = 10 \log \left[\sum_{i=1}^n \frac{P_i^2}{P_0^2} \right]$$

Para facilitar o cálculo de soma de níveis de pressões sonoras de duas fontes, se utiliza o gráfico apresentado na figura 2.3 [15a]. O eixo das abcissas mostra a diferença entre dois níveis sonoros que levada à curva do gráfico, relaciona um valor no eixo das ordenadas. Este valor deve ser adicionado ao maior dos dois níveis. Então por exemplo, no caso de soma de dois níveis iguais, o nível resultante será 3 dB a mais que os níveis individuais. Duas fontes sonoras incoerentes gerando níveis de pressões sonoras de 70 dB cada uma, resultarão num nível total de 73 dB.

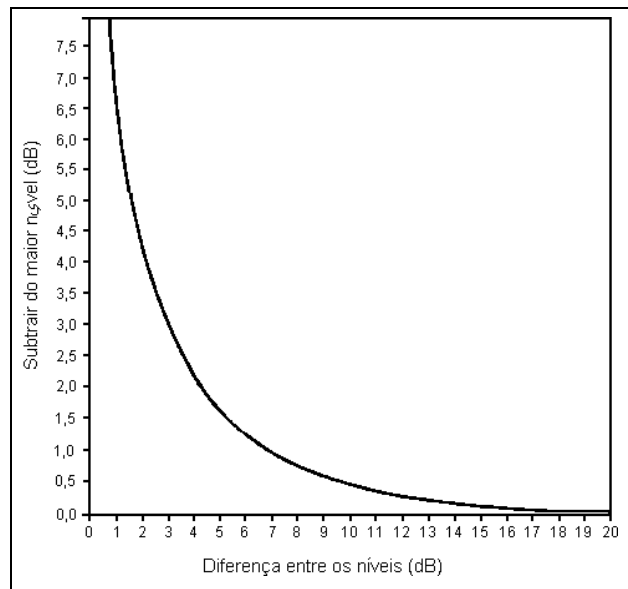
FIGURA 2.3 - GRÁFICO PARA A SOMA DE DOIS NÍVEIS DE RUÍDO.



2.5 SUBTRAÇÃO DE NÍVEIS SONOROS

Seguindo o mesmo raciocínio, na subtração de dois níveis de pressões sonoras é utilizado o gráfico da figura 2.4 [15a], que funciona de maneira similar ao gráfico da adição. Calcula-se a diferença entre o nível resultante e o de um dos níveis individualmente. Este valor é levado ao eixo das abcissas e pela curva se encontra no eixo das ordenadas, o valor que deverá ser subtraído do nível resultante. Se o nível resultante for, por exemplo, 73dB e um dos níveis for 70dB, o gráfico mostra que 3dB deverão ser subtraídos do valor resultante. Assim, o nível que era desconhecido vale 70dB.

FIGURA 2.4 - GRÁFICO PARA A SUBTRAÇÃO DE DOIS NÍVEIS DE RUÍDO.



2.6 NÍVEL SONORO E DISTÂNCIA

A amplitude da pressão sonora sofre redução à medida que a distância da fonte ao receptor é aumentada, devido à existência de perdas na transmissão do som num meio elástico qualquer. Além disso, se a frente de onda é uma superfície em expansão, a energia se conservando, a intensidade cai com o aumento da área.

Assim, na propagação do som através do ar em um campo livre, o nível sonoro é reduzido em aproximadamente 6 dB quando é duplicada a distância entre a fonte e o receptor [15a]. Portanto, só existe sentido num determinado valor numérico para um nível de pressão

sonora, quando se informa a que distância a fonte está do receptor. Assim, um nível de ruído medido será sempre um valor vinculado à distância entre a fonte e o medidor de nível de pressão sonora, e qualquer variação de uma distância predeterminada, implicará em erros de medição.

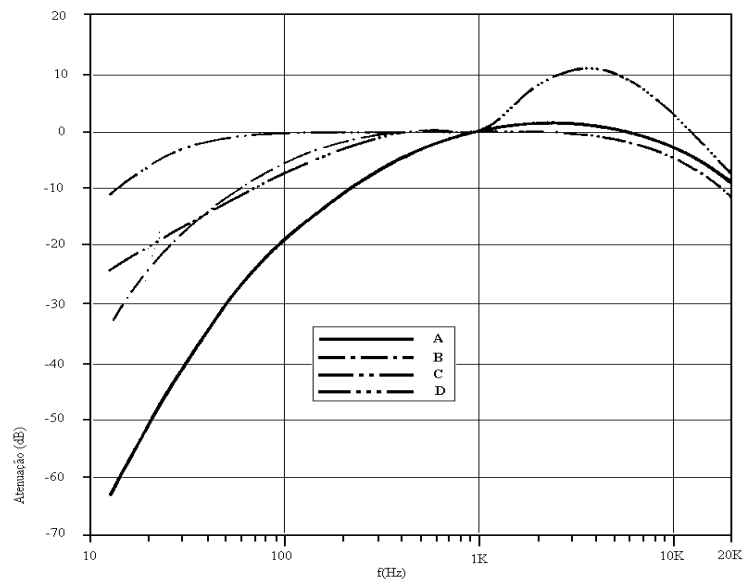
2.7 CURVAS DE PONDERAÇÃO

Essas curvas surgiram devido ao fato do ouvido humano não ser igualmente sensível ao som em todo o espectro de frequências. Um ser humano exposto a dois ruídos iguais em intensidade, porém distintos em frequência, terá uma sensação auditiva diferente para cada um deles [15a]. Um som de baixa frequência é geralmente menos perceptível do que um de alta frequência.

Várias curvas foram então propostas na tentativa de se fazer com que os níveis sonoros captados pelos medidores fossem devidamente corrigidos para assemelhem-se à percepção do som pelo ouvido humano. Essas curvas de compensação foram designadas pelas letras A, B, C, D, etc.

A curva de compensação A é a mais indicada para estudo do ruído de tráfego, tendo em vista os níveis de pressão sonora e as faixas de frequências predominantes neste tipo de ruído. As curvas de A até D aparecem no gráfico da figura 2.5 [15a, 15b, 15c] . De acordo com a curva A, um som de 100 Hz é percebido como 19,1 dB menos intenso do que um som de mesma intensidade de 1000 Hz.

FIGURA 2.5: CURVAS DE PONDERAÇÃO.



O nível sonoro ponderado pela curva A é dado em dB(A), pela curva B é dado em dB(B) e assim por diante.

Os cálculos da adição e subtração de níveis sonoros e a atenuação pela propagação são igualmente válidos para os níveis sonoros ponderados.

2.8 NÍVEL EQUIVALENTE DE PRESSÃO SONORA, L_{eq}

O potencial de danos à audição de um dado ruído depende não somente de seu nível, mas também de sua duração [15a]. Normalmente, os níveis de ruído podem variar durante um determinado intervalo de tempo.

O nível sonoro equivalente é um nível constante que equivale, em termos de energia acústica, aos níveis variáveis do ruído, durante o período de medição.

Assim, é definido um valor único, chamado nível equivalente de pressão sonora, L_{eq} , que é o nível sonoro médio integrado durante um intervalo de tempo.

É dado em dB, e é expresso por:

$$L_{eq} = 10 \log \left\{ \frac{1}{T} \int_{t_1}^{t_2} \left[\frac{p(t)}{p_0} \right]^2 dt \right\}$$

onde:

$T = (t_2 - t_1)$ = tempo total de medição,

$p(t)$ = pressão sonora instantânea,

p_0 = pressão de referência ($2 \cdot 10^{-5}$ N/m²).

A expressão mostra que o nível equivalente é representado então por um valor constante que durante o mesmo tempo T , resultaria na mesma energia acústica produzidas pelos valores instantâneos variáveis de pressão sonora.

Portanto, um nível equivalente L_{eq} tem o mesmo potencial de lesão auditiva que um nível variável considerado no mesmo intervalo de tempo. Os critérios para lesão permitem essa equivalência até aproximadamente 115 dB(A) de nível máximo, a partir do qual pode ocorrer lesão com exposição de curta duração.

2.9 NÍVEIS ESTATÍSTICOS DE RUÍDO, L_n

São níveis de pressões sonoras que são ultrapassados durante uma determinada fração do tempo total de medição.

Os níveis estatísticos de maior interesse para estudos de ruído de tráfego são L_{10} e L_{90} [15e], que são os níveis excedidos durante, respectivamente, 10% e 90% do tempo de medição[15a].

Para o estudo de ruído de tráfego rodoviário, o nível estatístico L_{10} pode ser aceito aproximadamente como valores de pico, pois ele indica valores que foram excedidos durante apenas 10% do tempo total de medição.

Já o nível estatístico L_{90} , pode ser aceito como sendo um ruído de fundo, posto que ele indica o nível de ruído que foi ultrapassado durante quase todo o tempo de medição.

2.10 IMISSÃO SONORA

Entende-se a imissão sonora como sendo a pressão sonora que efetivamente chega ao sistema auditivo do receptor.

O nível de imissão sonora é então definido pelo nível de pressão sonora emitido por uma fonte menos as perdas na transmissão entre a fonte e o receptor.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 IMPACTO DO RUÍDO NA SAÚDE HUMANA

O estudo dos níveis de ruídos existentes em uma cidade é de grande importância porque um grande número de pessoas está a ele exposto continuamente e, portanto sujeito aos seus efeitos nocivos à saúde. No mundo, e especialmente no Brasil, as cidades estão crescendo desordenadamente e o número de fontes sonoras, como automóveis e indústrias, está aumentando. Isso compromete o bem estar do cidadão, podendo causar irritação, estresse, desequilíbrio bioquímico e suas conseqüências. Muitas pesquisas sobre os efeitos do ruído sobre o ser humano têm sido feitas em todo o mundo [3, 16, 17, 18].

De acordo com a Organização Mundial de Saúde, um ruído de até 50 dB(A) pode perturbar, mas o organismo se adapta facilmente a ele. A partir de 55 dB(A) pode haver a ocorrência de estresse leve acompanhado de desconforto. O nível de 70 dB(A) é tido como o nível inicial do desgaste do organismo, aumentando o risco de infarto, derrame cerebral, infecções, hipertensão arterial e outras patologias. A 80 dB(A) ocorre a liberação de endorfinas, causando uma sensação de prazer momentâneo. Já a 100 dB(A) pode haver perda de audição.

Muitas conseqüências da exposição prolongada ao ruído têm sido relatadas na literatura. Entre elas, as mais freqüentes são a perda de audição, o aumento do nível estresse e suas decorrências.

A perda de audição influi diretamente na comunicação humana. Ela se caracteriza primeiramente pela dificuldade de se entender bem algumas palavras ao telefone, pois as freqüências usadas na compreensão da comunicação verbal são mais altas (consoantes) e o indivíduo começa a perder sua sensibilidade pelas altas freqüências. O problema reside no fato de que a percepção de uma dificuldade auditiva ocorre geralmente muito tarde, impedindo que o dano possa ser revertido completamente. Não existem medicamentos capazes de restaurar a audição por completo.

Pessoas com perdas auditivas parciais podem ainda sofrer com problemas que se caracterizam pela percepção de zumbidos contínuos ou intermitentes.

Problemas psicológicos também são criados pela perda parcial de audição, que podem se caracterizar por dificuldades para assistir televisão, ouvir rádio e ainda sentir o afastamento de amigos ou companheiros de trabalho que, mesmo sem intenção, discriminam a pessoa pela

sua dificuldade de audição. Ela passa a ficar isolada em seu meio, levando-a muitas vezes a um quadro de depressão.

BELOJEVIC e JAKOVLJEVIC [19], entrevistaram 43 pessoas morando no centro de Belgrado, expostas a um nível equivalente de ruído de 65 dB(A) , e numa escala de zero a dez, puderam concluir que em relação a incidência de problemas de saúde em habitantes daquele local, a irritabilidade está em primeiro lugar com grau 6,3; seguidos por dores de cabeça, com grau 2,2; fadiga com 2,0 e nervosismo com 1,9. Os autores concluíram que pessoas que vivem em zonas com níveis equivalentes de ruído superiores a 65 dB(A), apresentam maiores riscos para os efeitos nocivos do ruído.

Apesar do ruído excessivo provocar aumento do nível de estresse, ainda não foi encontrada nenhuma evidência de que seja causa direta de problemas cardíacos. No entanto, estatísticas mostram que o ruído provoca a liberação de adrenalina na corrente sanguínea, além de alterações no batimento cardíaco e na pressão sanguínea. Assim, problemas cardíacos e circulatórios podem estar associados aos efeitos nocivos do ruído [3].

MAXWELL e EVANS [20], concluíram que crianças que estudam em escolas situadas próximas a zonas ruidosas podem ter mais dificuldade em desenvolver capacidades para ler, escrever, falar e entender que outras crianças. As que aprendem a falar em ambientes ruidosos podem ter mais dificuldade em distinguir sons da fala e sua dicção pode apresentar distorções.

Ainda em relação ao problema da comunicação humana, o ruído excessivo obriga as pessoas a falarem mais alto para que as outras as entendam. Isso pode causar um efeito psicológico sobre as pessoas que vivem em ambientes ruidosos, levando-as a conversarem menos, e às vezes apenas o necessário, afetando assim não só a qualidade da comunicação mas também a interação social. A conversa é muitas vezes desencorajada pela presença de ruídos, sejam de veículos, trens, aviões ou outros equipamentos.

O ruído excessivo também é um incômodo no sono, pois ele afeta seus principais estágios restauradores orgânicos e cerebrais. Distúrbios seguidos no sono podem afetar, com o passar da idade, a capacidade da pessoa de dormir. O número de horas de sono contínuo cai, e a pessoa passa a cochilar durante o dia, afetando diretamente sua produtividade na vida profissional. Outro ponto importante é a regularidade do sono. Numa noite ruidosa, uma pessoa não conseguirá um sono regular, seja por interrupções do sono, seja por falta de regularidade na hora de dormir e acordar.

Estudos recentes [21] mostraram que o sono é também importante para fixar o aprendizado ocorrido durante o dia. O aprendizado é armazenado no cérebro, numa área de armazenagem temporária chamada de hipocampo. O sono se encarrega de transferir esse aprendizado para uma outra área, o córtex, que é maior e permanente. Durante o sono também ocorrem conexões de lembranças antigas com novas, criando associações e soluções para problemas.

Esses estudos dizem que são necessárias no mínimo 6 horas de sono por noite para que o aprendizado siga seu caminho do hipocampo até o córtex. Uma pessoa acordada durante a fase de transferência do aprendizado pode inclusive perder o que foi aprendido. O ruído noturno pode então fazer com que as pessoas não só sejam privadas da recuperação física e psíquica durante o sono, mas que sejam privadas também do aprendizado.

MASCHKE [16], realizou estudos pelo Federal Institute for Infectious and Noninfectious Diseases. De acordo com esses estudos o ruído pode provocar:

- Mudança na secreção de hormônios como consequência da reação de stress induzida por mudanças no ambiente, notadamente no nível de ruído, o que influencia a pressão sanguínea e o metabolismo;
- Patologias induzidas por stress excessivo, principalmente relacionadas à circulação sanguínea e ao coração;
- Mudanças no comportamento da pessoa exposta ao ruído e atividade física prejudicada.

Ainda de acordo com esses estudos, o ruído de tráfego de 66 dB(A) é considerado como o limiar do dano à saúde e a medicina preventiva considera 65 dB(A) como o máximo nível equivalente de ruído de tráfego a que uma pessoa pode se expor. Este valor se mostra coerente com as conclusões da pesquisa de BELOJEVIC e JAKOVLJEVIC [19].

3.2 PERCEPÇÃO E INCÔMODO AOS NÍVEIS DE RUÍDO

LANGDON [22, 23, 24], entrevistou em Londres, 2933 pessoas em 53 diferentes pontos da cidade, perguntando sobre a sensibilidade ao ruído, a insatisfação com o ruído, e os distúrbios provocados pelo ruído nas atividades do cotidiano. Ao mesmo tempo, mediu os níveis de ruído de tráfego nos locais onde entrevistou as pessoas. Questionou os entrevistados sobre o quanto se sentiam incomodados com o ruído, adotando uma escala semântica

composta de sete graus, que variavam de “definitivamente satisfatório” a “definitivamente insatisfatório”, correspondentes respectivamente ao grau 1 e ao grau 7.

O autor concluiu que:

- Entre 60 a 80 dB(A), em condições de tráfego livre, o grau de insatisfação pode ser predito com boa precisão, a partir dos valores medidos de L_{10} (para 12, 18 ou 24 horas), por L_{eq} (24 horas) ou pelo logaritmo do número de veículos por hora que passam pelo ponto considerado. O maior coeficiente de correlação ($r=0,85$), apareceu entre a insatisfação e o nível de ruído L_{10} , medido entre 08:00 e 20:00 horas, em condições de tráfego livre .
- A insatisfação com o ruído de tráfego é significativamente influenciada por fatores ambientais, principalmente por elementos visuais e estéticos.
- A correlação entre a insatisfação e o TNI (Traffic Noise Index) é muito baixa ($r=0,4$);
- A insatisfação com o ruído, obtida a partir de valores tanto dos níveis L_{10} como L_{eq} , tem resultados iguais ou superiores a insatisfação obtida por meio da complexa medição de L_{NP} .
- Propôs a seguinte expressão para o cálculo do grau de insatisfação (GI):

$$GI = 0,089.L_{10} + 4,31.\log(\%HV) - 6,56$$
, onde %HV é o percentual de veículos pesados.

Em outra pesquisa do mesmo gênero, LANGDON e GRIFFITHS [25], relacionaram o nível equivalente do ruído de tráfego com uma escala de insatisfação de quatro graus a saber: grau 1 - nada; grau 2 - um pouco ; grau 3 - moderadamente e grau 4 - muito insatisfeito.

Os autores concluíram que entre o nível equivalente do ruído de tráfego, L_{eq} , e o grau de insatisfação com este ruído, existe um significativo coeficiente de correlação, $r=0,8$. Assim, propuseram a seguinte expressão para o grau de insatisfação (GI):

$$GI = 0,046.L_{eq} - 0,817$$

Tendo em vista os muitos trabalhos de medição do grau de insatisfação com o ruído, SCHULTZ [15e], preocupou-se com a grande diversidade de critérios que estavam sendo adotados para o desenvolvimento das escalas subjetivas de percepção e insatisfação com o ruído. Então ele reuniu mais de 18 desses estudos e comparou os resultados, buscando a

correlação entre o grau de insatisfação e a exposição ao ruído. Constatou que foram encontradas correlações cujos coeficientes estavam em torno de 0,8.

Concluiu que uma escala semântica para a insatisfação deve estar sempre associada a graus numéricos, para permitir que os recursos da estatística matemática possam ser utilizados. Além disso, observou que apesar de existir um consenso em relação aos extremos da escala, nada e extremamente insatisfeito, elas variavam em 4, 5, 6, 7 ou mais graus intermediários.

Concluiu também, que se uma escala de 7 graus é apresentada a um entrevistado, a opção extremamente insatisfeito (grau 7), fica restrita àqueles que se sentem realmente nesta situação. Isto porque os graus intermediários apresentam boas opções para os respondentes. Escalas menores, acabam englobando na opção extremamente insatisfeito, pessoas que numa escala de 7 graus escolheriam por exemplo, a opção muito incomodados (grau 6). Assim, o autor considera que a escala que apresenta melhores resultados é uma escala de 7 graus.

Uma escala desta natureza poderia ser comparada a um termômetro subjetivo, variando desde a sensação de frio insuportável, até a sensação de calor extremo. Se o número de graus intermediários for bem dimensionado, haverá uma boa correlação com os valores de temperatura medidos, por exemplo, em graus Celsius. Se fosse exageradamente grande o número de graus intermediários, tornaria difícil a escolha daquele que melhor representasse a sensação térmica do indivíduo. Já, se fosse exageradamente pequeno, não existiriam opções capazes de traduzir o que estaria sentindo o entrevistado, em relação a sua sensação térmica.

WATTS e NELSON [27], examinaram a relação entre o ruído medido e a percepção subjetiva do ruído, considerando 2250 passagens de veículos e 20 pessoas ouvindo. Neste estudo os autores constataram que os níveis sonoros medidos segundo a curva A, apresentam melhor relação com a percepção subjetiva do ruído do que se forem medidos segundo a curva B ou C. Concluíram também que é maior a correlação entre os níveis medidos com os graus da percepção subjetiva do ruído, para situações nas quais os veículos operam sob condições aproximadamente constantes, do que quando em aceleração.

RAMALINGESWARA RAO e SESHAGIRI RAO [28], entrevistaram 1195 pessoas em 43 pontos na cidade de Visakhapatnam, Índia, e concluíram que apesar de existir uma correlação entre o incômodo com ruído e a etnia, a cultura e o nível econômico dos entrevistados, é significativamente predominante a correlação do grau de insatisfação com os principais indicadores dos níveis de ruído medidos. Observaram também que os coeficientes

dessas correlações obtidos neste trabalho foram melhores do que em diversos estudos similares em outros países.

No entanto, ZIMMER e ELLERMEIER [29], alertam que é relevante uma avaliação psicométrica das pessoas que serão entrevistadas, antes que se faça a escolha da escala subjetiva para a avaliação da insatisfação com o ruído de tráfego, para que seja mais significativa a correlação entre esta insatisfação e os níveis de ruído.

WATTS, CHINN e GODFREY [30], fizeram uma interessante constatação acerca da influência da vegetação sobre a percepção do ruído de tráfego. Concluíram que uma barreira visual, feita com árvores, apesar de produzir uma pequena atenuação dos níveis sonoros na faixa de frequência do ruído de tráfego, desencadeiam uma redução da percepção do ruído, devido ao efeito visual que proporcionam.

ISHIYAMA e HASHIMOTO [31], estudando a relação entre a qualidade do som e a irritação causada pelo ruído de tráfego, descobriram que sob um mesmo nível equivalente de exposição ao ruído, LA_{eq} , o incômodo cresce nas altas frequências. Assim, por exemplo, o incômodo relatado por um grupo de pessoas, seria aproximadamente equivalente se estivessem expostos a um nível equivalente de 73 dB(A) em baixas frequências, e em seguida a 70 dB(A) em altas frequências.

KURRA, MORIMOTO e MAEKAWA [32], constataram que a dependência do grau de insatisfação com o nível de ruído de tráfego é muito mais importante do que com o tipo da fonte, quando as pessoas encontram-se em ambientes internos. Isto significa dizer que, para um observador presente no interior de uma edificação, ainda que o tipo da fonte, ou seja, tráfego rodoviário, trens ou aviões, não possa ser totalmente negligenciada, elas influem no grau de incômodo que este indivíduo deverá sofrer, muito menos do que os níveis do ruído.

ÖIRSTRÖM [33], preocupou-se com os efeitos do ruído de tráfego durante a noite. Constatou que para ruídos intermitentes, o nível do ruído e o número de eventos ruidosos são bem mais relacionados com os distúrbios do sono do que somente o nível equivalente. Assim, propõe com base nesses estudos, que para proteger as pessoas de distúrbios no sono, o máximo nível de ruído não deveria exceder 45 dB(A), durante a noite.

Num estudo da mesma natureza, SATO et al. [34], concluíram que a proibição da circulação noturna de veículos ruidosos é mais eficaz no controle dos distúrbios do sono, do que a redução do número de veículos, já que reduzir a metade dos veículos, significaria uma redução de aproximadamente 3 dB no L_{eq} , mas não reduz o valor dos picos de passagem.

Dessa maneira, experimentos realizados à noite devem ter metodologias diferentes, uma vez que o conhecimento apenas dos níveis equivalentes do ruído de tráfego, não é suficiente para conclusões acerca das perturbações do sono. São necessários também o conhecimento do número de eventos ruidosos e o nível sonoro de cada um desses eventos.

3.3 NÍVEL DE POLUIÇÃO SONORA, L_{NP}

O nível de poluição sonora é um valor que leva em conta o nível sonoro equivalente e a magnitude da flutuação temporal dos níveis.

ROBINSON, citado por ALVES FILHO [35], propõe o cálculo do nível de poluição sonora pela seguinte expressão:

$$L_{NP} = L_{eq} + 2,56.\sigma$$

onde σ é o desvio padrão da variabilidade do nível de ruído, amostrado durante o período de medição, medido em dB(A).

BERANEK [26], apresenta uma formulação aproximada para o cálculo do nível de poluição sonora, com a seguinte expressão:

$$L_{NP} = L_{eq} + (L_{10} - L_{90})$$

3.4 ÍNDICE DE RUÍDO DE TRÁFEGO, TNI

LANGDON e SCHOLLES, citados por ALVES FILHO [35], definem o índice de ruído de tráfego, como uma combinação ponderada de L_{10} e L_{90} , com a seguinte expressão:

$$TNI = 4.(L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30$$

sendo os níveis L_{10} e L_{90} ponderados pela curva A, medidos em ambiente externo como uma função contínua do tempo, ou amostrados em numerosos intervalos discretos de tempo, num período de 24 horas.

3.5 NÍVEL EQUIVALENTE PARA O RUÍDO DE TRÁFEGO RODOVIÁRIO

O ruído de tráfego rodoviário é constituído por diversas seqüências de diversos níveis aproximadamente constantes, L_1, L_2, \dots, L_n , cada um emitido respectivamente pelos intervalos

de tempos $\Delta t_1, \Delta t_2, \dots, \Delta t_n$. Então o nível equivalente de ruído de tráfego, num intervalo de tempo total $T = \Delta t_1 + \Delta t_2 + \dots + \Delta t_n$, pode ser calculado com a expressão:

$$L_{eq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \sum_{i=1}^n 10^{0,1L_i} \cdot \Delta t_i \right) \text{ [dB]}$$

YAMAGUCHI [36], informa que quando os valores da média e da faixa dinâmica de flutuação dos níveis do ruído específico que se deseja medir são maiores que os dos níveis do ruído de fundo, os valores medidos podem ser considerados como sendo os do ruído específico, pois não são muito influenciados pelo ruído de fundo.

Os níveis equivalentes de ruído ponderados de acordo com curva A, são os principais parâmetros do ruído de tráfego, para fins da avaliação dos riscos de danos ao aparelho auditivo humano, uma vez que considera toda a energia acústica recebida pelos ouvidos num intervalo de tempo T.

3.6 MODELOS MATEMÁTICOS PARA RUÍDO DE TRÁFEGO

3.6.1 Histórico

Muitos modelos matemáticos capazes de prever valores de níveis de pressão sonora a partir de parâmetros de tráfego rodoviário têm sido desenvolvidos nas últimas décadas [35, 37, 38, 39, 40, 41].

Provavelmente o primeiro modelo para o cálculo do ruído de tráfego rodoviário foi apresentado em 1952, pelo Handbook of Acoustic Noise Control, citado por STEELE [42]. Sua aplicabilidade era sugerida para velocidades de 35 a 45 mph (aproximadamente 50 a 70 km/h) e para distâncias superiores à 6,0 m. O percentil 50 era dado por:

$$L_{50} = 68 + \log(V) - 20 \log(D)$$

onde:

V = Volume de tráfego em veículos por hora,

D = Distância entre a pista e o receptor, em pés.

Em 1965, NICKSON E LAMURE, citados por STEELE [42], desenvolveram um modelo da forma:

$$L_{50} = C + 10 \log(V/D),$$

onde C é uma constante para o nível de ruído individual e L_{50} é dado em dB(A).

JOHNSON et al., citados por STEELE [42], introduziram em 1968, a velocidade como um fator relevante e propuseram o seguinte modelo:

$$L_{50} = 3,5 + 10 \log (V.S^3/D),$$

onde S é a velocidade média em mph e L_{50} está em dB(A).

Este modelo era recomendado para uma composição de tráfego caracterizada por 20% de veículos pesados, mas, se fosse utilizado para 0 a 40% de veículos pesados, seus resultados estariam dentro de um intervalo de 1 dB.

Em 1966, GALLOWAY et al., citados por STEELE [42], introduziram uma variável adicional, T, que era a porcentagem de veículos pesados. Sua equação era:

$$L_{50} = 20 + 10 \log(V.S^2/D) + 0.4(T) \quad \text{dB(A)}.$$

Desenvolvimentos posteriores introduziram mais variáveis, e alterações de L_{50} para L_{10} e L_{eq} [42].

3.6.2 Modelos Atualmente em Uso

Os modelos atuais têm sido desenvolvidos independentemente, ainda que existam algumas interações teóricas entre eles.

A maioria deles basicamente faz o cálculo do nível de pressão sonora emitido pelo tráfego na rodovia a uma determinada distância de referência e, a partir deste valor, aplicam a teoria da propagação do som no ar para determinar a perda na transmissão e encontram então

o nível da pressão sonora recebida pelo observador. Este valor é conhecido como nível de imissão sonora.

Existem modelos que consideram os veículos trafegando por uma rodovia como múltiplas fontes pontuais. Outros consideram um trecho da rodovia como uma fonte linear.

RATHE, citado por STEELE [42], encontrou uma solução analítica para fontes pontuais incoerentes alinhadas, com um dado espaçamento e ângulos de visada.

O modelo Japonês (ASJ Model-1993) adotou esta forma.

STEELE, citado por STEELE [42], adotou solução mais geral, podendo ser a rodovia considerada tanto uma fonte linear como múltiplas fontes pontuais, porém com distâncias não determinadas entre as fontes.

Os modelos recentes incorporaram aspectos da propagação do som no ar. MAEKAWA, citado por STEELE [42], apresentou equações de propagação, onde as características de absorção acústica do terreno entre o tráfego e o receptor, são normalmente assumidas como uniformes no modelo.

Embora algumas superfícies reais tenham estas propriedades, uma solução mais geral deveria admitir superfícies aleatórias em relação à absorção, reflexão e espalhamento das ondas sonoras. MORSE et al., citados por STEELE [42], apresentaram uma solução para fontes pontuais e superfícies com rugosidades aleatórias, porém este não tem sido utilizado.

STEELE [42] realizou uma comparação dos principais modelos atualmente em uso, e nesse trabalho é possível se observar as principais características dos seguintes modelos:

1. FHWA - Modelo de predição de ruído de tráfego em “highways”.

Este modelo foi desenvolvido pelo Departamento de Federal de Transporte dos Estados Unidos da América, o qual inclui um programa de cálculo sob o título STAMINA. O modelo é aplicável ao tráfego rodoviário contínuo e assume três principais considerações:

- os veículos são bem representados por fontes acústicas pontuais;
- os níveis de emissão em grupos (automóveis, caminhões médios e caminhões pesados) estão normalmente distribuídos (ainda que na realidade eles estejam inclinados para o lado dos caminhões pesados);
- as perdas de propagação são bem representadas como efeito da distância.

A precisão deste método depende da distância do receptor à fonte e também da composição veicular do tráfego. Os erros médios de $-0,05$; $-0,95$ e $-1,3$ dB(A) ocorreram,

respectivamente, para distâncias de 15, 30 e 60 m, em medições de níveis de emissão de ruído, feitas na Flórida.

O algoritmo desenvolvido neste modelo calcula o nível equivalente de ruído L_{eq} com base na distância de 15 metros entre o centro da pista de tráfego e o receptor, para cada classe de veículos (automóveis, caminhões médios e caminhões pesados) e para cada hora. Os dados das fontes, para as três classes são padronizados por um Nível Médio Referencial de Emissão de Energia (REMEL).

2. FHWA - Modelo de ruído de tráfego versão 1.0

Este modelo foi introduzido nos Estados Unidos por ANDERSON et al., citados por STEELE[42]. Ainda que seja derivado do STAMINA 2.0, ele teve substanciais aperfeiçoamentos. Ele permite a importação de arquivos de CAD além de agregar recursos que consideram a aceleração, sinais de parada, postos de pedágio, sinais de trânsito, etc. Outro aperfeiçoamento é que o REMEL é representado na forma de bandas de terças de oitava.

A atenuação é calculada de maneira usual, mas inclui a absorção atmosférica e topográfica. Calcula também a atenuação por barreiras.

3. O Modelo CoRTN (Calculation of Road Traffic Noise)

CoRTN, cálculo de ruído de tráfego rodoviário, é um procedimento de estimativa do ruído de tráfego rodoviário que foi desenvolvido pelo Departamento de Meio Ambiente do Reino Unido, por Delany, Harland, Hood e Scholes. Ele é utilizado como uma ferramenta para projetos de rodovias, bem como para a quantificação de despesas públicas com isolamentos acústicos pelo British Land Compensation Act., que tem influenciado a escolha do L_{10} como um indicador de ruído.

O CoRTN é caracterizado pelo uso extensivo de curvas de ajustes para dados empíricos, o que muito simplifica os cálculos, embora com redução de confiabilidade.

Este modelo assume uma fonte linear com velocidade de tráfego constante, e na Inglaterra este é o único instrumento de que dispõem as autoridades para avaliação do impacto ambiental do ruído de tráfego. O CoRTN foi substituído por uma versão mais conveniente, chamada Predição do Ruído de Tráfego Rodoviário.

DELANY et al, citados por STEELE [42], adotando este procedimento, relataram que para a faixa de 50 a 54,9 dB(A), a diferença média entre os valores calculados e os medidos foram de +1,4 dB(A). Por outro lado, entre 80 e 84,9 dB(A), o erro médio foi de -1,2 dB(A).

Este modelo tem aplicabilidade para uma rodovia longa, linear, com fluxo livre e contínuo a uma certa distância do observador. Ele é menos adequado onde a distância não é grande em relação ao espaçamento entre os veículos, ou quando este espaçamento é muito regular, ou muito irregular.

A equação obtida por ajuste da curva aos valores medidos de L_{10} , foi:

$$L_{10}=10\log q+33\log(v+40+500/v)+10\log(1+5p/v)+0,3G-27,6$$

onde q é fluxo de veículos por hora, v é a velocidade, p é porcentagem de veículos pesados, e G é a inclinação (o coeficiente muda para 0,2 quando for declive).

Esta técnica, embora esteja comprometida devido à generalidade das considerações, simplifica grandemente o cálculo de L_{10} .

4. O modelo MITHRA

MITHRA é um software comercial produzido por uma empresa francesa. Ele leva em conta efeitos da atmosfera e do chão, difração e reflexão devido a quinas, bem como a topografia do local, edifícios e barreiras. O Tráfego é assumido como uma fonte linear. As rodovias são divididas em cinco classes, e seis tipos de superfícies de rodagem são considerados.

O algoritmo leva em conta o número de veículos por hora em cada pista, a porcentagem de veículos pesados, a equivalência entre veículos leves e veículos pesados, a velocidade do fluxo de veículos e um fator de correção para tráfego com fluxo interrompido ou sujeito a acelerações.

5. RLS 90

Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen (RLS) (Diretrizes para Controle do Ruído em Rodovias) [43] é uma norma oficial utilizada para predição do ruído em rodovias na Alemanha. A versão original foi publicada em 1981. Posteriormente foi substituída pela versão editada em 1990, que está em vigor atualmente. Ela considera dados projetados para o tráfego quando os dados reais não são conhecidos. Ela inclui também o cálculo do ruído em estacionamentos.

O algoritmo da RLS-90 estima que o nível de pressão sonora gerado pelo tráfego em uma rodovia longa, plana, retilínea e com tráfego contínuo, em cada pista é dada pela expressão:

$$L_m = L_{m,E} + D_{s\perp} + D_{BM} + D_B ,$$

onde:

$L_{m,E}$ é o nível equivalente médio de emissão, em dB(A),

$D_{s\perp}$ é a atenuação devido à distância e a absorção do ar,

D_{BM} é a atenuação devido aos efeitos atmosféricos e do solo,

D_B é a atenuação devido à topografia e às dimensões dos edifícios.

O nível equivalente médio de emissão é:

$$L_{m,E} = L_{m(25)} + D_v + D_{StrO} + D_{Stg} + D_E ,$$

onde:

$L_{m(25)}$ é o nível equivalente a 25m do centro da pista, em dB(A),

D_v é a correção devido à velocidade,

D_{StrO} é a correção devido à superfície da rodovia,

D_{Stg} é a correção devido ao gradiente (aclive ou declive),

D_E é a correção devido à absorção das superfícies dos edifícios.

A equação que estima os valores dos níveis equivalentes médios, à distância horizontal de 25m do centro da pista mais próxima do receptor é:

$$L_{m(25)} = 37,3 + 10 \log[M.(1 + 0,082p)]$$

onde:

M é o tráfego de veículos por hora, sob as seguintes condições:

- Asfalto liso,
- Velocidade média do tráfego igual a 100 km/h,
- Gradiente (aclive ou declive) $\leq 5\%$;

p é a porcentagem de veículos pesados (maior que 2,8 t).

Quando os valores de M e de p não são conhecidos, a norma alemã RLS 90 considera valores preestabelecidos para:

- Auto-Estrada Federal,
- Rodovia Federal,
- Rodovia Estadual,
- Rodovia Distrital ou Municipal;

e para o período do dia:

- Dia: 6:00 as 22:00h,
- Noite: 22:00 as 6:00h.

