



Mário Luís Oliveira de Sousa Mateus

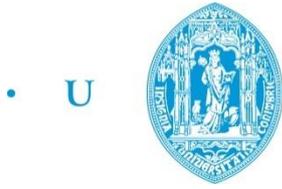
# A INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE AMOSTRAGEM NA INCERTEZA DAS MEDIÇÕES DE RUÍDO AMBIENTAL

Tese de Doutoramento em Engenharia Mecânica, Ramo de Aerodinâmica Industrial e Engenharia do Vento, orientada por Prof. Dr. Manuel Carlos Gameiro da Silva, apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra

2014



UNIVERSIDADE DE COIMBRA



C •

FCTUC FACULDADE DE CIÊNCIAS  
E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Mário Luis Oliveira de Sousa Mateus

## A INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE AMOSTRAGEM NA INCERTEZA DAS MEDIÇÕES DE RUÍDO AMBIENTAL

Tese de Doutoramento em Engenharia Mecânica, Ramo de Aerodinâmica Industrial e Engenharia do Vento, orientada por Prof. Dr. Manuel Carlos Gameiro da Silva, apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra

Março, 2014

**A influência dos parâmetros de amostragem na incerteza das medições de ruído ambiental**

*Copyright* ©: Mário Luis Oliveira de Sousa Mateus, 2014

Edição: Faculdade de Ciências e tecnologia da Universidade de Coimbra

Publicação: Departamento de Engenharia Mecânica

Coimbra, Portugal

ISBN 978-972-8954-38-3

Please cite this work as:

Mateus, M., The influence of the sampling parameters on the uncertainty in environmental noise measurements, University of Coimbra, 2014, PhD Thesis in Portuguese, ISBN 978-972-8954-39-0

***"Mesmo quando todos os especialistas estão de acordo podem muito bem estar enganados."***

Frase de Bertrand Russell.

Inglaterra, 1872-1970 Filósofo, Matemático,

Crítico social, Escritor

*Esta página foi intencionalmente deixada em branco*

## Agradecimentos

Neste trabalho que decorreu ao longo de seis anos, foram várias as dificuldades e os desânimos que ocorrerem durante este longo percurso. Contudo, acredito que só foi possível terminar esta tarefa pelo incentivo e a ajuda que sempre fui recebendo durante esta caminhada. É pois merecido um profundo agradecimento, e um sincero reconhecimento, a todas as pessoas e instituições que direta, ou indiretamente, tiveram um contributo fundamental para que esta tese chegasse ao fim.

Endereço em primeiro lugar o mais sincero e profundo agradecimento ao meu orientador, Prof. Manuel Carlos Gameiro da Silva. Pessoa de extrema e superior capacidade de trabalho, conhecimento, discernimento, sensatez, humanidade e justiça, que desde o início da minha atividade na Associação para o Desenvolvimento para a Aerodinâmica Industrial (ADAI), sempre me honrou com a sua sincera amizade, à qual eu procurei sempre, de forma desinteressada e igualmente verdadeira, retribuir. Agradeço-lhe o apoio que sempre me deu ao longo deste trabalho, com as suas sugestões e por todas as condições de trabalho que me proporcionou.

Igualmente agradeço à ADAI, instituição onde em 1990 iniciei a minha atividade, e ao seu conselho de administração, todas as facilidades que me concederam e me permitiram concluir este trabalho. Como todas as instituições, ela vale pela riqueza e diversidade de pessoas que, há mais ou menos anos, nela permanecem ou que por ela têm passado. Seria injusto não referenciar alguns colegas que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão deste trabalho. Nomeadamente à Ana Ramos, pelos seus prestimosos serviços como tradutora, e em particular à Ana Oliveira e ao Gonçalo Fonseca que foram assegurando a realização de ensaios, aliviando-me dessa tarefa.

À Fundação para a Ciência e a Tecnologia, pela concessão da Bolsa de Doutoramento ref. SFRH/BD/37828/2007, que permitiu a execução deste trabalho.

Por último, mas não menos importante, à minha família, em especial à Fátima (minha mulher) que nos momentos de maior desânimo sempre me incentivou a seguir em frente e à Carlota (minha filha) a quem em especial dedico todo este trabalho. Espero sinceramente que possas compreender que existe sempre uma alternativa à desistência e à resignação e que, acima de

tudo, com trabalho, esforço e dedicação conseguirás alcançar tudo aquilo que desejas, embora nem sempre o caminho seja o mais fácil (mas não podes equacionar outro!).

## Resumo

A determinação dos indicadores de ruído de longa duração para o ruído ambiental é muitas vezes efetuada a partir de medições de maior ou menor duração. Com base nestas medições, são muitas vezes tiradas conclusões, e tomadas decisões, que podem ter maior ou menor repercussão para os cidadãos, para as atividades económicas e para o ambiente. Como em qualquer outro processo de medição, são muitos os fatores que podem interferir e no final todas elas contribuem para o resultado final.

Neste trabalho foi desenvolvida uma metodologia genérica que, aplicada a um padrão temporal de ruído, permite a seleção da melhor combinação dos parâmetros de amostragem, em função do grau de precisão requerido para as medições.

Foi estudada uma localização urbana com predominância de ruído rodoviária ao longo de 4 anos. Os dados obtidos durante esse período permitiram definir estatisticamente o padrão sonoro do local. Foi utilizado um sistema de monitorização permanente, baseado num computador portátil, um microfone externo e o respetivo pré-amplificador. Para avaliar a influência dos parâmetros de amostragem na incerteza dos descritores de ruído, os dados recolhidos por esse sistema foram sujeitos a um processo de reamostragem através do método de Bootstrap. O conjunto de resultados obtidos para a relação entre a incerteza do nível equivalente e os parâmetros de amostragem (número e duração individual dos episódios de amostragem) permitiu a obtenção de uma expressão matemática genérica que pode ser aplicada aos vários períodos de referência (dia, entardecer e noite).

É proposta a consideração do efeito da estratégia de amostragem selecionada, como mais uma componente a incluir no modelo de cálculo de incerteza de ruído ambiente atualmente utilizado.

Foi ainda avaliado, numa vertente financeira, o custo das várias estratégias de amostragem e verificada a possibilidade de o otimizar para cada nível de precisão requerido.

Conseguiu-se obter uma expressão analítica tipo que define o grau de precisão em função dos parâmetros de amostragem, permitindo assim quantificar e avaliar influência dos mesmos. Ficou patente que o esforço a colocar numa dada estratégia de amostragem deverá ser equacionado definindo níveis de precisão para as medições. Mostrou-se que é possível definir patamares mínimos para a incerteza do indicador de longa duração, sendo igualmente possível escolher várias estratégias que garantam ainda assim que a incerteza se situa dentro de

intervalos bem definidos. Por último, foi ainda possível conjugar todos os resultados com os custos financeiros de modo a minimizá-los.

## Abstract

The determination of long term environmental noise acoustic descriptors is often made through longer or shorter measurements. Having these measurements in mind, conclusions are drawn, and decisions are taken, that may have greater or lesser impact on the life of citizens, on economic activities and on the environment. As in any other measurement process, there are several factors that can interfere and, in the end, they all contribute to the final result.

In this work, a generic methodology was developed, which applied to a temporal noise pattern, allows the optimization of the sampling parameters, in order to help in its definition when designing a sampling strategy and thus control the precision level of the sample.

An urban site with road noise predominance was studied over four years. The data collected during that period allowed to statistically define the sound profile. A permanent monitoring system, based on a laptop computer with a data acquisition board and an external microphone and its respective pre-amplifier, was used. To evaluate the influence of the sampling parameters on the precision of obtained noise descriptors, the collected data was subjected to a re-sampling process through the Bootstrap method. The set of obtained results for the relationship between the uncertainty of the noise equivalent level and the sampling parameters (number and duration of sampling episodes) allowed to get a generic expression that may be applied to the various reference periods (day, evening, night).

It is proposed the consideration of the sampling strategy as one more component to include in the environmental noise uncertainty calculation model currently in use.

In a financial level, the cost of several sampling strategies was assessed and the possibility to optimize it to each required accuracy level was verified.

An analytical expression was obtained which defines the accuracy level having in mind the sampling parameters, thus allowing quantifying and assessing their influence.

It became evident that the effort for a given sampling strategy must be resolved by defining levels of accuracy for the measurements. It has been shown that it is possible to establish minimum thresholds for long duration uncertainty and that it is also possible to choose different strategies to ensure that the uncertainty is located within well-defined ranges. Finally, it was still possible to combine all the results with the financial costs in order to minimize them.

*Esta página foi intencionalmente deixada em branco*

# Índice

Agradecimentos .....	iii
Resumo.....	v
Abstract .....	vii
Índice de Figuras .....	xii
Índice de Tabelas.....	xvi
1. Introdução.....	1
1.1 Enquadramento.....	5
1.2 Motivação para o trabalho.....	8
1.3 Objetivos e etapas necessárias para a sua concretização.....	10
1.4 Conteúdo.....	11
2. Formulação teórica e conceitos .....	13
2.1 O som e o ruído .....	13
2.2 Sistema sensorial da audição humana – descrição e funcionamento .....	15
2.3 Características da audição humana .....	20
2.4 Parâmetros de caracterização dos estímulos sonoros/ruído .....	25
2.4.1 Pressão sonora e nível da pressão sonora .....	26
2.4.2 Nível sonoro contínuo equivalente .....	26
2.4.3 Conteúdo espectral e evolução temporal de um som .....	27
2.5 Ruído Ambiente - Indicadores de ruído de longa duração .....	29
3. Incerteza nas medições de ruído ambiente – considerações atuais e método de base.....	31
3.1 Incerteza de uma medição .....	34
3.1.1 Fontes de incerteza .....	34
3.1.2 Métodos de cálculo de incerteza .....	34
3.1.3 Cálculo da incerteza de uma medição.....	35
4. Incerteza e representatividade das medições em ruído ambiente - estado da arte.....	40
4.1 Incerteza das medições.....	40

4.2	Incerteza dos modelos de cálculo .....	46
4.3	Critérios de amostragem – representatividade das medições .....	47
4.3.1	Duração e número de medições .....	47
4.4	O que falta fazer .....	52
4.5	O que se propôs fazer e como .....	56
5.	Metodologias e ferramentas de aquisição de dados .....	60
5.1	Aquisição e constituição de uma base de dados .....	61
5.1.1	Sistema de monitorização de níveis sonoros .....	62
5.1.2	Sistema de monitorização de dados ambientais.....	70
5.1.3	Sistema de caracterização de tráfego rodoviário.....	73
6.	Apresentação, processamento e discussão dos resultados.....	76
6.1	Caracterização do tráfego e meteorológica do local de medição.....	76
6.1.1	Caracterização de tráfego rodoviário na zona .....	76
6.1.2	Caracterização meteorológica no período de maio 2009 a dezembro 2012.....	77
6.2	Caracterização acústica do local de estudo .....	79
6.2.1	Caracterização do nível sonoro correspondente ao período diurno .....	83
6.2.2	Caracterização do nível sonoro correspondente ao período entardecer .....	85
6.2.3	Caracterização do nível sonoro correspondente ao período noturno.....	87
6.3	Quantificação da influência dos parâmetros de aquisição .....	90
6.3.1	Método de amostragem de Bootstrap – princípios gerais da amostragem .....	91
6.3.2	Estudo paramétrico efetuado sobre uma amostra de níveis sonoros de curta duração, $LA_{eq}, 5min$ .....	94
6.3.3	Expressões analíticas do indicador de qualidade relativo às estratégias de amostragem, para três padrões temporais.....	109
6.3.4	Aplicação da metodologia a outros padrões de ruído – patamares de ruído... 113	
6.3.5	Expressões analíticas do indicador de qualidade relativo às estratégias de amostragem – ruído com existência de patamares.....	119
6.4	Contabilização e contribuição das várias componentes de incerteza para a incerteza do nível sonoro $LA_{eq}$ .....	121

6.4.1	Cálculo da incerteza de uma medição efetuada numa condição de emissão e propagação específica, incluindo a componente de incerteza devida à amostragem .....	123
6.4.2	Incerteza de uma medição efetuada por amostragem em distintas condições de emissão e propagação específicas para os níveis de longa duração .....	126
6.4.3	Análise da influência da componente da amostragem no indicador de longa duração - <i>Lden</i> .....	131
6.5	Relação entre o custo e o desempenho de uma estratégia de amostragem. ....	134
6.5.1	Custo de operação nos três períodos de referência .....	137
7.	Conclusões e perspectivas de trabalho futuro .....	140
8.	Bibliografia .....	144

## Índice de Figuras

Fig. 1.1– Distribuição das cargas de morbidade ambientais, devidas ao ruído ambiente .....	4
Fig. 2.1 - Onda sonora transmitida por via aérea [ <a href="http://www.mediacollege.com/audio/01/sound-waves.html">http://www.mediacollege.com/audio/01/sound-waves.html</a> ] .....	13
Fig. 2.2 – Representação ilustrativa da composição do aparelho auditivo humano. [Adaptado de <a href="http://canaldoouvido.blogspot.pt/2011/03/zumbido-pode-ser-gerado-no-ouvido.html">http://canaldoouvido.blogspot.pt/2011/03/zumbido-pode-ser-gerado-no-ouvido.html</a> ].....	15
Fig. 2.3- Desenho exemplificativo do sistema ossicular do ouvido humano. [Adaptado de <a href="http://www.studyblue.com/notes/n/neuroanatomy-lecture-13/deck/4427248">http://www.studyblue.com/notes/n/neuroanatomy-lecture-13/deck/4427248</a> ] .....	16
Fig. 2.4- Representação em corte da cóclea (a); dos canais vestibular, coclear e do tímpano (b); do órgão de Corti (c).[Adaptado de <a href="http://classconnection.s3.amazonaws.com/184/flashcards/1904184/jpg/71352567616271-thumb400.jpg">http://classconnection.s3.amazonaws.com/184/flashcards/1904184/jpg/71352567616271-thumb400.jpg</a> ].....	18
Fig. 2.5 – Esquema da transformação em frequência ao longo da membrana basilar. (a) Representação temporal de três tons simultâneos de diferentes frequências que originam ondas de deslocamento (b), que atingem os seus deslocamentos máximos em locais distintos sobre a membrana [Adaptado de (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007)]. .....	19
Fig. 2.6 – Mínimo nível sonoro audível desenhado em função da frequência. A linha sólida representa o campo mínimo audível (MAF), para um recetor binaural. A linha tracejada corresponde à pressão mínima audível (MAP), para um recetor monoaural [Adaptado de (Moore, J. 2006)]......	21
Fig. 2.7 - Curvas isofónicas para o nível de intensidade audível igual, expressas em fone [Adaptado de (Hassal, J.R. e Zaveri, K., 1988)]. .....	22
Fig. 2.8- Curvas de atenuação utilizadas para corrigir aditivamente a medida de $L_p$ dB, para ter em conta sensibilidade espectral não uniforme do ouvido humano [Adaptado de (Hassal, J.R. e Zaveri, K., 1988)].	23
Fig. 2.9– Curvas de mascaramento para um som de banda estreita centrado na frequência de 410Hz. Cada curva mostra a elevação do limiar de audição, de um sinal correspondente a um tom puro, em função da frequência [Adaptado de (Moore, J. 2006)]......	24
Fig. 2.10– Intervalo de frequências e posicionamento relativo das bandas de oitava e terços de oitava.	28
Fig. 2.11 – Comparação entre a largura de banda (LB) para filtros de oitava e filtros de banda de oitava. Relação entre as frequências limite de banda ( $f_1$ , $f_2$ ) e a frequência central ( $f_0$ ) para cada filtro. ....	28
Fig. 5.1 – Sistema de monitorização contínua (instalação experimental) .....	62
Fig. 5.2 - Desenho exemplificativo da montagem do microfone sobre o envidraçado .....	63
Fig. 5.3 – Resposta em frequência para um nível de pressão sonora (NPS) de 95,0 dB (bandas de oitava). .....	63
Fig. 5.4 – Linearidade da escala para a frequência de 8000Hz (oitava). .....	64
Fig. 5.5 – Janela de configuração do sistema de leitura.....	65
Fig. 5.6 – Janela de visualização da evolução temporal dos níveis adquiridos, e respetivo espectro acumulado de frequência. ....	66
Fig. 5.7 - Espectro de frequências adquirido pelos dois sistemas de medição.....	67

Fig. 5.8 - Representação das diferenças (CESVA – NI), no espectro de frequências de interesse. ....	67
Fig. 5.9 - Representação dimensional do sistema de monitorização acústica (s/escala). ....	68
Fig. 5.10 - Diferenças entre os sistemas na posição M1 e posição M2, correspondentes às diferenças entre campo livre e campo refletido. ....	69
Fig. 5.11 – Estação meteorológica utilizada para a aquisição dos parâmetros meteorológicos. ....	70
Fig. 5.12 – Raio de ação na zona de abrangência da estação DCF77 instalada em Mainflingen, Frankfurt. ....	71
Fig. 5.13 – Janela de apresentação das leituras da estação meteorológica. ....	72
Fig. 5.14 – Janela de processamento do programa WRPLOT View <sup>TM</sup> , versão 7.0.0. ....	72
Fig. 5.15 - Vista aérea da área de estudo, com a identificação da via de tráfego principal e do local recetor. ....	73
Fig. 5.16 - Exemplificação do método de leitura parcelar e sequencial dos ficheiros dos registos sonoros e da determinação da envolvente de máximos [adaptado de (Gameiro da Silva, et al. 2005 (a))]. ....	74
Fig. 5.17 - Identificação da passagem de dois veículos em extrato de registo sonoro e definição de critérios de validação da passagem de um veículo (tempo mínimo de ocorrência $\Delta t$ e limite mínimo de pressão sonora $L_{inf}$ ). ....	75
Fig. 6.1 - Distribuição de fluxos de tráfego (barras vermelhas) e padrão do nível sonoro (linha preta contínua). ....	76
Fig. 6.2 – Direção e velocidade do vento, determinadas com base nos valores médios mensais ocorridos durante o período de Maio de 2009 a final de Dezembro de 2012. ....	77
Fig. 6.3 – Evolução média horária do nível sonoro, $L_{Aeq, 30min}$ , no período de amostragem (maio 2009 a março 2013). ....	79
Fig. 6.4 – Evolução do nível sonoro médio mensal, $L_{Aeq, 24h}$ , e respetivo desvio padrão ao longo de um ano. ....	81
Fig. 6.5 - Evolução média horária do nível sonoro, $L_{Aeq, 30min}$ , no período diurno. ....	83
Fig. 6.6 - Evolução mensal do nível sonoro médio de longa duração, $L_d$ , e respetivo desvio padrão ao longo de um ano, no período diurno. ....	84
Fig. 6.7 - Evolução média horária do nível sonoro, $L_{Aeq, 30min}$ , no período do entardecer. ....	85
Fig. 6.8 - Evolução mensal do nível sonoro médio de longa duração, $L_e$ , e respetivo desvio padrão, ao longo de um ano, no período de entardecer. ....	85
Fig. 6.9 - Evolução média horária do nível sonoro, $L_{Aeq, 30min}$ , no período de noturno. ....	87
Fig. 6.10 - Evolução mensal do nível sonoro médio de longa duração, $L_n$ , e respetivo desvio padrão, ao longo de um ano no período noturno. ....	88
Fig. 6.11 – Algoritmo para cálculo do valor médio e da incerteza de uma grandeza $Q$ , a partir de uma amostra de $n$ elementos resultantes de uma experiência. ....	92
Fig. 6.12 - Algoritmo para estimar o valor médio e a incerteza de uma grandeza $Q^*$ , a partir da replicação de $m$ elementos resultantes da aplicação do método de Bootstrap. ....	93

<i>Fig. 6.13 – Evolução temporal média (linha sólida) e dispersão dos níveis LAeq, 5min (pontos cinzentos), durante o período diurno, para o conjunto dos 17 dias. ....</i>	<i>94</i>
<i>Fig. 6.14 - Evolução temporal média (linha sólida) e dispersão dos níveis LAeq, 5min (pontos cinzentos), durante o período de entardecer, para o conjunto dos 17 dias. ....</i>	<i>95</i>
<i>Fig. 6.15 - Evolução temporal média (linha sólida) e dispersão dos níveis LAeq, 5min (pontos cinzentos), durante o período da noite, para o conjunto dos 17 dias.....</i>	<i>95</i>
<i>Fig. 6.16 – Comparação entre as curvas de evolução médias horárias dos níveis sonoros LAeq, 30min, 45 meses e LAeq, 5min, 17 dias.....</i>	<i>96</i>
<i>Fig. 6.17 - Distribuição estatística do nível sonora contínuo equivalente LAeq, 5min, no período diurno. ....</i>	<i>97</i>
<i>Fig. 6.18 - Distribuição estatística do nível sonoro contínuo equivalente LAeq, 5min, no período entardecer. ....</i>	<i>97</i>
<i>Fig. 6.19 - Distribuição estatística do nível sonoro contínuo equivalente LAeq, 5min, no período noturno. ....</i>	<i>97</i>
<i>Fig. 6.20- Exemplo de uma estratégia de monitorização simulada pelo software de reamostragem sobre um ficheiro de 17 períodos de entardecer (5 episódios de amostragem com 60 minutos de duração selecionados aleatoriamente). ....</i>	<i>99</i>
<i>Fig. 6.21 - Algoritmo para a validação do programa de reamostragem.....</i>	<i>100</i>
<i>Fig. 6.22- Valor médio do desvio padrão dos valores LAeq obtidos pelas 10 execuções do software de reamostragem, em função do número de repetições da estratégia de amostragem, com 1 a 10 episódios de amostragem para o período diurno. ....</i>	<i>100</i>
<i>Fig. 6.23 - Valor médio do desvio padrão dos valores LAeq obtidos pelas 10 execuções do software de reamostragem, em função do número de repetições da estratégia de amostragem, com 1 a 10 episódios de amostragem para o período noturno.....</i>	<i>101</i>
<i>Fig. 6.24 - Algoritmo usado para obter o valor médio e o desvio padrão para os níveis sonoros executado pelo programa de amostragem.....</i>	<i>102</i>
<i>Fig. 6.25 – Desvio padrão do nível LAeq, T em função do número de episódios de amostragem no período diurno (episódios com duração de 5, 15, 30 e 60 minutos).....</i>	<i>103</i>
<i>Fig. 6.26 - Desvio padrão do nível LAeq, T em função do número de episódios de amostragem no período de entardecer (episódios com duração de 5, 15, 30 e 60 minutos).....</i>	<i>103</i>
<i>Fig. 6.27 - Desvio padrão do nível LAeq, T em função do número de episódios de amostragem no período noturno (episódios com duração de 5, 15, 30 e 60 minutos).....</i>	<i>104</i>
<i>Fig. 6.28– Distribuição do desvio padrão do nível LAeq, T em função do número e da duração dos episódios de amostragem para os períodos de referência (diurno e entardecer). ....</i>	<i>107</i>
<i>Fig. 6.29 – Distribuição do desvio padrão do nível LAeq, T em função do número e da duração dos episódios de amostragem para os períodos de referência (noturno).....</i>	<i>108</i>

<i>Fig. 6.30 – Erro relativo percentual resultante do processo de ajustamento da função analítica aos valores experimentais resultantes do processo de reamostragem, para os períodos de referência (diurno e entardecer) .....</i>	<i>111</i>
<i>Fig. 6.31 – Erro relativo percentual resultante do processo de ajustamento da função analítica aos valores experimentais resultantes do processo de reamostragem, para os períodos de referência (noturno) ....</i>	<i>112</i>
<i>Fig. 6.32 – Padrão de variação com patamares: a) amplitude diferente, b) emergência diferente e c) desvio padrão diferente.....</i>	<i>113</i>
<i>Fig. 6.33 – Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando a existência de uma diferença entre patamares de 6 dB. Influência da emergência do patamar (<math>\Delta DT</math> %) para um desvio padrão constante (<math>s = 0,5</math> dB).....</i>	<i>115</i>
<i>Fig. 6.34 – Variação do desvio padrão global com o número de episódios de amostragem, considerando a existência de uma diferença entre patamares de 6 dB. Influência da emergência do patamar (<math>\Delta DT</math> %) para um desvio padrão constante (<math>s = 1</math> dB).....</i>	<i>115</i>
<i>Fig. 6.35 – Variação do desvio padrão global com o número de episódios de amostragem, considerando a existência de uma diferença entre patamares de 6 dB. Influência da emergência do patamar (<math>\Delta DT</math> %) para um desvio padrão constante (<math>s = 2</math> dB).....</i>	<i>116</i>
<i>Fig. 6.36 – Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando uma emergência fixa (<math>\Delta DT = 50</math> %). Influência da diferença entre patamares (<math>\Delta P</math>) para um desvio padrão constante (<math>s = 0,5</math> dB).....</i>	<i>117</i>
<i>Fig. 6.37 – Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando uma emergência fixa (<math>\Delta DT = 50</math> %). Influência da diferença entre patamares (<math>\Delta P</math>) para um desvio padrão constante (<math>s = 1</math> dB).....</i>	<i>117</i>
<i>Fig. 6.38 – Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando uma emergência fixa (<math>\Delta DT = 50</math> %). Influência da diferença entre patamares (<math>\Delta P</math>) para um desvio padrão constante (<math>s = 2</math> dB).....</i>	<i>118</i>

## Índice de Tabelas

<i>Tab. 4.1 - Resumo das estratégias de medição. ....</i>	<i>53</i>
<i>Tab. 6.1 - Valores percentuais relativos à ocorrência dos parâmetros meteorológicos, direção e intensidade do vento.....</i>	<i>78</i>
<i>Tab. 6.2 – Conjunto de valores relativos aos parâmetros de ensaio, tempo de cada episódio (<math>\Delta T</math>) e número de episódios (<math>N</math>), que garantem um desvio padrão (<math>d_p</math>) inferior a 1 dB.....</i>	<i>106</i>
<i>Tab. 6.3 – Valores numéricos dos coeficientes da Eq. 6.1, aplicáveis a cada período de referência. ....</i>	<i>110</i>
<i>Tab. 6.4 – Cálculo da incerteza de uma única medição, em condições favoráveis de propagação.....</i>	<i>123</i>
<i>Tab. 6.5– Cálculo da incerteza de uma única medição, em condições favoráveis de propagação. ....</i>	<i>124</i>
<i>Tab. 6.6– Valor da incerteza expandida <math>U_{Lden}</math>, considerando apenas as três componentes fixas de incerteza <math>u_{loc}</math>; <math>u_{slm}</math>; <math>u_{samp}</math>.....</i>	<i>132</i>
<i>Tab. 6.7– Valor da incerteza expandida <math>U_{Ln}</math>, considerando apenas as três componentes fixas de incerteza <math>u_{loc}</math>; <math>u_{slm}</math>; <math>u_{samp}</math> .....</i>	<i>132</i>
<i>Tab. 6.8 – Cálculo dos custos variáveis, para campanhas de medição no período diurno. ....</i>	<i>137</i>
<i>Tab. 6.9 – Cálculo dos custos variáveis, para campanhas de medição no período do entardecer. ....</i>	<i>138</i>
<i>Tab. 6.10 – Cálculo dos custos variáveis, para campanhas de medição no período noturno. ....</i>	<i>138</i>

# 1. Introdução

Assiste-se em toda a Europa a um interesse e a uma preocupação crescentes relativamente ao ruído ambiental, nomeadamente nos aspetos relacionados com sua influência no meio ambiente e com os seus efeitos na sociedade. Este interesse e esta preocupação podem ser entendidos devido ao aumento da densidade populacional nos espaços urbanos. Estima-se que atualmente 80% da população europeia vive em cidades. Por essa razão, têm vindo a ser colocadas maiores exigências relativamente a este tipo de estímulo ambiental. Para além do seu efeito nefasto sobre a qualidade do ambiente, o ruído contribui também para a degradação da qualidade de vida dos habitantes.

Em 2010, o documento “Good Practice Guide on health exposure and potential health effects” (EEA. 2010), promovido e editado pela Agência Europeia do Ambiente, e elaborado por um painel de especialistas em ruído, expõe uma série de indicadores que relacionam o efeito da exposição ao ruído com a saúde e bem-estar das populações.

Posteriormente a Organização Mundial de Saúde (OMS) publicou um relatório (WHO, World Health Organization. 2011) contendo as conclusões de estudos efetuados com base nos dados disponíveis de um conjunto de países da Europa Ocidental<sup>1</sup>, na sua maioria membros da União Europeia (UE). Nesse relatório são apresentados os valores correspondentes às cargas de morbilidade ambiental devidas à exposição das populações ao ruído. A quantificação da carga de morbilidade ambiental resulta da soma do número de anos de vida perdidos por morte do indivíduo (tendo por base a esperança média de vida) com o número de anos vividos com incapacidade adquirida, resultante do fator ambiental em causa. A intenção desse relatório é o de servir de referência, principalmente para os decisores políticos, os seus assessores técnicos e os funcionários de agências de apoio, auxiliando na quantificação dos efeitos do ruído ambiental sobre as populações. As autoridades competentes poderão assim considerar esses estudos aquando da definição de políticas de gestão e controlo do ruído ambiente.

A quantificação da carga de morbilidade ambiental, devida à exposição das populações ao ruído, incidu sobre cinco fatores distintos: a *doença cardiovascular*, a *deficiência cognitiva*, a

---

<sup>1</sup> Áustria, Bulgária, República Checa, Dinamarca, Estónia, Finlândia, França, Alemanha, Hungria, Irlanda, Itália, Letónia, Lituânia, Holanda, Noruega, Polónia, Roménia, Eslováquia, Eslovénia, Espanha, Suécia, Suíça, e Reino Unido.

*perturbação do sono, o tinnitus e ainda a incomodidade. A consideração deste último fator está subjacente na definição proposta pela OMS para o conceito de saúde: “um estado de completo bem-estar físico, mental e social, e não apenas a ausência de doenças”.*

No caso das *doenças cardiovasculares*, estudos epidemiológicos evidenciam uma associação do aumento da pressão arterial e da cardiopatia isquêmica com a exposição ao ruído rodoviário e ao ruído aeronáutico. Especificamente, o ruído rodoviário é apontado nesse relatório como um potenciador do aumento de risco de doença isquêmica cardíaca, incluindo o enfarte do miocárdio. A conjugação dos dois tipos de ruído é indicada como estando na origem do aumento da pressão arterial.

A avaliação e a quantificação da relação dose-efeito da exposição permite relacionar a probabilidade de ocorrência de risco de *doença cardiovascular* com o nível de ruído ambiente. De acordo com a contribuição dada por Wolfgang Babisch e Rokho Kim (WHO, World Health Organization. 2011), respectivamente, do Department of Environmental Hygiene da Division of Environment and Health Federal Environment Agency e do WHO European Center for Environment and Health do WHO Regional Office for Europe, esse risco é calculado com base no valor do nível equivalente de ruído para o período de maior exposição  $L_{(day,16h)}$  ( $L_{(day,12h)}+L_{(evening,4h)}$ ) encontrando-se estes níveis sonoros de longa duração definidos na atual diretiva comunitária (Diretiva 2002/49/CE. 2002). Para a quantificação desta probabilidade de risco, os valores dos indicadores de longa duração foram retirados diretamente dos mapas de ruído disponíveis em alguns dos estados membros da EU. Atualmente estes mapas apenas contêm informação dos indicadores  $L_{den}$  (nível que integra os períodos do dia, entardecer e noite) e  $L_{night,8h}$  (nível sonoro correspondente ao período noturno), também eles definidos na atual diretiva comunitária. Deste modo, para o caso do ruído rodoviário que é apontado como o que maior peso tem no caso da doença isquêmica cardíaca, o estudo considerou a seguinte aproximação (WHO, World Health Organization. 2011):

$$L_{den} \approx L_{day,16h} - 2 \cdot \ln\left(\frac{L_{day,16h} - L_{night,8h}}{22,4}\right) \quad Eq. 1.1$$

Os resultados obtidos a partir dos dados extraídos dos mapas de ruído, e da aproximação considerada, conduzem a um valor de carga de morbilidade ambiental igual a 61 000 anos. Este valor foi obtido considerando que 1,8% da população da Europa Ocidental (883 milhões de habitantes) está sujeita a doenças cardiovasculares que decorrem, diretamente, da exposição

ao ruído. Para esta população este valor de carga de morbidade ambiental corresponde a uma perda de 1,4 dias de vida, considerando uma esperança média de vida de 80 anos.

Relativamente à perturbação do sono, a correspondente relação dose-efeito da exposição é estimada pela percentagem de pessoas que referem um sono altamente perturbado. Também para este indicador são utilizados os valores de  $L_{night,8h}$  extraídos diretamente dos mapas de ruído. Para este fator de risco é estimado que, para a população de zonas urbanas com mais de 50 000 habitantes, a carga de morbidade devida ao ruído ambiente é de 903 000 anos. Este valor foi obtido para uma população total de 285 milhões de habitantes nos países da Europa Ocidental e não tem em consideração a população das áreas rurais, nem a população que se encontra exposta a níveis de ruído inferiores a 45 dB(A). Para um habitante dessas zonas urbanas, considerando uma esperança média de vida de cerca de 80 anos, esta morbidade corresponderá à perda de 1,2 dias da sua vida.

O ruído ambiente é frequentemente indicado como um fator de *incomodidade* que tem repercussão no bem-estar físico e mental das populações, pelo que o estudo também considerou a correspondente carga de morbidade ambiental. Relativamente ao ruído produzido pelo tráfego rodoviário, a relação dose-efeito da exposição é traduzida pela percentagem de pessoas altamente incomodadas. Esta percentagem é determinada com base nos valores do indicador de ruído  $L_{den}$ . Neste caso a carga de morbidade ambiental, associada, foi estimada em 587 000 anos, a que corresponde uma perda de 0,8 dias de vida perdida por habitante (para a esperança média de vida considerada – 80 anos). Este valor foi também ele obtido com base nos 285 milhões de habitantes nos países da Europa Ocidental, de zonas urbanas com mais de 50 000 habitantes, considerando, de forma conservadora, que metade dessa população está exposta níveis inferiores a 50 dB(A).

Os outros dois fatores indicados (*deficiência cognitiva e tinnitus*) não são estimados a partir de dados extraídos dos mapas de ruído, mas sim de estudos epidemiológicos realizados diretamente sobre as populações.

A carga de morbidade ambiental de 45 000 anos de vida perdida (0,04 dias de vida por habitante), associada à deficiência cognitiva, resulta de um estudo efetuado na Suécia sobre uma população jovem entre os 7 anos e os 19 anos (420 milhões de habitantes), extrapolada para os países da Europa Ocidental.

Relativamente ao *tinnitus* a carga de morbilidade ambiental é de 22 000 anos (0,02 dias de vida por habitante). Este valor foi obtido considerando uma população com idade superior a 15 anos, num total de 350 milhões de habitantes dos países da Europa Ocidental.

Considerando estes dados, o estudo efetuado pela OMS revela que a *perturbação do sono* e o *incómodo* representam mais de 98% do valor total da carga de morbilidade ambiental, associada ao ruído.

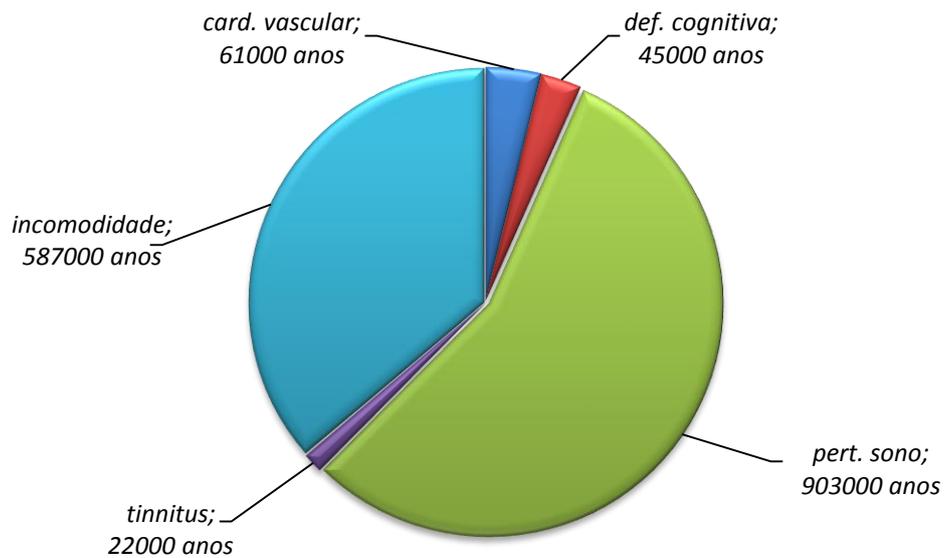


Fig. 1.1- Distribuição das cargas de morbilidade ambientais, devidas ao ruído ambiente

## 1.1 Enquadramento

No contexto das políticas desenvolvidas e praticadas no espaço europeu, para evitar, prevenir e reduzir os efeitos nocivos do ruído, foi publicada a atual diretiva comunitária (Directive 2002/49/EC). Esta considera naturalmente a incomodidade devida à exposição ao ruído ambiental, assim como a preservação da qualidade sonora dos espaços

A diretiva propõe a determinação faseada da exposição ao ruído das populações. Numa primeira fase (Junho de 2007), apenas foram consideradas aglomerações com mais de 250 000 habitantes e, numa segunda fase, deveriam ser consideradas as aglomerações com um número de habitantes superior a 100 000 (Junho de 2012). Esta determinação, a cargo de cada estado membro, deve ser efetuada com base em métodos de cálculo para a previsão dos níveis sonoros emitidos pelas fontes de ruído mais importantes (tráfego rodoviário, tráfego ferroviário, tráfego aéreo e atividades industriais). Os resultados obtidos pelos métodos previsionais devem ser combinados com sistemas de informação geográfica, permitindo a elaboração dos mapas estratégico de ruído para as aglomerações em estudo. Sempre que se verifique a inexistência de métodos nacionais, a referida legislação aponta para a utilização de métodos interinos, designadamente: o método de cálculo francês “NMPB-Routes-96” para a previsão do ruído de tráfego rodoviário; o método de cálculo holandês “Standaard-Rekenmethod II” para a previsão do ruído de tráfego ferroviário; o método descrito no documento 29 da Conferência Europeia de Aviação Civil, para a previsão do ruído emitido por aeronaves e o método descrito na norma ISO 9613-2 (ISO 9613-2, 1996), para a previsão do ruído industrial. Para as áreas do território em que os níveis sonoros, determinados pelos modelos previsionais, e convenientemente validados, excedam os valores máximos admissíveis estabelecidos por cada estado membro, para os períodos de referência estabelecidos (dia – entardecer - noite), devem ser elaborados e adotados planos de redução de ruído. Para determinar a exposição ao ruído das populações, esta diretiva propõe a adoção e adaptação de um indicador de ruído, o  $L_{den}$  (nível sonoro dia – entardecer - noite), que se baseia num descritor energético, o nível sonoro contínuo equivalente, ponderado A, e que tem em conta os diferentes períodos do dia, considerando ainda a aplicação de penalizações distintas para os períodos de entardecer e da noite, respetivamente, de 5 e 10 dB.

Em Portugal, nas últimas três décadas, foi publicada vária legislação sobre ruído ambiente [(DECRETO-LEI nº146/06), (DECRETO-LEI nº292/2000), e (DECRETO-LEI nº9/07)]. Este esforço

legislativo decorreu, não apenas das obrigações que cada estado membro tem devido à sua integração no espaço comunitário, mas também devido à crescente tomada de consciência relativamente à necessidade de implementar e definir políticas orientadoras em matéria de ruído ambiente. Estas publicações têm um princípio orientador comum que assenta na salvaguarda da saúde humana e no bem-estar das populações. Com o objetivo de prevenir e controlar a poluição sonora, a legislação confere às câmaras municipais a competência para estabelecer, nos respetivos Planos Municipais de Ordenamento do Território (PMOT), a classificação, a delimitação e a disciplina das zonas sensíveis e das zonas mistas (DECRETO-LEI nº9/07).

Decorre também das obrigações das câmaras municipais a necessidade de elaborar mapas de ruído para os indicadores de ruído  $L_{den}$  e  $L_{night}$ . Estes mapas devem ter em conta a informação acústica adequada, seja a que se obtém através de técnicas de modelação apropriadas [(DECRETO-LEI nº146/06), (APA. 2011)] ou por recolha de dados acústicos realizada de acordo com técnicas de medição normalizadas [(NP ISO 1996-1. 2011), (NP ISO 1996-2. 2011)].

Efetuada a delimitação e a classificação da área do seu território, é também exigido que os Municípios procedam à elaboração de Planos Municipais de Redução de Ruído (PMRR), para compatibilizar os níveis de ruído existentes com os níveis admitidos, tendo por base os limites definidos na legislação para as zonas classificadas. Para as situações em que os limites fixados na legislação são ultrapassados, são dadas indicações no sentido de a prioridade e o faseamento da implementação desses planos serem função da diferença existente entre os valores indicados nos mapas de ruído e os valores limite.

O grau de exigência e o custo da intervenção proposta nesses PMRR fica assim condicionado pela exatidão<sup>2</sup> dos mapas de ruído (Carvalho, A. e Rocha, C. 2008), onde a apresentação dos indicadores de ruído é feita por classes com uma amplitude de 5 dB (APA. 2011). A esta exatidão está também associada a incerteza dos resultados apresentados nesses mapas.

Num trabalho realizado a nível europeu (WG-AEN. 2006), é indicada a necessidade de se estabelecer um conjunto de práticas a adotar para a obtenção de dados a utilizar na produção de mapas estratégicos de ruído e, conseqüentemente, na obtenção de dados associados à exposição ao ruído. Na elaboração de mapas de ruído efetuados com base em modelos de cálculo e em cuja validação sejam utilizadas medições experimentais, a incerteza global

---

<sup>2</sup> Aproximação entre o resultado da medição e o valor verdadeiro da mensuranda (VIM. 2012).

resultante depende de uma série de fatores (fontes de incerteza) que, em conjunto, contribuem para seu valor final (Prieto, M. A. 2009). Considera-se também como fonte de incerteza adicional, a própria representação gráfica dos mapas e todas elas em conjunto terão a sua repercussão na exatidão dos mapas de ruído e conseqüentemente no cálculo da população exposta ao ruído (Shilton, et al. 2005), bem como nas repercussões técnicas e económicas decorrentes dos PMRR e das medidas mitigadoras que neles sejam consideradas.

As medições experimentais, para além de serem consideradas uma ferramenta auxiliar na validação dos mapas de ruído, são também utilizadas para a determinação dos indicadores de ruído  $L_{den}$  e  $L_{night}$  (Imagine Project(1). 2006) que, no contexto do presente quadro legal nacional (DECRETO-LEI nº9/07), são exigíveis para operações de licenciamento de atividades industriais ou mesmo aplicáveis à verificação dos níveis sonoros emitidos por infraestruturas de transporte, veículos e tráfegos.

## 1.2 Motivação para o trabalho

Ao longo de já mais de duas décadas o autor deste trabalho teve a possibilidade de acompanhar as evoluções transformadoras que ocorreram internamente nesta área, assim como as que ocorreram a nível externo.

Em termos de formação académica nacional assistiu-se a uma evolução na área da acústica, tendo-se verificado que os programas curriculares de base dos mais variados cursos, em diversas instituições do ensino superior, passaram a incluir, de forma mais estruturada, disciplinas na área da acústica com carácter obrigatório ou apenas opcional. Atualmente são abrangidas diversas áreas com principal destaque para: o ruído ambiente, a acústica nos edifícios, a acústica musical e o ruído laboral. Deste maior desenvolvimento tem, ao longo destes últimos anos, resultado um crescente número de trabalhos que são concluídos com teses de mestrado e de doutoramento.

No campo mais profissional, fruto da imposição que alguns diplomas legais têm colocado nesta área, registou-se, principalmente na última década, um aumento significativo do número de agentes envolvidos ao nível do projeto acústico, da instalação e construção de soluções de condicionamento, bem como na realização de medições acústicas. Estas últimas têm abrangido principalmente as áreas do ruído ambiente, a acústica dos edifícios, o ruído laboral, ou mesmo, certas áreas mais específicas ligadas à investigação e ao desenvolvimento de novos produtos.

No caso do ruído ambiente, o autor pôde, dado o seu envolvimento profissional e académico, compilar um conjunto de experiências pessoais e de conhecimentos que lhe têm permitido refletir sobre algumas dificuldades por ele experienciadas e que, de algum modo, lhe possibilitaram ter uma perceção mais abrangente sobre este tema. Paralelamente, pôde igualmente perceber, pelo contato que tem com outros técnicos, que muitas das dificuldades são sentidas de uma forma relativamente generalizada.

Deste modo, a principal motivação foi poder contribuir para o desenvolvimento desta área, no que se refere à influência da amostragem nas medições de ruído ambiente. A par do interesse por essa contribuição, acresce também a necessidade permanente de aumentar e sedimentar conhecimentos.

Motivado por estes interesses, gostaria o autor que os resultados obtidos neste seu trabalho possam vir a contribuir para uma real melhoria da qualidade metrológica dos indicadores de

ruído obtidos a partir da realização de campanhas de monitorização, nomeadamente através da consideração dos mesmos na regulamentação nacional e internacional existente sobre este tema.

### 1.3 Objetivos e etapas necessárias para a sua concretização

Com o desenvolvimento deste trabalho pretende-se obter uma metodologia que permita a quantificação da qualidade dos níveis sonoros, do ruído ambiente, obtidos em campanhas de monitorização, em função dos parâmetros de amostragem.

Pretende-se também que com a utilização desta metodologia seja possível avaliar a sua influência nos custos financeiros, quer do grau de precisão<sup>3</sup> requerido, quer das estratégias de amostragem seguidas. Para o efeito entendeu-se ser necessário seguir o conjunto de etapas abaixo indicadas:

- Aquisição de níveis sonoros, de parâmetros meteorológicos e de dados de tráfego, que permitam a caracterização do local de estudo e a constituição de uma base de dados;
- Identificação e caracterização dos perfis típicos de evolução temporal do nível sonora ao longo de um dado período alargado de tempo, para a zona alvo do estudo;
- Desenvolvimento de uma metodologia de reamostragem, cuja aplicação a medições de duração não muito longa, possibilite avaliar a influência dos parâmetros de amostragem (número, duração e frequência dos episódios de amostragem) na obtenção do grau de precisão das medições;
- Generalização de um modelo cuja aplicação a um sinal com um padrão de evolução temporal conhecido, permita determinar os parâmetros de amostragem de modo a obter o grau de precisão pretendido,
- Determinação da influência dos parâmetros de amostragem na incerteza dos níveis sonoros de longa duração;
- Integração do modelo num algoritmo expedito para o cálculo dos custos de realização dos ensaios, em função dos níveis requeridos de precisão.

---

<sup>3</sup> Grau de concordância entre indicações ou valores medidos, obtidos por medições repetidas, no mesmo objeto ou em objetos similares, sob condições especificadas (VIM. 2012).

## 1.4 Conteúdo

O resultado do trabalho desenvolvido e que é concluído com a redação desta tese é apresentado neste documento que se encontra dividido em sete capítulos, do conteúdo dos quais se faz uma breve descrição.

No primeiro capítulo efetua-se uma introdução geral ao tema e apresenta-se a motivação para a realização do estudo. Especificam-se os objetivos, sintetiza-se a metodologia de desenvolvimento utilizada, finalizando-se com a apresentação da estrutura expositiva da tese.

O segundo capítulo é dedicado à formulação e exposição de alguns conceitos ligados ao sistema sensorial da audição humana e à descrição de alguns descritores de medição acústica.

No terceiro capítulo é abordado o tema geral do cálculo de incertezas. É efetuada referência genérica a algumas metodologias e apresenta-se de forma mais detalhada a que assenta na lei da propagação das incertezas, dado vir a ser evocada e exemplificada a sua aplicação em capítulo posterior.

O quarto capítulo corresponde aquele em que é apresentada uma panorâmica sobre os vários trabalhos - estado da arte – relativos à incerteza e à representatividade das medições de ruído ambiente e que resultou da pesquisa bibliográfica efetuada. Como resultado da procura e identificação de trabalhos nesta área, e da sua perceção, é também neste capítulo que se clarifica e indica o foco principal do trabalho realizado.

No capítulo quinto é descrito o sistema de medição e monitorização de dados. Nas várias seções apresentam-se, sucessivamente, os sistemas de monitorização: dos níveis sonoros; dos dados ambientais; e ainda, do tráfego rodoviário.

O sexto capítulo contém a apresentação e a discussão dos resultados. Encontra-se dividido em várias seções onde: são apresentados os dados relativos à caracterização do local onde foram obtidos os dados relativos a este trabalho; se apresenta a metodologia de reamostragem (método de Bootstrap); são apresentados os resultados da aplicação da metodologia proposta que levou à obtenção do modelo matemático para o indicador de qualidade de uma amostragem; onde é analisada a influência dos parâmetros de amostragem na incerteza estimada para os níveis sonoros; e onde é ainda efetuada uma análise de custo financeiro em função de várias estratégias de amostragem consideradas, para um grau de precisão específico.

