



AVALIAÇÃO DA INCERTEZA DE INDICADORES DE DESEMPENHO
AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO

Carlos Eduardo Pereira Mendes Silva

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial, da Universidade Federal da Bahia, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Industrial.

Orientadores: Prof. Dr. Ricardo Kalid
Prof^a. Dra. Karla Esquerre

Salvador
Março de 2011

AVALIAÇÃO DA INCERTEZA DE INDICADORES DE DESEMPENHO
AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO

Carlos Eduardo Pereira Mendes Silva

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DA BAHIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS
PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA INDUSTRIAL.

Examinada por:

Prof. Ricardo de Araújo Kalid, D.Sc.

Prof. Carlos Alberto Mendes Moraes, D.Sc.

Prof. Jorge Juan Soto Delgado, D.Sc.

Prof. Joselito da Silva Santos, D.Sc.

SALVADOR, BA – BRASIL

MARÇO DE 2011

Silva, Carlos Eduardo Pereira Mendes

Avaliação da incerteza de indicadores de desempenho ambiental: Estudo de caso/Carlos Eduardo Pereira Mendes Silva. – Salvador: UFBA, 2011.

XVI, 80 p.: il.; 29,7cm.

Orientadores: Prof. Dr. Ricardo Kalid

Prof^a. Dra. Karla Esquerre

Dissertação (mestrado) – UFBA/Programa de Engenharia Industrial, 2011.

Referências Bibliográficas: p. 74 – 80.

1. Avaliação do desempenho ambiental. 2. Indicador de desempenho ambiental. 3. Avaliação da incerteza de medição. I. Kalid, Prof. Dr. Ricardo *et al.* II. Universidade Federal da Bahia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial. III. Título.

*“ O que aprendeste, e recebeste, e
ouviste, e viste em mim, isso
fazei; e o Deus de paz será
convosco” Filipenses 4:9.
Ao meu Senhor e Salvador Jesus
Cristo e aos meus pais que me
incentivaram para que eu pudesse
concluir mais uma etapa da
minha vida.*

Agradecimentos

- Ao Autor da minha fé, Criador do Universo, Jesus Cristo, pela realização de mais uma conquista na minha vida.
- A minha família pelo apoio incondicional e por servirem de referencia no valor dado a educação e formação do ser humano.
- A minha querida e amada Thamires Fontes pelo apoio, pelos gestos carinhosos, compreensão e paciência total nesta jornada da pesquisa.
- A professora Karla Esquerre, pela orientação, confiança, por sempre acreditar na realização desta pesquisa, desde a iniciação científica, por estar sempre à frente me apresentando os próximos passos e principalmente pela amizade;
- Ao professor Ricardo Kalid, pela disciplina e orientação firme durante todo o desenvolvimento dessa pesquisa, incluindo valiosas críticas e sugestões.
- Aos colaboradores do grupo de pesquisa da Rede de Tecnologias Limpa - TECLIM, em especial ao professor Asher Kiperstok, pela troca de conhecimento e aprofundamento do tema que agora se torna objeto da dissertação.
- Aos membros da banca, pelas oportunidades de melhoria identificadas neste trabalho e pelos aperfeiçoamentos propostos.
- Ao meu irmão Alexandre Mendes e minha cunhada Adna Barbosa, pelo apoio e incentivo.
- Aos colegas do Programa de Engenharia Industrial, em especial, Fábio Menezes, Geiza Lima, Marcio Martins, Reiner de Souza, Leonardo Souza, Tábita, Marcos Narciso pelo apoio e incentivo.
- A Cordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo suporte financeiro a este trabalho.
- E a todos aqueles que participaram desta realização direta ou indiretamente, na amizade, no auxílio e nas críticas, contribuindo assim para o sucesso dessa pesquisa.

Resumo da Dissertação apresentada ao PEI/UFBA como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

AVALIAÇÃO DA INCERTEZA DE INDICADORES DE DESEMPENHO AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO

Carlos Eduardo Pereira Mendes Silva

Março/2011

Orientadores: Prof. Dr. Ricardo Kalid
Prof^ª. Dra. Karla Esquerre

Programa: Engenharia Industrial

Os indicadores de desempenho ambiental têm sido construídos e utilizados como um instrumento de medição do desempenho ambiental com diversas finalidades no meio industrial, dentre elas a tomada de decisão. No entanto, poucos trabalhos encontrados na literatura abordam a questão da qualidade dos dados utilizados para construção e qualificação desses indicadores. Um dos fatores negligenciado é a incerteza associada aos indicadores de desempenho ambiental. O objetivo principal desta dissertação é avaliar a incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental de modo a gerar informações mais consistentes, tendo como estudo de caso uma indústria petroquímica. O objeto do estudo de caso são dois indicadores: um para geração de efluentes e outro para consumo de energia por produção. Os métodos utilizados para avaliar a incerteza associada a estes indicadores foram o apresentado no Guia para a Expressão da Incerteza de Medição (GUM) baseado na Lei de Propagação da Incerteza (LPU) e o de Monte Carlo (MMC), conforme mostrado no Suplemento 1 do GUM (GUM-S1). Uma análise comparativa dos resultados obtidos por ambos os métodos é descrita. Para os indicadores analisados o método GUM é mais apropriado, pois apresenta resultados semelhantes ao método mais rigoroso (MMC) com um menor esforço computacional. Os resultados demonstraram que a avaliação da incerteza dos indicadores ambientais correspondem a valores significativos o que justifica o investimento em novos sistemas de medição ou na calibração dos instrumentos de medição.

Abstract of Dissertation presented to PEI/UFBA as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

EVALUATION OF UNCERTAINTY OF PERFORMANCE INDICATORS
ENVIRONMENT: CASE STUDY

Carlos Eduardo Pereira Mendes Silva

March/2011

Advisors: Prof. Dr. Ricardo Kalid
Prof^a. Dra. Karla Esquerre

Department: Industrial Engineering

Environmental performance indicators have been constructed and used as a tool for measuring environmental performance with different purposes in the industrial environment, including that of decision-making. However, few studies in the literature address the issue of the quality of the data used for constructing these indicators. One of the factors neglected is the uncertainty associated to environmental performance indicators. The main objective of this dissertation is to evaluate uncertainty associated with environmental performance indicators in order to generate more consistent information, having as a case study for the petrochemical industry. The object of the case study are two indicators: one for the effluent generation and another for the energy consumption. The methods used to evaluate the uncertainty associated with the indicators were the described by the Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM) based on the Law of Propagation of Uncertainty (LPU) and the Monte Carlo method (MCM), as shown in the GUM Supplement 1 (GUM-S1). A comparative analysis of the results of both methods are described. For indicators analyzed the GUM method is most appropriate, because it shows results similar to more rigorous method (MMC) with a smaller computational effort. The results showed that the estimation of the uncertainty of the indicators corresponds to significant values which justifies investment in new systems of measurement or calibration of measuring instruments.

Sumário

Lista de Figuras	x
Lista de Tabelas	xi
Lista de Símbolos	xii
Lista de Abreviaturas	xv
1 Introdução	1
1.1 Motivação e Justificativa	1
1.2 Objeto de estudo	3
1.3 Caracterização metodológica da pesquisa	3
1.4 Objetivos	4
1.4.1 Objetivo Geral	4
1.4.2 Objetivos específicos	4
1.5 Estrutura da dissertação	5
2 Revisão da literatura	6
2.1 Indicadores: principais aspectos	6
2.2 Indicadores de desempenho ambiental (IDA)	7
2.2.1 Algumas iniciativas de proposição de IDA na literatura	11
2.2.2 IDA como instrumento de medição do sistema de gestão ambiental	12
2.2.3 IDA como instrumento para tomada de decisão	13
2.2.4 Qualidade dos dados para construção dos indicadores de desempenho ambiental	14
2.3 Incerteza de medição	15
2.3.1 Método do GUM (Lei de Propagação da Incerteza - LPU)	16
2.3.2 Método GUM-S1 (Lei de Propagação de Função de Densidade de Probabilidade - LPP)	24
3 Procedimentos metodológicos	28
3.1 Método GUM (LPU)	28