A correção devido à velocidade D_v é calculada por:

$$D_v = L_{P_{kw}} - 37,3 + 10 \log \left[\frac{100 + (10^{0,1D} - 1)p}{100 + 8,23p} \right]$$

onde:

$$L_{P_{kw}} = 27,7 + 10 \log [1 + (0,02 \cdot v_{P_{kw}})^3]$$

$$L_{L_{kw}} = 23,1 + 12,5 \log(v_{L_{kw}})$$

$$D = L_{L_{kw}} - L_{P_{kw}}$$

$v_{P_{kw}}$ é a velocidade dos veículos leves, entre 30 a 130km/h,

$v_{L_{kw}}$ é a velocidade dos veículos pesados, entre 30 a 80km/h.

A correção devido ao tipo de superfície da rodovia, D_{StrO} , depende da rugosidade dos diferentes tipos de pavimentação utilizados em rodovias e também da velocidade.

Os valores variam de 0 a 6 dB(A), e são fornecidos abaixo:

Superfície da Rodovia	Correção D_{StrO}		
	30 km/h	40 km/h	50 km/h
Asfalto liso	0,0	0,0	0,0
Concreto,Asfalto rugoso	1,0	1,5	2,0
Calçamento regular	2,0	2,5	3,0
Calçamento irregular	3,0	4,5	6,0

A correção devido ao gradiente longitudinal (aclive ou declive), é dada por:

$D_{Stg} = 0$, para $|g| \leq 5\%$; $D_{Stg} = 0,6 \cdot |g| - 3$, para $|g| > 5\%$, onde g é a inclinação percentual longitudinal da rodovia

No cálculo da propagação as rodovias são tratadas como fontes lineares.

3.7 IMISSÃO SONORA

Muitos estudos do fenômeno da propagação do ruído em áreas externas e das perdas na transmissão [44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52], demonstram que as variáveis que determinam o processo de propagação das ondas sonoras e suas perdas de amplitude são principalmente as reflexões, difrações, efeito do solo, absorção pelo ar, espalhamento por turbulências atmosféricas e distância entre a fonte e o observador.

4 METODOS E TÉCNICAS

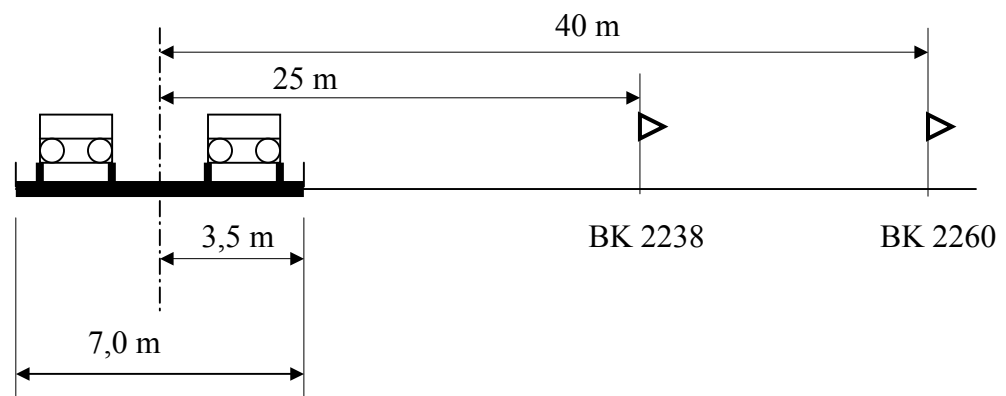
As principais “rodovias-grandes avenidas” de Curitiba são a BR-116 e a BR-277. Nelas foram selecionados pontos para realização das medições, nos quais foram tomadas 100 amostras diferentes.

Para cada amostra, foram medidos simultaneamente:

- O tempo de duração de cada amostra, em segundos.
- A quantidade de automóveis, motocicletas, caminhões e ônibus que passavam pelo observador durante estes intervalos de tempo. Estas medições foram realizadas por contagem direta dos veículos.
- Os níveis equivalentes e estatísticos do ruído emitido pelo tráfego de veículos nas rodovias, L_{eq} , L_{10} e L_{90} , à distância de 25 metros marcados perpendicularmente à linha central da rodovia. Para obtenção destes valores, foi utilizado um medidor de nível de pressão sonora BK-2238, classe 1, fabricado pela Brüel & Kjaer. Os valores obtidos foram expressos em decibels corrigidos pela curva A, [dB(A)].
- Os níveis equivalentes de imissão sonora, à distância de 40 metros marcados perpendicularmente à linha central da rodovia. Para obtenção destes valores, foi utilizado um analisador BK-2260, classe 1, fabricado pela Brüel & Kjaer. Os valores obtidos foram expressos em decibels corrigidos pela curva A, [dB(A)].

O desenho esquemático das distâncias das fontes aos medidores está apresentado na figura 4.1.

FIGURA 4.1 – ESQUEMA DE POSICIONAMENTO DOS MEDIDORES



Conforme pode ser observado na figura 4.1, o medidor BK 2238 era então localizado a uma distância de 25 metros do centro da rodovia, para que houvesse equivalência com as condições de medição determinadas pela norma alemã RLS-90 e então posteriormente pudessem existir comparações dos valores medidos com os calculados pelos métodos desta norma. Os valores de L_{eq} , L_{10} e L_{90} obtidos nestas medições foram chamados de níveis de emissão sonora medidos.

Simultaneamente, com o analisador BK-2260, eram medidos os níveis equivalentes de pressão sonora, L_{eq} , a uma distância de 40 metros. Os valores obtidos nestas medições foram chamados de níveis de emissão sonora medidos.

Na fotografia apresentada como figura 4.2, são ilustrados os posicionamentos dos medidores dos níveis de emissão e de imissão sonora respectivamente a 25 metros e a 40 metros da rodovia.

Na fotografia apresentada como figura 4.3, é ilustrado um detalhe do posicionamento do medidor de níveis de emissão sonora a 25 metros de distância.

Entre 25 e 40 metros de distância das “rodovias-grandes avenidas”, estão situadas quase a totalidade das edificações existentes às margens dessas vias em estudo. Em muitos casos foram encontradas edificações a distâncias até menores que 25 metros. Nas fotos das figuras 4.2 e 4.3 aparece um desses casos.

No mesmo instante em que os medidores eram ligados, iniciava-se a contagem dos veículos e a marcação do tempo de duração da medição.

Para organizar a contagem direta dos veículos, foram desenvolvidas planilhas específicas, as quais estão apresentadas nos apêndice 1 e 2.

Os medidores de níveis de pressão sonora B&K 2238 e B&K 2260, são capazes de processar internamente o cálculo automático dos níveis sonoros equivalentes e estatísticos.

Todas as medições se realizaram com os medidores posicionados a 1,20m de altura, ajustados no modo de resposta “fast” e na curva de ponderação A.

Tendo em vista a existência de muitas variáveis no processo, foi necessário que na escolha dos locais de medições fossem encontradas grandes semelhanças em relação a:

- Tipo da rodovia: número de pistas e sentido do fluxo,
- Tipo e condições da pavimentação,
- Trecho considerado: comprimento, trajetória e inclinação longitudinal,
- Comportamento do tráfego quanto à velocidade e aceleração,

- Características topográficas das imediações dos trechos considerados.

Uma vez tornados constantes estes parâmetros, as variáveis de entrada ficaram então resumidas ao fluxo e a composição do tráfego, e as variáveis de saída, aos níveis de pressão sonora. Dessa maneira, os resultados obtidos nos diversos pontos de medições puderam ser agrupados numa única matriz de dados a partir da qual foram desenvolvidos os modelos matemáticos posteriormente comparados com os valores medidos, e com os resultados calculados pela metodologia na norma alemã RLS-90.

Assim, as constantes do processo são:

- Rodovias de duas pistas com sentido único de tráfego,
- Pavimento: asfalto liso e em bom estado de conservação,
- Trecho retilíneo e plano com 1000m de comprimento. Da mesma forma que na norma alemã RLS-90, considera-se como plano, o trecho cujo aclave ou declive seja menor que 5%,
- Tráfego contínuo, com velocidade constante média de 55 km/h. As medições de velocidade foram feitas com um velocímetro de um automóvel inserido no fluxo de veículos passando pelos pontos de medição do ruído, em 100 diferentes amostras.
- Áreas planas ao redor do trecho considerado e sem obstáculos entre as rodovias e as edificações.

As fotografias apresentadas com figuras 4.4 e 4.5 permitem uma visualização das condições dos locais das medições.

Como o fluxo e a composição do tráfego não são parâmetros controláveis, a maneira de se conseguir uma variação significativa dos parâmetros de entrada foi realizar as medições em diferentes horários e dias da semana, pois foi observado que o fluxo e a composição do tráfego variavam mais sob estas condições, do que quando observados nos mesmos horários dos mesmos dias da semana.

Além disso, optou-se por durações variáveis das amostras, possibilitando assim a interrupção da medição sempre que se observava uma acentuada redução do fluxo de veículos. Este procedimento permitia uma boa aproximação de um fluxo contínuo.

Com este procedimento observaram-se fluxos de veículos na faixa de 973 a 3680 veículos por hora e composições de tráfego variando de 6,9 a 76,9 % de veículos pesados.

É importante considerar que os veículos não são exatamente iguais. Isto significa que o ruído gerado por cada veículo difere em função de diversos fatores, como por exemplo: a maneira de dirigir, a carga que o veículo está transportando, o tipo e estado e a calibragem dos pneus, o tipo e estado do sistema de escapamento, o grau de desgaste mecânico geral do veículo.

Além disso, o tráfego rodoviário é o deslocamento de diferentes veículos, a diferentes velocidades e distâncias uns dos outros onde cada veículo é uma fonte sonora pontual, porém em condições de tráfego contínuo cada trecho medido das rodovias, foi aproximado a uma fonte sonora linear constante [42, 43].

Em função destas considerações, conclui-se que para diferentes amostras, mesmo que o fluxo e a composição do tráfego sejam iguais, poderão existir variações nos valores dos níveis medidos de emissão sonora.

Portanto, modelagens matemáticas para cálculo do ruído de tráfego serão sempre estimativas aproximadas, pois muitos são os fatores que exercem influencia nos resultados.

No modelo matemático desenvolvido neste trabalho, assim como na maioria dos modelos já existentes, foram considerados apenas os principais fatores que determinam o ruído de tráfego rodoviário, visando a obtenção de expressões com pouca complexidade matemática e grande facilidade operacional no levantamento de dados em campo, garantindo-se assim a utilidade prática deste estudo.

Todos estes procedimentos e considerações descritos, asseguraram a minimização da influência de outras variáveis que não fossem o fluxo de veículos e a composição do tráfego.

Finalmente, na análise dos resultados para qualificação acústica das regiões estudadas, adotou-se além dos limites determinados pela lei número 8583 de 10 de janeiro de 1995 da Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC), os limites para áreas residenciais adotados pelo H.U.D. (U.S. Department of Housing and Urban Development), e os limites da medicina preventiva, adotados pela O.M.S. (Organização Mundial da Saúde).

FIGURA 4.2 – MEDIÇÕES SONORAS SIMULTÂNEAS A 25 E A 40 METROS



FIGURA 4.3 – DETALHE DA MEDIÇÃO DE EMISSÃO SONORA A 25 METROS



FIGURA 4.4 – VISTA DAS CONDIÇÕES DE UM LOCAL DE MEDIÇÃO – 1



FIGURA 4.5 – VISTA DAS CONDIÇÕES DE UM LOCAL DE MEDIÇÃO – 2



5 RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS DADOS

5.1 RESULTADO DAS MEDIÇÕES

Respeitando-se os métodos e técnicas adotadas, foram realizadas as medições cujos resultados obtidos são apresentados na Tabela 1.

TABELA 1 – MEDIÇÕES

continua

AMOSTRA N.º	DURAÇÃO (s)	VEÍCULOS					EMISSÃO A 25 m			IMISSÃO A 40 m
		Caminhões	Onibus	Autos	Motos	Total	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)	L _{eq} dB(A)
1	120	20	0	40	0	60	73.8	63.8	71.5	66.7
2	71	18	0	26	1	45	75.6	68.1	73.1	69.2
3	73	14	0	27	2	43	76.4	68.2	73.4	67.4
4	77	19	0	31	0	50	75.7	64.5	72.2	67.3
5	77	19	1	22	2	44	76.4	65.3	73.4	67.6
6	66	21	0	27	0	48	77.9	65.6	75.1	69.8
7	67	16	0	32	2	50	77.6	66.9	74.6	69.8
8	70	12	0	28	0	40	78.4	63.2	74	68.4
9	80	13	0	36	0	49	76.9	65.6	73.1	68
10	74	16	0	52	1	69	77.5	65.8	74.7	70.1
11	71	17	0	30	2	49	76.7	67.1	74	69.6
12	80	16	0	41	3	60	76.8	67.1	73.7	69.8
13	88	15	0	38	1	54	76	59.3	72.3	67.7
14	165	20	0	30	2	52	76.3	63.1	73.1	69
15	54	21	0	16	1	38	79	68.6	75.7	70.6
16	70	14	0	19	2	35	77.2	66.1	74.1	69.3
17	76	20	0	25	4	49	77.4	66.8	74.3	70.7
18	79	20	0	32	4	56	78	67.6	74.8	69.3
19	70	17	1	36	2	56	76.8	66	73.7	68.6
20	79	25	0	27	5	57	77.7	69	76	71.7
21	78	16	0	41	4	61	75.9	67.7	72.8	67.4
22	72	17	0	41	2	60	79.2	65.9	75.5	69.2
23	60	12	0	12	3	27	74.8	61.8	70.9	65.1
24	59	16	0	22	0	38	76.6	67.2	73.7	70.5
25	65	17	1	26	3	47	77.4	66.6	73.7	68.8
26	49	11	0	26	0	37	76.9	68.6	73.9	68.8
27	79	19	0	33	1	53	78.2	65.9	75.1	69.7
28	72	16	1	29	2	48	76.3	66.3	73.2	67.9
29	85	17	0	50	3	70	75.8	67.3	73.2	68.9
30	62	21	0	25	2	48	77.1	66.4	73.7	68
31	65	27	0	35	1	63	79.6	71.4	77.5	71.7
32	80	20	0	39	2	61	76.8	69.1	73.9	68.8
33	65	15	0	33	1	49	75.3	67.4	72.8	67.2
34	90	14	0	46	3	63	75.3	61.3	72.2	68.4
35	45	14	0	30	2	46	77.2	67.1	74.2	68.8
36	34	10	0	3	0	13	77	70.2	74	68.3
37	96	18	0	45	4	67	75.9	63.4	72.1	66.4

TABELA 1 – MEDIÇÕES

continuação

AMOSTRA N.º	DURAÇÃO (s)	VEÍCULOS					EMISSÃO A 25 m			EMISSÃO A 40 m
		Caminhões	Onibus	Autos	Motos	Total	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)	L _{eq} dB(A)
38	75	16	0	36	3	55	75.4	64.6	72.1	66.3
39	70	19	0	29	5	53	78.1	64.9	74.6	69.2
40	92	16	1	50	3	70	75.9	65.7	72.5	67.7
41	63	13	0	32	4	49	77.4	65.7	74.4	70.1
42	54	9	1	25	1	36	75.9	65.9	73.2	70.8
43	98	19	0	35	2	56	76.9	64.1	73.4	68.2
44	59	10	0	26	0	36	76.9	66.2	73.6	72.4
45	87	16	0	33	4	53	76.7	66.6	73.4	69
46	85	25	0	34	3	62	78.3	66.3	76.1	69.8
47	84	15	1	30	4	50	77	65.8	73.5	69.9
48	88	17	0	28	5	50	76	64.7	72.5	68.4
49	79	12	0	35	2	49	75.7	63.8	72.1	67.1
50	80	19	0	37	2	58	76.5	64.6	73.4	68
51	98	22	0	44	2	68	77.5	64.7	73.7	69.3
52	86	19	0	37	3	59	77.3	65.2	73.6	69.6
53	90	20	1	30	6	57	78.2	67	74.3	68.7
54	87	17	0	36	0	53	76.8	66.9	73.4	69.6
55	84	21	0	34	1	56	76.1	63.5	72.8	68
56	90	22	1	42	1	66	77.1	65.5	73.8	69.1
57	69	14	2	35	5	56	76.5	66.6	73.4	66.4
58	83	21	3	40	1	65	76.8	67.1	75.7	68.6
59	83	23	0	37	3	63	77.1	62.7	74.5	68.6
60	85	16	0	39	0	55	76.9	66	73.8	68.4
61	75	15	0	41	0	56	78.2	62.9	74.9	69.4
62	84	16	0	34	0	50	77.8	66.5	74.1	69.1
63	75	15	0	44	1	60	75.5	68.4	73	68.2
64	76	20	0	28	3	51	78.2	63.7	75	70.5
65	93	15	1	36	1	53	76.8	66.6	73.5	69.5
66	85	17	1	37	1	56	77.6	65.5	74.7	71.3
67	80	17	2	42	1	62	76.4	66.5	73.3	67.7
68	81	22	0	34	4	60	76.4	68.3	73.7	68.4
69	81	22	1	29	6	58	76.9	66.1	73.7	68.3
70	82	23	1	25	2	51	76.5	63.7	74.3	69
71	80	12	0	41	2	55	77.3	64.6	73.2	68.4
72	86	17	0	32	5	54	76.4	64.5	73	68.9
73	92	24	0	40	0	64	77.5	63.5	74.2	70.6
74	79	15	1	44	7	67	76.2	65.4	73.4	68
75	98	17	0	29	5	51	76.2	58.6	72.9	67.8
76	333	23	0	65	2	90	74.5	60.5	71.1	66.3
77	584	61	2	128	7	198	75	63.5	71.5	66.6
78	367	35	0	115	3	153	74.5	61	70.8	66.3
79	471	41	4	130	3	178	74.5	64	71.6	67
80	324	26	5	120	3	154	75.5	64	72.5	67.6
81	161	6	0	74	7	87	74.5	64	70.8	65.9
82	307	48	4	120	2	174	76.5	69	74.1	69.3
83	316	19	3	120	5	147	76.5	67	73.7	68.7

TABELA 1 – MEDIÇÕES

AMOSTRA N.º	DURAÇÃO (s)	VEÍCULOS					EMISSÃO A 25 m			conclusão IMISSÃO A 40 m
		Caminhões	Onibus	Autos	Motos	Total	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)	L _{eq} dB(A)
84	376	26	2	120	4	152	75.5	64	72.5	67.4
85	302	23	3	94	5	125	74	61	70.7	66.1
86	409	28	2	120	6	156	74.2	60.8	71.1	66.4
87	386	31	6	120	12	169	73.1	60.5	69.9	65.1
88	388	22	1	120	11	154	73	60	68.6	63.7
89	451	30	4	119	8	161	73.4	60.3	69.7	64.7
90	406	17	6	120	12	155	73.2	60.2	69.4	64.3
91	362	26	5	120	1	152	74.8	61.4	69.5	64.6
92	327	20	2	120	7	149	73.3	63.5	69.5	64.4
93	371	36	1	120	9	166	74.5	64.3	70.7	65.7
94	392	28	7	120	13	168	75.5	64.2	71.2	66.3
95	398	31	4	120	3	158	73.8	60.2	70.4	65.7
96	384	27	7	120	9	163	74.7	63	70	64.8
97	358	56	2	118	10	186	77	68	74	69.3
98	420	64	2	100	6	172	76.5	66	73	68.1
99	81	13	0	29	0	42	75.5	68.5	72.7	67.6
100	622	106	4	215	16	341	77	67.5	74.3	69.5

A partir dos dados apresentados na tabela 1, foram calculados o fluxo de veículos e a composição percentual do tráfego.

Compondo-se esses dados calculados com os valores medidos, foi construída a matriz de dados do experimento, apresentado na tabela 2.

Devido à presença de múltiplas variáveis envolvidas no processo, o cálculo dos coeficientes de correlações entre elas é muito extenso e repetitivo.

Como todas essas variáveis estão organizadas na forma de uma matriz de dados, os cálculos dos coeficientes de correlações entre elas foram feitos com a utilização dos recursos estatísticos do MATLAB, que é um programa de computador para processamento de dados na forma matricial.

Dessa maneira então foram realizados todos os cálculos necessários à obtenção dos coeficientes de correlações entre as várias variáveis, de forma a se verificar quais dos fatores envolvidos no processo são mais significativos na determinação dos níveis de ruído do tráfego de veículos em “rodovias-grandes avenidas”.

TABELA 2 – MATRIZ DE DADOS

continua

Amostra n.º	Duração (s)	VEÍCULOS					FLUXO Veic/h	COMPOSIÇÃO (%)						EMISSÃO a 25m			IMISSÃO a 40m L _{eq} dB(A)
		Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Total		Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Veic. Pesados	Veic. Leves	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)	
X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	X18
1	120	20	0	40	0	60	1800	33.3	0.0	66.7	0.0	33.3	66.7	73.8	63.8	71.5	66.7
2	71	18	0	26	1	45	2282	40.0	0.0	57.8	2.2	40.0	60.0	75.6	68.1	73.1	69.2
3	73	14	0	27	2	43	2121	32.6	0.0	62.8	4.7	32.6	67.4	76.4	68.2	73.4	67.4
4	77	19	0	31	0	50	2338	38.0	0.0	62.0	0.0	38.0	62.0	75.7	64.5	72.2	67.3
5	77	19	1	22	2	44	2057	43.2	2.3	50.0	4.5	45.5	54.5	76.4	65.3	73.4	67.6
6	66	21	0	27	0	48	2618	43.8	0.0	56.3	0.0	43.8	56.3	77.9	65.6	75.1	69.8
7	67	16	0	32	2	50	2687	32.0	0.0	64.0	4.0	32.0	68.0	77.6	66.9	74.6	69.8
8	70	12	0	28	0	40	2057	30.0	0.0	70.0	0.0	30.0	70.0	78.4	63.2	74	68.4
9	80	13	0	36	0	49	2205	26.5	0.0	73.5	0.0	26.5	73.5	76.9	65.6	73.1	68
10	74	16	0	52	1	69	3357	23.2	0.0	75.4	1.4	23.2	76.8	77.5	65.8	74.7	70.1
11	71	17	0	30	2	49	2485	34.7	0.0	61.2	4.1	34.7	65.3	76.7	67.1	74	69.6
12	80	16	0	41	3	60	2700	26.7	0.0	68.3	5.0	26.7	73.3	76.8	67.1	73.7	69.8
13	88	15	0	38	1	54	2209	27.8	0.0	70.4	1.9	27.8	72.2	76	59.3	72.3	67.7
14	165	20	0	30	2	52	1135	38.5	0.0	57.7	3.8	38.5	61.5	76.3	63.1	73.1	69
15	54	21	0	16	1	38	2533	55.3	0.0	42.1	2.6	55.3	44.7	79	68.6	75.7	70.6
16	70	14	0	19	2	35	1800	40.0	0.0	54.3	5.7	40.0	60.0	77.2	66.1	74.1	69.3
17	76	20	0	25	4	49	2321	40.8	0.0	51.0	8.2	40.8	59.2	77.4	66.8	74.3	70.7
18	79	20	0	32	4	56	2552	35.7	0.0	57.1	7.1	35.7	64.3	78	67.6	74.8	69.3
19	70	17	1	36	2	56	2880	30.4	1.8	64.3	3.6	32.1	67.9	76.8	66	73.7	68.6
20	79	25	0	27	5	57	2597	43.9	0.0	47.4	8.8	43.9	56.1	77.7	69	76	71.7
21	78	16	0	41	4	61	2815	26.2	0.0	67.2	6.6	26.2	73.8	75.9	67.7	72.8	67.4
22	72	17	0	41	2	60	3000	28.3	0.0	68.3	3.3	28.3	71.7	79.2	65.9	75.5	69.2
23	60	12	0	12	3	27	1620	44.4	0.0	44.4	11.1	44.4	55.6	74.8	61.8	70.9	65.1
24	59	16	0	22	0	38	2319	42.1	0.0	57.9	0.0	42.1	57.9	76.6	67.2	73.7	70.5
25	65	17	1	26	3	47	2603	36.2	2.1	55.3	6.4	38.3	61.7	77.4	66.6	73.7	68.8

TABELA 2 – MATRIZ DE DADOS

continuação

Amostra n.º	Duração (s)	VEICULOS					FLUXO	COMPOSIÇÃO (%)						EMISSÃO a 25m			IMISSÃO a 40m
		Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Total		Veíc/h	Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Veíc. Pesados	Veíc. Leves	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	
X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	X18
26	49	11	0	26	0	37	2718	29.7	0.0	70.3	0.0	29.7	70.3	76.9	68.6	73.9	68.8
27	79	19	0	33	1	53	2415	35.8	0.0	62.3	1.9	35.8	64.2	78.2	65.9	75.1	69.7
28	72	16	1	29	2	48	2400	33.3	2.1	60.4	4.2	35.4	64.6	76.3	66.3	73.2	67.9
29	85	17	0	50	3	70	2965	24.3	0.0	71.4	4.3	24.3	75.7	75.8	67.3	73.2	68.9
30	62	21	0	25	2	48	2787	43.8	0.0	52.1	4.2	43.8	56.3	77.1	66.4	73.7	68
31	65	27	0	35	1	63	3489	42.9	0.0	55.6	1.6	42.9	57.1	79.6	71.4	77.5	71.7
32	80	20	0	39	2	61	2745	32.8	0.0	63.9	3.3	32.8	67.2	76.8	69.1	73.9	68.8
33	65	15	0	33	1	49	2714	30.6	0.0	67.3	2.0	30.6	69.4	75.3	67.4	72.8	67.2
34	90	14	0	46	3	63	2520	22.2	0.0	73.0	4.8	22.2	77.8	75.3	61.3	72.2	68.4
35	45	14	0	30	2	46	3680	30.4	0.0	65.2	4.3	30.4	69.6	77.2	67.1	74.2	68.8
36	34	10	0	3	0	13	1376	76.9	0.0	23.1	0.0	76.9	23.1	77	70.2	74	68.3
37	96	18	0	45	4	67	2513	26.9	0.0	67.2	6.0	26.9	73.1	75.9	63.4	72.1	66.4
38	75	16	0	36	3	55	2640	29.1	0.0	65.5	5.5	29.1	70.9	75.4	64.6	72.1	66.3
39	70	19	0	29	5	53	2726	35.8	0.0	54.7	9.4	35.8	64.2	78.1	64.9	74.6	69.2
40	92	16	1	50	3	70	2739	22.9	1.4	71.4	4.3	24.3	75.7	75.9	65.7	72.5	67.7
41	63	13	0	32	4	49	2800	26.5	0.0	65.3	8.2	26.5	73.5	77.4	65.7	74.4	70.1
42	54	9	1	25	1	36	2400	25.0	2.8	69.4	2.8	27.8	72.2	75.9	65.9	73.2	70.8
43	98	19	0	35	2	56	2057	33.9	0.0	62.5	3.6	33.9	66.1	76.9	64.1	73.4	68.2
44	59	10	0	26	0	36	2197	27.8	0.0	72.2	0.0	27.8	72.2	76.9	66.2	73.6	72.4
45	87	16	0	33	4	53	2193	30.2	0.0	62.3	7.5	30.2	69.8	76.7	66.6	73.4	69
46	85	25	0	34	3	62	2626	40.3	0.0	54.8	4.8	40.3	59.7	78.3	66.3	76.1	69.8
47	84	15	1	30	4	50	2143	30.0	2.0	60.0	8.0	32.0	68.0	77	65.8	73.5	69.9
48	88	17	0	28	5	50	2045	34.0	0.0	56.0	10.0	34.0	66.0	76	64.7	72.5	68.4
49	79	12	0	35	2	49	2233	24.5	0.0	71.4	4.1	24.5	75.5	75.7	63.8	72.1	67.1
50	80	19	0	37	2	58	2610	32.8	0.0	63.8	3.4	32.8	67.2	76.5	64.6	73.4	68

TABELA 2 – MATRIZ DE DADOS

continuação

Amostra n.º	Duração (s)	VEÍCULOS					FLUXO	COMPOSIÇÃO (%)						EMISSÃO a 25m			IMISSÃO a 40m
		Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Total		Veíc/h	Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Veíc. Pesados	Veíc. Leves	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	
X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	X18
51	98	22	0	44	2	68	2498	32.4	0.0	64.7	2.9	32.4	67.6	77.5	64.7	73.7	69.3
52	86	19	0	37	3	59	2470	32.2	0.0	62.7	5.1	32.2	67.8	77.3	65.2	73.6	69.6
53	90	20	1	30	6	57	2280	35.1	1.8	52.6	10.5	36.8	63.2	78.2	67	74.3	68.7
54	87	17	0	36	0	53	2193	32.1	0.0	67.9	0.0	32.1	67.9	76.8	66.9	73.4	69.6
55	84	21	0	34	1	56	2400	37.5	0.0	60.7	1.8	37.5	62.5	76.1	63.5	72.8	68
56	90	22	1	42	1	66	2640	33.3	1.5	63.6	1.5	34.8	65.2	77.1	65.5	73.8	69.1
57	69	14	2	35	5	56	2922	25.0	3.6	62.5	8.9	28.6	71.4	76.5	66.6	73.4	66.4
58	83	21	3	40	1	65	2819	32.3	4.6	61.5	1.5	36.9	63.1	76.8	67.1	75.7	68.6
59	83	23	0	37	3	63	2733	36.5	0.0	58.7	4.8	36.5	63.5	77.1	62.7	74.5	68.6
60	85	16	0	39	0	55	2329	29.1	0.0	70.9	0.0	29.1	70.9	76.9	66	73.8	68.4
61	75	15	0	41	0	56	2688	26.8	0.0	73.2	0.0	26.8	73.2	78.2	62.9	74.9	69.4
62	84	16	0	34	0	50	2143	32.0	0.0	68.0	0.0	32.0	68.0	77.8	66.5	74.1	69.1
63	75	15	0	44	1	60	2880	25.0	0.0	73.3	1.7	25.0	75.0	75.5	68.4	73	68.2
64	76	20	0	28	3	51	2416	39.2	0.0	54.9	5.9	39.2	60.8	78.2	63.7	75	70.5
65	93	15	1	36	1	53	2052	28.3	1.9	67.9	1.9	30.2	69.8	76.8	66.6	73.5	69.5
66	85	17	1	37	1	56	2372	30.4	1.8	66.1	1.8	32.1	67.9	77.6	65.5	74.7	71.3
67	80	17	2	42	1	62	2790	27.4	3.2	67.7	1.6	30.6	69.4	76.4	66.5	73.3	67.7
68	81	22	0	34	4	60	2667	36.7	0.0	56.7	6.7	36.7	63.3	76.4	68.3	73.7	68.4
69	81	22	1	29	6	58	2578	37.9	1.7	50.0	10.3	39.7	60.3	76.9	66.1	73.7	68.3
70	82	23	1	25	2	51	2239	45.1	2.0	49.0	3.9	47.1	52.9	76.5	63.7	74.3	69
71	80	12	0	41	2	55	2475	21.8	0.0	74.5	3.6	21.8	78.2	77.3	64.6	73.2	68.4
72	86	17	0	32	5	54	2260	31.5	0.0	59.3	9.3	31.5	68.5	76.4	64.5	73	68.9
73	92	24	0	40	0	64	2504	37.5	0.0	62.5	0.0	37.5	62.5	77.5	63.5	74.2	70.6
74	79	15	1	44	7	67	3053	22.4	1.5	65.7	10.4	23.9	76.1	76.2	65.4	73.4	68
75	98	17	0	29	5	51	1873	33.3	0.0	56.9	9.8	33.3	66.7	76.2	58.6	72.9	67.8

TABELA 2 – MATRIZ DE DADOS

conclusão

Amostra n.º	Duração (s)	VEÍCULOS					FLUXO	COMPOSIÇÃO (%)						EMISSÃO a 25m			IMISSÃO a 40m
		Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Total		Veic/h	Caminhões	Ônibus	Autos	Motos	Veic. Pesados	Veic. Leves	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	
X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	X18
76	333	23	0	65	2	90	973	25.6	0.0	72.2	2.2	25.6	74.4	74.5	60.5	71.1	66.3
77	584	61	2	128	7	198	1221	30.8	1.0	64.6	3.5	31.8	68.2	75	63.5	71.5	66.6
78	367	35	0	115	3	153	1501	22.9	0.0	75.2	2.0	22.9	77.1	74.5	61	70.8	66.3
79	471	41	4	130	3	178	1361	23.0	2.2	73.0	1.7	25.3	74.7	74.5	64	71.6	67
80	324	26	5	120	3	154	1711	16.9	3.2	77.9	1.9	20.1	79.9	75.5	64	72.5	67.6
81	161	6	0	74	7	87	1945	6.9	0.0	85.1	8.0	6.9	93.1	74.5	64	70.8	65.9
82	307	48	4	120	2	174	2040	27.6	2.3	69.0	1.1	29.9	70.1	76.5	69	74.1	69.3
83	316	19	3	120	5	147	1675	12.9	2.0	81.6	3.4	15.0	85.0	76.5	67	73.7	68.7
84	376	26	2	120	4	152	1455	17.1	1.3	78.9	2.6	18.4	81.6	75.5	64	72.5	67.4
85	302	23	3	94	5	125	1490	18.4	2.4	75.2	4.0	20.8	79.2	74	61	70.7	66.1
86	409	28	2	120	6	156	1373	17.9	1.3	76.9	3.8	19.2	80.8	74.2	60.8	71.1	66.4
87	386	31	6	120	12	169	1576	18.3	3.6	71.0	7.1	21.9	78.1	73.1	60.5	69.9	65.1
88	388	22	1	120	11	154	1429	14.3	0.6	77.9	7.1	14.9	85.1	73	60	68.6	63.7
89	451	30	4	119	8	161	1285	18.6	2.5	73.9	5.0	21.1	78.9	73.4	60.3	69.7	64.7
90	406	17	6	120	12	155	1374	11.0	3.9	77.4	7.7	14.8	85.2	73.2	60.2	69.4	64.3
91	362	26	5	120	1	152	1512	17.1	3.3	78.9	0.7	20.4	79.6	74.8	61.4	69.5	64.6
92	327	20	2	120	7	149	1640	13.4	1.3	80.5	4.7	14.8	85.2	73.3	63.5	69.5	64.4
93	371	36	1	120	9	166	1611	21.7	0.6	72.3	5.4	22.3	77.7	74.5	64.3	70.7	65.7
94	392	28	7	120	13	168	1543	16.7	4.2	71.4	7.7	20.8	79.2	75.5	64.2	71.2	66.3
95	398	31	4	120	3	158	1429	19.6	2.5	75.9	1.9	22.2	77.8	73.8	60.2	70.4	65.7
96	384	27	7	120	9	163	1528	16.6	4.3	73.6	5.5	20.9	79.1	74.7	63	70	64.8
97	358	56	2	118	10	186	1870	30.1	1.1	63.4	5.4	31.2	68.8	77	68	74	69.3
98	420	64	2	100	6	172	1474	37.2	1.2	58.1	3.5	38.4	61.6	76.5	66	73	68.1
99	81	13	0	29	0	42	1867	31.0	0.0	69.0	0.0	31.0	69.0	75.5	68.5	72.7	67.6
100	622	106	4	215	16	341	1974	31.1	1.2	63.0	4.7	32.3	67.7	77	67.5	74.3	69.5

A partir da tabela 2, foram calculados os valores médios das variáveis e apresentados na tabela 2a.

TABELA 2a – DESCRIÇÃO E VALORES MÉDIOS DAS VARIÁVEIS

VARIÁVEL	DESCRIÇÃO	VALOR MÉDIO
X1	Amostra n°.	-
X2	Duração da medição [s]	151,8
X3	Quantidade de caminhões [un]	21,4
X4	Quantidade de ônibus [un]	1,0
X5	Quantidade de automóveis [un]	53,6
X6	Quantidade de motocicletas [un]	3,3
X7	Total de veículos [un]	79,3
X8	Fluxo de veículos [veiculos/hora]	2239,5
X9	Percentual de caminhões [%]	30,3
X10	Percentual de ônibus [%]	0,8
X11	Percentual de automóveis [%]	64,7
X12	Percentual de motocicletas [%]	4,1
X13	Percentual de veículos pesados [%]	31,2
X14	Percentual de veículos leves [%]	68,8
X15	Nível estatístico, L ₁₀ [dB(A)]	76,3
X16	Nível estatístico, L ₉₀ [dB(A)]	65,2
X17	Nível equivalente de emissão Leq ₍₂₅₎ [dB(A)]	73,1
X18	Nível equivalente de emissão Leq ₍₄₀₎ [dB(A)]	68,2

A velocidade média encontrada nas medições foi de 55 km/h.

A Tabela 3 apresenta a matriz dos coeficientes de correlações existente entre todas as variáveis.

5.2 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Analisando-se a matriz de correlações, é possível se deduzirem muitas informações acerca da interdependência das variáveis. Estas deduções são a seguir discutidas.

As variáveis que apresentam os maiores coeficientes de correlações com os níveis equivalentes, L_{eq} (X17), são o fluxo de veículos (X8) e a composição do tráfego em termos do percentual de caminhões (X9), ou do percentual de veículos pesados (X13). Isto permite que se afirme que as variáveis mais importantes para se estimarem os níveis equivalentes são o fluxo de veículos e o percentual de caminhões.