Por fim, no sétimo capítulo, são expostas as principais conclusões do trabalho realizado bem como as perspectivas de trabalho futuro.

## 2. Formulação teórica e conceitos

Neste capítulo são expostos alguns conceitos ligados ao sistema sensorial da audição humana e apresentados alguns descritores de medição acústica usados para as situações de análise de ruído ambiente.

### 2.1 O som e o ruído

Fisicamente podemos definir o som como uma perturbação que se propaga através de um meio elástico, gasoso, líquido ou sólido, resultante de uma alteração da pressão ou do deslocamento das moléculas desse meio, podendo esta ser detetada pelo sistema auditivo de uma pessoa ou por um instrumento de medição específico.

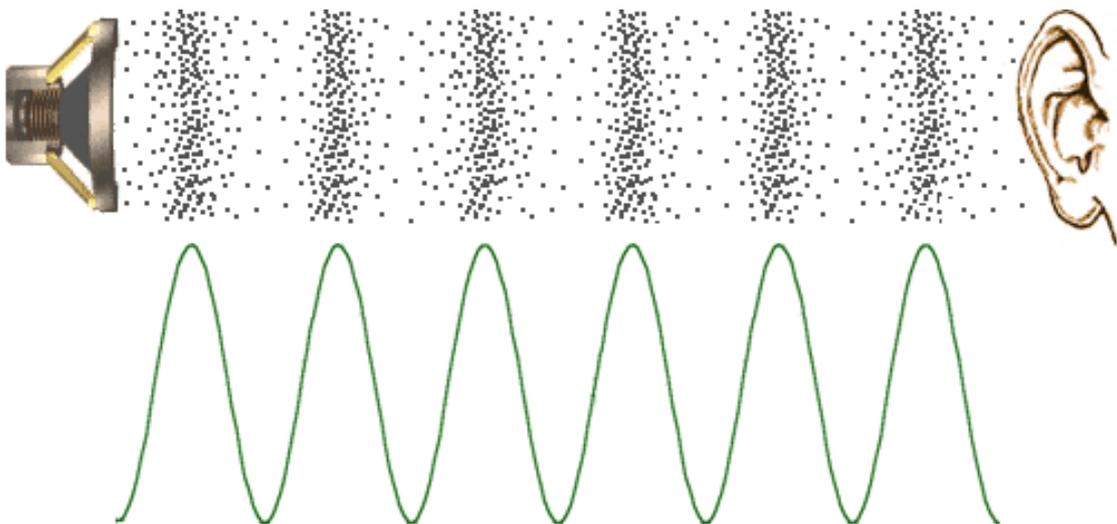


Fig. 2.1 - Onda sonora transmitida por via aérea [<http://www.mediacollege.com/audio/01/sound-waves.html>]

Para a compreensão da geração e da propagação de uma onda sonora recorre-se, de forma simplificada, à descrição e à explicação da imagem apresentada na Fig. 2.1. O altifalante representado possui uma bobine formada por várias espiras de fio elétrico, encontrando-se imersa num campo magnético fixo. Esta bobine é solidária com uma membrana, de formato normalmente cónico, e, ao ser percorrida por uma corrente elétrica alternada, faz com que a membrana do altifalante se desloque em torno do seu ponto de equilíbrio (situação que ocorre quando a corrente é nula). A amplitude e o sentido de circulação da corrente elétrica determinam, respetivamente, a magnitude e o sentido do deslocamento da membrana, a qual

ao vibrar arrasta consigo as moléculas de ar na sua vizinhança. Este movimento produz uma sequência de zonas de compressão e de rarefação das moléculas de ar, perturbando o seu estado de equilíbrio (o valor da pressão atmosférica).

Através da continuidade física da matéria (para o caso considerado, o ar), o estado de oscilação das moléculas vai-se comunicando a outras moléculas vizinhas, originando assim novas regiões de compressão e de rarefação das moléculas do ar adjacentes, ocorrendo a designada propagação sonora. As alterações introduzidas no valor médio da pressão do meio de propagação, a pressão atmosférica, podem então ser detetadas diretamente pelo percipiente ou através de um instrumento específico. As ondas sonoras, à medida que se vão afastando da fonte original, vão-se dissipando gradualmente. A intensidade do som vai diminuindo, acabando por desaparecer, até à última onda sonora não possuir energia suficiente para perturbar as moléculas de ar em seu redor. Nesta perspetiva, o som é simplesmente a sensação que é produzida pelo ouvido quando este é estimulado por esta pressão oscilante.

Encontram-se várias definições para a palavra ruído, sendo todavia um som, esta acarreta sempre uma conotação subjetiva de algo que perturba e incomoda o auditor, não possuindo conteúdo informativo (Patrício. J. 2003), ou, por exemplo, esta outra definição " *noise is audible sound that cause disturbance, impairment or health damaged*" (EEA. 2010)

## 2.2 Sistema sensorial da audição humana – descrição e funcionamento

O ouvido é o órgão responsável pela audição do ser humano sendo constituído por três partes: o ouvido externo, o ouvido médio e o ouvido interno.

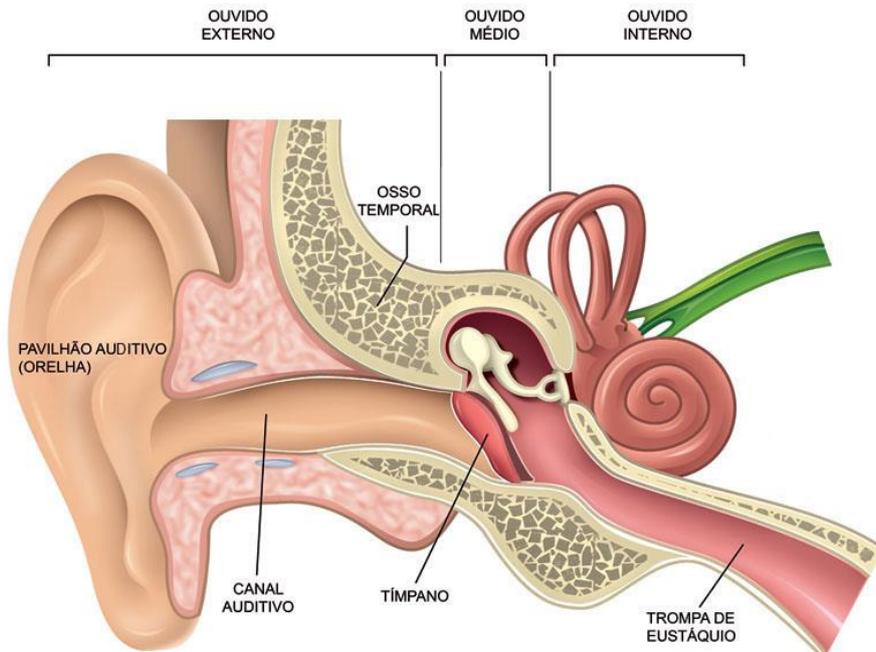


Fig. 2.2 – Representação ilustrativa da composição do aparelho auditivo humano. [Adaptado de <http://canaldoouvido.blogspot.pt/2011/03/zumbido-pode-ser-gerado-no-ouvido.html>]

O ouvido externo é constituído pelo pavilhão auditivo (ou auricular), canal auditivo externo e tímpano.

O pavilhão auditivo externo tem a função de recolher o som e direcioná-lo para o canal auditivo externo. A sua forma, em concha, permite um melhor acoplamento das ondas sonoras ao canal auditivo externo, facilitando também na identificação da direção de proveniência dos sons e na sua consequente localização (Moore, J. 2006). A pressão sonora captada e enviada para o canal auditivo externo poderá não corresponder à pressão sonora do campo no qual está imerso o percipiente humano, devendo-se este fato, sobretudo, aos ombros e à cabeça, que tal como qualquer corpo de dimensões significativas, influenciam o campo sonoro. A influência desses dois elementos (os ombros e a cabeça) deve-se aos efeitos de sombreamento e de reflexão, tendo maior relevância para frequências abaixo de 1500 Hz (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007).

O canal auditivo externo tem uma forte influência na frequência de resposta do ouvido humano. Encontra-se revestido por pele, contém pelos e possui glândulas produtoras de cerúmen. Este

conjunto impede que partículas estranhas, que entrem pelo canal, possam chegar à parte mais profunda, onde se poderiam acumular e chegar mesmo a danificar o tímpano. É constituído basicamente por um tubo com, aproximadamente, 0,7 cm de diâmetro e relativamente ao seu comprimento encontram-se referências a dimensões entre 2 e 2,7 cm de comprimento [(Fastl, H. e Zwicker, E. 2007), (Beranek, L. 1996)]. Esta última característica dimensional corresponde fisicamente a um tubo cujo comprimento é igual a um quarto de onda para frequências próximas de 4000Hz (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007). Em consequência desta ressonância resulta um acréscimo de 10 dB no nível de pressão sonora na membrana do tímpano (Silva, P., 1989 (a)), sendo assim o canal auditivo externo responsável pelo acréscimo de sensibilidade da audição humana nesta região do espectro de frequências. Esta grande sensibilidade é igualmente responsável pela alta suscetibilidade a danos no sistema sensorial auditivo, que ocorre nas frequências em torno de 4000 Hz (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007).

No final do canal auditivo externo, e funcionando como elemento de fronteira entre o ouvido externo e o ouvido médio, situa-se a membrana do tímpano. Esta fica sujeita às vibrações induzidas pela pressão das ondas sonoras e vibra de acordo com as suas frequências. As sucessivas compressões e rarefações do ar que chegam ao tímpano resultam numa alteração da pressão entre o ouvido externo e o ouvido médio. Do lado externo, o tímpano encontra-se exposto, através do canal auditivo, à pressão atmosférica; do lado interno, o tímpano encontra-se igualmente exposto à mesma pressão. A equalização das pressões é assegurada pela trompa de Eustáquio que assim compensa as variações de pressão atmosféricas exteriores.

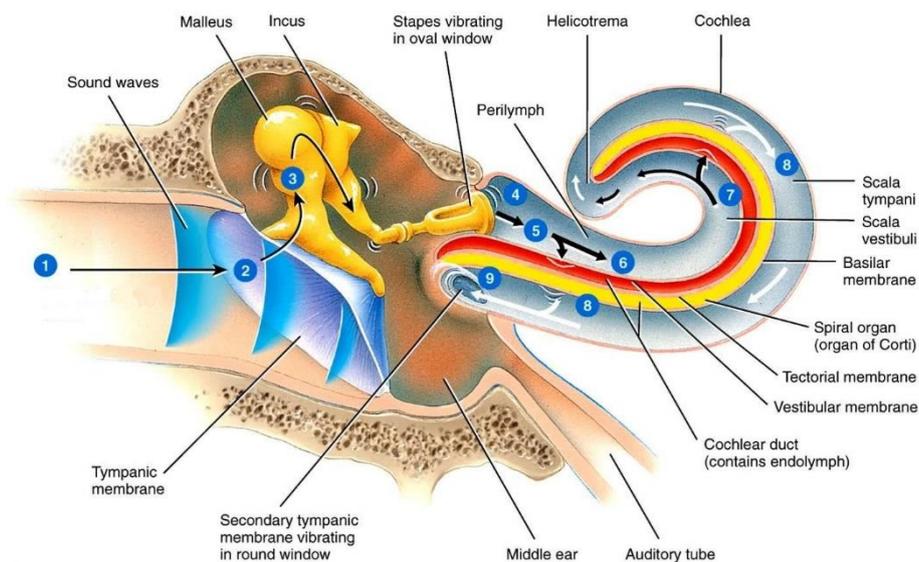


Figure 17.22 Tortora - PAP 12/e  
Copyright © John Wiley and Sons, Inc. All rights reserved.

Fig. 2.3- Desenho exemplificativo do sistema ossicular do ouvido humano. [Adaptado de <http://www.studyblue.com/notes/n/neuroanatomy-lecture-13/deck/4427248>]

Dentro do ouvido médio, as vibrações são transmitidas através de um sistema ossicular constituído por três pequenos ossos o martelo (*malleus*), a bigorna (*incus*) e o estribo (*stapes*), até à cóclea (*cochlea*). Este conjunto atua como um transformador de impedância para a energia que se propaga do ar exterior ao líquido no interior da cóclea, garantindo assim a máxima transferência de energia entre os dois fluidos. Deste modo, é minimizada a perda associada à reflexão de energia resultante da desadaptação de impedância que ocorreria naturalmente devido às diferentes impedâncias características dos dois meios de propagação. Da diferença de tamanhos entre os braços das alavancas compostas pelo martelo e a bigorna, que agem como alavancas fixas, resulta uma razão de alavanca entre 1,3 a 2 vezes, o que permite amplificar a força aplicada no tímpano e por sua vez transmitida ao estribo. Por outro lado, a área da platina do estribo é mais pequena do que a do tímpano (numa razão aproximada de 1:14 a 1:15), pelo que, de acordo com a lei de Pascal, a força aplicada por aquele elemento na área da janela oval da cóclea, é superior. Da ação conjunta destes dois mecanismos resulta uma adaptação quase perfeita entre as impedâncias destes dois meios. Esta adaptação ocorre com maior eficiência nas frequências em torno de 1000 Hz (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007), verificando-se nalguns casos um acréscimo de pressão próxima de 18,2 e 30 vezes. Deste acréscimo de pressão resulta uma força superior àquela que seria sentida se a onda sonora atingisse diretamente a janela oval, sendo esta força suficiente para iniciar o movimento do fluido coclear.

O ouvido interno é formado pela cóclea que tem a forma de um caracol<sup>4</sup> com um comprimento total aproximado de 3,5 cm e está embutido no osso temporal, extremamente rígido. A cóclea é composta por três canais paralelos que vão desde a base, onde se situa a janela oval e a janela redonda, até ao ápice (*helicotrema*) (cf. Fig.2.3). O canal que liga à janela oval denomina-se de canal vestibular (*scala vestibulli*), e ao que liga à janela redonda dá-se o nome de canal do tímpano (*scala tympani*). Estes dois canais são preenchidos por um fluido rico em sódio (*perilymph*), de composição idêntica a outros fluidos corporais. O terceiro canal, o canal coclear (*cochlear duct*), está preenchido por um fluido rico em potássio (*endolymph*).

---

<sup>4</sup> Não é atribuído nenhum significado funcional relevante a esta forma em caracol, exceto o de permitir ocupar menos espaço na estrutura onde se encontra inserido (Moore, J. 2006).

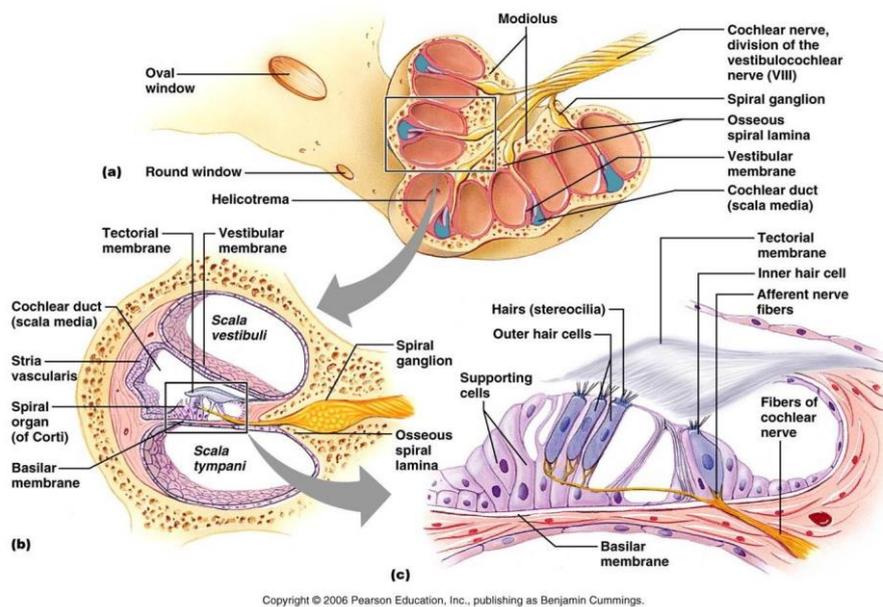


Fig. 2.4- Representação em corte da cóclea (a); dos canais vestibular, coclear e do tímpano (b); do órgão de Corti (c). [Adaptado de <http://classconnection.s3.amazonaws.com/184/flashcards/1904184/jpg/71352567616271-thumb400.jpg>]

O canal vestibular encontra-se separado do canal coclear (*scala média*) pela membrana vestibular (*vestibular membrane*) extremamente fina e leve, também denominada por membrana de Reissner. Por seu lado, o canal coclear está separado do canal do tímpano através da membrana basilar (*basilar membrane*), a qual suporta o órgão de Corti (*spiral organ*) que contém as células sensoriais da audição, as células ciliadas (*hair cells*).

As vibrações transmitidas à janela oval são transmitidas através de uma onda de pressão à membrana basilar que contém o órgão de Corti e onde se situam as células ciliadas. A excitação destas células e as trocas iónicas que ocorrem nas suas membranas celulares estão na origem dos potenciais eléctricos que são conduzidos pelas fibras nervosas, que constituem o nervo coclear, ao sistema nervoso central. O deslocamento do fluido (*perilymph*), que é provocado pela excitação do estribo sobre a janela oval, é compensado (equalizado) através da membrana basilar na janela redonda que encerra a base do canal do tímpano e ocorre ao longo de todo o comprimento da ligação entre o canal vestibular e o canal do tímpano. Esta excitação dá origem a uma onda de deslocamento na membrana basilar que se desloca desde a base até ao ápice. Os deslocamentos da membrana relacionam-se com a frequência de excitação. Por exemplo, os sons de alta frequência produzem os maiores deslocamentos junto à sua base (cf. Ponto 5 da Fig.2.3), observando-se menores deslocamentos na restante membrana. Ao contrário, os sons de baixa frequência produzem os maiores deslocamentos nas zonas mais afastadas da base, ou seja, nas regiões próximas do ápice (cf. Ponto 7 da Fig.2.3). A resposta desta membrana está

relacionada com as suas características mecânicas, as quais variam consideravelmente. Junto à base, ela é estreita e rígida e junto ao ápice é mais larga e menos rígida, resultando por isso que o pico da vibração ocorre em posições que dependem da frequência do estímulo exterior (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007).

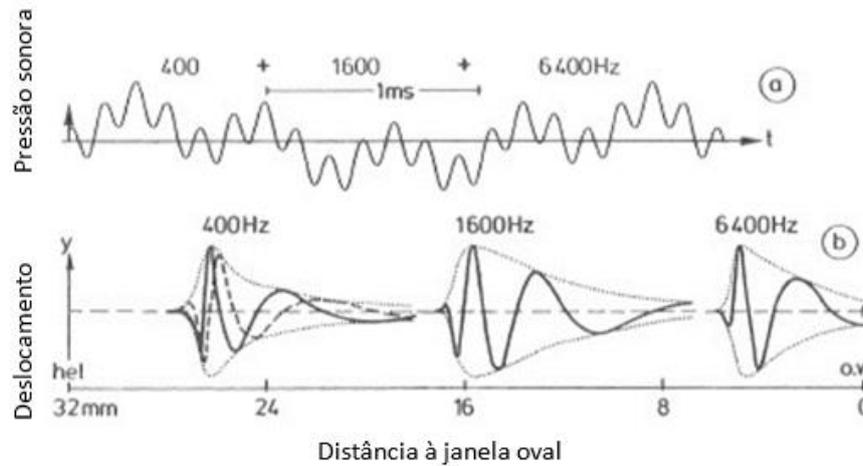


Fig. 2.5 – Esquema da transformação em frequência ao longo da membrana basilar. (a) Representação temporal de três tons simultâneos de diferentes frequências que originam ondas de deslocamento (b), que atingem os seus deslocamentos máximos em locais distintos sobre a membrana [Adaptado de (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007)].

Para além do funcionamento coclear anteriormente descrito, existem ainda evidências de que mecânica coclear resulta de processos biológicos ativos. Experiências demonstram que ao aplicar pequenos cliq's no ouvido é possível detetar “ecos” de retorno. Alguns deles são atribuídos às reflexões que ocorrem no ouvido médio, mas outros, que chegam com atrasos temporais entre 5 a 60 ms, são atribuídos à atividade da cóclea. Este fenómeno é designado por emissão otoacústica. A resposta da cóclea a estes estímulos é mais predominante no intervalo de frequências entre 500 e 2500 Hz, admitindo-se que este fato esteja associado à maior eficiência que o ouvido médio tem nesta gama de frequências. Este é um processo que resulta da atividade biológica, e fisiologicamente muito vulnerável, pensando-se que seja responsável pela sensibilidade e pela sintonia fina da membrana basilar (Moore, J. 2006).

## 2.3 Caraterísticas da audição humana

Na secção anterior foi descrita a composição do ouvido humano, bem como igualmente descritos os mecanismos que se entenderam mais relevantes para a compreensão do processo da audição humana. Pretende-se agora mostrar, ainda que de forma resumida, a capacidade que a audição humana tem para detetar um som, na ausência total de outros sons, e ainda mostrar a dependência da sua sensibilidade com a frequência dos estímulos sonoros.

A determinação do limiar de audição é normalmente efetuada na ausência total de outras fontes sonoras. Um dos métodos usado para efetuar a deteção desse limiar baseia-se na medição da pressão sonora existente na entrada o canal auditivo, ou mesmo no seu interior, para o que se utiliza um microfone de pequenas dimensões. Neste caso o limiar de audição é denominado de pressão mínima audível, que na literatura anglo saxónica é representado pela sigla MAP – *minimum audible pressure*. Outro método, também utilizado, baseia-se em medições efetuadas no interior de câmaras anecóicas (salas cujos tetos, paredes, e pavimentos têm elevada capacidade de absorção sonora). Estas medições são efetuadas após o percipiente ser retirado do campo sonoro e o microfone ser colocado no local anteriormente ocupado pelo centro da cabeça do percipiente. No caso desta segunda metodologia o nome dado ao limiar, assim determinado, é o campo mínimo audível, sendo representado pela sigla MAF que deriva da designação anglo saxónica - *minimum audible field*. Em qualquer dos testes acima descritos os estímulos provêm de sons sinusoidais mono-tonais, com uma duração nunca inferior a 200 ms [(Fastl, H. e Zwicker, E. 2007), (Moore, J. 2006)].

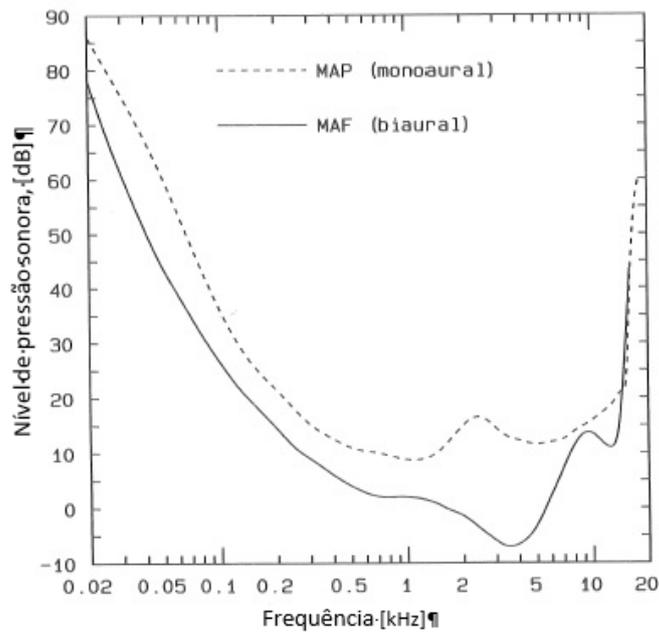


Fig. 2.6 – Mínimo nível sonoro audível desenhado em função da frequência. A linha sólida representa o campo mínimo audível (MAF), para um recetor biaural. A linha tracejada corresponde à pressão mínima audível (MAP), para um recetor monoaural [Adaptado de (Moore, J. 2006)].

Pela representação efetuada na Fig. 2.6 percebe-se que existe uma diferença apreciável entre as duas curvas, evidenciando-se assim a influência que a cabeça, o pavilhão auricular e o canal auditivo têm na captação do campo sonoro. É ainda evidente a forte dependência do limiar de audição, com a frequência. No caso de uma audição biaural verifica-se que a maior sensibilidade ocorre na região do espectro entre os 3 e os 4 kHz.

Estudos levados a cabo por Fletcher e Munson, referenciados por (Silva, P. 1975), permitiram estabelecer um conjunto de curvas representando os níveis de pressão sonora de sons puros, que para diversas frequências se consideram, para um auditor normal, como correspondentes a níveis de igual intensidade audível. Estas curvas representam assim o nível de intensidade audível de um estímulo sonoro sinusoidal, expresso na unidade “fone”, numericamente igual ao nível de pressão sonora, expresso em dB, de um som com a frequência de 1000 Hz que, ao propagar-se livremente num regime de onda plana e atingindo um auditor biaural, lhe provoca a mesma sensação de audição.

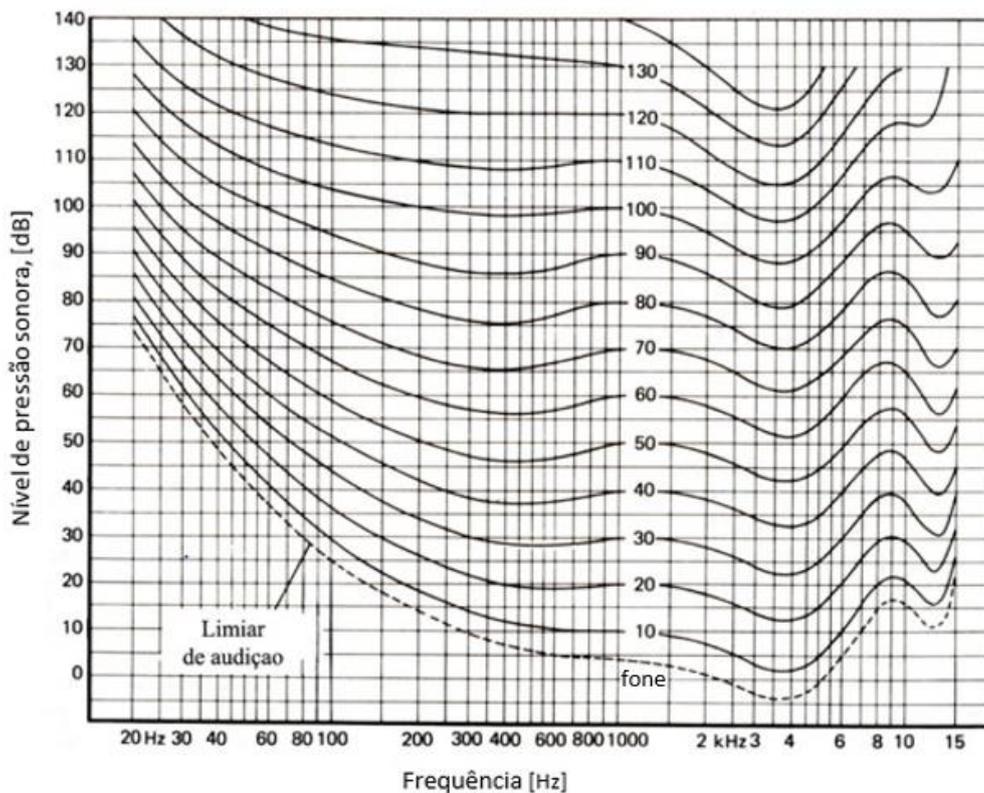


Fig. 2.7 - Curvas isofônicas para o nível de intensidade audível igual, expressas em fone [Adaptado de (Hassal, J.R. e Zaveri, K., 1988)].

Da observação da figura anterior (cf. Fig. 2.7) resulta que a percepção da sensibilidade da audição humana não é constante para sons cujas frequências se situam, dentro do espectro audível, entre 20 e 20000 Hz. Por esse motivo, os equipamentos de medida de nível sonoro (sonómetros) estão equipados com filtros com curvas de resposta em frequência do tipo das que se mostram na Fig. 2.8, as quais se destinam a corrigir aditivamente os valores base medidos em  $dB$ . A curva de correção, ou atenuação,  $A_t[ dB ]$ , mais frequentemente utilizada é a curva  $A$ , por se admitir que é a que melhor emula a sensibilidade humana. Os valores de nível de pressão sonora,  $L_p$ , após serem corrigidos, são expressos em  $dB(A)$ , isto é:

$$L_p [dB(A)] = L_p [dB] + A_t(A) [dB] \quad \text{Eq. 2.1}$$

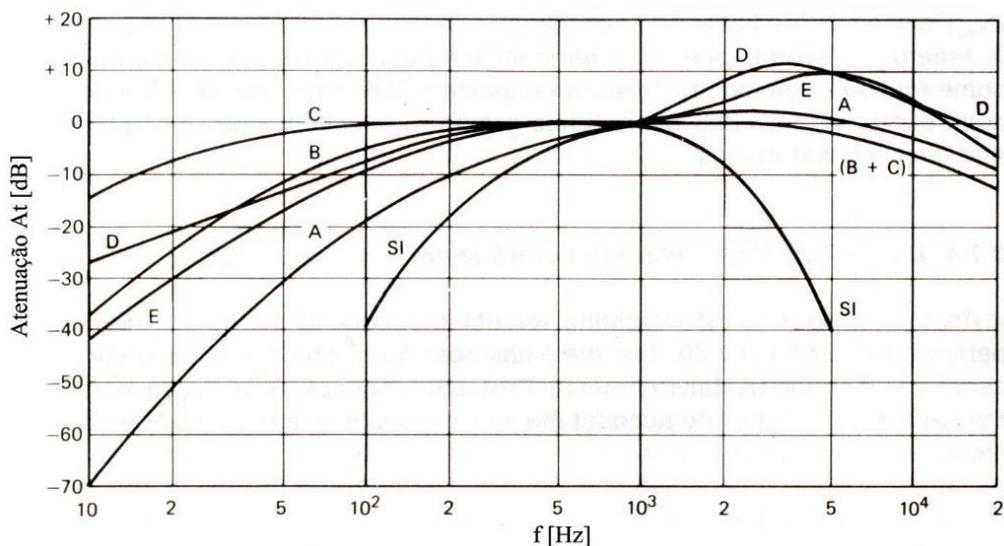


Fig. 2.8 - Curvas de atenuação utilizadas para corrigir aditivamente a medida de  $L_p$  [dB], para ter em conta sensibilidade espectral não uniforme do ouvido humano [Adaptado de (Hassal, J.R. e Zaveri, K., 1988)].

A inclusão destas curvas de ponderação é justificada pelo interesse que se tem em conferir aos equipamentos respostas a estímulo sonoros que sejam diretamente correlacionáveis com a percepção sensorial do ouvido humano. No entanto, não se pode deixar de enfatizar que se trata de um modelo de engenharia e, por isso, deve-se ter em particular atenção o âmbito da sua aplicação. Por exemplo, a curva A corresponde, sensivelmente, ao inverso da curva de 40 fones, ou seja uma curva de nível de baixa intensidade auditiva, cujos níveis e frequências se situam na região dos sons audíveis da fala e da conversação a que, quotidianamente, o homem se encontra exposto. Noutros contextos, por exemplo o laboral, utiliza-se também a curva C, cuja aplicação tem naturalmente em conta a sujeição dos indivíduos a níveis sonoros elevados, pelo que se adota então um modelo mais ajustado a níveis de maior intensidade auditiva (100 fones).

Embora a coincidência da curva A com a isófona de 40 fones não seja perfeita, a sua inclusão permite, regra geral, obter uma correlação significativa entre o nível sonoro e o nível de intensidade audível. A pretensão de incorporar esta característica da resposta sensorial humana que, à partida se consideraria impossível, tem sido bem conseguida. Na realidade, tem-se constatado ser possível obter boa correlação com resultados de formas de avaliação subjetiva do ruído. Deduzindo-se, assim, que não exista outro processo de quantificação que se afigure significativamente melhor do que aquele que se baseia no indicador de nível sonoro ponderado A (Silva, P., 1978). A utilização desta ponderação continua a ser largamente utilizada na legislação relativa a ruído ambiente, e noutras, e sempre que o auditor humano está envolvido.

A percepção humana dos sons assim como a sua sensibilidade depende de variados fatores. Ocorre por exemplo, que a sujeição simultânea do ouvido a mais do que um estímulo sonoro, pode produzir a sua dessensibilização, ou seja reduzir a capacidade de audição para os sons mascarados. Este fenómeno denomina-se mascaramento, consistindo na elevação do limiar de audição para um dado som, quando escutado simultaneamente com o som mascarador. Este efeito ocorre na vizinhança das frequências do som mascarador, acentuando-se na gama de frequências superiores à deste som (Moore, J. 2006).

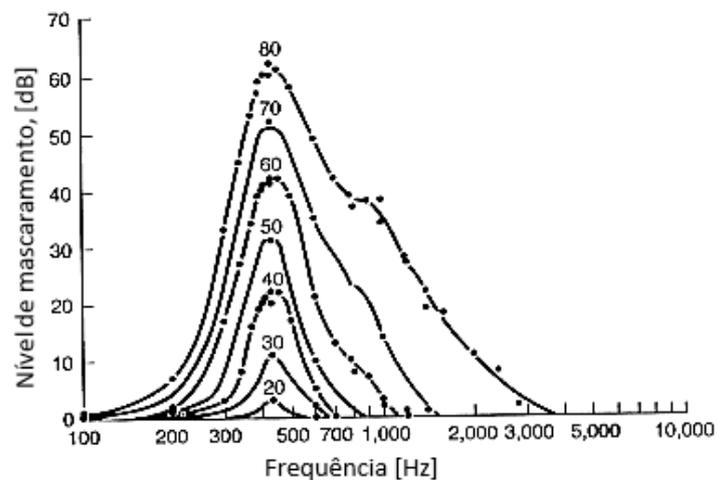


Fig. 2.9 – Curvas de mascaramento para um som de banda estreita centrado na frequência de 410Hz. Cada curva mostra a elevação do limiar de audição, de um sinal correspondente a um tom puro, em função da frequência [Adaptado de (Moore, J. 2006)].

O limiar de audição aumenta com a largura de banda do som mascarador, até ao ponto a partir do qual o limiar se torna constante e, por isso, independente da largura de banda daquele som, ficando assim definido o conceito de banda crítica (Lopez-Poveda, E. A. 2009).

Para as baixas frequências a largura destas bandas (críticas) é de 100 Hz, enquanto que para as frequências acima de 500 Hz a sua largura corresponde a 20% da frequência central, registando-se deste modo um aumento da largura de banda proporcional à frequência (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007).

## 2.4 Parâmetros de caracterização dos estímulos sonoros/ruído

Embora o ruído possa ter várias definições, o que mais sobressai é o facto de este ser muitas vezes associado ao incómodo, à reação das populações que a ele se encontram expostas e à questão do trauma auditivo. Pelo facto de ser um sinal flutuante no tempo são necessários vários parâmetros para descrever a sua energia, o seu conteúdo em frequência e a sua história temporal.

As pequenas flutuações de pressão, que nós entendemos como ondas sonoras, são sobrepostas a uma pressão atmosférica relativamente estável e de magnitude muito superior (valor médio da pressão atmosférica = 101,352 kPa) às amplitudes das flutuações. Dada a sua estrutura o ouvido não é sensível a esta pressão constante, apenas o é em relação às flutuações. Estes fenómenos acústicos de interesse ocorrem num intervalo de frequências compreendido entre 20 Hz e 16000 Hz, e com flutuações de amplitude muito reduzida (quando comparada com o valor da pressão atmosférica de referência). A amplitude mínima detetável é da ordem de 20  $\mu Pa$  (relativa a um tom puro de frequência 1000 Hz) e o intervalo de medição estende-se até um valor máximo de 200  $Pa$ .

Para a caracterização dos fenómenos acústicos, para além dos parâmetros acústicos que serão descritos na seção seguinte, são igualmente utilizados parâmetros psicoacústicos. A estes últimos, porque se entendeu não estarem diretamente relacionados com o objetivo deste trabalho, não foi dedicado um destaque, ou descrição, relevante. Apesar disso enumeram-se alguns descritores, como, por exemplo (Fastl, H. e Zwicker, E. 2007):

- o *pitch* (caraterística da sensação sonora que permite ordenar os sons numa escala que vai dos tons graves aos agudos (Acustica, Sociedad Espanõla. 2012);
- o *loudness* (atributo de uma sensação auditiva que permite ordenar os sons numa escala que se estende desde o mais fraco ao mais forte (Acustica, Sociedad Espanõla. 2012);
- o *sharpeness* (para o conteúdo espectral de um som, dá uma indicação do equilíbrio entre as frequências mais elevadas e as mais baixas);
- o *fluctuation strength* (avalia a sensação auditiva com base nas variações de amplitude e/ou de frequência de um sinal dito portador, em função de um sinal modulador. Depende da frequência do sinal modulador e profundidade de modulação, da frequência central e do desvio em frequência resultante, respetivamente, para uma modulação em amplitude e uma modulação em frequência);

- o *roughness* (sensação de intensidade de audição em função da variação da profundidade de modulação e da frequência do sinal modulador);

#### 2.4.1 Pressão sonora e nível da pressão sonora

Quando uma fonte sonora liberta energia para o espaço circundante, num determinado ponto, a pressão ( $p$ ) corresponde à diferença entre a pressão instantânea medida e a pressão atmosférica, no local. Tratando-se de uma pressão a sua unidade é o Pascal ( $Pa$ ), a pressão sonora pode ser expressa pelo seu valor eficaz ( $p_{rms}$  - raiz quadrada do valor médio quadrático), durante um intervalo de tempo ( $T$ ), sendo obtido pela Eq. 2.2

$$p_{rms} = \left( \frac{1}{T} \int p^2 \cdot dt \right)^{\frac{1}{2}} [Pa] \quad Eq. 2.2$$

A ampla gama de ordens de grandeza contidas no intervalo de interesse da pressão torna pouco prática a utilização de uma escala acústica linear, graduada em Pascal ( $Pa$ ). Em contrapartida, uma escala logarítmica, graduada em dB, tal como é definida pela Eq. 2.3, permite representar todo o intervalo de audição entre 0 e cerca de 140 dB, tornando-se, assim, de mais fácil utilização. Concretamente, o nível de pressão sonora,  $L_p$ , expresso em dB, é definido por

$$L_p = 10 \cdot \log_{10} \left( \frac{p_{rms}}{p_{ref}} \right)^2 [dB] \quad Eq. 2.3$$

onde  $p_{rms}$  e  $p_{ref}$  são, respetivamente, o valor eficaz da pressão sonora do som em causa e do limiar de audição, valor mínimo detetado pelo ouvido humano, ou convencionalmente,  $20 \mu Pa$  ( $2 \times 10^{-5} N/m^2$ ).

#### 2.4.2 Nível sonoro contínuo equivalente

Sempre que se torna necessário caracterizar o efeito do som num determinado período temporal, o indicador que se afigura mais adequado é o nível sonoro contínuo equivalente,  $L_{eq}$ . Este representa o valor que, mantido constante ao longo do intervalo de tempo considerado, aportaria a um percipiente o mesmo valor de energia que o sinal real, sendo este variável ao longo desse mesmo intervalo, e que pode ser descrito pela Eq. 2.4

$$L_{eq} = 10 \cdot \log \left( \frac{1}{T} \int 10^{\frac{L_p}{10}} dt \right) \quad Eq. 2.4$$

Este descritor, embora na realidade represente a integração de uma variável contínua, pode também ser obtido a partir de uma série discreta de valores de nível de pressão sonora. Neste caso poderá ser obtido pela Eq. 2.5, e foi com base nela que se efetuaram os cálculos dos níveis sonoros contínuos equivalentes a partir dos valores contidos nas séries temporais adquiridas e armazenadas pelo sistema de aquisição automática desenvolvido para este trabalho.

$$L_{eq} = 10 \cdot \log \frac{1}{n} \left( \sum_{i=1}^n 10^{\frac{L_{p,i}}{10}} \right) \quad \text{Eq. 2.5}$$

### 2.4.3 Conteúdo espectral e evolução temporal de um som

Os descritores apresentados não são suficientes para definir totalmente as características de um som. Tal como foi referido no início desta secção, é necessária também informação sobre o conteúdo espectral e a evolução temporal do som em análise. Por exemplo, os sons de dois motores, um a gasolina e outro a gasóleo, a trabalharem num mesmo local, podem ser muito semelhantes no que se refere ao seu nível de pressão sonora e respetivo nível equivalente de ruído, no entanto mesmo uma pessoa desconhecadora de questões mecânica facilmente os identifica, distinguindo os dois sons.

A determinação do conteúdo espectral, ou seja, a análise em frequência, é efetuada com base na execução de algoritmos de cálculo numérico, que atualmente são muito facilitados pelos cada vez mais poderosos processadores numéricos que integram qualquer computador, assim como os analisadores de som disponíveis no mercado. A técnica consiste basicamente em decompor um sinal, mais ou menos complexo, numa série de componentes. A base matemática da análise em frequência, assenta na função Transformada de Fourier, podendo esta assumir diferentes formas dependendo do tipo do sinal em análise. Esta metodologia assume que o sinal é composto por um somatório (por hipótese, infinito) de componentes (co-)sinusoidais, de várias frequências, em que cada uma tem uma determinada amplitude e fase inicial (Randal, R.B. e Tech, B., 1987).

Para a análise das grandezas correntemente utilizadas em Acústica a descrição de um som, no domínio da frequência, é efetuada recorrendo a filtros de largura variável, sendo esta proporcional à frequência central do filtro. As descrições para as frequências compreendida entre 20 Hz e 20kHz, normalmente utilizadas, são as descrições em oitava, onde as frequências

se encontram espaçadas por uma razão de 2, e as descrições em bandas de  $\frac{1}{3}$  de oitava entre as quais a razão encontrada é de  $\sqrt[3]{2}$ .

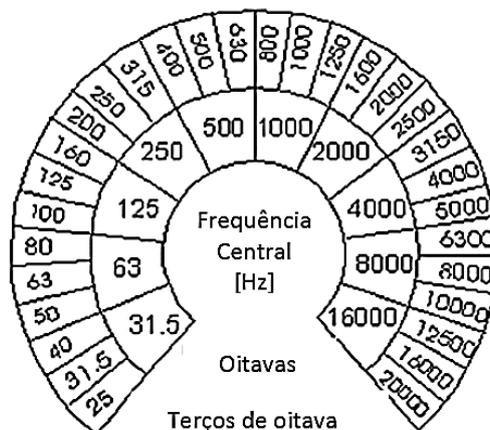


Fig. 2.10 – Intervalo de frequências e posicionamento relativo das bandas de oitava e terços de oitava.

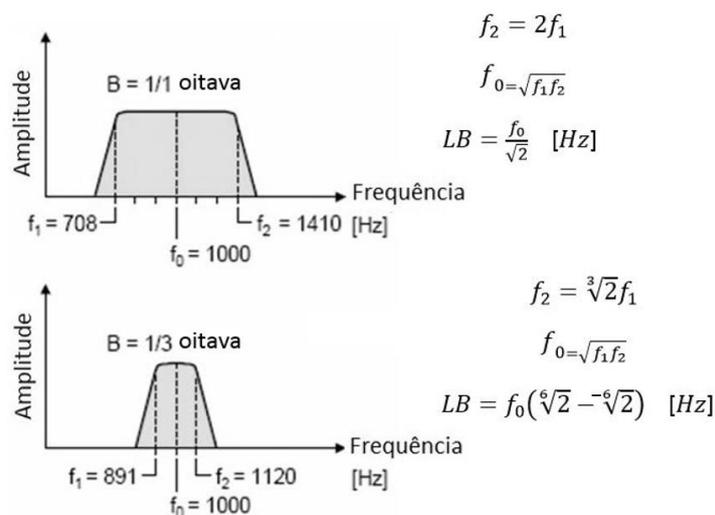


Fig. 2.11 – Comparação entre a largura de banda ( $LB$ ) para filtros de oitava e filtros de banda de oitava. Relação entre as frequências limite de banda ( $f_1, f_2$ ) e a frequência central ( $f_0$ ) para cada filtro.

Para além do conhecimento da amplitude global do som, da sua composição frequencial, e respetivas amplitudes, é também importante a forma de evolução temporal dos níveis sonoros, em particular saber se o som tem um padrão de ocorrências bem marcado e definido no tempo, como é o caso por exemplo do ruído impulsivo.

## 2.5 Ruído Ambiente - Indicadores de ruído de longa duração

Com base nos níveis sonoros contínuos equivalentes medidos (ou previstos) podem ser obtidos indicadores de ruído. Nomeadamente, o indicador de ruído de longa duração,  $L_{den}$ , proposto pela diretiva comunitária (Directive 2002/49/EC) aos estados membros da União Europeia (UE), é determinado através da ponderação temporal de níveis sonoros de longa duração, para um período cuja duração considerada corresponde a um ano. Este indicador tem por base as 24 horas do dia e ainda a duração de cada um dos três períodos de referência diários, o diurno, o entardecer e o noturno. Este indicador reflete assim o valor diário médio, anual, de exposição das populações à energia associada os campos sonoros num determinado espaço do território.

Esta diretiva possibilita que cada estado membro fixe a duração de cada um dos três períodos considerados. Esta circunstância resulta do reconhecimento das especificidades características e das diferenças inerentes a cada um dos estados membros. Na realidade o nível sonoro do ruído ambiente no exterior, estando intimamente ligado à atividade humana, tem diferentes dinâmicas conforme a localização geográfica e a especialização do tecido produtivo das diferentes regiões da Europa. Isto é ainda compreensível pois as características sociais, culturais e climáticas propiciam essa diferenciação, pelo que se considera adequado ajustar a duração dos respetivos períodos de referência. Por exemplo, em Portugal foi assumido que para o cálculo do indicador de longa duração, ponderado no tempo, fossem consideradas 13 h para o período diurno (7:00-20:00) e apenas 3h para o período entardecer (20:00-23:00). Na versão base da diretiva (Directive 2002/49/EC) a duração destes períodos é, respetivamente, de 12h e 4h. A duração do período noturno (23:00-7:00) ficou inalterada, resultando então a adoção da expressão correspondente,

$$L_{den} = 10 \cdot \log \left[ \frac{1}{24} \cdot \left( 13 \cdot 10^{\frac{L_d}{10}} + 3 \cdot 10^{\frac{L_e+5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right) \right] \quad \text{Eq. 2.6}$$

Este indicador é expresso em dB(A), o que se poderá admitir, tendo em conta a dependência da audição humana (Silva, P., 1978), relativamente à frequência. Sendo este um indicador energético, o cálculo do mesmo é efetuado a partir da combinação dos tempos e dos níveis correspondentes a cada período de referência, de acordo com a Eq. 2.6. Os indicadores de ruído  $L_d$ ,  $L_e$  e  $L_n$  correspondem aos níveis sonoros anuais para cada um dos períodos de referência,

respetivamente, diurno, entardecer e noturno. A estes dois últimos períodos, são aplicadas as penalizações, respetivamente, de 5 e 10 dB.

### 3. Incerteza nas medições de ruído ambiente – considerações atuais e método de base

Na fase introdutória deste trabalho, ficou patente que nas medições de ruído ambiente a precisão, ou a falta dela, podem ter influência significativa nas conclusões dos resultados diretamente extraídos ou que deles possam derivar. Estas medições servem de elemento de referência na fase de afinação dos modelos de cálculo, tendo por isso também influência na determinação dos indicadores de morbidade decorrentes da exposição das populações ao ruído, no cálculo da percentagem da população exposta, no grau de exigência das ações mitigadoras decorrentes da elaboração dos PMRR, nas decisões e na definição das medidas condicionadoras colocadas nas operações de licenciamento de atividades industriais e também às aplicáveis às infraestruturas de transporte, veículos e tráfegos. Assim, somos levados a concluir que a incerteza associada aos valores que resultam das medições assume um papel importante na sua precisão. Deste modo poder-se-á considerar a incerteza um indicador da qualidade dos resultados das medições. Isto é particularmente importante quando os valores que delas resultam são comparados com os valores limite que possam existir (Makarewicz, R. e Gołębiewski, R. 2012).

Na generalidade, a incerteza de uma medição pode ser entendida como sendo o parâmetro associado ao resultado dessa medição que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser razoavelmente atribuídos à mensuranda (Grandeza que se pretende medir - (VIM. 2012)). Deste modo, pretendendo-se estimar a incerteza dos valores de nível sonoro contínuo equivalente ao longo de um período de tempo, assume-se que a mensuranda é o nível sonoro que se pretende caracterizar com cada medição.