3.1.1	GUM primeira etapa: Definição do modelo matemático e do modelo de medição.	28
3.1.2	GUM segunda etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos das grandezas de entrada do indicador medida diretamente.	29
3.1.3	GUM terceira etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos mensal.	32
3.1.4	GUM quarta etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada, cálculo de graus de liberdade efetivos, avaliação da incerteza expandida e o intervalo de abrangência do indicador.	33
3.1.5	GUM quinta etapa: Balanço das incertezas	33
3.2	Método GUM-S1 (LPP)	35
3.2.1	GUM-S1 primeira etapa: Entrada das variáveis	35
3.2.2	GUM-S1 segunda etapa: Processamento	36
3.2.3	GUM-S1 terceira etapa: Resultados	36
3.2.4	GUM-S1 quarta etapa: Avaliação da PDF do indicador	37
3.3	Validação do método GUM usando o método GUM-S1	37
4	Resultados e discussões	39
4.1	Estudo de caso 1: Indicador da geração de efluentes líquidos por produção de petroquímicos	39
4.1.1	Aplicação do método GUM	39
4.1.2	Aplicação do Método GUM-S1	46
4.1.3	Validação do método GUM usando o método GUM-S1	50
4.2	Estudo de caso 2: Indicador de Energia por produção de petroquímicos	54
4.2.1	Aplicação do Método GUM	54
4.2.2	Aplicação do Método GUM-S1	61
4.2.3	Validação do método GUM usando o método GUM-S1	66
5	Conclusões e sugestões para continuidade da pesquisa	70
A	Publicações associadas a dissertação	73
	Referências Bibliográficas	74

Lista de Figuras

2.1	Avaliação do desempenho ambiental	8
2.2	Representação esquemática da relação entre o mensurando (grandeza de saída) Y e as grandezas de entrada X_1, X_2, \dots, X_N	18
2.3	Ilustração de propagação de incerteza para 3 grandezas de entrada.	19
2.4	Representação esquemática da metodologia a avaliação da incerteza medição associada a IDA pelo método GUM	22
2.5	Representação esquemática da metodologia a avaliação da incerteza medição associada ao indicador pelo método GUM-S1	26
4.1	Coefficiente de contribuição dos principais componentes do IGE	44
4.2	Análise de sensibilidade do número de amostras de Monte Carlo (M).	47
4.3	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE	47
4.4	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . PDF do VE gaussiana e P gaussiana.	48
4.5	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . PDF do VE uniforme e P uniforme.	49
4.6	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . A PDF VE gaussiana e P gaussiana.	52
4.7	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . PDF do VE uniforme e P uniforme.	53
4.8	Coefficiente de contribuição das principais componentes do IE	60
4.9	Análise de sensibilidade do número de amostras de Monte Carlo (M)	62
4.10	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IE	63
4.11	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . PDF do VE uniforme e P gaussiana.	64
4.12	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . PDF do VE triangular e P gaussiana.	65
4.13	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IE . A PDF E gaussiana e P triangular.	68
4.14	PDF gerada pelo MMC para o mensurando IE . A PDF E uniforme e P gaussiana.	68

Lista de Tabelas

2.1	Exemplo de indicadores para ADA (NBR ISO 14031)	9
2.2	Graus de liberdade (ν_B) para avaliação do Tipo B.	21
3.1	Tipos de avaliação de incerteza Tipo B	32
4.1	Avaliação da incerteza de medição diária da vazão de efluente (Q_j).	41
4.2	Avaliação da incerteza de medição mensal da produção de petroquímicos P_k	42
4.3	Cenários para avaliação da incerteza do <i>IGE</i> para um volume de efluente gerado de 304272,00 m^3 /mês e uma produção de petroquímicos 243350,06 t /mês	43
4.4	Resultados de medição para o <i>IGE</i> pelo método GUM-S1.	48
4.5	Parâmetros estatísticos e metrológicos das grandezas de entrada VE e P	49
4.6	Comparação das incertezas padrão do <i>IGE</i> entre os métodos GUM e GUM-S1.	51
4.7	Resultados de medição para o <i>IGE</i> pelos métodos GUM e GUM-S1.	52
4.8	Fonte da incerteza da medição e valores de incerteza Tipo B	56
4.9	Avaliação da incerteza de medição mensal do E_i	57
4.10	Avaliação da incerteza de medição mensal de P_k	58
4.11	Cenários para avaliação da incerteza de medição do <i>IE</i>	59
4.12	Resultados de medição para o <i>IE</i> pelo método GUM-S1.	63
4.13	Parâmetros estatísticos e metrológicos das grandezas de entrada E e P . 65	
4.14	Comparação das incertezas padrão do <i>IE</i> entre os métodos GUM e GUM-S1.	66
4.15	Resultados de medição para o <i>IE</i> pelos métodos GUM e GUM-S1.	67

Lista de Símbolos

CD_k	componentes do denominador do indicador I , p. 28
$CD_{k,j}$	grandezas do CD_k medida diretamente, p. 29
CN_i	componentes do numerador do indicador I , p. 28
$CN_{i,j}$	grandezas do CN_i medida diretamente, p. 29
E_i	geração ou transportes de energia que entram no volume de controle da empresa, p. 54
I	indicador, p. 28
$I.A.$	intervalo de abrangência do mensurando Y gerada pelo método GUM-S1, para grandeza de saída, baseado em uma probabilidade de abrangência especificada, p. 24
IE	indicador de energia, p. 54
IGE	indicador de geração de efluente, p. 39
M	número de amostras de Monte Carlo utilizado no método GUM-S1, p. 25
P_k	produção de petroquímicos, p. 39
Q_j	vazões média de efluente gerado, p. 39
$U(y)$	incerteza expandida associada à estimativa do mensurando y baseada em uma probabilidade de abrangência p , p. 19
X_i	i -ésima grandeza de entrada que compõe o modelo matemático da qual depende o mensurando Y , p. 17
Y	mensurando (variável medida indiretamente) do processo de medição; este é inferido por um modelo matemático previamente estabelecido, p. 17
δ	valor da tolerância numérica, p. 37

ν_A	graus de liberdade efetivo de uma incerteza padrão combinada determinada unicamente, a partir de avaliações Tipo A, p. 20
ν_B	graus de liberdade efetivo de uma incerteza padrão combinada determinada unicamente, a partir de avaliações Tipo B, p. 20
ν_{eff}	graus de liberdade efetivos de $u_c(y)$, usados para obter k para calcular a incerteza expandida $U(y)$, p. 20
d_{inf}	valor absoluto das diferenças entre os limites inferiores do intervalo de abrangência fornecido pelo Método GUM e GUM-S1, p. 38
d_{sup}	valor absoluto das diferenças entre os limites superiores do intervalo de abrangência fornecido pelo Método GUM e GUM-S1, p. 38
f	relação funcional entre o mensurando Y e as grandezas de entrada X_i das quais o mensurando Y depende, p. 17
$h(CD_{k_A})$	coeficientes de contribuição mensal para avaliação Tipo A da incerteza de medição do denominador, p. 35
$h(CD_{k_B})$	coeficientes de contribuição mensal para avaliação Tipo B da incerteza de medição do denominador, p. 35
$h(CN_{i_A})$	coeficientes de contribuição mensal para avaliação Tipo A da incerteza de medição do numerador, p. 35
$h(CN_{i_B})$	coeficientes de contribuição mensal para avaliação Tipo B da incerteza de medição do numerador, p. 35
$h(y(I), CD_k)$	coeficiente de contribuição associado à estimativa do mensurando $y(I)$ gerado pela estimativa \overline{CD}_k da grandeza de entrada CD_k , p. 34
$h(y(I), CN_i)$	coeficiente de contribuição associado à estimativa do mensurando $y(I)$ gerado pela estimativa \overline{CN}_i da grandeza de entrada CN_i , p. 34
k	fator de abrangência usado para estimar a incerteza expandida $U(y)$ da estimativa y do mensurando, p. 19
p	probabilidade de abrangência requerida para estimar a incerteza expandida da estimativa y do mensurando Y , p. 21

$u'_{Bayes}(x_i)$

incerteza padrão do Tipo A associada à estimativa x_i de uma grandeza de entrada X_i inferida pela estatística bayesiana, p. 30