Os coeficientes de correlação entre estas variáveis são:

- Fluxo de veículos com L_{eq} (X17 com X8) = 0,6758;
- Percentual de caminhões com L_{eq} (X17 com X9) = 0,6052;
- Percentual de veículos pesados com L_{eq} (X17 com X13) = 0,5872;

TABELA 3 – MATRIZ DE COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO

VAR	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	X16	X17	X18
X1	1.0000	0.7003	0.4601	0.6123	0.7143	0.5583	0.6965	-0.4942	-0.5062	0.4856	0.4178	0.1082	-0.4642	0.4640	-0.4559	-0.3606	-0.4709	-0.4317
X2	0.7003	1.0000	0.7362	0.7382	0.9593	0.6777	0.9571	-0.7182	-0.5067	0.4683	0.4485	0.0183	-0.4670	0.4670	-0.5985	-0.4281	-0.6049	-0.5493
X3	0.4601	0.7362	1.0000	0.4394	0.7193	0.5406	0.8247	-0.3327	-0.0444	0.2129	0.0208	-0.0117	-0.0178	0.0178	-0.1148	-0.0214	-0.0769	-0.0837
X4	0.6123	0.7382	0.4394	1.0000	0.7584	0.5925	0.7387	-0.4861	-0.4925	0.8681	0.3644	0.0755	-0.3993	0.3993	-0.4820	-0.2970	-0.4886	-0.4882
X5	0.7143	0.9593	0.7193	0.7584	1.0000	0.6872	0.9845	-0.5792	-0.6146	0.4850	0.5630	-0.0035	-0.5774	0.5775	-0.5625	-0.3638	-0.5625	-0.5175
X6	0.5583	0.6777	0.5406	0.5925	0.6872	1.0000	0.7217	-0.3766	-0.4148	0.4052	0.1758	0.6239	-0.3801	0.3800	-0.4156	-0.2778	-0.4401	-0.4419
X7	0.6965	0.9571	0.8247	0.7387	0.9845	0.7217	1.0000	-0.5501	-0.5088	0.4647	0.4463	0.0344	-0.4697	0.4697	-0.4869	-0.3021	-0.4794	-0.4477
X8	-0.4942	-0.7182	-0.3327	-0.4861	-0.5792	-0.3766	-0.5501	1.0000	0.2405	-0.2932	-0.2103	0.0136	0.2120	-0.2119	0.6295	0.5324	0.6758	0.5512
X9	-0.5062	-0.5067	-0.0444	-0.4925	-0.6146	-0.4148	-0.5088	0.2405	1.0000	-0.3968	-0.9401	-0.0852	0.9925	-0.9925	0.5687	0.4593	0.6052	0.5137
X10	0.4856	0.4683	0.2129	0.8681	0.4850	0.4052	0.4647	-0.2932	-0.3968	1.0000	0.2395	0.1084	-0.2819	0.2818	-0.3624	-0.1967	-0.3395	-0.3765
X11	0.4178	0.4485	0.0208	0.3644	0.5630	0.1758	0.4463	-0.2103	-0.9401	0.2395	1.0000	-0.2378	-0.9507	0.9508	-0.5040	-0.4015	-0.5329	-0.4189
X12	0.1082	0.0183	-0.0117	0.0755	-0.0035	0.6239	0.0344	0.0136	-0.0852	0.1084	-0.2378	1.0000	-0.0750	0.0749	-0.0893	-0.1302	-0.1258	-0.1758
X13	-0.4642	-0.4670	-0.0178	-0.3993	-0.5774	-0.3801	-0.4697	0.2120	0.9925	-0.2819	-0.9507	-0.0750	1.0000	-1.0000	0.5458	0.4539	0.5872	0.4866
X14	0.4640	0.4670	0.0178	0.3993	0.5775	0.3800	0.4697	-0.2119	-0.9925	0.2818	0.9508	0.0749	-1.0000	1.0000	-0.5458	-0.4540	-0.5872	-0.4867
X15	-0.4559	-0.5985	-0.1148	-0.4820	-0.5625	-0.4156	-0.4869	0.6295	0.5687	-0.3624	-0.5040	-0.0893	0.5458	-0.5458	1.0000	0.5864	0.9361	0.8291
X16	-0.3606	-0.4281	-0.0214	-0.2970	-0.3638	-0.2778	-0.3021	0.5324	0.4593	-0.1967	-0.4015	-0.1302	0.4539	-0.4540	0.5864	1.0000	0.6790	0.6031
X17	-0.4709	-0.6049	-0.0769	-0.4886	-0.5625	-0.4401	-0.4794	0.6758	0.6052	-0.3395	-0.5329	-0.1258	0.5872	-0.5872	0.9361	0.6790	1.0000	0.8826
X18	-0.4317	-0.5493	-0.0837	-0.4882	-0.5175	-0.4419	-0.4477	0.5512	0.5137	-0.3765	-0.4189	-0.1758	0.4866	-0.4867	0.8291	0.6031	0.8826	1.0000

O coeficiente de correlação entre L_{10} e L_{eq} (X15 e X17) é 0,9361, e entre L_{90} e L_{eq} (X16 e X17) é 0,67901. Isto indica que os níveis equivalentes são muito mais influenciados pelo nível estatístico L_{10} do que por L_{90} .

Como a correlação entre L_{10} e L_{eq} é alta, evidentemente é de se esperar que L_{10} seja também fortemente correlacionado com o fluxo de veículos e com o percentual de caminhões e de veículos pesados. Na matriz de correlações, esses valores são:

- Fluxo de veículos com L_{10} (X8 com X15) = 0,6295;
- Percentual de caminhões com L_{10} (X9 com X15) = 0,5687;
- Percentual de veículos pesados com L_{10} (X13 com X15) = 0,5458.

Os valores dos coeficientes de correlação para L_{90} evidenciam que para este nível estatístico também predomina a influência do fluxo de veículos e o percentual de caminhões e de veículos pesados, apesar de serem variáveis menos significativas do que para L_{10} e para L_{eq} . Na matriz de correlações, esses valores são:

- Fluxo de veículos com L_{90} (X8 com X15) = 0,5324;
- Percentual de caminhões com L_{90} (X9 com X15) = 0,4593;
- Percentual de veículos pesados com L_{90} (X13 com X15) = 0,4539.

Ao serem comparados os coeficientes de correlação entre os níveis de ruído e os percentuais de caminhões, com os coeficientes de correlação entre os níveis de ruído e os percentuais de veículos pesados, se observa que é muito pequena a diferença desses valores. Além disso o fluxo de veículos pesados nas “rodovias–grandes avenidas” estudadas, é composto aproximadamente por 97% de caminhões e apenas 3% de ônibus.

Conclui-se, portanto, que é possível se considerar o fluxo de veículos, I , e o percentual de veículos pesados, VP , como sendo os parâmetros que mais influenciam na geração de ruído de tráfego nas “rodovias–grandes avenidas” estudadas.

Como o fluxo de veículos é a quantidade de veículos que passa por um observador num intervalo de tempo (veículos por hora), o ruído gerado pelo tráfego rodoviário, é então um caso de soma de níveis de pressões sonoras geradas simultaneamente por diversas fontes incoerentes, equivalendo a uma fonte linear única.

Assim, dentro dos intervalos considerados, foram calculados os logaritmos do fluxo de veículos, $\log(I)$, e do percentual de veículos pesado, $\log(VP)$.

Todos os valores linearizados são apresentados na Tabela 4 que representa uma matriz de dados composta pelas variáveis que mais influenciam nos níveis de ruído de tráfego gerados nas “rodovias-grandes avenidas” observadas.

TABELA 4 - PARÂMETROS LINEARIZADOS (RESUMIDA)

continua

Amostra n.º	Tempo [s]	Fluxo I [Veic/h]	Composição de Veículos Pesados VP [%]	LINEARIZAÇÃO		Emissão a 25m [dB(A)]			Emissão a 40m [dB(A)]
				10log(I)	10log(%VP)	L ₁₀	L ₉₀	L _{eq}	L _{eq}
01	120	1800.00	33	33	15	73.8	63.8	71.5	66.7
02	71	2281.69	40	34	16	75.6	68.1	73.1	69.2
03	73	2120.55	33	33	15	76.4	68.2	73.4	67.4
04	77	2337.66	38	34	16	75.7	64.5	72.2	67.3
05	77	2057.14	45	33	17	76.4	65.3	73.4	67.6
06	66	2618.18	44	34	16	77.9	65.6	75.1	69.8
07	67	2686.57	32	34	15	77.6	66.9	74.6	69.8
08	70	2057.14	30	33	15	78.4	63.2	74	68.4
09	80	2205.00	27	33	14	76.9	65.6	73.1	68
10	74	3356.76	23	35	14	77.5	65.8	74.7	70.1
11	71	2484.51	35	34	15	76.7	67.1	74	69.6
12	80	2700.00	27	34	14	76.8	67.1	73.7	69.8
13	88	2209.09	28	33	14	76	59.3	72.3	67.7
14	165	1134.55	38	31	16	76.3	63.1	73.1	69
15	54	2533.33	55	34	17	79	68.6	75.7	70.6
16	70	1800.00	40	33	16	77.2	66.1	74.1	69.3
17	76	2321.05	41	34	16	77.4	66.8	74.3	70.7
18	79	2551.90	36	34	16	78	67.6	74.8	69.3
19	70	2880.00	32	35	15	76.8	66	73.7	68.6
20	79	2597.47	44	34	16	77.7	69	76	71.7
21	78	2815.38	26	34	14	75.9	67.7	72.8	67.4
22	72	3000.00	28	35	15	79.2	65.9	75.5	69.2
23	60	1620.00	44	32	16	74.8	61.8	70.9	65.1
24	59	2318.64	42	34	16	76.6	67.2	73.7	70.5
25	65	2603.08	38	34	16	77.4	66.6	73.7	68.8
26	49	2718.37	30	34	15	76.9	68.6	73.9	68.8
27	79	2415.19	36	34	16	78.2	65.9	75.1	69.7
28	72	2400.00	35	34	15	76.3	66.3	73.2	67.9
29	85	2964.71	24	35	14	75.8	67.3	73.2	68.9
30	62	2787.10	44	34	16	77.1	66.4	73.7	68
31	65	3489.23	43	35	16	79.6	71.4	77.5	71.7
32	80	2745.00	33	34	15	76.8	69.1	73.9	68.8
33	65	2713.85	31	34	15	75.3	67.4	72.8	67.2
34	90	2520.00	22	34	13	75.3	61.3	72.2	68.4
35	45	3680.00	30	36	15	77.2	67.1	74.2	68.8
36	34	1376.47	77	31	19	77	70.2	74	68.3
37	96	2512.50	27	34	14	75.9	63.4	72.1	66.4
38	75	2640.00	29	34	15	75.4	64.6	72.1	66.3

TABELA 4 - PARÂMETROS LINEARIZADOS (RESUMIDA)

Continuação

Amostra n.º	Tempo [s]	Fluxo I [Veic/h]	Composição de Veículos Pesados VP [%]	LINEARIZAÇÃO		Emissão a 25m [dB(A)]			Emissão a 40m [dB(A)]
				10log(I)	10log(%VP)	L ₁₀	L ₉₀	L _{eq}	L _{eq}
39	70	2725.71	36	34	16	78.1	64.9	74.6	69.2
40	92	2739.13	24	34	14	75.9	65.7	72.5	67.7
41	63	2800.00	27	34	14	77.4	65.7	74.4	70.1
42	54	2400.00	28	34	14	75.9	65.9	73.2	70.8
43	98	2057.14	34	33	15	76.9	64.1	73.4	68.2
44	59	2196.61	28	33	14	76.9	66.2	73.6	72.4
45	87	2193.10	30	33	15	76.7	66.6	73.4	69
46	85	2625.88	40	34	16	78.3	66.3	76.1	69.8
47	84	2142.86	32	33	15	77	65.8	73.5	69.9
48	88	2045.45	34	33	15	76	64.7	72.5	68.4
49	79	2232.91	24	33	14	75.7	63.8	72.1	67.1
50	80	2610.00	33	34	15	76.5	64.6	73.4	68
51	98	2497.96	32	34	15	77.5	64.7	73.7	69.3
52	86	2469.77	32	34	15	77.3	65.2	73.6	69.6
53	90	2280.00	37	34	16	78.2	67	74.3	68.7
54	87	2193.10	32	33	15	76.8	66.9	73.4	69.6
55	84	2400.00	38	34	16	76.1	63.5	72.8	68
56	90	2640.00	35	34	15	77.1	65.5	73.8	69.1
57	69	2921.74	29	35	15	76.5	66.6	73.4	66.4
58	83	2819.28	37	35	16	76.8	67.1	75.7	68.6
59	83	2732.53	37	34	16	77.1	62.7	74.5	68.6
60	85	2329.41	29	34	15	76.9	66	73.8	68.4
61	75	2688.00	27	34	14	78.2	62.9	74.9	69.4
62	84	2142.86	32	33	15	77.8	66.5	74.1	69.1
63	75	2880.00	25	35	14	75.5	68.4	73	68.2
64	76	2415.79	39	34	16	78.2	63.7	75	70.5
65	93	2051.61	30	33	15	76.8	66.6	73.5	69.5
66	85	2371.76	32	34	15	77.6	65.5	74.7	71.3
67	80	2790.00	31	34	15	76.4	66.5	73.3	67.7
68	81	2666.67	37	34	16	76.4	68.3	73.7	68.4
69	81	2577.78	40	34	16	76.9	66.1	73.7	68.3
70	82	2239.02	47	34	17	76.5	63.7	74.3	69
71	80	2475.00	22	34	13	77.3	64.6	73.2	68.4
72	86	2260.47	31	34	15	76.4	64.5	73	68.9
73	92	2504.35	38	34	16	77.5	63.5	74.2	70.6
74	79	3053.16	24	35	14	76.2	65.4	73.4	68
71	80	2475.00	22	34	13	77.3	64.6	73.2	68.4
72	86	2260.47	31	34	15	76.4	64.5	73	68.9
73	92	2504.35	38	34	16	77.5	63.5	74.2	70.6
74	79	3053.16	24	35	14	76.2	65.4	73.4	68
75	98	1873.47	33	33	15	76.2	58.6	72.9	67.8
76	333	972.97	26	30	14	74.5	60.5	71.1	66.3
77	584	1220.55	32	31	15	75	63.5	71.5	66.6
78	367	1500.82	23	32	14	74.5	61	70.8	66.3
79	471	1360.51	25	31	14	74.5	64	71.6	67

TABELA 4 - PARÂMETROS LINEARIZADOS (RESUMIDA)

conclusão

Amostra n.º	Tempo [s]	Fluxo I [Veíc/h]	Composição de Veículos Pesados VP [%]	LINEARIZAÇÃO		Emissão a 25m [dB(A)]			Imissão a 40m [dB(A)]
				10log(I)	10log(%VP)	L ₁₀	L ₉₀	L _{eq}	L _{eq}
80	324	1711.11	20	32	13	75.5	64	72.5	67.6
81	161	1945.34	7	33	8	74.5	64	70.8	65.9
82	307	2040.39	30	33	15	76.5	69	74.1	69.3
83	316	1674.68	15	32	12	76.5	67	73.7	68.7
84	376	1455.32	18	32	13	75.5	64	72.5	67.4
85	302	1490.07	21	32	13	74	61	70.7	66.1
86	409	1373.11	19	31	13	74.2	60.8	71.1	66.4
87	386	1576.17	22	32	13	73.1	60.5	69.9	65.1
88	388	1428.87	15	32	12	73	60	68.6	63.7
89	451	1285.14	21	31	13	73.4	60.3	69.7	64.7
90	406	1374.38	15	31	12	73.2	60.2	69.4	64.3
91	362	1511.60	20	32	13	74.8	61.4	69.5	64.6
92	327	1640.37	15	32	12	73.3	63.5	69.5	64.4
93	371	1610.78	22	32	13	74.5	64.3	70.7	65.7
94	392	1542.86	21	32	13	75.5	64.2	71.2	66.3
95	398	1429.15	22	32	13	73.8	60.2	70.4	65.7
96	384	1528.13	21	32	13	74.7	63	70	64.8
97	358	1870.39	31	33	15	77	68	74	69.3
98	420	1474.29	38	32	16	76.5	66	73	68.1
99	81	1866.67	31	33	15	75.5	68.5	72.7	67.6
100	622	1973.63	32	33	15	77	67.5	74.3	69.5

Com os dados da tabela 4, foram calculados os valores médios das variáveis e apresentados na tabela 4a .

TABELA 4a - DESCRIÇÃO E VALORES MÉDIOS DAS VARIÁVEIS

VARIÁVEL	DESCRIÇÃO	VALOR MÉDIO
X'1	Fluxo de veículos, Q [veíc/h]	2239,5
X'2	10 log Q	33,3
X'3	Percentual de veículos pesados, VP [%]	31,2
X'4	10 log VP	14,7
X'5	L ₁₀ [dB(A)]	76,3
X'6	L ₉₀ [dB(A)]	65,2
X'7	L _{eq} [dB(A)]	73,1
X'8	Imissão a 40 m [dB(A)]	68,2

A partir da matriz de dados apresentada na Tabela 4, foram calculados os coeficientes de correlação entre suas variáveis, cujos valores foram organizados em uma nova matriz de correlações, apresentada na Tabela 5.

TABELA 5 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE VARIÁVEIS LINEARIZADAS

	X'1	X'2	X'3	X'4	X'5	X'6	X'7	X'8
X'1	1,0000	0,9555	0,2165	0,3017	0,6295	0,5324	0,6758	0,5512
X'2	0,9555	1,0000	0,2334	0,3250	0,6119	0,5113	0,6607	0,5556
X'3	0,2165	0,2334	1,0000	0,9281	0,5476	0,4564	0,5895	0,4879
X'4	0,317	0,3250	0,9281	1,0000	0,5988	0,4577	0,6420	0,5234
X'5	0,6295	0,6119	0,5476	0,5988	1,0000	0,5864	0,9361	0,8291
X'6	0,5324	0,5113	0,4564	0,4577	0,5864	1,0000	0,6790	0,6031
X'7	0,6758	0,6607	0,5895	0,6420	0,9361	0,6790	1,0000	0,8826
X'8	0,5512	0,5556	0,4879	0,5234	0,8291	0,6031	0,8826	1,0000

6 MODELAGEM MATEMÁTICA DO RUÍDO DE TRÁFEGO

6.1 GENERALIDADES

O desenvolvimento e a utilização de modelos matemáticos de predição de níveis de pressão sonora gerados pelo tráfego rodoviário representam uma contribuição à sociedade em relação ao problema da poluição sonora, devido ao grande crescimento da quantidade de veículos automotores após a II Guerra Mundial, e também ao interesse que hoje existe em relação aos problemas do meio ambiente.

Os modelos matemáticos de predição de níveis de ruído de tráfego são ferramentas úteis tanto no projeto de novas rodovias como na avaliação de rodovias existentes, uma vez que permitem a determinação prévia desses níveis, em função de parâmetros de tráfego estimados, para o caso de novas rodovias, ou medidos, para o caso de rodovias existentes. Além disso, permite-se aos órgãos governamentais do meio ambiente prever o crescimento da poluição sonora em função do crescimento do tráfego rodoviário, e assim legislar sobre esta matéria.

Podem utilizar modelos matemáticos de predição de ruído de tráfego:

- Engenheiros rodoviários, ao desenvolverem projetos respeitando a legislação sobre ruído ambiental, podem determinar se haverá a necessidade de medidas de controle do ruído, como por exemplo, barreiras acústicas ou maior afastamento das edificações em relação à rodovia,
- Engenheiros acústicos que necessitam conhecer os níveis de pressão sonora emitidos pelo tráfego, para projetarem tratamentos acústicos, como por exemplo, em ambientes construídos,
- Peritos, quando necessitam emitir pareceres sobre a compatibilidade dos níveis de ruído gerados numa rodovia com a legislação local vigente.
- Especialistas em meio ambiente que fazem avaliações do impacto ambiental do ruído de tráfego.
- Consultores acústicos, chamados pela comunidade incomodada pelo ruído de tráfego em rodovias, para avaliar a qualidade acústica do local.

6.2 CONSTRUÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS

Para a obtenção de modelos matemáticos capazes de prever de maneira satisfatória os níveis de ruídos equivalentes e estatísticos a partir dos parâmetros que mais influenciam esses níveis, são necessário que esses modelos:

- Sejam simples tanto quanto possível, para que possam ser utilizados pelas pessoas envolvidas com o planejamento de ocupação urbana das áreas próximas às rodovias;
- Exijam para o cálculo dos níveis de ruído, apenas dados facilmente observáveis;
- Permitam a obtenção de resultados confiáveis

Para tanto, serão adotados modelos matemáticos que levem em conta o fluxo de veículos e a composição do tráfego em termos de percentuais de veículos pesados.

Serão desenvolvidos modelos matemáticos para o cálculo dos níveis estatísticos L_{10} e L_{90} , e do nível equivalente, L_{eq} , uma vez que estes níveis têm sido os mais utilizados nos estudos de ruído de tráfego, bem como nas leis e normas que determinam limites para o ruído urbano.

6.2.1 Os Modelos Matemáticos para L_{eq}

6.2.1.1. Modelo para uma variável

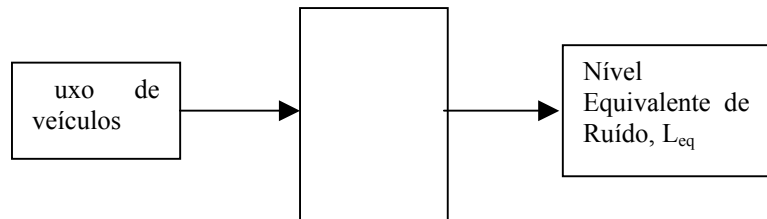
Apesar de já ter sido verificado que a composição do tráfego é também um fator importante na determinação dos níveis de ruído, é evidente que um modelo matemático que considere somente o fluxo de veículos como variável de entrada, apresentará maior facilidade operacional, uma vez que não havendo a necessidade de se fazer uma contagem discriminada de veículos leves e veículos pesados, bastará a contagem do total de veículos num determinado intervalo de tempo.

Como a variável que apresenta o maior coeficiente de correlação com os níveis equivalentes de ruído é o fluxo de veículos, I , o modelo matemático com uma variável de entrada poderá prever o nível equivalente da pressão sonora gerada pelo tráfego, apenas com o conhecimento desta variável, ou seja, do número total de veículos que a cada hora

passam diante de um ponto de referência, situado à distância de 25 metros marcados conforme descrito no capítulo 4.

A representação gráfica do modelo de uma única variável de entrada é apresentada abaixo na figura 6.1.

FIGURA 6.1 - MODELAGEM DE L_{eq} PARA UMA VARIÁVEL



A função que relaciona a variável de entrada à variável de saída, quando aplicada ao domínio e a imagem do problema, é do tipo:

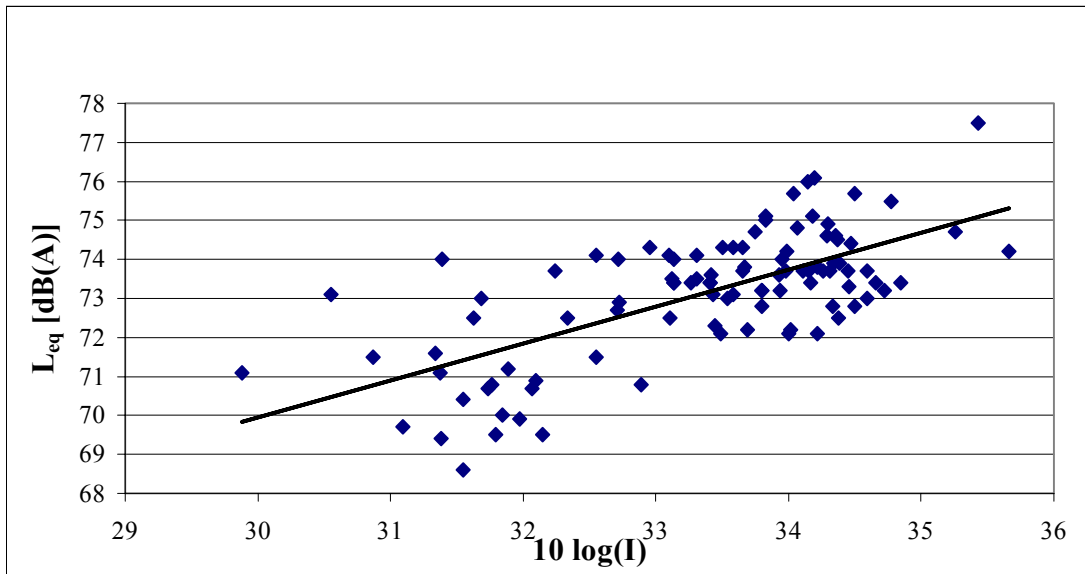
$$L_{eq} = a \cdot 10 \log (I) + k \quad (1)$$

onde:

- L_{eq} é o nível equivalente do ruído do trafego;
- I é o fluxo de veículos (Veículos / hora);
- a, k = constantes

Para a obtenção dos coeficientes a e k para este modelo matemático foi utilizado o método estatístico de regressão linear. Este método ajusta uma curva entre os pontos medidos à situação em que o somatório dos quadrados das diferenças entre os valores medidos e os valores da curva ajustada seja mínimo (método dos quadrados mínimos lineares).

A curva apresentada na figura abaixo foi obtida por este processo, e os valores das coordenadas dos pontos estão na tabela 4.

FIGURA 6.2 - CURVA AJUSTADA $L_{eq} \times 10 \log(I)$ 

Utilizando-se então as conhecidas técnicas estatísticas de regressão linear [53], os valores dos coeficientes são:

- $a = 0,951$;
- $k = 41,42$.

Assim, a curva ajustada pode ser matematicamente descrita por:

$$\boxed{L_{eq} = 9,5 \log(I) + 41,4} \quad (2)$$

Esta expressão matemática, ao levar em conta apenas o fluxo de veículos, I , é efetivamente uma ferramenta simplificada para a predição dos níveis equivalentes de ruído de tráfego nas rodovias observadas, sob as condições já citadas.

6.2.1.2 Modelo para duas variáveis

O fluxo de veículos foi a variável que apresentou o maior coeficiente de correlação com os níveis equivalentes de ruído, $r = 0,6758$. Isto indica definitivamente que é o fator predominante na determinação de um nível equivalente da pressão sonora gerada pelo tráfego rodoviário sob as condições estudadas.

No entanto, a composição do tráfego também exerce influência sobre estes níveis equivalentes do ruído de tráfego. Isto foi claramente observado durante as medições quando,

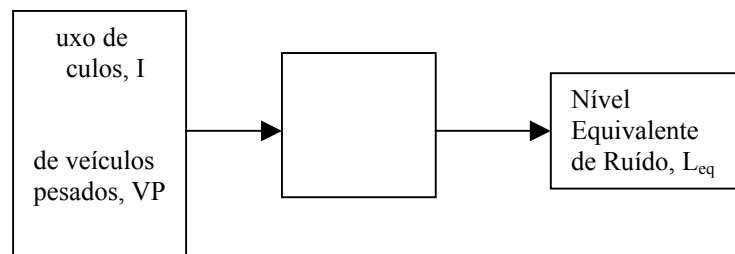
por exemplo, comparando diversas amostras equivalentes em relação ao fluxo de veículos, mas com diferentes percentuais de veículos pesados, verificava-se a ocorrência de diferentes níveis sonoros equivalentes, L_{eq} .

Esta observação prática ocorrida durante as medições, foi posteriormente constatada quando do cálculo da matriz de correlações entre as principais variáveis, e se observou um coeficiente de correlação entre o percentual de veículos pesados e os níveis equivalentes de $r=0,5872$. Este valor é considerável, tendo em vista o grande número de variáveis que influem no processo.

Assim, um modelo matemático que considere estas duas variáveis mais importantes, ou seja, o fluxo de veículos, I , e a composição do tráfego em termos do percentual de veículos pesados, VP , apresentará sem dúvida maior precisão, sem que para isso a operacionalidade do modelo seja muito prejudicada, uma vez que agrupados os caminhões e os ônibus, a contagem ainda é realizável por uma única pessoa.

O modelo de duas variáveis está graficamente representado na figura 6.3.

FIGURA 6.3 - MODELAGEM DE L_{eq} PARA DUAS VARIÁVEIS



O fluxo de veículos é a soma dos automóveis, motocicletas, caminhões e ônibus, que se deslocam numa rodovia num determinado intervalo de tempo. Para que a contagem dos veículos não se torne muito difícil, o que aumentaria a probabilidade de erros, uma simplificação foi feita, sem prejuízos significativos aos resultados. Esta simplificação consistia em considerar automóveis e motocicletas como veículos leves (VL) e caminhões e ônibus como veículos pesados (VP). De forma mais exata, foi adotado o mesmo critério da norma alemã RLS-90 [43], que considera veículos pesados, aqueles que tem peso superior a 2.800 kg.

Então, de forma agrupada, o fluxo de veículos é a soma dos veículos leves com os veículos pesados, que se deslocam numa rodovia num intervalo de tempo.

Há, no entanto, a necessidade de se considerar que um veículo pesado gera níveis sonoros maiores do que um veículo leve, principalmente nas velocidades em que os veículos normalmente se deslocam nas rodovias que se situam dentro de um perímetro urbano.

Sob essas condições, o ruído gerado por um fluxo composto exclusivamente por veículos pesados, será evidentemente maior que o ruído gerado por um fluxo igual, porém composto exclusivamente por veículos leves.

Isto leva à necessidade de que seja considerado um fator de ponderação para os veículos pesados, n , de maneira a se obterem valores para o que pode ser chamado de fluxo equivalente de veículos.

Este fluxo equivalente de veículos, I_{eq} , representa um número hipotético de veículos por hora, no qual cada veículo pesado é contado como n veículos leves. Então:

$$I_{eq} = I (1 + n.VP/100) \quad (3)$$

onde:

- I_{eq} é o fluxo equivalente de veículos,
- I é fluxo real de veículos,
- n é o fator de ponderação,
- VP é o percentual de veículos pesados.

Da mesma forma o modelo para o caso de uma variável, era do tipo:

$$L_{eq} = a .10 \log(I) + k$$

para o caso de duas variáveis, será:

$$L_{eq} = a .10 \log(I_{eq}) + k \quad (4)$$

Substituindo (3) em (4), vem:

$$L_{eq} = a .10 \log[I.(1+ n. VP/100)] + k \quad (5)$$

sendo:

- I , o fluxo real de veículos [veículos por hora],
- n , o fator de ponderação para veículos pesados,
- VP , o percentual de veículos pesados, e
- a, k , constantes .

Assim, para se obter a expressão matemática que represente o modelo de duas variáveis, é preciso encontrar os valores de a , k , e n .

O fluxo de veículos, I , e o percentual de veículos pesados VP , são contados diretamente na rodovia.

As constantes a e k , da mesma forma que para uma única variável, são determinadas com a utilização das técnicas estatísticas de regressão linear.

Já o fator de ponderação n , deverá ser tal que produza a maior correlação dos valores medidos dos níveis de ruído, com o produto $10 \cdot \log[I \cdot (1 + n \cdot VP/100)]$.

A Tabela 6 apresenta os valores do termo $10 \cdot \log[I \cdot (1 + n \cdot VP/100)]$ para valores do fator de ponderação n , variando de 4 a 10.

A Tabela 7 mostra os coeficientes de correlação para diversos valores do fator de ponderação n .

Os maiores valores dos coeficientes de correlações para L_{eq} e L_{10} , com a expressão $10 \cdot \log[I \cdot (1 + n \cdot VP/100)]$, ocorrem quando $n = 9,5$ e valem respectivamente 0,8192 e 0,7692.

Já para L_{90} , como é menor a influência dos veículos pesados, também é menor o fator de ponderação n . Para L_{90} , o valor do fator de ponderação mais adequado é $n = 5$. Neste caso, o coeficiente de correlação entre L_{90} e $10 \cdot \log[I \cdot (1 + n \cdot VP/100)]$ é 0,6275.