Num qualquer processo de medição, a incerteza da mensuranda resulta, em geral, de várias componentes, sendo estas associadas e atribuíveis a diferentes fontes. Algumas destas fontes são avaliadas diretamente a partir da distribuição estatística dos resultados de uma série de medições, podendo ser caracterizados pelo desvio padrão dos resultados experimentais. Outras fontes são estimadas a partir das distribuições de probabilidade associadas ao conjunto dos dados, com base na experiência, ou ainda a partir de outras informações (JCGM 100. 2008), (Alves e Sousa, J. 2010(a)).

A norma NP ISO1996:2, versão portuguesa da norma internacional correspondente (ISO1996-2. 2007), que se encontra atualmente em fase de revisão pela comissão ISO TC43 SC1 WG 45 (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012), propõe a adoção de uma metodologia de cálculo de incerteza baseada na lei da propagação das incertezas apresentada em (JCGM 100. 2008).

O modelo proposto pela atual norma considera como fontes de incerteza o equipamento, a condição de operação da fonte, as condições do terreno e da propagação e o ruído residual. Mais recentemente, o documento atualmente em revisão passou a considerar também a localização/modo de colocação do microfone de medição, junto do recetor, como fonte de incerteza, para além daquelas que já eram consideradas.

Qualquer das abordagens seguidas encontra-se orientada para a definição de ruído ambiente formulada pela diretiva comunitária (Directive 2002/49/EC), e particularmente para a definição de ruído específico<sup>5</sup> (NP ISO 1996-1. 2011), razão pela qual é tida em consideração a contribuição do ruído residual<sup>6</sup>. Existe uma razão para esta opção, que tem a ver com o incómodo sentido pelas populações, pois estas quando questionadas relativamente ao incómodo, normalmente direcionam a sua atenção para uma fonte em particular, independentemente de existirem ou não outras fontes na envolvência.

A atual legislação portuguesa, em particular o Regulamento Geral de Ruído (RGR) (DECRETO-LEI nº9/07), considera o ruído ambiente (som total) como o ruído global observado numa dada circunstância, num determinado instante, e que é devido ao conjunto das fontes sonoras que fazem parte da vizinhança próxima ou longínqua do local considerado. Tomando esta orientação, parece não fazer sentido considerar a componente residual do som. Deste modo, seguindo o modelo atual para o cálculo da incerteza associada aos níveis de pressão sonora medidos, a incerteza global/combinada de cada medição resultará apenas de três componentes: a que depende da cadeia de medição, a que está associada às condições de operação da fonte e a que é devida às condições meteorológicas e do terreno (NP ISO 1996-2. 2011).

As alterações propostas e introduzidas pelo grupo de trabalho encarregue da atual revisão da norma de referência, seguem praticamente as orientações e as metodologias anteriormente incluídas num relatório produzido durante a execução do projeto Imagine (Imagine Project(1)).

---

<sup>5</sup> *Som específico – componente do som total que pode ser inequivocamente identificada e que é atribuível a uma fonte particular (ou específica).*

<sup>6</sup> *Ruído residual – ruído ambiente (som total) e que resulta da anulação de uma ou mais fontes particulares (ou específicas).*

2006). A metodologia apresentada nesse relatório combina níveis sonoros obtidos por medições de curta duração, com valores de nível sonoro obtidos por simulação, fazendo uso de modelos, que permitem incorporar os parâmetros meteorológicos relevantes, de modo a obter uma estimativa para a incerteza dos níveis de longa duração. No atual documento em revisão a metodologia proposta possibilitará a obtenção dos valores da incerteza para os níveis sonoros de longa duração, nomeadamente para os parâmetros  $L_{den}$  e  $L_{night}$ , obtidos através de medições efetuadas em condições específicas (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012).

### 3.1 Incerteza de uma medição

A palavra "incerteza" significa dúvida, e, portanto, em sentido lato "incerteza de medição" significa dúvida sobre a validade do resultado de uma medição. Na terminologia metrológica a incerteza (de medição) é o parâmetro associado ao resultado de uma medição e que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser razoavelmente atribuídos à mensuranda (grandeza que se submete à medição).

A incerteza do resultado de uma medição reflete assim a falta de conhecimento exato do valor da grandeza mensuranda. O resultado de uma medição, mesmo após correção dos erros (desvios) sistemáticos conhecidos, é ainda uma estimativa do valor da grandeza medida. Isto ocorre devido aos efeitos aleatórios que ocorrem durante o processo de medição e da correção imperfeita do resultado devido aos desvios sistemáticos (JCGM 100. 2008).

Deste modo, o objetivo da estimação da incerteza será definir um intervalo de confiança para a grandeza em avaliação e para o qual se admite, com uma determinada probabilidade, que o valor convencionalmente verdadeiro da mensuranda esteja nele contido.

#### 3.1.1 Fontes de incerteza

Num qualquer processo de medição existem inúmeras fontes de incerteza que podem, cada uma por si, contribuir para a incerteza global do valor medido. No caso das medições de ruído ambiente podem-se identificar: a estacionaridade da fonte de ruído, duração das medições, o número de medições, o equipamento, o local de medição, etc. Os níveis sonoros podem ainda sofrer influência devido aos fenômenos, nomeadamente meteorológicos, relacionados com a propagação da energia sonora e a sua interação com o terreno.

Existirão outras fontes que por serem desconhecidas, ou difíceis de quantificar, não podem num dado momento ser consideradas.

#### 3.1.2 Métodos de cálculo de incerteza

São conhecidas várias abordagens metodológicas para o cálculo de incertezas e que permitem a definição de um intervalo de confiança para a variável final em avaliação, como por exemplo aquelas que assentam na propagação das distribuições de probabilidade que são conhecidas ou,

que o não sendo, se podem atribuir às diversas variáveis envolvidas (JCGM 100. 2008), (Cox, M. et al. 2007), nomeadamente:

- A aplicação da lei de propagação da incerteza, que permite caracterizar a variável final da mensuranda através de uma distribuição Gaussiana ou uma distribuição -  $t$ ;
- A utilização de métodos analíticos, matemáticos, que permitam determinar a distribuição de probabilidade da grandeza em avaliação;
- A simulação através do Método de Monte Carlo (JCGM 101. 2008) que, partindo das funções de distribuição de probabilidade individuais assumidas para cada uma das variáveis de entrada consideradas, permite obter de forma aproximada a função de distribuição de probabilidade para a variável de saída (Alves e Sousa, J. 2010(b)).

A definição dos intervalos de confiança pode igualmente ser conseguida através da aplicação do método de Bootstrap (Efron, B. 1987), que se baseia genericamente numa metodologia de reamostragem dos elementos que constituem uma amostra que se admite ser representativa da população, e para a qual se pretende determinar certos parâmetros estatísticos.

### 3.1.3 Cálculo da incerteza de uma medição

Atualmente a orientação metodológica para a determinação da incerteza da medição dos níveis de ruído encontra-se direcionada para a aplicação da lei de propagação da incerteza (JCGM 100. 2008), cuja formulação seguidamente se expõe.

A necessidade de avaliar a incerteza no resultado de uma medição advém do facto de, na prática, não se medir diretamente a mensuranda, mas sim de esta ser obtida a partir de várias outras que estabelecem uma relação funcional entre a mensuranda e o conjunto das  $N$  variáveis que influenciam o seu valor, sendo esta relação descrita pela expressão  $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_N)$ .

A natureza aleatória das variáveis, mesmo após removidos os erros sistemáticos, faz com que o valor obtido seja apenas uma estimativa da mensuranda. Resulta então que essa estimativa é dada por  $y = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$ , em que as variáveis  $(x_1, x_2, \dots, x_n)$  são também elas as estimativas das suas homologas  $(X_1, X_2, \dots, X_N)$ .

Assim a melhor forma de expressar o resultado de uma medição é fazê-lo acompanhar da expressão quantitativa da sua incerteza, sendo esta definida como um parâmetro associado ao

resultado de uma medição, caracterizada pela dispersão dos valores e que podem ser atribuídos à mensuranda de acordo com uma determinada probabilidade (JCGM 100. 2008).

A incerteza final resultante de uma medição depende de várias componentes podendo estas ser agrupadas em duas categorias. Este agrupamento, que resulta de uma classificação, é feito em função do método usado para estimar o valor numérico da sua incerteza. Assim consideram-se dois tipos de classificação, “tipo A” e “tipo B”:

- A incerteza das variáveis do tipo A é obtida a partir de uma análise estatística efetuada sobre uma série de valores observados, resultantes de medições, e obtidos em condições de repetibilidade. Para cada variável considerada, é obtida uma série de valores, sendo esta caracterizada pelo seu valor médio e pela dispersão dos seus valores, representada pelo correspondente desvio padrão. Nestas condições a melhor estimativa para a incerteza de cada variável, que denominamos  $u(x_i)$ , vem dada pelo desvio padrão experimental da média, sendo este obtido a partir da estimativa do desvio padrão da população;
- A incerteza das variáveis do tipo B é obtida a partir de uma função de probabilidade adotada com base numa distribuição de frequência que é admitida pelo avaliador, tendo em conta a informação disponível, como seja a experiência anteriormente adquirida, a informação relativa ao comportamento dos equipamentos utilizados, etc.

Apesar da subjetividade que se possa admitir ser inerente ao método da avaliação do tipo B, este pode ser tão fiável como o método de avaliação do tipo A, sobretudo nas situações em que a avaliação do tipo A é baseada num número relativamente pequeno de medições estatisticamente independentes.

Conforme foi acima definido, as componentes de incerteza do tipo A, são obtidas pela estimativa do desvio padrão da população,  $s(\bar{q})$ . Na prática, para cada variável é feito um número finito de medições, sendo assim obtida uma série de valores que se admite representar a grandeza  $Q$ . Quando esta série apresenta uma dispersão significativa é calculada a média aritmética para a grandeza que ela representa. Estas séries são compostas por  $n$  valores independentes, resultantes do processo de medição. Nestas condições o seu valor médio  $\bar{q}$ , vem dado pela expressão

$$\bar{q} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n q_j = \frac{q_1 + q_2 + \dots + q_n}{n} \quad \text{Eq. 3.1}$$

A dispersão da série, que resulta da repetibilidade do processo de medição, é descrita pelo desvio padrão dos  $n$  valores que constituem a série, dado pela expressão

$$\sigma = \left[ \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (q_j - \bar{q})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Eq. 3.2}$$

Na realidade  $\bar{q}$  e  $\sigma$  representam, respetivamente, a média e o desvio padrão dos  $n$  valores das medições contidos nessa série, correspondente a cada uma das grandezas medidas. Se o processo fosse repetido, novos valores seriam obtidos. Para valores muito elevados de  $n$ , dos valores médios que seriam obtidos resultaria um conjunto de valores que, pelo teorema do limite central, se admite poderem abranger todos os resultados possíveis e poder-se-ia assumir uma distribuição de probabilidade que segue uma lei normal.

Contudo, não sendo praticável, ou possível, efetuar um número tão grande de medições assume-se ser possível estimar o desvio padrão para toda a população, a partir de uma única série que contém um número relativamente pequeno de valores (amostra). Esta estimativa do desvio padrão da população é dada pela expressão seguinte

$$s(q_j) = \left[ \frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (q_j - \bar{q})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Eq. 3.3}$$

Também o valor médio da grandeza corresponde apenas à média dos  $n$  valores medidos, pelo que também ela é uma estimativa da média da população. Para caracterizar a dispersão que a média pode vir a ter, define-se o desvio padrão experimental da média, e admite-se que este corresponda à incerteza padrão da grandeza em avaliação, ou seja

$$u(x_i) = s(\bar{q}_j) = \left[ \frac{1}{n(n-1)} \sum_{j=1}^n (q_j - \bar{q})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Eq. 3.4}$$

As incertezas para as componentes de incerteza do tipo B são estimadas a partir da distribuição de probabilidade assumida, conforme anteriormente referido.

Considerando que todas as grandezas de entrada intervenientes são independentes e, portanto, não correlacionadas entre si, a incerteza padrão combinada do resultado de uma medição,  $u_c(y)$ , obtém-se pela combinação das incertezas padrão de cada uma das variáveis de entrada,  $u(x_i)$ , segundo a expressão da Eq. 3.5. A incerteza combinada é então obtida a partir da expansão da série de Taylor, que nesta equação se encontra simplificada devido a se terem desprezado os termos de ordem superior a um. É também designada por lei de propagação de incertezas.

$$u_c(y) = \left[ \sum_{i=1}^N \left( \frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 \cdot u^2(x_i) \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Eq. 3.5}$$

As derivadas parciais  $\frac{\partial f}{\partial x_i}$ , correspondem às derivadas parciais  $\frac{\partial f}{\partial X_i}$  consideradas nos pontos  $X_i = x_i$ . Estas derivadas são comumente designadas por coeficientes de sensibilidade e descrevem como a estimativa da mensuranda  $y$  varia em função das variações dos valores das estimativas das variáveis de entrada  $x_1, x_2, \dots, x_N$ .

A incerteza resultante da combinação das variáveis está associada a uma faixa com uma probabilidade relativamente baixa, cerca de 70%, pelo que, para se aumentar essa probabilidade, o valor da incerteza resultante é multiplicado por um fator de cobertura. Assim obtém-se a incerteza expandida de medição,  $U$ , multiplicando a incerteza padrão combinada,  $u_c(y)$ , por um factor de expansão, ou de cobertura,  $k$ .

$$U = k \cdot u_c(y) \quad \text{Eq. 3.6}$$

Determinada a incerteza expandida passa a ser possível definir um intervalo de confiança para a mensuranda  $Y = y \pm U$ , cujos limites irão depender do valor assumido pelo fator  $k$ . Este valor, que define o intervalo de confiança, está dependente da distribuição de probabilidade. Para as situações em que se possa considerar que a distribuição de probabilidade de  $y$  e de  $u_c(y)$  seja aproximadamente normal e o número efetivo de graus de liberdade de  $u_c(y)$  seja significativamente elevado (superior a 30), pode-se assumir  $k = 2$  que passa a definir um intervalo com um nível de confiança de aproximadamente 95%, ou então  $k = 3$  sendo neste caso o nível de confiança de aproximadamente 99% (JCGM 100. 2008).

Existirão situações em que, embora possam ser verificadas as condições de aplicabilidade de uma distribuição normal, o número de elementos da amostra é baixo (inferior a 30). Nestes casos, é preferível assumir uma distribuição de  $t$ -student. Em tais situações, o valor de  $k$  é calculado a partir do número efetivo de graus de liberdade,  $\nu_{eff}$ , de acordo com a expressão de Welch-Satterthwaite (Eq.3.7)

$$\nu_{eff} = \frac{(u_c(y))^4}{\sum_{i=1}^N \left( \frac{(u_i(y))^4}{\nu_i} \right)} \quad \text{Eq. 3.7}$$

em que os termos  $u_i(y)$ , com  $i = 1, 2, \dots, N$ , representam as contribuições para a incerteza padrão da estimativa da grandeza de saída  $y$ , e  $\nu_i$  são os números de graus de liberdade da componente de incerteza padrão  $u_i(y)$ . Numa avaliação do tipo A, o número de graus de liberdade é igual a  $n - 1$ , em que  $n$  corresponde ao número de medições usadas para estimar  $s(q_j)$ .

A metodologia acima exposta é considerada apropriada para utilização em modelos lineares de incerteza, nos quais as variáveis envolvidas têm a mesma ordem de grandeza (o mesmo peso) e preferencialmente funções de distribuição de probabilidade gaussianas. Interessa aqui lembrar que o nível sonoro resulta de uma transformação logarítmica, o que segundo alguns autores introduz fortes assimetrias tornando esses modelos não lineares, situação que, em muitas áreas da metrologia, é ultrapassada através da utilização de métodos alternativos, como por exemplo o método de Simulação de Monte Carlo (Sousa, J. A. et al. 2005).

## 4. Incerteza e representatividade das medições em ruído ambiente - estado da arte

O indicador de ruído de longa duração  $L_{den}$ , resulta de uma combinação dos indicadores parciais, para os três períodos de referência (“*day*”, “*evening*” e “*night*”) designados respetivamente  $L_d$ ,  $L_e$  e  $L_n$ , sendo estes as únicas variáveis do cálculo, uma vez que, os tempos de duração de cada período de referência se encontram devidamente fixados. Estes indicadores parciais devem possuir uma representatividade anual de modo a poderem, por si só, conferir também essa mesma representatividade ao indicador  $L_{den}$ .

Consideram-se atualmente dois modos distintos de obter estes indicadores, através de medição ou utilizando modelos de cálculo. Em função da opção tomada resultará, conseqüentemente, uma abordagem distinta para estimar a incerteza que lhes está associada.

### 4.1 Incerteza das medições

A determinação do valor da incerteza atribuível às medições segue habitualmente a metodologia designada por lei da propagação das incertezas (JCGM 100. 2008). O cálculo da incerteza para o indicador de longa duração  $L_{den}$  resultará também ele da combinação das incertezas globais associadas aos indicadores  $L_d$ ,  $L_e$  e  $L_n$ , cujo procedimento será descrito em Capítulo posterior. Individualmente, o valor de incerteza que é possível obter para cada um destes indicadores é o resultado de um conjunto de fontes de incerteza que, em conjunto, influenciarão as suas incertezas globais.

A metodologia para a determinação da incerteza de uma medição é apresentada por vários autores. Com este propósito Jonasson (Jonasson, H. G. 2005) propõe a aplicação de uma metodologia clássica (lei da propagação das incertezas), efetuando duas abordagens distintas:

- a primeira, quando se pretende a determinação da incerteza para uma medição específica de nível sonoro;
- a segunda, quando o objetivo seja a obtenção da incerteza para qualquer um dos indicadores de ruído de longa duração,  $L_d$ ,  $L_e$  e  $L_n$ .

No desenvolvimento destas metodologias, Jonasson considera medições de curta duração (1h de medição).

Embora não seja fácil definir com rigor o modelo matemático que relaciona todas as variáveis envolvidas - por vezes algumas destas relações são mesmo desconhecidas – mesmo assim Jonasson sugere que sejam consideradas algumas fontes de incerteza, nomeadamente aquelas que, segundo ele, serão as que mais contribuem para a incerteza dos resultados, como sejam:

- o desvio relativamente às condições ideais de operação da fonte de ruído;
- o desvio das condições meteorológicas em relação às condições ideais de propagação;
- a localização e colocação do microfone no ponto de medição;
- a eventual variação do ruído de fundo (som residual).

Tal como se referiu anteriormente, entende-se que a contabilização desta última componente tenha por base a formulação de ruído ambiente apresentada pela diretiva comunitária (Directive 2002/49/EC) que, de algum modo, se encontra orientada para o ruído específico. Esta orientação poderá ser corroborada pelas considerações que, a este respeito, são tomadas na revisão da atual norma ISO1996-2 (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012).

Para a obtenção das incertezas associadas às várias componentes individualmente e do valor que resulta da sua combinação, a primeira abordagem segue, no essencial, o modelo anteriormente apresentado (JCGM 100. 2008).

A segunda abordagem combina as medições de curta duração com valores obtidos por um método de cálculo. Este método deve permitir considerar os efeitos meteorológicos na propagação de ruído, e com base neles estimar a incerteza para outros períodos, que não aqueles que ocorrem exclusivamente em condições favoráveis de propagação. Combinando as várias incertezas e tendo em conta a probabilidade de ocorrência de condições específicas de propagação é possível obter a incerteza global para os indicadores de cada um dos períodos de longa duração,  $L_d$ ,  $L_e$  e  $L_n$ , que são assim considerados valores médios anuais.

Idênticas abordagens foram seguidas e apresentadas num relatório produzido durante a execução do projeto HARMONOISE/IMAGINE, projeto financiado pelo departamento de Research & Innovation da Comissão Europeia que decorreu entre os anos 2003 e 2007. Neste projeto foram desenvolvidos vários trabalhos com o objetivo de fornecer um conjunto de dados que permitissem a sua utilização num novo modelo, integrado e harmonizado, de cálculo de

geração e propagação de ruído – pensado para adoção comum pelos estados membros da União Europeia (EU). Este projeto, embora terminado, foi entretanto substituído pelo projeto CNOSSOS-EU (Common Noise Assessment in Europe). Naquele relatório é apresentada um conjunto de diretrizes que permitem determinar os indicadores de longa duração  $L_{den}$  e  $L_n$ , através de medições (Imagine Project(1). 2006).

Encontram-se também outras referências onde é proposta uma metodologia muito idêntica (Craven, N.J. e Kerry, G.A. 2007) e que permite obter a incerteza para medições de curta duração, baseada numa medição de  $L_{Aeq,1h}$ . São consideradas várias fontes de incerteza repartidas entre a fonte emissora, o caminho de propagação e o recetor. No que se refere à fonte emissora a incerteza que lhe está associada é avaliada com base na variação assumida do fluxo de tráfego e da sua velocidade, sendo estas variações convertidas na correspondente variação do valor de nível equivalente de ruído. Relativamente à componente de incerteza associada ao caminho de propagação, esta tem em conta as condições meteorológicas e do terreno, assumindo a ocorrência da situação favorável de propagação, condição específica da norma ISO9613-2. Para o recetor são assumidas quatro componentes de incerteza: a distância entre o emissor e o recetor; a existência ou não de reflexões no ponto de medição; o equipamento de medição e o ruído de fundo junto do recetor. Na prática, e em comparação com a metodologia apresentada no projeto IMAGINE, a principal diferença reside na quantificação dos valores assumidos para as várias fontes. Por exemplo, o valor da componente de incerteza associada à instrumentação é distinto, sendo também distinto o modo de contabilizar a incerteza associada à fonte. Neste documento não é proposta nenhuma metodologia para o cálculo da incerteza dos indicadores de longa duração,  $L_d$ ,  $L_e$ ,  $L_n$  e correspondente  $L_{den}$ .

Outros autores (Makarewicz, R. e Galuszka, M. 2011) propõem-se calcular a incerteza para o indicador  $L_{den}$ , aplicando a metodologia do GUM (combinação das incertezas), combinando medições reais e valores de medições simuladas. Os cálculos são desenvolvidos sobre os valores da energia sonora, correspondente à média temporal da exposição sonora, em cada um dos períodos de referência. Estes valores são inicialmente determinados a partir de um conjunto de dados de medições efetuadas por períodos de 24h, em cinco períodos distintos repartidos ao longo de um ano. Esta estratégia terá sido seguida com o objetivo de poder incluir duas classes de geração de ruído da fonte rodoviária uma com tráfego intenso e outra com pouco tráfego. Também são consideradas as várias classes de propagação de ruído de modo a possibilitar a inclusão do efeito das condições meteorológicas na propagação sonora nos indicadores de longa

duração [(Imagine Project(2). 2006), (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012), (VTT. 2006)]. A formulação matemática apresentada por estes autores, para o cálculo da incerteza do indicador  $L_{den}$ , inclui os termos de segunda ordem na expressão de Taylor (JCGM 100. 2008). Os autores não consideram que os níveis sonoros entre dois quaisquer períodos de referência consecutivos sejam independentes, razão pela qual não desprezam os termos correspondentes às covariâncias dos níveis de energia sonora para os períodos de transição dia-entardecer, entardecer-noite e noite-dia. Os coeficientes de sensibilidade, associados a cada uma das componentes consideradas são obtidos através da simulação de leituras virtuais geradas em computador, a partir das leituras de curta duração efetuadas.

Para além da abordagem clássica apresentada no GUM, alguns autores propõem calcular a incerteza através da aplicação do método de Bootstrap (Efron, B. 1987) a uma amostra de níveis sonoros, permitindo-lhes determinar um intervalo de confiança para os níveis  $L_{eq}$ , e também para os respetivos quantis  $L_q$ , com o nível de significância desejado.

Ao contrário das metodologias consideradas no GUM, para a aplicação do método de Bootstrap não é necessário conhecer, à priori, a distribuição de probabilidade da amostra considerada. Esta característica do método, quando aplicado à determinação da incerteza de níveis de ruído, coloca-o numa posição de vantagem relativamente às outras metodologias.

Uma aplicação do método de Bootstrap é exemplificada (Farrelly, F.A. e Brambilla, G. 2003) tomando um conjunto de valores de níveis sonoros, obtidos através de medições reais. No exemplo apresentado os níveis de ruído provenientes de uma fonte de tráfego rodoviário, são medidos por um sonómetro, sendo analisados e processados, em tempo real, num computador, permitindo determinar aos intervalos de confiança associados aos níveis  $L_{eq}$ ,  $L_5$  e  $L_{95}$ , com um nível de confiança de 80%. Os valores obtidos são então comparados com os seus homólogos que resultam da aplicação dos métodos estatísticos habituais. Os autores referem boa concordância entre os resultados obtidos pelo método de Bootstrap e os valores esperados pela teoria estatística clássica. Mostram não só ser possível aplicar genericamente este método, como também aplicá-lo a amostras obtidas em tempo real. No exemplo apresentado, deixam claro que para os cálculos efetuados com base em 32 amostras de níveis sonoros de curta duração,  $L_{eq,1s}$ , os limites calculados sofrem grandes oscilações se o sinal tiver variações abruptas. Contudo, este efeito é atenuado se estas variações ocorrerem com muita frequência.

Num trabalho idêntico ao anterior, encontra-se a aplicação da mesma metodologia mas não na situação de processamento em “tempo real” (Ruggiero, et al. 2010). As amostras correspondem a elementos anteriormente guardados, e provenientes também de medições do nível sonoro de uma fonte de ruído de tráfego rodoviário.

A aplicação aos indicadores de longa duração para a determinação dos valores expectáveis das incertezas, respetivamente, para os valores  $L_{den}$  e  $L_n$ , é também proposta por outros autores (Batko, W. e Stepien, B. 2010). Nesse trabalho, a determinação da incerteza é efetuada diretamente a partir dos níveis sonoros de longa duração, devidamente desagregados pelos períodos de referência, obtidos a partir de medições em contínuo ao longo de um ano, numa avenida de Cracóvia, na Polónia. São comparados os valores que se obtêm a partir de subconjuntos de amostras cuja dimensão é variável. Com base nessas amostras são obtidos conjuntos de medições simuladas, através do método Bootstrap, provenientes de diferentes reamostragens, com reposição e admitindo equiprobabilidade na ocorrência de qualquer um dos elementos. Os valores das variâncias obtidas para todas estas situações são comparados com os valores que se obtêm aplicando diretamente a estimativa clássica de incerteza ao subconjunto considerado. O resultado obtido mostra que, no caso da abordagem clássica, a diferença obtida para as variâncias de  $L_{den}$  e de  $L_n$  é sempre superior (respetivamente, 0,25 dB e 0,18 dB) embora isto ocorra fundamentalmente nas amostras de reduzida dimensão (5 e 10 elementos). As diferenças acima indicadas são as que resultaram, por aplicação deste método, considerando 200 000 repetições (reamostragens). Também a comparação dos valores dos indicadores  $L_{den}$  e  $L_n$  obtidos pela simulação e os valores obtidos pelo cálculo direto, revela que os valores obtidos por simulação são sempre inferiores. No caso em análise, os valores simulados de  $L_{den}$  e de  $L_n$  são em média inferiores a 2dB e a 1dB, respetivamente. Neste caso estas foram as maiores diferenças calculadas a partir de amostras com apenas 5 elementos e um número de repetições igual a 500 e a 1000, respetivamente, para os indicadores  $L_{den}$  e  $L_n$ .

Relativamente à determinação da incerteza dos indicadores de longa duração, outros autores têm opinião distinta, sustentando-a com base num estudo sobre a variabilidade dos níveis sonoros provenientes de fontes rodoviárias (Alberola, et al. 2005). Os autores fazem realçar que, para obter os indicadores  $L_d$ ,  $L_e$ ,  $L_n$  e  $L_{den}$  com a representatividade anual desejada (Directive 2002/49/EC), as medições devem ser efetuadas de forma a ser possível abarcar todas as variações significativas da fonte, ou das fontes, ao longo de um ano “típico”. Por outro lado, para ter em conta o efeito das variações da propagação do ruído, entre a fonte e o recetor, os valores das medições devem ser ajustados, ou corrigidos, de forma a ter em conta o efeito das

condições meteorológicas médias, de longa duração. De acordo com esta interpretação, é realçado que qualquer falha na aplicação rigorosa destes procedimentos levará a grandes variações não só dos indicadores, mas também no valor da sua correspondente incerteza o que, posteriormente, poderá levar à tomada de decisões inadequadas na gestão de ruído. Os autores referem ainda que existe um relativo desconhecimento da influência de certas fontes de incerteza, bem como da sua quantificação. Assim, devido à limitação de tempo e de recursos, são de opinião que de acordo com o GUM a incerteza total pode ser estimada com base na avaliação científica ou experiência prática anteriormente adquirida, ao invés de ser determinada a partir dos resultados de um grande conjunto de observações repetidas.

## 4.2 Incerteza dos modelos de cálculo

O objetivo traçado para este trabalho não incide sobre os modelos de cálculo, nem tão pouco na incerteza que deles pode resultar. Faz-se-lhes por isso apenas uma breve referência.

Até agora foram referidos trabalhos relativos à determinação dos indicadores com base em medições e respetiva incerteza. Para além das medições, uma forma de obter também os indicadores de longa duração é com base na utilização de modelos informáticos para o cálculo de ruído.

Neste caso, a incerteza que resulta da utilização de tais modelos, está principalmente ligada à exatidão dos dados de entrada no modelo, e ainda a outros fatores intrínsecos [(Prieto, M. A. 2009), (Shilton, et al. 2005), (Berndt, A. 2004), (Probst, W. 2005), (WG-AEN. 2006)]. Assim a incerteza resulta de várias fontes, nomeadamente:

- dos parâmetros e dos dados de entrada no modelo de cálculo;
- da incerteza associada ao modelo de propagação assumido;
- da construção e implementação do modelo de cálculo;
- das medições experimentais muitas vezes usadas para caracterização da situação "existente".

No trabalho apresentado por (Trow, J. e Shilton, S. 2005), a incerteza associada ao modelo de emissão de nível sonoro, para uma fonte rodoviária, considera cumulativamente cenários distintos, onde se faz variar a velocidade dos veículos das três categorias consideradas, com base na aplicação do método de Simulação de Monte Carlo (SMC) (JCGM 101. 2008). A aplicação desta metodologia é também referida pelos autores num trabalho que têm como objeto de análise as normas XPS 31-133 e a CRTN (Shilton, et al. 2005). O método SMC mostra-se extremamente versátil e poderoso, uma vez que permite fazer variar as várias fontes de incerteza de um dado modelo.

Encontram-se também abordagens clássicas para o cálculo da incerteza nos modelos de propagação de ruído (Probst, W. 2005). Nesse trabalho, por exemplo, o autor apresenta a incerteza combinada para o valor do nível sonoro de uma fonte omnidirecional, num determinado ponto recetor, como sendo a que resulta da combinação das variâncias das componentes associadas à fonte e à atenuação no trajeto entre a fonte e o recetor, utilizando para isso a lei da propagação da incerteza (JCGM 100. 2008).

### 4.3 Critérios de amostragem – representatividade das medições

Conforme se pode desde já inferir, a determinação dos indicadores de ruído de longa duração, a partir de medições de nível sonoro de curta duração, deve obedecer a critérios de amostragem que no final garantam, para além da maior precisão possível, a representatividade desejada e/ou requerida. O tempo de medição, o número de episódios de amostragem e o momento em que os mesmos decorrem parecem, pois, elementos condicionantes dos resultados finais e também da sua respetiva incerteza. Encontram-se publicados vários estudos onde são analisadas e propostas distintas orientações para as condições de amostragem.

#### 4.3.1 Duração e número de medições

Como em qualquer processo de amostragem é importante definir, à partida, alguns parâmetros que se podem assumir como sendo os que têm maior influência nas medições e consequentemente nos resultados que deles se derivam. Em primeiro lugar, para ser possível definir esses parâmetros, é fundamental definir a mensuranda, pois só após esta estar completamente definida é que se poderão identificar com mais rigor as variáveis que a podem afetar.

No caso do ruído ambiente, os trabalhos analisados referem, maioritariamente, o nível sonoro contínuo equivalente,  $L_{eq,T}$ , como sendo a mensuranda de interesse. Este parâmetro indicador de ruído é obtido a partir da integração dos valores instantâneos da pressão sonora ao longo de um determinado período, pois na realidade o elemento sensor, o microfone, reage às pequenas flutuações da pressão sonora que são consequência da energia sonora libertada pelas fontes.

$$L_{eq,T} = 10 \cdot \log \frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} \frac{p^2(t)}{p_0^2} dt \quad [dB] \quad Eq. 4.1$$

$L_{eq,T}$  = Nível de um sinal acústico constante que durante um intervalo de tempo  $T = t_2 - t_1$ , teria a mesma energia que tem o sinal acústico variável ao longo do período considerado [dB]

$p(t)$  = Valor instantâneo da pressão sonora do sinal de ruído [Pa]

$p_0$  = Pressão sonora de referência [20  $\mu Pa$ ].

Definida a mensuranda identificam-se diretamente quais as variáveis que poderão influenciar os resultados de uma medição específica. Da expressão acima apresentada resulta diretamente que o tempo de integração (medição) e, intrinsecamente, a amplitude da variação que a pressão sonora pode ter durante o intervalo de integração são as variáveis que condicionam o resultado e, conseqüentemente, a precisão das medições.

Se relativamente a uma medição específica, de duração limitada, é evidente que o tempo de medição é uma condicionante para a sua precisão, julga-se que o mesmo se poderá extrapolar no caso de medições de ruído ambiente, onde a ocorrência de certos fenómenos estará associada a períodos temporais muito extensos (várias horas, semanas, meses, ...), nomeadamente os que se devem aos efeitos sazonais das próprias fontes bem como às variações de determinados parâmetros meteorológicos.

Na generalidade dos casos, os níveis sonoros do ruído ambiente podem sofrer variações temporais de médio ou longo prazo. Estas variações poderão não ser apenas causadas por qualquer instabilidade, ou alteração, do regime de emissão da(s) fonte(s), mas serem também devidas a efeitos sazonais que lhe estejam associados. As variações podem, por outro lado, resultar do efeito que determinados fenómenos meteorológicos induzem na propagação da energia sonora, quando esta se propaga em ambientes exteriores.

O atual documento de trabalho do processo de revisão da norma ISO 1996-2 (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012) propõe dois modos de amostragem distintos. Um através de medições de longa duração, o outro por medições de curta duração. Para o primeiro método é indicado que o tempo de medição possa ter uma duração que variará entre um mês e um ano. No caso das medições de curta duração (segundo método) a norma admite que estas possam ter uma duração compreendida entre 10 minutos e algumas horas. Relativamente ao número de medições o seu valor poderá ser apenas uma ou várias medições. A norma faz ainda referência ao (s) momento (s) em que as amostragens são realizadas. Quando se considera a possibilidade de efetuar apenas uma medição, esta deve ser realizada em condições meteorológicas bem definidas e em condições de emissão bem estabilizadas. No caso de serem efetuadas várias medições, os momentos de medição devem ser distribuídos ao longo do período a caracterizar, por exemplo as medições deverão ocorrer em vários períodos ao longo de um ano, monitorizando sempre as condições meteorológicas durante a sua realização.

Para que não seja necessário monitorizar as condições de emissão da fonte assim como das condições meteorológicas, poderá ser necessário medir durante todo um ano ou, em

alternativa, durante um mês em cada estação do ano, e assim se conseguir uma boa representatividade dos níveis sonoros médios anuais (Antunes, S. e Patrício, J. 2008), o que à luz da atual norma de ensaio (ISO1996-2. 2007), nos remete para medições de longa duração.

Para a obtenção de níveis sonoros de longa duração é ainda proposto que as medições sejam efetuadas ao longo de quatro dias da semana distintos, devendo os períodos de medição ser selecionados de modo a que cada um dos dias ocorra em cada um dos trimestres do ano (ANSI/ASA S12.9-1992/Part2 (R2008). 2008).

Para além das normas, acima referidas, são identificados também vários estudos que incidem sobre a questão relacionada com o número e o tempo de medição, com o objetivo de obter os valores médios anuais para a componente acústica do ambiente.

Estudos incidentes sobre um conjunto de dados obtidos por medições ao longo de um período de 5 anos (Gaja, et al. 2003), propõem determinar o tempo mínimo de medição por forma a conseguirem uma boa aproximação para o nível sonoro que represente o valor diário médio anual,  $L_{Aeq,24h,anual}$ . Com o conjunto de dados reunidos foram testadas várias estratégias de amostragem, as quais consideravam a possibilidade de escolher dias consecutivos, escolher dias de forma aleatória e ainda escolher entre 2 a 4 semanas, não consecutivas, também estas escolhidas de forma aleatória ao longo de um ano. A conclusão apresentada pelos autores, aponta para que uma amostra baseada numa escolha aleatória de 9 dias permite obter um intervalo de confiança de 87 %, no qual as diferenças entre o valor obtido por amostragem e o valor  $L_{Aeq,24h,anual}$  não diferem mais que  $\pm 1$  dB.

Durante a execução do projeto Harmonoise foram efetuadas variadas campanhas de medição, com duração de várias semanas, em pontos localizados a diferentes distâncias das fontes sonoras consideradas. O objetivo foi o de permitir determinar os erros resultantes tendo em conta que as medições eram feitas em períodos distintos do ano, e por isso mesmo os valores dos indicadores de longa duração eram afetadas pela variabilidade natural das fontes e também das componentes meteorológicas. Com base em dados obtidos durante este projeto, (Kuehner, D. 2005) extraíram-se conclusões relativamente à incerteza dos indicadores de ruído, tendo para isso considerado os resultados de duas campanhas que ocorreram, respetivamente, nos anos 2002 e 2003, em duas localizações distintas. As conclusões resumidas e apresentadas referem que nas proximidades das vias de tráfego (a distância considerada foi de 25m), as medições devem decorrer pelo menos durante 3 dias consecutivos. Quando as distâncias são superiores

(a distância considerada foi de 1200m), os períodos de medição diurno, entardecer e noturno, devem ser considerados separadamente. Neste caso as conclusões apresentadas referem que, para se conseguir uma incerteza inferior a  $\pm 1\text{dB}$ , as medições devem ocorrer durante um período de duração superior a uma semana (7 dias). Quando se considerem medições de curta duração, o tempo de recolha de valores deve corresponder a algumas horas. No caso de se pretender a extrapolação para valores de longa duração, esta só deverá ser efetuada se forem conhecidos os fluxos de tráfego (no caso em análise, o rodoviário) e ainda alguns parâmetros meteorológicos como por exemplo, as frequências de ocorrência para a direção do vento e a sua estabilidade. É ainda feita referência à necessidade de considerar também os efeitos das variações de humidade, de temperatura e as variações sazonais da impedância do solo.

Outros autores (Brambilla, et al. 2007) fazem incidir o seu estudo sobre um conjunto alargado de dados, obtidos em contínuo, em cinco localizações distintas. Estas localizações foram selecionadas de modo a considerar as variações próprias das fontes consideradas (rodoviárias, ferroviárias e aeronáuticas) e para as quais foram também consideradas distâncias entre 10m e 600m e os pontos recetores. Segundo os autores, as opções tomadas permitem integrar a variabilidade das próprias fontes emissoras e também a influência dos parâmetros meteorológicos na propagação sonora. Os valores  $L_{Aeq,1h}$ , dos níveis medidos, foram amostrados de forma aleatória, considerando cinco opções de amostragem distintas: 1 dia (excluindo o domingo), 5 dias laborais, uma, duas e três semanas completas. Para as distintas amostragens, os autores determinam um intervalo de confiança para o erro do indicador  $L_{den}$ . De acordo com os resultados obtidos, os autores consideram ser possível obter um compromisso razoável entre o tempo de medição e a precisão com que se obtém este indicador de longa duração, com base em medições contínuas efetuadas durante 5 a 7 dias, sendo estes não consecutivos.

Uma outra perspetiva da amostragem é apresentada num estudo efetuado (Mateus, M e Gameiro da Silva, M. 2008), relativamente ao ruído emitido por uma fonte rodoviária. Nesse trabalho os autores avaliam qual o tempo de medição total, acumulado, para que o nível sonoro  $L_{Aeq,T}$ , medido em cada período de referência, estabilize dentro de um intervalo de erro de  $\pm 1\text{dB}$ . O valor do nível sonoro, integrado ao longo de cada período de referência, teve como dados de entrada medições obtidas durante períodos consecutivos de 30 minutos, ao longo de 3 semanas de medição contínua, num ponto recetor a cerca de 100 m de distância da fonte rodoviária considerada. Para que as margens do intervalo de erro estabelecido não fossem ultrapassadas, o estudo revelou ser necessário medir pelo menos um período completo, tanto

no período diurno (13h) como no período noturno (8h). Concluiu-se que uma hora de duração acumulada, no período do entardecer, permite garantir a mesma qualidade final dos resultados dadas as características de maior estabilidade da fonte nesse período.

Num estudo publicado recentemente (Jagniatinskis, A. e Fiks, B. 2014) são comparados os resultados obtidos através de medições simultâneas, efetuadas por dois microfones, ao longo de um ano. O local de medição localizava-se aproximadamente a 250m da via de tráfego principal, onde o ruído dessa fonte predominava durante o período diurno. Os autores extraíram conclusões relativamente à precisão dos valores obtidos para o indicador de ruído  $L_{den}$ , a partir de intervalos de incerteza definidos para um nível de confiança de 95%. Esses intervalos correspondem a distintas situações: medição em modo contínuo, durante uma semana composta por dias representativos [- 1,7 dB; + 1,9 dB]; medição durante um dia laboral representativo [- 2,7 dB; + 2,4 dB]; medição durante um dia completo escolhido de modo aleatório [- 4,6 dB; + 3,7 dB]. Para as distintas situações consideradas, os autores concluem que a maior precisão é alcançada com as medições efetuadas durante uma semana completa. Ainda assim consideram ser possível obter valores com precisão aceitável a partir de medições efetuadas durante apenas um dia. Nesse caso estas só devem ser efetuadas em condições meteorológicas, e de tráfego, normais. Para o conjunto de dados adquiridos o pior cenário encontrado, e que corresponde ao intervalo de maior amplitude, é justificado pela variabilidade que os níveis sonoros têm devido à sazonalidade imposta pelas condições atmosféricas.

#### 4.4 O que falta fazer

Nas secções anteriores deste capítulo foi efetuada uma revisão geral sobre os trabalhos mais focados na incerteza associada às medições em ruído ambiente bem como à estratégia de amostragem e a sua influência nos resultados das medições tendo em conta alguns parâmetros de medição, nomeadamente o número de medições, a sua duração e a forma como as mesmas devem ser repartidas no tempo. Como foi referido, a escolha destes parâmetros permite fixar, tanto quanto possível, os resultados dentro de um intervalo pré-definido. Os trabalhos apresentados referem-se a medições de maior ou menor duração acumulada tendo-se identificado referências a medições de  $L_{Aeq,30min}$ ,  $L_{Aeq,1h}$  e  $L_{Aeq,24h}$ . Com base nestas medições, para garantir a estabilização dentro do intervalo fixado, verifica-se que as medições poderiam corresponder à totalidade do período de referência, a apenas um dia ou mais, nalguns casos até 9 dias. Para as situações em que foi identificada a necessidade de efetuar medições em mais do que um dia, estes podiam ser repartidos e selecionados sequencialmente, ou mesmo de forma aleatória. A Tab. 4.1, seguidamente apresentada, resume de forma condensada as várias estratégias propostas pelos autores referenciados.

	(Gaja, et al. 2003)	(Kuehner, D. 2005)	(Brambilla, et al. 2007)	(Mateus, M. e Gameiro da Silva, M. 2008)	(Jagniatinskis, A. e Fiks, B. 2014)
Tamanho / duração da amostra	5 anos	2 x 8 semanas	entre 112 e 396 dias	3 semanas	1 ano
Parâmetro de medição	$L_{Aeq,24h}$	$L_{Aeq,1h}$	$L_{Aeq,24h}$	$L_{Aeq,30min}$	$L_{Aeq,1h}$
<b>Estratégia de medição</b>					
Modo de medição	contínua	contínua	contínua	contínua	contínua
Nº de dias de medição	9 dias	> 1 semana	entre 5 e 7 dias	13h (dia) 8h (noite) 1h (entardecer)	a) uma semana b) um dia laboral c) um dia aleatório
Modo de seleção	aleatório	n.d.	dias não consecutivos	estratificado por períodos	apenas dias representativos
Parâmetro a determinar	$L_{Aeq,24h,anual}$	$L_{den}$	$L_{den}$	$L_{Aeq,3\text{ semanas}}$	$L_{den}$
<b>Requisitos metrológicos</b>					
(Incerteza / Int. confiança)	± 1dB / 87%	± 1dB / n.d.	± 1dB / 95%	n.a.	a) [-1,7 dB; +1,9 dB]; 95% b) [-2,7 dB; +2,4 dB]; 95% c) [-4,6 dB; +3,7 dB]; 95%
Erro	n.a.	n.a.	n.a.	± 1dB	n.a.

Tab. 4.1 - Resumo das estratégias de medição.

Embora se possa verificar que nas estratégias de medição, acima apresentadas, tenham sido considerados tempos de medição de 30 min, 1h e 24h, a norma para a medição e avaliação do ruído ambiente (ISO1996-2. 2007), bem como na correspondente versão de revisão (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012), admitem que as medições possam ser efetuadas com base em medições de curta duração. Estes documentos admitem que no caso de fontes rodoviárias, as medições possam ocorrer apenas durante 10 min, tempo este que é apresentado como sendo o valor mínimo quando as variações das condições meteorológicas, tendo em consideração o trajeto de propagação, não sejam influentes. A Eq. 4.2 permite estabelecer a distância máxima que pode ocorrer entre o par emissor-receptor de modo a que as condições meteorológicas, não interfiram na propagação da energia sonora, ocorrendo esta em espaços exteriores

$$\frac{h_s + h_r}{r} \geq 0,1 \quad \text{Eq. 4.2}$$

em que:

$h_s$  é a altura da fonte;

$h_r$  é a altura do receptor;

$r$  é a distância entre a fonte e o receptor;

Segundo a norma e o documento que agora lhe serve de referência para a sua revisão, a distância máxima poder ser superior à que deriva diretamente da expressão apresentada, desde que o solo existente ao longo do trajeto de propagação seja refletor.

É pois admitido que a precisão e a incerteza na obtenção de um dado parâmetro resultará não só da duração de uma medição, mas também do modo como se seleciona o momento dessa medição. Estes parâmetros de amostragem são, em conjunto, condicionantes para a obtenção de um determinado grau de exatidão que se pretenda alcançar. Este grau de exatidão está intimamente ligado ao esforço que se coloque nas medições, tendo em vista os objetivos que se pretendam atribuir aos resultados por elas obtidos (Antunes, S., e Patrício, J. 2008).

Considerando medições de tão curta duração, como as que os documentos normativos preveem, é pois, no entender do autor, importante avaliar qual a influência que estes parâmetros têm na incerteza dos indicadores de ruído obtidos com base em medições de curta e, conseqüentemente, com medições de longa duração. Na realidade, as conclusões

apresentadas nos vários estudos anteriormente referidos, foram extraídas de medições cuja duração foi, em todos os casos, significativamente superior, aquela que é admitida, como mínimo, pelos documentos normativos.

Por outro lado, sendo possível quantificar a dependência paramétrica do nível de precisão relativamente aos parâmetros de amostragem, considerar-se-á ser possível estabelecer critérios para a aplicação do “esforço” que vale a pena colocar na estratégia de medição – *tempo de medição vs número de episódios de amostragem* - de modo a atingir determinados níveis de precisão.

Outro aspeto não menos importante é também avaliar o contributo que a otimização da estratégia possa trazer ao custo das medições, permitindo assim no final estabelecer uma relação entre custo/precisão ou custo/incerteza.

## 4.5 O que se propôs fazer e como

Os ambientes e paisagens sonoras urbanas são condicionados pela diversidade de atividades desenvolvidas pelos humanos que delas fazem parte. Esta diversidade poderá, *à priori*, levar-nos a pensar que o nível sonoro destes ambientes tem um comportamento perfeitamente casuístico. Esta pode ser efetivamente a primeira impressão que podemos registrar, mas na verdade partimos do pressuposto de que é possível admitir que o padrão correspondente à evolução temporal de ruído, ao longo de períodos relativamente longos, pode ter um comportamento determinístico.

É sabido que muitas das fontes sonoras pertencentes a um determinado “cenário acústico” têm periodicidades bem definidas, assim como têm, igualmente, evoluções temporais bem tipificadas dentro desses mesmos períodos. Embora existam eventos esporádicos e, por isso, considerados atípicos, na realidade, admitimos que a sua influência possa ser mínima ou mesmo ficar diluída no tempo, tendo em conta a sua duração e/ou intensidade. Contudo não se exclui a possibilidade de existirem situações em que a sua influência tenha mesmo repercussão numa janela temporal muito longa. Pode ser o caso de uma atividade, ou de uma qualquer fonte de ruído, que embora não seja característica de um determinado local, tenha um funcionamento que não seja o habitual, durante um período de tempo alargado.