Lista de Abreviaturas

ACV	Análise do Ciclo de Vida, p. 11
ADA	Avaliação do Desempenho Ambiental, p. 7
AMC	Análise Multi-Critério, p. 11
BIPM	Bureau International des Poids et Mesures, p. 2
DFE	Desing for Environment, p. 13
GUM-S1	Suplemento 1 do Guia para a Expressão da Incerteza de Medição (Supplement 1 to the Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement), p. 2
GUM	Guia para a Expressão da Incerteza de Medição (Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement), p. 2
ICA	Indicadores de Condição Ambiental, p. 9
IDA	Indicador de Desempenho Ambiental, p. 9
IDG	Indicador de Desempenho Gerencial, p. 9
IDO	Indicador de Desempenho Operacional, p. 9
IEAT	Industrial Estate Authority of Thailand, p. 11
IEC	International Electrotechnical Commission, p. 2
IFCC	International Federation of Clinical Chemistry and Laboratory Medicine, p. 2
ILAC	International Laboratory Accreditation Cooperation, p. 2
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry, p. 2
IUPAP	International Union of Pure and Applied Physics, p. 2
LPU	Lei de Propagação de Incertezas (Law of Propagation of Uncertainties), p. 12

MTP	Mapa Ta Phut, p. 11
OIML	International Organization of Legal Metrology, p. 2
TECLIM	Rede de Tecnologias Limpas, p. 3
VIM	Vocabulário Internacional de Termos Fundamentais e Gerais de Metrologia, p. 16

Capítulo 1

Introdução

Neste capítulo são apresentadas motivação e justificativa da pesquisa, o objeto de estudo, a caracterização metodológica da pesquisa, a formulação dos objetivos do estudo, tanto o de ordem geral quanto os específicos e a estrutura geral da dissertação.

1.1 Motivação e Justificativa

Muitas organizações estão buscando caminhos para compreender, demonstrar, melhorar e medir o seu desempenho ambiental; segundo a NBR ISO 14031 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004), isso pode ser obtido gerindo com eficácia os aspectos ambientais, estes definidos como, aqueles elementos de suas atividades, produtos e serviços que impactam significativamente o meio ambiente. Tal impacto pode ser mensurado através de indicadores relativos, tais como quantidade de energia consumida por produtos produzidos.

Nas atividades industriais, os inúmeros indicadores eram tradicionalmente relacionados a aspectos econômicos, tais como, custo, produção e eficiência do processo, sem, no entanto, focalizar os aspectos ambientais (MENDES *et al.*, 2009). Entretanto, a atual necessidade da utilização de água e energia nas unidades industriais de forma mais racional, tem levado a indústria a repensar projetos já consagrados que, em função do seu sucesso operacional, não haviam sido antes questionados em termos de otimização do uso dos recursos naturais (KIPERSTOK *et al.*, 2001). Há, portanto, a necessidade de avaliar o desempenho ambiental de uma organização através de resultados mensuráveis.

Indicadores de desempenho ambiental têm, conseqüentemente, sido construídos e utilizados como ferramenta de apoio à gestão ambiental das organizações (BOVEA *et al.*, 2010; HERMANN *et al.*, 2007; INGARAMO *et al.*, 2009; NORDHEIM E., 2007; PEROTTO *et al.*, 2008; REN, 2000; SAENGSPAVANICH *et al.*, 2009), sendo os principais instrumentos da NBR ISO 14031 (DIAKAKI *et al.*, 2006; HENRI e JOURNEAULT, 2008; HERMANN *et al.*, 2007; JASCH, 2000; JOHNSTON e

SMITH, 2007; OLSHOORN *et al.*, 2001; REN, 2000; SAENGSUPAVANICH *et al.*, 2009; SCIPIONI *et al.*, 2008; TAM *et al.*, 2006; THORESEN, 1999). Seu uso pode permitir a comparação do desempenho ambiental passado e presente de tais organizações, bem como possíveis tendências.

A necessidade de informar o desempenho ambiental das empresas tem ocorrido por várias razões: o atendimento à legislação e à redução de custos de exigências futuras; a adoção de códigos voluntários ambientais; a diminuição de custos operacionais; a melhoria das relações com as partes interessadas; além da percepção da visibilidade ambiental da empresa como uma vantagem competitiva (MORHARDT e SARAH BAIRD, 2002). Os indicadores podem ser utilizados como ferramenta de medição para expressar essas informações, de forma clara e objetiva (CARDOSO, 2004). O resultado dessa medição, nada mais é do que uma aproximação ou uma estimativa do valor verdadeiro do indicador tornando-se necessário avaliar o grau de dúvida associado, ou seja, a incerteza de medição; contudo esse é fator que é geralmente negligenciado (BERTRAND-KRAJEWSKI e S. BARRAUD, 2002; MENDES *et al.*, 2010a,b; PEROTTO *et al.*, 2008). PEROTTO *et al.* (2008) afirma que a incerteza afeta os dados brutos e que isso é uma questão crucial, uma vez que os indicadores de desempenho ambiental podem produzir uma imagem infiel dos resultados em relação aos aspectos ambientais.

Segundo MENDES *et al.* (2010a), o conhecimento da incerteza associada aos indicadores de desempenho ambiental é importante, pois permite a tomada de decisões mais consistentes e conseqüentemente uma melhor gestão ambiental; pode ser um diferencial competitivo, pois as partes interessadas buscam aquelas empresas que tenham melhor qualidade e controle nas suas medidas, portanto a menor incerteza; possibilita a comparabilidade de suas medições enquanto um limite de tolerância máximo ou mínimo é estabelecido por uma legislação e auxilia a interpretação quantitativamente correta dos resultados da medição.

Diante desse panorama, esta pesquisa propõe avaliar a incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental de modo a gerar informações mais consistentes. Os métodos utilizados para avaliação foram baseados no Guia para a Expressão da Incerteza de Medição (GUM), publicada pela *Organização Internacional de Normalização* (ISO) juntamente com o apoio de mais sete organizações internacionais¹ BIPM *et al.* (2008b) e no suplemento 1 do GUM (GUM-S1), desenvolvido pelo Bureau International des Poids et Measures (BIPM *et al.*, 2008c) que utiliza o método de Monte Carlo (MMC). Realizou-se dois estudos de caso desenvolvidos junto a uma

¹Bureau International des Poids et Measures (BIPM), International Electrotechnical Commission (IEC), International Federation of Clinical Chemistry and Laboratory Medicine (IFCC), International Laboratory Accreditation Cooperation (ILAC), International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC), International Union of Pure and Applied Physics (IUPAP) and International Organization of Legal Metrology (OIML).

indústria petroquímica de grande porte, situada no Pólo Industrial de Camaçari, na Bahia, Brasil para avaliar a incerteza associada a dois indicadores. Tais indicadores são utilizados pela empresa para o acompanhamento de metas, tomada de decisões e avaliação do desempenho ambiental etc. Os resultados obtidos podem apoiar decisões estratégicas da empresa, ligadas aos indicadores de desempenho ambiental estimados.

1.2 Objeto de estudo

A presente dissertação teve origem nos resultados encontrados oriundos de uma pesquisa desenvolvida pelo grupo de pesquisa TECLIM - Rede de Tecnologias Limpas, em parceria com uma indústria petroquímica. Os objetos investigados foram o indicador de geração de efluente por produção e o indicador de energia por produção, utilizados pela empresa para o acompanhamento do seu desempenho ambiental. O objetivo da gerência da empresa era alcançar uma meta com a redução nos valores estimados dos indicadores. Isso implicaria em implantar diversas ações voltadas à redução na geração de efluentes e consumo de energia.

Durante as reuniões realizadas com pesquisadores do TECLIM e engenheiros da empresa, levantou-se a seguinte hipótese: A redução no valor estimado dos indicadores é representativa em meio às incertezas associadas a seus componentes? A partir dessa hipótese foi proposta uma investigação para avaliar do grau de dúvida (incerteza) associada ao valor estimado dos indicadores.

Durante o desenvolvimento desta pesquisa, evidenciou-se uma lacuna existente em relação a trabalhos (artigos, teses e dissertações) que abordam a avaliação da incerteza de medição associada a indicadores de desempenho ambiental.

Com os dados obtidos nas discussões realizadas na empresa e de outras fontes como a bibliografia levantada, escolheu-se, a avaliação da incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental como objeto de pesquisa dessa dissertação, delimitando-se aos indicadores em que os seus componentes estão associados, à sistemas físicos de medição (instrumentos de medição).

1.3 Caracterização metodológica da pesquisa

Para SILVA e MENEZES (2005) existem várias formas de classificar a pesquisa, dentre algumas das formas clássicas estão à pesquisa do ponto de vista da natureza, da abordagem do problema, de seus objetivos e dos procedimentos técnicos.