TABELA 6 – VARIAÇÃO DO FATOR DE PONDERAÇÃO, “n”.
continua

Amostra n.º	FLUXO I = (Veíc/h)	COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DE VEÍCULOS PESADOS (VP)	10 log[I (1 + n . VP/100)]									EMISSÃO a 25m		
			n=4	n=5	n=6	n=7	n=8	n=8,5	n=9	n=9,5	n=10	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)
			X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12
1	1800	33.3	36,23	36,81	37,32	37,78	38,20	38,39	38,57	38,75	38,92	73.8	63.8	71.5
2	2282	40.0	37,73	38,35	38,90	39,38	39,82	40,02	40,21	40,39	40,57	75.6	68.1	73.1
3	2121	32.6	36,89	37,46	37,97	38,42	38,83	39,02	39,21	39,38	39,55	76.4	68.2	73.4
4	2338	38.0	37,70	38,31	38,85	39,32	39,75	39,95	40,14	40,32	40,50	75.7	64.5	72.2
5	2057	45.5	37,63	38,28	38,85	39,35	39,79	40,00	40,20	40,39	40,57	76.4	65.3	73.4
6	2618	43.8	38,57	39,21	39,77	40,27	40,71	40,92	41,12	41,30	41,48	77.9	65.6	75.1
7	2687	32.0	37,87	38,44	38,95	39,40	39,81	40,00	40,18	40,36	40,52	77.6	66.9	74.6
8	2057	30.0	36,56	37,11	37,60	38,05	38,45	38,63	38,81	38,99	39,15	78.4	63.2	74
9	2205	26.5	36,58	37,10	37,57	37,99	38,38	38,56	38,73	38,90	39,06	76.9	65.6	73.1
10	3357	23.2	38,11	38,60	39,05	39,45	39,82	39,99	40,15	40,31	40,47	77.5	65.8	74.7
11	2485	34.7	37,73	38,32	38,84	39,30	39,72	39,92	40,10	40,28	40,45	76.7	67.1	74
12	2700	26.7	37,47	37,99	38,46	38,89	39,27	39,45	39,63	39,80	39,96	76.8	67.1	73.7
13	2209	27.8	36,69	37,22	37,70	38,13	38,52	38,71	38,88	39,05	39,21	76	59.3	72.3
14	1135	38.5	34,59	35,21	35,74	36,22	36,65	36,85	37,04	37,23	37,40	76.3	63.1	73.1
15	2533	55.3	39,10	39,79	40,39	40,91	41,38	41,59	41,80	42,00	42,18	79	68.6	75.7
16	1800	40.0	36,70	37,32	37,87	38,35	38,79	38,99	39,18	39,37	39,54	77.2	66.1	74.1
17	2321	40.8	37,86	38,49	39,03	39,52	39,96	40,16	40,35	40,54	40,72	77.4	66.8	74.3
18	2552	35.7	37,92	38,52	39,04	39,51	39,93	40,13	40,32	40,50	40,67	78	67.6	74.8
19	2880	32.1	38,18	38,76	39,26	39,71	40,12	40,31	40,50	40,67	40,84	76.8	66	73.7
20	2597	43.9	38,55	39,19	39,75	40,24	40,69	40,89	41,09	41,28	41,46	77.7	69	76
21	2815	26.2	37,61	38,13	38,60	39,02	39,41	39,59	39,76	39,93	40,09	75.9	67.7	72.8
22	3000	28.3	38,06	38,60	39,08	39,52	39,91	40,10	40,27	40,44	40,61	79.2	65.9	75.5
23	1620	44.4	36,53	37,18	37,74	38,23	38,68	38,89	39,08	39,27	39,45	74.8	61.8	70.9
24	2319	42.1	37,94	38,57	39,13	39,62	40,06	40,26	40,46	40,64	40,82	76.6	67.2	73.7
25	2603	38.3	38,19	38,80	39,34	39,81	40,24	40,44	40,64	40,82	40,99	77.4	66.6	73.7

TABELA 6 – VARIAÇÃO DO FATOR DE PONDERAÇÃO, “n”.
continuação

Amostra n.º	FLUXO I = (Veíc/h)	COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DE VEÍCULOS PESADOS (VP)	10 log[I (1 + n . VP/100)]									EMISSÃO a 25m		
			n=4	n=5	n=6	n=7	n=8	n=8,5	n=9	n=9,5	N=10	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)
			X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12
26	2718	29.7	37,75	38,30	38,79	39,23	39,63	39,82	40,00	40,17	40,33	76.9	68.6	73.9
27	2415	35.8	37,69	38,29	38,81	39,28	39,70	39,90	40,09	40,27	40,44	78.2	65.9	75.1
28	2400	35.4	37,63	38,23	38,75	39,22	39,64	39,83	40,02	40,20	40,37	76.3	66.3	73.2
29	2965	24.3	37,67	38,17	38,62	39,03	39,41	39,58	39,75	39,91	40,07	75.8	67.3	73.2
30	2787	43.8	38,84	39,49	40,04	40,54	40,98	41,19	41,39	41,57	41,76	77.1	66.4	73.7
31	3489	42.9	39,76	40,40	40,96	41,45	41,89	42,10	42,29	42,48	42,66	79.6	71.4	77.5
32	2745	32.8	38,02	38,60	39,11	39,56	39,98	40,17	40,35	40,53	40,70	76.8	69.1	73.9
33	2714	30.6	37,81	38,37	38,86	39,31	39,71	39,90	40,08	40,26	40,42	75.3	67.4	72.8
34	2520	22.2	36,78	37,26	37,69	38,09	38,45	38,62	38,79	38,94	39,10	75.3	61.3	72.2
35	3680	30.4	39,12	39,68	40,17	40,61	41,02	41,21	41,39	41,56	41,73	77.2	67.1	74.2
36	1376	76.9	37,49	38,24	38,88	39,44	39,93	40,16	40,38	40,58	40,78	77	70.2	74
37	2513	26.9	37,17	37,70	38,17	38,60	38,98	39,16	39,34	39,51	39,67	75.9	63.4	72.1
38	2640	29.1	37,57	38,12	38,60	39,04	39,44	39,62	39,80	39,97	40,14	75.4	64.6	72.1
39	2726	35.8	38,22	38,81	39,34	39,81	40,23	40,43	40,61	40,79	40,97	78.1	64.9	74.6
40	2739	24.3	37,32	37,83	38,28	38,69	39,06	39,24	39,41	39,57	39,73	75.9	65.7	72.5
41	2800	26.5	37,61	38,14	38,61	39,03	39,42	39,60	39,77	39,94	40,10	77.4	65.7	74.4
42	2400	27.8	37,05	37,58	38,06	38,49	38,88	39,07	39,24	39,41	39,57	75.9	65.9	73.2
43	2057	33.9	36,86	37,44	37,96	38,42	38,83	39,03	39,21	39,39	39,56	76.9	64.1	73.4
44	2197	27.8	36,66	37,20	37,68	38,11	38,50	38,68	38,86	39,03	39,19	76.9	66.2	73.6
45	2193	30.2	36,85	37,41	37,90	38,34	38,74	38,93	39,11	39,29	39,45	76.7	66.6	73.4
46	2626	40.3	38,36	38,99	39,53	40,02	40,45	40,65	40,85	41,03	41,21	78.3	66.3	76.1
47	2143	32.0	36,89	37,46	37,96	38,42	38,82	39,02	39,20	39,37	39,54	77	65.8	73.5
48	2045	34.0	36,84	37,42	37,94	38,40	38,81	39,01	39,19	39,37	39,54	76	64.7	72.5
49	2233	24.5	36,45	36,96	37,41	37,83	38,20	38,38	38,55	38,71	38,87	75.7	63.8	72.1
50	2610	32.8	37,80	38,38	38,89	39,34	39,75	39,95	40,13	40,31	40,48	76.5	64.6	73.4

TABELA 6 – VARIAÇÃO DO FATOR DE PONDERAÇÃO, “n”.

continuação

Amostra n.º	FLUXO I = (Veíc/h)	COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DE VEÍCULOS PESADOS (VP)	10 log[I (1 + n . VP/100)]									EMISSÃO a 25m		
			n=4	n=5	n=6	n=7	n=8	n=8,5	n=9	n=9,5	n=10	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)
			X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12
51	2498	32.4	37,58	38,15	38,66	39,11	39,52	39,72	39,90	40,08	40,24	77.5	64.7	73.7
52	2470	32.2	37,52	38,09	38,60	39,05	39,46	39,65	39,84	40,01	40,18	77.3	65.2	73.6
53	2280	36.8	37,51	38,12	38,65	39,12	39,54	39,74	39,93	40,11	40,29	78.2	67	74.3
54	2193	32.1	37,00	37,57	38,07	38,52	38,93	39,12	39,31	39,48	39,65	76.8	66.9	73.4
55	2400	37.5	37,78	38,39	38,92	39,40	39,82	40,02	40,21	40,39	40,57	76.1	63.5	72.8
56	2640	34.8	38,01	38,60	39,12	39,58	40,00	40,20	40,38	40,56	40,73	77.1	65.5	73.8
57	2922	28.6	37,97	38,51	38,99	39,43	39,82	40,01	40,18	40,36	40,52	76.5	66.6	73.4
58	2819	36.9	38,44	39,04	39,57	40,05	40,47	40,67	40,86	41,04	41,22	76.8	67.1	75.7
59	2733	36.5	38,28	38,88	39,40	39,87	40,30	40,50	40,69	40,87	41,04	77.1	62.7	74.5
60	2329	29.1	37,02	37,57	38,06	38,50	38,89	39,08	39,26	39,43	39,59	76.9	66	73.8
61	2688	26.8	37,46	37,99	38,46	38,88	39,27	39,45	39,62	39,79	39,95	78.2	62.9	74.9
62	2143	32.0	36,89	37,46	37,96	38,42	38,82	39,02	39,20	39,37	39,54	77.8	66.5	74.1
63	2880	25.0	37,60	38,12	38,57	38,99	39,37	39,54	39,71	39,88	40,03	75.5	68.4	73
64	2416	39.2	37,93	38,54	39,08	39,57	40,00	40,20	40,39	40,58	40,75	78.2	63.7	75
65	2052	30.2	36,56	37,12	37,61	38,05	38,45	38,64	38,82	39,00	39,16	76.8	66.6	73.5
66	2372	32.1	37,34	37,91	38,42	38,87	39,28	39,47	39,65	39,83	40,00	77.6	65.5	74.7
67	2790	30.6	37,93	38,49	38,99	39,43	39,84	40,02	40,21	40,38	40,55	76.4	66.5	73.3
68	2667	36.7	38,18	38,78	39,31	39,78	40,21	40,41	40,59	40,78	40,95	76.4	68.3	73.7
69	2578	39.7	38,24	38,86	39,40	39,88	40,32	40,52	40,71	40,90	41,07	76.9	66.1	73.7
70	2239	47.1	38,10	38,75	39,33	39,83	40,28	40,49	40,69	40,88	41,06	76.5	63.7	74.3
71	2475	21.8	36,66	37,14	37,57	37,96	38,32	38,49	38,65	38,81	38,96	77.3	64.6	73.2
72	2260	31.5	37,08	37,65	38,15	38,60	39,01	39,20	39,38	39,55	39,72	76.4	64.5	73
73	2504	37.5	37,97	38,57	39,11	39,58	40,01	40,21	40,40	40,58	40,75	77.5	63.5	74.2
74	3053	23.9	37,76	38,26	38,71	39,12	39,49	39,66	39,83	39,99	40,15	76.2	65.4	73.4
75	1873	33.3	36,41	36,99	37,50	37,96	38,37	38,56	38,75	38,92	39,09	76.2	58.6	72.9

TABELA 6 – VARIAÇÃO DO FATOR DE PONDERAÇÃO, “n”.

conclusão

Amostra n.º	FLUXO I = (Veíc/h)	COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DE VEÍCULOS PESADOS (VP)	10 log[I (1 + n . VP/100)]									EMISSION a 25m		
			n=4	n=5	n=6	n=7	n=8	n=8,5	n=9	n=9,5	n=10	L ₁₀ dB(A)	L ₉₀ dB(A)	L _{eq} dB(A)
			X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12
76	973	25.6	32,94	33,46	33,92	34,34	34,72	34,89	35,07	35,23	35,39	74.5	60.5	71.1
77	1221	31.8	34,43	35,00	35,50	35,95	36,36	36,55	36,74	36,91	37,08	75	63.5	71.5
78	1501	22.9	34,59	35,08	35,52	35,92	36,28	36,45	36,62	36,78	36,93	74.5	61	70.8
79	1361	25.3	34,37	34,89	35,35	35,76	36,14	36,32	36,49	36,65	36,81	74.5	64	71.6
80	1711	20.1	34,90	35,36	35,77	36,15	36,50	36,66	36,82	36,98	37,12	75.5	64	72.5
81	1945	6.9	33,95	34,18	34,39	34,60	34,80	34,89	34,99	35,08	35,17	74.5	64	70.8
82	2040	29.9	36,51	37,07	37,56	38,00	38,40	38,59	38,77	38,94	39,11	76.5	69	74.1
83	1675	15.0	34,28	34,67	35,02	35,35	35,66	35,80	35,94	36,08	36,21	76.5	67	73.7
84	1455	18.4	34,03	34,46	34,86	35,23	35,56	35,72	35,87	36,02	36,17	75.5	64	72.5
85	1490	20.8	34,36	34,83	35,25	35,63	35,99	36,15	36,31	36,47	36,62	74	61	70.7
86	1373	19.2	33,85	34,30	34,71	35,08	35,42	35,58	35,74	35,89	36,04	74.2	60.8	71.1
87	1576	21.9	34,71	35,19	35,62	36,01	36,37	36,54	36,70	36,86	37,01	73.1	60.5	69.9
88	1429	14.9	33,58	33,97	34,33	34,66	34,96	35,11	35,25	35,39	35,52	73	60	68.6
89	1285	21.1	33,75	34,22	34,64	35,03	35,39	35,55	35,71	35,87	36,02	73.4	60.3	69.7
90	1374	14.8	33,40	33,79	34,15	34,47	34,78	34,92	35,06	35,20	35,33	73.2	60.2	69.4
91	1512	20.4	34,39	34,85	35,27	35,65	36,00	36,16	36,32	36,47	36,62	74.8	61.4	69.5
92	1640	14.8	34,17	34,55	34,90	35,23	35,54	35,68	35,82	35,96	36,09	73.3	63.5	69.5
93	1611	22.3	34,84	35,32	35,76	36,15	36,52	36,69	36,85	37,01	37,16	74.5	64.3	70.7
94	1543	20.8	34,52	34,98	35,41	35,79	36,14	36,31	36,47	36,62	36,77	75.5	64.2	71.2
95	1429	22.2	34,31	34,79	35,22	35,62	35,98	36,15	36,31	36,47	36,62	73.8	60.2	70.4
96	1528	20.9	34,48	34,94	35,37	35,75	36,10	36,27	36,43	36,59	36,74	74.7	63	70
97	1870	31.2	36,24	36,80	37,30	37,75	38,15	38,34	38,52	38,70	38,87	77	68	74
98	1474	38.4	35,73	36,34	36,87	37,35	37,78	37,98	38,17	38,36	38,53	76.5	66	73
99	1867	31.0	36,21	36,77	37,27	37,72	38,12	38,31	38,49	38,67	38,83	75.5	68.5	72.7
100	1974	32.3	36,55	37,12	37,63	38,08	38,49	38,68	38,87	39,04	39,21	77	67.5	74.3

TABELA 7 – MATRIZ DE COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO ENTRE L_{10} , L_{90} , L_{eq} E $10.\log[I(1+nVP/100)]$

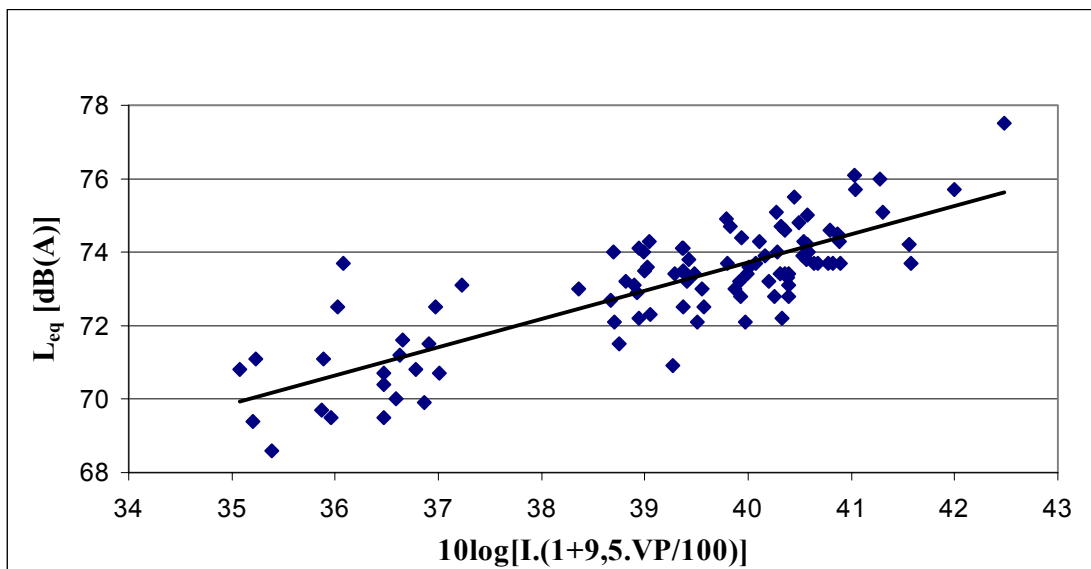
Valor do Produto $10.\log[I(1+nVP/100)]$										Emissão a 25 m		
	n=4	n=5	n=6	n=7	n=8	n=8,5	n=9	n=9,5	n=10	L_{10}	L_{90}	L_{eq}
VAR	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12
X1	1.0000	0.9994	0.9983	0.9970	0.9957	0.9950	0.9943	0.9937	0.9932	0.7642	0.6274	0.8135
X2	0.9994	1.0000	0.9997	0.9990	0.9982	0.9978	0.9973	0.9969	0.9965	0.7667	0.6275	0.8163
X3	0.9983	0.9997	1.0000	0.9998	0.9994	0.9991	0.9988	0.9986	0.9983	0.7680	0.6269	0.8178
X4	0.9970	0.9990	0.9998	1.0000	0.9999	0.9997	0.9996	0.9994	0.9992	0.7689	0.6260	0.8188
X5	0.9957	0.9982	0.9994	0.9999	1.0000	1.0000	0.9999	0.9998	0.9997	0.7688	0.6252	0.8189
X6	0.9950	0.9978	0.9991	0.9997	1.0000	1.0000	1.0000	0.9999	0.9999	0.7690	0.6246	0.8190
X7	0.9943	0.9973	0.9988	0.9996	0.9999	1.0000	1.0000	1.0000	0.9999	0.7691	0.6243	0.8191
X8	0.9937	0.9969	0.9986	0.9994	0.9998	0.9999	1.0000	1.0000	1.0000	0.7692	0.6241	0.8192
X9	0.9932	0.9965	0.9983	0.9992	0.9997	0.9999	0.9999	1.0000	1.0000	0.7690	0.6236	0.8191
X10	0.7642	0.7667	0.7680	0.7689	0.7688	0.7690	0.7691	<u>0.7692</u>	0.7690	1.0000	0.5864	0.9361
X11	0.6274	<u>0.6275</u>	0.6269	0.6260	0.6252	0.6246	0.6243	0.6241	0.6236	0.5864	1.0000	0.6790
X12	0.8135	0.8163	0.8178	0.8188	0.8189	0.8190	0.8191	<u>0.8192</u>	0.8191	0.9361	0.6790	1.0000

Conhecidos os valores mais adequados do fator de ponderação para veículos pesados, n , a expressão (5) será então:

$$L_{eq} = a \cdot 10 \log[I \cdot (1 + 9,5 \cdot VP/100)] + k$$

Da Tabela 6, os valores de L_{eq} e de $10 \log[I \cdot (1 + 9,5 \cdot VP/100)]$, foram retirados e plotados no gráfico abaixo, para que a melhor curva de aproximação fosse ajustada e então, por regressão linear fossem encontrados os coeficientes a e k .

FIGURA 6.4 - CURVA AJUSTADA PARA L_{eq} x $10 \log[I \cdot (1 + 9,5 \cdot VP/100)]$



Os valores encontrados para os coeficientes são:

- $a = 0,769$;
- $k = 42,964$.

Assim, a expressão que representa matematicamente a curva ajustada acima, e que pode prever os valores dos níveis equivalentes de ruído, quando são consideradas duas variáveis, ou seja, o fluxo de veículos e a composição do tráfego em termos do percentual de veículos pesados, é:

$$L_{eq} = 7,7 \log[I \cdot (1 + 0,095 \cdot VP)] + 43 \quad (7)$$

onde:

- L_{eq} é o nível equivalente do ruído emitido pelo tráfego rodoviário, a 25 metros;

- I é o fluxo de veículos (veículos por hora);
- VP é o percentual de veículos pesados, em relação ao total de veículos.

6.2.2 Modelos Matemáticos para L_{10}

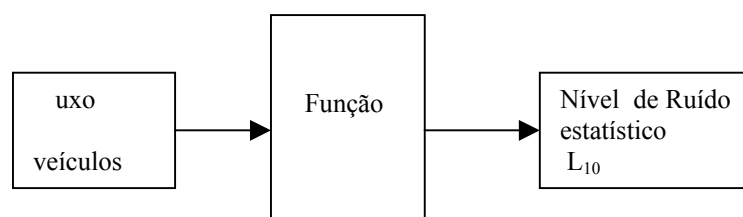
Com os mesmos procedimentos adotados para o tratamento dos níveis equivalentes, foram obtidas as expressões matemáticas capazes de prever os níveis estatísticos L_{10} , tanto para uma variável, como para duas variáveis.

6.2.2.1 Modelo de L_{10} para uma variável

Para os níveis L_{10} , o coeficiente de correlação com o fluxo de veículos, é um pouco menor do que para os níveis equivalentes, L_{eq} . O coeficiente de correlação de L_{10} com o fluxo de veículos é 0,6295, enquanto que para L_{eq} é 0,6758. Mesmo assim é significativo, e então um modelo de uma variável foi obtido, para posterior comparação de resultados.

Também para os níveis equivalentes L_{10} , a variável que apresenta o maior coeficiente de correlação é o fluxo de veículos. Assim o modelo matemático com uma variável de entrada é graficamente representado na figura 6.5.

FIGURA 6.5 - MODELAGEM DE L_{10} PARA UMA VARIÁVEL



A função que relaciona a variável de entrada à variável de saída é do tipo:

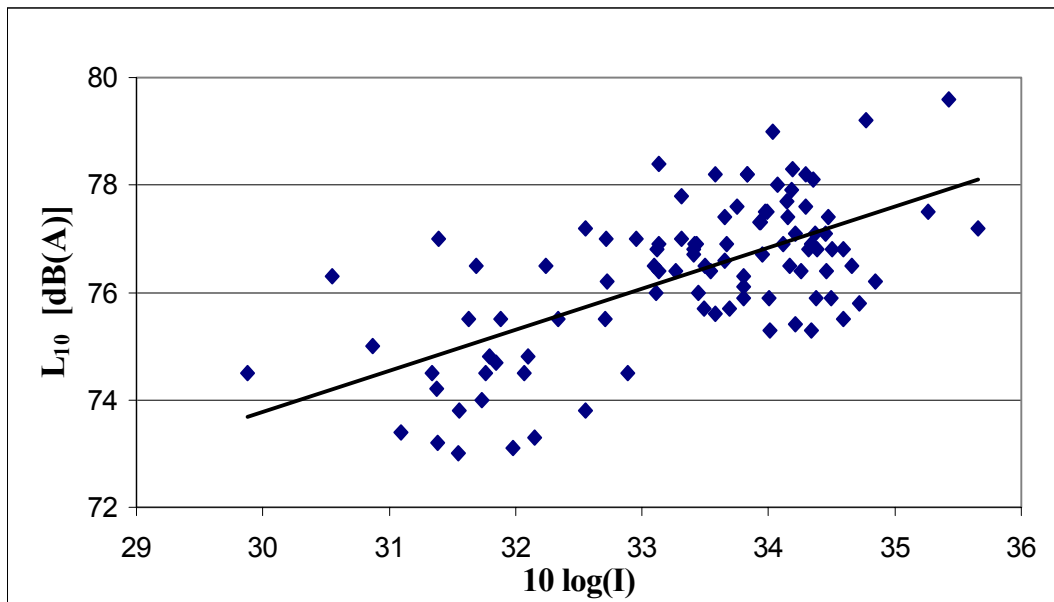
$$L_{10} = a \cdot 10 \log (I) + k \quad (8)$$

onde:

- I é o fluxo de veículos (veículos / hora)
- a, k = constantes

Os valores de L_{10} obtidos nas medições e do fluxo de veículos são apresentados na tabela 4, foram plotados no gráfico da figura 6.6.

FIGURA 6.6 - CURVA AJUSTADA PARA $L_{10} \times 10 \cdot \log I$



Os valores dos coeficientes são:

- $a = 0,764$;
- $k = 50,86$

Assim, pela substituição destes coeficientes na expressão (8), a curva ajustada pode ser matematicamente descrita por:

$$\boxed{L_{10} = 7,6 \log (I) + 50,9} \quad (9)$$

6.2.2.2 Modelo de L_{10} para duas variáveis

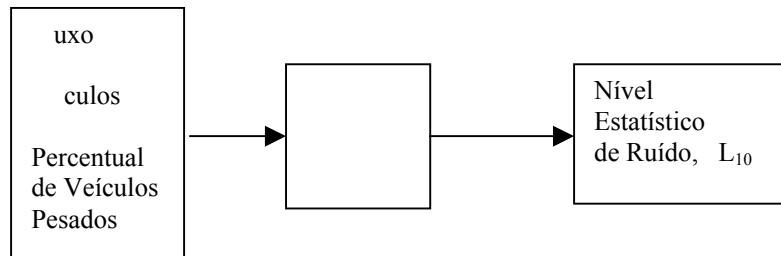
O fluxo de veículos é a variável que apresenta o maior coeficiente de correlação com os níveis estatísticos de ruído L_{10} , $r = 0,6295$, seguido pelo percentual de veículos pesados, com $r = 0,5476$.

Isto demonstra que também para a determinação L_{10} , são fatores predominantes o fluxo de veículos e o percentual de veículos pesados.

Assim, um modelo matemático para cálculo de L_{10} deve considerar estas duas variáveis mais importantes, ou sejam, o fluxo de veículos, I , e a composição do tráfego em termos do percentual de veículos pesados, VP .

O modelo de duas variáveis está graficamente representado na figura 6.7.

FIGURA 6.7 - MODELAGEM DE L_{10} PARA DUAS VARIÁVEIS



Sendo válidas todas as considerações já feitas para os níveis equivalentes, a expressão matemática para cálculo dos valores de L_{10} , é do tipo:

$$L_{10} = a \cdot 10 \log [I \cdot (1 + n \cdot VP/100)] + k \quad (10)$$

sendo:

- I , o fluxo de veículos [veículos por hora],
- n , o fator de ponderação para veículos pesados,
- VP , percentual de veículos pesados,
- a, k , constantes.

A Tabela 7 mostra que o maior coeficiente de correlação do produto $10 \cdot \log [I \cdot (1 + n \cdot VP)]$ com L_{10} , é 0,7692, e ocorre quando o fator de ponderação $n = 9,5$.

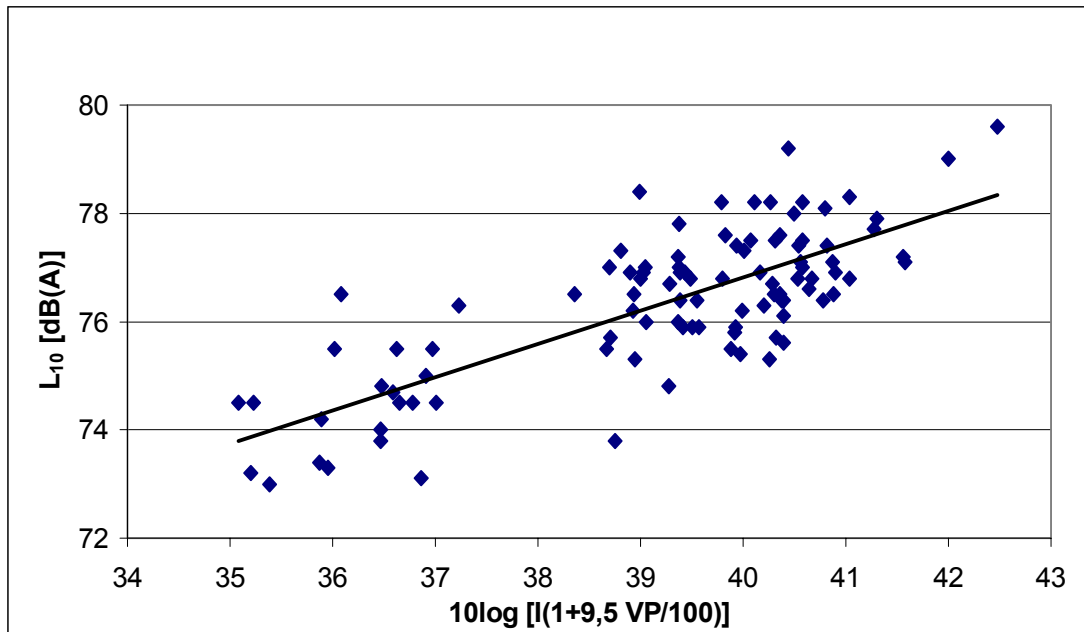
Conhecido então, o melhor valor do fator de ponderação para os veículos pesados, n , a expressão 10, pode ser escrita como:

$$L_{10} = a \cdot 10 \log [I \cdot (1 + 9,5 \cdot VP/100)] + k \quad (11)$$

Então, da Tabela 6, os valores de L_{10} e de $10 \log [I \cdot (1 + 9,5 \cdot VP/100)]$, foram retirados e plotados no gráfico da Figura 6.8, no qual é mostrada a curva ajustada que foi utilizada para

determinação da expressão matemática capaz de calcular L_{10} , a partir do fluxo de veículos, I , e da composição do tráfego, VP .

FIGURA 6.8 - CURVA AJUSTADA PARA $L_{10} \times 10 \cdot \log[I(1+9,5 VP/100)]$



Da curva ajustada foram encontrados os coeficientes:

- $a = 0,6153$
- $k = 52,209$.

Assim, a expressão que representa matematicamente a curva ajustada acima, e que pode prever os valores dos níveis de ruído estatísticos L_{10} , quando são consideradas duas variáveis, ou sejam, o fluxo de veículos e a composição em termos do percentual de veículos pesados, é:

$$\boxed{L_{10} = 6,2 \log[I.(1 + 0,095.VP/100)] + 52,2} \quad (12)$$

onde:

- L_{10} é um nível estatístico do ruído emitido pelo tráfego rodoviário, a 25 metros;
- I é o fluxo de veículos (veículos por hora);
- VP é o percentual de veículos pesados, em relação ao total de veículos.

6.2.3 Modelos Matemáticos para L_{90}

Em relação aos níveis estatísticos L_{90} , valem os mesmos procedimentos adotados para o tratamento dos níveis estatísticos L_{10} , porém com as devidas ressalvas quanto aos valores dos coeficientes de correlação, que são menores tanto em relação ao fluxo de veículos como à composição do tráfego.

Isto era esperado, porque sendo L_{90} o nível de pressão sonora ocorrido em 90% do tempo medido, pode ser considerado como ruído de fundo. Dessa maneira, outras fontes de ruído que normalmente existem nas cidades, podem passar a ser também importantes para a determinação dos níveis L_{90} , diminuindo assim a predominância da influência do fluxo de veículos e da composição do tráfego.

Mesmo assim, os valores dos coeficientes de correlação entre L_{90} e os parâmetros de tráfego indicam que é interessante desenvolver as expressões matemáticas capazes de prever os níveis estatísticos L_{90} , tanto para uma variável, como para duas variáveis.

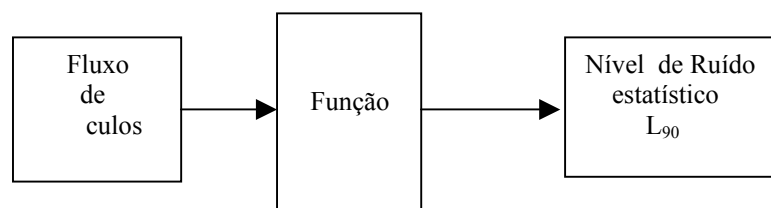
6.2.3.1 Modelo de L_{90} para uma variável

Como para os níveis equivalentes, a variável que apresenta o maior coeficiente de correlação com L_{90} , também é o fluxo de veículos, então um modelo matemático com uma variável deve ser inicialmente desenvolvido.

Para os níveis L_{90} , o coeficiente de correlação com o fluxo de veículos é 0,5324, enquanto que para L_{10} é 0,6295 e para com L_{eq} é 0,6758.

O modelo matemático com uma variável de entrada, pode ser graficamente representado pela figura 6.9.

FIGURA 6.9 - MODELAGEM DE L_{90} PARA UMA VARIÁVEL



A função que relaciona a variável de entrada à variável de saída é do tipo:

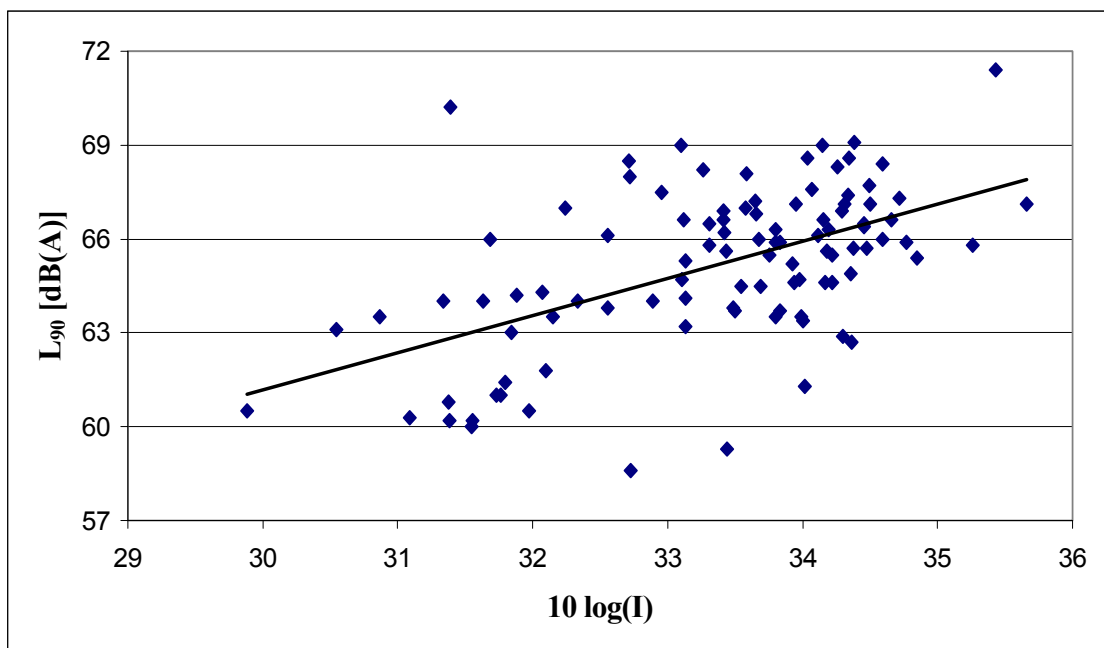
$$L_{90} = a \cdot 10 \log(I) + k \quad (13)$$

onde:

- I é o fluxo de veículos (veículos / hora),
- a, k = constantes.

Os valores de L_{90} das 100 amostras medidas são apresentados na tabela 4, e plotado no gráfico da figura a seguir:

FIGURA 6.10 - CURVA AJUSTADA PARA $L_{90} \times 10 \log(I)$



Os valores dos coeficientes obtidos na regressão linear são:

- $a = 1,1907$
- $k = 25,449$

Assim, a curva ajustada pode ser matematicamente descrita por:

$$\boxed{L_{90} = 11,9 \log(I) + 25,5} \quad (14)$$

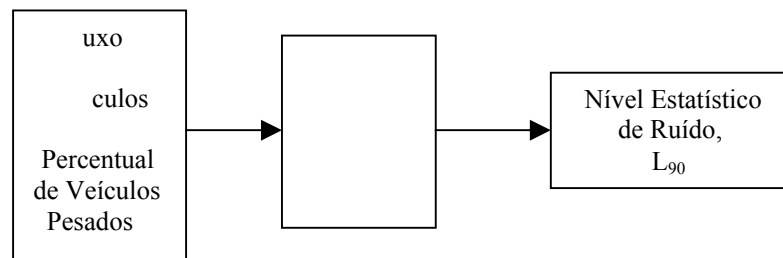
6.2.3.2 Modelo de L_{90} para duas variáveis

O coeficiente de correlação entre L_{90} e o percentual de veículos pesados calculado com base nas medições é de 0,4564. Isoladamente é um valor baixo, todavia quando combinado com o fluxo de veículos, o coeficiente de correlação entre o produto $\log[I(1+n.VP/100)]$ e L_{90} , alcança 0,6275 quando $n = 5$.

Este coeficiente sendo maior do que aquele que L_{90} , tem com apenas o fluxo de veículo, já constitui motivo suficiente para o desenvolvimento de um modelo matemático que calcule L_{90} utilizando duas variáveis.

Para L_{90} , o modelo de duas variáveis pode ser graficamente representado por:

FIGURA 6.11 - MODELAGEM DE L_{90} PARA DUAS VARIÁVEIS



A expressão matemática para cálculo dos valores de L_{90} , é do tipo:

$$L_{90} = a.10\log[I.(1+ n.VP/100)] + k \quad (15)$$

sendo:

- I , o fluxo de veículos (veículos por hora),
- n , o fator de ponderação para veículos pesados,
- VP , o percentual de veículos pesados,
- a, k = constantes.

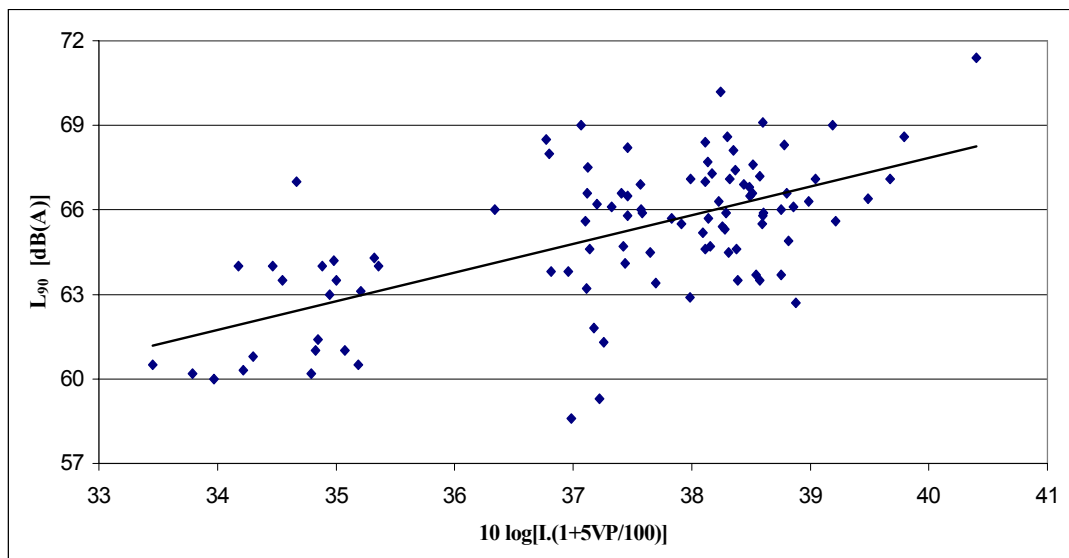
Na tabela 7, se observa que o maior valor do coeficiente de correlação do produto $\log[I(1+n.VP/100)]$ com L_{90} , que é 0,6275, e ocorre quando o fator de ponderação $n = 5$.

Então, a expressão para L_{90} , passa a ser escrita como:

$$L_{90} = a \cdot 10 \log[I \cdot (1 + 5 \cdot VP/100)] + k \quad (16)$$

Da Tabela 6, são extraídos os valores de L_{90} e de $10 \log[I \cdot (1 + 5 \cdot VP/100)]$, e plotados no gráfico apresentado na figura 6.12.

FIGURA 6.12 - CURVA AJUSTADA PARA $L_{90} \times 10 \log[I \cdot (1 + 5VP/100)]$



Aplicando-se a regressão linear à curva ajustada, obtém-se os coeficientes:

- $a = 1,0175$;
- $k = 27,144$.

Assim, a expressão de duas variáveis que representa matematicamente a curva ajustada acima, e que pode prever os valores dos níveis de ruído estatísticos L_{90} , é:

$$\boxed{L_{90} = 10,2 \log[I \cdot (1 + 0,050 \cdot VP)] + 27,1} \quad (17)$$

onde:

- L_{90} é um nível estatístico de ruído emitido pelo tráfego rodoviário, a 25 metros;
- I é o fluxo de veículos (veículos por hora),
- VP é o percentual de veículos pesados, em relação ao total de veículos.

Em resumo, os modelos matemáticos desenvolvidos para cálculo dos níveis L_{10} , L_{90} e L_{eq} , determinaram as seguintes expressões:

Para uma variável, fluxo de veículos, I :

- $L_{10} = 7,6 \log(I) + 50,9$
- $L_{90} = 11,9 \log(I) + 25,5$
- $L_{eq} = 9,5 \log(I) + 41,4$

Para duas variáveis, fluxo de veículos, I, e percentual de veículos pesados, VP:

- $L_{10} = 6,2 \log[I.(1+0,095VP)] + 52,2$
- $L_{90} = 10,2 \log[I.(1+0,050VP)] + 27,1$
- $L_{eq} = 7,7 \log[I.(1+0,095VP)] + 43$

6.3 AVALIAÇÃO DOS MODELOS

6.3.1. Comparação dos Níveis de Emissão Sonora

Para se avaliar a confiabilidade dos resultados obtidos através destes modelos, os valores calculados foram comparados com os valores medidos.

A Tabela 8 apresenta os valores de L_{10} , e suas comparações.