Na realidade as expressões matemáticas que governam os modelos de predição de ruído, nomeadamente os modelos de geração de ruído, têm capacidade para gerar níveis correspondentes às componentes médias das suas variáveis de entrada, podendo depois os níveis de saída ser afetados, ou não, de alguma ponderação temporal. De igual modo, relativamente à ocorrência de determinadas situações meteorológicas, os modelos de propagação assumem uma determinada probabilidade, acabando no final por juntar ao resultado uma componente constante e que, para um determinado lugar, se pode também admitir ter uma característica determinística.

Considerando uma fonte sonora variável no tempo, como por exemplo uma fonte rodoviária, é possível conhecer com grande exatidão o seu nível sonoro uma vez que sejam integradas, continuamente, todas as variações de pressão que ocorrem ao longo da totalidade do intervalo temporal de interesse. Assim a maior exatidão que é possível obter, para esse intervalo, é alcançada através de um processo de medição em contínuo.

Nas medições efetuadas com vista à obtenção dos indicadores de ruído de longa duração, a variabilidade temporal dos níveis de ruído pode ser significativa. Por este motivo a diretiva europeia considera que a representatividade, associada à longa duração, seja anual (Directive 2002/49/EC). Nesta perspetiva, e para maior precisão, as medições deveriam decorrer ao longo de todo um ano, sendo ainda necessário que esse ano não tivesse nenhuma ocorrência atípica, seja em termos da emissão das fontes, ou mesmo das condições meteorológicas que pudessem afetar a propagação.

Atendendo a que a maioria das medições não são efetuadas durante períodos de tão longa duração, colocam-se pois as questões: **durante quanto tempo, quantas vezes e quando medir?** de modo a que os resultados obtidos sejam suficientemente representativos e assim seja possível obter uma estimativa razoavelmente precisa para os indicadores de ruído.

Julga o autor que, tendo em conta a forma como a questão é colocada, esta não poderá encontrar resposta se não forem à partida estabelecidos objetivos para as medições, ou seja, fixar o nível de exatidão desejado (medição por metas ou objetivos pré-definidos).

Com os objetivos inicialmente traçados e pretendendo ainda encontrar respostas para as questões formuladas, pretendeu-se averiguar a possibilidade de identificar um padrão típico de variação para os níveis sonoros anuais, que ocorrem no local selecionado para o estudo. Nesse local o conjunto de dados foi obtido ao longo de um período relativamente extenso, em concreto ao longo de quatro anos. No local onde decorreu o estudo, a componente acústica do ambiente é maioritariamente condicionada pela emissão e propagação do som proveniente de uma via de tráfego que existe na sua proximidade.

Pretendeu-se desenvolver uma metodologia que, por reamostragem efetuada sobre uma série com a evolução temporal de um padrão de som, permitisse estudar a influência dos parâmetros de amostragem nos níveis de precisão e de incerteza desejados para os indicadores de ruído de longa duração.

Antes de avançar para a descrição do trabalho que nos propusemos efetuar julga-se pertinente considerar algumas questões relacionadas com os modelos científico, pelo que se cita:

*“Em ciência, o modelo constitui um apoio propulsor, com uma função eleutética, mas também heurística. O modelo visa uma melhor apreensão do real, em sentido duplo: obtenção de uma compreensão mais profunda e constituição de um guia mais eficaz para a acção.”*

*in* (Silva, P., 1989 (b))

Num modelo matemático, são quantificadas as grandezas intervenientes do (os) fenómeno (os) em apreciação, sendo as suas interações traduzidas mediante estruturas e algoritmos matemáticos. A matematização do real, tentada pelo modelo, visa não apenas permitir uma mais profunda compreensão dos fenómenos como obter de modo mais eficaz orientações para atuar. Uma “virtualidade” que os modelos contêm prende-se com a sua capacidade de poderem dar novas respostas sobre a realidade, colocando-se, naturalmente a questão da garantia da validade dos resultados. Deste modo, para a utilização de um qualquer modelo, deve ser tido em conta o seu domínio de aplicação (espaço das situações em que ele deve poder funcionar), o qual fica desde logo fixado pelo conteúdo das hipóteses de base e que serviram à sua caracterização.

A metodologia foi inicialmente desenvolvida tendo por base “sinais” representados por séries temporais de valores discretos, representados pelo parâmetro descritor  $L_{Aeq,5min}$ . Esses valores foram obtidos através da integração contínua dos níveis de pressão sonora, por períodos consecutivos de 5 minutos, ao longo de um período de 17 dias. Desses, 4 dias corresponderam a dias de fim-de-semana e os restantes 13 foram dias laborais. Foram então consideradas três séries distintas, correspondendo uma ao período diurno, outra ao período de entardecer e outra ao período noturno.

Sobre cada uma das séries assim constituídas foram testadas várias estratégias de amostragem, onde se fez variar o número e a duração de cada episódio de amostragem. A estratégia adotada assentou na reamostragem das séries de valores  $L_{Aeq,5min}$ , efetuada com base no método de Bootstrap (Efron, B. 1987).

Para a avaliação da qualidade dos resultados obtidos pelas estratégias consideradas, definiu-se como critério indicador o desvio padrão resultante das diversas combinações das variáveis

consideradas (nº de episódios de medição/duração da medição). Para cada período de referência do dia (cujos padrões de evolução temporal são distintos), as expressões matemáticas que descrevem este indicador, foram obtidos com base nos valores das várias combinações testadas.

Obtidas as expressões, experimentou-se a aplicação da metodologia anterior, a um outro padrão sonoro distinto dos anteriores, concretamente a um padrão temporal com dois patamares de nível distintos. Nestes patamares foram introduzidas algumas variáveis, nomeadamente: variabilidade no nível, variação da duração individual e variação da diferença entre as amplitudes dos patamares.

Foi avaliado o efeito que os parâmetros de amostragem considerados (número e duração dos episódios de medição) têm na determinação da incerteza nos indicadores de ruído de longa duração.

Para a determinação dos custos financeiros, associados a diversas metodologias de amostragem testadas, foi utilizado um modelo que contabiliza os fatores de custo considerados mais relevantes de modo a poder comparar os custos associados às várias estratégias de monitorização consideradas no planeamento de uma campanha de obtenção dos níveis sonoros, de ruído ambiental, de um dado local.

## 5. Metodologias e ferramentas de aquisição de dados

Na persecução dos objetivos anteriormente apresentados, após a definição do local onde iriam decorrer as medições, foi necessário definir o conjunto de equipamentos e de ferramentas informáticas para a aquisição dos níveis sonoros e posteriormente para a análise e tratamento dos dados adquiridos.

Tendo sido definido que estas medições deveriam decorrer ao longo de períodos temporais relativamente longos, foi necessário equacionar as questões relacionadas com a segurança dos equipamentos. Apesar disso, o local deveria ser de acesso fácil, de forma a ser possível ao operador, a qualquer altura, aceder aos dados adquiridos.

Outro aspeto considerado importante foi a necessidade de os equipamentos possuírem grande autonomia em termos da sua alimentação elétrica, de modo a poderem permanecer continuamente em funcionamento, mesmo em situações de interrupção de energia na rede elétrica durante tempos mais ou menos longos.

Também a capacidade de armazenamento de dados foi um fator importante, pois pretendia-se limitar o número de intervenções do operador.

Os dados adquiridos deveriam possuir um formato que lhes permitisse serem completamente compatíveis com os formatos aceites por ferramentas informáticas já existentes, ou que viessem a ser especificamente desenvolvidas.

Para evitar a perda de dados, definiu-se uma periodicidade máxima de visita aos sistemas de monitorização instalados e de recolha dos dados gravados de 45 dias.

Numa fase preliminar, os dados depois de extraídos foram formatados e agrupados em ficheiros Excel (.xls), sendo posteriormente lidos pelos sistemas de processamento e análise, cujas ferramentas informáticas foram especificamente desenvolvidas. Os resultados depois de processados permitiram a análise e o estudo apresentado nesta tese.

## 5.1 Aquisição e constituição de uma base de dados

O conjunto de dados de nível sonoro, meteorológicos e de contagem de tráfego, utilizados para análise ao longo do tempo em que este trabalho foi evoluindo, foi obtido ao longo de 47 meses, tanto quanto possível em contínuo, entre maio de 2009 e março de 2013. Na realidade, os registos de nível sonoro anuais não incluíram os meses de agosto dos anos 2010 e 2011. Em agosto de 2010, o sistema foi sujeito a um processo de calibração, pelo que foi enviado para a entidade calibradora, tendo sido posteriormente rececionado e repostado o seu funcionamento no início do mês de setembro do mesmo ano. Em agosto de 2011, ocorreu uma falha no sistema de alimentação a qual só viria a ser superada no final desse mês, uma vez que esta ocorrência coincidiu com o período de férias. Os meses de janeiro, fevereiro e março do ano de 2013 não foram incluídos pois veio a verificar-se que em termos meteorológicos poderiam ser considerados atípicos, pois o início desse ano foi marcado pela ocorrência de fenómenos meteorológicos de grande intensidade e que introduziam significativa variação nos níveis sonoros.

O sistema de aquisição de níveis sonoros foi desenvolvido com base numa placa de aquisição de dados da National Instruments (NI), à qual foi ligado um microfone de precisão. A aquisição e o processamento dados foram feitos através de aplicações desenvolvidas na plataforma de programação LabVIEW

A monitorização dos dados meteorológicos foi efetuada recorrendo a uma estação meteorológica, que permitiu gravar os dados correspondentes à velocidade e direção do vento, à temperatura e humidade relativa do ar e ainda os dados pluviométricos do local.

A caracterização dos fluxos horários de tráfego foi efetuada utilizando um sistema automático desenvolvido também com base numa aplicação informática LabVIEW (Gameiro da Silva, et al. 2005), o qual tinha já sido testado e utilizado anteriormente durante algumas atividades de elaboração de mapas de ruído efetuadas pelo autor desta tese. Complementarmente, foram também efetuadas contagens presenciais e ainda outras com recurso à gravação de imagens em vídeo. Estas últimas ocorreram principalmente durante vários períodos noturnos.

### 5.1.1 Sistema de monitorização de níveis sonoros

Para a aquisição dos níveis sonoros utilizou-se um sistema medição (Mateus, M e Gameiro da Silva, M. 2012) composto por um microfone e pré-amplificador, respetivamente, modelos 4189 e 2671, da Brüel & Kjær.



Fig. 5.1 – Sistema de monitorização contínua (instalação experimental)

O microfone deste sistema foi montado sobre o vidro de uma janela do último piso do Laboratório de Aerodinâmica Industrial (LAI), em Coimbra. Este Laboratório é gerido pela Associação para o Desenvolvimento da Aerodinâmica Industrial, ADAI-LAETA (Laboratório Associado) que integra uma unidade de investigação do Departamento de Engenharia Mecânica, da Universidade de Coimbra. A colocação do microfone foi efetuada seguindo, tanto quanto possível, as especificações apresentadas no Anexo B da norma ISO1996-2:2007. O envidraçado da janela onde se efetuou a montagem do microfone encontra-se recuado 0,05 m relativamente ao alinhamento da parede. Tendo em conta as dimensões da janela (1,7m x 1,0m) a distância mínima que foi possível garantir entre o microfone e a moldura da janela foi de 0,5m.

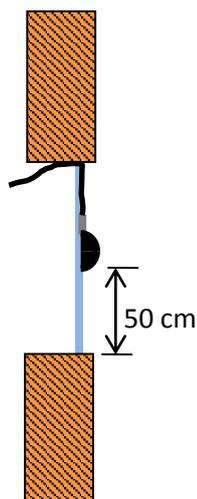


Fig. 5.2 - Desenho exemplificativo da montagem do microfone sobre o envidraçado

O sistema de medição engloba ainda uma placa NI 9233, da National Instruments, com um conversor AD de 24 bits dedicada especialmente à aquisição de sinais sonoros. Para além de proceder à aquisição dos níveis de pressão, esta placa possui também a capacidade de fornecer alimentação elétrica ao pré-amplificador do microfone. O sistema de medição corresponde a um analisador de níveis sonoros em tempo real e foi sujeito a uma calibração em Laboratório Acreditado. Foi possível verificar que sistema cumpre, na generalidade, as especificações da norma IEC61672-1:2002, para a classe I de exatidão. Nas Fig. 5.3 - 5.4 apresentam-se, respetivamente, a resposta em frequência e a linearidade da escala a 8000 Hz.

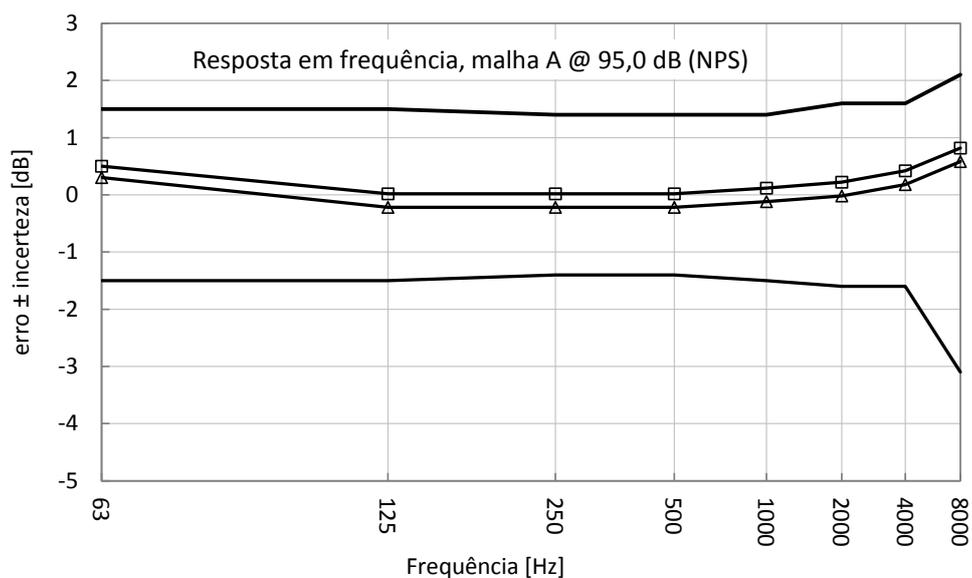


Fig. 5.3 – Resposta em frequência para um nível de pressão sonora (NPS) de 95,0 dB (bandas de oitava).

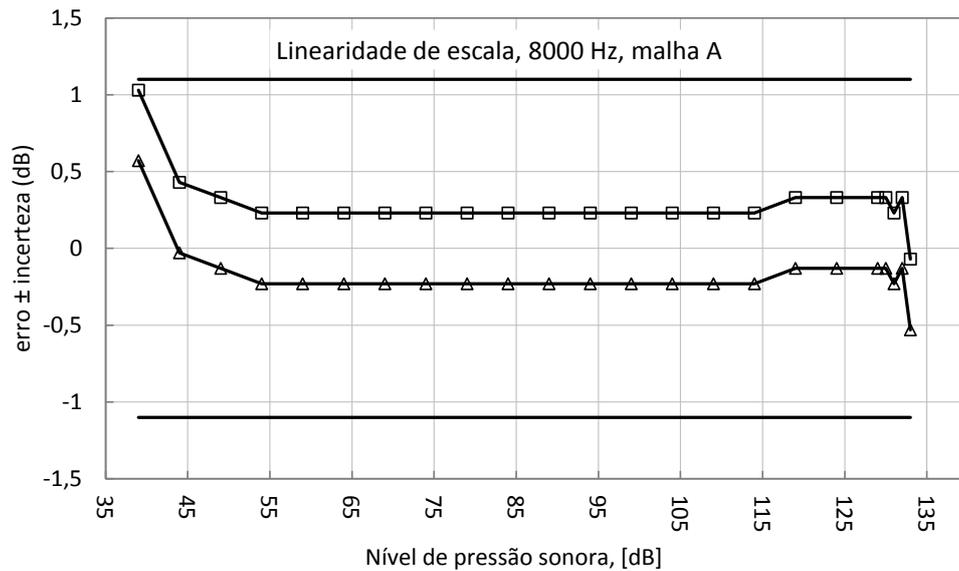


Fig. 5.4 – Linearidade da escala para a frequência de 8000Hz (oitava).

Todo o sistema de aquisição é gerido através da aplicação informática, que possui um módulo específico para o controlo do hardware dedicado à ligação ao transdutor (microfone) para a aquisição dos níveis sonoros.

Um dos blocos do programa permite configurar o sistema com características equivalentes a um analisador de ruído, possibilitando a seleção das seguintes parâmetros:

- a sensibilidade do microfone ( $\mu\text{V}/\text{Pa}$ );
- o ganho do pré amplificador (dB);
- a frequência inicial e final relativa ao intervalo de frequência para a análise espectral;
- a constante de tempo de integração para a obtenção do valor eficaz da pressão sonora (valor r.m.s);
- o valor da pressão de referência para a referenciação dos níveis de pressão sonora (Re @  $20\mu\text{Pa}$ );
- A ponderação em frequência a utilizar (A, B, C, Lin).

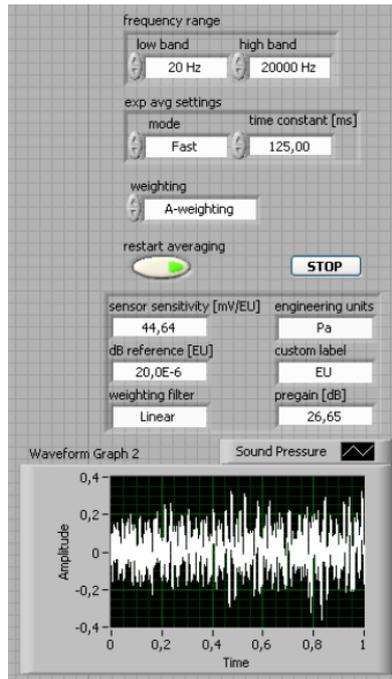


Fig. 5.5 – Janela de configuração do sistema de leitura

Em simultâneo com o processamento do valor da pressão sonora, e por integração deste, é determinado o nível sonoro contínuo equivalente,  $L_{Aeq,T}$ , ao longo de um tempo,  $T$ , sendo este tempo pré definido pelo utilizador.

Paralelamente, sobre o sinal de pressão, é efetuada a análise em frequência no intervalo de 20 Hz a 20 000Hz, seleccionável, sendo também calculados em simultâneo os respetivos  $L_{Aeq,T,f}$ , para todos os terços de banda de oitava incluídos nesse intervalo. Este módulo foi adaptado de uma aplicação informática (Gameiro da Silva, 2007) elaborada com base em rotinas suportadas na plataforma LabVIEW e cumpre as especificações da norma IEC61260:2001.

Ao longo do tempo em que decorreu a monitorização, todos os valores dos níveis sonoros foram obtidos com períodos de integração de 30 minutos, sucessivos. Esta condição é válida não só para o valor global, bem como para os valores correspondentes à descrição espectral, respetivamente,  $L_{Aeq,30min}$  e  $L_{Aeq,30min,f}$ . Os parâmetros adquiridos, ao longo do tempo, são guardados num ficheiro informático em formato.xls, ficando todos eles indexados ao ano, ao mês, ao dia e à hora de aquisição.

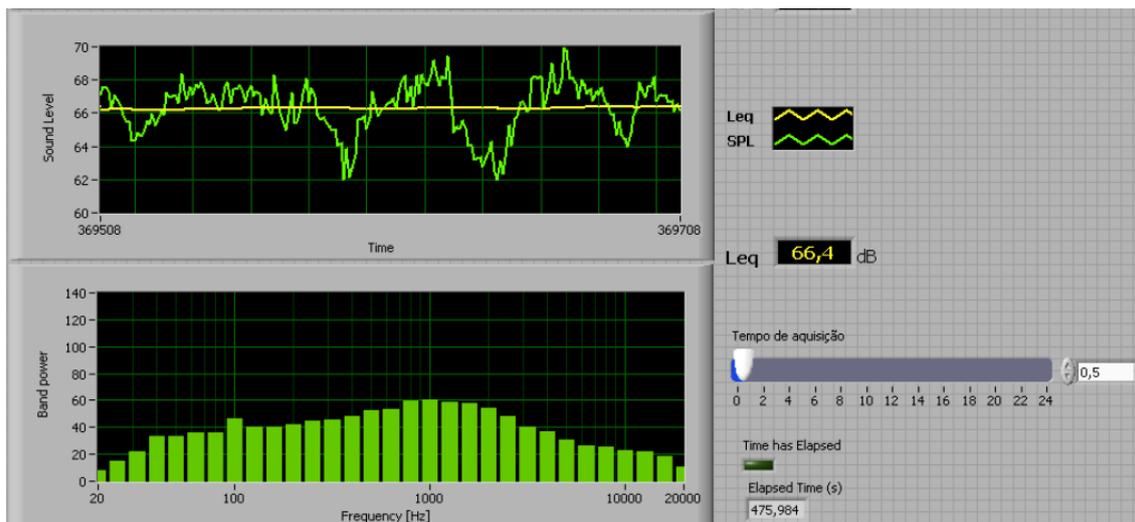


Fig. 5.6 – Janela de visualização da evolução temporal dos níveis adquiridos, e respetivo espectro acumulado de frequência.

Uma vez que os níveis sonoros foram adquiridos com o microfone diretamente colocado sobre a janela, embora para o estudo efetuado não fosse estritamente necessário, entendeu-se ser importante determinar o valor de correção devido ao aumento de pressão que esta configuração de montagem implica em vez de considerar o valor de referência de 6 dB (ISO1996-2. 2007), (Imagine Project(1). 2006). Para isso, foi utilizado um segundo analisador da classe I (CESVA SC310) e os dois sistemas de medição foram previamente submetidos a um teste idêntico e em simultâneo, estando os microfones colocados lado a lado, num ponto no interior de uma sala de ensaio existente no LAI. Nesta sala gerou-se um campo sonoro através de uma fonte dodecaédrica emitindo um ruído rosa, filtrado entre 50 Hz e 5000Hz, e os sinais captados pelos dois microfones permitiram determinar as diferenças de nível registadas entre os dois sistemas.

Idealmente este ensaio deveria ocorrer em condição de campo livre e procedendo à colocação dos microfones no mesmo ponto (substituindo-os alternadamente). Embora não se tenha seguido tal rigor metrológico, apresentam-se nas Fig. 5.7 e Fig. 5.8 os resultados obtidos nas condições, não ideais.

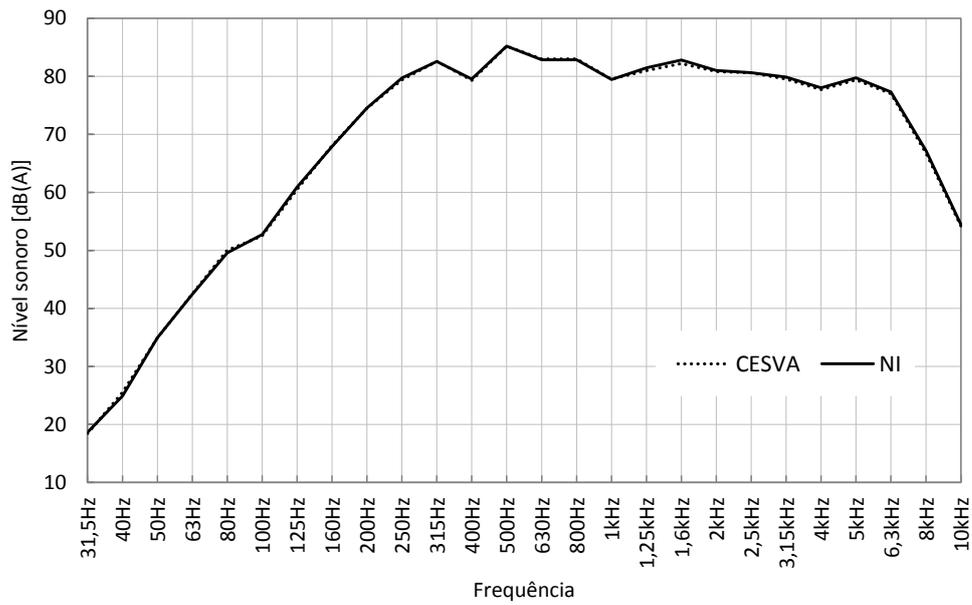


Fig. 5.7 - Espectro de frequências adquirido pelos dois sistemas de medição.

As diferenças representadas na Fig. 5.8, não excederam em nenhuma das frequências 0,5 dB. Este valor está dentro das tolerâncias assumidas para a classe I de exatidão, razão pela qual se optou por não corrigir os valores obtidos pelas leituras.

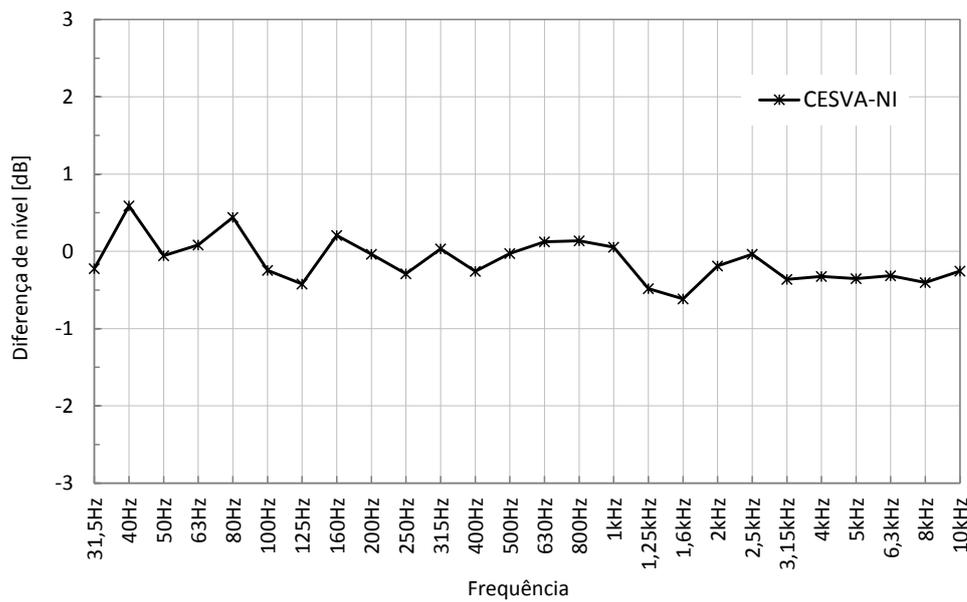


Fig. 5.8 - Representação das diferenças (CESVA - NI), no espectro de frequências de interesse.

A montagem do microfone do sistema de monitorização permanente, referenciado com a sigla M1, encontra-se esquematizada na Fig. 5.9. Durante os 47 meses em que decorreram as medições este foi fixado no vidro através de fita adesiva de alta aderência.

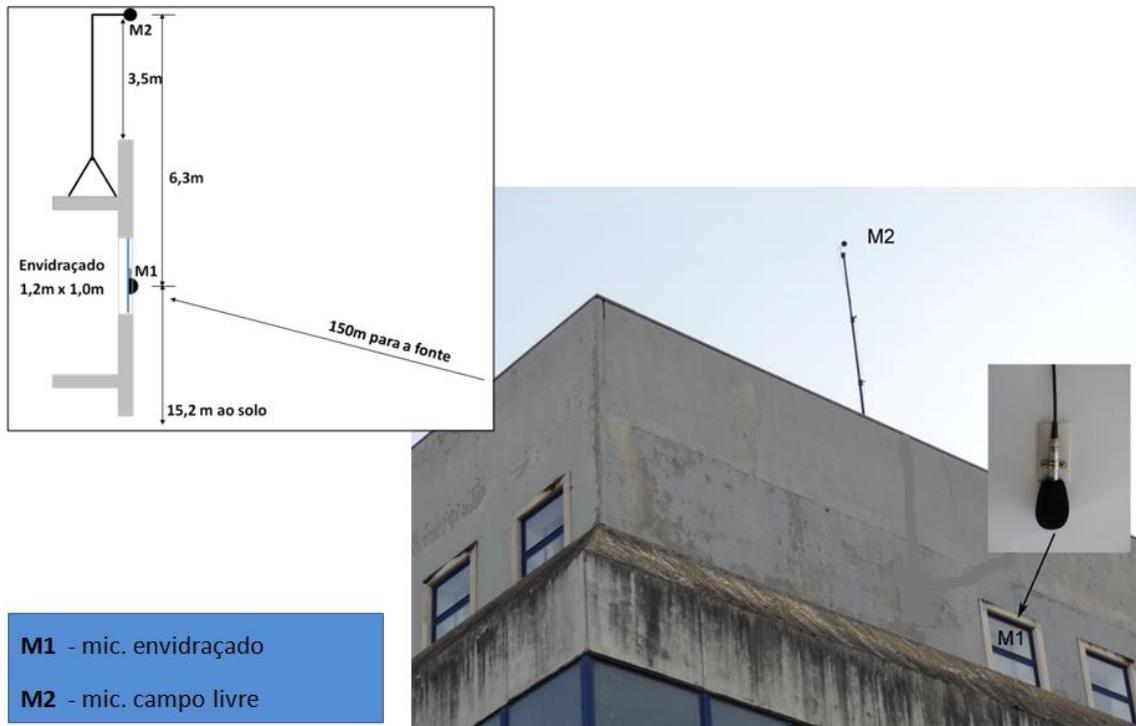


Fig. 5.9 - Representação dimensional do sistema de monitorização acústica (s/escala).

Para a determinação do valor de correção devido ao aumento de pressão devido às reflexões que ocorrem na superfície do vidro (posição M1), comparativamente às medições efetuadas em condições de campo livre, foram efetuadas medições simultâneas no ponto referenciado com M2. Deste modo tornou-se possível obter as diferenças de nível dos parâmetros  $L_{Aeq,15min}$  e  $L_{Aeq,15min,f}$  correspondendo este último aos terços de banda de oitava compreendidos entre 31,5 Hz e 10 000Hz.

A medição no ponto M2 foi efetuada com o sonómetro CESVA que cumpre todas as especificações da classe I, exigidas pela norma IEC61260:2001.

Os valores obtidos encontram-se representados na Fig. 5.10, onde é possível visualizar as diferenças entre os níveis correspondentes à posição de campo livre e campo refletido ao longo do espetro de frequências [31,5Hz;10kHz]. De notar a existência de uma diminuição acentuada para as diferenças em torno da frequência de 4 kHz, a que se segue um aumento significativo para as frequências imediatamente superiores. Esta última tendência evidencia o efeito do

aumento da diferença de fase existente entre o som direto e o refletido. Nestas circunstâncias se o intervalo de frequências se estender acima de 4 kHz, a norma ISO 1996-2 refere a necessidade de utilizar microfones de menor diâmetro (6mm).

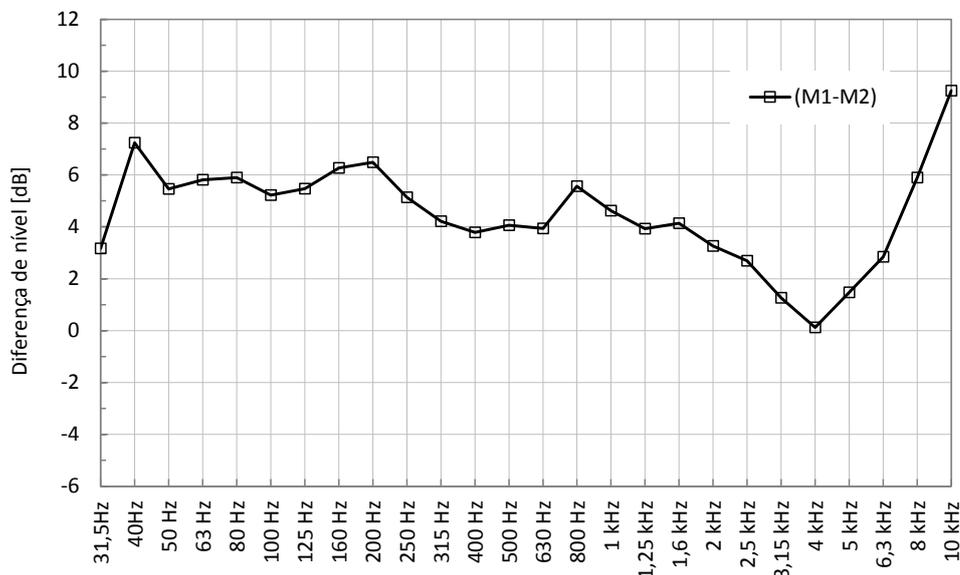


Fig. 5.10 - Diferenças entre os sistemas na posição M1 e posição M2, correspondentes às diferenças entre campo livre e campo refletido.

No presente caso a diferença global encontrada, correspondente à correção dos valores obtidos por medição efetuada com o microfone colocado sobre a superfície, foi de 4,2 dB em vez do valor assumido de 6 dB [(NP ISO 1996-2. 2011), (NT ACOU 039. 2002), (Imagine Project(1). 2006)], encontrando-se assim fora do intervalo  $5,7 \pm 0,8$  dB (95% de confiança) (Memoli, et al. 2007). O valor da diferença obtida durante este estudo resultará, cumulativamente, da contribuição de vários fatores. Refira-se que ele integra já os efeitos das ponderações relativas à frequência de ocorrência das condições de propagação favoráveis, desfavoráveis e neutras, que foram determinadas com base nos dados relativos à intensidade e direção do vento registados ao longo dos quatro anos de aquisição destes parâmetros meteorológicos. Também as condições de montagem do microfone, nomeadamente as distâncias entre este e alguns relevos da fachada terão igualmente contribuído para o valor daquela diferença.

### 5.1.2 Sistema de monitorização de dados ambientais

Para a monitorização e registo dos dados meteorológicos acima indicados, recorreu-se a uma estação meteorológica, modelo W8681 da Watson, estando esta instalada na cobertura do edifício, num mastro a uma altura de 4 metros acima do terraço do Laboratório. A altura total, relativamente ao solo, é de aproximadamente 20 metros.



Fig. 5.11 – Estação meteorológica utilizada para a aquisição dos parâmetros meteorológicos

Todos os parâmetros adquiridos correspondem aos valores médios dos últimos 30 minutos, ao longo de períodos consecutivos. Estes valores encontram-se, também eles, referenciados ao ano, ao mês, ao dia e à hora de medição. Esta referência é automaticamente atualizada com a informação contida no sinal de rádio de onda longa, emitido pela estação DCF77 na frequência de 77,5 kHz, numa banda de rádio cujo comprimento de onda corresponde a 3870m. O sinal desta estação emissora, instalada na localidade de Mainflingen, perto de Frankfurt, com coordenadas N 50° 00' 55,71'' e E 9° 00' 37,77'', é recebido num raio de 2000 km. A receção regular deste sinal, no local onde se encontrava instalada a estação meteorológica, deve-se por um lado à potência de emissão de 50 kW e também às características do modo de propagação associado à onda terrestre que ocorre principalmente durante o dia e que se deve à presença da

camada D da ionosfera. Esta camada da atmosfera, altamente refletora para as ondas de rádio, durante o dia encontra-se situada a uma altura entre 50 e 90 km e em conjunto com o solo atua como um grande guia de ondas, tornando possível a comunicação a longas distâncias através do uso de grandes antenas e de emissores muito potentes. A referência do sinal horário, transmitido por esta estação emissora, é controlada pelo Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB), com uma incerteza estimada de  $12 \times 10^{-15}$  segundo.

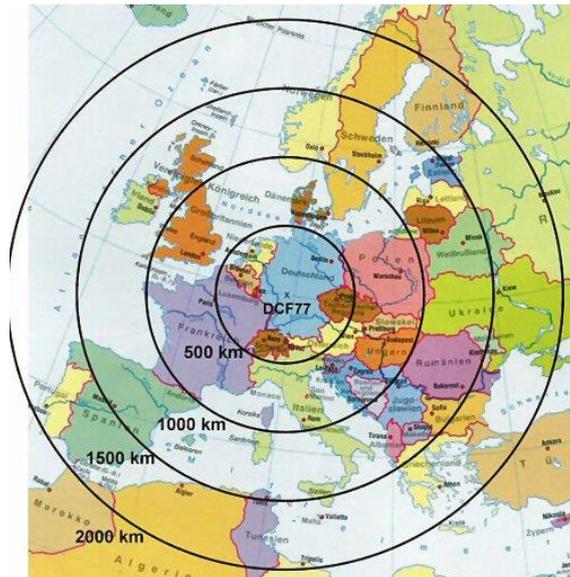


Fig. 5.12 – Raio de ação na zona de abrangência da estação DCF77 instalada em Mainflingen, Frankfurt

A extração dos dados adquiridos pela estação meteorológica, da unidade de monitorização e armazenamento para o PC, foi efetuada com o auxílio do programa informático EasyWeather, que possibilitou também a exportação dos ficheiros informático para o formato Excel.

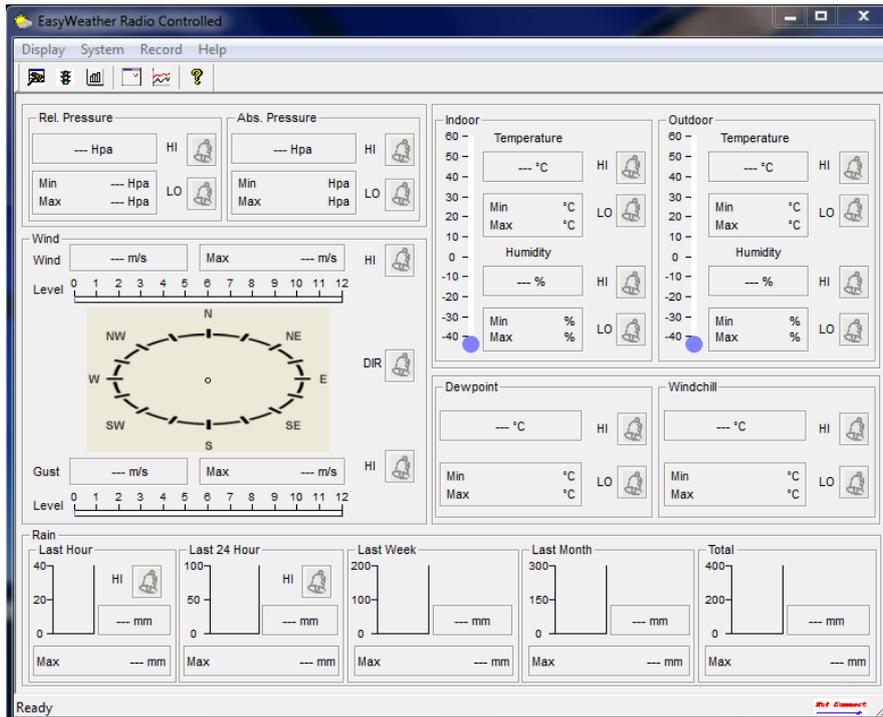


Fig. 5.13 – Janela de apresentação das leituras da estação meteorológica.

Os ficheiros contendo estes dados foram posteriormente processados pela aplicação freeware WRPLOT View™, da Lakes Environmental Software®, versão 7.0.0, que permitiu obter e representar a distribuição estatística do rumo do vento, assim como da sua intensidade.

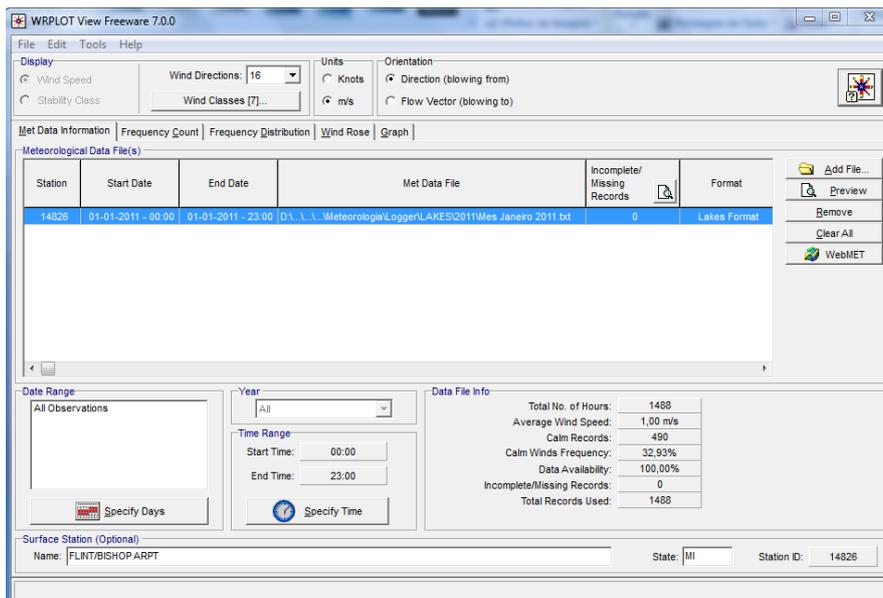


Fig. 5.14 – Janela de processamento do programa WRPLOT View™, versão 7.0.0

### 5.1.3 Sistema de caracterização de tráfego rodoviário

A zona de implantação do edifício do LAI, onde os sistemas de monitorização se encontraram instalados durante 47 meses, localiza-se numa zona urbana da cidade de Coimbra, denominada, Vale das Flores.

Esta zona possui várias valências de ocupação, contudo poder-se-á considerar maioritariamente residencial. Para além deste uso, existem duas áreas comerciais, de grande dimensão, e também vários pequenos comércios. Encontram-se também implantadas estruturas de serviços, destacando-se uma unidade de saúde familiar, equipamentos escolares, secundários e universitários, e ainda a unidade de bombeiros sapadores municipais.



Fig. 5.15 - Vista aérea da área de estudo, com a identificação da via de tráfego principal e do local recetor

A zona é atravessada, transversalmente, por uma via de tráfego de relativa importância que se encontra assinalada na Fig. 5.15 pelas linhas amarelas desenhadas. Esta via possui na sua maior extensão duas faixas de rodagem em cada um dos sentidos de circulação.

Esta infraestrutura rodoviária permite a fluência de tráfego que entra e que sai da cidade, promovendo a ligação, e o acesso, aos vários equipamentos existentes na área próxima. Encontra-se igualmente ligada a um anel rodoviário exterior da cidade, o que permite e facilita o acesso de veículos à unidade central de saúde de cuidados diferenciados (CHUC – Centro Hospitalar e Universitário de Coimbra).

Durante um período de 10 meses, entre Maio de 2010 e Fevereiro de 2011, decorreu no Laboratório de Aerodinâmica Industrial um ensaio de comparação interlaboratorial que incidiu sobre a medição de ruído ambiente num período temporal de 4h (14h-18h). Participaram neste ensaio 117 Laboratórios de medição de ruído e ao longo da realização do mesmo foram feitas diariamente contagens de tráfego que ocorreram sempre no período do dia compreendido entre as 14h e as 18h. Os valores resultantes das contagens permitiram caracterizar a estabilidade de emissão da fonte sonora de maior relevância (a via de tráfego).

O registo do volume de tráfego efetuado pela estação piloto (ADAI) foi efetuado de modo automático e contínuo ao longo dos vários períodos diários. Para isso a ADAI (laboratório piloto) possuía um sistema baseado na gravação e posterior análise dos respetivos registos sonoros. Este dispositivo utiliza um sistema de gravação MP3 e em conjunto com um software específico de análise, desenvolvido pelos autores, permitiu a determinação do volume horário de tráfego (Gameiro da Silva, et al. 2005 (a)).

Considerando as 4h de medição, as dimensões originais dos ficheiros adquiridos tornariam muito demorada, ou mesmo impraticável a sua análise. Por este motivo, na fase de processamento, estes são, numa primeira fase, seccionados em ficheiros parciais (cf. Fig. 5.16) cuja dimensão torna o processamento mais rápido.

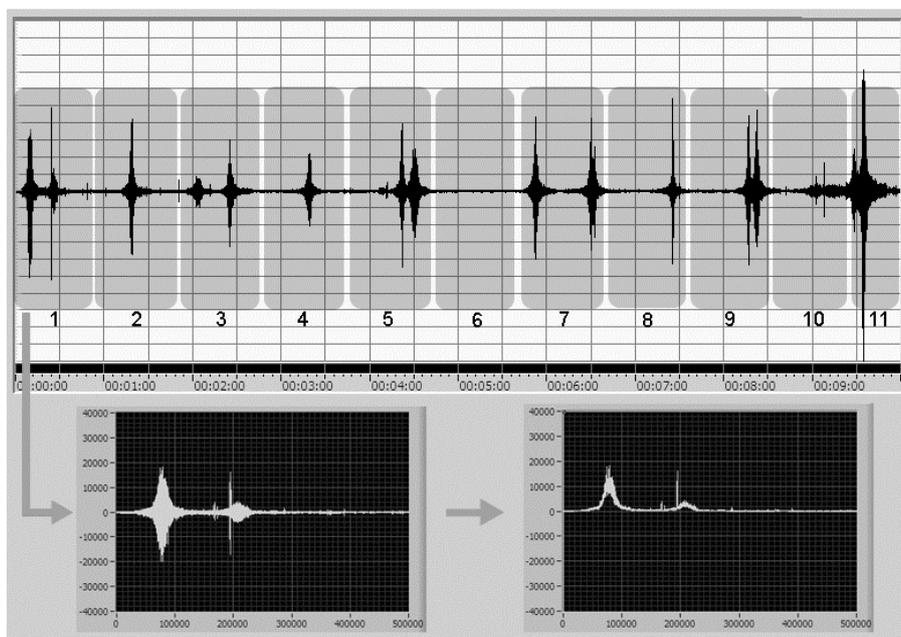


Fig. 5.16 - Exemplificação do método de leitura parcelar e sequencial dos ficheiros dos registos sonoros e da determinação da envolvente de máximos [adaptado de (Gameiro da Silva, et al. 2005 (a))].

Numa fase posterior, retém-se apenas a envolvente do sinal, pois esta contém toda a informação necessária para efetuar a contabilização do número de passagens de veículos.

Os registos sonoros foram todos eles efetuados junto das vias, tendo sido os dispositivos montados dentro de uma caixa protetora instalada nos postes de candeeiros de iluminação pública e que ladeiam cada uma das vias, a uma altura aproximada de 3 metros. Desta forma, e dada a proximidade dos gravadores relativamente à fonte, a influência de outras fontes é minimizada.

A identificação dos eventos baseia-se num algoritmo em que é definido um tempo de ocorrência mínimo associado à passagem de um veículo e ainda à amplitude mínima de pressão para que os eventos possam ser considerados válidos, respetivamente,  $\Delta t$  e  $Linf$ .

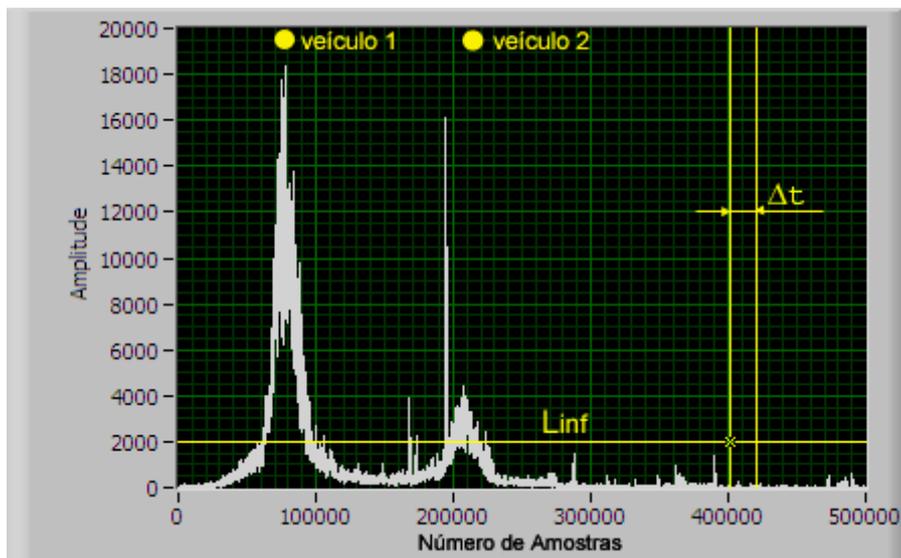


Fig. 5.17 - Identificação da passagem de dois veículos em extrato de registo sonoro e definição de critérios de validação da passagem de um veículo (tempo mínimo de ocorrência  $\Delta t$  e limite mínimo de pressão sonora  $Linf$ ).

O processo automático de contagem de tráfego finaliza com a identificação e contabilização dos eventos que obedecem, simultaneamente, aos critérios anteriormente definidos.

## 6. Apresentação, processamento e discussão dos resultados

No presente capítulo apresentam-se os resultados obtidos após o processamento e análise dos dados recolhidos ao longo do período de 47 meses de aquisição.