Do ponto de vista da natureza, esta é uma pesquisa aplicada, ou seja, ela objetiva gerar conhecimentos práticos e dirigidos à solução de problemas nas empresas quanto à avaliação da incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental. Quanto

à forma da abordagem do problema, essa pesquisa é quantitativa, pois ela visa traduzir em números as opiniões e informações para classificá-las e analisá-las acerca da incerteza associada a indicadores, através do uso de técnicas estatísticas. Em relação aos objetivos, a forma da pesquisa é exploratória, visando proporcionar maior familiaridade com o problema através do levantamento bibliográfico. Do ponto de vista dos procedimentos técnicos a forma da pesquisa é baseada no estudo de caso, onde envolveu um estudo sobre dois indicadores de desempenho ambiental de uma empresa. Segundo GIL (1996), o estudo de caso pode ser definido como um conjunto de dados que descrevem um determinado processo, suas relações internas e suas fixações culturais, numa instituição social.

Esta pesquisa está inserida nas áreas de gestão ambiental e metrologia. Para alcance dos objetivos propostos neste trabalho, foi necessário o estabelecimento dos conceitos de indicadores no âmbito geral, indicadores de desempenho ambiental, e uma abordagem qualitativa dos métodos GUM e GUM-S1 utilizados para avaliação da incerteza de medição.

Nesse sentido, esse trabalho contempla duas dimensões: indicadores de desempenho ambiental e incerteza de medição. A revisão bibliográfica e o referencial teórico utilizado foram baseados no levantamento em nível internacional e nacional, artigos, livros, teses, dissertações e alguns sites específicos relacionados ao tema da pesquisa. Foi realizada uma análise crítica da literatura e das informações obtidas, objetivando conhecer o estado da arte da aplicação de práticas quanto à avaliação da incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo Geral

Avaliar a incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental de modo a gerar informações mais consistentes para as empresas, tendo como estudo de caso uma indústria petroquímica.

1.4.2 Objetivos específicos

Para atingir ao objetivo principal desta pesquisa, foram definidos os seguintes objetivos secundários:

- Estudar a importância e o papel da avaliação da incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental em sistemas de gestão ambiental;
- Discutir e comparar os resultados obtidos na avaliação da incerteza de indicadores de desempenho ambiental através da utilização dos métodos GUM e

GUM-S1 e estabelecer a aplicabilidade destes métodos;

- Contribuir para uma maior assertividade na tomada de decisões junto às empresas e partes interessadas, a partir da avaliação da incerteza de indicadores de desempenho ambiental.

1.5 Estrutura da dissertação

Esta dissertação está estruturada em cinco capítulos:

O capítulo 1 (presente capítulo) aborda a motivação e justificativa para elaboração do trabalho, definindo o objeto de estudo, a caracterização metodológica da pesquisa, os objetivos geral e específico da pesquisa, por fim a estrutura da dissertação.

No capítulo 2 apresenta a revisão bibliográfica separada em três seções principais que norteou os objetivos propostos para a elaboração deste trabalho. Na primeira, buscou-se apresentar uma visão geral sobre indicadores, discutindo a visão dos principais autores sobre este assunto. Na segunda, são apresentados aspectos relevantes sobre indicadores de desempenho ambiental. Na terceira, são apresentadas uma revisão de dois métodos utilizados para avaliação da incerteza de medição (método GUM e o método GUM-S1).

O capítulo 3 é apresentada a metodologia geral para avaliação da incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental baseado nos métodos GUM e GUM-S1.

No capítulo 4, apresentam-se dois estudos de caso, bem como uma breve discussão acerca dos resultados provenientes da aplicação dos métodos GUM e GUM-S1, seguida das considerações finais.

Finalizando, no capítulo 5, estão as conclusões deste trabalho e algumas sugestões para trabalhos futuros sobre o tema que poderão ser realizadas em continuidade a esta dissertação.

Por fim encontram-se as referências bibliográficas e o apêndice apresentando à produção bibliográfica desenvolvidos ao longo do mestrado.

Capítulo 2

Revisão da literatura

Este capítulo tem como objetivo discutir o que são indicadores num sentido mais amplo, indicadores de desempenho ambiental especificamente e aspectos teóricos dos métodos GUM e GUM-S1, bem como publicações a respeito dos mesmos.

2.1 Indicadores: principais aspectos

Várias são as definições e características de indicadores encontradas na literatura. Segundo PEROTTO *et al.* (2008), os indicadores são variáveis que resumem ou simplificam as informações relevantes sobre o estado de um sistema complexo. Segundo CARDOSO (2004), os indicadores podem ser utilizados como importante ferramenta de medida para expressar as informações relacionadas ao desempenho das organizações, de forma clara e objetiva. Para VELEVA e ELLENBECKER (2001) “*O indicador é uma representação operacional do atributo, seja qualidade, característica ou propriedade, de um sistema*”. Ele geralmente é estimado a partir de observações históricas, refletindo o comportamento passado e presente possibilitando a detecção de tendências, a análise comparativa e a elaboração de relatórios sobre a conformidade operacional aos limites impostos ou as melhores práticas em gestão ambiental. Segundo GALLOPÍN (1997) os indicadores são variáveis, e os dados são as medições e observações. O indicador é uma ferramenta que permite a obtenção de informações sobre uma dada situação, tendo característica principal poder sintetizar informações sobre fenômenos complexos, retendo apenas o significado essencial dos aspectos analisados. Para BELLEN (2005), o objetivo dos indicadores é agregar e quantificar informações de modo que sua significância fique mais aparente.

TACHIZAWA (2009) sugere que para cada indicador apresente uma meta; uma visualização gráfica que se baseie em dados de uma série histórica; um valor de benchmark, ou seja, de referência para efeito de comparação por meio de benchmarking. Dentro deste contexto, CAMPOS e MELO (2008) cita que os indicadores são ferramentas utilizadas para a organização monitorar determinados processos (geralmente os denominados críticos) quanto ao alcance ou não de uma meta ou padrão mínimo

de desempenho estabelecido. Visando correções de possíveis desvios identificados a partir do acompanhamento de dados, busca-se a identificação das causas prováveis do não cumprimento de determinada meta e propostas de ação para melhoria do processo.

Os indicadores podem fornecer informações qualitativas ou quantitativas. Ambas são necessárias e complementares para apresentar o desempenho ambiental, econômico e social das organizações (GRI, 2009). O indicador quantitativo, se bem definidos os seus componentes, é mais fácil de ser reproduzido ao longo do tempo, permitindo uma maior confiabilidade na informação, ao passo que o indicador qualitativo é mais suscetível a variações.

Segundo VELEVA e ELLENBECKER (2001), para construir um indicador é necessário determinar uma unidade de medida (unidade do sistema métrico, kg, s, %, etc.) e período de medição (período utilizado para coletar dados e avaliar o indicador). Durante este período, é necessário levar em consideração a confiabilidade, a disponibilidade e a validação fenomenológica e estatística dos dados levantados.

Quanto ao tipo de indicadores, de acordo com LIMA (2004) ocorre uma confusão conceitual a respeito da distinção entre indicadores ambientais, indicadores de desenvolvimento sustentável e indicadores de desempenho ambiental. Apontando que os indicadores ambientais traduzem dados relativos a determinado componente ou conjunto de componentes de um ou vários ecossistemas; já os indicadores de desenvolvimento sustentável compreendem informações relativas às várias dimensões do desenvolvimento sustentável: econômicas, sociais, ambientais e institucionais e, por último, os indicadores de desempenho ambiental preocupam-se em refletir os efeitos sobre o meio ambiente dos processos e técnicas adotados para realizar as atividades de uma organização. Nesta pesquisa são avaliados indicadores de desempenho ambiental, portanto, a seguir é apresentada uma descrição mais detalhada sobre este tipo de indicadores.

2.2 Indicadores de desempenho ambiental (IDA)

A avaliação do desempenho ambiental (ADA) é um processo de gestão interna, que utiliza indicadores para fornecer informações confiáveis e verificáveis, em base contínua para determinar se o desempenho ambiental de uma organização está adequado aos critérios estabelecidos pela administração da organização. Segundo a NBR ISO 14031, a ADA pode auxiliar a organização na identificação de aspectos ambientais, na determinação dos aspectos que serão tratados como significativo, no estabelecimento de critérios para o seu desempenho ambiental e na avaliação do seu desempenho ambiental com base nesses critérios. A NBR ISO 14031 ainda fornece um modelo gerencial PDCA [Planejar (*Plan*) - Fazer (*Do*) - Checar (*Check*) - Agir

(Act)], visando a efetiva mensuração, comparação e análise do desempenho ambiental, com base na utilização de indicadores. As etapas deste processo contínuo são as seguintes:

- a) Planejar - Planejamento e seleção de indicadores para ADA.
- b) Fazer - Coleta, tratamento, avaliação, relato e comunicação das informações que descrevam o desempenho ambiental da organização.
- b) Checar e agir - Análise crítica e melhoria da ADA.

