

Método de Monte Carlo para avaliação de incerteza da prevalência do incômodo provocado por ruído

Monte Carlo method for uncertainty evaluation of noise annoyance prevalence

Ricardo Luís d'Avila Villela

Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia - Inmetro, Laboratório de Ensaios Acústicos, Núcleo de Incerteza de Medição e Estatística Aplicada.

E-mail: rvillela@inmetro.gov.br

Resumo: Em muitos casos, o modelo matemático empregado para avaliação da incerteza do resultado de medição considera apenas as incertezas das grandezas de entrada diretamente medidas e seus respectivos componentes de incerteza do Tipo B. No entanto, há situações em que os valores dos parâmetros da relação funcional não são exatos, como no caso de funções cujos parâmetros foram obtidos através da regressão de dados experimentais. Este trabalho apresenta um procedimento de avaliação de incerteza da prevalência do incômodo causado por ruído, utiliza o método de Monte Carlo e considera em seu modelo matemático a incerteza dos parâmetros da relação funcional.

Palavras-chave: incerteza de medição; método de Monte Carlo; ruído ambiental.

Abstract: In many cases, the mathematical model used for uncertainty evaluation of the measurement result considers only uncertainties in the input quantities directly measured and their respective Type B uncertainty components. However, there are some occasions where the parameter values of the functional relationship are not accurate, as in the case of functions whose parameters were obtained by regression of experimental data. This work presents an uncertainty evaluation procedure of annoyance prevalence due to noise exposure, employs the Monte Carlo method and considers in its mathematical model the parameters uncertainties of the functional relationship.

Keywords: measurement uncertainty; Monte Carlo method; environmental noise.

1. INTRODUÇÃO

Além de indicar quantitativamente a qualidade do resultado de uma medição, a avaliação de incerteza, através da análise de sensibilidade,

permite a identificação das principais fontes de incerteza e, por conseguinte, a otimização da alocação de recursos para melhoria do resultado. O uso dessa ferramenta é capaz de evitar um grande desperdício de recursos financeiros e

humanos, desde que o procedimento de avaliação de incerteza seja apropriado.

Um dos grandes desafios do metrologista na avaliação de incerteza é considerar todos os componentes significativos e expressá-los adequadamente no seu modelo matemático. Quando a relação funcional f do mensurando depender de certos parâmetros obtidos na regressão de dados experimentais, eles, conseqüentemente, possuem uma incerteza, oriunda da incerteza dos resultados dos dados experimentais originais. Quanto ao procedimento de cálculo, há casos em que é mais adequado o emprego do método de Monte Carlo (MMC), por exemplo, quando f é uma função significativamente não linear ou quando não é atendido o requisito para uso da fórmula de Welch-Satterthwaite, para cálculo do número efetivo de graus de liberdade [1-3].

Neste trabalho é apresentado o MMC como ferramenta para avaliação da incerteza do resultado de medição de impacto de ruído ambiental, expressa pela métrica quantidade de pessoas altamente incomodadas por ruído. O modelo proposto considera as incertezas dos parâmetros da relação funcional, oriundas de uma regressão levantada em outros estudos de suscetibilidade ao ruído, e se beneficia das vantagens do MMC em relação ao método de propagação de incertezas.

2. MODELAGEM MATEMÁTICA DO MENSURANDO

2.1. Incômodo provocado por ruído

Uma possível abordagem para obtenção do percentual da população exposta que sofre com os efeitos nocivos do ruído é aquela baseada numa função dose-resposta para um dado tipo de fonte sonora ou sistema de transporte (aeroviário, rodoviário ou ferroviário) [4]. Essa função é um modelo matemático que relaciona a extensão de

um dado grau de incômodo ao nível de pressão sonora dia-entardecer-noite (L_{den}), ou ao nível de pressão sonora dia-noite (L_{dn}), e foi obtida pela regressão de dados levantados em diversos estudos (meta-análise). Como existem variações na susceptibilidade individual ao ruído e os pontos de medição de nível sonoro nos estudos não se encontram junto ao receptor de ruído, mas na fachada de maior exposição sonora da edificação, a curva que descreve a função possui incertezas que podem ser expressas sob a forma de intervalos de confiança ou pela matriz de covariância dos parâmetros da curva de regressão [5].

2.2. Função dose-resposta ao ruído

Para um dado sistema de transporte e métrica L_{den} ou L_{dn} , a função dose-resposta expressa em (1) fornece o valor de $p_C(L)$, que é a probabilidade de uma pessoa selecionada aleatoriamente e submetida a um nível sonoro L ter um grau de incômodo que excede C [5].

$$p_C(L) = 1 - \Phi\left(\frac{C - \beta_0 - \beta_1 L}{\sigma^2 + \sigma_0^2}\right) \quad (1)$$

Onde:

$\Phi(x)$ é a função de distribuição de probabilidade acumulada da distribuição normal padrão $N(0,1)$.