### 6.1 Caracterização do tráfego e meteorológica do local de medição

#### 6.1.1 Caracterização de tráfego rodoviário na zona

As contagens de tráfego efetuadas, manualmente e também de forma automática, permitiram a caracterização do tráfego que, em termos médios, ocorre na via que atravessa a área de influência estudada.

Para além das contagens manuais que ocorreram durante os vários meses, nos dias e no período em que se realizavam medições no âmbito do ensaio interlaboratorial, foram também efetuadas contagens manuais de tráfego noutros períodos horários. Estes períodos encontravam-se repartidos ao longo das 24h do dia, para ser possível caracterizar a distribuição de tráfego diário. A contabilização de todos estes dados permitiu determinar o volume médio diário de tráfego e que neste caso foi de 37.000 veículos/dia.

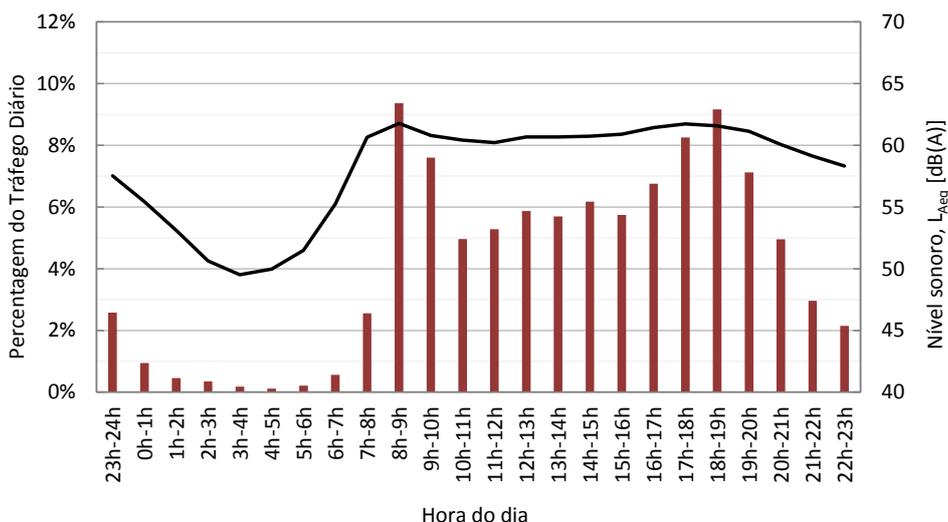


Fig. 6.1 - Distribuição de fluxos de tráfego (barras vermelhas) e padrão do nível sonoro (linha preta contínua)

### 6.1.2 Caracterização meteorológica no período de maio 2009 a dezembro 2012

Para o desenvolvimento deste estudo, para o qual se estabeleceu *à priori* que a aquisição de níveis sonoros iria decorrer ao longo de um período relativamente extenso, foi necessário monitorizar também alguns fatores meteorológicos que, como é sabido, condicionam a propagação da energia sonora em ambiente exteriores.

De entre esses fatores meteorológicos deu-se particular destaque à intensidade e direção do vento. Para a análise e o tratamento estatístico desses parâmetros foi utilizado o software WRPLOT View™, da Lakes Environmental, versão 7.0.0.

O tratamento estatístico daqueles parâmetros, recolhidos ao longo de 47 meses, permitiu calcular a suas respectivas frequências de ocorrência. A representação dos resultados obtidos é feita pela rosa-dos-ventos incluída na Fig. 6.2, e para maior detalhe são também apresentados na Tab. 6.1.

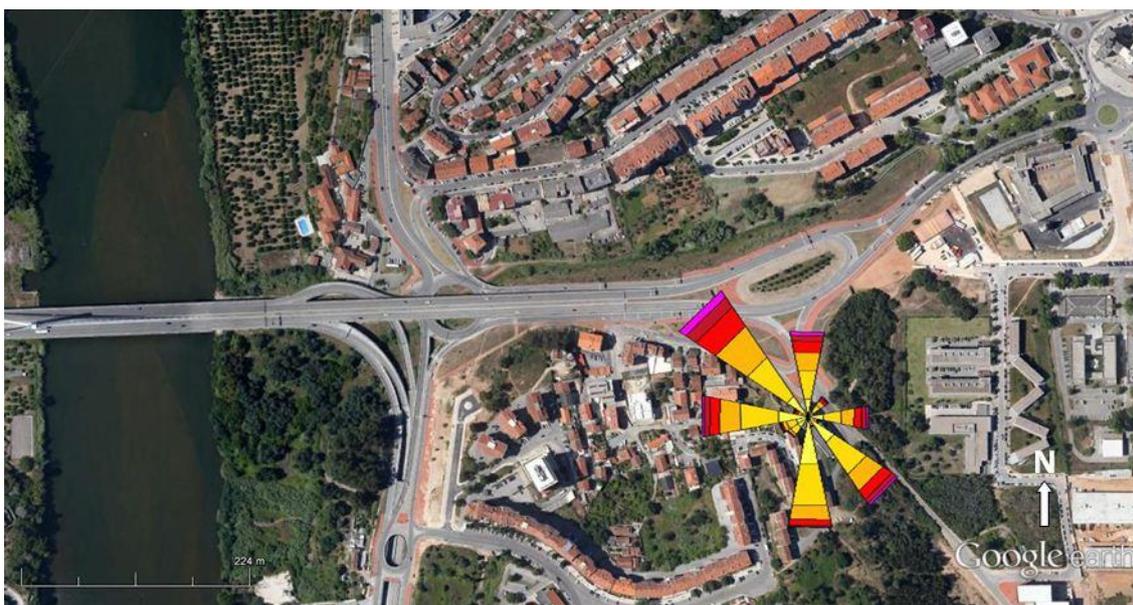


Fig. 6.2 – Direção e velocidade do vento, determinadas com base nos valores médios mensais ocorridos durante o período de Maio de 2009 a final de Dezembro de 2012.

Direções	Classes de vento [m/s]							Total [%]
	0,3 - 0,5	0,5 - 1,0	1,0 - 2,0	2,0 - 3,0	3,0 - 4,0	4,0 - 5,0	>= 5,0	
N	0%	2,1%	3,2%	2,1%	1,3%	0,7%	0,4%	9,7%
NNE	0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%
NE	0%	0,7%	0,9%	0,6%	0,4%	0,2%	0,1%	2,8%
ENE	0%	0,1%	0,1%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,3%
E	0%	1,8%	2,0%	1,5%	0,8%	0,4%	0,3%	6,7%
ESE	0%	0,3%	0,4%	0,3%	0,2%	0,1%	0,1%	1,3%
SE	0%	3,4%	4,3%	2,2%	1,2%	0,5%	0,3%	11,7%
SSE	0%	0,3%	0,5%	0,2%	0,1%	0,1%	0,0%	1,2%
S	0%	5,4%	4,6%	1,6%	0,6%	0,2%	0,1%	12,3%
SSW	0%	0,2%	0,2%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,4%
SW	0%	1,4%	1,0%	0,3%	0,1%	0,0%	0,0%	2,8%
WSW	0%	1,4%	1,1%	0,5%	0,2%	0,1%	0,0%	3,3%
W	0%	3,4%	4,3%	2,3%	1,1%	0,6%	0,3%	11,9%
WNW	0%	0,2%	0,5%	0,4%	0,3%	0,2%	0,1%	1,7%
NW	0%	2,8%	5,3%	4,2%	2,6%	1,4%	0,9%	17,0%
NNW	0%	0,1%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%
Sub-Total	0%	23,1%	28,1%	16,2%	9,0%	4,3%	2,5%	83,3%
Períodos de calma								16,7%
Total								100,0%

Tab. 6.1 - Valores percentuais relativos à ocorrência dos parâmetros meteorológicos, direção e intensidade do vento

Relativamente aos valores obtidos, o rumo que ocorre com maior frequência corresponde à direção NW. Para esta direção a velocidade mais provável do vento situa-se no intervalo ]1,0m/s; 2,0m/s].

## 6.2 Caracterização acústica do local de estudo

Durante o período compreendido entre maio de 2009 e março de 2013, o sistema de monitorização permanente registou os níveis sonoros ao longo de 45 meses completos. Os valores adquiridos permitiram determinar o valor das médias horárias mensais, assim como conhecer a evolução temporal dos níveis sonoros ao longo do tempo (ver Fig. 6.3). A linha preta contínua representa a evolução temporal, média horária anual, do nível sonoro ao longo das 24h do dia. Para a sua obtenção foram considerados os valores da média energética, calculada com base nos níveis  $L_{Aeq,30min}$  registados durante todos os correspondentes períodos, ao longo dos 45 meses de medição. Os pontos cinzentos representam os valores médios, horários mensais, calculados para o mesmo período e a partir destes foi determinado o respetivo desvio padrão, cuja representação é feita pela linha preta tracejada incluída na parte interior do gráfico da figura.

A faixa de variação descrita pelos pontos de cor cinzenta permite ter a perceção da variabilidade, horária mensal, dos níveis sonoros ao longo do período em análise. Esta faixa encontra-se limitada superiormente, e inferiormente, por uma linha tracejada descrita pelos pontos correspondentes ao valor médio a que se somou e subtraiu o valor de dois desvios padrão. Deste modo fica definido um intervalo de confiança para os níveis sonoros horários, representativos da zona em estudo, a que se associa uma probabilidade de 95%.

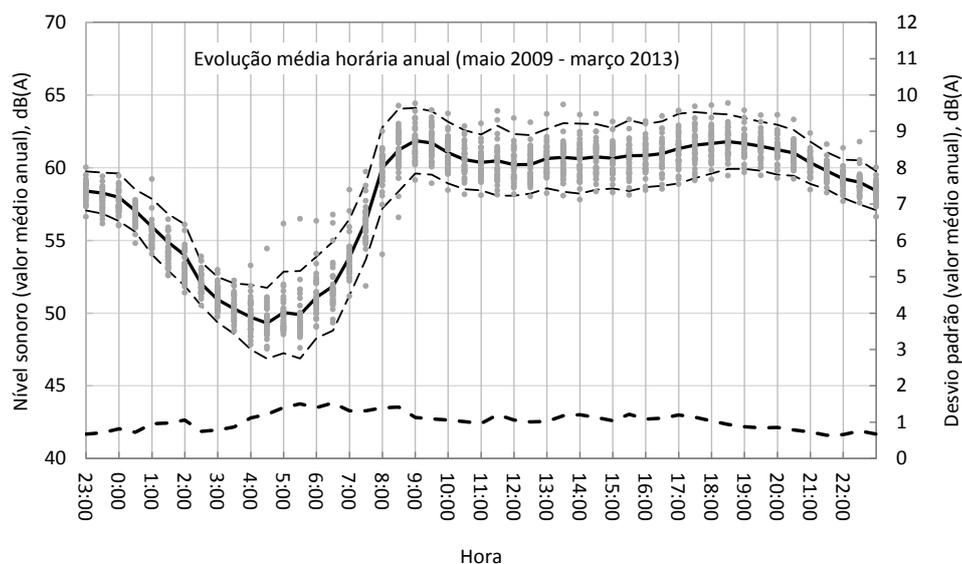


Fig. 6.3 – Evolução média horária do nível sonoro,  $L_{Aeq,30min}$ , no período de amostragem (maio 2009 a março 2013).

Esta representação coloca em evidência a existência de um padrão característico de evolução temporal dos níveis sonoros associados à fonte sonora. É também possível evidenciar a existência de alguns níveis anómalos que podem ocorrer em determinadas circunstâncias. No caso concreto em análise, embora não se tenha conseguido identificar a causa, verificou-se que no mês de julho de 2011 os níveis sonoros médios, registados durante o período noturno, ficaram fora do intervalo de confiança definido. Outra situação anómala pode ser evidenciada durante o mês de janeiro de 2013, mês em que durante os períodos diurnos e de entardecer, os níveis sonoros médios registados encontraram-se todos eles fora dos respetivos intervalos de confiança. Neste último caso, foi possível identificar a origem de tal ocorrência. Na realidade, em termos meteorológicos, o início do ano de 2013 apresentou-se tempestuoso e muito chuvoso, sendo caracterizado por chuvas fortes, persistentes, e períodos de ventos fortes.

Em termos médios, no mês de janeiro de 2013 registou-se uma frequência de precipitação 2,4 vezes superior à média calculada com os valores registados nos meses homólogos dos anos 2010, 2011 e 2012. Também o volume de precipitação ocorrido em janeiro de 2013 foi 4,5 vezes superior ao volume médio de precipitação, sendo este igualmente calculado com base nos correspondentes valores que ocorreram nos meses homólogos, dos três anos anteriores. Esta realidade meteorológica teve, com certeza, influência nos valores recolhidos durante todo esse mês, uma vez que para além do efeito do vento, que possa ter incidido diretamente no microfone, também o ruído de rolamento dos veículos sobre o pavimento, que se apresentava quase sempre molhado, terá contribuído para a ocorrência de níveis sonoros mais elevados.

Na Fig. 6.4 apresenta-se o nível sonoro médio mensal representado pelo parâmetro  $L_{Aeq,24h}$ , para cada mês do ano, calculado com base nos níveis individuais obtidos ao longo de todos os meses entre maio de 2009 e março de 2013. Na parte inferior do gráfico é também apresentado o desvio padrão médio calculado para cada mês do ano.

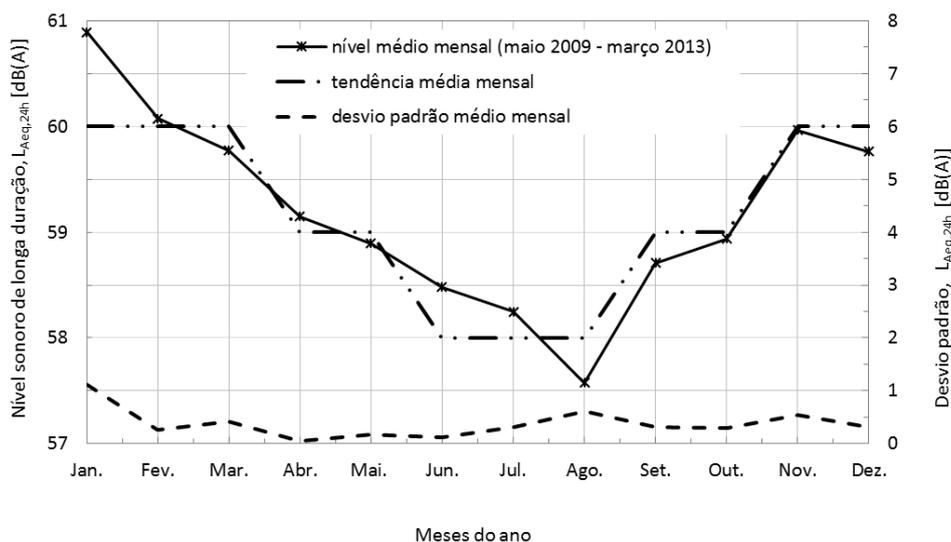


Fig. 6.4 – Evolução do nível sonoro médio mensal,  $L_{Aeq,24h}$ , e respetivo desvio padrão ao longo de um ano.

A representação do desvio padrão incluída no gráfico da Fig. 6.4 evidencia a existência de variações de nível médio mensal ao longo do ano. Contudo, verifica-se que a dispersão do nível mensal, obtida a partir dos vários meses amostrados não é significativa. Concretamente, a dispersão do parâmetro  $L_{Aeq,24h}$  obtida para cada mês do ano é de aproximadamente 0,5 dB. Apenas no mês de janeiro o valor dessa dispersão é superior a 1,0 dB. Este valor ocorre pelo facto de se ter considerado para o cálculo do indicador de dispersão (desvio padrão), o valor do mês de janeiro de 2013 e cujo nível  $L_{Aeq,24h}$  foi de 61,8 dB(A). Comparativamente, o nível que se registou nesse mês foi 2 dB superior ao nível médio obtido com base nos valores registados nos meses homólogos nos anos 2010, 2011 e 2012, a partir dos quais se obteve o nível médio  $L_{Aeq,24h}$  igual a 59,7 dB(A).

A caracterização dos níveis sonoros durante um tempo tão alargado, como o que se utilizou neste trabalho, permitiu por um lado obter um conjunto de dados suficientemente significativos para a caracterização acústica do local, e, por outro, registar a assinatura de algumas das características temporais de longa duração.

Para além dos dados apresentados na Fig. 6.4, diretamente derivados das medições, como sejam os níveis médios mensais,  $L_{Aeq,24h}$ , e os correspondentes desvios padrões, representou-se também a linha de tendência média mensal e que aparece desenhada por uma linha traço-ponto.

Com base na amostra recolhida ao longo do período de amostragem, afigura-se ser possível perceber e interpretar a tendência representada. Por exemplo, é possível perceber que os meses de junho, julho e agosto são em média os meses menos ruidosos. Este facto poderá estar associado ao facto de estes serem, preferencialmente, os meses de férias laborais e onde ocorrem também as férias escolares, o que, por si só, implica uma forte diminuição no trânsito rodoviário na zona em estudo. Também se poderão associar a esta interpretação as pequenas variações que ocorrem em abril, setembro e dezembro. No primeiro caso, julga-se que a perturbação se possa relacionar com a transição do 2º para o 3º período dos anos letivos escolares, ocorrendo entre eles um período de férias. No mês de setembro, reinicia-se o ano escolar e retoma-se a atividade normal da cidade. Finalmente em dezembro ocorre nova paragem nas atividades escolares, existindo mais um período de férias.

A Fig. 6.4 mostra também que os meses de novembro a março, são tendencialmente os que evidenciam níveis mais elevados de ruído. Novamente se associa a este facto o período de maior atividade humana na zona, e na cidade, mas também por serem os meses em que as condições atmosféricas propiciam maior quantidade de precipitação, o que tem naturalmente influência no nível sonoro registado, uma vez que a interação dos pneus com o piso molhado produz níveis de ruído mais intensos.

Nas secções imediatamente subsequentes serão efetuadas análises mais detalhadas dos valores obtidos, para cada um dos períodos de referência.

### 6.2.1 Caracterização do nível sonoro correspondente ao período diurno

A representação dos níveis médios horários obtidos a partir dos respetivos valores mensais, em todos os períodos de referência diurnos, permite também identificar a existência de um padrão de evolução temporal, assim como associar-lhe um intervalo de confiança para a variação média, horária, do nível sonoro, e que se apresentam na Fig. 6.5.

Relativamente ao padrão de evolução temporário verifica-se que a partir das 7:00h e até às 9:00h o nível sonoro apresenta uma característica de crescimento bastante acentuada. Por contraste, após as 18:30h este intervalo manifesta já alguma tendência para diminuir.

A análise daquela figura revela ainda a existência de uma faixa limitada superiormente, e inferiormente, por uma linha tracejada descrita pelos pontos correspondentes ao valor médio acrescido, e subtraído, de dois desvios padrão. Deste modo fica definido um intervalo de confiança para a evolução média horária do nível sonoro, característica da zona em estudo, ao qual se associa uma probabilidade de 95%, dando indicação do valor da incerteza deste parâmetro. Verifica-se que a amplitude deste intervalo manifesta alguma tendência para ser constante ao longo de todo o período, embora nas primeiras horas do dia, entre as 7:00h e as 8:30h, tenda a ser ligeiramente superior.

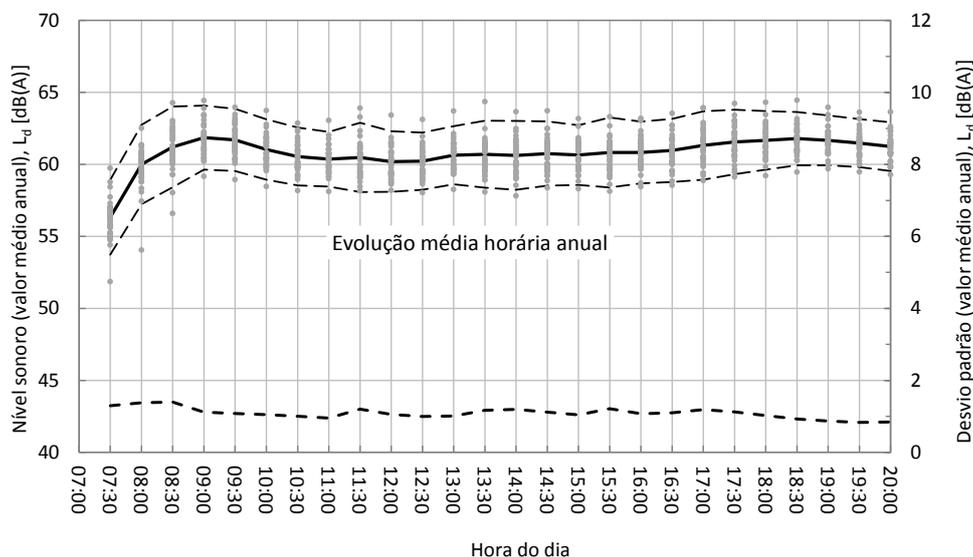


Fig. 6.5 - Evolução média horária do nível sonoro,  $L_{Aeq,30min}$ , no período diurno.

A variabilidade das primeiras horas da manhã deve-se sobretudo ao facto de não se terem excluído desta análise os dias feriados e os dias de fim-de-semana que ocorreram ao longo do

período em estudo. Estes dias caracterizam-se por ter inícios de manhãs menos ruidosas pelo que a sua inclusão no tratamento dos dados faz aumentar, ligeiramente, o desvio padrão.

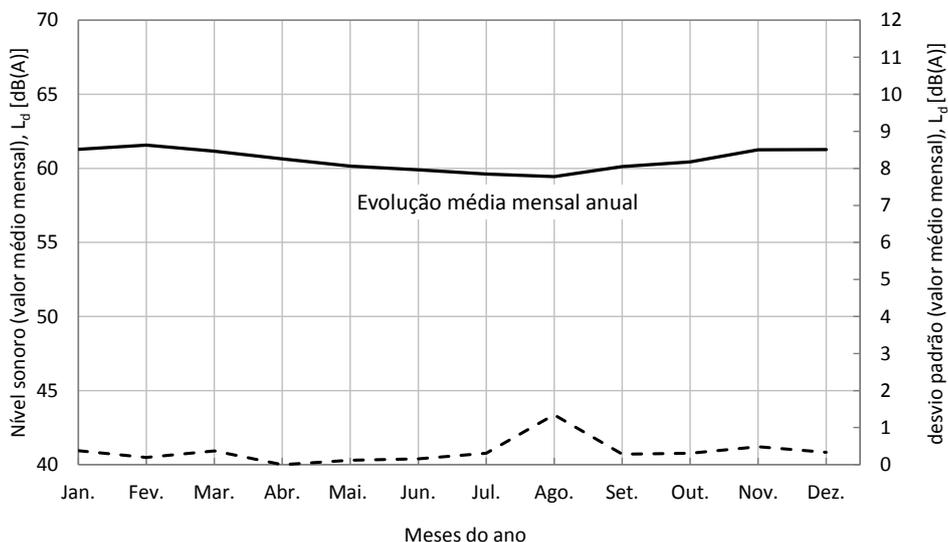


Fig. 6.6 - Evolução mensal do nível sonoro médio de longa duração,  $L_d$ , e respetivo desvio padrão ao longo de um ano, no período diurno.

Durante o período diurno a Fig.6.6 evidencia a existência de uma variação do nível sonoro médio ao longo dos meses do ano. A variação máxima encontrada para este indicador,  $L_d$ , calculado individualmente em cada mês, é de 3 dB, ao longo do ano. O seu valor mínimo ocorre no mês de agosto, resultado também da diminuição da atividade humana na cidade de Coimbra. Os valores máximos ocorrem durante os meses de novembro a março, julgando-se que este fato ocorra também pelas razões anteriormente referidas na análise dos níveis  $L_{Aeq,30min}$ .

O desvio padrão mensal nunca excede o valor de 1 dB, o que evidencia uma grande estabilidade da fonte emissora, excetuando-se o mês de agosto que por se tratar do mês característico de férias, será caracterizado pela existência de uma maior variabilidade de níveis.

## 6.2.2 Caracterização do nível sonoro correspondente ao período entardecer

Análise idêntica à anterior foi efetuada relativamente aos valores obtidos para o período do entardecer. A apresentação dos dados é feita nas Fig. 6.7 – 6.8.

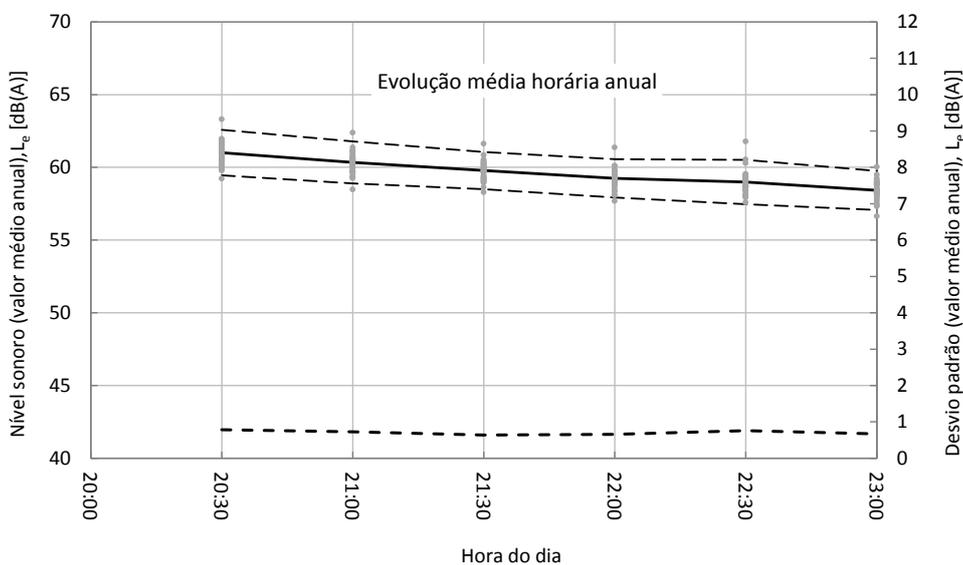


Fig. 6.7 - Evolução média horária do nível sonoro,  $L_{Aeq,30min}$ , no período do entardecer.

Neste período verifica-se que o nível se reduz constantemente e modo quase linear com o avançar da hora. Percebe-se que existe muito pouca dispersão, o que é evidenciado pelo desvio padrão, que se mantém sempre num valor inferior a 1 dB.

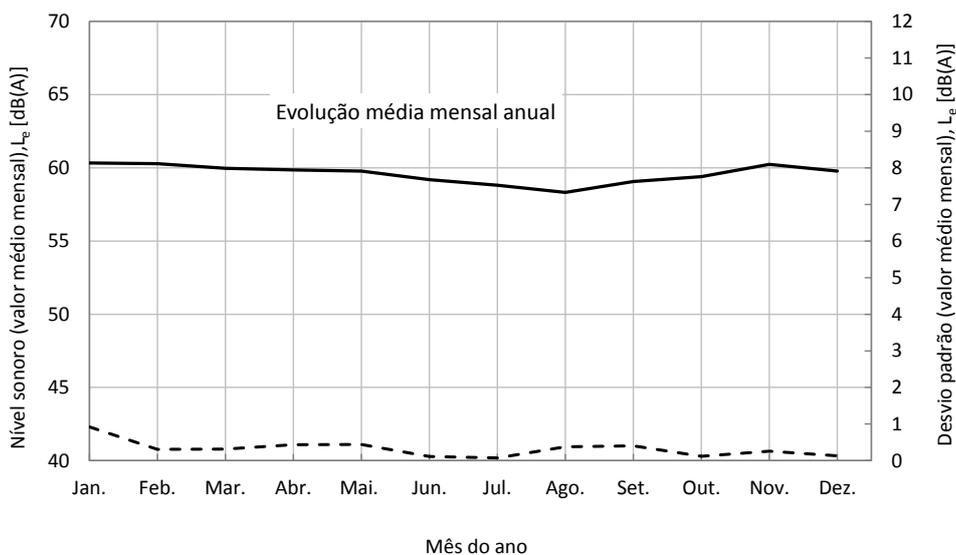


Fig. 6.8 - Evolução mensal do nível sonoro médio de longa duração,  $L_e$ , e respetivo desvio padrão, ao longo de um ano, no período de entardecer.

A Fig. 6-8 mostra que o nível sonoro, médio mensal, manifesta também ele a tendência para se reduzir nos meses de férias (junho, julho e agosto), altura em que a cidade de Coimbra verifica uma redução significativa da sua atividade escolar. Nos restantes meses a tendência é a mesma que se verificou no período anterior.

A variação máxima ao longo do ano para este indicador,  $L_e$ , cujo valor médio é apresentado para cada mês, foi de 2 dB. Verifica-se ainda que, com a exceção do mês de Janeiro, o desvio padrão médio mensal assume sempre um valor inferior a 1 dB, revelando assim que neste período a dispersão anual não é muito significativa.

Assume-se que os valores encontrados sejam devidos às características do próprio período, pois este corresponde a um período de transição que ocorre numa fase do dia em que se verifica já uma redução significativa do nível de atividade humana na cidade, e consequentemente do tráfego rodoviário.

### 6.2.3 Caracterização do nível sonoro correspondente ao período noturno

A Fig. 6.9 coloca em evidência que este período é aquele onde, em termos de valor médio, ocorre uma maior variação. A linha contínua preta representa o valor médio do nível sonoro mensal dos períodos noturnos durante as medições, pelo que não reflete a amplitude real que as variações diárias têm individualmente. No entanto é possível verificar que mesmo considerando períodos de integração maiores (o valor médio representado, resulta das médias dos valores médios de cada um dos 45 meses de medição) ainda assim foi possível verificar a ocorrência de variações significativas, uma vez no período esta variação tem uma amplitude de 9 dB.

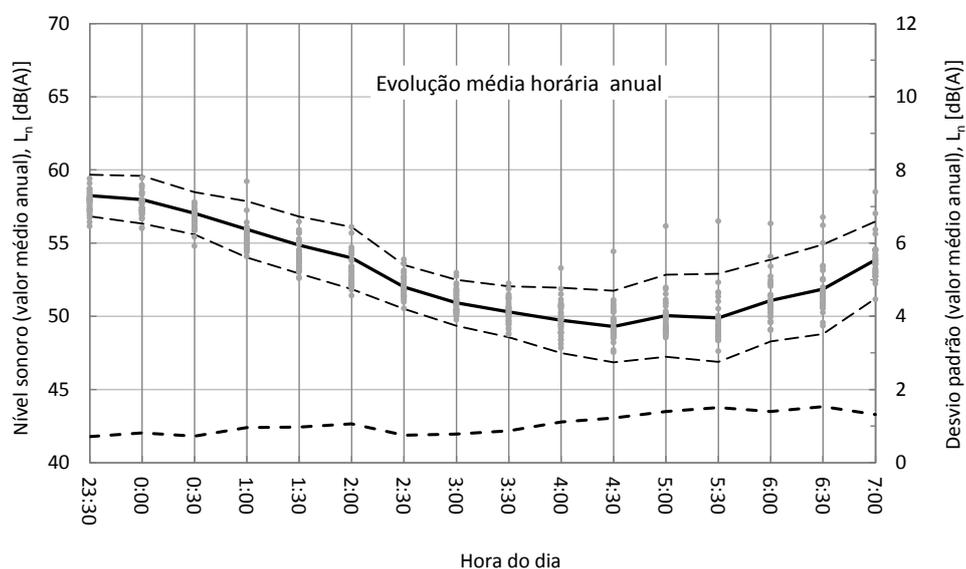


Fig. 6.9 - Evolução média horária do nível sonoro,  $L_{Aeq,30min}$ , no período de noturno.

Verificou-se ainda que o nível médio mais baixo, ocorre entre as 4:00h e as 5:00h. Esta situação, assim como a identificação do padrão de variação representado na Fig. 6.9, resultam do fato de as medições terem decorrido numa zona urbana. Nestas zonas o ruído ambiente está intrinsecamente relacionado com a atividade humana e ainda por o ruído predominante, e existente no local selecionado para o estudo, resultar da circulação do tráfego automóvel e por a esse período corresponder uma menor atividade (Lord, et al., 1980).

Ao longo do período noturno o desvio padrão médio manteve-se quase sempre próximo de 1,0 dB. Contudo a figura evidencia a tendência para que este aumente para 1,5 dB no final do período. Esta situação deve-se a terem sido incluídos os níveis registados no mês de julho de 2011 e os das noites dos meses de janeiro, fevereiro e março de 2013, onde os níveis se mostraram tendencialmente mais elevados. Para a primeira situação, tal como se referiu

anteriormente, não se conseguiu identificar a causa. Já no que se refere às noites dos meses do ano 2013 o acréscimo de nível sonoro foi influenciado pelas condições meteorológicas registadas, não só pelo efeito do vento mas também pelo ruído produzido pela forte precipitação atmosférica que se fez sentir. Acresce ainda dizer que, naturalmente, é também nesta fase final do período em que os níveis são mais baixos, que a variabilidade aumenta. Isto deve-se à contribuição que outras fontes mais longínquas passam a ter para o nível sonoro registado na zona alvo do estudo.

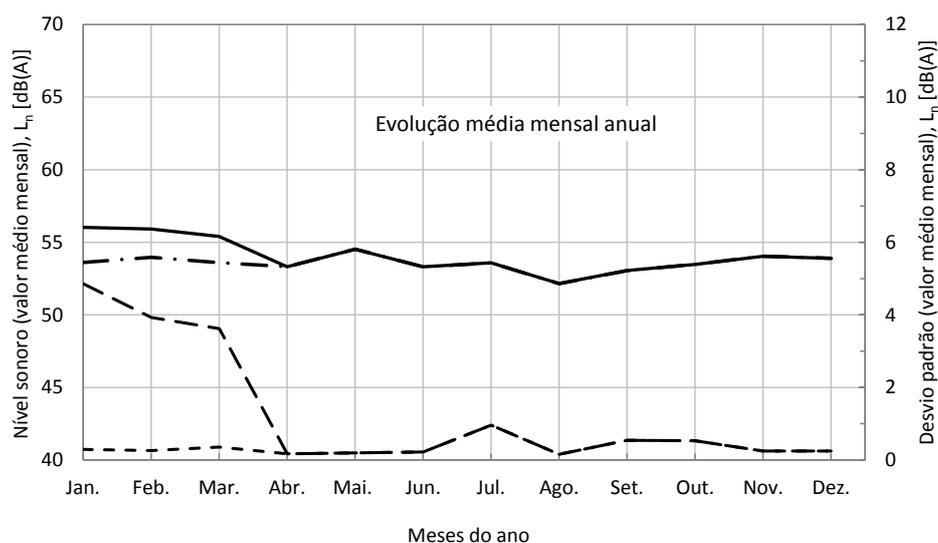


Fig. 6.10 - Evolução mensal do nível sonoro médio de longa duração,  $L_n$ , e respetivo desvio padrão, ao longo de um ano no período noturno.

A Fig. 6.10 mostra que o nível sonoro, médio mensal, representado pela linha preta contínua, mantém a tendência para se reduzir no mês de agosto.

Numa primeira análise verifica-se que nos meses de janeiro, fevereiro e março ocorrem os níveis mais elevados e cuja causa se atribui aos fatores meteorológicos ocorridos no ano de 2013 acima referidos. Verifica-se contudo que, se estes três meses forem retirados da análise, efetuada agora para um período com informação de 42 meses, os níveis médios descem 2 dB para essa altura do ano (linha preta traço-ponto).

O valor do nível sonoro médio evidencia um aumento no mês de maio - sendo mesmo o mês de ocorrência do máximo, caso não sejam considerados os três primeiros meses do ano de 2013. Este aumento deve-se à ocorrência de uma festividade académica – a Queima das Fitas - que ocorre, anualmente no mês de maio, durante 10 noites consecutivas na cidade de Coimbra. Neste evento, e durante essas noites, são produzidos níveis elevados de ruído que resultam da

produção dos espetáculos musicais que decorrem ao ar livre com acentuada influência na zona envolvente (Gameiro da Silva, et al. 2005 (b)). Esses espetáculos têm lugar num recinto específico, na margem esquerda e junto ao rio Mondego, e que se encontra localizado a cerca de 800 metros do local de monitorização.

Para se poder perceber a influência que este evento anual tem no componente acústica do ambiente, referem-se também os resultados obtidos noutra trabalho efetuado pelo autor, e ainda não publicados, no qual se avalia o nível de exposição de uma parte da população durante todo o mês de maio. Nesse trabalho ficou evidenciado que numa área que dista também, aproximadamente, cerca de 800 m do local onde decorrem os espetáculos, o nível de exposição noturno, dessa população, regista um acréscimo médio de 8 dB, relativamente aos níveis médios das restantes noites desse mês.

A variação máxima encontrada para este indicador,  $L_n$ , cujo valor médio é apresentado para cada mês do ano, foi de 4 dB caso se considerem os meses de janeiro, fevereiro e março de 2013, caso contrário essa variação será de 2 dB.

As linhas representadas a tracejado largo e tracejado curto, representam o desvio padrão médio mensal, conforme sejam ou não considerados os níveis médios dos três primeiros meses do ano 2013. Nos restantes meses do ano o desvio padrão não excede 1 dB, exceto no mês de julho onde se verificou uma maior variabilidade ao longo dos anos avaliados.

### 6.3 Quantificação da influência dos parâmetros de aquisição

Foram formuladas anteriormente algumas questões diretamente relacionadas com a representatividade e a exatidão na obtenção dos indicadores de ruído (cf. Secção 4.5). Estes indicadores podem ser obtidos a partir de medições de maior ou menor duração, tendo-se identificado e referenciado vários autores que propunham outras tantas metodologias de medição com vista a ser possível alcançar um determinado nível de precisão. Verifica-se no entanto que nenhum deles propõe uma metodologia que permita avaliar a influência dos parâmetros de amostragem no grau de precisão obtido, ou pretendido, especificamente a partir de medições de curta duração (inferiores a 1 hora).

Foi pois intenção do autor efetuar um estudo paramétrico, que no final lhe permita, se possível, adquirir conhecimento e desenvolver uma metodologia a aplicar, em todas as situação onde se possa admitir um padrão “tipo” de evolução temporal do nível sonoro. Conhecido o padrão, a aplicação da metodologia desenvolvida permitirá decidir relativamente à escolha dos parâmetros de medição que possibilitem a obtenção de um determinado requisito metrológico.

Através do tratamento e pela análise dos dados obtidos ao longo deste trabalho, foi possível identificar padrões que, no caso em análise, caracterizam a evolução média do nível sonoro registado no local de estudo (cf. Secção 6.2). Interessa de novo salientar que a componente acústica nesse local é predominantemente resultante do nível sonoro gerado pela circulação automóvel.

Para que se possa definir e desenhar a melhor estratégia de amostragem, considera-se fundamental conhecer a natureza da variável em análise, bem como a sua dependência relativamente aos parâmetros de amostragem. Estes são pois os fatores que condicionam o grau de precisão com que uma determinada grandeza é obtida. Com vista à obtenção dos objetivos propostos, consideraram-se fundamentais as seguintes etapas:

- reamostragem dos níveis  $L_{Aeq,5min}$  para determinar o efeito dos parâmetros de amostragem considerados;
- obtenção das expressões que representam o indicador de qualidade das diversas estratégias de amostragem consideradas, para os padrões de variação conhecidos.

### 6.3.1 Método de amostragem de Bootstrap – princípios gerais da amostragem

Não sendo à partida conhecido, ou mesmo admitido, nenhum modelo de distribuição estatística para os níveis sonoros adquiridos, um dos modos que permite estimar algumas características e fazer inferência sobre a população que a amostra pretende representar, é sujeitá-la a um processo de reamostragem. Neste caso poderia o autor ter enveredado por duas metodologias distintas: a metodologia de Bootstrap e a metodologia de Jackknif. Ambos os métodos geram novas amostras à imagem da original, a partir de uma só amostra.

Independentemente da metodologia que se possa considerar a amostra deve ser suficientemente representativa da população que se pretende representar. Nestas circunstâncias a distribuição da população finita, representada pela amostra, deve ser encarada como uma pseudo-população, possuindo assim características análogas às da verdadeira população.

Através da geração repetida de amostras aleatórias desta pseudo-população, e que constitui o processo de reamostragem, podem depois ser estimadas algumas propriedades da distribuição estatística resultante.

Para executar a primeira etapa acima enunciada (cf. Secção 6.3) foram efetuadas várias simulações e para tal houve necessidade de efetuar a reamostragem de níveis sonoros  $L_{Aeq,5min}$ , adquiridos durante um período de 17 dias. Para isso foi utilizada uma aplicação informática específica, desenvolvida sobre uma plataforma LabVIEW.

O algoritmo utilizado para reamostrar os ficheiros que contém os dados de medição, foi desenvolvido com base no método de amostragem de Bootstrap (Efron, B. 1987). Este método permite criar “artificialmente” um conjunto alargado de dados (tão grande quanto se queira), partindo de uma única amostra inicial. Uma hipótese fundamental, subjacente a esta técnica, é de que a amostra observada seja representativa da população em estudo.

A partir dos elementos que compõem esta amostra são geradas novos elementos à imagem dos originais mantendo assim, este novo conjunto de dados, todas as características iniciais. Estas novas amostras são na realidade réplicas obtidas por um processo de seleção aleatória, efetuada sempre com reposição dos elementos originais. Ao efetuar a reposição, cada elemento tem sempre uma probabilidade igual ( $\frac{1}{n}$ ) de ser selecionada cada vez que se faz uma tiragem – tal como se tratasse de uma amostra sem reposição numa população infinitamente grande.

O tratamento estatístico dos dados que resultam deste processo de amostragem, permite estimar a quantidade de interesse e avaliar, também, as propriedades da distribuição resultante do processo, como seja o desvio padrão, definir intervalos de confiança, entre outros.

Num processo de amostragem clássico, aplicado a uma determinada população em estudo, é extraído de modo aleatório um conjunto de elementos e com base neles são calculados os parâmetros estatísticos de interesse. Este processo é esquematicamente ilustrado na Fig. 6.11, onde os parâmetros resultantes correspondem ao valor médio e à incerteza padrão da grandeza  $Q$ , que aqui se encontra representada pelo desvio padrão experimental da média dos elementos da amostra. Estes parâmetros são determinados com base nos  $q_n$  elementos, que constituem a amostra  $X$ , sendo esta retirada da população através de uma única amostragem.

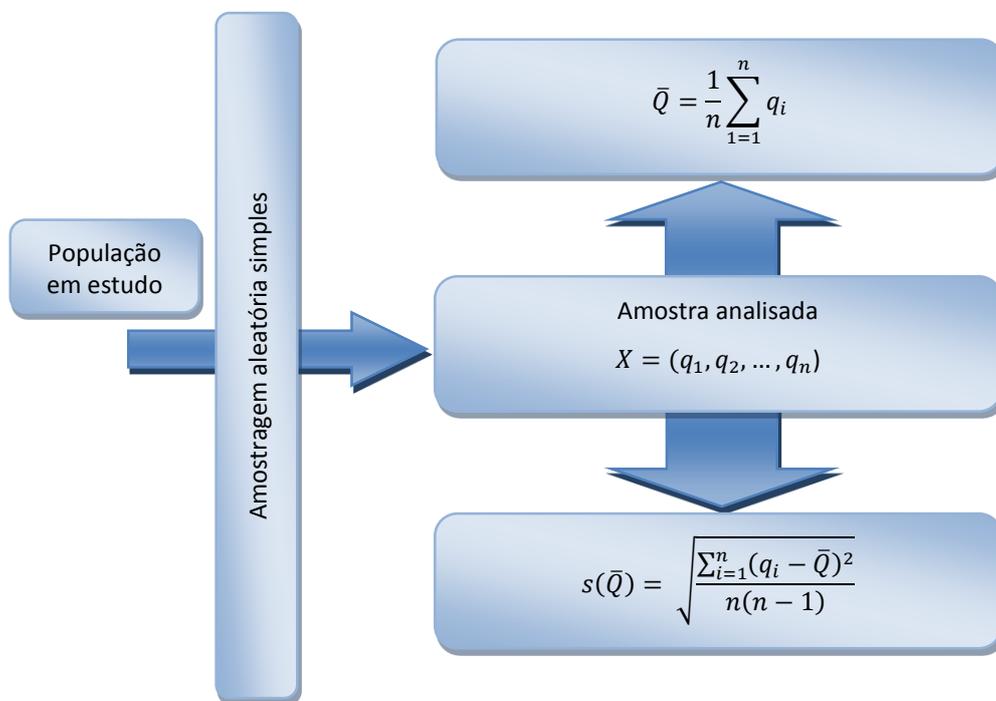


Fig. 6.11 – Algoritmo para cálculo do valor médio e da incerteza de uma grandeza  $Q$ , a partir de uma amostra de  $n$  elementos resultantes de uma experiência.

A metodologia de amostragem de Bootstrap encontra-se ilustrada na Fig. 6.12. Sobre a amostra inicial  $X$  que contém os mesmos  $q_n$  elementos, são efetuadas  $m$  réplicas a partir de tiragens aleatórias, efetuadas sempre com reposição. O número de tiragens  $m$  pode ser um valor tão grande quanto se deseje.

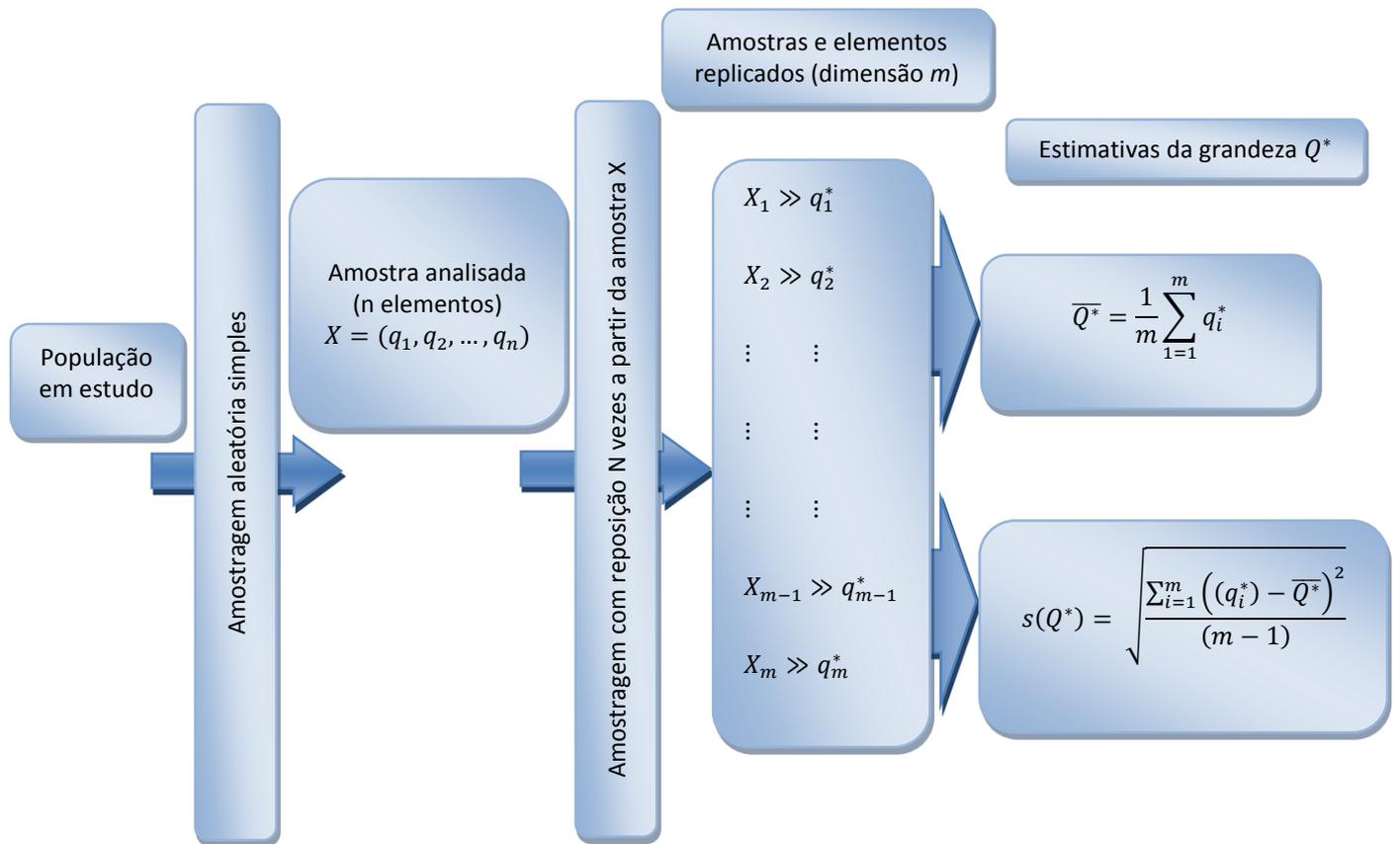


Fig. 6.12 - Algoritmo para estimar o valor médio e a incerteza de uma grandeza  $Q^*$ , a partir da replicação de  $m$  elementos resultantes da aplicação do método de Bootstrap.