TABELA 8 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{10} [dB(A)]

continua

Amostra	Valores Medidos			Valores Calculados		Diferença	
	I (Veíc/h)	VP (%)	L_{10}	1 var.	2 var.	1 var - med	2 var - med
1	1800,00	33,33	73,8	75,7	76,0	1,9	2,2
2	2281,69	40,00	75,6	76,5	77,1	0,9	1,5
3	2120,55	32,56	76,4	76,3	76,4	-0,1	0,0
4	2337,66	38,00	75,7	76,6	77,0	0,9	1,3
5	2057,14	45,45	76,4	76,2	77,1	-0,2	0,7
6	2618,18	43,75	77,9	77,0	77,6	-0,9	-0,3
7	2686,57	32,00	77,6	77,1	77,0	-0,5	-0,6
8	2057,14	30,00	78,4	76,2	76,2	-2,2	-2,2
9	2205,00	26,53	76,9	76,4	76,1	-0,5	-0,8
10	3356,76	23,19	77,5	77,8	77,0	0,3	-0,5
11	2484,51	34,69	76,7	76,8	77,0	0,1	0,3
12	2700,00	26,67	76,8	77,1	76,7	0,3	-0,1
13	2209,09	27,78	76	76,4	76,2	0,4	0,2
14	1134,55	38,46	76,3	74,2	75,1	-2,1	-1,2
15	2533,33	55,26	79	76,9	78,0	-2,1	-1,0

TABELA 8 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L₁₀ [dB(A)]

continuação

Amostra	Valores Medidos			Valores Calculados		Diferença	
	I (Veic/h)	VP (%)	L ₁₀	1 var.	2 var.	1 var - med	2 var - med
16	1800,00	40,00	77,2	75,7	76,4	-1,5	-0,8
17	2321,05	40,82	77,4	76,6	77,1	-0,8	-0,3
18	2551,90	35,71	78	76,9	77,1	-1,1	-0,9
19	2880,00	32,14	76,8	77,3	77,2	0,5	0,4
20	2597,47	43,86	77,7	76,9	77,6	-0,8	-0,1
21	2815,38	26,23	75,9	77,2	76,8	1,3	0,9
22	3000,00	28,33	79,2	77,4	77,1	-1,8	-2,1
23	1620,00	44,44	74,8	75,4	76,4	0,6	1,6
24	2318,64	42,11	76,6	76,6	77,2	0,0	0,6
25	2603,08	38,30	77,4	77,0	77,3	-0,4	-0,1
26	2718,37	29,73	76,9	77,1	76,9	0,2	0,0
27	2415,19	35,85	78,2	76,7	77,0	-1,5	-1,2
28	2400,00	35,42	76,3	76,7	76,9	0,4	0,6
29	2964,71	24,29	75,8	77,4	76,8	1,6	1,0
30	2787,10	43,75	77,1	77,2	77,8	0,1	0,7
31	3489,23	42,86	79,6	77,9	78,3	-1,7	-1,3
32	2745,00	32,79	76,8	77,1	77,1	0,3	0,3
33	2713,85	30,61	75,3	77,1	77,0	1,8	1,7
34	2520,00	22,22	75,3	76,8	76,2	1,5	0,9
35	3680,00	30,43	77,2	78,1	77,8	0,9	0,6
36	1376,47	76,92	77	74,8	77,2	-2,2	0,2
37	2512,50	26,87	75,9	76,8	76,5	0,9	0,6
38	2640,00	29,09	75,4	77,0	76,8	1,6	1,4
39	2725,71	35,85	78,1	77,1	77,3	-1,0	-0,8
40	2739,13	24,29	75,9	77,1	76,5	1,2	0,6
41	2800,00	26,53	77,4	77,2	76,8	-0,2	-0,6
42	2400,00	27,78	75,9	76,7	76,4	0,8	0,5
43	2057,14	33,93	76,9	76,2	76,4	-0,7	-0,5
44	2196,61	27,78	76,9	76,4	76,2	-0,5	-0,7
45	2193,10	30,19	76,7	76,4	76,4	-0,3	-0,3
46	2625,88	40,32	78,3	77,0	77,4	-1,3	-0,9
47	2142,86	32,00	77	76,3	76,4	-0,7	-0,6
48	2045,45	34,00	76	76,2	76,4	0,2	0,4
49	2232,91	24,49	75,7	76,4	76,0	0,7	0,3
50	2610,00	32,76	76,5	77,0	77,0	0,5	0,5
51	2497,96	32,35	77,5	76,8	76,9	-0,7	-0,6
52	2469,77	32,20	77,3	76,8	76,8	-0,5	-0,5
53	2280,00	36,84	78,2	76,5	76,9	-1,7	-1,3
54	2193,10	32,08	76,8	76,4	76,5	-0,4	-0,3
55	2400,00	37,50	76,1	76,7	77,1	0,6	1,0
56	2640,00	34,85	77,1	77,0	77,2	-0,1	0,1
57	2921,74	28,57	76,5	77,3	77,0	0,8	0,5
58	2819,28	36,92	76,8	77,2	77,5	0,4	0,7
59	2732,53	36,51	77,1	77,1	77,3	0,0	0,2

TABELA 8 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L₁₀ [dB(A)]

continuação

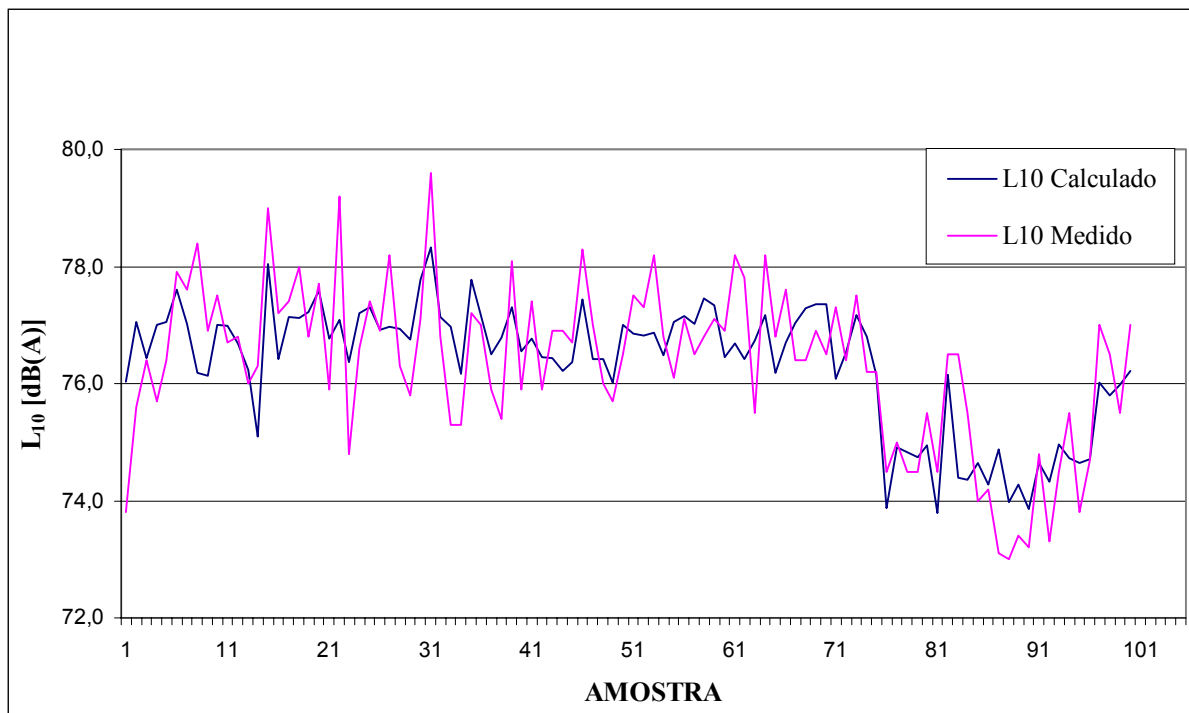
Amostra	Valores Medidos			Valores Calculados		Diferença	
	I (Veic/h)	VP (%)	L ₁₀	1 var.	2 var.	1 var - med	2 var - med
60	2329,41	29,09	76,9	76,6	76,5	-0,3	-0,4
61	2688,00	26,79	78,2	77,1	76,7	-1,1	-1,5
62	2142,86	32,00	77,8	76,3	76,4	-1,5	-1,4
63	2880,00	25,00	75,5	77,3	76,7	1,8	1,2
64	2415,79	39,22	78,2	76,7	77,2	-1,5	-1,0
65	2051,61	30,19	76,8	76,2	76,2	-0,6	-0,6
66	2371,76	32,14	77,6	76,6	76,7	-1,0	-0,9
67	2790,00	30,65	76,4	77,2	77,0	0,8	0,6
68	2666,67	36,67	76,4	77,0	77,3	0,6	0,9
69	2577,78	39,66	76,9	76,9	77,4	0,0	0,5
70	2239,02	47,06	76,5	76,5	77,4	0,0	0,9
71	2475,00	21,82	77,3	76,8	76,1	-0,5	-1,2
72	2260,47	31,48	76,4	76,5	76,5	0,1	0,1
73	2504,35	37,50	77,5	76,8	77,2	-0,7	-0,3
74	3053,16	23,88	76,2	77,5	76,8	1,3	0,6
75	1873,47	33,33	76,2	75,9	76,1	-0,3	-0,1
76	972,97	25,56	74,5	73,7	73,9	-0,8	-0,6
77	1220,55	31,82	75	74,4	74,9	-0,6	-0,1
78	1500,82	22,88	74,5	75,1	74,8	0,6	0,3
79	1360,51	25,28	74,5	74,8	74,8	0,3	0,3
80	1711,11	20,13	75,5	75,6	74,9	0,1	-0,6
81	1945,34	6,90	74,5	76,0	73,8	1,5	-0,7
82	2040,39	29,89	76,5	76,1	76,2	-0,4	-0,3
83	1674,68	14,97	76,5	75,5	74,4	-1,0	-2,1
84	1455,32	18,42	75,5	75,0	74,4	-0,5	-1,1
85	1490,07	20,80	74	75,1	74,6	1,1	0,6
86	1373,11	19,23	74,2	74,8	74,3	0,6	0,1
87	1576,17	21,89	73,1	75,3	74,9	2,2	1,8
88	1428,87	14,94	73	75,0	74,0	2,0	1,0
89	1285,14	21,12	73,4	74,6	74,3	1,2	0,9
90	1374,38	14,84	73,2	74,8	73,9	1,6	0,7
91	1511,60	20,39	74,8	75,2	74,6	0,4	-0,2
92	1640,37	14,77	73,3	75,4	74,3	2,1	1,0
93	1610,78	22,29	74,5	75,4	75,0	0,9	0,5
94	1542,86	20,83	75,5	75,2	74,7	-0,3	-0,8
95	1429,15	22,15	73,8	75,0	74,6	1,2	0,8
96	1528,13	20,86	74,7	75,2	74,7	0,5	0,0
97	1870,39	31,18	77	75,9	76,0	-1,1	-1,0

TABELA 8 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L₁₀ [dB(A)]

conclusão

Amostra	Valores Medidos			Valores Calculados		Diferença	
	I (Veic/h)	VP (%)	L ₁₀	1 var.	2 var.	1 var - med	2 var - med
98	1474,29	38,37	76,5	75,1	75,8	-1,4	-0,7
99	1866,67	30,95	75,5	75,9	76,0	0,4	0,5
100	1973,63	32,26	77	76,0	76,2	-1,0	-0,8
Resultados				Média		-0,00344	-0,01238
				Desvio Padrão		1,056865	0,882972
				Máxima Variação Positiva		2,190	2,242
				Máxima Variação Negativa		-2,227	-2,213

A figura 6.13 compara graficamente os valores de L₁₀.

FIGURA 6.13 - COMPARAÇÃO DE VALORES MEDIDOS E VALORES CALCULADOS PARA L₁₀.

A Tabela 9 apresenta os valores de L₉₀, e suas comparações.

TABELA 9 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L₉₀ [dB(A)]

continua

Amostra	Valores Medidos			Valores Calculados		Diferenças	
	I (Veic/h)	VP (%)	L ₉₀	1 var.	2 var.	1 var - med	2 var - med
1	1800,00	33,33	63,8	64,2	64,6	0,4	0,8
2	2281,69	40,00	68,1	65,4	66,2	-2,7	-1,9
3	2120,55	32,56	68,2	65,1	65,3	-3,1	-2,9
4	2337,66	38,00	64,5	65,6	66,1	1,1	1,6
5	2057,14	45,45	65,3	64,9	66,1	-0,4	0,8
6	2618,18	43,75	65,6	66,2	67,1	0,6	1,5
7	2686,57	32,00	66,9	66,3	66,3	-0,6	-0,6
8	2057,14	30,00	63,2	64,9	64,9	1,7	1,7
9	2205,00	26,53	65,6	65,3	64,9	-0,3	-0,7
10	3356,76	23,19	65,8	67,4	66,4	1,6	0,6
11	2484,51	34,69	67,1	65,9	66,2	-1,2	-0,9
12	2700,00	26,67	67,1	66,3	65,8	-0,8	-1,3
13	2209,09	27,78	59,3	65,3	65,0	6,0	5,7
14	1134,55	38,46	63,1	61,8	63,0	-1,3	-0,1
15	2533,33	55,26	68,6	66,0	67,6	-2,6	-1,0
16	1800,00	40,00	66,1	64,2	65,1	-1,9	-1,0
17	2321,05	40,82	66,8	65,5	66,3	-1,3	-0,5
18	2551,90	35,71	67,6	66,0	66,4	-1,6	-1,2
19	2880,00	32,14	66	66,7	66,6	0,7	0,6
20	2597,47	43,86	69	66,1	67,0	-2,9	-2,0
21	2815,38	26,23	67,7	66,5	66,0	-1,2	-1,7
22	3000,00	28,33	65,9	66,9	66,4	1,0	0,5
23	1620,00	44,44	61,8	63,7	65,0	1,9	3,2
24	2318,64	42,11	67,2	65,5	66,4	-1,7	-0,8
25	2603,08	38,30	66,6	66,1	66,6	-0,5	0,0
26	2718,37	29,73	68,6	66,4	66,1	-2,2	-2,5
27	2415,19	35,85	65,9	65,7	66,1	-0,2	0,2
28	2400,00	35,42	66,3	65,7	66,1	-0,6	-0,2
29	2964,71	24,29	67,3	66,8	66,0	-0,5	-1,3
30	2787,10	43,75	66,4	66,5	67,3	0,1	0,9
31	3489,23	42,86	71,4	67,6	68,3	-3,8	-3,1
32	2745,00	32,79	69,1	66,4	66,4	-2,7	-2,7
33	2713,85	30,61	67,4	66,3	66,2	-1,1	-1,2
34	2520,00	22,22	61,3	66,0	65,1	4,7	3,8
35	3680,00	30,43	67,1	67,9	67,5	0,8	0,4
36	1376,47	76,92	70,2	62,8	66,1	-7,4	-4,1
37	2512,50	26,87	63,4	65,9	65,5	2,5	2,1
38	2640,00	29,09	64,6	66,2	65,9	1,6	1,3
39	2725,71	35,85	64,9	66,4	66,7	1,5	1,8
40	2739,13	24,29	65,7	66,4	65,6	0,7	-0,1
41	2800,00	26,53	65,7	66,5	66,0	0,8	0,3
42	2400,00	27,78	65,9	65,7	65,4	-0,2	-0,5
43	2057,14	33,93	64,1	64,9	65,3	0,8	1,2

TABELA 9 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L₉₀ [dB(A)]

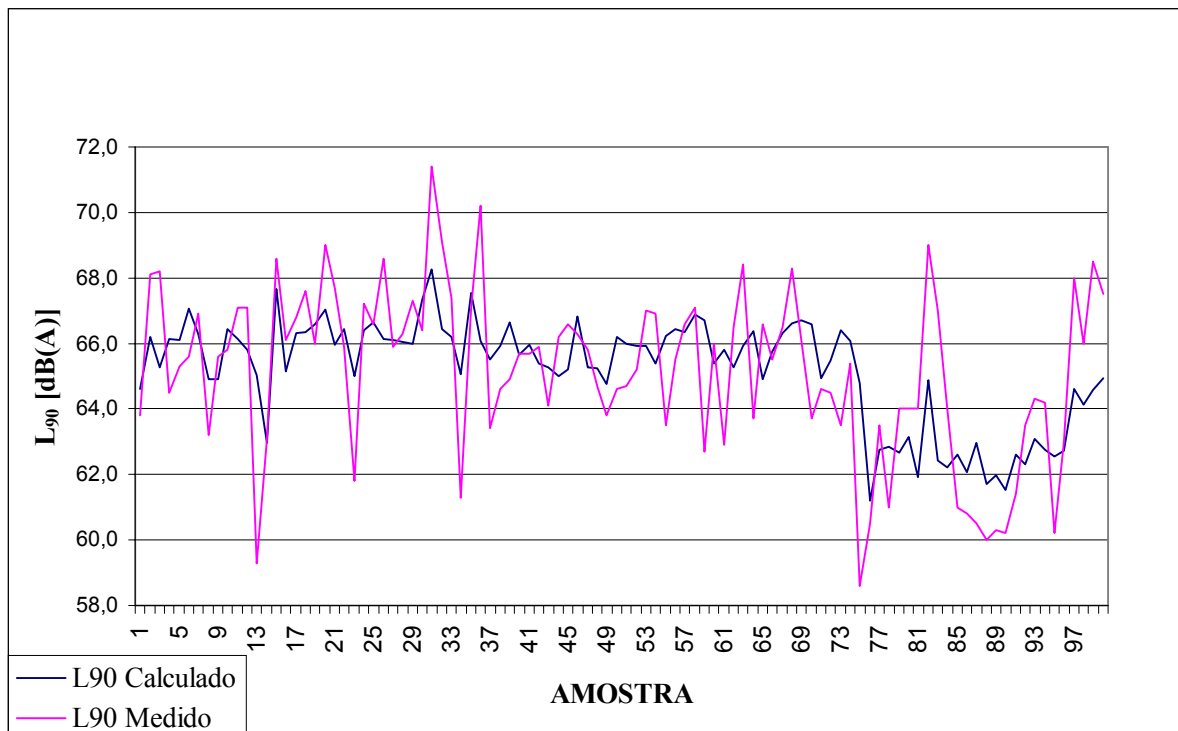
continua

Amostra	Valores Medidos			Valores Calculados		Diferenças	
	I (Veic/h)	VP (%)	L ₉₀	1 var.	2 var.	1 var - med	2 var - med
44	2196,61	27,78	66,2	65,3	65,0	-0,9	-1,2
45	2193,10	30,19	66,6	65,2	65,2	-1,4	-1,4
46	2625,88	40,32	66,3	66,2	66,8	-0,1	0,5
47	2142,86	32,00	65,8	65,1	65,3	-0,7	-0,5
48	2045,45	34,00	64,7	64,9	65,2	0,2	0,5
49	2232,91	24,49	63,8	65,3	64,8	1,5	1,0
50	2610,00	32,76	64,6	66,1	66,2	1,5	1,6
51	2497,96	32,35	64,7	65,9	66,0	1,2	1,3
52	2469,77	32,20	65,2	65,9	65,9	0,7	0,7
53	2280,00	36,84	67	65,4	65,9	-1,6	-1,1
54	2193,10	32,08	66,9	65,2	65,4	-1,7	-1,5
55	2400,00	37,50	63,5	65,7	66,2	2,2	2,7
56	2640,00	34,85	65,5	66,2	66,4	0,7	0,9
57	2921,74	28,57	66,6	66,7	66,3	0,1	-0,3
58	2819,28	36,92	67,1	66,5	66,9	-0,6	-0,2
59	2732,53	36,51	62,7	66,4	66,7	3,7	4,0
60	2329,41	29,09	66	65,6	65,4	-0,4	-0,6
61	2688,00	26,79	62,9	66,3	65,8	3,4	2,9
62	2142,86	32,00	66,5	65,1	65,3	-1,4	-1,2
63	2880,00	25,00	68,4	66,7	65,9	-1,7	-2,5
64	2415,79	39,22	63,7	65,7	66,4	2,0	2,7
65	2051,61	30,19	66,6	64,9	64,9	-1,7	-1,7
66	2371,76	32,14	65,5	65,6	65,7	0,1	0,2
67	2790,00	30,65	66,5	66,5	66,3	0,0	-0,2
68	2666,67	36,67	68,3	66,3	66,6	-2,0	-1,7
69	2577,78	39,66	66,1	66,1	66,7	0,0	0,6
70	2239,02	47,06	63,7	65,3	66,6	1,6	2,9
71	2475,00	21,82	64,6	65,9	64,9	1,3	0,3
72	2260,47	31,48	64,5	65,4	65,5	0,9	1,0
73	2504,35	37,50	63,5	65,9	66,4	2,4	2,9
74	3053,16	23,88	65,4	67,0	66,1	1,6	0,7
75	1873,47	33,33	58,6	64,4	64,8	5,8	6,2
76	972,97	25,56	60,5	61,0	61,2	0,5	0,7
77	1220,55	31,82	63,5	62,2	62,8	-1,3	-0,7
78	1500,82	22,88	61	63,3	62,8	2,3	1,8
79	1360,51	25,28	64	62,8	62,7	-1,2	-1,3
80	1711,11	20,13	64	64,0	63,1	0,0	-0,9
81	1945,34	6,90	64	64,6	61,9	0,6	-2,1
82	2040,39	29,89	69	64,9	64,9	-4,1	-4,1
83	1674,68	14,97	67	63,8	62,4	-3,2	-4,6
84	1455,32	18,42	64	63,1	62,2	-0,9	-1,8
85	1490,07	20,80	61	63,2	62,6	2,2	1,6
86	1373,11	19,23	60,8	62,8	62,1	2,0	1,3
87	1576,17	21,89	60,5	63,5	63,0	3,0	2,5
88	1428,87	14,94	60	63,0	61,7	3,0	1,7

TABELA 9 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{90} [dB(A)]

Amostra	Valores Medidos			Valores Calculados		Diferenças		conclusão
	I (Veic/h)	VP (%)	L_{90}	1 var.	2 var.	1 var - med	2 var - med	
89	1285,14	21,12	60,3	62,5	62,0	2,2	1,7	
90	1374,38	14,84	60,2	62,8	61,5	2,6	1,3	
91	1511,60	20,39	61,4	63,3	62,6	1,9	1,2	
92	1640,37	14,77	63,5	63,7	62,3	0,2	-1,2	
93	1610,78	22,29	64,3	63,6	63,1	-0,7	-1,2	
94	1542,86	20,83	64,2	63,4	62,8	-0,8	-1,4	
95	1429,15	22,15	60,2	63,0	62,6	2,8	2,4	
96	1528,13	20,86	63	63,4	62,7	0,4	-0,3	
97	1870,39	31,18	68	64,4	64,6	-3,6	-3,4	
98	1474,29	38,37	66	63,2	64,1	-2,8	-1,9	
99	1866,67	30,95	68,5	64,4	64,6	-4,1	-3,9	
100	1973,63	32,26	67,5	64,7	64,9	-2,8	-2,6	
Resultados	Média					0,01189	0,01374	
	Desvio Padrão					2,150516	1,992062	
	Máxima Variação Positiva					5,980	6,192	
	Máxima Variação Negativa					-7,367	-4,571	

A figura 6.14 compara graficamente os valores de L_{90} .

FIGURA 6.14 - COMPARAÇÃO DE VALORES MEDIDOS E VALORES CALCULADOS PARA L_{90} .

No caso particular dos níveis equivalentes, os valores medidos foram comparados com os valores calculados tanto pelos modelos desenvolvidos neste trabalho como pelo modelo da norma alemã RLS 90, permitindo assim além da avaliação da precisão dos modelos desenvolvidos, a aplicabilidade da norma alemã às condições brasileiras.

A Tabela 10 apresenta os valores de L_{eq} , e suas comparações.

TABELA 10 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{eq} [dB(A)]

continua

Valores Medidos				Valores Calculados			Diferenças				
Amostra	I (Veic/h)	VP (%)	L_{eq}	1 var.	2 var.	RLS 90	1var-med	2var-med	1var-RLS	2var-RLS	med-RLS
1	1800,00	33,33	71,5	72,4	72,8	73,0	0,9	1,3	-0,6	-0,2	-1,5
2	2281,69	40,00	73,1	73,4	74,0	74,7	0,3	0,9	-1,3	-0,7	-1,6
3	2120,55	32,56	73,4	73,1	73,2	73,6	-0,3	-0,2	-0,5	-0,4	-0,2
4	2337,66	38,00	72,2	73,5	74,0	74,6	1,3	1,8	-1,1	-0,6	-2,4
5	2057,14	45,45	73,4	72,9	74,0	74,8	-0,5	0,6	-1,9	-0,8	-1,4
6	2618,18	43,75	75,1	73,9	74,7	75,7	-1,2	-0,4	-1,8	-1,0	-0,6
7	2686,57	32,00	74,6	74,0	74,0	74,6	-0,6	-0,6	-0,6	-0,6	0,0
8	2057,14	30,00	74,0	72,9	72,9	73,2	-1,1	-1,1	-0,2	-0,2	0,8
9	2205,00	26,53	73,1	73,2	72,9	73,0	0,1	-0,2	0,2	-0,1	0,1
10	3356,76	23,19	74,7	75,0	74,0	74,4	0,3	-0,7	0,6	-0,4	0,4
11	2484,51	34,69	74,0	73,7	73,9	74,6	-0,3	-0,1	-0,9	-0,7	-0,6
12	2700,00	26,67	73,7	74,1	73,6	73,9	0,4	-0,1	0,2	-0,3	-0,2
13	2209,09	27,78	72,3	73,2	73,0	73,2	0,9	0,7	0,0	-0,2	-0,9
14	1134,55	38,46	73,1	70,5	71,6	71,8	-2,6	-1,5	-1,3	-0,2	1,3
15	2533,33	55,26	75,7	73,8	75,3	76,4	-1,9	-0,4	-2,6	-1,1	-0,7
16	1800,00	40,00	74,1	72,4	73,2	73,7	-1,7	-0,9	-1,3	-0,5	0,4
17	2321,05	40,82	74,3	73,4	74,1	74,8	-0,9	-0,2	-1,4	-0,7	-0,5
18	2551,90	35,71	74,8	73,8	74,1	74,8	-1,0	-0,7	-1,0	-0,7	0,0
19	2880,00	32,14	73,7	74,3	74,2	75,0	0,6	0,5	-0,7	-0,8	-1,3
20	2597,47	43,86	76,0	73,9	74,7	75,6	-2,1	-1,3	-1,7	-0,9	0,4
21	2815,38	26,23	72,8	74,2	73,7	74,0	1,4	0,9	0,2	-0,3	-1,2
22	3000,00	28,33	75,5	74,5	74,1	74,6	-1,0	-1,4	-0,1	-0,5	0,9
23	1620,00	44,44	70,9	71,9	73,2	73,6	1,0	2,3	-1,7	-0,4	-2,7
24	2318,64	42,11	73,7	73,4	74,2	75,0	-0,3	0,5	-1,6	-0,8	-1,3
25	2603,08	38,30	73,7	73,9	74,3	75,1	0,2	0,6	-1,2	-0,8	-1,4
26	2718,37	29,73	73,9	74,1	73,8	74,4	0,2	-0,1	-0,3	-0,5	-0,4
27	2415,19	35,85	75,1	73,6	73,9	74,5	-1,5	-1,2	-0,9	-0,6	0,6
28	2400,00	35,42	73,2	73,6	73,9	74,5	0,4	0,7	-0,9	-0,6	-1,3
29	2964,71	24,29	73,2	74,4	73,7	74,0	1,2	0,5	0,4	-0,3	-0,8
30	2787,10	43,75	73,7	74,2	74,9	75,9	0,5	1,2	-1,7	-1,0	-2,2
31	3489,23	42,86	77,5	75,1	75,6	76,8	-2,4	-1,9	-1,7	-1,2	0,7
32	2745,00	32,79	73,9	74,1	74,1	74,8	0,2	0,2	-0,6	-0,6	-0,8
33	2713,85	30,61	72,8	74,1	73,9	74,5	1,3	1,1	-0,4	-0,6	-1,7
34	2520,00	22,22	72,2	73,8	72,9	72,9	1,6	0,7	0,9	0,0	-0,7

TABELA 10 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{eq} [dB(A)]

continuação

Valores Medidos				Valores Calculados			Diferenças				
Amostra	I (Veic/h)	VP (%)	L_{eq}	1 var.	2 var.	RLS 90	1var-med	2var-med	1var-RLS	2var-RLS	med-RLS
35	3680,00	30,43	74,2	75,3	74,9	75,7	1,1	0,7	-0,4	-0,8	-1,5
36	1376,47	76,92	74,0	71,3	74,2	75,1	-2,7	0,2	-3,8	-0,9	-1,1
37	2512,50	26,87	72,1	73,8	73,3	73,7	1,7	1,2	0,1	-0,3	-1,6
38	2640,00	29,09	72,1	74,0	73,7	74,1	1,9	1,6	-0,1	-0,4	-2,0
39	2725,71	35,85	74,6	74,1	74,3	75,1	-0,5	-0,3	-1,0	-0,8	-0,5
40	2739,13	24,29	72,5	74,1	73,4	73,7	1,6	0,9	0,4	-0,3	-1,2
41	2800,00	26,53	74,4	74,2	73,7	74,1	-0,2	-0,7	0,1	-0,4	0,3
42	2400,00	27,78	73,2	73,6	73,3	73,6	0,4	0,1	0,0	-0,3	-0,3
43	2057,14	33,93	73,4	72,9	73,3	73,6	-0,5	-0,1	-0,7	-0,3	-0,2
44	2196,61	27,78	73,6	73,2	73,0	73,2	-0,4	-0,6	0,1	-0,2	0,4
45	2193,10	30,19	73,4	73,2	73,2	73,5	-0,2	-0,2	-0,3	-0,3	-0,1
46	2625,88	40,32	76,1	73,9	74,5	75,5	-2,2	-1,6	-1,6	-1,0	0,6
47	2142,86	32,00	73,5	73,1	73,2	73,6	-0,4	-0,3	-0,5	-0,4	-0,1
48	2045,45	34,00	72,5	72,9	73,2	73,6	0,4	0,7	-0,7	-0,4	-1,1
49	2232,91	24,49	72,1	73,3	72,7	72,9	1,2	0,6	0,4	-0,1	-0,8
50	2610,00	32,76	73,4	73,9	74,0	74,6	0,5	0,6	-0,6	-0,6	-1,1
51	2497,96	32,35	73,7	73,7	73,8	74,3	0,0	0,1	-0,6	-0,5	-0,6
52	2469,77	32,20	73,6	73,7	73,7	74,2	0,1	0,1	-0,5	-0,5	-0,6
53	2280,00	36,84	74,3	73,4	73,8	74,4	-0,9	-0,5	-1,0	-0,6	-0,1
54	2193,10	32,08	73,4	73,2	73,3	73,7	-0,2	-0,1	-0,5	-0,4	-0,3
55	2400,00	37,50	72,8	73,6	74,0	74,7	0,8	1,2	-1,1	-0,7	-1,9
56	2640,00	34,85	73,8	74,0	74,2	74,8	0,2	0,4	-0,8	-0,6	-1,0
57	2921,74	28,57	73,4	74,4	74,0	74,5	1,0	0,6	-0,1	-0,5	-1,1
58	2819,28	36,92	75,7	74,2	74,5	75,3	-1,5	-1,2	-1,1	-0,8	0,4
59	2732,53	36,51	74,5	74,1	74,4	75,1	-0,4	-0,1	-1,0	-0,7	-0,6
60	2329,41	29,09	73,8	73,4	73,3	73,6	-0,4	-0,5	-0,2	-0,3	0,2
61	2688,00	26,79	74,9	74,0	73,6	73,9	-0,9	-1,3	0,1	-0,3	1,0
62	2142,86	32,00	74,1	73,1	73,2	73,6	-1,0	-0,9	-0,5	-0,4	0,5
63	2880,00	25,00	73,0	74,3	73,6	74,4	1,3	0,6	-0,1	-0,8	-1,4
64	2415,79	39,22	75,0	73,6	74,2	74,9	-1,4	-0,8	-1,3	-0,7	0,1
65	2051,61	30,19	73,5	72,9	72,9	73,2	-0,6	-0,6	-0,3	-0,3	0,3
66	2371,76	32,14	74,7	73,5	73,6	74,0	-1,2	-1,1	-0,5	-0,4	0,7
67	2790,00	30,65	73,3	74,2	74,0	74,6	0,9	0,7	-0,4	-0,5	-1,3
68	2666,67	36,67	73,7	74,0	74,3	74,4	0,3	0,6	-0,4	-0,1	-0,7
69	2577,78	39,66	73,7	73,9	74,4	75,2	0,2	0,7	-1,3	-0,8	-1,5
70	2239,02	47,06	74,3	73,3	74,4	75,1	-1,0	0,1	-1,8	-0,7	-0,8
71	2475,00	21,82	73,2	73,7	72,8	72,8	0,5	-0,4	0,9	0,0	0,4
72	2260,47	31,48	73,0	73,3	73,4	73,8	0,3	0,4	-0,4	-0,4	-0,8
73	2504,35	37,50	74,2	73,7	74,2	74,9	-0,5	0,0	-1,2	-0,7	-0,7
74	3053,16	23,88	73,4	74,6	73,7	74,1	1,2	0,3	0,5	-0,3	-0,6
75	1873,47	33,33	72,9	72,5	72,9	73,2	-0,4	0,0	-0,6	-0,3	-0,3
76	972,97	25,56	71,1	69,8	70,1	69,3	-1,3	-1,0	0,5	0,8	1,8
77	1220,55	31,82	71,5	70,8	71,3	71,1	-0,7	-0,2	-0,3	0,2	0,4

TABELA 10 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE L_{eq} [dB(A)]

Valores Medidos				Valores Calculados			Diferenças				
Amostra	I (Veic/h)	VP (%)	L_{eq}	1 var.	2 var.	RLS 90	1var-med	2var-med	1var-RLS	2var-RLS	med-RLS
78	1500,82	22,88	70,8	71,6	71,2	70,8	0,8	0,4	0,8	0,4	0,0
79	1360,51	25,28	71,6	71,2	71,1	70,7	-0,4	-0,5	0,5	0,4	0,9
80	1711,11	20,13	72,5	72,2	71,4	70,9	-0,3	-1,1	1,3	0,5	1,6
81	1945,34	6,90	70,8	72,7	69,9	68,2	1,9	-0,9	4,5	1,8	2,6
82	2040,39	29,89	74,1	72,9	72,9	73,1	-1,2	-1,2	-0,2	-0,2	1,0
83	1674,68	14,97	73,7	72,1	70,7	69,8	-1,6	-3,0	2,3	0,9	3,9
84	1455,32	18,42	72,5	71,5	70,7	69,9	-1,0	-1,8	1,6	0,8	2,6
85	1490,07	20,80	70,7	71,6	71,0	70,5	0,9	0,3	1,1	0,6	0,3
86	1373,11	19,23	71,1	71,3	70,6	69,8	0,2	-0,5	1,5	0,8	1,3
87	1576,17	21,89	69,9	71,8	71,3	70,9	1,9	1,4	1,0	0,5	-0,9
88	1428,87	14,94	68,6	71,4	70,2	69,1	2,8	1,6	2,3	1,1	-0,5
89	1285,14	21,12	69,7	71,0	70,5	69,9	1,3	0,8	1,1	0,7	-0,1
90	1374,38	14,84	69,4	71,3	70,0	68,9	1,9	0,6	2,4	1,1	0,5
91	1511,60	20,39	69,5	71,7	71,0	70,4	2,2	1,5	1,3	0,6	-0,9
92	1640,37	14,77	69,5	72,0	70,6	69,7	2,5	1,1	2,3	1,0	-0,2
93	1610,78	22,29	70,7	71,9	71,4	71,0	1,2	0,7	0,9	0,4	-0,3
94	1542,86	20,83	71,2	71,7	71,1	70,6	0,5	-0,1	1,1	0,5	0,6
95	1429,15	22,15	70,4	71,4	71,0	70,5	1,0	0,6	0,9	0,5	-0,1
96	1528,13	20,86	70,0	71,7	71,1	70,6	1,7	1,1	1,2	0,5	-0,5
97	1870,39	31,18	74,0	72,5	72,7	72,9	-1,5	-1,3	-0,4	-0,2	1,1
98	1474,29	38,37	73,0	71,6	72,5	72,7	-1,4	-0,5	-1,1	-0,2	0,3
99	1866,67	30,95	72,7	72,5	72,7	72,9	-0,2	0,0	-0,4	-0,2	-0,2
100	1973,63	32,26	74,3	72,8	73,0	73,3	-1,5	-1,3	-0,5	-0,3	1,1
Resultados			Média				0,010	-0,005	-0,2	-0,3	-0,3
			Desvio Padrão				1,711	1,821	1,175	0,559	1,081
			Máxima Variação Positiva				2,824	2,261	4,5	1,8	3,9
			Máxima Variação Negativa				-2,730	-2,994	-0,6	-0,3	-1,5

Os pequenos desvios dos valores comparados de L_{90} , L_{10} e L_{eq} demonstram que a grande maioria dos valores calculados não se distancia de maneira significativa dos valores medidos. Assim, é possível se afirmar que os modelos matemáticos desenvolvidos são capazes de prever satisfatoriamente os níveis equivalentes e estatísticos do ruído gerado pelo tráfego de veículos nas “rodovias-grandes avenidas” estudadas.