A Figura 2.1 fornece o esboço do modelo gerencial PDCA processo para avaliação do desempenho ambiental.

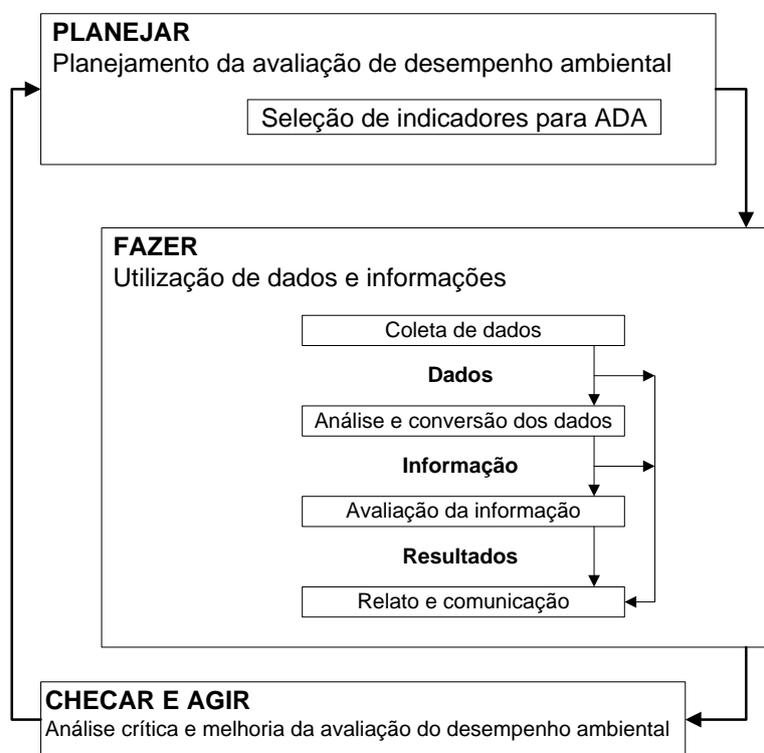


Figura 2.1: Avaliação do desempenho ambiental

Fonte: ABNT NBR 14031, 2004.

A ADA tem sido considerada importante e útil por fornecer informações quantitativas, permitindo, assim, objetividade na solução de problemas ambientais enfrentados por uma organização.

Os indicadores de desempenho ambiental visam demonstrar as práticas organizacionais no sentido de minimizar os impactos ao meio ambiente decorrentes de suas atividades. Esses indicadores referem-se ao uso de recursos naturais demonstrados em valores monetários e em valores absolutos de quantidade ou consumo,

considerando também as iniciativas de gerenciamento ambiental, os impactos significativos relacionados ao setor da atividade e as respectivas ações de minimização (GASPARINI, 2003).

A NBR ISO 14031 defende o estabelecimento de parâmetros relevantes e confiáveis (indicadores) para medir o desempenho ambiental, desenvolvendo uma metodologia para avaliar o desempenho ambiental das empresas. Essa norma descreve duas categorias gerais de indicadores para avaliação do desempenho ambiental (ADA): indicadores de desempenho ambiental (IDA) e indicadores de condição ambiental (ICA).

- a) Os indicadores de desempenho ambiental (IDA) fornecem informações sobre o desempenho ambiental de uma organização e são classificados em dois tipos:
- Indicadores de desempenho gerencial (IDG): são tipos de IDA que fornecem informações sobre esforços gerenciais para influenciar o desempenho ambiental das operações da organização.
 - Indicadores de desempenho operacional (IDO): são tipos de IDA que fornecem informações sobre o desempenho ambiental das operações da organização.
- b) Os indicadores de condição ambiental (ICA) fornecem informações que podem ajudar a organização a entender melhor o impacto mensurável ou o impacto potencial de seus aspectos ambientais e assim auxiliar no planejamento e na implementação da ADA.

A Tabela 2.1 apresenta alguns exemplos de indicadores para avaliação do desempenho ambiental encontrados na NBR ISO 14031.

Tabela 2.1: Exemplo de indicadores para ADA (NBR ISO 14031)

Categoria	Tipo	Exemplos
IDA	IDG	Custos (operacional e de capital) que são associados com os aspectos ambientais de um processo ou produtos. Retorno sobre investimento para projeto de melhoria ambiental. Número de objetivos e metas ambientais atingidos.
	IDO	Quantidade de energia usada por unidade de produto. Quantidade de água reutilizada. Volume de efluente gerado por unidade de produto.
ICA	ICA	Concentração de um dado contaminante, no ar, em locais selecionados para monitoramento. Oxigênio dissolvido em corpos receptores. Concentração de nutrientes selecionados no solo adjacente as instalações da indústria.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

Os indicadores de desempenho ambiental podem ser apresentados em valores absolutos, ou relativos, por exemplo, como uma expressão que fornece informações

sobre o desempenho ambiental da organização em relação à sua produção (AUSTRALIA, 2009; CANTARINO, 2004; JASCH, 2000; TYTECA, 1996; VELEVA e ELLENBECKER, 2001). Estes indicadores são definidos sucintamente a seguir.

- Indicadores absolutos - Estes indicadores permitem o acompanhamento e avaliação do atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, por exemplo. Podem ser expressos em toneladas, metros cúbicos, joules, ou outra unidade física para um dado tempo ou período de tempo, assim, eles fornecem o tamanho do impacto ambiental, ou o grau de qualidade ambiental. Descrevem a extensão da poluição ambiental.
- Indicadores relativos - São razões entre os indicadores absolutos do mesmo ou de diferentes tipos, associando informações sobre a causa, os produtos gerados, os valores econômicos, os recursos naturais consumidos, as condições ambientais presentes etc. Estes indicadores demonstram a eficiência ambiental da produção, a intensidade de um impacto, bem como o desempenho de uma determinada empresa relativa ao seu tamanho ou capacidade de produção (os seus valores, na maioria das vezes, estão associados à produção, aos custos envolvidos ou as emissões totais).

Além dessas duas formas de apresentação, a NBR ISO 14031 fornece mais três exemplos de características de dados para indicadores de ADA.

- Indexada - Dados ou informações descritivas convertidos para unidades ou para uma forma que relacione a informação a um padrão ou base de referência escolhidos expressa em percentual (%), tal como emissões de contaminante no ano corrente expressas como uma percentagem daquelas emissões em um ano-base.
- Agregada - Dados ou informações descritivas do mesmo tipo, mas de diferentes fontes, coletados e expressos como um valor combinado permitindo chegar a um ou a vários parâmetros ambientais de interesse, tal como toneladas totais de um dado contaminante emitido a partir da produção de um produto em determinado ano, determinado pela soma de emissões a partir de múltiplas instalações que produzem aquele produto.
- Ponderada - São indicadores que mostram a importância relativa de um indicador em relação a outro.

2.2.1 Algumas iniciativas de proposição de IDA na literatura

Alguns estudos encontrados na literatura científica relatam revisões e análises sobre o estado da arte dos indicadores de desempenho ambiental.

DIKAKI *et al.* (2006) propõe um método baseado nos princípios de avaliação de risco, para ajudar as organizações na seleção dos indicadores mais apropriados para os seus procedimentos de avaliação do desempenho ambiental. A principal vantagem da aplicação do método proposto é a facilidade no processo de avaliação do desempenho ambiental dando ênfase a uma das mais importantes etapas, a de decidir quais são os indicadores específicos que serão considerados.