Sobre o conjunto de elementos replicados é determinada a estimativa do valor médio da grandeza  $Q^*$ , representado na figura por  $\bar{Q}^*$ , bem como é efetuada uma estimativa para a sua incerteza,  $s(Q^*)$ . A análise das frequências relativas associada ao conjunto formado pelos  $m$  elementos replicados permite definir o intervalo de confiança com o grau pretendido, ou efetuar ainda qualquer outra análise estatística.

### 6.3.2 Estudo paramétrico efetuado sobre uma amostra de níveis sonoros de curta duração, $L_{Aeq,5min}$

Para estudar a dependência existente entre os níveis sonoros e os parâmetros de amostragem iniciou-se este estudo utilizando, inicialmente, uma série temporal de valores discretos onde cada elemento corresponde ao nível sonoro representado pelo descritor  $L_{Aeq,5min}$ . Os elementos desta série foram obtidos por integração contínua dos níveis de pressão sonora, por períodos consecutivos de 5 minutos, ao longo de um período de 17 dias. Foram então consideradas três subséries distintas, correspondentes a cada um dos períodos de referência, ou seja, uma ao período diurno, outra ao período de entardecer e outra ao período noturno e cuja representação é efetuada nas Fig. 6.13 - 6.15.

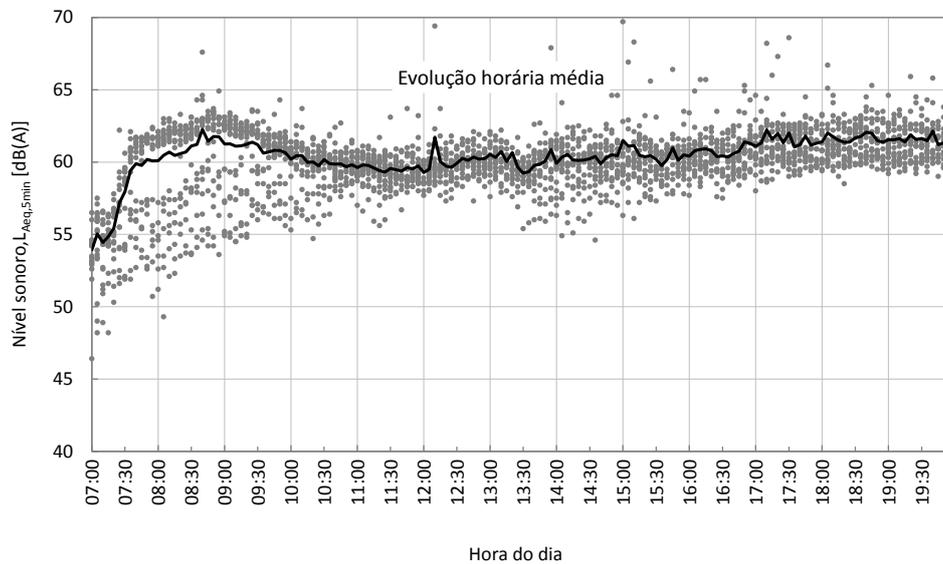


Fig. 6.13 – Evolução temporal média (linha sólida) e dispersão dos níveis  $L_{Aeq,5min}$  (pontos cinzentos), durante o período diurno, para o conjunto dos 17 dias.

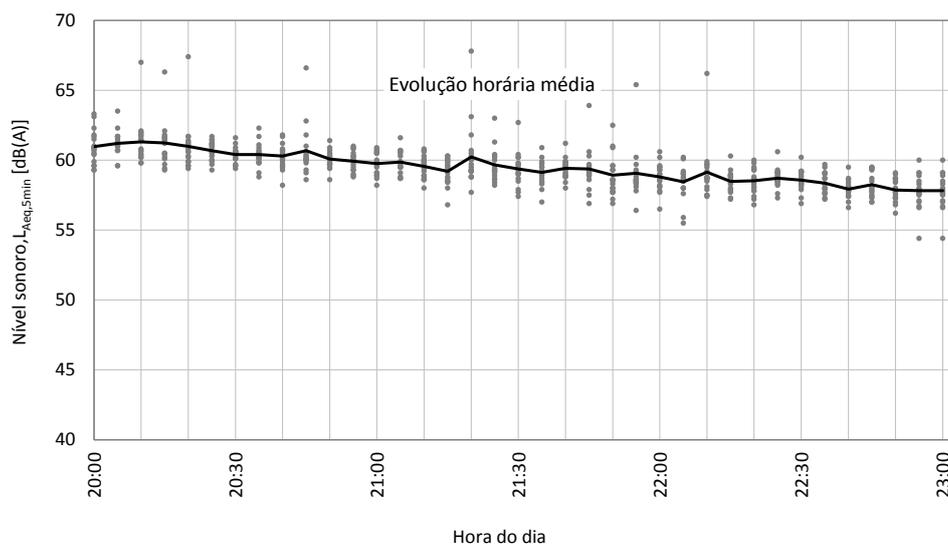


Fig. 6.14 - Evolução temporal média (linha sólida) e dispersão dos níveis  $L_{Aeq,5min}$  (pontos cinzentos), durante o período de entardecer, para o conjunto dos 17 dias.

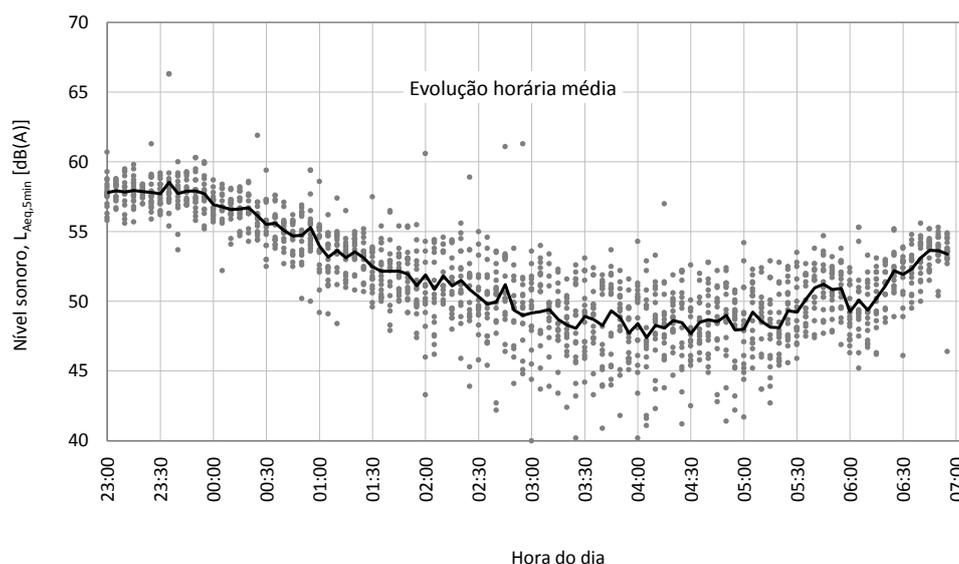


Fig. 6.15 - Evolução temporal média (linha sólida) e dispersão dos níveis  $L_{Aeq,5min}$  (pontos cinzentos), durante o período da noite, para o conjunto dos 17 dias.

Os gráficos anteriores mostram, respetivamente, a variabilidade temporal do nível sonoro nos três períodos de referência (dia, tarde, e noite). As horas iniciais (07h às 10h) do período diurno, bem como do intervalo entre 03h e 05h do período noturno, são os períodos em que a dispersão é mais elevada. Da análise destas figuras cujos valores refletem os resultados da medição ao longo de 17 dias consecutivos, ressalta a semelhança que estas curvas médias têm com aquelas que foram apresentadas pelas Fig. 6.5, Fig. 6.7 e Fig. 6.9, apesar de estas se referirem a um

período de aquisição mais extenso (45 meses), e em que as medições individuais foram obtidas com períodos de integração de 30 minutos.

Esta similaridade é também muito próxima quando se comparam as curvas médias horárias para o período completo de 24h. Na Fig. 6.16 são apresentadas as curvas horárias médias obtidas ao longo de um período de 45 meses a partir dos registos de  $L_{Aeq,30min}$  (linha preta tracejada) e a curva horária média obtida pelos registos de  $L_{Aeq,5min}$  ao longo do período de 17 dias (linha preta contínua). As linhas pretas ponteadas definem o intervalo de confiança para o nível sonoro horário médio anual, cujos limites foram definidos com base em dois desvios padrão obtido para este indicador (cf. Secção 6.2 do Cap. 6).

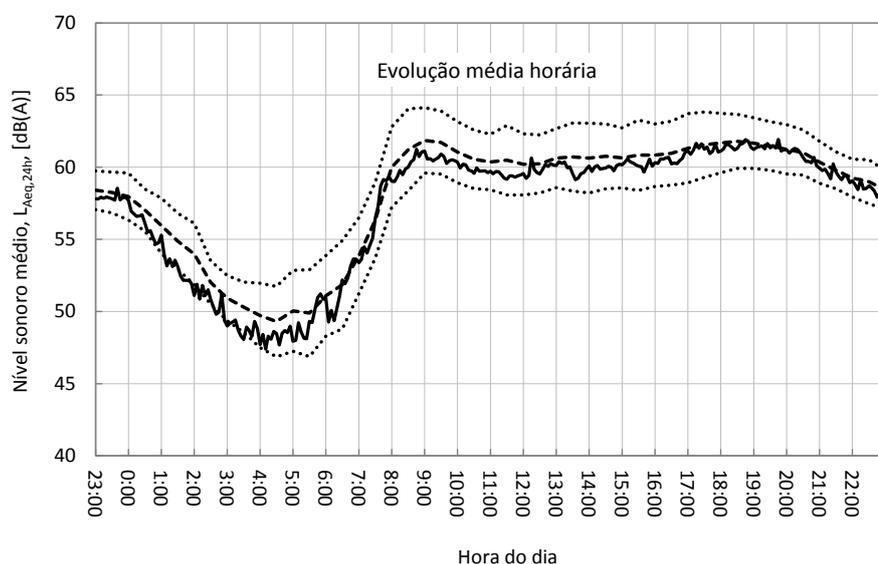


Fig. 6.16 – Comparação entre as curvas de evolução médias horárias dos níveis sonoros  $L_{Aeq,30min,45\text{ meses}}$  e  $L_{Aeq,5min,17\text{ dias}}$

A distribuição estatística dos níveis sonoros, adquiridos ao longo do período de 17 dias, é apresentada nas Fig. 6.17 – 6.19, respetivamente, nos períodos de dia, tarde e noite. A quantificação da dispersão, em cada período, é realizada através da definição dos intervalos cujos limites inferiores e superiores se encontra definidos, respetivamente, pelos percentis  $P_{5\%}$  e  $P_{95\%}$ . O intervalo cuja amplitude reflete uma maior dispersão, [45,7 dB(A); 58,2 dB(A)] ocorre durante o período da noite (cf. Fig. 6.19).

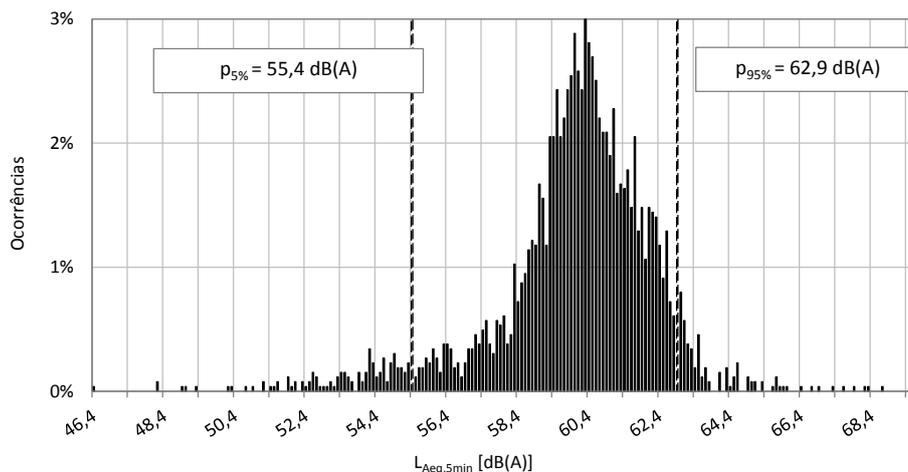


Fig. 6.17 - Distribuição estatística do nível sonoro contínuo equivalente  $L_{Aeq,5min}$ , no período diurno.

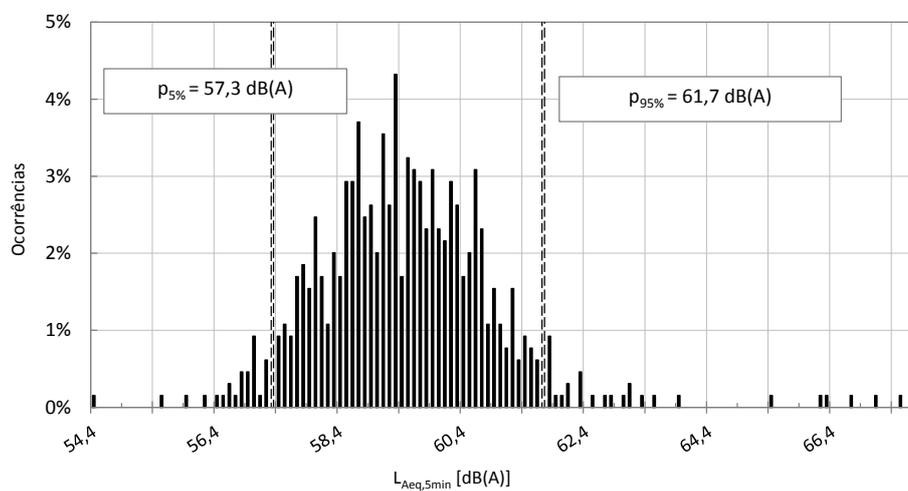


Fig. 6.18 - Distribuição estatística do nível sonoro contínuo equivalente  $L_{Aeq,5min}$ , no período entardecer.

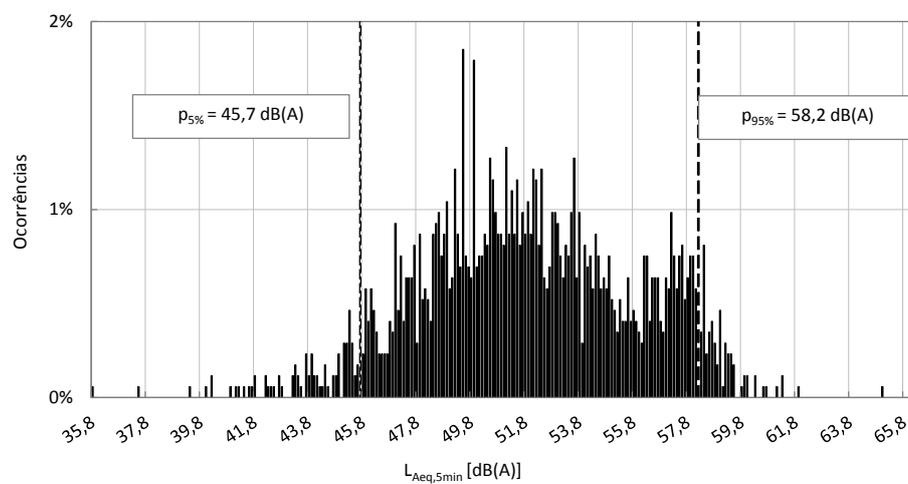


Fig. 6.19 - Distribuição estatística do nível sonoro contínuo equivalente  $L_{Aeq,5min}$ , no período noturno.

Uma vez coligidos todos os dados referentes aos três períodos, procedeu-se à simulação das várias estratégias de amostragem, para o que se utilizou a aplicação informática anteriormente referida. Esta aplicação, baseada no método de Bootstrap, permitiu simular diferentes estratégias de amostragem, para as quais se fizeram variar a duração ( $\Delta t$ ) e o número ( $N$ ) dos episódios de amostragem.

Para definir o momento de início de cada episódio de amostragem foi usado um gerador aleatório, que segue uma função de distribuição de probabilidade retangular. Optou-se por utilizar um gerador aleatório com estas características, pois não se colocou *à priori* nenhuma restrição ao momento em que se inicia o processo de amostragem e, como tal, considerou-se que todos os momentos pertencentes a um período de referência, ao longo dos 17 dias, são equiprováveis.

Na Fig. 6.20 é apresentado um exemplo da estratégia de amostragem, definida pelo número de episódios de amostragem e pela sua respetiva duração. O software de reamostragem repete um elevado número de vezes uma estratégia de amostragem, a fim de gerar a saída de uma série de valores de valores de nível sonoro com tamanho suficiente para ter significado estatístico e permitir o cálculo da incerteza devida ao processo de amostragem.

Foi colocada uma restrição no programa de modo a garantir que, tendo em conta a duração de amostragem que se está a testar, um instante gerado pelo gerador de números aleatórios só é considerado se permitir que o episódio de amostragem se conclua dentro do período de referência em causa, e no mesmo dia.

Considerou-se que a duração do episódio de amostragem podia variar desde 5 minutos a 1 hora, com incrementos de 5 minutos, e o número de episódios de amostragem entre um e trinta.

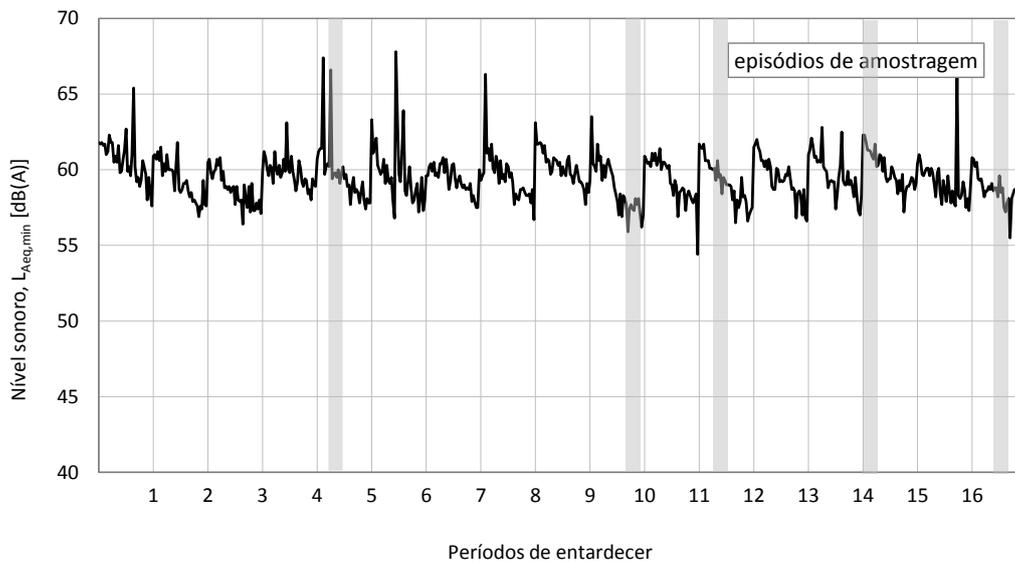


Fig. 6.20- Exemplo de uma estratégia de monitorização simulada pelo software de reamostragem sobre um ficheiro de 17 períodos de entardecer (5 episódios de amostragem com 60 minutos de duração selecionados aleatoriamente).

Antes de realizar o estudo paramétrico, foi realizado um estudo para testar a estabilidade e convergência do programa. Deste modo foi possível validar o programa e definir o número de repetições que corresponda ao melhor compromisso entre a estabilidade do método de determinação de incerteza e o tempo total de processamento. Para cada um dos seguintes números de repetições de amostragem: 50,  $10^2$ ,  $5 \times 10^2$ ,  $10^3$ ,  $5 \times 10^3$ ,  $10^4$ ,  $5 \times 10^4$ ,  $10^5$ ,  $5 \times 10^5$  e  $10^6$ , foram previamente testados dez ciclos de execução. O número de episódios de amostragem variou entre 1 e 10 amostras, mantendo fixa em 5 minutos a duração do episódio de amostragem.

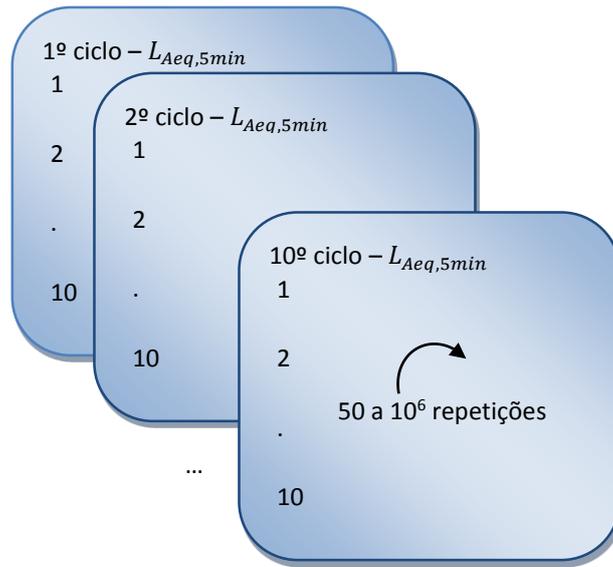


Fig. 6.21 - Algoritmo para a validação do programa de reamostragem.

Em cada execução do software de reamostragem, as saídas correspondem à média e ao desvio padrão dos níveis sonoros calculados a partir dos valores resultantes das  $n$  repetições efetuadas. Este procedimento foi aplicado individualmente a cada um dos períodos de referência. Assim, após a realização das 10 execuções do software de reamostragem, com o mesmo número de repetições e a mesma estratégia de amostragem, a estabilidade do método foi avaliada pelo desvio padrão obtido para os 10 valores médios dos níveis sonoros calculados. Definiu-se como indicador de estabilidade que o valor do desvio padrão não deveria exceder 0,01 dB.

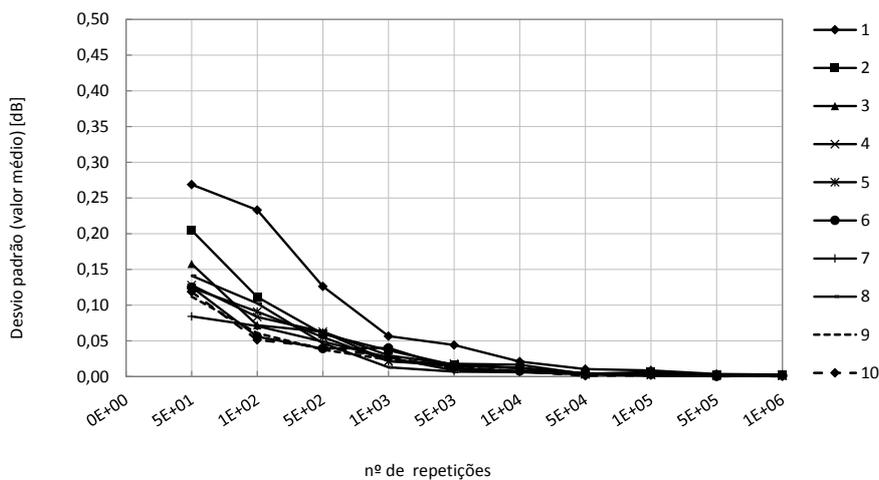


Fig. 6.22- Valor médio do desvio padrão dos valores  $L_{Aeq}$  obtidos pelas 10 execuções do software de reamostragem, em função do número de repetições da estratégia de amostragem, com 1 a 10 episódios de amostragem para o período diurno.

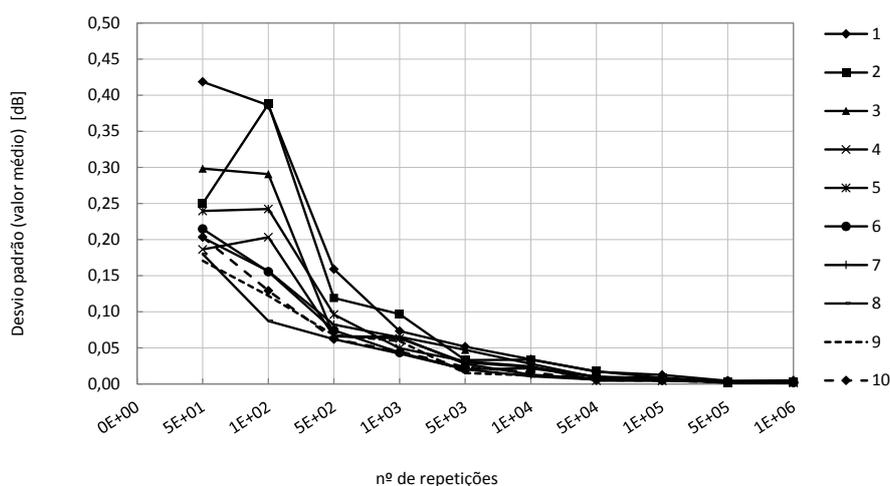


Fig. 6.23 - Valor médio do desvio padrão dos valores  $L_{Aeq}$  obtidos pelas 10 execuções do software de reamostragem, em função do número de repetições da estratégia de amostragem, com 1 a 10 episódios de amostragem para o período noturno.

Os resultados revelaram que o período noturno foi aquele onde mais repetições foram necessárias para verificar o critério de estabilidade. Verificou-se que nesse período, são necessárias  $10^5$  repetições para cumprir o critério estabelecido. Nos períodos diurno e entardecer (este último não foi representado, uma vez que é o menos exigente), o critério foi verificado para valores de repetição menores, respetivamente,  $5 \times 10^4$  e  $10^4$ .

Uma vez verificada a estabilidade do método de amostragem, o passo seguinte consistiu em efetuar, em cada período de referência, uma série significativa de reamostragens ( $10^5$  repetições) sobre as séries dos níveis sonoros adquiridos. Este procedimento tinha agora o objetivo de determinar o efeito que a duração e número de medições têm na incerteza da determinação do nível sonoro equivalente em cada período.

A determinação da duração e do número de episódios de amostragem desempenha um papel relevante na qualidade dos resultados, devendo ser criteriosamente selecionados pelos técnicos, uma vez que a precisão e a representatividade dos resultados podem ser afetadas por estes dois parâmetros. Na realidade, as normas de ensaio conferem um papel extremamente relevante aos técnicos, atribuindo-lhes, a eles, a responsabilidade por determinar quando medir e durante quanto tempo medir.

O programa de reamostragem foi então configurado para efetuar  $10^5$  repetições em cada subconjunto de dados (diurno, entardecer e noturno). Nestes testes de reamostragem, a duração dos episódios de amostragem, foi variada desde 5 minutos até 1 hora, em passos de 5

minutos. Cada amostragem foi realizada de forma aleatória de acordo com a função densidade de probabilidade retangular previamente assumida.

Para cada estratégia de medição testada (cf. Fig. 6.24), foi determinado o valor médio dos  $10^5$  níveis  $L_{Aeq,T}$ , assim como o respetivo desvio padrão. Este último parâmetro avalia a dispersão dos valores dos níveis de ruído equivalente calculados pelo algoritmo de amostragem, em torno de seu valor médio, constituindo um indicador para a incerteza dos resultados obtidos em cada condição.

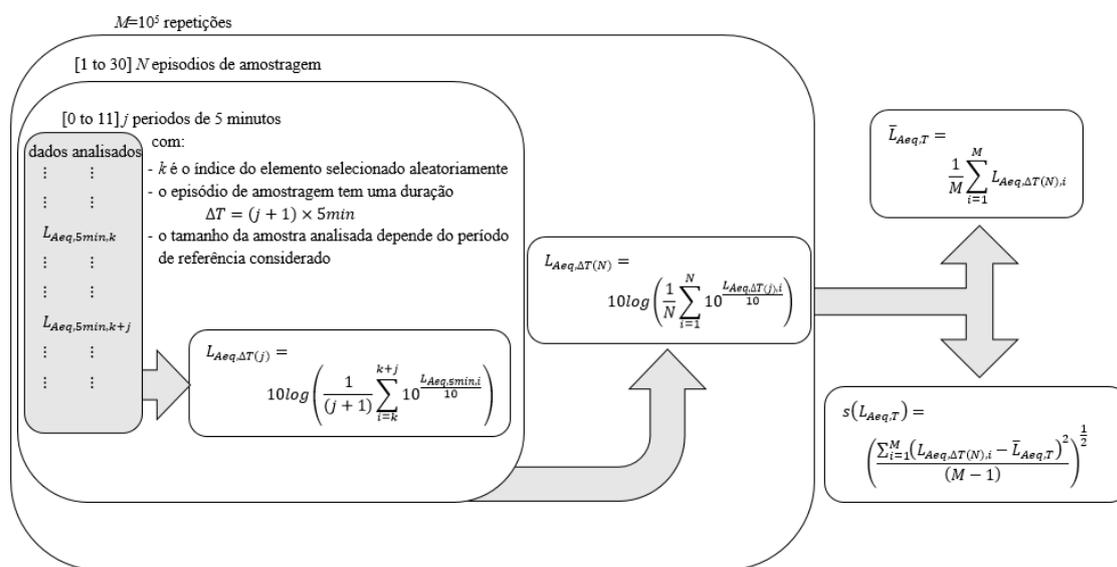


Fig. 6.24 - Algoritmo usado para obter o valor médio e o desvio padrão para os níveis sonoros executado pelo programa de amostragem.

Nas Fig. 6.25 à Fig. 6.27 apresentam-se os valores obtidos da variação do desvio-padrão de  $L_{Aeq,T}$  em função do número de episódios de amostragem e da sua duração. Para além dos dados obtidos a partir das várias corridas do programa de simulação do processo de reamostragem, para todas as estratégias de amostragem consideradas, apresentam-se as expressões que melhor aproximam os conjuntos de pontos, para os casos extremos, em termos da duração do episódio individual de amostragem (5 minutos e 60 minutos, respetivamente).

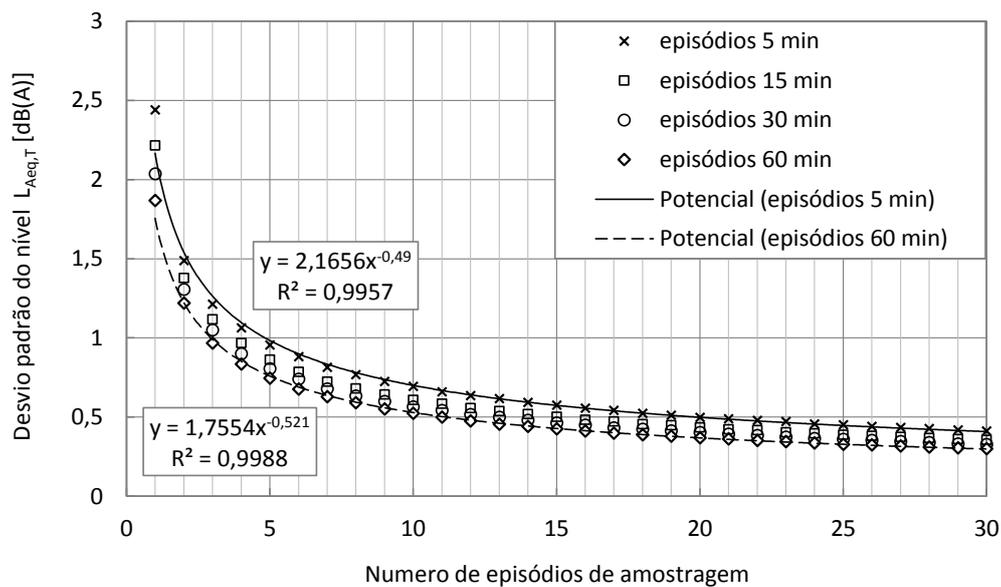


Fig. 6.25 – Desvio padrão do nível  $L_{Aeq,T}$  em função do número de episódios de amostragem no período diurno (episódios com duração de 5, 15, 30 e 60 minutos)

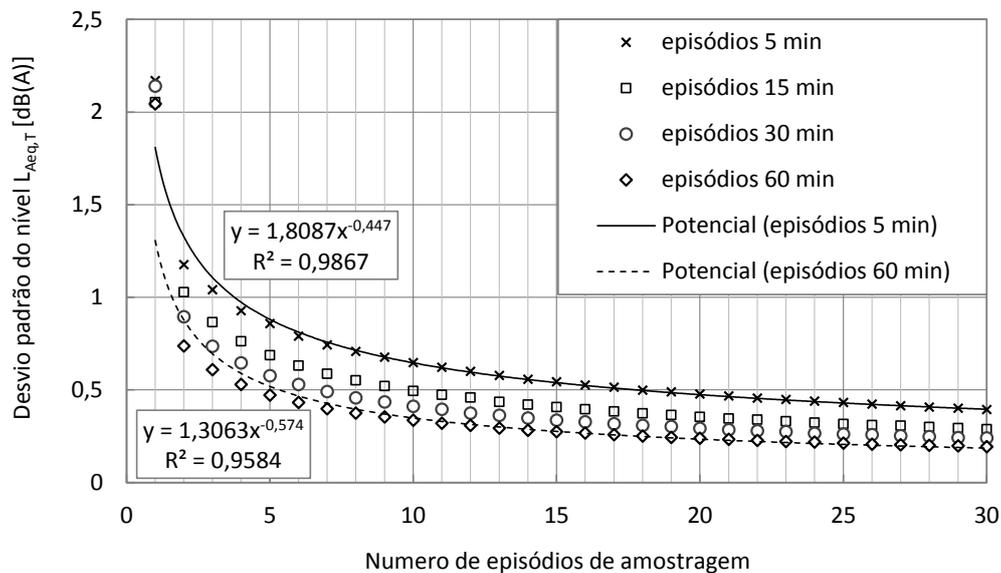


Fig. 6.26 - Desvio padrão do nível  $L_{Aeq,T}$  em função do número de episódios de amostragem no período de entardecer (episódios com duração de 5, 15, 30 e 60 minutos)

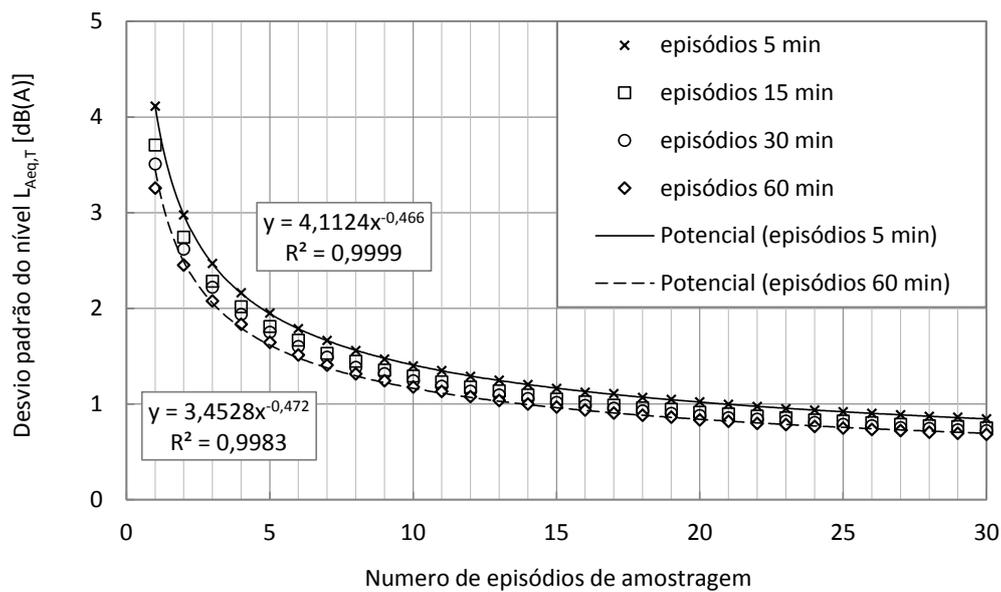


Fig. 6.27 - Desvio padrão do nível  $L_{Aeq,T}$  em função do número de episódios de amostragem no período noturno (episódios com duração de 5, 15, 30 e 60 minutos)

Os coeficientes de correlação obtidos, para um ajustamento com uma função do tipo potência, podem-se considerar extremamente elevados, todos superiores a 0,978 (o que se apresenta nas figuras é o valor apresentado pelo Microsoft Excel para o caso dos ajustamentos, isto é o quadrado do coeficiente de correlação de Pearsonm designado por  $R^2$ , e não o valor do próprio coeficiente).

Uma conclusão importante a ter em consideração, e que pode vir a ser considerada na fase em que se desenha uma estratégia de amostragem, é que o efeito do número de episódios de amostragem é muito mais notório do que o da duração individual dos mesmos. O conhecimento deste fator permite-nos reduzir o efeito da estratégia de amostragem na incerteza global do valor  $L_{Aeq,T}$  em medições de ruído ambiental, sendo muito mais útil aumentar o número de episódios de amostragem do que a duração dos mesmos.

Ilustrando com um exemplo dos resultados apresentados verifica-se que, no período noturno, para ser possível obter um nível de incerteza menor que 1 dB são necessários 14 episódios de amostragem com uma duração individual de 60 minutos, o que perfaz um tempo total de amostragem de 14 horas. Por outro lado, o mesmo nível de incerteza seria obtido com 21 episódios de duração individual de 5 minutos, perfazendo neste caso um tempo total de 1h e 45 minutos.

Outro resultado também evidenciado pelas Fig. 6.25 - 6.27 é que o período noturno é o mais exigente em termos de esforço de amostragem, seguido do período diurno e finalmente o de entardecer. A amplitude dos intervalos de variação das componentes médias que representam o nível sonoro naqueles períodos são, respetivamente, de 11 dB, 8 dB e 3 dB (cf. Fig. 6.13 - Fig. 6.15).

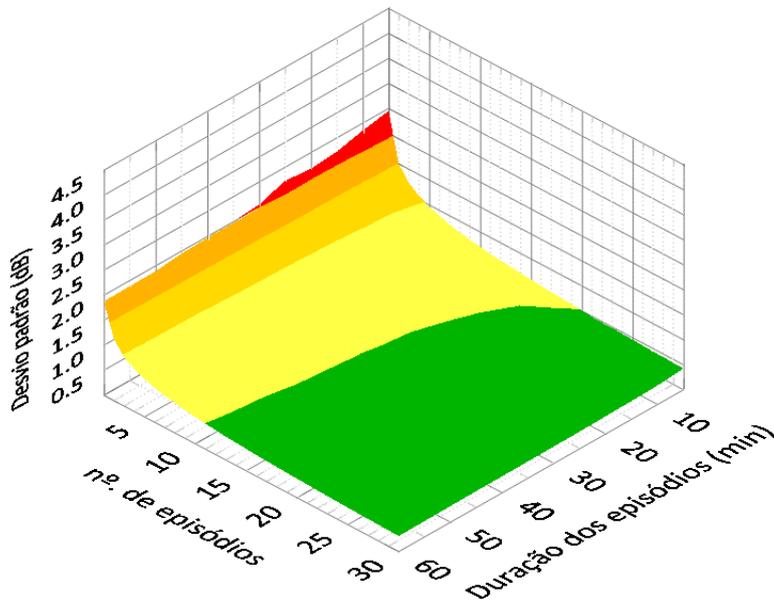
Na Tab. 6.2 encontram-se sumariadas as estratégias de amostragem a considerar de modo a obter um desvio padrão,  $dp$ , para o nível  $L_{Aeq}$  inferior a 1 dB.

<b><math>dp &lt; 1</math> dB; período diurno</b>			
<b><math>\Delta T</math> episódio (min)</b>	<b><math>N</math> episódios</b>	<b><math>T</math> total (min)</b>	<b><math>T</math> total (hh:mm)</b>
5	5	25	00:25
15	4	60	01:00
30	4	120	02:00
60	3	180	03:00

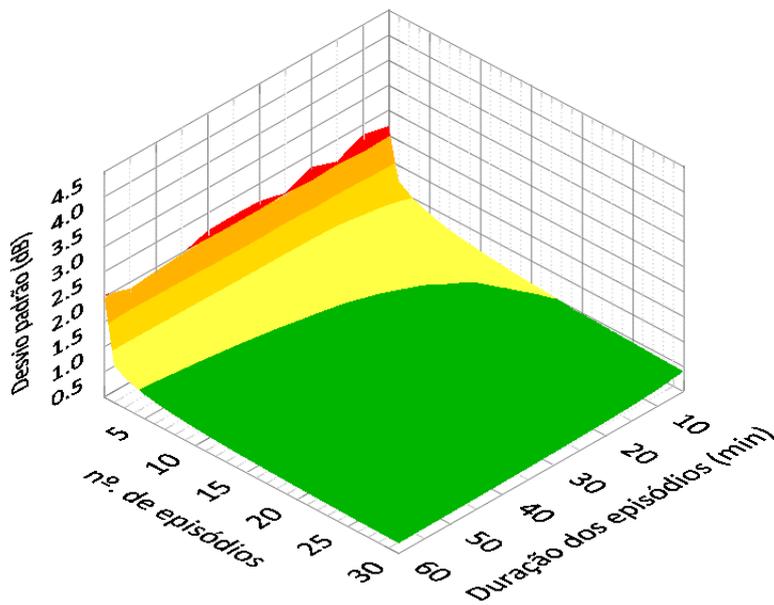
<b><math>dp &lt; 1</math> dB; período entardecer</b>			
<b><math>\Delta T</math> episódio (min)</b>	<b><math>N</math> episódios</b>	<b><math>T</math> total (min)</b>	<b><math>T</math> total (hh:mm)</b>
5	4	20	00:20
15	3	45	00:45
30	2	60	01:00
60	2	120	02:00

<b><math>dp &lt; 1</math> dB; período noturno</b>			
<b><math>\Delta T</math> episódio (min)</b>	<b><math>N</math> episódios</b>	<b><math>T</math> total (min)</b>	<b><math>T</math> total (hh:mm)</b>
5	21	105	01:45
15	17	255	04:15
30	16	480	08:00
60	14	840	14:00

Tab. 6.2 – Conjunto de valores relativos aos parâmetros de ensaio, tempo de cada episódio ( $\Delta T$ ) e número de episódios ( $N$ ), que garantem um desvio padrão ( $dp$ ) inferior a 1 dB.



- diurno
- > 4,0 dB
  - 3,0 dB < dp ≤ 4,0 dB
  - 2,0 dB < dp ≤ 3,0 dB
  - 1,5 dB < dp ≤ 2,0 dB
  - 1,0 dB < dp ≤ 1,5 dB
  - 0,5 dB < dp ≤ 1,0 dB
  - ≤ 0,5 dB



entardecer

Fig. 6.28- Distribuição do desvio padrão do nível  $L_{Aeq,T}$  em função do número e da duração dos episódios de amostragem para os períodos de referência (diurno e entardecer).

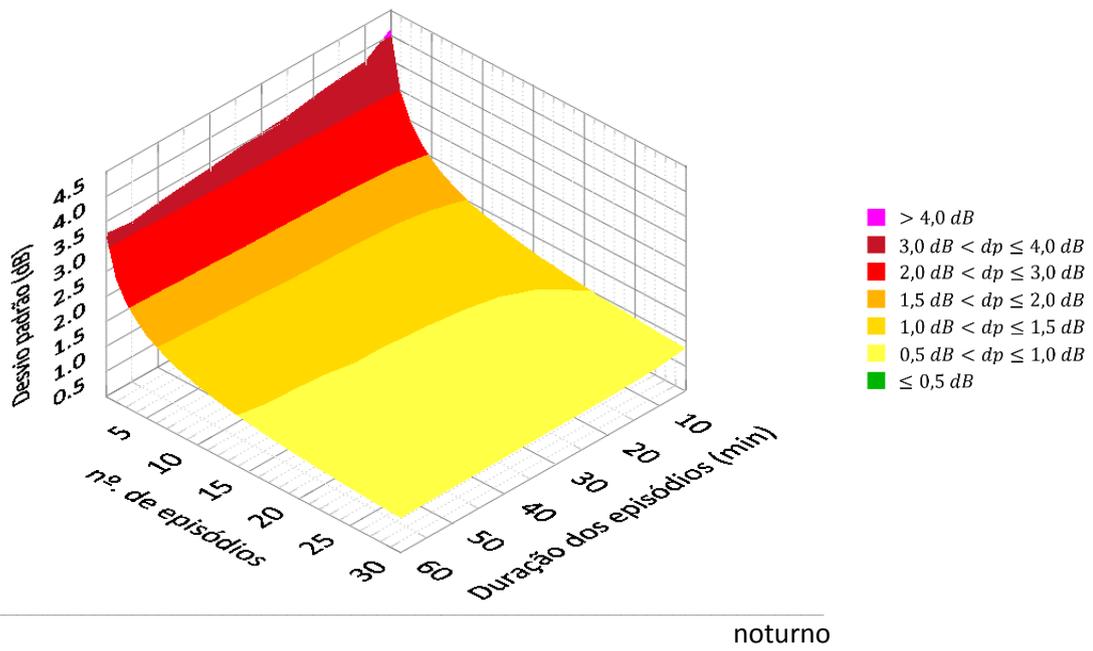


Fig. 6.29 – Distribuição do desvio padrão do nível  $L_{Aeq,T}$  em função do número e da duração dos episódios de amostragem para os períodos de referência (noturno)

### 6.3.3 Expressões analíticas do indicador de qualidade relativo às estratégias de amostragem, para três padrões temporais

Nas Fig. 6.28-6.29 apresentam-se as representações gráficas das superfícies que num espaço tridimensional  $(N, \Delta T, dp(L_{Aeq,T}))$ , correspondem às equações encontradas para a dependência do indicador de qualidade considerado, o desvio padrão de  $L_{Aeq,T}$ , do número de episódios ( $N$ ) e da duração de cada episódio de amostragem ( $\Delta T$ ).

A aplicação de curvas de ajustamento sobre os dados experimentais resultantes do processo de reamostragem permitiu obter as curvas polinomiais incluídas nas Fig. 6.25 - 6.27. Estas expressões polinomiais, para as quais se apresentam também os respetivos coeficientes de correlação, são expressões do tipo  $y = Ax^{-B}$ , podendo os coeficientes  $A$  e  $B$  ser consultados nas figuras respetivas. A variável independente  $x$  representa o número de episódios de amostragem que na reamostragem se considerou variar entre 1 e 30. No entanto, pela análise daquelas figuras ficou evidenciado que existe também uma dependência com a duração de cada episódio. Assim, foi aplicado um novo processo de ajustamento que permitiu incluir também a influência da duração de cada episódio de amostragem, ficando então o indicador desvio padrão definido como uma função de duas variáveis: o número de episódios e a duração de cada episódio de amostragem.

As expressões obtidas obedecem todas à mesma estrutura formal, variando somente os coeficientes numéricos, em função do período de referência considerado, vindo:

$$dp = c_1 \times \Delta t^{\alpha_1} \times N^{-(\alpha_2 + \alpha_3 \times \ln(\Delta t))} \quad \text{Eq. 6.1}$$

Na equação acima apresentada  $dp$  é o desvio padrão,  $c_1$  é o desvio padrão que resulta de uma amostragem considerando o grau mais baixo de precisão,  $N$  corresponde ao número de episódios de amostragem e  $\Delta t$  representa a duração dos episódios de amostragem, sendo  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$  e  $\alpha_3$  os coeficientes numéricos relacionados com o padrão de evolução temporal média (tendência) e de variabilidade dos sinais de nível sonoro analisados.

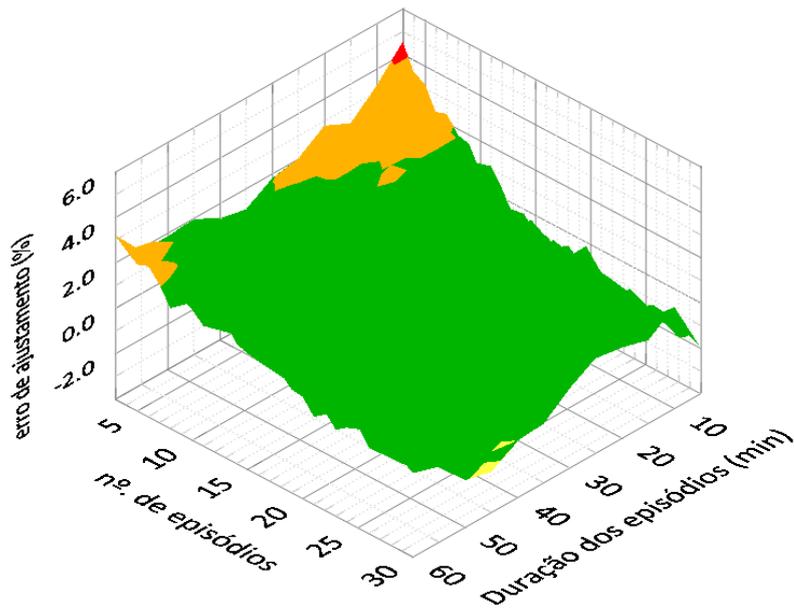
Verificou-se então ser possível adaptar a expressão apresentada na Eq. 6.1, a cada um dos períodos de referência através dos coeficientes apresentados na Tab. 6.3.