Esta constatação prova que os valores dos coeficientes de correlação entre os parâmetros de tráfego considerados e os níveis de pressão sonora resultantes são suficientes para revelar a existência de interdependência destas variáveis, para um nível de significância de 0,05.

Observando-se as diferenças dos valores calculados com os valores medidos, conclui-se que os melhores valores de médias, desvios padrão, máximas variações positivas e máximas variações negativas, ocorrem principalmente com os modelos de duas variáveis. Isto confirma que de um modo geral, os modelos de duas variáveis conduzem a resultados mais precisos do que os modelos de uma variável, ainda que os modelos de uma variável possam também ser utilizados.

A Figura 6.15 mostra o caso particular dos níveis equivalentes onde foram comparados os valores medidos, os calculados pelos modelos matemáticos de uma e de duas variáveis, e os calculados pela metodologia da norma alemã RLS-90 à velocidade média de 55 km/h.

Na análise da Tabela 10 e Figura 6.15, verifica-se também que a metodologia da norma alemã RLS-90 pode ser aplicada às condições brasileiras uma vez que gera resultados muito próximos dos valores calculados pelos modelos matemáticos desenvolvidos neste trabalho e também dos valores obtidos nas medições.

Uma vez comprovado que os valores obtidos segundo a norma alemã RLS-90 são bem aplicáveis às condições do tráfego rodoviário brasileiro, será adotada então a partir deste ponto, somente a sistemática determinada por esta norma alemã, uma vez que não existem no Brasil normas que determinem procedimentos para o cálculo dos níveis de ruído de tráfego gerados em rodovias.

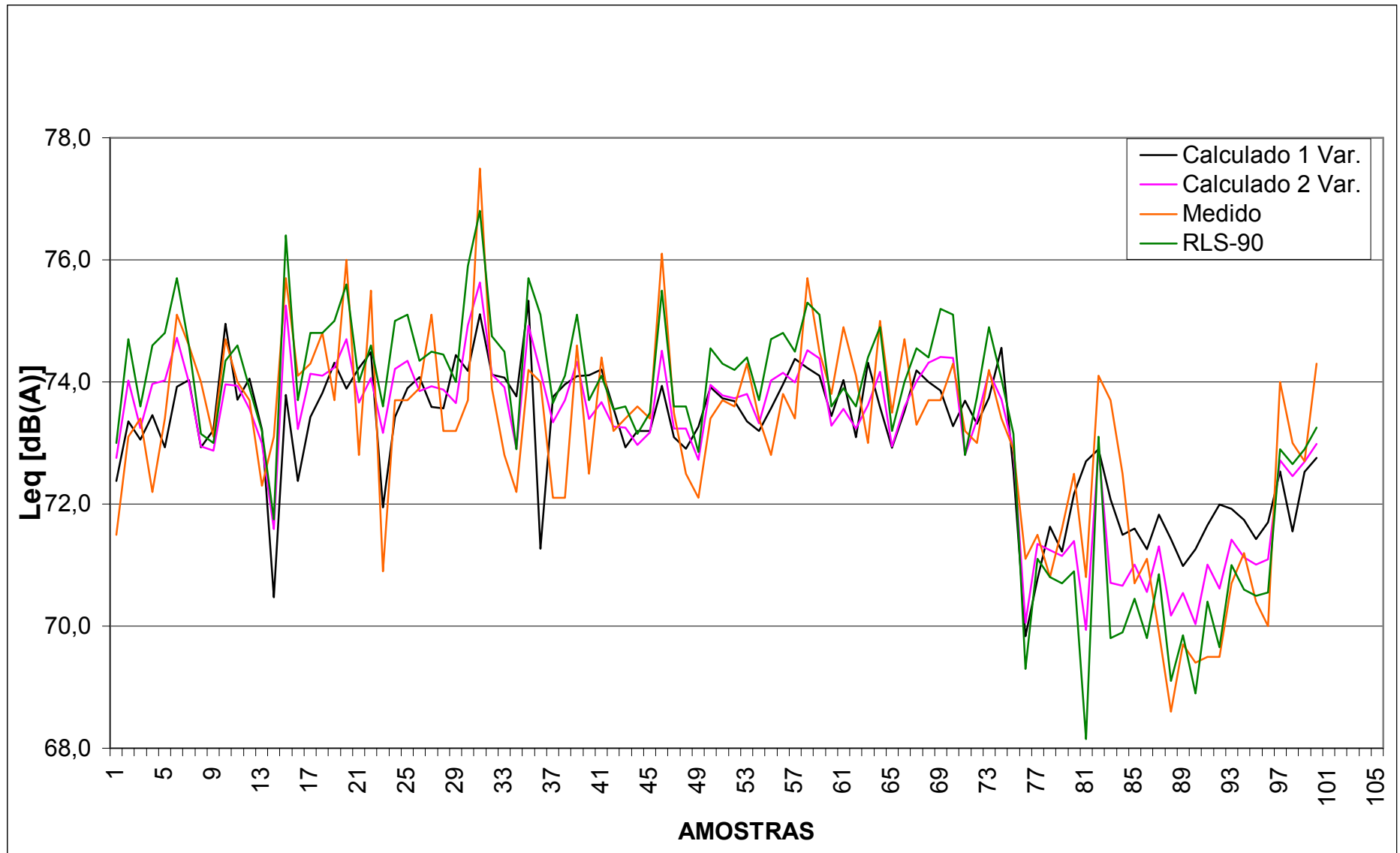


FIGURA 6.15: COMPARAÇÃO DE VALORES MEDIDOS E VALORES CALCULADOS PARA L_{eq}

6.3.2 Comparação dos Níveis de Emissão Sonora

Simultaneamente às medições dos níveis de emissão sonora, foram medidos em todas as amostras, os níveis equivalentes de emissão sonora à distância de 40 metros das “rodovias-grandes avenidas”.

Posteriormente foi calculada a perda na transmissão aérea, adotando-se os critérios da RLS-90 para as condições dos locais das medições. À distância de 40 metros, esta atenuação calculada foi de 4,6 dB(A). Isto equivale dizer que os níveis equivalentes do ruído do tráfego, calculados para a distância de 40 metros da fonte, são 4,6 dB(A) menores que os níveis equivalentes do ruído do tráfego a 25 metros de distância da fonte.

A Tabela 11, apresenta os valores comparados da emissão a 40 metros.

TABELA 11 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE IMISSÃO A 40m [dB(A)]

continua

Amostra	Tráfego		Valores Medidos	Valores Calculados	Diferença
	I [Veíc/h]	VP [%]	L_{eq} [dB(A)]	L_{eq} [dB(A)]	Med – Calc [dB(A)]
1	1800	33,33	66,7	66,9	-0,2
2	2282	40,00	69,2	68,5	0,7
3	2121	32,56	67,4	68,8	-1,4
4	2338	38,00	67,3	67,6	-0,3
5	2057	45,45	67,6	68,8	-1,2
6	2618	43,75	69,8	70,5	-0,7
7	2687	32,00	69,8	70	-0,2
8	2057	30,00	68,4	69,4	-1
9	2205	26,53	68	68,5	-0,5
10	3357	23,19	70,1	70,1	0
11	2485	34,69	69,6	69,4	0,2
12	2700	26,67	69,8	69,1	0,7
13	2209	27,78	67,7	67,7	0
14	1135	38,46	69	68,5	0,5
15	2533	55,26	70,6	71,1	-0,5
16	1800	40,00	69,3	69,5	-0,2
17	2321	40,82	70,7	69,7	1
18	2552	35,71	69,3	70,2	-0,9
19	2880	32,14	68,6	69,1	-0,5
20	2597	43,86	71,7	71,4	0,3
21	2815	26,23	67,4	68,2	-0,8
22	3000	28,33	69,2	70,9	-1,7
23	1620	44,44	65,1	66,3	-1,2
24	2319	42,11	70,5	69,1	1,4
25	2603	38,30	68,8	69,1	-0,3

TABELA 11 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE IMISSÃO A 40m [dB(A)]

continuação

Amostra	Tráfego		Valores Medidos	Valores Calculados	Diferença
	I [Veic/h]	VP [%]	L _{eq} [dB(A)]	L _{eq} [dB(A)]	Med – Calc [dB(A)]
26	2718	29,73	68,8	69,3	-0,5
27	2415	35,85	69,7	70,5	-0,8
28	2400	35,42	67,9	68,6	-0,7
29	2965	24,29	68,9	68,6	0,3
30	2787	43,75	68	69,1	-1,1
31	3489	42,86	71,7	72,9	-1,2
32	2745	32,79	68,8	69,3	-0,5
33	2714	30,61	67,2	68,2	-1
34	2520	22,22	68,4	67,6	0,8
35	3680	30,43	68,8	69,6	-0,8
36	1376	76,92	68,3	69,4	-1,1
37	2513	26,87	66,4	67,5	-1,1
38	2640	29,09	66,3	67,5	-1,2
39	2726	35,85	69,2	70	-0,8
40	2739	24,29	67,7	67,9	-0,2
41	2800	26,53	70,1	69,8	0,3
42	2400	27,78	70,8	68,6	2,2
43	2057	33,93	68,2	68,8	-0,6
44	2197	27,78	72,4	69	3,4
45	2193	30,19	69	68,8	0,2
46	2626	40,32	69,8	71,5	-1,7
47	2143	32,00	69,9	68,9	1
48	2045	34,00	68,4	67,9	0,5
49	2233	24,49	67,1	67,5	-0,4
50	2610	32,76	68	68,8	-0,8
51	2498	32,35	69,3	69,1	0,2
52	2470	32,20	69,6	69	0,6
53	2280	36,84	68,7	69,7	-1
54	2193	32,08	69,6	68,8	0,8
55	2400	37,50	68	68,2	-0,2
56	2640	34,85	69,1	69,2	-0,1
57	2922	28,57	66,4	68,8	-2,4
58	2819	36,92	68,6	71,1	-2,5
59	2733	36,51	68,6	69,9	-1,3
60	2329	29,09	68,4	69,2	-0,8
61	2688	26,79	69,4	70,3	-0,9
62	2143	32,00	69,1	69,5	-0,4
63	2880	25,00	68,2	68,4	-0,2
64	2416	39,22	70,5	70,4	0,1
65	2052	30,19	69,5	68,9	0,6
66	2372	32,14	71,3	70,1	1,2
67	2790	30,65	67,7	68,7	-1
68	2667	36,67	68,4	69,1	-0,7
69	2578	39,66	68,3	69,1	-0,8

TABELA 11 - COMPARAÇÃO DE VALORES DE IMISSÃO A 40m [dB(A)]

Amostra	Tráfego		Valores Medidos L_{eq} [dB(A)]	Valores Calculados L_{eq} [dB(A)]	Diferença Med – Calc [dB(A)]
	I [Veic/h]	VP [%]			
70	2239	47,06	69	69,7	-0,7
71	2475	21,82	68,4	68,6	-0,2
72	2260	31,48	68,9	68,4	0,5
73	2504	37,50	70,6	69,6	1
74	3053	23,88	68	68,8	-0,8
75	1873	33,33	67,8	68,3	-0,5
76	973	25,56	66,3	66,5	-0,2
77	1221	31,82	66,6	66,9	-0,3
78	1501	22,88	66,3	66,2	0,1
79	1361	25,28	67	67	0
80	1711	20,13	67,6	67,9	-0,3
81	1945	6,90	65,9	66,2	-0,3
82	1995	29,89	69,3	69,5	-0,2
83	1675	14,97	68,7	69,1	-0,4
84	1455	18,42	67,4	67,9	-0,5
85	1490	20,80	66,1	66,1	0
86	1373	19,23	66,4	66,5	-0,1
87	1576	21,89	65,1	65,3	-0,2
88	1429	14,94	63,7	64	-0,3
89	1285	21,12	64,7	65,1	-0,4
90	1374	14,84	64,3	64,8	-0,5
91	1512	20,39	64,6	64,9	-0,3
92	1640	14,77	64,4	64,9	-0,5
93	1611	22,29	65,7	66,1	-0,4
94	1543	20,83	66,3	66,6	-0,3
95	1429	22,15	65,7	65,8	-0,1
96	1528	20,86	64,8	65,4	-0,6
97	1870	31,18	69,3	69,4	-0,1
98	1474	38,37	68,1	68,4	-0,3
99	1867	30,95	67,6	68,1	-0,5
100	1974	32,26	69,5	69,7	-0,2
Resultados				Média	-0,29
				Desvio Padrão	0,8249273

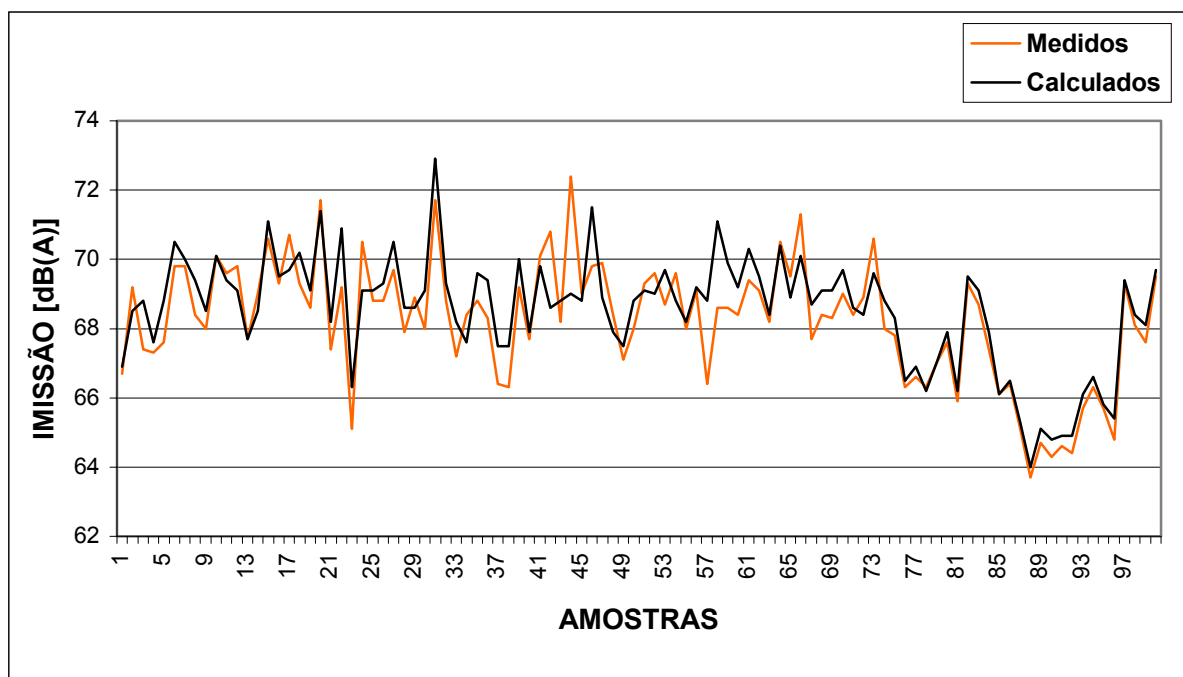
A proximidade dos valores calculados e medidos comprova a premissa da aplicabilidade do método de cálculo da norma alemã RLS-90 também para os níveis de imissão sonora a uma determinada distância, uma vez que a propagação de uma onda sonora é um fenômeno físico matematicamente bem determinado.

Assim, é perfeitamente possível se calcularem os níveis de imissão do ruído utilizando-se os critérios da norma alemã RLS-90, desde que sejam conhecidos os parâmetros

de tráfego, a localização do ponto em que se desejarem determinar esses níveis e as características físicas do local.

A figura 6.16 ilustra a comparação entre os valores calculados e os medidos para os níveis de imissão do ruído a 40 metros de distância.

FIGURA 6.16 - COMPARAÇÃO DOS VALORES CALCULADOS E MEDIDOS DA IMISSÃO DO RUÍDO A 40 m.



7 O IMPACTO AMBIENTAL DO RUÍDO

Num enfoque ambiental, a importância prática que um estudo de ruído urbano traz para a comunidade se dá quando ele é feito de maneira que integre os aspectos da emissão com os da imissão sonora, avaliando os níveis de ruído emitido pelas fontes, com a decorrente avaliação dos níveis efetivamente recebidos pelas pessoas expostas ao ruído em estudo.

A avaliação do impacto ambiental causado pelo ruído do tráfego de veículos nas “rodovias-grandes avenidas” em Curitiba, foi feita com a comparação dos níveis equivalentes de imissão do ruído do tráfego com determinados níveis referenciais.

O conhecimento dos níveis de imissão do ruído é fundamental para este ou para qualquer outro estudo que pretenda avaliar o impacto ambiental causado pela poluição sonora ambiental em regiões urbanas próximas à “rodovias-grandes avenidas”.

7.1 NIVEIS DE IMISSÃO SONORA

Sendo os níveis de imissão sonora os níveis da pressão sonora que efetivamente chegam ao receptor, torna-se evidente que eles dependerão sempre dos níveis de emissão do ruído, da distância entre o observador e a fonte, e das condições da propagação do som.

Os níveis de emissão podem ser bem determinados a partir do conhecimento dos parâmetros do tráfego, porém a determinação das perdas na propagação do ruído é bastante complicada e geralmente consome muito tempo de trabalho.

Mas, se já foi constatado neste trabalho que a pressão sonora emitida pelo tráfego rodoviário é bem determinada pelos procedimentos da norma alemã RLS-90, e esta é aplicável às condições brasileiras de tráfego rodoviário, então o método de cálculo adotado pela RLS-90 para determinação dos níveis de imissão sonora é também aplicável, uma vez que a propagação do som é um fenômeno físico, representado por expressões matemáticas que são evidentemente válidas em qualquer lugar.

7.2 SOFTWARES PARA AVALIAÇÃO DE RUÍDO

Sabendo-se que os níveis de emissão de ruído gerado pelo tráfego em rodovias podem ser determinados a partir do conhecimento dos parâmetros do tráfego e que imissão sonora pode ser determinada a partir do conhecimento desses níveis e das condições físicas do local,

é possível se afirmar que o problema da geração e propagação do ruído de tráfego pode ser completamente modelado matematicamente.

Sendo assim, diversos programas de computadores já foram desenvolvidos e são utilizados em diversos países do mundo [42].

A aplicabilidade da norma alemã às condições brasileiras de tráfego rodoviário já foi comprovada neste trabalho. Sendo assim, os softwares desenvolvidos com base nesta norma são evidentemente também aplicáveis tanto na avaliação do ruído gerado pelo tráfego nas “rodovias-grandes avenidas”, bem como do impacto ambiental gerado pela propagação deste ruído.

O Laboratório de Acústica Ambiental do DEMEC – UFPR., possui dois softwares para este fim, desenvolvidos segundo o método de cálculo da RLS-90: O IMMI Ligth 1.02 e o Sound Plan 5.5.

7.2.1 O IMMI Ligth 1.02

Quando se deseja conhecer o impacto que o ruído do tráfego produz em um determinado ponto no entorno de uma “rodovia-grande avenida”, é necessário se calcular o nível de imissão do ruído que alcança este ponto.

O cálculo é realizado com muita facilidade através do programa IMMI Ligth 1.02. O resultado obtido pode ser comparado com valores referenciais determinados e então pode ser avaliado o impacto do ruído emitido pelo tráfego sobre o ponto desejado.

Supondo que para os valores médios do tráfego nas “rodovias-grandes avenidas” dentro do perímetro urbano de Curitiba, ou seja, fluxo de 2239,5 veículos por hora composto por 31,2% de veículos pesados, num trecho com 1000 metros de extensão, plano, com asfalto liso, velocidade constante de 60 km/h, deseja-se saber qual é o nível de ruído que chega na janela de um apartamento a 100 metros de distância da rodovia e a 5 metros de altura do chão. Neste local, a rodovia está no mesmo nível da base do prédio. Não existem obstáculos entre a fonte e o receptor.

Aplicando-se estes dados de entrada no IMMI Ligth 1.02, é possível se determinar que o nível de ruído que atinge a janela daquele apartamento será de 65,1 dB(A).

A utilização deste programa é de grande utilidade uma vez que permite tanto ao planejador urbano como a qualquer cidadão, o conhecimento do nível de ruído gerado pelo tráfego rodoviário, que atinge qualquer ponto no entorno de uma rodovia, sem que seja

necessária a realização de medições. Basta para tanto, o conhecimento dos parâmetros do tráfego, do ponto desejado e das características físicas do local.

No entanto, quando existe a necessidade de se conhecerem os níveis de ruído em uma grande quantidade de pontos no entorno de um trecho da rodovia, a utilização do IMMI Ligth torna-se inadequada porque implica na necessidade do cálculo do nível de imissão do ruído em cada ponto individualmente. Este processo demanda um número muito grande de cálculos individuais e repetitivos.

Neste caso, é conveniente a aplicação de um recurso muito mais poderoso, que é o programa Sound Plan.

7.2.2 O SoundPLAN

Este programa calcula automaticamente para um número muito grande de pontos, os níveis de imissão sonora, a partir dos parâmetros do tráfego e das características físicas do local que se está estudando. Assim, ele é capaz de gerar um mapa dos níveis de ruído utilizando uma escala de cores relacionada aos níveis sonoros. Com este recurso, é possível se conhecerem os níveis de ruído em qualquer ponto de uma área delimitada, por meio de leitura direta no mapa do ruído.

Além disso, este programa permite que sejam simuladas alterações nos parâmetros que determinam tanto a emissão como a imissão do ruído, constituindo-se assim numa poderosa ferramenta não só para a avaliação do impacto ambiental causado pelo ruído do tráfego nas “rodovias-grandes avenidas”, mas também para a avaliação prévia da eficácia de alternativas de controle do ruído que possam ser adotadas.

7.3 MAPAS DO RUÍDO GERADO PELO TRÁFEGO

Adotando-se um trecho plano com asfalto liso de uma das “rodovias-grandes avenidas” de Curitiba, com os valores médios dos parâmetros de tráfego, ou seja, um fluxo de 2239,5 veículos por hora com 31,2% de veículos pesados, deslocando-se com velocidade constante de 55 km/h, foram calculados com SoundPLAN 5.5, os mapas do ruído relativo à situação atual do local. A figura 7.1 apresenta este mapa com seus detalhes apresentados nas figuras 7.2, 7.3 e 7.4. Nas legendas, a palavra rua refere-se também às rodovias e avenidas.

FIGURA 7.1 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA.

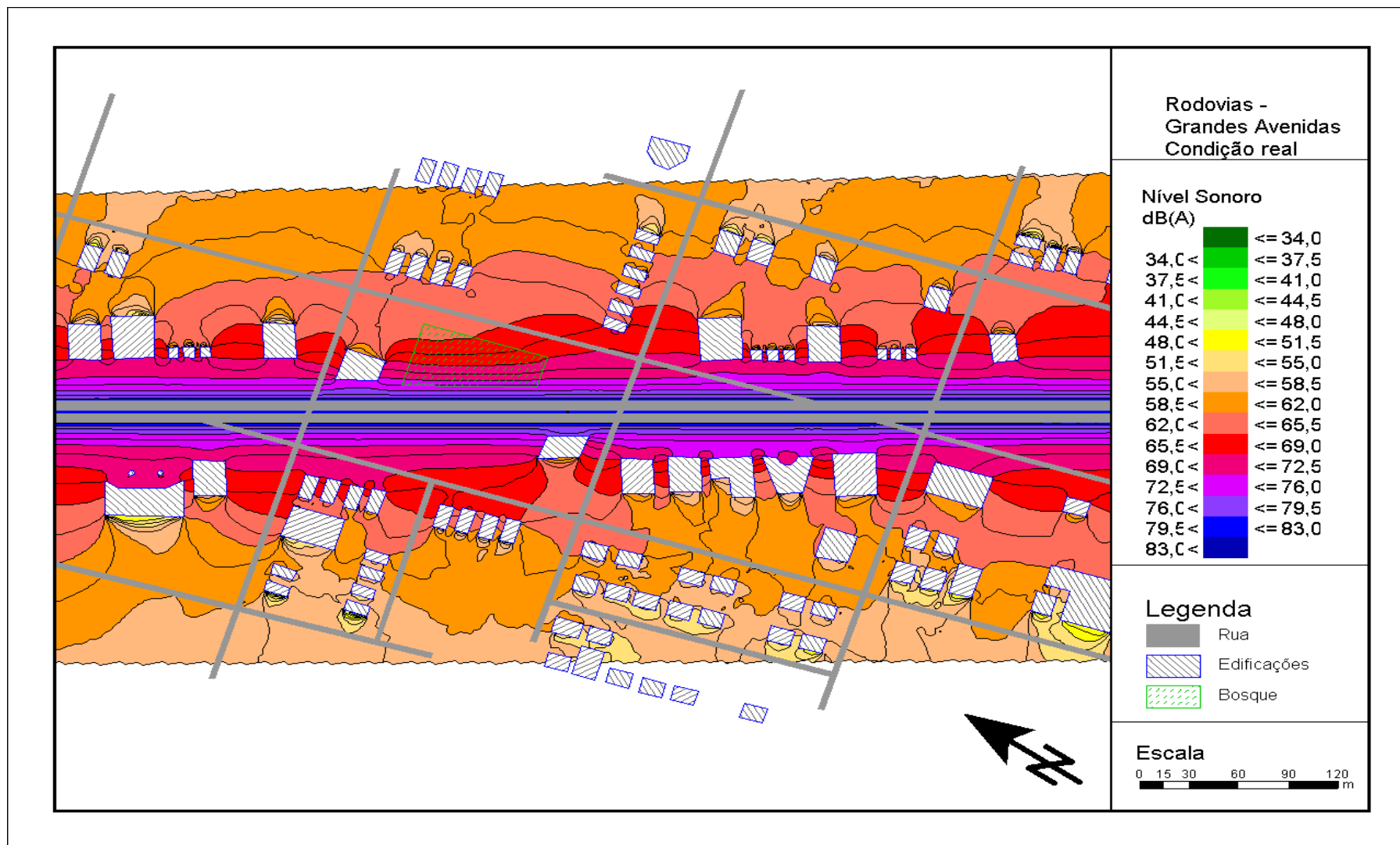


FIGURA 7.2 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA – DETALHE 1: EDIFÍCIOS.

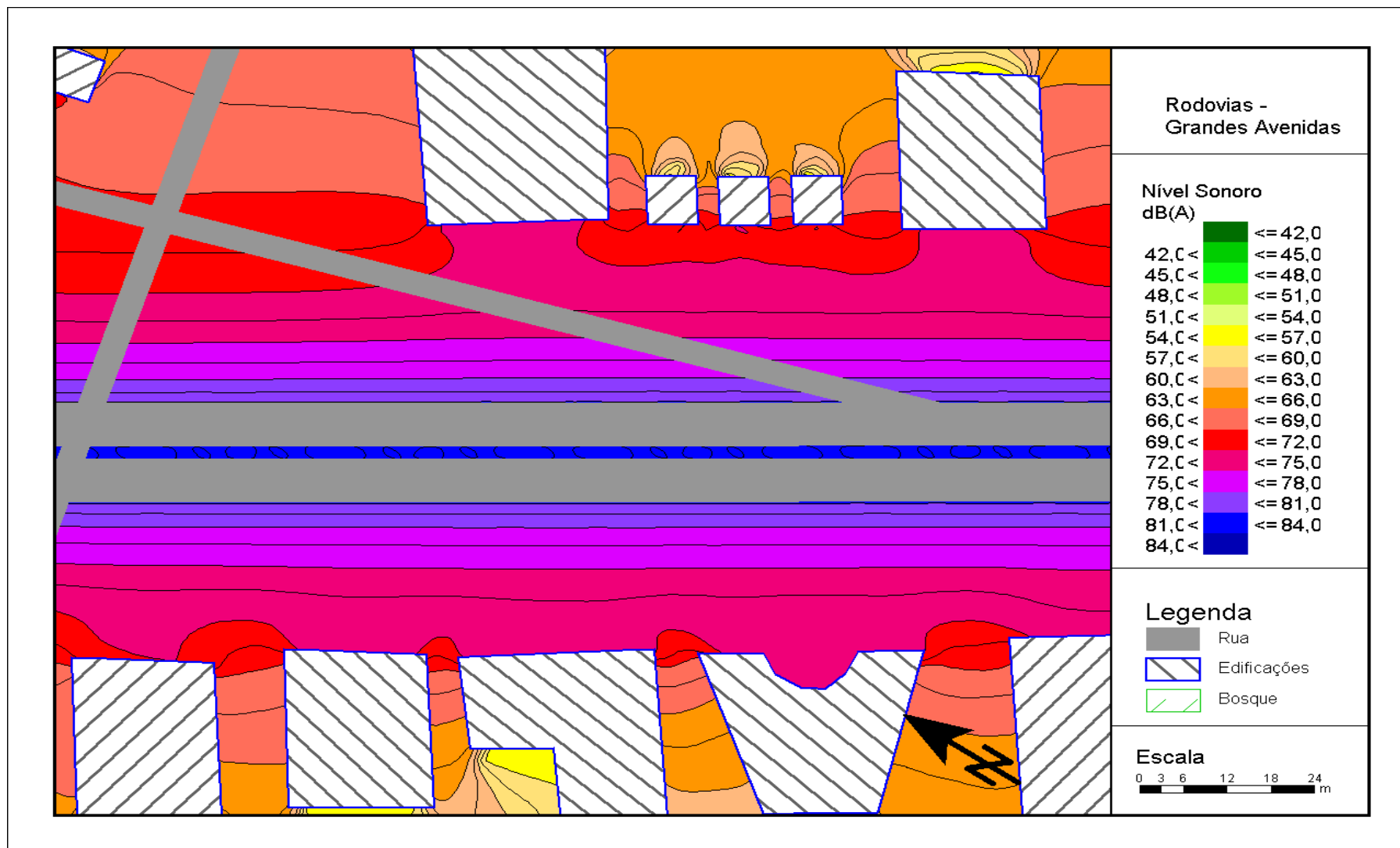


FIGURA 7.3 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA – DETALHE 2: EDIFÍCIOS

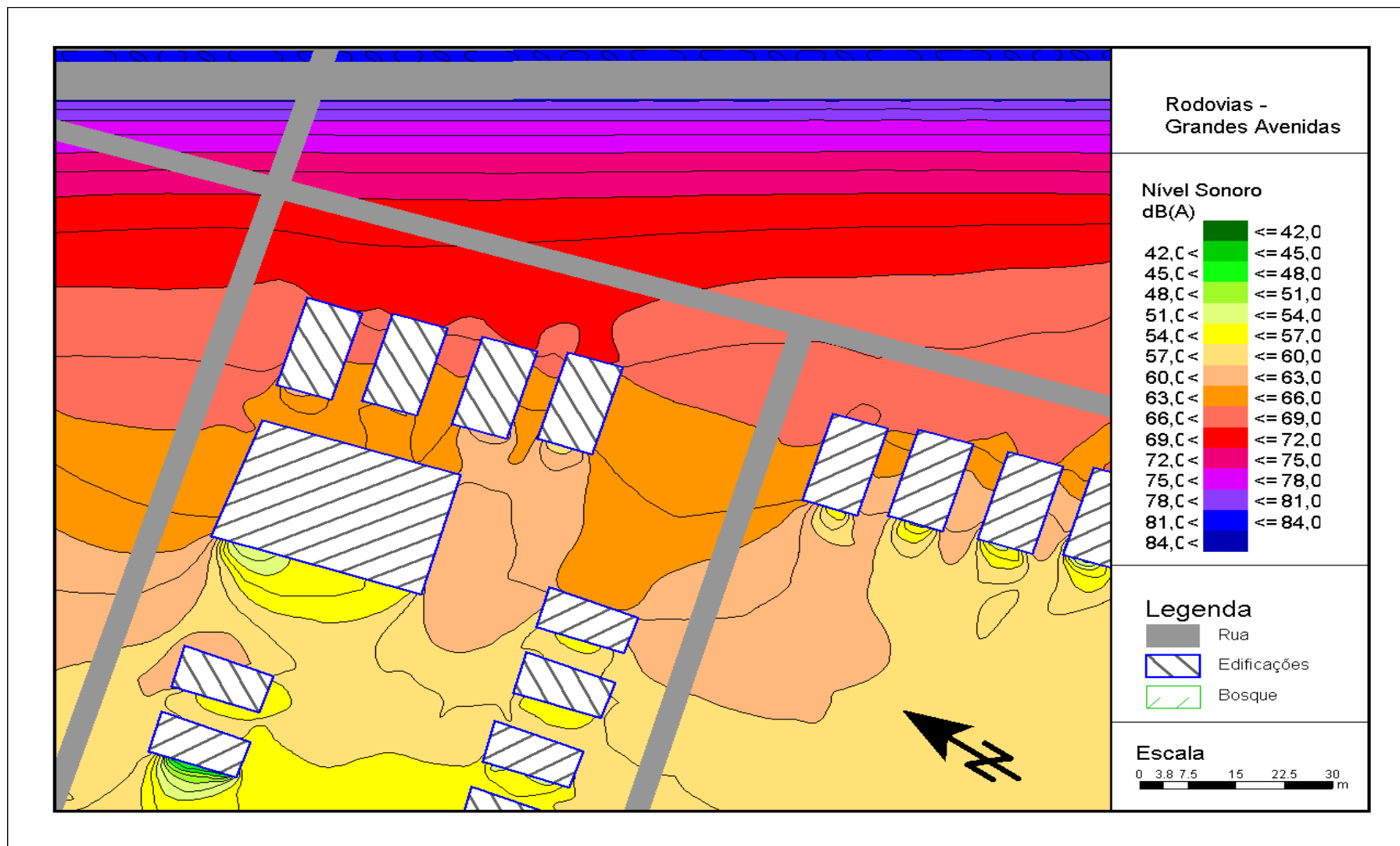
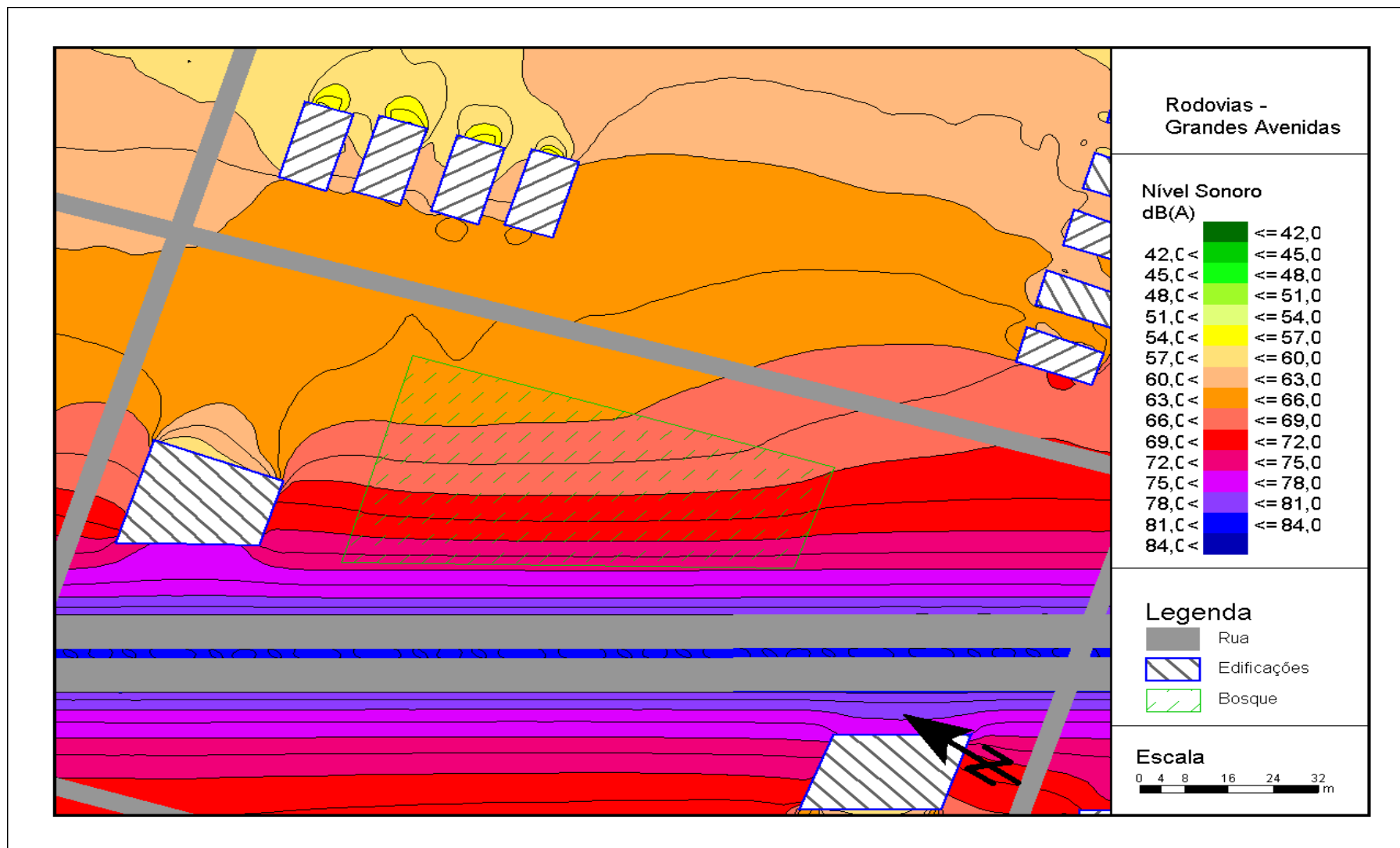


FIGURA 7.4 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA – DETALHE 3: BOSQUE.