HERMANN *et al.* (2007) utilizam a combinação de três ferramentas (ACV - Análise do Ciclo de Vida, AMC - Análise Multi-Critério e IDA - Indicadores de Desempenho Ambiental) para fornecer informações em relação à avaliação dos impactos e melhoria do desempenho ambiental de uma indústria de celulose na Tailândia. A integração destes três instrumentos permite uma avaliação que se completa na medida em que inclui partes da cadeia de produção que estão fora dos limites da indústria, resultando em indicadores que são de fácil interpretação para fins de política com informações facilmente disponíveis. Do ponto de vista metodológico, a desvantagem desta nova combinação de instrumentos pode ser o fato de que a ACV não é totalmente realizada. No entanto, uma ACV completa pode não ser necessária para as empresas que estão interessados principalmente, nos processos internos, bem como a cadeia de produção anterior sobre a qual eles têm influência através da sua escolha de fornecedores.

SAENGSAVANICH *et al.* (2009) utiliza indicadores de desempenho ambiental para avaliar o desempenho ambiental da Industrial Estate Authority of Thailand (IEAT) como um regulador do Mapa Ta Phut (MTP) porto industrial e imobiliário.

JOHNSTON e SMITH (2007) propôs um modelo baseado em dois métodos para desenvolvimento de indicadores que podem ser aplicadas por gerentes de companhias de água. O primeiro método consistiu em entrevistas semi estruturadas com os gerentes de água da empresa e o segundo em uma pesquisa por via postal para os gestores ambientais da indústria. O modelo proposto indicou a necessidade de investigar a ligação entre as questões ambientais, o sistema de gestão ambiental e o desenvolvimento de indicadores, tipos de objetivos e metas, o estilo de gestão e o uso de indicadores como ferramenta de relações públicas.

HENRI e JOURNEAULT (2008) citam a importância da medição do desempenho ambiental através do uso de indicadores, para apoiar as organizações na comunicação das estratégias ambientais, apoiar e garantir a conformidade ambiental, auxiliar a obtenção e manter a certificação ISO 14001, formalizar processos complexos am-

bientais e procedimentos, e fornecer dados para relatórios externos nas empresas de fabricação no Canadá.

Apesar da importância dos indicadores de desempenho ambiental, apenas dois trabalhos foram encontrados durante a realização da pesquisa bibliográfica que tratam da avaliação da incerteza associada a indicadores.

BERTRAND-KRAJEWSKI e S. BARRAUD (2002) realizou uma avaliação das incertezas relacionadas aos indicadores de desempenho, por meio de dois estudos de caso correspondentes a instalações de águas pluviais. Ambos os casos mostram que as incertezas são muito significativas e devem ser contabilizadas na estimativa de indicadores de desempenho. O método utilizado para avaliação da incerteza foi a lei de propagação de incertezas (LPU). Ele destaca que poucos estudos e pesquisas levam em consideração o uso dos indicadores de desempenho ambiental para a tomada de decisão considerando a qualidade dos dados brutos.

PEROTTO *et al.* (2008), realizou um estudo de caso com o objetivo de apresentar a importância da avaliação da incerteza associada a dois índices de descargas residuárias de uma autoridade local que está envolvida na implementação de um sistema de gestão ambiental. O método utilizado para avaliação da incerteza dos índices foi o GUM. Os resultados mostraram que a incerteza de medição é essencial para uma comparação eficiente de dados, e para uma correta avaliação do desempenho ambiental, a qual, por sua vez, é essencial para garantir a eficácia da aplicação no sistema de gestão ambiental.

2.2.2 IDA como instrumento de medição do sistema de gestão ambiental

A implementação do sistema de gestão ambiental constitui uma ferramenta estratégica para as empresas, possibilitando a identificação de oportunidades de melhoria que reduzam ou minimizem os impactos sobre o ambiente da organização. A gestão do meio ambiente em uma organização, na perspectiva do desenvolvimento sustentável, requer o monitoramento do desempenho ambiental, entendido como um instrumento de política a ser usado para subsidiar as análises integradas das questões complexas que associam os aspectos da qualidade ambiental aos vetores socio-econômicos (SALGADO, 2004).

Diversas razões justificam o uso de indicadores de desempenho ambiental no sistema de gestão ambiental como uma importante ferramenta para informar o desempenho ambiental das organizações (EPSTEIN, 1994; FIGGE *et al.*, 2002). Primeiro, as empresas estão cada vez mais responsabilizando-se por ações no meio ambiente, como demonstrado pelo crescimento do número de leis, regulamentos e sanções nesta área, conseqüentemente, as organizações são agora obrigadas a medir, controlar e di-

vulgar o seu desempenho ambiental. Em segundo lugar, indicadores de desempenho ambiental são necessários para fornecer informações na tomada decisão em relação às metas e objetivos estabelecidos pelo sistema de gestão ambiental. Em terceiro lugar, a alocação dos recursos limitados da empresa para resolução de problemas ambientais requer provas convincentes que comprovem os benefícios de tais ações. Assim o sistema de gestão ambiental deve ser capaz fornecer informações sobre o custo de reduzir os riscos e sobre a medição desta redução. Estudos têm demonstrado que indicadores de desempenho ambiental são ferramentas eficazes para melhorar as práticas de negócios e desempenho organizacional (BAINES e LANGFIELD-SMITH, 2003; ITTNER e LARCKER, 2003)

Segundo HENRI e JOURNEAULT (2008), alguma das principais funções dos indicadores de desempenho ambiental no sistema de gestão ambiental são:

- Medir o cumprimento das políticas ambientais e de regulação estabelecidas;
- Motivar melhoria contínua;
- Avaliar condições e tendências em relação às metas e objetivos;
- Antecipar futuras condições e tendências, e
- Fornecer informações para relatórios internos e externos.

Segundo PHILIPPI (2005), o uso de indicadores deve alimentar os sistemas de gestão ambiental das empresas de forma a orientar a aplicação de ferramentas de ecoeficiência, tais como DFE (*Design for Environment*, ou projeto para o meio ambiente), ACV (Análise de Ciclo de Vida) e a melhoria contínua dos processos. Mediante a aplicação dessas ferramentas e mudanças observadas nos indicadores, novas metas e ações podem ser propostas.

A divulgação dos indicadores pode gerar padrões comparativos importantes para as empresas que desejam melhorar sua competitividade e a sustentabilidade.

2.2.3 IDA como instrumento para tomada de decisão

Segundo BELLEN (2005), o processo de gestão ambiental necessita de mensuração. A gestão de atividades e o processo decisório necessitam de novas maneiras de medir o progresso, e os indicadores de desempenho ambiental é uma importante ferramenta nesse processo. Os indicadores podem ajudar os tomadores de decisão a definir as metas para melhorar o desempenho ambiental da empresa e permitir a avaliação do desempenho ambiental na medida em que alcance ou se aproxime destas metas.

Segundo ANDRADE (2000), um dos fatores que podem complicar uma tomada de decisão racional é a incerteza. A maior parte das decisões, sobretudo as mais

importantes, é tomada com base em algum tipo de previsão, o que, por si só, já coloca o fator incerteza no processo de decisão. Mesmo que o problema não exija alguma previsão, outro fator complicador, é a insuficiência de informações. Sendo assim, uma das maiores dificuldades encontradas pelos tomadores de decisão nas empresas em relação a algumas questões como, o porquê investir, como priorizar e quais os retornos de investimentos em meio ambiente é a falta de conhecimento e de informações utilizadas no gerenciamento de questões complexas.

2.2.4 Qualidade dos dados para construção dos indicadores de desempenho ambiental

O indicador consiste numa informação útil para tomada de decisão, assim, pode-se inferir a qualidade de um determinado indicador pela qualidade da informação fornecida (CANTARINO, 2004). As informações geradas com qualidade permitem um aprendizado, fornecem uma maior segurança para a tomada de decisão pelos gestores, e podem ser utilizadas para tornar pública a informação para as partes interessadas, fomentando a participação destas na gestão da empresa (CARDOSO, 2004).

Segundo BERTRAND-KRAJEWSKI e S. BARRAUD (2002), poucos estudos sobre indicadores de desempenho ambiental tratam da:

- avaliação da qualidade e da credibilidade dos resultados obtidos através de estimação de indicadores de desempenho e da;
- avaliação do impacto da qualidade dos indicadores sobre as decisões a serem feitas.

NORDHEIM E. (2007) e BAHR B. *et al.* (2003) avaliam a importância da qualidade dos dados dos indicadores de desempenho operacional para três tipos de emissões (poeira, NO_x e SO₂) como um fator limitante de desempenho e avaliação externa entre seis fábricas de cimento na Suécia, Noruega e Finlândia. Os autores destacam a importância da necessidade de levar em consideração a confiabilidade, a disponibilidade e a validação científica e estatística desses dados para comparar o desempenho ambiental entre duas empresas.