Coeficiente	diurno	entardecer	noturno
$c_1$	2,5224	2,2885	4,6034
$\alpha_1$	-0,086	-0,181	-0,086
$\alpha_2$	0,408	0,3695	0,4686
$\alpha_3$	0,010	0,034	0,002

Tab. 6.3 – Valores numéricos dos coeficientes da Eq. 6.1, aplicáveis a cada período de referência.

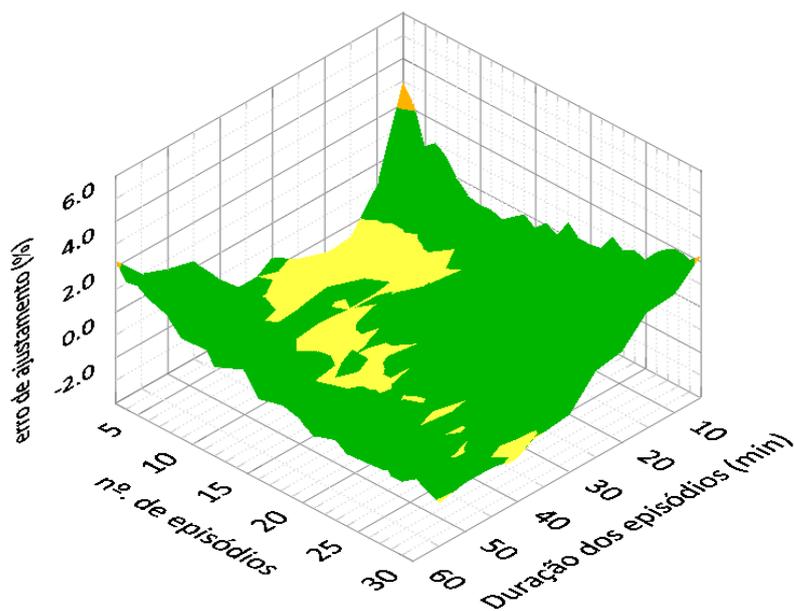
Para os ensaios de ruído ambiente, a obtenção desta expressão genérica que quantifica a incerteza da amostragem em função dos seus parâmetros característicos, respetivamente, o número de episódios de amostragem e a sua duração, bem como o fato de se ter verificado que a metodologia utilizada poder ser aplicada a outros tipos de ruído com distintos padrões de evolução temporal representa, na opinião do autor, uma contribuição científica relevante do presente trabalho.

Para avaliar os resultados obtidos com a aplicação da expressão genérica apresentada pela Eq. 6.1, foi efetuada uma comparação entre os valores gerados pela expressão, para cada período de referência, e os valores inicialmente obtidos pelo programa de reamostragem. Este procedimento permitiu determinar o erro relativo percentual,  $\varepsilon[\%]$ , do indicador do grau de precisão (desvio padrão). Concluiu-se que o módulo do erro relativo para o processo de ajustamento nas superfícies 3D que representam os dados experimentais e as superfícies geradas pelas correspondentes funções analíticas, foi muito baixo, tipicamente da ordem de 2% e nunca superior a 4% - exceto no período diurno para o caso a que correspondem apenas 3 episódios de amostragem, com uma duração individual de 5 min. Este resultado mostrou assim um elevado grau de adaptação da expressão genérica aos valores inicialmente gerados pelo programa de reamostragem (cf. Fig. 6.30 – 6.31), o que já era, de alguma forma, expectável tendo em conta os coeficiente de correlação obtidos anteriormente.



diurno

- $\varepsilon[\%] > 4,0$
- $2,0 < \varepsilon[\%] \leq 4,0$
- $-2,0 \leq \varepsilon[\%] \leq 2,0$
- $-4,0 \leq \varepsilon[\%] < -2,0$



entardecer

Fig. 6.30 – Erro relativo percentual resultante do processo de ajustamento da função analítica aos valores experimentais resultantes do processo de reamostragem, para os períodos de referência (diurno e entardecer)

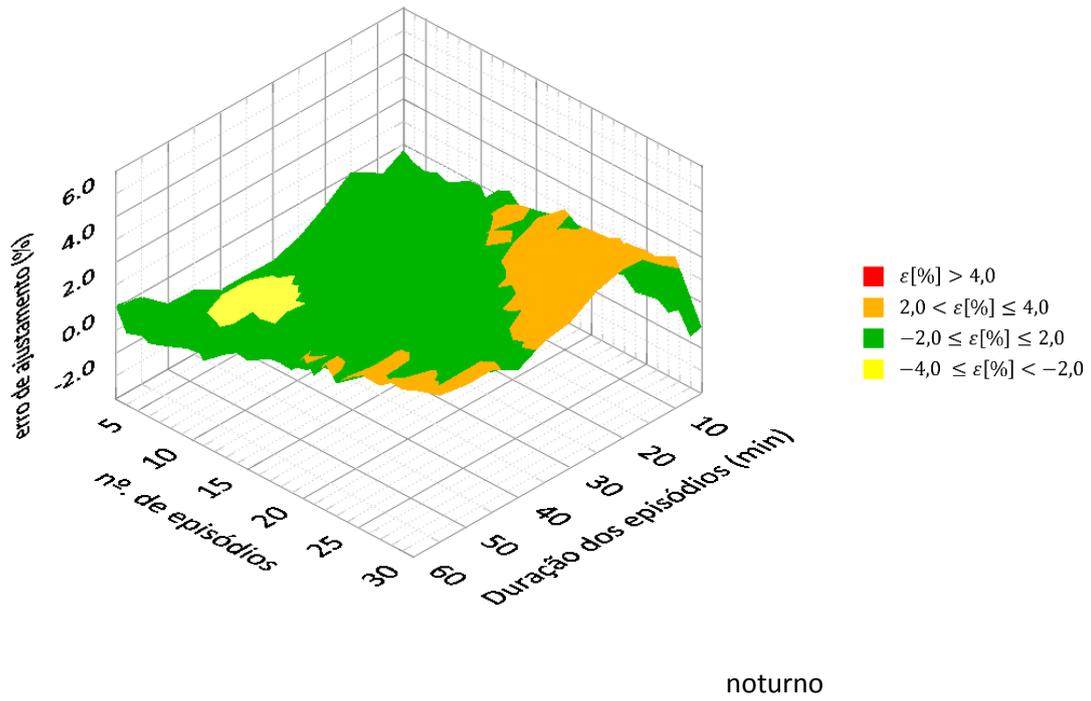


Fig. 6.31 – Erro relativo percentual resultante do processo de ajustamento da função analítica aos valores experimentais resultantes do processo de reamostragem, para os períodos de referência (noturno)

### 6.3.4 Aplicação da metodologia a outros padrões de ruído – patamares de ruído.

De modo a tornar mais robusta a prova da aplicação da metodologia desenvolvida, decidiu-se aplicá-la a um padrão cuja variação temporal possuísse características distintas, comparativamente aos padrões já analisados. Este novo padrão era composto por uma série temporal de valores gerados artificialmente, correspondentes a um nível sonoro  $L_{Aeq,5min}$ , e cuja duração total se fez corresponder a 13h (duração do período de referência diurno adotada pela legislação nacional). No padrão gerado foram introduzidas algumas variantes.

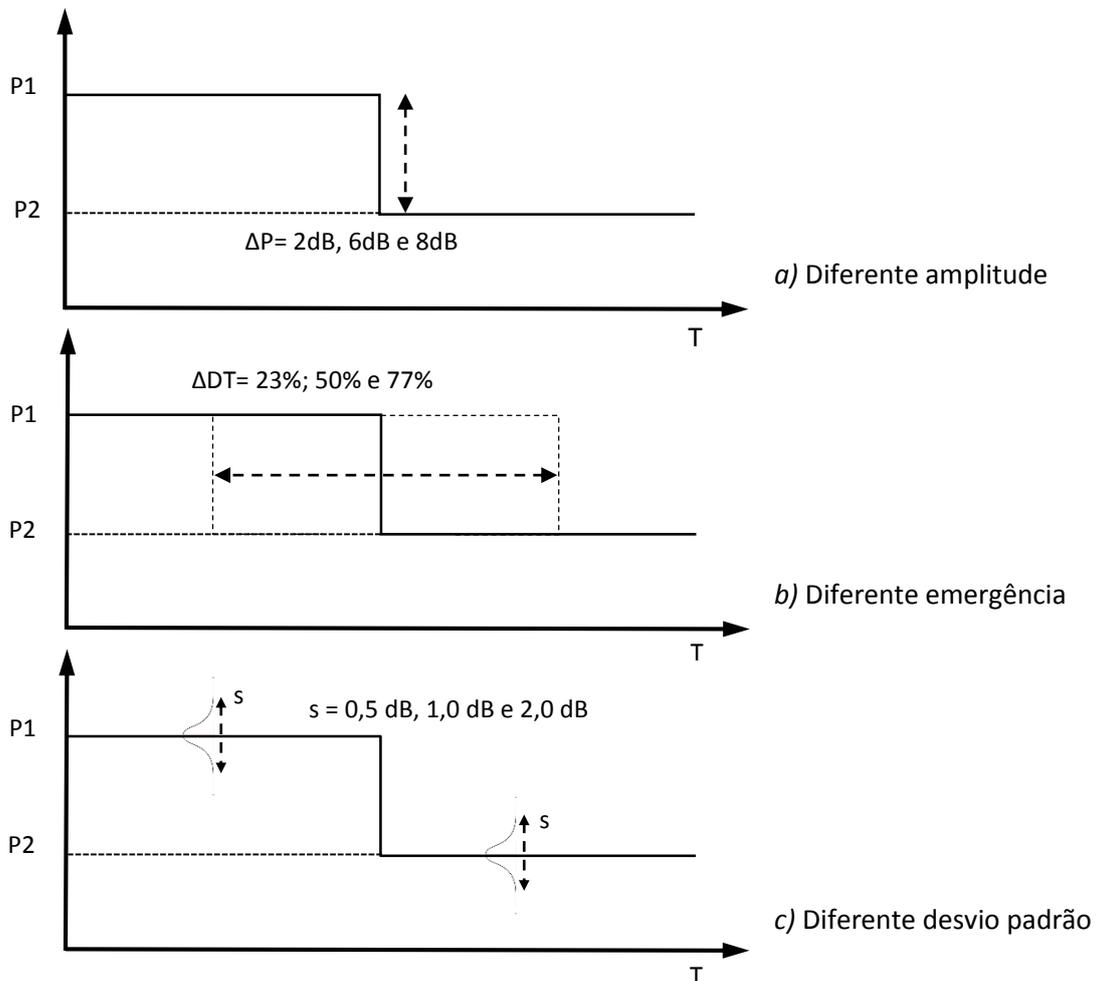


Fig. 6.32 – Padrão de variação com patamares: a) amplitude diferente, b) emergência diferente e c) desvio padrão diferente.

Este novo padrão continha dois patamares distintos, para os quais se admitiu poderem assumir três amplitudes distintas, de 2dB, 6 dB e 8 dB (cf. Fig. 6.32 a)). Para cada um dos patamares considerou-se ser possível variar a sua duração, tendo-se deste modo considerado três relações distintas entre a duração do patamar mais elevado e a duração total considerada para a soma

dos tempos dos dois patamares, e doravante designada por emergência do patamar, a saber: 23%, 50% e 77% (cf. Fig. 6.32 b)). Em cada patamar introduziu-se ainda a possibilidade de a sua amplitude poder variar, pelo que se adicionou ao nível de cada um dos patamares um desvio padrão. Foram então considerados três valores distintos para o desvio padrão considerado, ou seja, 0,5dB, 1dB e 2dB, e foi ainda assumido que a variação introduzida seguia uma distribuição de probabilidade que observa as características de uma lei normal (cf. Fig. 6.32 c)). Todas as considerações acima mencionas são apresentadas, resumidamente, nas Fig. 6.32 a), b) e c).

A aplicação da metodologia de reamostragem às diferentes condições, agora consideradas, permitiu a representação do desvio padrão em função do número de episódios de amostragem. Durante o processo de amostragem a duração de cada episódio foi também considerada fazendo-se variar essa duração, entre 5 min e 60 min, em passos incrementais de 5 minutos. Apesar de se ter introduzido alguma variabilidade no nível dos patamares, verificou-se mesmo assim que a influência da duração de cada episódio era desprezável, uma vez que os desvios resultantes não excederam 0,1dB, razão pela qual este parâmetro (duração do episódio) não foi considerado. Este resultado é justificado com o facto de o nível dentro de cada patamar se manter constante, apesar de ter sido considerada a variabilidade de cada ponto que constituía a sequência de valores da série  $L_{Aeq,5min}$ .

Os resultados da aplicação da metodologia foram agrupados de modo a avaliar a influência que as várias variáveis consideradas podem ter no valor global do desvio padrão resultante do processo de amostragem e assim avaliar a precisão da metodologia de amostragem proposta. Considerando os três valores assumidos de desvio padrão ( $s = 0,5$  dB, 1 dB e 2 dB) para o nível de cada patamar, foram consideradas as seguintes situações:

- Quantificação da influência da emergência do patamar ( $\Delta DT$  %), para uma diferença fixa entre patamares ( $\Delta P = 6$  dB), em função do número de episódios de amostragem;
- Quantificação da influência da diferença entre patamares ( $\Delta P$ ), para uma emergência fixa ( $\Delta DT = 50$  %), em função do número de episódios de amostragem.

6.3.4.1 A influência da duração da emergência do patamar ( $\Delta T$  %), com uma diferença fixa entre os dois patamares ( $\Delta P = 6$  dB)

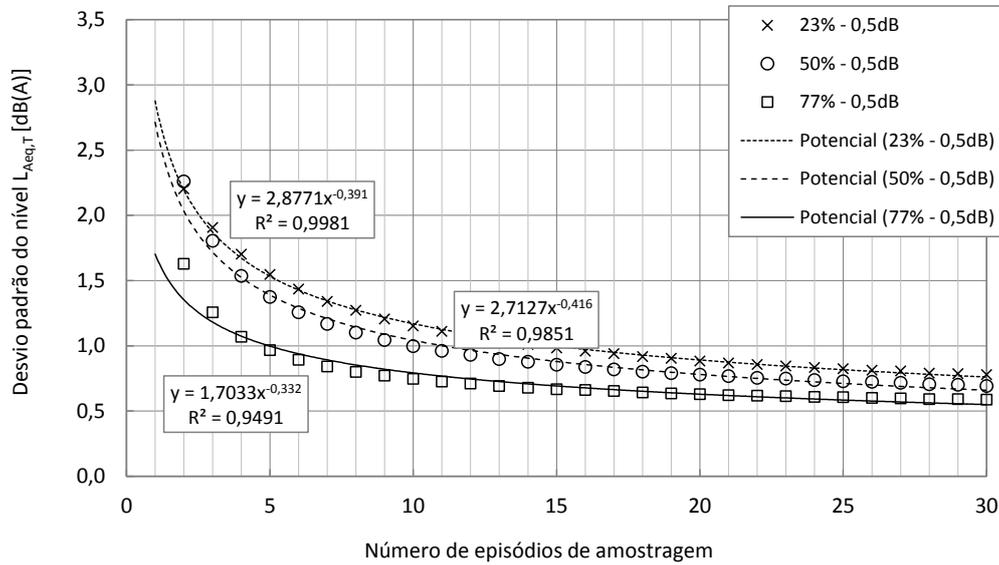


Fig. 6.33 – Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando a existência de uma diferença entre patamares de 6 dB. Influência da emergência do patamar ( $\Delta T$  %) para um desvio padrão constante ( $s = 0,5$  dB).

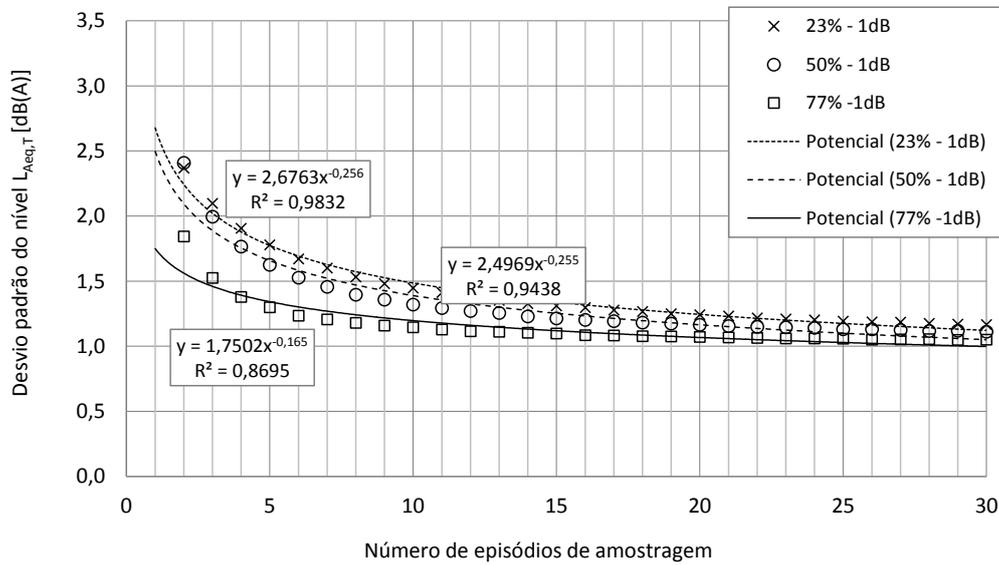


Fig. 6.34 – Variação do desvio padrão global com o número de episódios de amostragem, considerando a existência de uma diferença entre patamares de 6 dB. Influência da emergência do patamar ( $\Delta T$  %) para um desvio padrão constante ( $s = 1$  dB).

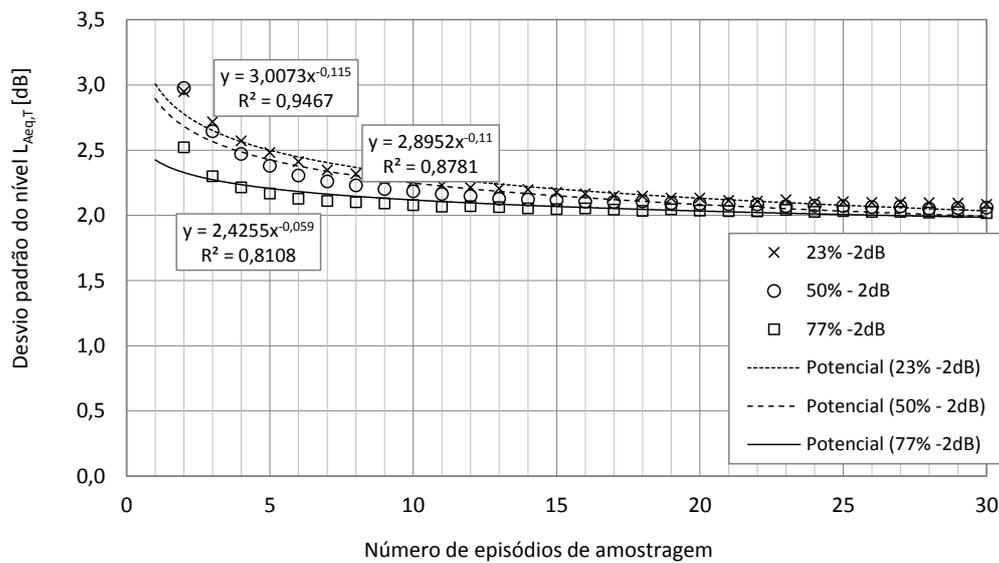


Fig. 6.35 – Variação do desvio padrão global com o número de episódios de amostragem, considerando a existência de uma diferença entre patamares de 6 dB. Influência da emergência do patamar ( $\Delta$ DT %) para um desvio padrão constante ( $s = 2$  dB).

Os resultados da metodologia anteriormente aplicada (cf. Secção 6.3), a este novo padrão, são apresentados nas Fig. 6.33 - 6.35. A análise relativa à variação do desvio-padrão do nível  $L_{Aeq,T}$  (considerado indicador de qualidade da amostragem) em função do número de episódios de amostragem, evidenciou tendência para diminuir à medida que o tempo de emergência aumentava. Esta tendência foi verificada em todas as combinações testadas e que permitiram introduzir vários graus de variabilidade no nível dos patamares, revelando neste caso a importância da duração dos patamares na definição da estratégia de amostragem.

Verificou-se ainda que, para todas as combinações testadas, o indicador da amostragem ficou limitado, inferiormente, pela variabilidade assumida em cada patamar, permitindo concluir que a variabilidade intrínseca ao nível sonoro dentro dos patamares, numa situação real de medição, é por si só um fator condicionante para o grau de precisão que se possa alcançar através das medições.

Verificou-se ainda existirem bons fatores de correlação das curvas ajustadas, em alguns dos conjuntos de pontos que representam cada uma das estratégias testadas, em particular nas situações em que o nível dos patamares tinha menos variação ( $s = 0,5$ dB).

6.3.4.2 A influência da diferença entre os dois patamares ( $\Delta P$ ), para uma emergência fixa ( $\Delta DT = 50\%$ )

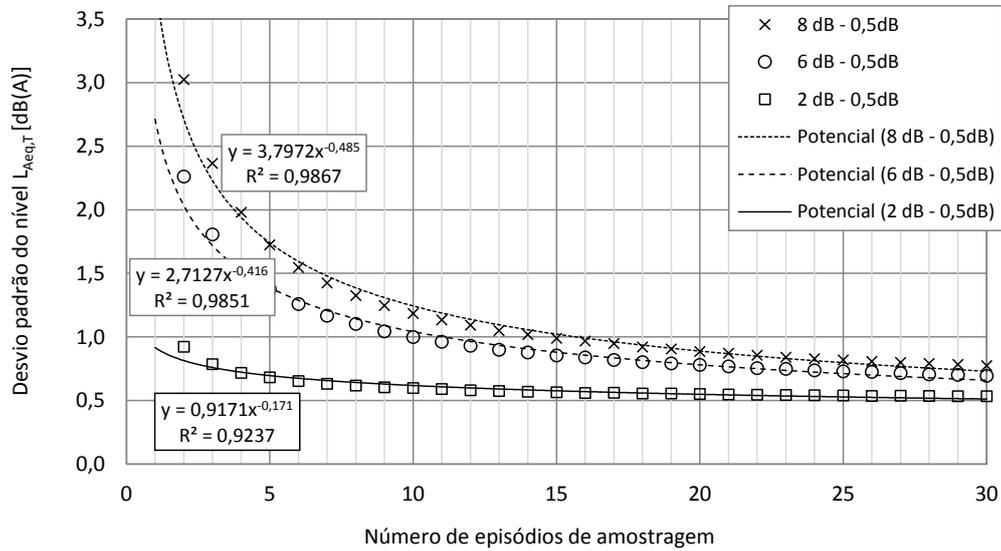


Fig. 6.36 – Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando uma emergência fixa ( $\Delta DT = 50\%$ ). Influência da diferença entre patamares ( $\Delta P$ ) para um desvio padrão constante ( $s = 0,5$  dB).

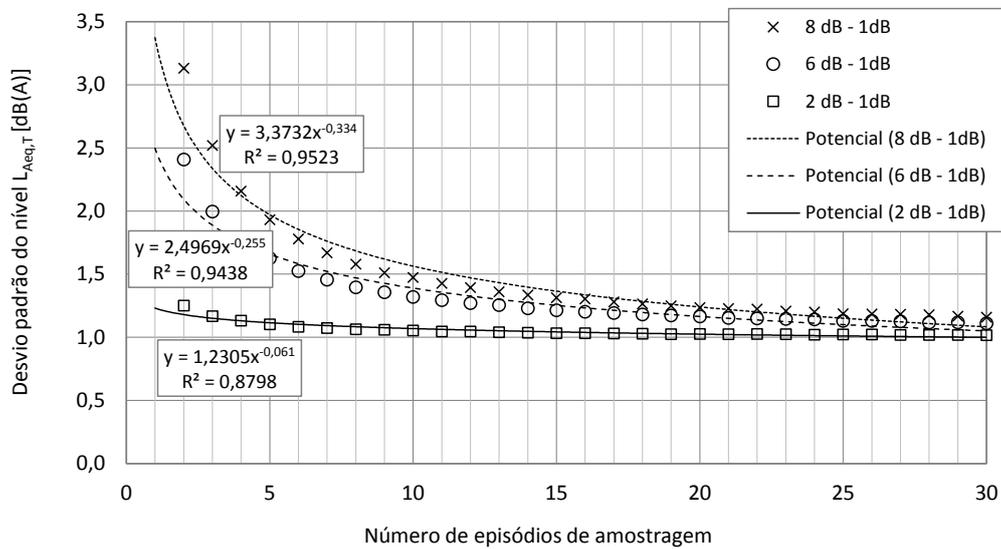


Fig. 6.37– Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando uma emergência fixa ( $\Delta DT = 50\%$ ). Influência da diferença entre patamares ( $\Delta P$ ) para um desvio padrão constante ( $s = 1$  dB).

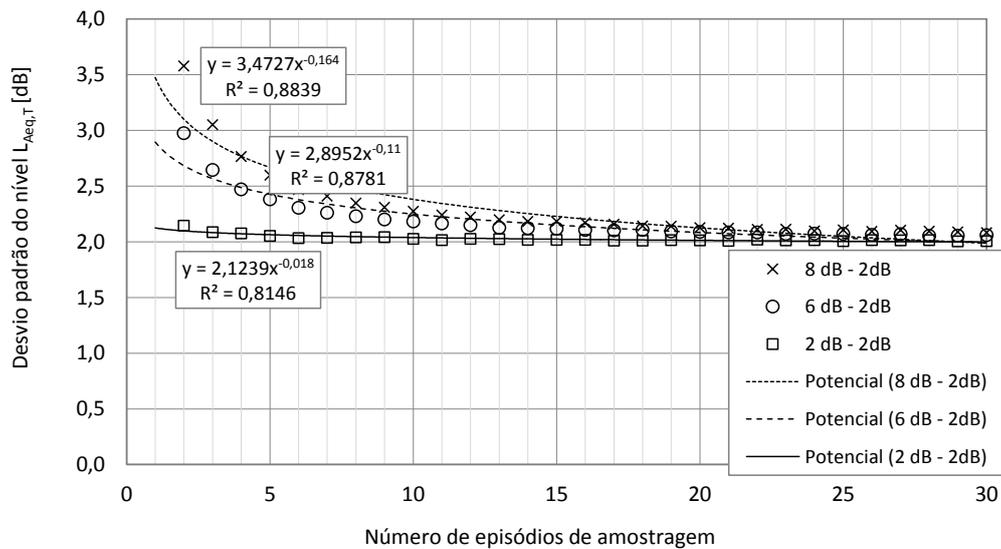


Fig. 6.38 – Variação do desvio padrão global da amostragem com o número de episódios de amostragem, considerando uma emergência fixa ( $\Delta DT = 50\%$ ). Influência da diferença entre patamares ( $\Delta P$ ) para um desvio padrão constante ( $s = 2$  dB).

Em todas as combinações testadas, a aplicação da metodologia de amostragem aplicada sobre o novo padrão, em que então se fixou o tempo de emergência, revelou que a variação do desvio-padrão do nível  $L_{Aeq,T}$ , em função do número de episódios de amostragem, evidenciou sempre tendência para diminuir à medida que a diferença entre os patamares também diminui, sendo esta tendência mais evidente, principalmente, quando se considera um baixo número de episódios de amostragem.

Em todos os resultados anteriormente obtidos verificou-se igualmente que, também neste caso, o desvio-padrão do nível  $L_{Aeq,T}$  diminui à medida que se aumenta o número de episódios de amostragem (no caso de patamares com diferenças de amplitude baixas, essa tendência é mínima). Em qualquer das combinações testadas, aquele indicador ficou limitado, inferiormente, pela variabilidade ( $s$ ) assumida para cada patamar.

### 6.3.5 Expressões analíticas do indicador de qualidade relativo às estratégias de amostragem – ruído com existência de patamares

Nas subsecções anteriores ficou patente que para além dos outros fatores aí mencionados, nomeadamente a diferença de nível entre os patamares e o respetivo tempo de emergência, a variabilidade do nível atribuído a cada patamar tem sempre uma contribuição forte no valor do desvio padrão resultante da amostragem.

Para as duas situações de base acima descritas, tendo em consideração as restrições assumidas e as variáveis envolvidas, foi também possível efetuar a aplicação de curvas de ajustamento aos dados experimentais que resultaram do processo de reamostragem, tendo-se obtido as curvas polinomiais incluídas nas Fig. 6.33 - 6.38. Neste caso os ajustamentos foram igualmente efetuados com expressões polinomiais do tipo  $y = Ax^{-B}$ , para a quais se apresentam também os respetivos coeficientes de correlação, podendo os coeficientes  $A$  e  $B$  ser consultados nas figuras respetivas. Nas expressões agora apresentadas, e do mesmo modo como tinha sido anteriormente mostrado na Seção 6.3.3, a variável  $x$  representa o número de episódios de amostragem que igualmente se considerou variar entre 1 e 30. No presente caso verificou-se que o grau de precisão não tem uma dependência significativa com o tempo de duração de cada episódio de amostragem, uma vez que o mesmo não evidenciou sofrer variações superiores a 0,1 dB, mesmo tendo feito variar a duração de cada episódio entre 5 min e 60 min.

Para todas as configurações testadas (cf. Fig. 6.32) o coeficiente  $A$  incluído nas equações polinomiais, resultantes do processo de ajustamento aos valores obtidos pelo processo de reamostragem, representa o grau de precisão obtido para o menor número de episódios de amostragem considerados, que no presente caso se considerou ser igual a dois. O valor daquele coeficiente resulta do somatório de vários fatores e que para a análise efetuada foram identificados: a diferença entre patamares, a sua duração de emergência.

Em todas as expressões polinomiais relativas aos ajustamentos efetuados, sobre os valores resultantes da reamostragem, foi possível verificar que valor de expoente  $B$  também ele varia, tal como se constata nas figuras apresentadas (cf. Fig. 6.33 à Fig. 6.38). Este valor está relacionado com a rapidez do decaimento da curva ajustada. No limite, considerando um infinito número de episódios de medição, esse valor irá tender para o valor imposto pela variabilidade ( $s$ ) assumida para o nível em cada patamar. Na prática, o módulo do expoente varia diretamente com o valor do desvio padrão da amostragem, obtido para o menor número de episódios de amostragem.

A expressão generalizada, apresentada na Eq. 6.2, representa o nível sonoro resultante da adição de vários patamares, de duração distinta e a relação funcional entre a variável dependente,  $L_{Aeq,T}$ , e as variáveis consideradas independentes  $t_i$  e  $L_i$ , num determinado intervalo de tempo  $T$ .

$$L_{Aeq,T} = 10 \times \log \left[ \frac{1}{T} \times \sum_{i=1}^n \left( t_i \times 10^{\frac{L_i}{10}} \right) \right] \quad \text{Eq. 6.2}$$

Pela análise dos termos incluídos no somatório, verifica-se existir uma dependência linear desta expressão com o tempo de duração,  $t_i$ , de cada um dos patamares considerados. Por outro lado, verifica-se que no mesmo somatório a dependência relativamente aos níveis sonoros é muito mais forte, uma vez que estes são contabilizados na exponencial de base 10. Esta relação permite concluir que individualmente os níveis têm maior peso, no valor deste somatório, do que o tempo de duração de cada um dos patamares considerados.

Tendo em consideração o que acima foi exposto, assim como os resultados do desvio padrão, resultantes do processo de reamostragem efetuada com um baixo número de episódios, justifica-se que este apresente, inicialmente, maiores variações na situação em que se fez variar a diferença entre patamares ( $\Delta P$ ) (cf. Fig. 6.36 – 6.38) e se considerou a emergência dos patamares fixa ( $\Delta DT = 50\%$ ). Por oposição esta variação não é tão acentuada quando inicialmente se considerou fixar um patamar ( $\Delta P = 6$  dB) e se fez variar o tempo de emergência ( $\Delta DT$ ) (cf. Fig. 6.33 - 6.35).

A variabilidade associada ao nível sonoro,  $L_i$ , dentro de cada patamar, tem sempre uma contribuição importante e que condiciona o grau de precisão final da amostragem. Ficou patente que nunca se poderá obter um grau de precisão inferior àquele que se encontra associado à variabilidade do nível sonoro que ocorre em cada patamar.

## 6.4 Contabilização e contribuição das várias componentes de incerteza para a incerteza do nível sonoro $L_{Aeq}$

A determinação da incerteza global de uma determinada variável dependente, resulta da combinação das várias componentes de incerteza que são atribuíveis e quantificadas para cada uma das variáveis possíveis de identificar, e de que ela depende (cf. Eq. 3.5 da seção 3.1.3). Atualmente a norma internacional ISO1996 considera que, para a determinação da incerteza de uma medição de  $L_{Aeq}$ , devem ser consideradas as incertezas padrão devidas ao sistema de medição ( $S = 1,0 \text{ dB}$ ); às condições de funcionamento da fonte ( $X$ ); às condições meteorológicas e do solo ( $Y$ ) e ao som residual ( $Z$ )<sup>7</sup>. A combinação destas componentes é efetuada pela Eq. 6.3.

$$u(L_{Aeq}) = \sqrt{S^2 + X^2 + Y^2 + Z^2} \quad \text{Eq. 6.3}$$

A versão da revisão atualmente em curso daquela norma (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012) faz referência às várias fontes de erro que devem ser consideradas numa medição individual, pelo que considera:

$$L_{Aeq} = L'_{Aeq} + 10 \log \left( 1 - 10^{0,1(L'_{Aeq} - L_{res})} \right) + \delta_{sou} + \delta_{met} + \delta_{loc} \quad \text{Eq. 6.4}$$

onde:

- $L_{Aeq}$  corresponde ao valor obtido a partir de uma medição, pela sua estimativa  $L'_{Aeq}$ , efetuada numa condição específica e que incluiu o som residual,  $L_{res}$ ;
- $L'_{Aeq}$  corresponde ao nível sonoro (som total) obtido numa condição específica;
- $L_{res}$  corresponde ao nível sonoro residual obtido numa condição específica
- $\delta_{sou}$  corresponde ao erro possível de contabilizar para os desvios relativos às condições (ditas normais) de operação da fonte;

---

<sup>7</sup> Na interpretação estrita da norma esta componente é considerada, pois o nível sonoro  $L_{Aeq}$  de interesse corresponde ao nível sonoro medido (som total) corrigido do som residual, o que por definição corresponde ao som específico.

- $\delta_{met}$  corresponde ao erro a contabilizar para o desvio das condições meteorológicas relativamente às condições ideais;
- $\delta_{loc}$  é o erro que contabiliza a localização da posição do recetor (entenda-se microfone do sistema de medição).

A versão atual da revisão da norma (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012) considera que os valores  $L'_{Aeq}$  e  $L_{res}$  são os dois afetados pelo erro introduzido pela cadeia de medição, que na situação mais comum poderá corresponder a um sonómetro, e que se passará a representar por  $\delta_{slm}$ . Ainda de acordo com a mesma referência para o nível sonoro residual pode ser contabilizado um erro,  $\delta_{res}$ , pois o valor deste nível nem sempre é obtido por medição direta, mas sim por estimativa.

### 6.4.1 Cálculo da incerteza de uma medição efetuada numa condição de emissão e propagação específica, incluindo a componente de incerteza devida à amostragem

Com base na relação estabelecida pela Eq. 6.5, e adotando a metodologia correspondente à Lei da Propagação das Incertezas (JCGM 100. 2008), expressa pela Eq. 3.5, a norma em revisão (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012) apresenta o modo de contabilizar as diferentes componentes de incerteza e dos correspondentes coeficientes de sensibilidade que permitirão obter a incerteza combinada da grandeza  $L_{Aeq}$ . Para exemplificar esta aplicação, de acordo com aquela referência, apresenta-se na Tab. 6.4 a determinação da incerteza de uma única medição de um nível sonoro contínuo equivalente durante 1h,  $L_{Aeq,1h}$ , do ruído proveniente de uma fonte rodoviária em condições favoráveis de propagação.

Grandeza	Estimativa	Incerteza padrão, $u(x_i)$ dB	Coefficiente de sensibilidade $\frac{\partial f}{\partial x_i}$	Contribuição para a incerteza $\left  \frac{\partial f}{\partial x_i} \cdot u(x_i) \right $
$L'_{Aeq,1h} + \delta_{slm}$	$L'_{Aeq,1h} = 58\text{dB}$	0,5 <b>(a)</b>	$\frac{\partial L_{Aeq,1h}}{\partial L'_{Aeq,1h}} = \frac{1}{1-10^{-0,1(L'_{Aeq,1h}-L_{res})}}$	0,59
$\delta_{sou}$	1000 veículos	$\frac{10}{\sqrt{1000}} = 0,3$ <b>(b)</b>	1	0,3
$\delta_{met}$	Favorável	2,0 <b>(c)</b>	1	2,0
$\delta_{loc}$	-5,7dB <b>(d)</b>	0,40 <b>(e)</b>	1	0,40
$L_{res} + \delta_{res}$	$L_{res} = 50\text{dB}$	2 <b>(f)</b>	$\frac{\partial L_{Aeq,1h}}{\partial L_{res}} = \frac{-10^{-0,1(L'_{Aeq,1h}-L_{res})}}{1-10^{-0,1(L'_{Aeq,1h}-L_{res})}}$	0,38
$u_c(L_{Aeq,1h}) = \left[ \sum_{i=1}^N \left( \frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 \cdot u^2(x_i) \right]^{\frac{1}{2}} =$ $= \left[ \left( \frac{\partial L_{Aeq,1h}}{\partial L'_{Aeq,1h}} \right)^2 \cdot u^2(slm) + u^2(sou) + u^2(met) + u^2(loc) + \left( \frac{\partial L_{Aeq,1h}}{\partial L_{res}} \right)^2 \cdot u^2(L_{res}) \right]^{\frac{1}{2}} \quad (Eq. 6.5)$				2,18
$U(L_{Aeq,1h}) = 2 \times u_c(L_{Aeq,1h})$				4,36

**a)** – numa única medição considera-se apenas a incerteza do sonómetro. O valor apresentado corresponde à classe 1. Para medições efetuadas com um sonómetro de classe 2 o valor a considerar será 1,5 dB.

**(b)** – condição mista de tráfego  $u_{sou} \cong \frac{c}{\sqrt{n}}$  dB:  $c = 10$  e  $n = 1000$  veículos.

**(c)** – incerteza correspondente à condição de propagação (classe de propagação M3- favorável; M4- muito favorável) para distâncias entre a fonte e o recetor até 200m (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012).

**(d)** – correção por defeito a aplicar quando o microfone for colocado diretamente sobre uma superfície (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012).

**(e)** – valor da incerteza padrão a contabilizar nas condições da nota **(d)**

**(f)** – valor assumido por estimativa no exemplo apresentado (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012)

Tab. 6.4 – Cálculo da incerteza de uma única medição, em condições favoráveis de propagação.

Para além da contabilização das componentes já descritas, e apresentadas na Eq. 6.4, é possível considerar também a componente de erro devida à amostragem (Eq. 6.6).

$$L_{Aeq} = L'_{Aeq} + 10 \log \left( 1 - 10^{0,1(L'_{Aeq} - L_{res})} \right) + \delta_{sou} + \delta_{met} + \delta_{loc} + \delta_{samp} \quad Eq. 6.6$$

A expressão (Eq. 6.1) obtida na seção 6.3.3 permite obter o desvio padrão resultante de uma amostragem. Os seus parâmetros característicos (numero e duração de episódios) permitem relacioná-la com um grau de precisão específico. Lembra-se que a expressão foi obtida com base nos dados produzidos por uma fonte rodoviária e é adaptável a cada um dos períodos de referência, diurno, entardecer e noturno. Esta componente de incerteza será doravante designada por  $u_{samp}$  e deverá ser incorporada nos termos do somatório das várias componentes quadráticas consideradas na Eq. 6.5, incluída na Tab. 6.4. Para manter a coerência com a Eq. 6.6 o seu coeficiente de sensibilidade será igual a 1.

$$u_c(L_{Aeq,1h}) = \left[ \left( \frac{\partial L_{Aeq,1h}}{\partial L'_{Aeq,1h}} \right)^2 \cdot u^2(slm) + u^2(sou) + u^2(met) + u^2(loc) + u^2(samp) + \left( \frac{\partial L_{Aeq,1h}}{\partial L_{res}} \right)^2 \cdot u^2(L_{res}) \right]^{\frac{1}{2}} \quad Eq. 6.7$$

A quantificação da nova componente  $u_{samp}$  foi devidamente adaptada a cada um dos períodos de referência, considerando apenas 1 episódio de medição,  $N = 1$ , com 1h de duração,  $\Delta T = 60 \text{ min}$ . Com base nos valores incluídos na Tab. 6.4 e com as considerações agora efetuadas os resultados obtidos encontram-se resumidos na Tab. 6.5.

	diurno	entardecer	noturno
$u_{samp}$ (Eq. 6.1)			
( $N = 1$ ); ( $\Delta T = 60 \text{ min}$ )	1,77 dB	1,09 dB	3,24 dB
$u_c(L_{Aeq,1h})$	2,81 dB	2,44 dB	3,90 dB
$U(L_{Aeq,1h})$	5,62 dB	4,88 dB	7,81 dB

Tab. 6.5- Cálculo da incerteza de uma única medição, em condições favoráveis de propagação.

A comparação dos valores da incerteza combinada,  $u_c(L_{Aeq,1h})$ , e da incerteza expandida,  $U(L_{Aeq,1h})$ , apresentados na Tab. 6.5 com os da Tab. 6.4 colocam em evidência a forte influência que a consideração da componente da incerteza associada à amostragem tem nos três períodos de referência considerados. Estes valores corroboram as conclusões e os comentários anteriormente efetuados relativamente à adaptação do esforço a colocar nas medições, em particular, durante o período noturno. Igual cuidado deve ser tido nas medições efetuadas durante o período diurno, sendo de menor importância o período de entardecer (fato justificado pela baixa variabilidade que os níveis mostraram ter durante esse período).

#### 6.4.2 Incerteza de uma medição efetuada por amostragem em distintas condições de emissão e propagação específicas para os níveis de longa duração

A versão atual do documento que serve de revisão à norma ISO1996 (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012), apresenta igualmente as expressões que permitem o cálculo dos níveis sonoros de longa duração, nomeadamente para  $L_d$ ,  $L_e$  e  $L_n$  e também das suas incertezas que passaremos a designar, respetivamente, por  $u(L_d)$ ,  $u(L_e)$  e  $u(L_n)$ .

Individualmente cada um destes níveis é obtido, normalmente, a partir de medições que podem ser efetuadas em condições distintas de emissão e propagação, e devidamente corrigidas para os valores de referência. A expressão apresentada na Eq. 6.9 aplica-se genericamente a qualquer nível sonoro de longa duração,  $LT$ , como é o caso dos níveis  $L_d$ ,  $L_e$  e  $L_n$ .

$$LT = 10 \log \left( \sum_{k=1}^{n_k} p_k 10^{0,1L_k} \right) \quad \text{Eq. 6.8}$$

Nesta equação  $L_k$  representa o nível sonoro obtido durante uma condição meteorológica específica (janela meteorológica  $k$ ) que ocorre com uma frequência  $p_k$ . O número de janelas consideradas é representado por  $n_k$ . São definidas 4 classes meteorológicas distintas: M1 – desfavorável; M2 – neutra; M3 – favorável; M4 – muito favorável. O valor  $L_k$  é normalmente determinado a partir de várias medições.

De modo a facilitar a determinação da expressão da incerteza combinada de um qualquer nível de longa duração, exemplifica-se a sua dedução para o caso do nível sonoro  $L_d$ .

Admita-se então que para a caracterização dos níveis sonoros  $L_d$  tenham sido efetuadas medições e que estas tenham ocorrido em distintas classes meteorológicas. Nessa situação os níveis sonoros correspondente pode ser calculado com base na expressão apresentada na Eq. 6.9.

$$L_d = 10 \log (p_{M1} 10^{0,1\hat{L}_{M1}} + p_{M2} 10^{0,1\hat{L}_{M2}} + p_{M3} 10^{0,1\hat{L}_{M3}} + p_{M4} 10^{0,1\hat{L}_{M4}}) \quad \text{Eq. 6.9}$$

Nesta equação os parâmetros  $p_{M1}$  a  $p_{M4}$ , representam a probabilidade de ocorrência das várias classes meteorológicas (considerou-se existirem as quatro classes, mas numa situação real a ocorrência de todas estas classes nem sempre se verifica). Os níveis sonoros  $\hat{L}_{M1}$  a  $\hat{L}_{M4}$  representam, individualmente, os níveis sonoros médios ( $\bar{L}_{Mi}$  - médias energéticas) obtidos pelas várias medições efetuadas em cada umas das janelas meteorológicas, correspondentes a uma dada classe meteorológica  $Mi$ , corrigidas pelo nível sonoro médio de ruído de fundo ( $\bar{L}_{Mi,res}$  - médias energéticas), igualmente medidos dentro da mesma janela meteorológica.

Uma vez que estas medições ocorrem no exterior, nem sempre é possível caracterizar o ruído de fundo com rigor, pois existem muitas outras fontes de ruído que podem interferir e mesmo impossibilitar a sua correta determinação. Nestas situações o documento que serve de base à revisão da norma atual (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012), considera ainda assim ser possível estimar o seu valor através do indicador  $L_{95}$  (valor do nível da pressão sonora que é excedido em 95% do tempo total de medição). Esta consideração aplicar-se-á nas situações em que a fonte de ruído em análise tenha características não estacionárias, mas em que o ruído de fundo, por seu lado, se possa considerar estacionário.

Para as situações em que níveis correspondentes ao ruído residual possam ser medidos, os níveis corrigidos  $\hat{L}_{Mi}$  podem ser obtidos pela Eq. 6.10, nas situações em que o ruído residual  $\bar{L}_{Mi,res}$  seja pelo menos 3 dB inferior ao nível da fonte  $\bar{L}_{Mi}$ .

$$\hat{L}_{Mi} = 10 \log(10^{0,1\bar{L}_{Mi}} - 10^{0,1\bar{L}_{Mi,res}}) + \delta_{\text{samp}}, \text{ com } (i = 1 \dots 4) \quad \text{Eq. 6.10}$$

Nesta última equação propõe-se, agora, incluir o erro introduzido pela estratégia de amostragem,  $\delta_{\text{samp}}$ .

Considerando que na Eq. 6.11 se passou a incorporar também a componente associada à estratégia de medição, a incerteza combinada destes níveis é representada por  $u(\hat{L}_{Mi})$  e pode ser determinada através da aplicação da Lei da Propagação das Incertezas (JCGM 100. 2008).

$$u(\hat{L}_{Mi}) = \left[ \left( \frac{\partial \hat{L}_{Mi}}{\partial \bar{L}_{Mi}} \times u(\bar{L}_{Mi}) \right)^2 + \left( \frac{\partial \hat{L}_{Mi}}{\partial \bar{L}_{Mi,res}} \times u(\bar{L}_{Mi,res}) \right)^2 + u_{\text{samp},Mi}^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Eq. 6.11}$$

Nesta equação o significado dos termos intervenientes é o que seguidamente se apresenta:

- $\frac{\partial \hat{L}_{Mi}}{\partial \bar{L}_{Mi}}$  é o coeficiente de sensibilidade que traduz o modo como o valor estimado do nível sonoro  $\hat{L}_{Mi}$  varia em função do nível sonoro ( $\bar{L}_{Mi}$ );
- $u(\bar{L}_{Mi})$  representa a incerteza do nível  $\bar{L}_{Mi}$  obtido na condição específica considerada;
- $\frac{\partial \hat{L}_{Mi}}{\partial \bar{L}_{Mi,res}}$  é o coeficiente de sensibilidade que traduz o modo como o valor estimado do nível sonoro  $\hat{L}_{Mi}$  varia em função do nível sonoro ( $\bar{L}_{Mi,res}$ );
- $u(\bar{L}_{Mi,res})$  representa a incerteza do nível  $\bar{L}_{Mi,res}$  obtido na condição específica considerada;
- $u_{samp,Mi}$  representa a incerteza da amostragem considerada em cada condição específica considerada.

A atual revisão da norma (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012), considera que as componentes de incerteza  $u_{slm}$  e  $u_{loc}$ , poderão ser apenas consideradas numa fase final do cálculo global da incerteza do indicador de longa duração. Esta opção é explicitamente assumida naquele documento sempre que se considere efetuar as medições com o mesmo equipamento e no mesmo local (entenda-se, mesma condição de montagem do sistema de medição). Por sua vez as componentes de incerteza anteriormente designadas  $u_{sou}$ , e  $u_{met}$ , não são consideradas. Na realidade, as medições efetuadas com vista à obtenção dos níveis de longa duração devem ocorrer em períodos mais ou menos extensos, repartidos ao longo de um ano e durante vários dias (semanas) em contínuo, de modo a incluir todas as variações importantes, sejam elas devidas às condições de emissão da fonte e/ou às condições meteorológicas na propagação sonora. Desta forma entende-se que se assuma que as componentes de incerteza que lhes estão associadas sejam minimizadas e possam por isso ser desprezadas.