7.4 NÍVEIS REFERENCIAIS DO RUÍDO

Foram adotados para fins de avaliação do impacto ambiental causado pelo ruído de tráfego, os limites estabelecidos por três diferentes critérios. O primeiro é determinado pela O.M.S., o segundo pelo H.U.D. e o terceiro é determinado pela Prefeitura Municipal de Curitiba, através da lei nº. 8583, de 10/01/1995.

7.4.1 O Critério da O.M.S.

Segundo a O.M.S., um nível equivalente de ruído de até 50 dB(A) pode perturbar mas o organismo se adapta facilmente a ele. A partir de 55 dB(A) pode haver a ocorrência de estresse leve acompanhado de desconforto. O nível de 70 dB(A) é tido como o nível inicial do desgaste do organismo, aumentando o risco de infarto, derrame cerebral, infecções, hipertensão arterial e outras patologias. A 80 dB(A) ocorre a liberação de endorfinas biológicas, causando uma sensação de prazer momentâneo. Já a 100 dB(A) pode haver perda de audição.

A medicina preventiva considera que o limite do nível equivalente do ruído ao qual uma pessoa poderia estar sempre exposta, é 65 dB(A) [16]

7.4.2 O Critério do H.U.D.

Os limites fixados pelo H.U.D. são aplicáveis somente em áreas residenciais, medidos do lado de fora das residências.

Como as “rodovias-grandes avenidas” em estudo cortam diversas áreas residenciais de Curitiba, como está demonstrado nos mapas acústicos apresentados no item 7.3, é válida a observação desses limites. BARBOSA, W. A. [12], descreveu os limites do H.U.D., conforme transcrito a seguir:

a) NÍVEIS EQUIVALENTES, L_{eq} [dB(A)]:

- $L_{eq} \leq 49$ Claramente aceitável (clearly acceptable),
- $49 < L_{eq} \leq 62$ Normalmente aceitável (normally acceptable),
- $62 < L_{eq} \leq 76$ Normalmente inaceitável (normally unacceptable),

- $L_{eq} > 76$ Claramente inaceitável (clearly unacceptable).

b) NÍVEIS ESTATÍSTICOS, L_{10} [dB(A)]:

- $L_{10} \leq 53$ Claramente aceitável (clearly acceptable),
- $53 < L_{10} \leq 66$ Normalmente aceitável (normally acceptable),
- $66 < L_{10} \leq 82$ Normalmente inaceitável (normally unacceptable),
- $L_{10} > 82$ dB(A) Claramente inaceitável (clearly unacceptable).

c) NÍVEIS ESTATÍSTICOS, L_{90} [dB(A)]:

- $L_{90} \leq 41$ Claramente aceitável (clearly acceptable),
- $41 < L_{90} \leq 56$ Normalmente aceitável (normally acceptable),
- $56 < L_{90} \leq 71$ Normalmente inaceitável (normally unacceptable),
- $L_{90} > 71$ Claramente inaceitável (clearly unacceptable).

7.4.3 O Critério da Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC)

A cidade de Curitiba possui um sistema de zoneamento urbano que nomeia as áreas da cidade em zonas a saber:

ZR1: Zona Residencial (estritamente)

ZR2: Zona Residencial de baixa densidade

ZR3: Zona Residencial de média densidade

ZR4: Zona Residencial de média densidade (mista)

SEHIS: Setor Especial de Habilitação de Interesse Social

ZE: Zona Especial de Serviço

AV: Área Verde

ZA: Zona Agrícola

SR1: Setor Residencial Santa Felicidade

SR2: Setor Residencial Santa Felicidade

ZEH: Zona Especial Habitacional – CIC

SH: Setor Histórico

SEREC: Setor de Recuperação Residência

CC: Centro Cívico

ZS:	Zona de Serviço
ZI:	Zona Industrial
SAI:	Serviço de Apoio à Indústria – CIC
AI:	Área Industrial
TC:	Terminal de Carga
TT:	Terminal de Transporte
NC:	Nova Curitiba
UM:	Uso Misto – CIC
SC-1:	Setor Comercial
SE:	Setor Estrutural
CTR:	Centro

A Lei municipal nº. 8583 de 10/01/1995, fixa limites para o ruído, respeitando o zoneamento urbano vigente na cidade. Os valores determinados por esta lei, são apresentados na tabela 12.

TABELA 12: LIMITES DE RUÍDO SEGUNDO A LEI MUNICIPAL 8583

[dB(A)]

Zonas de Uso	Diurno 07:00 as 19:00	Vespertino 19:00 as 22:00	Noturno 22:00 as 07:00
ZR1, ZR2, ZR3, SR1, SR2, ZEH, ZE, AV, ZA, SEHIS	55 dB(A)	50 dB(A)	45 dB(A)
ZR4, SEREC, CC, NC, UM, SC-1	60 dB(A)	55 dB(A)	55 dB(A)
Av. Cândido de Abreu, SE, ZC, vias de penetração e coletoras, SH	65 dB(A)	60 dB(A)	55 dB(A)
SAI, ZS, ZE, ZI, AI, TC, TT, CTR	70 dB(A)	60 dB(A)	60 dB(A)

7.5 AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DO RUÍDO

Os valores médios dos níveis de emissão e de imissão do ruído de tráfego medidos nas “rodovias-grandes avenidas” situadas dentro do perímetro urbano de Curitiba foram:

- Emissão, a 25 metros:
 - $L_{eq} = 73,7$ dB (A);
 - $L_{10} = 76,3$ dB(A);
 - $L_{90} = 65,2$ dB(A);

- Imissão, a 40 metros:
 - $L_{eq} = 69,1 \text{ dB(A)}$;
 - $L_{10} = 71,7 \text{ dB(A)}$;
 - $L_{90} = 60,6 \text{ dB(A)}$.

Esses níveis foram comparados com os níveis estipulados pelos três critérios descritos no item 7.4, e então as áreas situadas às margens dessas “rodovias-grandes avenidas” puderam ser avaliadas em relação ao problema da poluição sonora.

Com poucas exceções, as edificações existentes às margens dessas “rodovias-grandes avenidas” encontram-se a distâncias inferiores a 40 metros, sendo muitas vezes até menores que 25 metros.

Assim, segundo o critério da Organização Mundial da Saúde, as pessoas que habitam essas áreas avaliadas, vivem expostas a níveis equivalentes de ruído tais que podem apresentar desde estresse leve acompanhado de desconforto até estados iniciais de desgaste do organismo, aumentando, portanto, o risco de infarto, derrame cerebral, infecções, hipertensão arterial e outras patologias. De acordo com este critério, não são espaços urbanos adequados à ocupação humana.

Já segundo o H.U.D., todas as áreas residenciais situadas às margens das “rodovias-grandes avenidas” estudadas, podem ser classificadas como normalmente inaceitáveis em relação ao impacto ambiental causado pelo ruído do tráfego:

$62 < L_{eq} \leq 76$.	Normalmente inaceitável ,
$66 < L_{10} \leq 82$	Normalmente inaceitável ,
$56 < L_{90} \leq 71$	Normalmente inaceitável .

As rodovias que adentram o perímetro urbano de Curitiba cortam predominantemente zonas residenciais, ZR2 e ZR3, e zonas de serviços, ZS.

Segundo a lei municipal nº.8583, nas áreas classificadas como zonas residenciais (ZRs), o limite legal no período diurno é 55dB(A). Os níveis equivalentes de ruído de tráfego nestas áreas ultrapassam em média os níveis permitidos pela lei em 18,2 dB(A) à 25 metros e em 13,9 dB(A) a 40 metros.

Já para as chamadas zonas de serviços (ZS), o limite para o período diurno é de 70 dB(A). Assim, mesmo para essas zonas de serviços, à distância de 25 metros, os níveis limites são ultrapassados em média, em 3,1 dB(A).

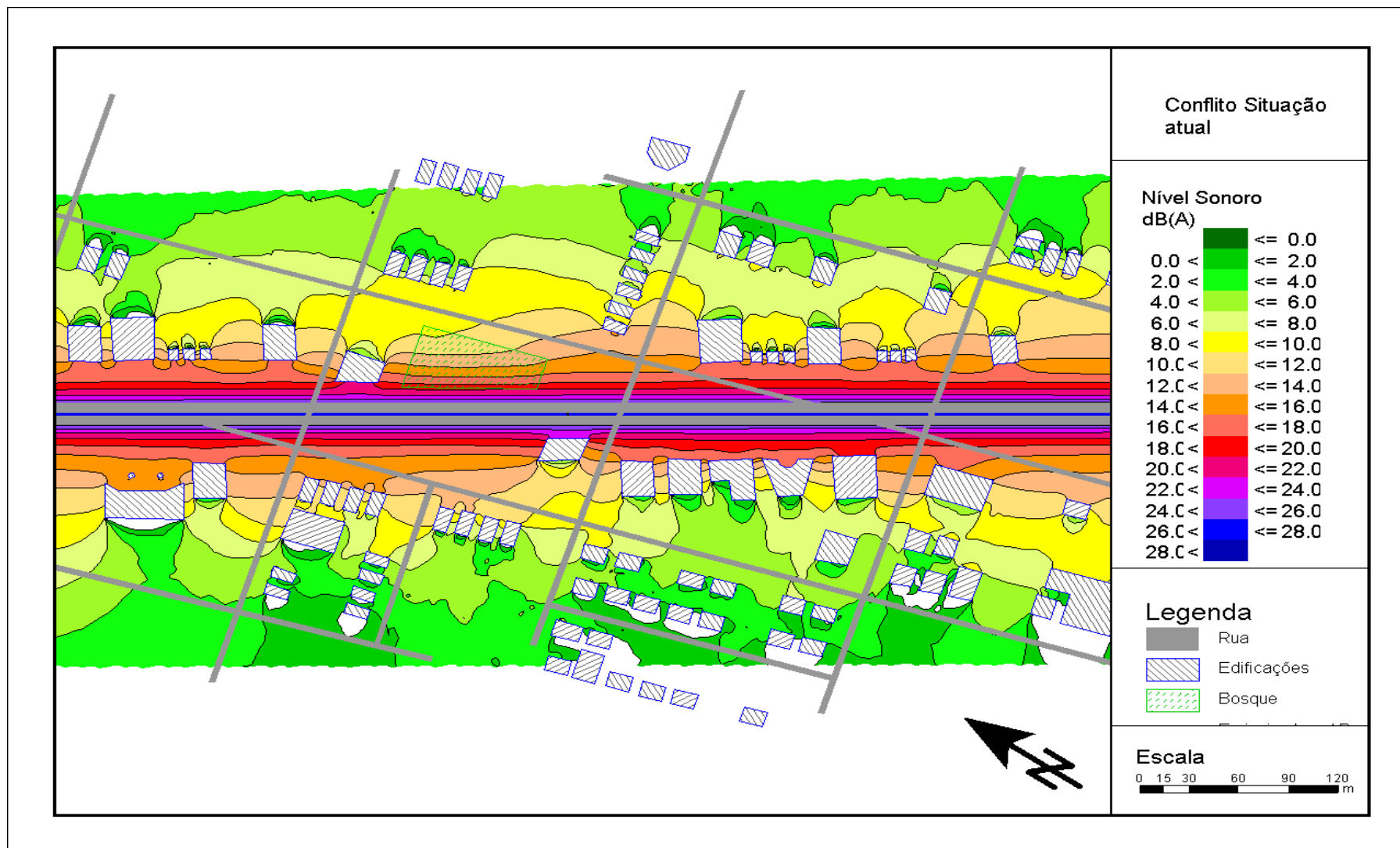
Para a distância de 40 metros, apesar do valor médio estar 0,9 dB(A) abaixo do limite legal, cabe ressaltar que em 13% das amostras ocorreram valores superiores ao permitido pela lei.

A figura 7.5 é um mapa de conflitos gerado pelo Sound Plan que indica o quanto o ruído está acima do permitido pela Lei 8583, em cada ponto de uma ZR 2 cortada pelo trecho da “rodovia-grande-avenida” da figura 7.1.

A geração de mapas de conflito, é um recurso disponível no Sound-Plan que primeiro calcula as diferenças entre os níveis de ruído em cada ponto de uma delimitada área com um determinado nível de referência, e depois aplica a cada um desses pontos, uma cor relativa à escala cromática definida na legenda.

Assim foram construídos os mapas de conflitos apresentados na figura 7.5, 7.8, 7.11 e 7.14.

FIGURA 7.5 - MAPA DE CONFLITO ENTRE O RUÍDO NA SITUAÇÃO ATUAL E OS LIMITES ACEITOS PELA LEI 8583/95-PMC



7.6 REDUÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL

Apesar dos critérios de classificação da O.M.S. e do H.U.D. representarem importantes referenciais, cabe salientar que existindo uma lei municipal que defina valores limite para os níveis de ruídos em áreas externas, esta será a base legal em que a população poderá se apoiar para a solução de questões sobre a poluição sonora urbana.

Como em Curitiba existe uma legislação municipal que determina os níveis sonoros máximos aceitáveis nas divisas das propriedades, e tendo em vista que o tráfego nas “rodovias-grandes avenidas” gera níveis de ruído superiores aos limites legais, deduz-se então que o poder público deve mobilizar recursos no sentido da solução deste problema ambiental.

Existe a necessidade de redução de valores médios em torno de 18 dB(A), na zonas residenciais e 3 dB(A) nas zonas de serviços para que seja respeitada a legislação municipal.

Do ponto de vista técnico, podem ser utilizadas diversas combinações de ações para reduzir os níveis do ruído do tráfego nas “rodovias-grandes avenidas”, tanto na sua geração como na sua transmissão.

Reduzir o ruído na sua geração significa implantar medidas que resultem em menores níveis sonoros emitidos pelo tráfego de veículos.

Para tanto, podem ser adotadas diversas ações como por exemplo:

- Reduzir o fluxo de veículos e o percentual de veículos pesados. Para que isto ocorra, são necessários:
 - Criação de caminhos alternativos como por exemplo, a conclusão das obras de construção das rodovias de contorno da cidade, iniciadas há mais de 10 anos;
 - Crescimento da utilização do transporte coletivo. Para tanto, é importante que seja de baixo custo com alta qualidade operacional, segurança, rapidez e conforto.
 - Implantação de linhas de transporte coletivo subterrâneo (metrô);
- Promover o cumprimento da legislação existente para os limites de emissão de ruído veicular, pelas montadoras, desenvolvendo veículos menos ruidosos, e pelos proprietários dos veículos, zelando pela conservação de seus veículos, a exemplo da legislação que determinou os níveis máximos toleráveis de emissões de poluentes gasosos pelos sistemas de escapamentos dos veículos.

Controlar a transmissão do ruído, significa provocar maiores perdas da pressão sonora entre a fonte e o receptor.

Assim, a construção de obstáculos intermediários, as chamadas barreiras acústicas, é alternativa muito utilizada em países que investem no controle da poluição sonora.

Estas barreiras acústicas, apesar de serem normalmente construídas de concreto, podem ter seu aspecto visual melhorado com a utilização de uma vegetação apropriada que recubra toda a barreira, tornando-a um elemento perfeitamente integrado à paisagem natural, influenciando positivamente até no aspecto psicológico da população.

Para exemplificar a eficácia dessas medidas, foram feitas simulações para a redução de fluxo e para a construção de barreiras, com a utilização do Sound Plan. Evidentemente, não se está apresentando um projeto para redução do impacto ambiental do ruído mas sim, um exemplo de aplicação dos recursos de simulação do Sound Plan, ao mesmo tempo em que se comprova a eficácia de algumas medidas propostas para redução do ruído urbano nas áreas estudadas.

A primeira simulação desenvolvida foi a implantação de barreiras acústicas de concreto com 4,0 metros de altura, às margens das rodovias

Em seguida, foi simulada a transformação das “rodovias-grandes avenidas” em grandes avenidas urbanas, decorrente da esperada conclusão da construção das rodovias de contorno da cidade de Curitiba, que desviariam o fluxo rodoviário e, dessa forma, as atuais “rodovias-grandes avenidas” passariam a apresentar características de tráfego semelhantes à uma típica avenida da cidade, como por exemplo a Av. Presidente Kennedy.

Isto resultaria na redução do fluxo de veículos e do percentual de veículos pesados a valores médios semelhantes aos observados diretamente em algumas avenidas da cidade, e que para fins da simulação foram adotados para o fluxo, 1500 veículos por hora e para a composição de tráfego, 8% de veículos pesados.

Finalmente foi analisada a situação simulada que considerou a sobreposição dos efeitos das barreiras acústicas e do fluxo reduzido, decorrente das duas medidas anteriores, ou seja, barreiras acústicas construídas nas grandes avenidas que teriam deixado de ser rodovias.

As figuras 7.6 a 7.14 apresentam os efeitos isolados e combinados das barreiras acústicas e do fluxo reduzido, e seus respectivos mapas de conflito com a legislação municipal. Segue a apresentação desses mapas, uma discussão das informações que eles fornecem sobre o impacto ambiental do ruído nas áreas estudadas.

FIGURA 7.6 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA COM BARREIRA ACÚSTICA - SIMULAÇÃO.

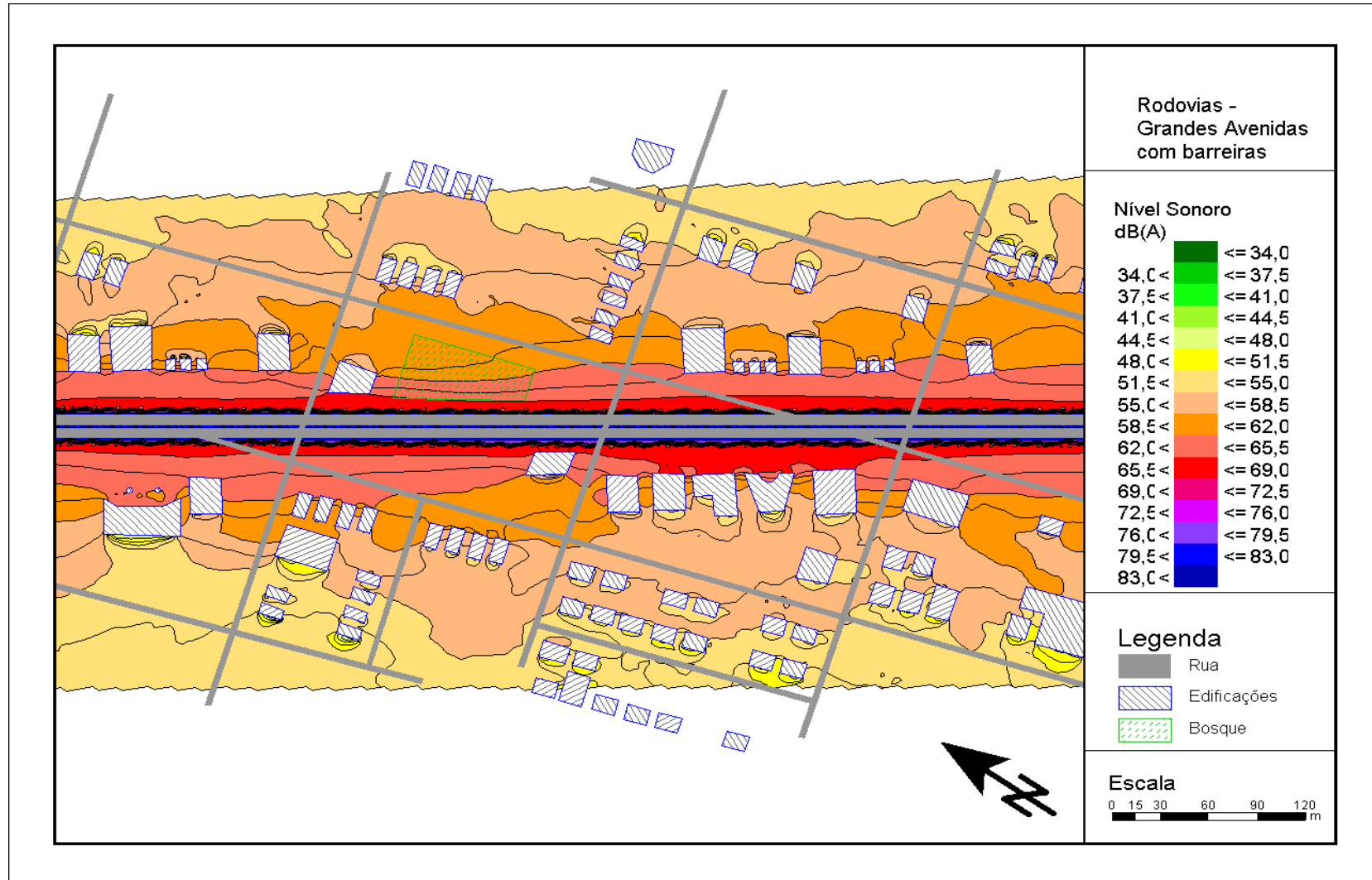


FIGURA 7.7 - REDUÇÃO DO RUÍDO POR MEIO DE BARREIRA ACÚSTICA – SIMULAÇÃO.

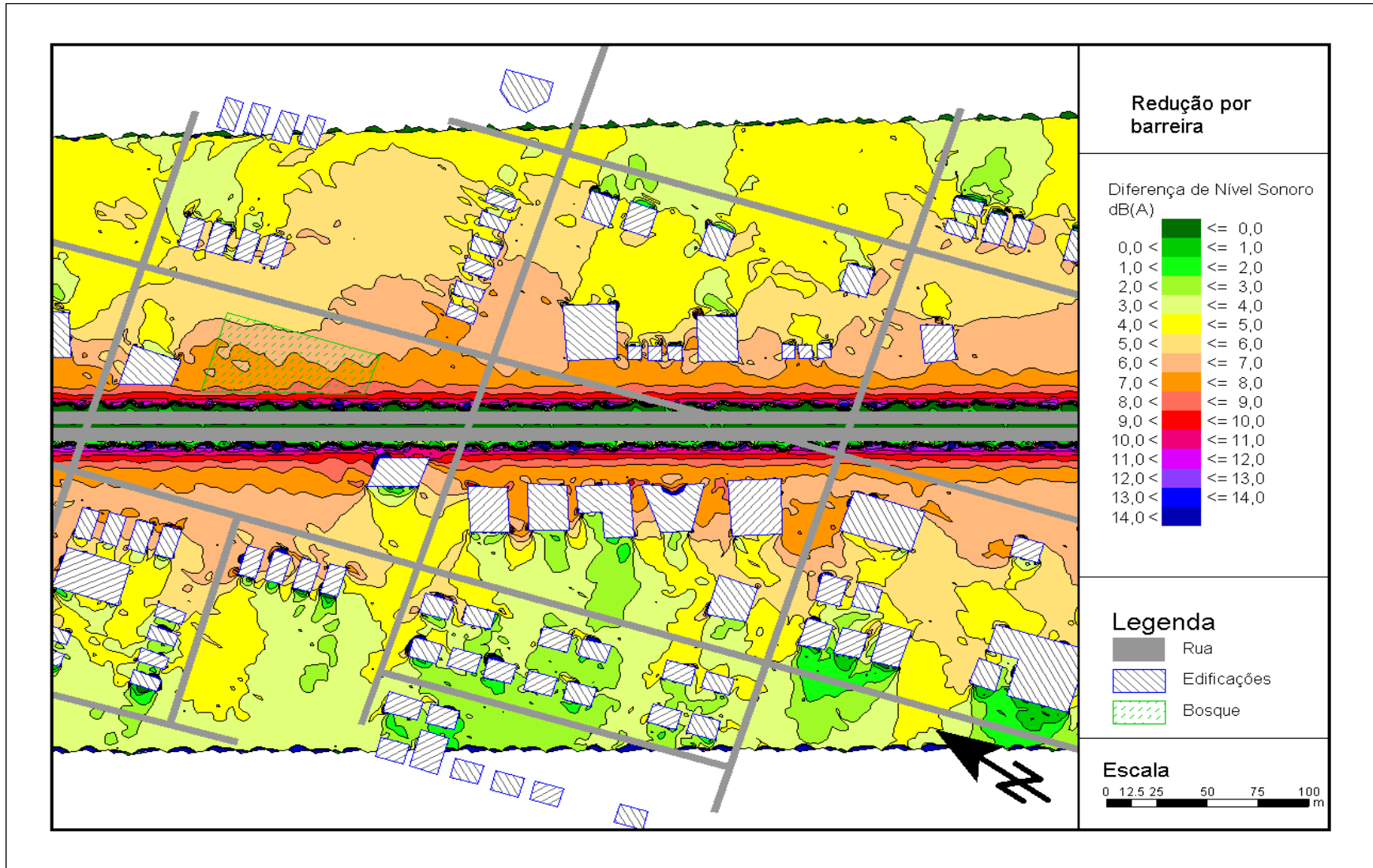


FIGURA 7.8 – MAPA DE CONFLITO ENTRE O RUÍDO COM BARREIRA ACÚSTICA E OS LIMITES DA LEI 8583/95-PMC SIMULAÇÃO.

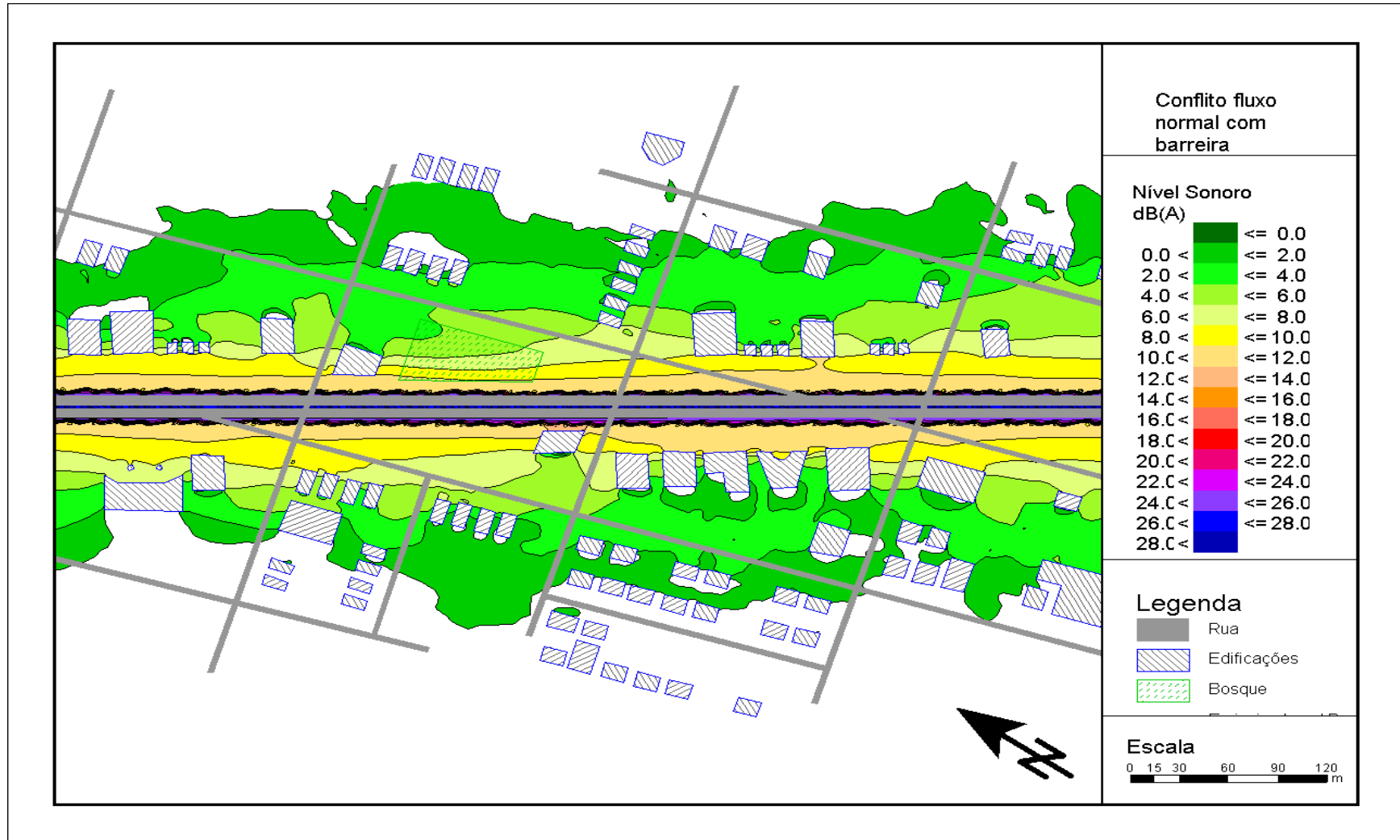


FIGURA 7.9 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA COM FLUXO REDUZIDO – SIMULAÇÃO.

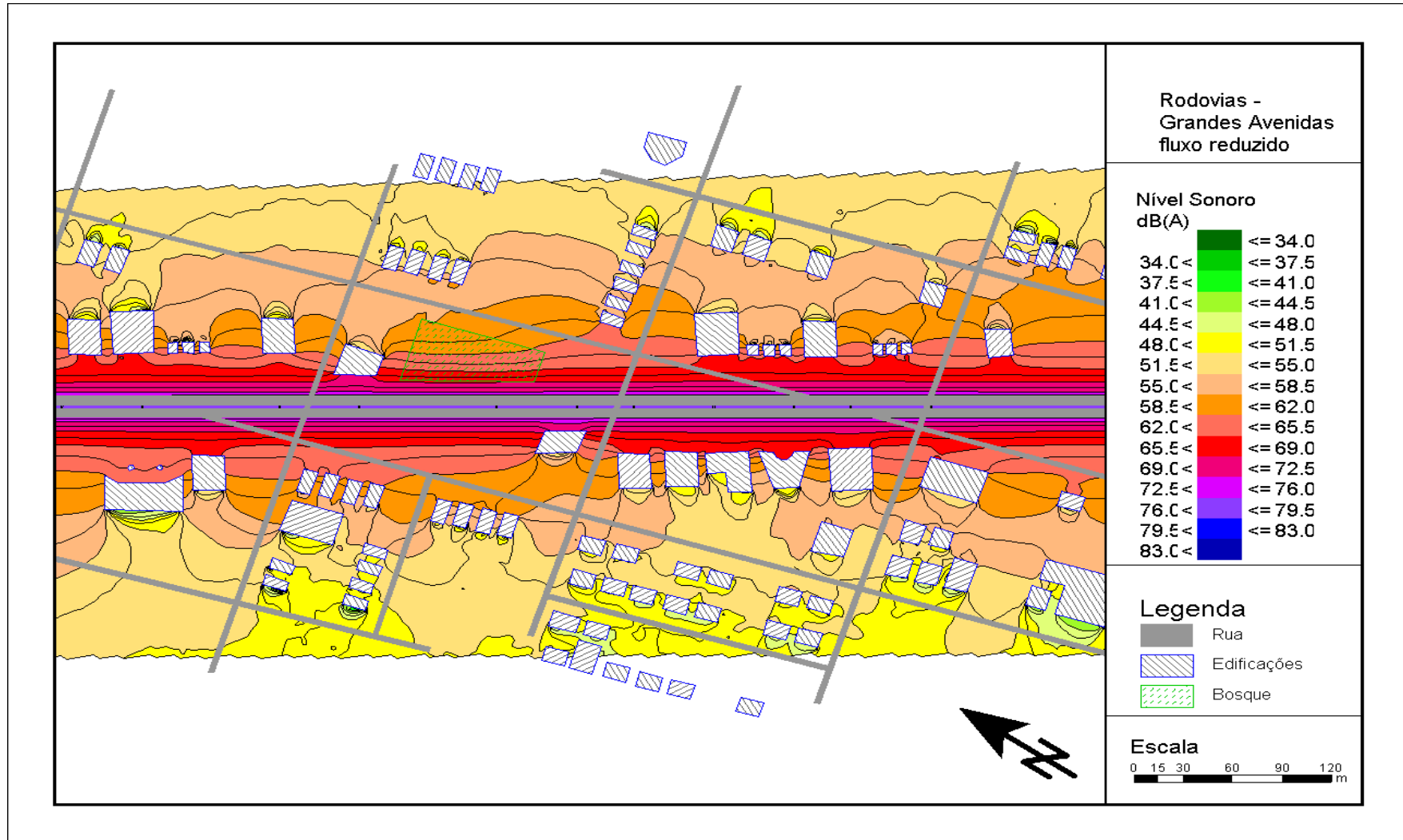


FIGURA 7.10 - REDUÇÃO DO RUÍDO POR MEIO DE REDUÇÃO DO FLUXO - SIMULAÇÃO

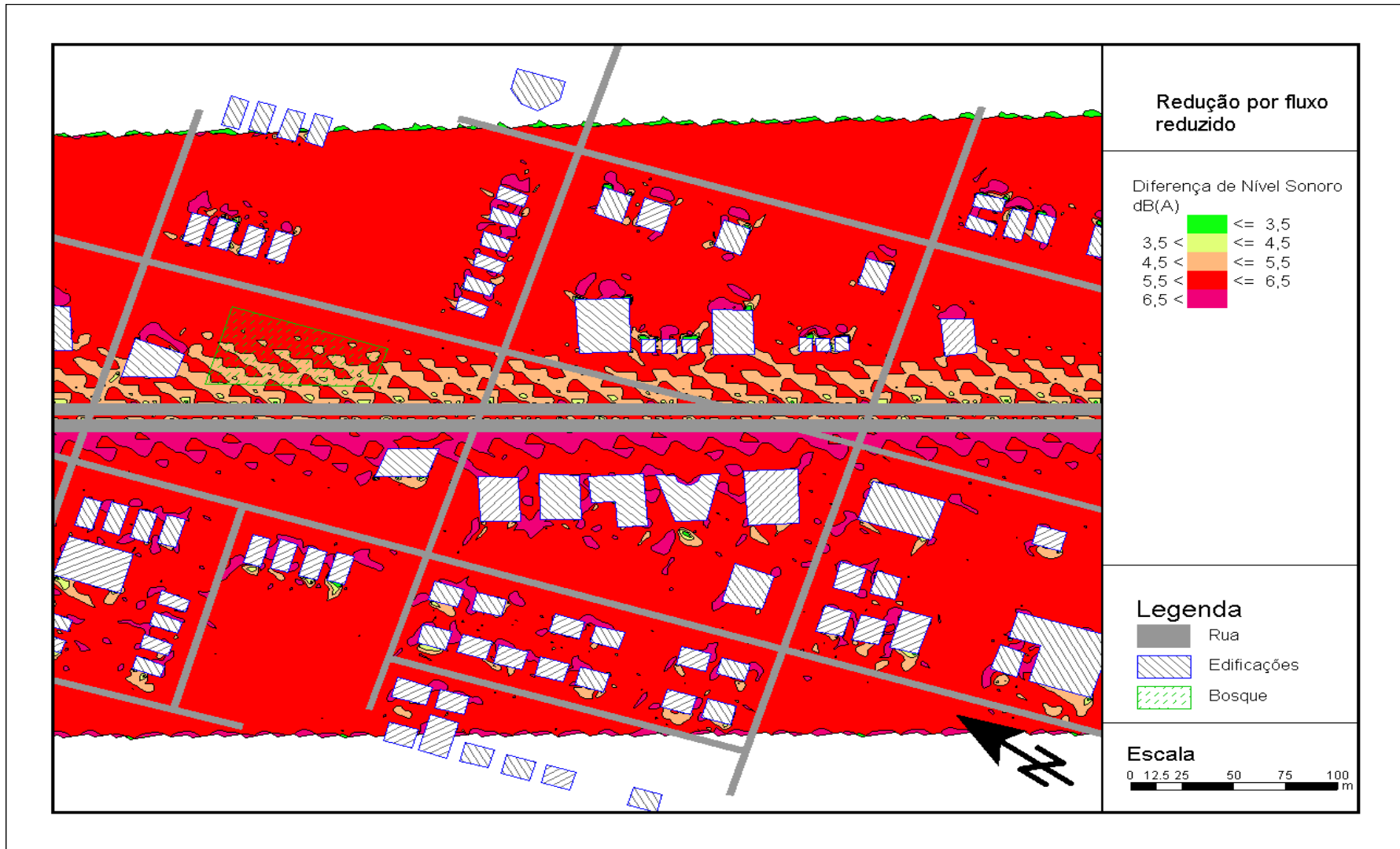


FIGURA 7.11 - MAPA DE CONFLITO ENTRE O RUÍDO COM FLUXO REDUZIDO E OS LIMITES DA LEI 8583 DO MUNICÍPIO DE CURITIBA – SIMULAÇÃO