C é uma constante que assume o valor: 28, 50 ou 72, dependendo se a condição de incômodo for: pouco incomodado, incomodado ou muito incomodado, respectivamente.

β_0 e β_1 são parâmetros da curva de regressão obtida a partir dos dados experimentais dos estudos.

σ^2 é a variância do termo fator individual.

σ_0^2 é a variância do termo fator de estudo.

Como o percentual de pessoas altamente incomodadas (%AI) é o descritor usado pela Organização Mundial da Saúde para avaliação do impacto do incômodo na saúde da população [6],

ele que será contemplado neste artigo. Assim, a equação (1) pode ser reescrita como:

$$\%AI(L) = 100 \left[1 - \phi \left(\frac{72 - \beta_0 - \beta_1 L}{\sigma^2 + \sigma_0^2} \right) \right] \quad (2)$$

Os valores das estimativas das variáveis em (2) para o L_{den} são apresentados na tabela 1.

Tabela 1. Estimativas dos valores das variáveis da equação (2) para L_{den} [5].

	Aeroviário	Rodoviário	Ferrovário
β_0	-91,42	-106,97	-110,09
β_1	2,17	2,22	2,10
σ_0^2	77,64	150,54	53,86
σ^2	1187,11	1150,71	1078,73

Foram apresentados em [7] as variâncias de β_0 e β_1 , e a covariância entre estes dois parâmetros para a métrica L_{den} , de forma que é possível gerar as curvas $\%AI(L_{den})$ para serem usadas na avaliação de incerteza pelo MMC.

2.3. Quantidade de pessoas altamente incomodadas por ruído

Como o $\%AI$ depende do nível sonoro, se uma comunidade estiver exposta a diferentes faixas de nível sonoro, o total de pessoas da comunidade que se sentem altamente incomodadas (Q) deverá ser calculado por (3):

$$Q = \frac{1}{100} \sum_{l=1}^n \%AI_l N_l \quad (3)$$

Onde:

$l = 1, 2, \dots, n$ é o índice que designa as n faixas contíguas de nível sonoro com largura ΔL e com valor central L_l dependente da faixa l considerada.

N_l é a quantidade de pessoas expostas a níveis sonoros dentro da faixa l , ou seja, no intervalo $[L_l - \Delta L/2, L_l + \Delta L/2]$.

$\%AI_l$ é o percentual de pessoas altamente incomodadas expostas a níveis sonoros da faixa l .

Os valores de N_l são obtidos pelo mapeamento sonoro de uma dada região juntamente com a distribuição geográfica da comunidade exposta.

3. AVALIAÇÃO DE INCERTEZA PELO MÉTODO DE MONTE CARLO

As principais fontes de incerteza no resultado de Q foram classificadas como: efeitos sistemáticos e aleatórios dos níveis sonoros calculados para o mapa acústico, efeito da discretização dos valores de nível sonoro (indicação em faixas no mapa de ruído), incerteza na curva de regressão do $\%AI$ e desconhecimento da quantidade exata de pessoas numa dada região do mapa. Os efeitos sistemáticos dos níveis sonoros calculados decorrem principalmente dos erros sistemáticos dos dados de entrada para o programa computacional de predição de ruído e do erro sistemático do medidor sonoro usado no ajuste do resultado fornecido pelo programa.

As equações do modelo matemático proposto para aplicação do MMC são:

$$L_{li} = L_l + S_i + A_{li} + F_{li} \quad (4)$$

$$N_{li} = N_l + P_{li} \quad (5)$$

$$\%AI_i(L_{li}) = 100 \left[1 - \phi \left(\frac{72 - \beta_{0i} - \beta_{1i} L_{li}}{\sigma^2 + \sigma_0^2} \right) \right] \quad (6)$$

$$Q_i = \frac{1}{100} \sum_{l=1}^n \%AI_i(L_{li}) N_{li} \quad (7)$$

A variável L_l não é uma variável aleatória e corresponde ao nível sonoro do centro da faixa l correspondente. As variáveis S_i e A_{li} são aleatórias e correspondem, respectivamente, aos efeitos sistemáticos e aleatórios do nível sonoro na faixa l e possuem distribuição normal com média igual a zero. As variáveis aleatórias F_{li} e P_{li} possuem distribuição de probabilidade uniforme com média igual a zero e largura igual a ΔL e ΔN , respectivamente. A variável F_{li} representa o efeito

do nível sonoro no mapa ser indicado em faixas e P_{li} o desconhecimento do valor exato de N_i .