Obtidos os valores da incerteza combinada  $u(\hat{L}_{Mi})$ , para cada uma das condições específicas, é possível aplicar a lei de propagação das incertezas ao indicador de longa duração. Contudo é necessária ter em conta que se por um lado, respeitando determinadas condições, os níveis sonoros podem ser considerados independentes, o mesmo não acontece com os valores das frequências de ocorrência assumidas para as várias janelas meteorológicas. A soma destas frequências,  $p_k$ , é igual a 1 ( $\sum p_k = 1$ ). Deste modo a Eq. 6.9 pode ser escrita numa forma equivalente dada pela Eq. 6.12 (na equação apresentada considerou-se a existência das quatro classes de emissão).

$$L_d = 10 \log \left[ p_{M1} 10^{0,1\hat{L}_{M1}} + p_{M2} 10^{0,1\hat{L}_{M2}} + p_{M3} 10^{0,1\hat{L}_{M3}} + \left( 1 - \sum_{i=1}^3 p_{Mi} \right) 10^{0,1\hat{L}_{M4}} \right] \quad \text{Eq. 6.12}$$

Com base nesta equação os coeficientes de sensibilidade relativamente aos níveis e à frequência de ocorrência das várias classes meteorológicas vêm dados, respetivamente pelas Eq. 6.13 e Eq. 6.14.

$$\frac{\partial L_d}{\partial \hat{L}_{Mi}} = \frac{p_{Mi} 10^{0,1\hat{L}_{Mi}}}{\sum_{i=1}^n p_{Mi} 10^{0,1\hat{L}_{Mi}}} \quad \text{Eq. 6.13}$$

$$\frac{\partial L_d}{\partial p_{Mi}} = 10 \log(e) \frac{10^{0,1\hat{L}_{Mn}} - 10^{0,1\hat{L}_{Mi}}}{\sum_{i=1}^n p_{Mi} 10^{0,1\hat{L}_{Mi}}} \quad \text{Eq. 6.14}$$

De forma a evitar uma subestimação do erro, na Eq. 6.14, o nível  $\hat{L}_{Mn}$  é mantido fixo e corresponde ao nível sonoro mais elevado, que em princípio ocorre, na classe meteorológica correspondente à condição de propagação mais favorável (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012). O desenvolvimento da lei da propagação das incertezas aplicada à Eq. 6.12 permitirá obter a expressão da incerteza do nível sonoro de longa duração (Eq. 6.15).

$$u(L_d) = \left[ \sum_{i=1}^n \left( \frac{\partial L_d}{\partial \hat{L}_{Mi}} \times u(\hat{L}_{Mi}) \right)^2 + \sum_{i=1}^{n-1} \left( \frac{\partial L_d}{\partial p_{Mi}} \times u(p_{Mi}) \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Eq. 6.15}$$

No mesmo documento, a incerteza padrão associada à frequência de ocorrência de uma classe meteorológica,  $u(p_{Mi})$ , é tomada como uma percentagem fixa desse valor (ex: 5% de  $p_{Mi}$ ). Nas Eq. 6.13 – 6.15, o índice  $n$ , que integra as expressões dos somatórios, está indexado ao número de classes meteorológicas consideradas. Numa situação real não tem necessariamente que se verificar sempre a ocorrência das 4 classes (M1, M2, M3 e M4).

A determinação da incerteza combinada para os níveis sonoros de longa duração, nos restantes períodos de referência, nomeadamente,  $u(L_e)$  e  $u(L_n)$  seguirá todos os passos que foram

apresentados, concluindo-se ser possível obter expressões formalmente iguais à apresentada na Eq. 6.15.

Tendo presente a expressão do indicador  $L_{den}$  (Eq. 2.6), anteriormente apresentada, é igualmente proposta a expressão para a sua incerteza que se passa a representar por  $u(L_{den})$ , (Eq. 6.16), assumindo já as considerações anteriormente feitas relativamente às componentes de incerteza  $u_{slm}$  e  $u_{loc}$  (Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012).

O autor desta tese considera que o modo como o documento, correspondente à proposta de revisão da atual norma, contabiliza estas duas componentes, para além de não traduzir na realidade o processo real que decorre das medições, terá um efeito majorante na obtenção do valor final da incerteza combinada  $u(L_{den})$ . É pois de opinião que a sua contabilização deveria obedecer ao mesmo critério que foi seguido para a contabilização da componente de incerteza devida à amostragem (cf. Eq. 6.11).

$$u(L_{den}) = \left[ \left( \frac{\partial L_{den}}{\partial L_d} \times u(L_d) \right)^2 + \left( \frac{\partial L_{den}}{\partial L_e} \times u(L_e) \right)^2 + \left( \frac{\partial L_{den}}{\partial L_n} \times u(L_n) \right)^2 + u_{slm}^2 + u_{loc}^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad Eq. 6.16$$

Nesta expressão cada uma das incertezas associadas aos indicadores  $L_{[d],[e],[n]}$ , é multiplicada pelo respetivo coeficiente de sensibilidade assumindo-se a expressão genérica da Eq. 6.17, onde  $w$  toma o valor 0 dB, 5 dB ou 10 dB, respetivamente, para os períodos diurno, entardecer e noturno. Na mesma expressão a variável  $t_{[d],[e],[n]}$  assume os valores dos tempos atribuídos a cada um dos períodos de referência e indicados na atual diretiva (Diretiva 2002/49/CE. 2002).

$$\frac{\partial L_{den}}{\partial L_{[d],[e],[n]}} = \frac{t_{[d],[e],[n]} \cdot 10^{0,1(L_{[d],[e],[n]}+w)}}{t_{[d]} \cdot 10^{0,1(L_d)} + t_{[e]} \cdot 10^{0,1(L_e+5)} + t_{[n]} \cdot 10^{0,1(L_n+10)}} \quad Eq. 6.17$$

### 6.4.3 Análise da influência da componente da amostragem no indicador de longa duração - $L_{den}$

Pelo que anteriormente foi exposto, ficou patente que a incerteza combinada possível de obter para o indicador  $L_{den}$  resulta do efeito de um conjunto alargado de fontes de incerteza, sendo que algumas têm valores variáveis e outras assumem sempre valores fixos.

O documento que serve de base à atual revisão da norma ISO1996-2 (Draft 1st CD ISO 1996-2: 2012) considera o valor de incerteza de um sonómetro, da classe de exatidão I (IEC 61672-1), igual a 0,5 dB. O mesmo documento considera, por exemplo, que a incerteza padrão devida à localização do microfone de medição para um som proveniente de tráfego rodoviário, que incida no microfone sem nenhuma direção preferencial, exceto para uma incidência rasante, seja igual a 0,4 dB. Este é o valor a tomar no caso de montagens de microfone diretamente sobre a fachada, ou numa posição em frente desta e cuja distância esteja compreendida entre 0,5 e 2m.

A contabilização daquelas duas componentes incertezas no somatório apresentado na Eq. 6.16, leva a que  $u(L_{den})$  tenha uma componente fixa igual a 0,64 dB,  $(\sqrt{0^2 + 0^2 + 0^2 + 0,4^2 + 0,5^2})$ , situação que apenas poderia ocorrer caso as restantes componentes fossem nulas. Deste modo conclui-se que, globalmente, o valor da incerteza expandida deste indicador de ruído,  $U(L_{den})$ , não possa ser inferior a 1,3 dB, cujo valor se obtém considerando um fator de expansão  $k = 2$ , que permite definir um intervalo de confiança com uma probabilidade associada de 95%.

Interessa agora analisar o efeito da componente associada à amostragem no valor da incerteza expandida  $U(L_{den})$  e  $U(L_n)$ . Para avaliar esse efeito foram consideradas, a título de exemplo, distintas opções de amostragem, tendo-se considerado simular vários pares de combinações de números  $[N(3; 5; 10; 15)]$  e de duração dos episódios de medição  $[\Delta T(10; 15; 30; 60)]$ . Alguns deles correspondem a práticas correntes nas medições efetuadas para verificação de requisitos legais atualmente requeridos pela legislação nacional (DECRETO-LEI nº9/07). A aplicação direta da Eq. 6.16 gerou os resultados que se apresentam nas Tab. 6.6 e Tab. 6.7, respetivamente, para os valores das incertezas expandidas  $U(L_{den})$  e  $U(L_n)$ .

	$\Delta T = 10 \text{ min}$	$\Delta T = 15 \text{ min}$	$\Delta T = 30 \text{ min}$	$\Delta T = 60 \text{ min}$
$N = 3$	2,6 dB	2,5 dB	2,4 dB	2,3 dB
$N = 5$	2,2 dB	2,2 dB	2,1 dB	2,0 dB
$N = 10$	1,9 dB	1,8 dB	1,8 dB	1,7 dB
$N = 15$	1,7 dB	1,7 dB	1,7 dB	1,6 dB

Tab. 6.6- Valor da incerteza expandida  $U(L_{den})$ , considerando apenas as três componentes fixas de incerteza ( $u_{loc}$ ;  $u_{stm}$ ;  $u_{samp}$ )

	$\Delta T = 10 \text{ min}$	$\Delta T = 15 \text{ min}$	$\Delta T = 30 \text{ min}$	$\Delta T = 60 \text{ min}$
$N = 3$	3,9 dB	3,8 dB	3,6 dB	3,4 dB
$N = 5$	3,2 dB	3,1 dB	3,0 dB	2,9 dB
$N = 10$	2,6 dB	2,5 dB	2,4 dB	2,3 dB
$N = 15$	2,3 dB	2,2 dB	2,2 dB	2,1 dB

Tab. 6.7- Valor da incerteza expandida  $U(L_n)$ , considerando apenas as três componentes fixas de incerteza ( $u_{loc}$ ;  $u_{stm}$ ;  $u_{samp}$ )

A análise dos resultados apresentados nas Tab. 6.6 e Tab. 6.7 revela que a consideração da componente de incerteza associada à amostragem,  $u_{samp}$ , faz aumentar os valores das respectivas incertezas de forma substancial. Por exemplo, para as estratégias desenhadas com baixos números de episódios e com curtas durações de episódios de amostragem ( $N = 3$  e  $\Delta T = 10 \text{ min}$ ) o valor da componente fixa da incerteza  $U(L_{den})$  e  $U(L_n)$  aumenta, respetivamente, 2 e 3 vezes comparativamente àquela que se obteria (1,3 dB) caso não se considere a componente de incerteza  $u_{samp}$ .

Em cada um dos períodos de referência, a Eq. 6.17 revela a dependência dos coeficientes de sensibilidade, com os níveis sonoros correspondentes. Para a obtenção dos valores apresentados na Tab. 6.6, e a título meramente ilustrativo, arbitraram-se valores para os níveis de longa duração  $L_{[d],[e],[n]}$ , respetivamente, 60 dB, 60 dB e 56 dB.

O valor da incerteza  $U(L_{den})$  é deste modo afetado pelo diferencial existente entre os níveis sonoros dos vários períodos, uma vez que estes condicionam os respetivos coeficientes de sensibilidade,  $\frac{\partial L_{den}}{\partial L_{[d],[e],[n]}}$ . Com base na análise das Eq. 6.16 e Eq. 6.17, verifica-se que o nível

sonoro correspondente ao período noturno pode condicionar o valor final daquela incerteza. O grau de influência será tanto maior quanto menor for o diferencial existente entre o nível sonoro nesse período e os níveis dos restantes períodos. Por outro lado este nível sofre ainda uma majoração de 10 dB o que por si só faz aumentar ainda mais o grau de influência.

Da análise dos resultados apresentados nas Tab. 6.6 e Tab. 6.7 entende-se ter ficado plenamente justificada a contabilização da componente de incerteza atribuível à amostragem. Ficou também evidenciada a necessidade de ter particular cuidado, principalmente nas situações em que as estratégias de amostragem sejam desenhadas com baixos números de episódios de amostragem e com curta duração.

Numa situação em que se passem ainda a considerar não apenas as componentes fixas, até agora referidas, mas também as que são naturalmente atribuídas à dispersão das leituras efetuadas nos vários períodos, os valores apresentados nas Tab. 6.6 e Tab. 6.7, serão conseqüentemente superiores. Importa igualmente referir que as medições efetuadas durante o período noturno serão novamente dominantes, uma vez que é neste período que, como foi anteriormente mostrado, existe maior variabilidade.

Os valores obtidos requerem alguma reflexão relativamente a algumas práticas comuns e atualmente utilizadas na realização de medições de ruído ambiente. Na realidade os resultados apresentados revelam que, mesmo não considerando a dispersão inerente aos valores das medições, os valores fixos das incertezas podem atingir valores entre 3 dB e 4 dB. Estes valores são, nalguns casos, superiores àqueles que podem ser obtidos através de modelos de cálculo, após estes serem devidamente afinados e nos quais se tenha procedido à introdução de dados com a maior exatidão [(Prieto, M. A. 2009), (WG-AEN. 2006)].

Em termos de conclusão, a metodologia desenvolvida permite determinar qual a melhor estratégia de amostragem para garantir um nível de precisão pretendido. Implicitamente conclui-se igualmente que poderá (deverá) ser colocado distinto esforço nas estratégias de medição em função da contribuição que cada uma das componentes tem no resultado final, bem como no valor da precisão que lhe está associado.

## 6.5 Relação entre o custo e o desempenho de uma estratégia de amostragem.

Quando se desenha uma estratégia de amostragem, um dos objetivos que se procura alcançar é o de obter a maior exatidão das medições de modo a minimizar os desvios, uma vez que os resultados destas medições são comparados com os valores pretendidos e/ou prescritos por regulamentos ou legislação específica.

A metodologia proposta nas Seções 6.3.2 e 6.3.3 responde já às formulações anteriormente efetuadas, permitindo quantificar o grau de precisão possível de obter, tendo em consideração alguns parâmetros de amostragem nomeadamente: *quando medir* (a metodologia apresentada assumiu/propõe uma amostragem aleatória), *quantas vezes medir* (define o número de episódios) e *durante quanto tempo medir* (determina a duração dos episódios de amostragem).

No entanto, para a definição de uma estratégia de monitorização existem vários fatores que podem ser condicionantes e devem por isso ser considerados. Na realidade, para além de fatores acústicos existem outros, não acústicos, que em conjunto contribuem também para a exatidão resultante de uma medição, podendo mesmo, em algumas situações, ser determinantes (Adcock, et al. 2005).

São considerados fatores acústicos, por exemplo: a distância existente entre a fonte emissora e o local recetor e a conseqüente emergência de outras fontes sonoras (consideradas secundárias), a variabilidade dos níveis sob os efeitos meteorológicos da propagação sonora em ambientes exteriores e a variabilidade intrínseca da fonte sonora, bem como do ruído de fundo. Nesta classificação acústica, pode igualmente ser considerada a influência dos equipamentos de medição, nomeadamente, a sua classe de exatidão e o seu estado de calibração. Estes últimos podem no entanto ser desvalorizados uma vez que se considera ser insignificante a sua influência no valor final das medições e conseqüentemente no grau de exatidão final (Adcock, et al. 2005).

Relativamente aos fatores não acústicos é considerada, por exemplo, a limitação temporal que possa existir para a execução das medições e conseqüentemente a limitação de tempo para a obtenção dos indicadores de ruído que servem para a comparação com os valores legais. São ainda consideradas as condições concorrenciais do mercado e ainda a interpretação pessoal relativamente a requisitos de medição (Adcock, et al. 2005).

É pois facilmente entendido que todos estes fatores, em conjunto, podem contribuir para um resultado incorreto na fase de medição e conseqüentes tomadas de decisão por parte das entidades administrativas, e fiscalizadoras, podendo deste modo ter fortes repercussões sociais e financeiras.

Tendo em conta a diversidade e a complexidade dos campos sonoros em ambientes exteriores, não parece ser fácil generalizar a aplicação de uma estratégia a aplicar a todas as situações. Pelo contrário, a opção tomada poderá passar por estabelecer estratégias adaptativas que procurem um equilíbrio entre o custo de capital (financeiro) e de tempo na metodologia selecionada e o grau de risco de uma medição de menor exatidão. Estas estratégias devem no entanto ter em conta o efeito que a variabilidade do ruído ambiental tem sobre o valor da incerteza, e conseqüentemente nos resultados finais, sem que o objetivo principal se fixe na minimização desta incerteza, sendo por isso aceitável considerar um determinado nível de risco, que poderá ser estabelecido tendo em conta o custo-benefício e as respetivas implicações económicas e sociais (Adcock, et al. 2005) e ainda o custo de oportunidade (custo de oportunidade. 2003-2013).

Atualmente, em termos meramente economicistas, num qualquer processo de medição de ruído ambiente o fator financeiro assume-se cada vez mais como um fator concorrencial de mercado. Isto dever-se-á em parte à não existência de informação, ou prescrição, relativamente ao grau de qualidade dos resultados e ainda ao fato de não existir nenhum requisito legal que estabeleça uma margem de tolerância para os valores medidos, ou para os parâmetros calculados com base nessas medições. De fato em Portugal, no caso do ruído ambiental, esses dois parâmetros (grau de qualidade e tolerância legal), não se encontram estabelecidos o que tem propiciado por isso que se recorra à contratação dos ensaios de mais baixo custo.

No caso do ruído ambiente pode ter conseqüências, por um lado, para o cliente uma desinformação relativamente ao serviço que está a comprar (parecendo-lhe por isso mais vantajoso adquirir um serviço de mais baixo preço) e por outro lado, por parte das autoridades e tal como se referiu anteriormente, pode proporcionar a tomada de decisões que podem ter custos económicos e sociais relativamente importantes.

Considerou-se interessante o desenvolvimento de uma metodologia que permita, para uma dada situação, determinar qual a melhor metodologia de amostragem a adotar, tendo em conta, por um lado, o fator financeiro e, por outro, o grau de precisão requerido para as medições ou

para a exatidão obtida para os indicadores que posteriormente dela deriva. Esta metodologia seria uma ferramenta auxiliar, importante, nos processos de decisão.

A metodologia de amostragem apresentada neste trabalho (cf. Seção 6.3.2) conduziu à obtenção de expressões numéricas (cf. Seção 6.3.3) que representam o grau de precisão de uma medição e exprimem a relação funcional entre os vários parâmetros que têm diretamente influência nos valores medidos. Uma vez identificadas as várias estratégias de amostragem que, para uma dada situação, cumprem os requisitos de qualidade metrológica previamente definidos, o passo seguinte é compará-las, em termos de custo, de modo a poder hierarquizá-las e selecionar a mais favorável. Nesta fase do presente trabalho, apenas os custos variáveis foram contabilizados, nomeadamente: o custo da hora do técnico, o custo das deslocações e o custo relativo ao tempo de medição.

Com o objetivo de exemplificar o processo de otimização dos custos em função de um grau de precisão, considerou-se efetuar a sua aplicação em cada um dos períodos de referência, tendo por base as correspondentes expressões numéricas, anteriormente obtidas na Seção 6.3.3. Uma vez fixado o grau de precisão que se pretendia colocar na estratégia de amostragem, em cada período de referência do dia, foram obtidos os pares (*duração de cada episódio* ( $\Delta T$ ); *nº de episódios* ( $N$ )) que asseguravam o valor de precisão desejado. Para os vários cenários testados, em que o grau de precisão se encontrava fixado, o valor do custo total ( $CT$ ) é dado pela expressão:

$$CT = [N \times ct(km) \times dtp] + ct(op) \times [T(med.) + T(desl.)] \quad Eq. 6.18$$

em que:

$N$  – Número de episódios de amostragem;

$ct(km)$  – Custo de cada km percorrido, (€/km);

$dtp$  – Distância percorrida em cada episódio de medição, (km);

$ct(op)$  – Custo horário do operador, (€/h);

$T(med.)$  – Tempo total de medição, (duração de cada episódio ( $\Delta T$ ) x nº de episódios ( $N$ )), (h);

$T(desl.)$  – Tempo total de deslocação, (h).

Para o cálculo do tempo despendido nas deslocações,  $T(desl.)$ , foi considerado o número de deslocações ( $N$ ), a distância percorrida em cada episódio de medição ( $dtp$ ) e a velocidade média de deslocação ( $V_{média}$ ), em  $km/h$ , sabendo que cada deslocação considerada é a correspondente a um episódio de amostragem, sendo a relação entre estas variáveis dada pela seguinte expressão:

$$T(desl) = N \times \frac{dtp}{V_{média}} \quad Eq. 6.19$$

### 6.5.1 Custo de operação nos três períodos de referência

As seguintes tabelas apresentam os custos totais correspondentes às combinações de amostragem, possíveis, considerando os custos variáveis anteriormente referidos de modo a garantir um nível de precisão de 1 dB.

Distancia de deslocação (Km) =		50		Velocidade de deslocação (Km/h) =		50		
Custo do Km (€) =		0,3		Custo do operador por hora (€) =		15		
dp < 1 dB; período diurno								
$\Delta T$ (min)	N	$T_{(med)}$ (min)	$T_{(med)}$ (h)	$T_{(desl)}$ (h)	$T_{total}$	Custo dtp (€)	Custo oper. (€)	Custo Total (€)
5	5	25	0,4	5,0	5,4	75,0	81,3	156,3
10	5	50	0,8	5,0	5,8	75,0	87,5	162,5
15	4	60	1,0	4,0	5,0	60,0	75,0	<b>135,0</b>
20	4	80	1,3	4,0	5,3	60,0	80,0	140,0
25	4	100	1,7	4,0	5,7	60,0	85,0	145,0
30	4	120	2,0	4,0	6,0	60,0	90,0	150,0
35	4	140	2,3	4,0	6,3	60,0	95,0	155,0
40	4	160	2,7	4,0	6,7	60,0	100,0	160,0
45	4	180	3,0	4,0	7,0	60,0	105,0	165,0
50	4	200	3,3	4,0	7,3	60,0	110,0	170,0
55	4	220	3,7	4,0	7,7	60,0	115,0	175,0
60	3	180	3,0	3,0	6,0	45,0	90,0	<b>135,0</b>

Tab. 6.8 – Cálculo dos custos variáveis, para campanhas de medição no período diurno.

Distancia de deslocação (Km) =	50	Velocidade de deslocação (Km/h) =	50					
Custo do Km (€) =	0,3	Custo do operador por hora (€) =	15					
dp < 1 dB; período entardecer								
$\Delta T$ (min)	N	$T_{(med)}$ (min)	$T_{(med)}$ (h)	$T_{(desl)}$ (h)	$T_{total}$	Custo dtp (€)	Custo oper. (€)	Custo Total (€)
5	4	20,0	0,3	4,0	4,3	60,0	65,0	125,0
10	3	30,0	0,5	3,0	3,5	45,0	52,5	97,5
15	3	45,0	0,8	3,0	3,8	45,0	56,3	101,3
20	2	40,0	0,7	2,0	2,7	30,0	40,0	<b>70,0</b>
25	2	50,0	0,8	2,0	2,8	30,0	42,5	72,5
30	2	60,0	1,0	2,0	3,0	30,0	45,0	75,0
35	2	70,0	1,2	2,0	3,2	30,0	47,5	77,5
40	2	80,0	1,3	2,0	3,3	30,0	50,0	80,0
45	2	90,0	1,5	2,0	3,5	30,0	52,5	82,5
50	2	100,0	1,7	2,0	3,7	30,0	55,0	85,0
55	2	110,0	1,8	2,0	3,8	30,0	57,5	87,5
60	2	120,0	2,0	2,0	4,0	30,0	60,0	90,0

Tab. 6.9 – Cálculo dos custos variáveis, para campanhas de medição no período do entardecer.

Distancia de deslocação (Km) =	50	Velocidade de deslocação (Km/h) =	50					
Custo do Km (€) =	0,3	Custo do operador por hora (€) =	15					
dp < 1 dB; período noturno								
$\Delta T$ (min)	N	$T_{(med)}$ (min)	$T_{(med)}$ (h)	$T_{(desl)}$ (h)	$T_{total}$	Custo dtp (€)	Custo oper. (€)	Custo Total (€)
5	21	105,0	1,8	21,0	22,8	315,0	341,3	656,3
10	19	190,0	3,2	19,0	22,2	285,0	332,5	617,5
15	18	270,0	4,5	18,0	22,5	270,0	337,5	607,5
20	17	340,0	5,7	17,0	22,7	255,0	340,0	<b>595,0</b>
25	17	425,0	7,1	17,0	24,1	255,0	361,3	616,3
30	16	480,0	8,0	16,0	24,0	240,0	360,0	600,0
35	16	560,0	9,3	16,0	25,3	240,0	380,0	620,0
40	16	640,0	10,7	16,0	26,7	240,0	400,0	640,0
45	15	675,0	11,3	15,0	26,3	225,0	393,8	618,8
50	15	750,0	12,5	15,0	27,5	225,0	412,5	637,5
55	15	825,0	13,8	15,0	28,8	225,0	431,3	656,3
60	15	900,0	15,0	15,0	30,0	225,0	450,0	675,0

Tab. 6.10 – Cálculo dos custos variáveis, para campanhas de medição no período noturno.

Pela análise dos resultados apresentados nas Tab. 6.8 a 6.10 é possível identificar qual a melhor opção financeira que pode ser tomada aquando a definição de uma estratégia de amostragem. O algoritmo que serviu para o cálculo dos valores apresentados revela poder existir mais do que uma estratégia de amostragem com o mesmo custo e que garante o mesmo grau de precisão. Nestes casos, continua a ser possível optar por uma estratégia mais favorável, podendo agora a escolha ser também efetuada com base na estratégia que implica o menor número total de horas de envolvimento do técnico (Custo oper. (€)), como se pode perceber da análise da Tab. 6.8 correspondente ao período diurno.

A conjunção dos dois algoritmos, o de cálculo de custos e o do grau de precisão de uma amostragem, poderá, por exemplo, permitir às entidades decisoras/legislativas fixar limites de tolerância para as medições, sendo conhecidos os custos inerentes e que decorrem dos graus de exatidão requeridos.

## 7. Conclusões e perspectivas de trabalho futuro

A apresentação dos vários temas e dos resultados que se consideraram importantes para a concretização dos objetivos finais deste trabalho foi efetuada de forma sequencial ao longo de vários capítulos. Assim considerou-se relevante: a introdução (Capítulo 1) que permitiu efetuar o enquadramento geral e assim iniciar a condução do trabalho; a explanação de conceitos (Capítulo 2) que possibilitou uma compreensão das principais características não apenas da audição humana, mas também de alguns dos vários descritores utilizados na caracterização do ruído; a abordagem teórica (Capítulo 3) onde se apresentaram as metodologias utilizadas para a obtenção da incerteza de uma medição; o resultado da pesquisa bibliográfica (Capítulo 4) efetuada sobre as questões consideradas fulcrais nesta tese, e que permitiu identificar o atual estado da arte relativamente à incerteza (seção 4.1) e à representatividade das medições em ruído ambiente (seção 4.3), o que possibilitou sintetizar e agrupar os principais resultados numa tabela (seção 4.3.1).

Relativamente aos objetivos da tese, enunciados na seção 1.3 do Capítulo 1, considera-se que estes foram substancialmente realizados. Nomeadamente:

- Foram apresentados no Capítulo 5: os dados referentes à monitorização de níveis sonoros efetuada entre os anos de 2009-2012 pelo sistema de aquisição em contínuo de níveis sonoros (Seção 5.1.1); foram apresentados os dados meteorológicos recolhidos pelo sistema de monitorização meteorológica (seção 5.1.2), que durante todo o tempo permitiu a aquisição de dados de relevância para os fenómenos da propagação de campos sonoros em ambiente exteriores, e que possibilitaram a caracterização estatística de parâmetros como a intensidade e a direção do vento; e finalmente foi efetuada a caracterização de tráfego rodoviário (Seção 5.1.3) que se representou através da sua distribuição estatística horária;
- No Capítulo 6 descreveram-se os resultados obtidos (Seção 6.2), para os quais foi possível identificar distintos padrões de evolução temporal, horários, diários, mensais e anuais, dos níveis sonoros característicos para cada um dos períodos de referência;
- Foi implementado processo de reamostragem pelo Método de Bootstrap (cf. Seção 6.3, do Capítulo 6) o que permitiu relacionar a influência dos parâmetros de amostragem (numero e duração dos episódios de amostragem) com o grau de precisão requerido nas medições de ruído ambiente;

- Nas Seções 6.3.2 à 6.3.5 do Capítulo 6 foi exemplificada a aplicação do Método de Bootstrap a vários sinais cuja evolução temporal era conhecida, tendo sido possível encontrar uma expressão genérica que permite relacionar o grau de precisão, possível de alcançar, com os parâmetros de amostragem de uma medição;
- Foi avaliada a influência dos parâmetros de amostragem na incerteza dos níveis sonoros e nos indicadores de longa duração (cf. Seções 6.4.1 a 6.4.3, do Capítulo 6);
- Por último, na Seção 6.5.1 do Capítulo 6, foram apresentados resultados obtidos através da integração de um algoritmo de cálculo de custo, com o modelo de precisão para a amostragem, tendo-se verificado que é possível selecionar a metodologia de amostragem que financeiramente seja considerada mais vantajosa e, simultaneamente, permita obter um dado grau de precisão requerido na obtenção dos níveis sonoros.

Os resultados extraídos nas várias etapas acima enunciadas permitiram, assim, concluir que:

- a) a influência do número de episódios de amostragem tem mais peso do que o da duração individual dos mesmos. O conhecimento deste fator permite-nos reduzir o efeito da estratégia de amostragem na incerteza global do valor  $L_{Aeq,T}$  em medições de ruído ambiental, sendo por isso muito mais útil aumentar o número de episódios de amostragem do que a duração dos episódios.
- b) O esforço aplicado nas medições, ou no desenho de uma estratégia de amostragem, deverá ter em conta a própria variabilidade do sinal assim como o grau de precisão que se pretenda alcançar. Nas situações em que a evolução temporal dos níveis sonoros seja idêntica à que foi caracterizada neste trabalho, uma vez estabelecido o grau de precisão, o esforço deverá ser hierarquizado da seguinte forma (do mais exigente para o menos exigente): período noturno, período diurno e período entardecer;
- c) A metodologia desenvolvida com vista à obtenção de uma expressão matemática que relacione o grau de precisão com os parâmetros de amostragem, mesmo que aplicada a sinais com padrões de evolução temporal distintos, revelou que o grau de precisão pode ser representado por uma família única de funções analíticas de duas variáveis do tipo potência, em que os coeficientes numéricos são função da natureza dos sinais analisados. Concluiu-se que o erro relativo para o processo de ajustamento nas superfícies 3D que representam os dados experimentais e as superfícies geradas pelas correspondentes funções analíticas não excede 4%;
- d) A aplicação da metodologia desenvolvida mostrou ser igualmente aplicável nas situações em que se podem identificar patamares bem definidos. Dentro de cada

patamar as expressões não revelaram dependência significativa do grau de precisão, com a duração dos episódios de amostragem (0,1 dB). Contudo foi possível verificar que essas expressões refletiam maior dependência com a diferença entre as amplitudes dos patamares do que com o tempo de duração de cada um deles, devendo estes dois fatores ser considerados aquando da definição de uma estratégia de amostragem;

- e) Conhecidas as expressões que permitem conhecer o grau de precisão associado a uma amostragem passou a ser possível quantificar a componente de incerteza que lhe está associada, permitindo assim integrá-la no cálculo da incerteza combinada que se obtém para uma medição específica. Igualmente poderá passar a ser integrada no cálculo da incerteza de qualquer um dos indicadores de longa duração;
- f) Na obtenção do valor  $U(L_{den})$  verificou-se existir maior influência da componente de amostragem no período noturno. O grau de influência é introduzido pelo correspondente coeficiente de sensibilidade, uma vez que, quanto menor é o diferencial entre  $L_n$  e os restantes níveis, maior é a influência desta componente neste período. Esta maior influência é também consequência da majoração de 10 dB que é aplicada ao nível sonoro neste período. Verificou-se igualmente que é também neste período que a incerteza  $u(L_n)$  é maior, fato que estará intimamente relacionado com a variabilidade exibida pelo nível  $L_n$ .
- g) Os valores obtidos requerem alguma reflexão relativamente a algumas práticas comuns utilizadas na realização de medições de ruído ambiente. Ficou evidenciado que estratégias de amostragem baseadas num número de episódios muito reduzido (3 episódios) e igualmente de curta duração, por si só já representam uma incerteza  $U(L_{den})$ , aproximada a  $3dB(A)$ , e no caso de  $U(L_n)$ , aproximada a  $4dB(A)$
- h) Nenhum dos resultados apresentados para  $u(L_{den})$ , assim como para  $u(L_n)$ , não integram ainda a incerteza inerente à repetibilidade das medições, o que fará naturalmente aumentar ainda mais os valores apresentados.
- i) Foi reforçada a ideia de que o esforço de medição poderá/deverá ser adequado aos objetivos, ou aos limites estabelecidos, relativamente ao grau de exatidão pretendido. A metodologia desenvolvida permitiu efetivamente definir distintas estratégias adequando-as assim aos objetivos das medições.
- j) A integração das expressões relativas ao grau de precisão inerente a uma amostragem, com um algoritmo de cálculo de custos financeiros associados, permitiu identificar qual a melhor opção financeira que pode ser tomada aquando da definição de uma estratégia de amostragem. O algoritmo que serviu para o cálculo dos valores apresentados revelou

poder existir mais do que uma estratégia de amostragem com o mesmo custo e que garanta o mesmo grau de precisão. Nestes casos, continua a ser possível optar por uma estratégia mais favorável, podendo agora a escolha ser também efetuada com base na estratégia que implica o menor número total de horas de envolvimento do técnico, ou qualquer outro critério que se pretenda considerar.

- k) A conjugação dos dois algoritmos, o de cálculo de custos e o do grau de precisão de uma amostragem, poderá, por exemplo, permitir às entidades decisoras/legislativas fixar limites de tolerância para as medições, sendo conhecidos os custos inerentes e que decorrem dos graus de precisão, assim como dos objetivos requeridos para as medições.

Concluída a presente tese, foi possível identificar novas perspetivas para trabalhos futuros. Assim, tirando partido da instalação experimental e da metodologia de processamento desenvolvida, identificam-se as seguintes possibilidades:

- i) A caracterização temporal de perfis de vias de tráfego rodoviário com características distintas;
- ii) A obtenção de expressões que exprimam os graus de precisão para a amostragem, para estas novas vias, permitindo sustentar a adoção de estratégias baseadas em medições de curta duração;
- iii) A investigação da aplicabilidade da metodologia de reamostragem a outras fontes de ruído, de modo a permitir o desenvolvimento de modelos de extrapolação a partir de medições não muito longas o que, a ser feito com sucesso, contribuiria de forma significativa para reduzir os erros cometidos nas avaliações de ruído ambiental.

## 8. Bibliografia

**Acustica, Sociedad Española. 2012.** *Glosario de Términos Acústicos*. Ana Delgado Portela, 2012. ISBN: 978-84-87985-22-5.

**Adcock, J., Bullmore, A. e Flindell, I. 2005.** *Balancing Risks and Uncertainties in Environmental Noise Measurements*. Budapest (Hungary), Aug 29 - Sep 2. 2005.

**Alberola, J., Flindell, I. H. e Bullmore, A. J. 2005.** *Variability in road traffic noise levels*. Applied Acoustics, 66,1180-1195, 2005.

**Alves e Sousa, J. 2010(a).** *Princípios do Cálculo de Incertezas – O Método GUM*. Qualidade e Metrologia, Implementação de Sistemas de Gestão da Qualidade em Laboratórios, Funchal (Portugal), 2010.

**Alves e Sousa, J. 2010(b).** *Propagação de distribuições pelo método de Monte Carlo*. CIMi2010, Porto (Portugal), Mar 17-19, 2010.

**ANSI/ASA S12.9-1992/Part2 (R2008). 2008.** *American National Standard Quantities and Procedures for Description and Measurement of Environmental Sound, Part 2: Measurement of Long-Term, Wide Area Sound*. American National Standards Institute/Acoustical Society of America (ANSI/ASA), 2008.

**Antunes, S e Patrício, J. 2008.** *Linhas orientativas para o estabelecimento de programas de monitorização de infra-estruturas rodoviárias*. Acústica 2008, Coimbra (Portugal), Oct 20-22, 2008.

**APA. 2011.** *Directrizes para Elaboração de Mapas de Ruído, versão 3*. Amadora (Portugal) . Agência Portuguesa do Ambiente, 2011.

**Batko W. e Stepień, B. 2010.** *Application of the Bootstrap estimator for Uncertainty Analysis of the Long-Term Noise Indicators*. Acta Phisica Polonica A 2010, 118 (1),11-16, 2010.

**Beranek, L. 1996.** *Acoustics*. New York. Acoustical Society of América, 1996. ISBN: 0-88318-494-X.

**Berndt, A. 2004.** *Uncertainties in environmental noise modeling.* ACOUSTICS 2004, Gold Coast (Australia), Nov 3-5. 2004.

**Brambilla, G., Castro, F. L. e Cerniglia, A. 2007.** *Accuracy of temporal samplings of environmental noise to estimate the long-term Lden value.* Internoise 2007, Istanbul, (Turkey), Aug 28-31. 2007.

**Carvalho, A. e Rocha, C. 2008.** *Manual técnico para elaboração de Planos Municipais de Redução de Ruído.* Amadora (Portugal) . Agência Portuguesa do Ambiente, 2008.

**Cox, M., Forbes, A., Harris, P. e Alves e Sousa, J. 2007.** *Distributions associated with measurements and their estimates.* PTB-BIPM Workshop on the Impact of Information Technology in Metrology, Berlin (Germany), Jun 5-7, 2007.

**Craven, N. J. e Kerry, G. 2007.** *A Good Practice Guide on the Sources and magnitude of Uncertainty Arising in the Practical Measurement of Environmental Noise.* Salford. 2007.

**custo de oportunidade. 2003-2013.** In Infopédia. [Online] Porto: Porto Editora, 2003-2013. [Citação: 17 de dezembro de 2013.] Disponível na www: URL:[http://www.infopedia.pt/\\$custo-de-oportunidade](http://www.infopedia.pt/$custo-de-oportunidade).

**DECRETO-LEI nº146/06.** D.R. I Série. *Gestão e Avaliação do Ruído Ambiente.* 146(2006-07-06) 5433-5441.

**DECRETO-LEI nº292/2000.** D.R. I Série. *Regime legal da Poluição Sonora.* 263(2000-11-14) 6511-6520.

**DECRETO-LEI nº9/07.** D.R. I Série. *Regulamento Geral do Ruído.* 12(2007-01-17) 389-398.

**Directive 2002/49/EC.** *Directive of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002, relating to the assessment and management of environmental noise. Official Journal of the European Communities 18th July 2002.*

**Draft 1st CD ISO 1996-2. 2012.** *Acoustics – Description, measurement and assessment of environmental noise - Parte 2: Determination of environmental noise levels.* Genève, Switzerland : International Organization for Standardization (ISO), 2012.

**EEA. 2010.** *Good Practice Guide on noise exposure and potencial health effects.* European Environment Agency em co-autoria com Babisch, W., Duttileux, G., Paviotti, M., Backman, A., Gergely, B., MacManus, B, Bento Coelho, L., Hinton, J., Kephelopoulos, S., van den Berg, M., Licitra, G., Rasmussen, S., Blanes, N., Nugent, C., de Vos, P., Bloomfield, A. 2010. ISBN: 978 92 9213 140 1.

**Efron, B. 1987.** *Better Bootstrap Confidence Intervals.* Journal of the American Statistical Association, 397(82), 171-185, 1987.

**Farrelly, F.A. e Brambilla, G. 2003.** *Determination of uncertainty in environmental noise measurments by bootstrap method.* Journal of Sound and Vibration, 268, 167-175, 2003.

**Fastl, H e Zwicker, E. 2007.** *Psychoacoustics - Facts and Models. Third Edition.* Berlin. Spinger, 2007.

**Gaja, E., Gimenez, A., Sancho, S. e Reig, A. 2003.** *Sampling Techniques for the estimation of the annual equivalent noise level under urban traffic conditions.* Applied Acoustics, 64, 43-53. 2003.

**Gameiro da Silva, M. 2007.** *Sound Measuring Virtual Instruments.* 4th International Conference on Remote Engenneering and Virtual Instrumentation. Porto (Portugal), June 25- 27, 2007.

**Gameiro da Silva, M, Mateus, M e Martins, B. 2005 (a).** *Um método de baixo custo para obtenção dos dados de fluxo do tráfego rodoviário a partir de registos sonoros.* *Tecniacústica 2005*, Terrassa (Espanha), Out 18-21, 2005.

**Gameiro da Silva, M, Mateus, M e Martins, B. 2005 (b)** *Análise do Ruído durante a Semana da Festa Académica da Queima das Fitas na Cidade de Coimbra.* Numero Especial da Revista de Acústica, vol. 34, num. 3-4, ano 2005, ed. Sociedade Espanhola de Acústica : ISBN 84-87985-08-04.

**Hassal, J.R. e Zaveri, K. 1988.** *Acoustic noise measurments.* Naerum (Denmark): Brüel & Kjær, 1988. ISBN: 87 87355 21 3.

**Imagine Project(1). 2006.** *Determination of Lden and Lnight using measurements:* Imagine, IMA32TR-040510-SP08, 2006.

**Imagine Project(2). 2006.** *Processing meteorological data and determination of long time averaged noise indicators Lden and Lnight.* Imagine, SSPI-CT-2003-503549, 2006.

**ISO 9613-2. 1996.** *Acoustics - Attenuation of sound during propagation Outdoors - Parte 2: general method of calculation.* Genève, Switzerland: International Organization for Standardization (ISO), 1996.

**ISO1996-2. 2007.** *Acoustics - Description, measurement and assessment of environmental noise - Part 2: Determination of noise levels.* Genève, Switzerland: International Organization for Standardization (ISO), 2007.

**Jagniatinskis, A. e Fiks, B. 2014.** *Assessment of environmental noise from long-term window microphone measurements.* Applied Acoustics, 76, 377-385, 2014.

**JCGM 100. 2008.** *Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement.* Paris: Joint Committee for Guides in Metrology (JCGM/WG 1), 2008.

**JCGM 101. 2008.** *Evaluation of measurement data — Supplement 1 to the “Guide to the expression of uncertainty in measurement” — Propagation of distributions using a Monte Carlo method.* Paris: Joint Committee for Guides in Metrology (JCGM/WG 1), 2008.

**Jonasson, H. G. 2005.** *Uncertainties in Measurements of Environmental Noise.* INCEEUROPE 2005. Le Mans(France), June 27-29, 2005.

**Kuehner, D. 2005.** *Long-term Leq Errors Expected and how long to Measure (Uncertainty and Noise Monitoring).* FourmAcusticum 2005, Budapest (Hungry), Aug 29 - Sep 2, 2005.

**Lopez-Poveda, E. A. 2009.** *Masking, The Critical Band and Frequency Selectivity.* UConn Neuroscience, Salamanca (Spain), May, 2009.  
(Disponível na www: URL:  
[http://neurobiologyhearing.uchc.edu/Course\\_Content\\_Library/HEARING\\_Frequency/Masking\\_Frequency\\_selectivity\\_and\\_the\\_Critical\\_Band.pdf](http://neurobiologyhearing.uchc.edu/Course_Content_Library/HEARING_Frequency/Masking_Frequency_selectivity_and_the_Critical_Band.pdf))

**Lord, H. W., Gatley, W. S. e Evensen, H. A. 1980.** *Noise Control for Engineers.* McGraw-Hill Book Company, 1980. ISBN: 0-07-038738-9.

**Makarewicz, R. e Galuszka, M. 2011.** *Empirical revision of noise mapping.* Applied Acoustics 2011; 72; 578-581.

**Makarewicz, R., Gołębiewski, R. 2012.** *Uncertainty minimization in LAeqT measurements.* Noise Control Engineering Journal, 60 (1), 2012

**Mateus, M e Gameiro da Silva, M. 2012.** *Desenvolvimento de um sistema de monitorização contínua de ruído sobre uma plataforma LabVIEW.* Acústica 2012, Évora (Portugal), Sep 17-19, 2012.

**Mateus, M e Gameiro da Silva, M. 2008.** *Influência da amostragem nas medições dos níveis sonoros médios de longa duração e seu efeito nos descritores de ruído.* Acústica 2008, Coimbra (Portugal), Oct 20-22, 2008.

**Memoli, G., Paviotti, M., Kephelopoulos, S. e Licitra, G. 2007.** *Testing the acoustical corrections for reflections on a façade.* Applied Acoustics, 69, 479-495, 2007.

**Moore, J. 2006.** *Psychology of Hearing. Fifth Edition.* London : Elsevier, 2006. ISBN-13:978-0-12-505628-1.

**NP ISO 1996-1. 2011.** *Acústica. Descrição, medição e avaliação do ruído ambiente. Parte 1: Grandezas fundamentais e métodos de avaliação.* Caparica, Portugal : Instituto Português da Qualidade (IPQ), 2011.

**NP ISO 1996-2. 2011.** *Acústica. Descrição, medição e avaliação do ruído ambiente. Parte 2: Determinação dos níveis de pressão sonora do ruído ambiente.* Caparica, Portugal : Instituto Português da Qualidade (IPQ), 2011.

**NT ACOU 039. 2002.** *Road Traffic: Measurement of Noise Immission - Engineering Method.* Espoo (Finland). Nordtest, 2002.

**Patrício, J. 2003.** *Acústica nos edifícios.* Jorge Patrício, 2003. ISBN: 972-9025-21-5.

**Prieto, M. A. 2009.** *Estudio de la valudacion, errores e incertidumbre en la elaboración de mapas de ruido. Tesis Doctoral:* Universidad Politécnica de Madrid, 2009.

**Probst, W. 2005.** *Uncertainties in the prediction of environmental noise and in noise mapping.* INCEEUROPE 2005, Le Mans (France), June 27-29, 2005.

**Randal, R.B. e Tech, B. 1987.** *Frequency analysis.* Naerum (Denmark). Brüel & Kjær, 1987. ISBN 87 87355 07 8.

**Ruggiero, A., Senatore, A., D'Agostino, P. e Lenza, T. 2010.** *On the Determination of the Uncertainty in Environmental Noise Measurements.* Acoustics & Music: Theory & Applications (AMTA '10). Iasi, (Romania), June 13-15, 2010.

**Silva, P. 1975.** *Ruído de tráfego rodoviário.* Lisboa : LNEC, 1975.

**Silva, P. 1978.** *Ruído Urbano. Modelos de previsão.* Lisboa : LNEC, 1978.

**Silva, P. 1989 (a).** *Elementos de acústica musical.* Lisboa : LNEC, 1989.

**Silva, P. 1989 (b).** *Sobre o conceito de modelo científico.* VÉRTICE, 20, Nov 1989, 1989.

**Shilton, S., Leewen, V. e Nota, R. 2005.** *Error propagation analysis of XPS 31-133 and CRTN to help develop a noise mapping data standard.* ForumAusticum 2005, Budapest (Hungary), Aug 29-Sep 2, 2005.

**Sousa, J. A., Ribeiro, A.S., Oliveira Costa, C. e Castro, M. P. 2005.** *Measurement Uncertainty Evaluation Using Monte Carlo Simulation: Applications with Logarithmic Functions.* VII International Conference on Advanced Mathematical and Computational Tools in Metrology, Caparica (Portugal), Jun 27-29, 2005.

**Trow, J. e Shilton, S. 2005.** *Uncertainty of the Harmonoise Road Source Emission Levels.* Forum Acusticum 2005, Budapest (Hungary), Aug 29-Sep 2, 2005.

**VIM. 2012.** *Vocabulário Internacional de Metrologia. 1ª Edição.* Caparica, Portugal : Instituto Português da Qualidade (IPQ), 2012. ISBN 978-972-763-00-6.

**VTT. 2006.** *NORD2000 for road traffic noise prediction. Weather classes and statistics: VTT-R-02530-06.* VTT Technical Research Center of Finland, 2006.

**WG-AEN. 2006.** *Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure.* Final Draft, Version 2 . European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise, co-autoria de: Hinton, J., Irmer, V., Alsina Donadeu, R., Bloomfield, A., Boubon, C., Coelho, JL Bento, McManus, B., Fürst, N., Psychas, K., Rasmussen, S., Van den Berg, M., Gervasio, S., 2006.

**WHO, World Health Organization. 2011. *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life lost in Europe.* Copenhagen : WHO Regional Office for Europe, 2011. ISBN: 978 92 890 9229 5.**