Normalmente, os indicadores ¹ são construídos com base em medições realizadas. Na prática, essas medições estão sujeitas a incertezas, devido à imperfeição das dimensões dos medidores, dos materiais utilizados, limitações na instalação, tecnologia de projeto, dos sistemas de medição e também devido à variabilidade do

¹Os indicadores para avaliação do desempenho ambiental que se enquadram a essa realidade são, indicadores de desempenho operacional e indicadores de condição ambiental, construídos com base em dados coletados oriundo de um sistema de medição.

processo (perturbações externas, alterações das características do processo ao longo do tempo, partida e parada da planta industrial, mudança de carga, etc.). Como resultado, sempre existirá incertezas nas medições e, conseqüentemente, nos indicadores de desempenho ambiental. Contudo, a presença de incertezas não impede que informações confiáveis sejam obtidas sobre os indicadores, desde que as estimativas das incertezas sejam conhecidas.

A incerteza da medição associada ao indicador pode ser um diferencial competitivo, pois os indicadores de desempenho ambiental são utilizados para benchmarking entre empresas, portanto, aqueles indicadores de desempenho ambiental que tiverem uma menor incerteza associada terão uma maior confiabilidade pelas partes interessadas. Quando há um limite máximo ou mínimo para o indicador, seja ele estabelecido por uma legislação ou de outra forma, a incerteza torna-se imprescindível para avaliar a probabilidade de erro, ou acerto na tomada de decisão. A incerteza do indicador também é uma ferramenta de valiosa utilidade no sentido de possibilitar a identificação dos principais componentes que influenciam na qualidade final dos indicadores. Por outro lado, se a incerteza do indicador não for conhecida, uma mudança no valor do mesmo pode ser devido à variabilidade natural do processo e não a alterações planejadas e implementadas, o que pode aumentar a probabilidade de se tomar decisões erradas.

2.3 Incerteza de medição

Toda medição está sujeita a erros que não são completamente conhecidos. Esses erros são causados por pequenas diferenças na construção de instrumentos aparentemente idênticos, por variações ambientais, por desvios ao longo do tempo ou, ainda, pelos métodos de medição (MELO, 2007). E sempre há o erro devido a definição incompleta do mensurando (grandeza específica submetida à medição) (BIPM *et al.*, 2008b). Contudo avaliações podem são feitas para assegurar que valores-limite não sejam ultrapassados, ou seja, há métodos para avaliar a incerteza associada a uma medição ou estimativa.

O termo incerteza está intimamente relacionado à dúvida. A incerteza de medição nada mais é do que uma dúvida existente em relação ao mensurando. Segundo o Vocabulário Internacional de Metrologia (VIM) BIPM *et al.* (2008a) a incerteza de medição é “*um parâmetro não-negativo que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser razoavelmente atribuídos a um mensurando, com base nas informações utilizadas*”.

É possível estimar se há incerteza associada ao resultado da medição. Decisões sem conhecimento acerca da incerteza da medição podem ser fáceis de tomar, porém, tais decisões podem ser incorretas e com conseqüências, por exemplo, econô-

micas quando se rejeita um produto em vez de aceitá-lo, ou ambientais ao avaliar que determinada ação foi eficaz, quando foi inócua, pois o resultado está dentro da faixa de incerteza da referência utilizada para avaliar o efeito da ação. Assim, como citado por PEROTTO *et al.* (2008), o conhecimento da incerteza é muito importante porque ela implica num acréscimo na confiança da validade dos resultados da medição.

É importante ressaltar que, de acordo com o VIM [página 18, Nota 4] BIPM *et al.* (2008a), estimar e medir tem o mesmo significado, ou seja, os termos resultado de medição e estimativa do valor do mensurando ou apenas estimativa do mensurando são utilizados para valor medido.

A incerteza pode ser entendida como uma indicação quantitativa da qualidade dos resultados da medição (HOWARTH e REDGRAVE, 2008). Nesse sentido, é possível dizer que quanto menor a incerteza, melhor a qualidade da medição. Portanto, pode-se dizer que o resultado da medição é a melhor estimativa do valor do mensurando, e que associado ao resultado da medição sempre há uma incerteza devido a variabilidade dos processos e devido às imperfeições dos sistemas de medição.

A incerteza do resultado de uma medição reflete a falta do conhecimento completo do valor do mensurando. O resultado de uma medição depois da correção dos efeitos sistemáticos conhecidos é, ainda, somente uma estimativa do valor do mensurando por causa da incerteza resultante dos efeitos aleatórios e da correção imperfeita do resultado dos efeitos sistemáticos, que nunca podem ser totalmente conhecidos (BIPM *et al.*, 2008b). Segundo o VIM, a incerteza de medição compreende, em geral, muitos componentes. Alguns destes componentes podem ser estimados com base na distribuição estatística dos resultados das séries de medições e podem ser caracterizados por desvios padrão experimentais. Os outros componentes, associados à qualidade do sistema de medição, também podem ser caracterizados por desvios padrão, são avaliados por meio de distribuição de probabilidades assumidas, baseadas na experiência ou em outras informações.

Nas seções 2.3.1 e 2.3.2 serão apresentados aspectos teóricos do método para expressar e avaliar a incerteza de medição apresentado no Guia para a Expressão da Incerteza de Medição (GUM) e o método suplementar, baseado na propagação de funções de densidade de probabilidade através do método de Monte Carlo (GUM-S1).

2.3.1 Método do GUM (Lei de Propagação da Incerteza - LPU)

Diversos métodos têm sido utilizados para determinar a incerteza de medição. Um método amplamente aceito pelos organismos de acreditação é o “*Guia para a*

Expressão da Incerteza de Medição” (GUM) (BIPM *et al.*, 2008b). O GUM estabelece regras gerais que podem ser adotadas pelos metrologistas envolvidos em qualidade de medição, desde o chão de fábrica até a pesquisa fundamental, para estimar a incerteza da medição do mensurando através de medidas diretas. Além disso, o GUM estabelece um procedimento, também amplamente aceito, para propagar as incertezas das grandezas de entradas (variáveis medidas diretamente ou medidas indiretas, por exemplo, no caso da medição de uma vazão) para as grandezas de saída (variáveis medidas indiretamente ou medidas indiretas, por exemplo, no caso de indicadores relativos).

Nessa pesquisa, os indicadores são medidas indiretas, pois os indicadores são relativos onde duas ou mais grandezas de entrada são medidas diretamente e utilizadas para o cálculo do indicador (grandezas de saída); portanto a incerteza das grandezas de entradas devem ser propagadas para a grandeza de saída, ou seja, a incerteza do indicador relativo sempre se dá na forma da composição das incertezas das grandezas de entrada.

Um mensurando (grandezas de saída) também pode ser obtido a partir da combinação de medidas indiretas, que por sua vez, foram estimados a partir de medidas diretas.

Segundo o GUM, o objetivo e a finalidade da medição do ponto de vista operacional é atribuir um valor ao mensurando Y , isto é, o valor da grandeza específica a ser medida. O resultado de medição sempre é somente uma aproximação ou estimativa do valor do mensurando e, assim, só está completa se acompanhada pela declaração da incerteza dessa estimativa. Assim, o GUM recomenda que para avaliação da incerteza, assumindo que Y é a grandeza medida, é necessário estabelecer um modelo matemático que relacione as grandezas de entrada com o valor do mensurando.

$$Y = f(X_1, X_2, \dots, X_N) \quad (2.1)$$

onde Y representa a grandeza de saída, e X_1, X_2, \dots, X_N são as grandezas de entrada das quais a grandeza Y depende. As grandezas de entrada X_i podem ser classificadas também como mensurandos visto que estas dependem de outras grandezas tais como: possíveis correções e fatores de correção para os efeitos sistemáticos e resolução dos instrumentos, ou seja, uma relação funcional f que nunca poderá ser escrito completamente. Para ilustração apenas da relação física, na maioria dos casos uma representação gráfica como mostrado esquematicamente na Figura 2.2 é usado.

Segundo JORNADA (2009), os componentes das incertezas associadas às grandezas de entrada do modelo matemático são chamados pelo GUM de, avaliação do Tipo A da incerteza de medição, e avaliação do Tipo B da incerteza de medição.