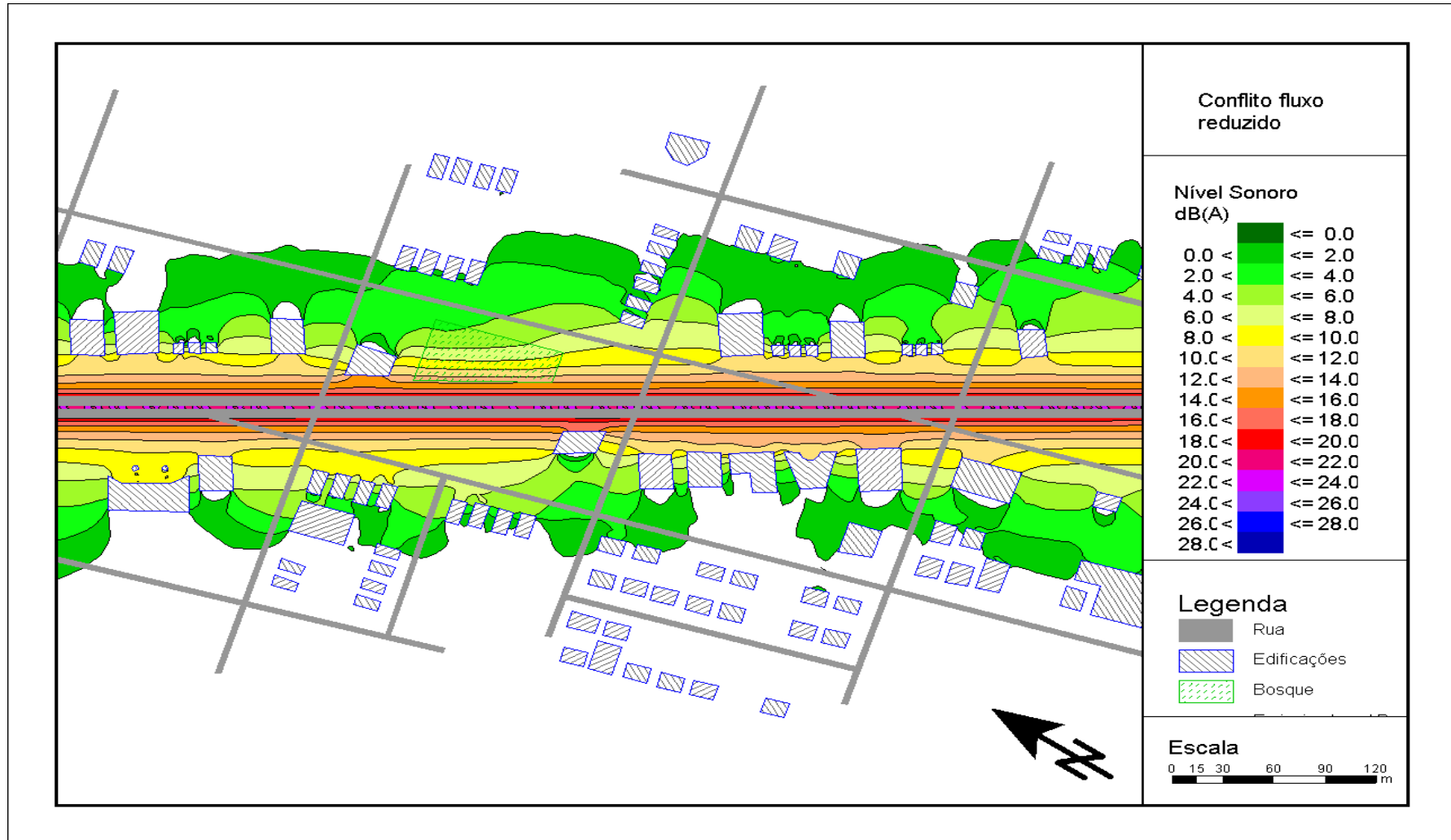


FIGURA 7.12 - MAPA DO RUÍDO EM TORNO DE UMA “RODOVIA-GRANDE AVENIDA” DE CURITIBA COM FLUXO REDUZIDO E BARREIRA – SIMULAÇÃO



FIGURA 7.13 - REDUÇÃO DO RUÍDO POR MEIO DE REDUÇÃO DO FLUXO E BARREIRA ACÚSTICA – SIMULAÇÃO

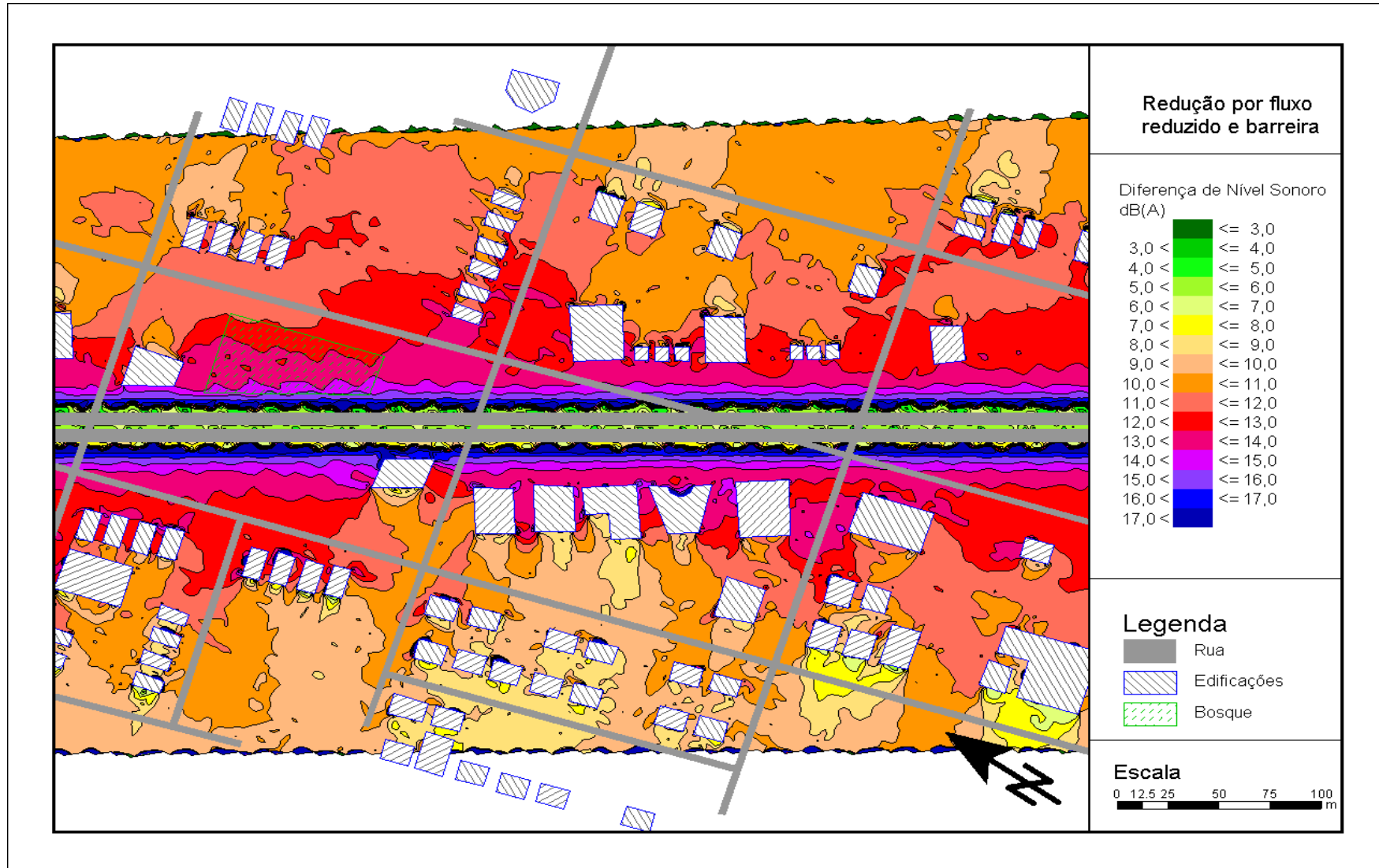
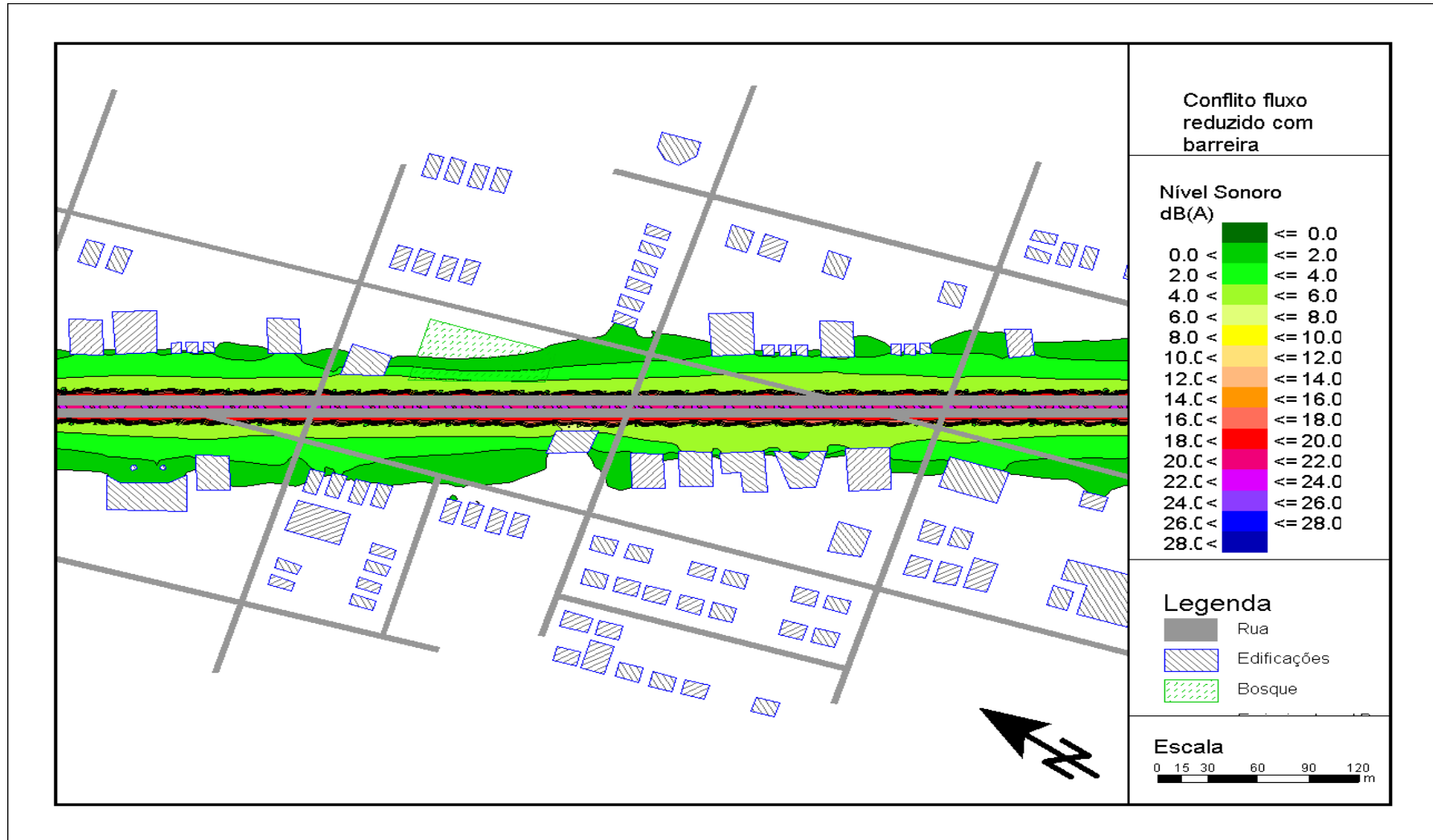


FIGURA 7.14 - MAPA DE CONFLITO DO RUÍDO COM BARREIRA E FLUXO REDUZIDO COM OS LIMITES DA LEI 8583/95 – PMC
SIMULAÇÃO



A figura 7.6 apresenta o mapa do ruído após a implantação de barreiras acústicas, no mesmo trecho da figura 7.1, onde é possível se observar que de maneira geral os níveis sonoros foram reduzidos a valores inferiores a 69 dB(A). Se o trecho analisado fosse uma zona de serviços (ZS), somente a implantação dessas barreiras já teria adequado os níveis do ruído à legislação municipal. Trata-se porém de uma zona residencial (ZR-2) e, portanto, os níveis sonoros, apesar de menores, ainda não correspondem aos aceitos pela referida lei.

Para uma avaliação quantitativa precisa desta redução dos níveis do ruído, é necessário se calcular as diferenças entre os níveis sonoros sem as barreiras e com as barreiras, em cada ponto da área considerada. Estas diferenças vinculadas aos seus respectivos pontos na área considerada, permitem ao Sound Plan a geração do mapa da redução de níveis do ruído devido à implantação de barreiras acústicas, apresentado na figura 7.7. Nesta figura, pode-se observar por meio da escala cromática, qual seria o efeito da implantação de uma barreira acústica com as características citadas, em termos de redução dos níveis de ruído em qualquer ponto da área delimitada.

Apesar do mapa da redução de ruído representar uma ferramenta para avaliação da eficácia das barreiras acústicas, é com o mapa de conflito que se conseguirá a análise da compatibilidade dos níveis sonoros que existiriam após a implantação das barreiras, com os níveis definidos pela legislação municipal.

Este mapa de conflito é apresentado na figura 7.8, e nele observa-se que o problema do ruído do tráfego não seria completamente solucionado com a implantação das barreiras acústicas nas dimensões consideradas, porém, numa comparação com o mapa de conflito do mesmo trecho sem as barreiras, mostrado na figura 7.5, fica evidente que haveria uma redução do impacto ambiental do ruído, uma vez que seria bem menor o número de pontos conflitantes.

A figura 7.9 apresenta o mapa do ruído do mesmo trecho como resultado de uma simulação que considerou uma condição chamada de fluxo reduzido, ou seja, 1500 veículos por hora com 8% de veículos pesados.

Estas condições poderiam ser alcançadas se, como já foi citado, as rodovias de contorno da cidade de Curitiba fossem concluídas.

Neste mapa do ruído da figura 7.9 que simula o caso das “rodovias-grandes avenidas” terem sido transformadas então em grandes avenidas urbanas, portanto, sem o tráfego intenso de veículos pesados, observa-se uma semelhança na distribuição dos níveis sonoros em relação ao mapa do ruído na situação atual apresentado na figura 7.1, porém com valores

menores. Isto era já esperado porque, considerar o fluxo reduzido significa reduzir os níveis de emissão sonora emitidos pelo tráfego de veículos.

Esta redução quase uniforme dos níveis do ruído, pode ser bem observada na figura 7.10 que apresenta o mapa da redução do ruído devido às condições de fluxo reduzido. De maneira geral, os níveis sonoros foram reduzidos em aproximadamente 6 dB(A).

O mapa de conflito da condição de fluxo reduzido é apresentado na figura 7.11, no qual é possível se observar que em relação aos mapas de conflitos da situação atual, figura 7.5, e da situação simulada de existência de barreiras, figura 7.8, a transformação dessas vias em grandes avenidas urbanas, resultaria numa significativa redução do impacto ambiental do ruído. No entanto, é interessante notar que a eficácia das barreiras acústicas é maior para os pontos mais próximos às rodovias, confirmando o efeito das zonas de sombras acústicas. Como exemplo, basta que se observe as fachadas dos edifícios mais próximos à rodovia, no mapa de conflitos com barreiras acústicas - figura 7.8, para perceber que nestes pontos, os níveis de conflitos são menores do que para a condição de fluxo reduzido - figura 7.11.

Este fato evidencia que a adoção de medidas combinadas para o controle do ruído é mais eficaz do que a implantação de medidas isoladas.

Sendo assim, a terceira simulação realizada contemplou a combinação dos efeitos do fluxo reduzido e da implantação de barreiras acústicas. A figura 7.12 mostra o mapa do ruído para esta combinação, onde observa-se que os níveis sonoros seriam significativamente menores do que aqueles observados no mapa do ruído na situação atual apresentado na figura 7.1.

Da mesma maneira que nos casos anteriores, foi gerado um mapa da redução dos níveis de ruído, agora para este caso de fluxo reduzido combinado com a existência de barreiras. Este mapa está apresentado na figura 7.13, e permite que se quantifique a redução do nível do ruído em qualquer ponto da área considerada,.

A figura 7.14, ao apresentar o mapa de conflito para a situação de existência de barreiras acústicas combinadas com o fluxo reduzido, demonstra a quase inexistências de pontos conflitantes, e isto indica que haveria uma quase total redução do impacto ambiental do ruído se estas medidas fossem realmente implantadas.

Comparando os mapas de conflitos da situação atual, da existência de barreiras, do fluxo reduzido e dos efeitos combinados das barreiras com a redução do fluxo, respectivamente apresentados nas figuras 7.5; 7.8; 7.11e 7.14, tem-se claramente a visão da evolução do controle do ruído gerado pelo tráfego de veículo nas atuais “rodovias- grandes

avenidas” de Curitiba e a da conseqüente redução do impacto ambiental causado por este ruído.

Todos estes mapas apresentados são resultados de simulações hipotéticas com o objetivo de demonstrar que existem soluções para o problema do ruído do tráfego nas “rodovias-grandes avenidas” de Curitiba, e que um software como o Sond Plan, desenvolvido com base na norma alemã RLS-90, é uma poderosa ferramenta aplicável à execução de projetos de controle do ruído, uma vez que permitindo simulações, possibilita a visualização gráfica da eficácia das alternativas adotadas nesses projetos.

8 CONCLUSÕES

8.1 APLICABILIDADE DA NORMA ALEMÃ RLS-90

A norma alemã RLS-90 é aplicável ao estudo do ruído gerado pelo tráfego de veículos nas “rodovias-grandes avenidas” situadas dentro do perímetro urbano de Curitiba.

Em consequência disto, os programas para computadores desenvolvidos segundo esta norma podem ser utilizados para o cálculo de níveis de emissão e imissão do ruído de tráfego de veículos em rodovias brasileiras.

Portanto, programas como o IMMI LIGHT 1.02 e o SOUND PLAN 5.5, disponíveis no Laboratório de Acústica Ambiental do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Paraná, podem ser utilizados em estudos do ruído de tráfego de veículos e seu impacto ambiental.

8.2 MODELOS MATEMÁTICOS

Modelos matemáticos para predição de níveis equivalentes e estatísticos do ruído de tráfego gerado em rodovias, podem ser desenvolvidos de maneira satisfatória com a utilização das técnicas estatísticas de regressão linear.

Os níveis de ruído calculados por estes modelos são praticamente tão precisos quanto os níveis calculados pelos modelos da norma alemã RLS-90. Ambos produzem resultados suficientemente próximos aos valores medidos.

Os modelos para o cálculo dos níveis L_{eq} e L_{10} são mais precisos que os modelos para o cálculo dos níveis L_{90} . Isto já era esperado porque o fluxo de veículos não é absolutamente contínuo e portanto a influência de outras fontes de ruídos é maior sobre L_{90} do que para L_{10} e L_{eq} .

Os modelos que consideram duas variáveis, ou seja, o fluxo de veículos e o percentual de veículos pesados, predizem melhor os níveis do ruído do tráfego nas “rodovias-grandes avenidas” do que os modelos que consideram somente o fluxo de veículos.

8.3 O IMPACTO AMBIENTAL DO RUÍDO

O tráfego de veículos nas “rodovias-grandes avenidas” de Curitiba produz um impacto ambiental que resulta em níveis de poluição sonora inadequados às pessoas que vivem ou trabalham em torno destas vias.

Segundo o H.U.D., as áreas residenciais existentes no entorno destas “rodovias-grandes avenidas”, são normalmente inaceitáveis em relação à poluição sonora.

As pessoas que residem ou trabalham nestas áreas, sofrem os efeitos do ruído do tráfego em níveis tais que segundo a O.M.S., podem apresentar sintomas que vão desde a ocorrência de estresse leve acompanhado de desconforto até fases iniciais do desgaste do organismo, aumentando o risco de infarto, derrame cerebral, infecções, hipertensão arterial e outras patologias.

Os níveis de ruídos médios encontrados em torno das principais “rodovias-grandes avenidas” de Curitiba são superiores aos aceitos pela lei municipal 8583 de 10/01/1995.

8.4 O CONTROLE DA POLUIÇÃO SONORA

Pelos motivos apresentados no item 8.3, ficou evidenciado que são necessárias medidas de controle da poluição sonora em torno das “rodovias-grandes avenidas”.

A sustentabilidade da vida urbana depende diretamente da solução dos problemas que reduzem a qualidade de vida da população. Para tanto, é necessária uma forte integração entre o poder público e a comunidade científica, de forma que cientistas, físicos, biólogos, economistas, arquitetos, urbanistas e engenheiros, possam contribuir com as instituições governamentais, para que as medidas adotadas para o controle da poluição sonora urbana, sejam realmente eficazes.

É compreensível que algumas medidas de controle de problemas ambientais urbanos, não possam ser suportadas pela economia ou mesmo pela cultura da população.

Por isso, é fundamental que a poluição sonora, assim como outros problemas urbanos, seja situada num contexto onde os interesses sociais estejam fortemente vinculados às questões econômicas, de infraestrutura e do meio ambiente.

Dessa maneira, áreas governamentais de planejamento, desenvolvimento urbano, transportes, meio ambiente, defesa civil, educação e cultura, integradas entre si e com a comunidade científica, devem efetivamente compor parcerias para coletar dados, fazer

observações e numa abordagem multidisciplinar, interdisciplinar e transdisciplinar, desenvolver pesquisas aplicadas ao estabelecimento de metas de planejamento que criem padrões urbanos capazes de promover qualidade de vida, segurança e estabilidade social.

8.5 GERAIS

A realização deste estudo significou uma contribuição para o conhecimento do problema do ruído gerado pelo tráfego de veículos em rodovias situadas dentro do perímetro urbano de Curitiba e seu impacto ambiental.

O conteúdo apresentado neste trabalho certamente terá utilidade para a comunidade e para profissionais de áreas correlatas ao problema da poluição sonora e do planejamento urbano.

Finalmente, o autor apresenta como sugestão, o estudo subsequente da percepção subjetiva que a população tem da poluição sonora existente em torno das “rodovias-grandes avenidas” e sua correlação com os níveis de ruído encontrados neste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE- **Relatório do ano 2000**, Brasília, 2000
- 2 ZANNIN, P.H.T.; CALIXTO, A.; DINIZ, F.B. Environmental Noise Pollution in Residential Areas of the City of Curitiba. **Acta Acustica**, Curitiba, v. 87, p. 625-628, 2001.
- 3 BABISCH, W. Traffic Noise and Cardiovascular Risk: The Caerphilly and Speedwell Studies, third phase – 10 – year to follow up. **Archives of Environmental Health**, v. 54, p. 210-216, 1999.
- 4 ABDEL-RAZIQ, I.R.; ZEID, Q.; SEH, M. Noise Measurements in the Community of Nablus in Palestine. **Acustica**, v. 86, p. 578-580, 2000.
- 5 SADU, A. A. Community Attitudinal Noise Survey and Analysis of Eight Nigerian Cities. **Applied Acoustic**, Horin, Nigeria, v. 49, n. 1, p. 49-69, 1996.
- 6 RECUERO, M.; GIL, C.; GRUNDMAN, J. Effects of Traffic Noise Within the Madrid Region. **FIFTH INTERNATIONAL CONGRESS ON SOUND AND VIBRATION**, 1987, Adelaide, Australia.
- 7 ERCOLI, L. Recent Studies on Community Noise in Bahia Blanca City (Argentina). **FIFTH INTERNATIONAL CONGRESS ON SOUND AND VIBRATION**, 1987, Adelaide, Australia.
- 8 ZHENG, X. Study on Personal Noise Exposure in China. **Applied Acoustic**, Beijing, v. 48, n. 1, p. 59-70, 1996.
- 9 ZEID, Q.; SHE, M.; ABDEL-RAZIA, I.R. Measurement of the Noise Pollution in the Community of Araba. **Acustica**, v. 86, p. 376-378, 2000.
- 10 ARANA, M.; GARCIA, A. A Social Survey on the Effects on Environmental Noise on the Residents of Pamplona, Spain. **Applied Acoustics**, v. 53, n. 4, p. 245-253, 1998
- 11 DINIZ, F. B.; ZANNIN, P.H.T. **Avaliação do Ruído Urbano em Curitiba**. Curitiba, 2000. Trabalho de Graduação – Curso de Engenharia Mecânica, Laboratório de Acústica Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.
- 12 BARBOSA, W.A. **Aspectos do Ruído Comunitário em Curitiba**. Curitiba, 1992. Tese defendida para Professor Titular, Universidade Federal do Paraná.
- 13 BROWN, A.L.; LAM, K.C. Urban Noise Surveys. **Applied Acoustic**, Austrália, v. 20, p.23-39, 1987.
- 14 CALIXTO, A.; ZANNIN, P. H. T.; DINIZ, F. B. Statistical Modeling of Road Traffic Noise. **Cities – International Journal of Urban Policy and Planning**, U.S.A., 2002 (in press)

- 15 ZANNIN, P. H. T.; CALIXTO, A.; DINIZ F. B.; FERREIRA, J. A. C. Incômodo Causado pelo Ruído Urbano- Avaliação da Resposta da População da Cidade de Curitiba. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 36, n. 4, 2002 (in press).
- 15a GERGES, SAMIR N.Y. Ruído: Fundamentos e Controle, 1ª ed., Florianópolis, 1992.
- 15b www.nonoise.org
- 15c KINSLER, L. E.; FREY, A.R.; COPPENS A.B.; SANDERS J.V. **Fundamentals of Acoustic**, 3ª ed., USA, 1982
- 15d ROSSING, T. D. **The Science of Sound**, 2ª ed., USA, 1990
- 15e SCHULTZ, T. J. **Community Noise Rating**. 2.ed. Londres / Nova Iorque, 1972.
- 15f BERANEK, L. L. Noise Reduction, 1ª. ed.,USA, 1960
- 16 MASCHKE, C. Preventive Medical Limits for Chronic Traffic Noise Exposure. **Acustica**, Berlim, v. 85, p. 448, 1999.
- 17 REHM, S.; JANSEN, G. Aircraft Noise and Premature Birth. **Journal of Sound and Vibration**, Germany, v. 59, n. 1, p. 133-135, 1978.
- 18 AHRLIN, V.; ÖHRSTRÖM, E. Medical Effects of Environmental Noise on Humans. **Journal of Sound and Vibration**, v. 59, p. 79-87, 1978.
- 19 BELOJEVIC, G.; JAKOVLEVIC, B. Subjective Reactions for Traffic Noise with Regard to some Personality Traits. **Environmental International**, Belgrado, v. 23, n. 2, p. 221-226, 1997.
- 20 MAXWELL, E. L.; EVANS, G. W. The Effects of Noise on Pre-School Children's Pre-Reading Skills. **Journal of Environmental Psychology**, New York, v. 20, p. 91-97, 2000.
- 21 LUCÍRIO, I. D. As Lições do Sono. **Revista Superinteressante**, São Paulo, p. 32-38, Novembro-1999.
- 22 LANGDON, F.J, Noise Nuisance Caused by Road Traffic in Residential Areas: Part I. **Journal of Sound and Vibration**, England, v. 47, n. 2, p. 243-263, 1976.
- 23 LANGDON, F.J, Noise Nuisance Caused by Road Traffic in Residential Areas: Part II. **Journal of Sound and Vibration**, England, v. 47, n. 2, p. 265-282, 1976.
- 24 LANGDON, F.J, Noise Nuisance Caused by Road Traffic in Residential Areas: Part III. **Journal of Sound and Vibration**, England, v. 49, n. 2, p. 241-256, 1976.
- 25 LANGDON, F.J.; GRIFFITHS I.D. Subjective Effects of Traffic Noise Exposure, II: Comparisons of Noise Indices, Responses Scales, and the Effects of Changes in Noise Levels. **Journal of Sound and Vibration**, England, v. 83, n. 2, p. 171-180, 1982.

- 26 BERANEK, L.L. **Noise and Vibration Control**, USA, MacGraw-Hill, 1971.
- 27 WATTS, G.R.; NELSON P.M. The Relationship Between Vehicle Noise Measures and Perceived Noisiness. **Journal of Sound and Vibration**, England, v. 164, n. 3, p. 425-444, 1993.
- 28 RAMALINGESWARA RAO, P.; SESHAGIRI RAO, M.G. Community Reactions to Road Traffic Noise. **Applied Acoustic**, India, v. 37, p. 51-64, 1992.
- 29 ZIMMER, K.; ELLERMEIR, W. Psychometric Properties of Four Measures of Noise Sensitivity: A Comparison. *Journal of Environmental Psychology*, Germany, v. 19, p. 295-302, 1999.
- 30 WATTS, G.; CHINN, L.; GODFREY, N. The Effects of Vegetation on the Perception of Traffic Noise. **Applied Acoustic**, Australia, v. 56, p. 39-56, 1999.
- 31 ISHIYAMA, T.; HASHIMOTO, T. The Impact of Sound Quality on Annoyance Caused by Road Traffic Noise: An Influence of Frequency Spectra on Annoyance. **JSAE Review**, Japan, v. 21, p. 225-230, 2000.
- 32 KURRA, S.; MORINOTO, M.; MAEKAWA, Z.I. Transportation Noise Annoyance – A Simulated-Environment Study for Road, Railway and Aircraft Noises, Part 1: Overall Annoyance. **Journal of Sound and Vibration**, Japan, v. 220, n. 2, p. 251-278, 1999.
- 33 ÖIRSTRÖM, E. Effects of Low Levels of Road Traffic Noise During the Night: A Laboratory Study on Number of Events, Maximum Noise Levels and Noise Sensitivity. **Journal of Sound and Vibration**, Sweden, v. 179, n. 4, p. 603-615, 1995.
- 34 SATO, T.; YANO, T.; BJÖRKMAN, M.; RYLANDER, R. Road Traffic Noise Annoyance in Relation to Average Noise Level, Number of Events and Maximum Noise Level. **Journal of Sound and Vibration**, Japan, v.223, n. 5, p. 775-784, 1999.
- 35 ALVES FILHO, J.M. **Influência da Composição do Tráfego Sobre o Ruído Gerado por Rodovias**, Florianópolis, 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica), Universidade Federal de Santa Catarina.
- 36 YAMAGUCHI, S.; SAEKI, T.; KATO, Y. A Fundamental Consideration on Estimating L_{eq} of Specific Noise Under the Existence Background Noise. **Applied Acoustic**, Japan, v. 55, n. 3, p. 165-180, 1998.
- 37 CVETKOVIC, D.; PRASCEVIC, M.; STOJANOVIC, V.; MIHAJLOV, D. Comparative Analysis of Traffic Noise Prediction Models. In: CONGRESS OF SLOVENIAN ACOUSTICAL SOCIETY, 1, 1998, Eslovênia. **Anais do First Congress of Slovenian Acoustical Society**, Eslovênia, 1998, p. 349-358.
- 38 PRASCEVIC, M.R.; CVETKOVIC, D.; DELJANIN, A. S.; STOJANOVIC, V.O.; Modeling of Urban Traffic Noise, In: INTERNATIONAL CONGRESS ON SOUND AND VIBRATION, 5, 1987, Australia. 1997, **Anais do Fifth International Congress on Sound and Vibration**, Adelaide, Austrália, 1997.

- 39 T. SUKSAARD, P.; SUKASEM, P.; TABUCANON, S.M.; AOI, I.; SHIRAI, K.; TANAKA, T. Road Traffic Noise Prediction model in Thailand. **Applied Acoustic**, Thailand, v. 58, p. 123-130, 1999.
- 40 BURGESS, M.A. Noise Prediction for Urban Traffic Conditions – Related to Measurements in the Sydney Metropolitan Area. **Applied Acoustic**, Australia, v. 10, p. 001-007, 1977.
- 41 MAKAREWICZ, R.; FUJIMOTO, M.; KOKOWSKI, P. A Model of Interrupted Road Traffic Noise. **Applied Acoustic**, Japan, v. 57, p. 129-137, 1999.
- 42 STEELE, C. A Critical Review of Some Traffic Noise Prediction Models. **Applied Acoustic**, Canberra, v.62, p. 271-287, 2001.
- 43 RICHTLINIEN FÜR DEN LÄRMSCHUTZ AN STRAßEN – RLS 90 – (Diretrizes para Proteção ao Ruído em Rodovias), Alemanha, 1990.
- 44 FOKEN, W. The Effect of Road Features on Traffic Noise Prediction and Measurement. **Westfälische Hochschule Zwickau**, Germany.
- 45 MAKAREWICZ, R. Air Absorption of Traffic Noise. **Journal of Sound and Vibration**, Poland, v. 161, n. 2, p. 193-202, 1993.
- 46 MAKAREWICZ, R. A Simple Model of Outdoor Noise Propagation. **Applied Acoustic**, Japan, v. 54, n. 2, p. 131-140, 1998,
- 47 MAKAREWICZ, R. Influence of Ground Effect and Refraction on Road Traffic Noise. **Applied Acoustic**, Japan, v. 52, n. 2, p. 125-137, 1997.
- 48 HEUTSCH, K. A Simple Method to Evaluate the Increase of Traffic Noise Emission Level Due to Buildings, for a Long Straight Street. **Applied Acoustic**, Switzerland, v. 44, p. 259- 274, 1995.
- 49 HENG, C.C. Sound Propagation in Housing Estates From a Passing Vehicle. **Applied Acoustic**, Singapore, v. 48, n. 2, p. 175-183, 1996.
- 50 DEFRANCE, J.; GABILLET, Y. A New Analytical Method for the Calculation of Outdoor Noise Propagation., **Applied Acoustic**, France, v. 57, p. 109-127, 1999.
- 51 WETZEL, E.; NICOLAS, J.; ANDRE, P.; BOREUX, J.J. Modelling the Propagation Pathway of Street Traffic Noise: practical Comparison of German Guidelines and Real World Measurements. **Applied Acoustic** Germany, v. 57, p. 97-107, 1999.
- 52 PICAUT, J.; SIMON, L. A Scale Model Experiment for the Study of Sound Propagation in Urban Areas. **Applied Acoustic**, France, v. 62, p. 327-340, 2001.
- 53 BAJPAI, A. C.; MUSTOE L. R.; WALKER D. Matemática Avançada para Engenharia. Departamento de Matemática para Engenharia, Loughborough University of Technology. Editora HEMUS, 510 B165p.

OBRAS CONSULTADAS

BAIRD, J. C.; HARDER, K.; PRETS, A. Annoyance and Community Noise: Psychophysical Model of Dose-Response Relationships. **Journal of Environmental Psychology**, Hanover, v. 17, p. 333-343, 1997.

DETRAN - Secretaria do Plantão de Acidentes do BPTran e Divisão de Estatística do Departamento de Trânsito do Governo do Estado do Paraná - <http://www.pr.gov.br/bptran>.

DIESENDORF, M. Urban Transportation in the 21st Century. **Environmental Science and Policy**, Sydney, v. 3, p. 11-13, 2000.

HEINONEN-GUZEJEV, M. et al. Self-Report of Transportation Noise Exposure, Annoyance and Noise Sensitivity in Relation to Noise Map Information. **Journal of Sound and Vibration**, Helsinki v. 234, n.2, p. 191-206, 2000.

KASSAL, J. R. e ZAVERI, K. **Acoustic Noise Measurements**. 4 ed., Janeiro, 1979

KJELLBERG, A. et al. The Effects of Nonphysical Noise Characteristics, Ongoing Tasks and Noise Sensitivity on Annoyance and Distraction Due to Noise at Work. **Journal of Environmental Psychology**, Sweden, v. 16, p. 123-136, 1996.

LEONG, R. K., Noise from Motor Vehicles. In Noise in the Human Environment. **Environmental Council of Alberta 2**; 1974

MORIZOT-MARTINET, S. et al. Effects of Road Traffic Noise and of a Benzodiazepine, Individually and Combined, Upon Auditory Brainstem Evoked Potentials. **Sciences de la vie/ Life Sciences**, Paris, v. 320, p. 877-884, 1997.

NPC - Noise Pollution Clearinghouse - <http://www.nonoise.org/index.htm>

NICOLESCU, B. **O Manifesto da Transdisciplinaridade**. Tradução de: Lúcia Pereira de Souza. 1. ed. São Paulo: Triom, 1999.

PÁEZ, J.S.S.; BUENO, C.D.; ESPÍ, J.P. Investigación en el Campo del Control del Ruido. **Revista de Acústica**, Madrid, v. 31, p. 1-4, 2000.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA. Lei municipal nº. 8583 de 10 de janeiro de 1995

SATTLER, M.A. Urban Noise Survey for the City of Porto Alegre, Brazil. **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, .

SATTLER, M.A. Assesment of Noise Impact Determined by Binary Traffic Systems. **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, .

TALLING, J.C. et al. The Acoustic Environment of the Domestic Pig. **Journal of Agriculture and Engng Research**, Silsoe, UK, v. 71, p. 1-12, 1998.

VALENTINE, G.A.; HEIKEN, G. The Need for a New Look at Cities. **Environmental Science and Policy**, Los Alamos, USA, v. 3, p. 231-234, 2000.

WATTS, G. R. Perception of Exterior Noise from Traffic Running on Concrete and Bituminous Road Surfacing. **Journal of Sound and Vibration**, England, v. 191, n. 3, p. 415-430, 1996.