3.1. Aplicação do método

Para ilustrar a aplicação do modelo acima, foram gerados dados de exposição sonora em faixas de 1 dB a partir dos dados apresentados na tabela 2, referentes ao mapa de ruído rodoviário de Berlim de 2012 [8]. Dessa forma, é possível avaliar o impacto da resolução do nível sonoro na incerteza-padrão do resultado ($u(Q)$). Para análise de sensibilidade de $u(Q)$, foram atribuídos diversos valores para ΔL e ΔN e para o desvio-padrão de S_i e A_{li} . Alguns dos resultados obtidos são apresentados na tabela 3, para diferentes condições, onde D indica que o cálculo desconsidera a incerteza da curva %AI, enquanto C considera a incerteza da mesma.

Tabela 2. Quantidade de pessoas expostas ao ruído rodoviário por faixas de ruído [8].

L_{den} [dB(A)]	>55 a 60	>60 a 65	>65 a 70	>70 a 75	>75
$N_i/10^3$	201,9	148,0	147,0	91,0	6,4

Tabela 3. Incerteza-padrão de Q em função dos parâmetros das variáveis aleatórias.

	DP(S_i) [dB(A)]	DP(A_{li}) [dB(A)]	ΔL [dB(A)]	ΔN	$\frac{u(Q)}{10^3}$
D1	0	0	1	1	0,5459
C1					9,343
D2	0	1	1	1	1,968
C2					9,529
D3	1	0	1	1	8,440
C3					12,59
D4	1	2	1	1	9,248
C4					13,14
D5	1	2	1	500	9,253
C5					13,15
D6	1	2	5	5	13,44
C6					16,42
D7	1	2	5	12	13,59
C7				$\cdot 10^3$	16,54
D8	2	2	5	12	20,06
C8				$\cdot 10^3$	22,17

Nas condições D1, C1, D8 e C8, as estimativas de Q são, respectivamente: 95.952, 96.217, 99.110, 99.359, para o total de 594.300 pessoas expostas a $L_{den} > 55$ dB(A).

Para uma dada condição de exposição sonora em faixas de 1 dB, obtida a partir da tabela 2, deduz-se que neste caso:

- a incerteza da curva %AI é um componente relevante de $u(Q)$;
- a incerteza do L_{den} oriunda de efeitos sistemáticos é mais impactante do que a de efeitos aleatórios;
- $u(Q)$ é pouco sensível à incerteza de N_i ;
- a elaboração do mapa de ruído em faixas de nível mais estreitas que 5 dB é vantajosa para redução da incerteza de Q .

4. CONCLUSÃO

Para uma adequada avaliação da incerteza da quantidade de pessoas altamente incomodadas por ruído, foi fundamental que o seu modelo matemático expressasse, separadamente, os componentes de incerteza decorrentes de efeitos sistemáticos e aleatórios. O MMC foi o método selecionado neste trabalho por apresentar vantagens em relação ao de propagação de incertezas, já que o primeiro não está sujeito a certas restrições de uso como o segundo. Para uma dada condição de exposição sonora, foram atribuídos valores para os parâmetros das variáveis aleatórias do modelo matemático, com intuito de efetuar uma análise de sensibilidade dos componentes de incerteza. Verificou-se que as incertezas dos parâmetros da relação funcional, ou seja, $u(\beta_0)$ e $u(\beta_1)$, são significativas e não devem ser desconsideradas no modelo. Além disso, a análise de sensibilidade mostrou-se como uma ferramenta eficaz para orientar quais fontes de incerteza devem ser prioritariamente mitigadas para redução da incerteza do mensurando.

O método apresentado neste trabalho também pode ser empregado na avaliação de incerteza da carga de doença e do custo social do ruído ambiental de sistemas de transporte [9].

5. REFERÊNCIAS

- [1] ISO/IEC Guide 98-3:2008/Suppl 1:2008. Propagation of distributions using a Monte Carlo method.
- [2] Willink R 2007 *Metrologia* **44** 340–49.
- [3] Willink R 2008 *Metrologia* **45** 63–7.
- [4] EC WG2 - European Commission Working Group on Dose-Effect Relations. Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2002. ISBN 92-894-3894-0.
- [5] Miedema H M E and Oudshoorn C G M 2001 *Environmental Health Perspectives* **109** 409-16.
- [6] WHO Regional Office for Europe. Burden of Disease from Environmental Noise: Quantification of Healthy Life Years Lost in Europe. World Health Organization, 2011. ISBN: 978-92-890-0229-5.
- [7] Miedema H M E and Vos H 2004 *J. Acoust. Soc. Am.* **116** 334-43.
- [8] Berlin Senate Department for Urban Development and Housing (2013). Berlin Environmental Atlas, 07.05 Strategic Noise Maps (Edition 2013). Disponível em: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/eka705.htm>. Acesso em: 22 jul. 2017.
- [9] Villela R L A. Valoração do custo social do ruído ambiental de sistemas de transporte. In: XXVII ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ACÚSTICA, 2017, Brasília/DF.