Avaliação do Tipo A da incerteza de medição é obtida com base na variabilidade

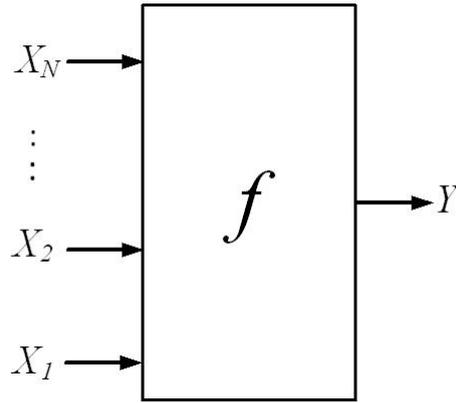


Figura 2.2: Representação esquemática da relação entre o mensurando (grandeza de saída) Y e as grandezas de entrada X_1, X_2, \dots, X_N .

dos valores amostrais, onde as possíveis fontes da variabilidade são, provenientes das ações humanas, ambientais e do próprio processo sobre o sistema de medição.

Além da variabilidade do processo, caracterizada pela avaliação do Tipo A da incerteza de medição, o sistema de medição também acrescenta variabilidade ao valor medido (avaliação do Tipo B da incerteza de medição). É desejável que o efeito dos sistemas de medição sobre o mensurando seja o menor possível, ou seja, desprezível, contudo há que se avaliar esse componente da incerteza antes de afirmar que o mesmo é negligenciável. A avaliação do Tipo B da incerteza de medição emprega outros meios que não a análise estatística de uma série de medições repetidas no momento do ensaio. Segundo o GUM BIPM *et al.* (2008b), para avaliação do Tipo B, outras informações devem ser utilizadas, tais como, dados de medições prévias, experiência ou conhecimento geral do comportamento e propriedades de materiais e instrumentos relevantes, especificações do fabricante, informações fornecidos em certificados de calibração, incertezas atribuídas a dados de referência extraídos de manuais, etc.

A forma mais direta, e não necessariamente a mais barata, para avaliação do Tipo B, é através do certificado de calibração do sistema de medição. Preferencialmente, esse certificado deve ser emitido realizando experimentos nas instalações finais dos instrumentos, portanto se fosse utilizada um medidor de vazão de uma corrente industrial, a calibração desse instrumento deveria ser realizada no chão-de-fábrica durante a operação do processo fabril.

Segundo o GUM, a avaliação do Tipo B da incerteza de medição pode ser tão confiável quanto uma avaliação do Tipo A da incerteza de medição, especialmente numa situação de medição onde esta última seja baseada em um número comparativamente pequeno de observações.

Os efeitos da ação combinada das várias fontes de incerteza devem ser quantificados pela incerteza combinada. O método GUM consiste em propagar as estimativas,

as incertezas Tipo A e Tipo B e os coeficientes de correlação das grandezas de entrada a partir de uma aproximação linear do modelo que associa as variáveis de entrada com a de saída, pela série de Taylor, em torno de sua média conhecido como lei de propagação de incertezas, Figura 2.3.

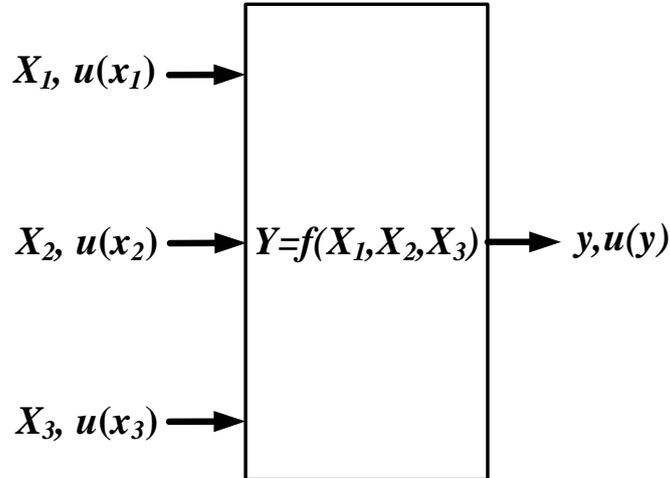


Figura 2.3: Ilustração de propagação de incerteza para 3 grandezas de entrada.

Segundo o GUM [BIPM *et al.* (2008b), cláusula 5.1.2], quando a não linearidade do modelo matemático é significativa, termos de altas ordens para a expansão da série de Taylor deve ser incluído na incerteza padrão combinada. Esse procedimento exige não só que as PDFs das variáveis de entrada X_1, \dots, X_N sejam independentes, mas também que cada um tenha uma distribuição simétrica. Contudo outros pesquisadores apresentam expressões generalizadas, que utilizam a expansão em série de Taylor até as derivadas de segunda e terceira ordem, para a estimativa da incerteza padrão de medição (MEKID e VAJA, 2008) para qualquer tipo de PDF com variáveis dependentes (MARTINS e KALID, 2010).

Segundo o GUM [BIPM *et al.* (2008b), cláusula 6.1.1], a incerteza padrão combinada pode ser universalmente usada para expressar a incerteza de um resultado de medição. Porém, em algumas aplicações comerciais, industriais e regulamentadoras, e quando a saúde e a segurança estão em questão, é muitas vezes necessário dar uma medida de incerteza que defina um intervalo em torno do resultado da medição com o qual se espera abranger uma fração adequada da distribuição de valores que poderiam ser razoavelmente atribuídos ao mensurando. Tem-se, portanto, a incerteza expandida, e é representada por $U(y)$ [(BIPM *et al.*, 2008b), cláusula 6.1.2].

Segundo o GUM, a incerteza expandida U é obtida, multiplicando-se a incerteza padrão combinada $u_c(y)$ por um fator de abrangência k .

O valor do fator de abrangência k é escolhido com base na probabilidade de abrangência requerida para o intervalo $y - U$ a $y + U$. Em geral, k estará entre 1,6 e 6. O resultado de uma medição é, então, convenientemente expresso como $Y =$

$y \pm U$, que é interpretado de forma a significar que a melhor estimativa do valor atribuível ao mensurando Y é y , e que $y - U$ a $y + U$ é um intervalo com o qual se espera abranger uma fração da distribuição de valores que podem ser razoavelmente atribuídos a Y . Para avaliar o fator de abrangência (k) é necessário estabelecer o número de graus de liberdade do mensurando e arbitrar uma probabilidade de abrangência.

Os graus de liberdade associado a avaliação do Tipo A da incerteza de medição (ν_A) é $n - 1$. Para a avaliação do Tipo B da incerteza de medição, o GUM sugere que os graus de liberdade sejam usados para representar uma dúvida subjetiva sobre uma avaliação da incerteza não estatística. Muitos experimentalistas erroneamente ignoram a contribuição da avaliação do Tipo B da incerteza de medição. Se o modelo matemático do mensurando é linear e as grandezas de entrada e de saída tem PDF gaussianas e essas grandezas e suas incertezas forem não correlacionadas, pode-se utilizar a fórmula de Welch-Satterthwaite (W-S) para determinar graus de liberdade efetivos (ν_{eff}), associada com a incerteza padrão combinada.

Para o cálculo dos graus de liberdade efetivos o, GUM recomenda o uso da fórmula de Welch-Satterthwaite (W-S). A fórmula W-S fornece uma solução aproximada para a determinação do intervalo de abrangência para o mensurando (HALL e WILLINK, 2001). Ao utilizar a fórmula W-S na determinação do ν_{eff} , o fator de abrangência k pode ser estimado por uma distribuição t -Student, i.e.. O fator de abrangência não somente depende do ν_{eff} , mas também da probabilidade da abrangência p desejado na análise da incerteza expandida. Assim, o fator de abrangência é então chamado $k(\nu_{eff}, p)$ e a incerteza expandida é expressa por $U = ku_c$. O valor de k é similar aos valores tabelados da distribuição t -Student com os graus de liberdade efetivos para uma dada probabilidade de abrangência. Quando as premissas do teste não são plenamente atendidas, alternativas de tratamento apropriadas devem ser adotadas MARTINS *et al.* (2010). Uma discussão sobre o uso e extensão da equação de W-S é apresentada em BALLICO (2000) e LIU (2005).

Neste trabalho, apesar das limitações impostas, a fórmula de W-S será utilizada, mas com a avaliação dos graus de liberdade da avaliação do Tipo B da incerteza de medição diferente de infinito. Essa abordagem é pouco usual, pois a maioria dos metrologistas e experimentalistas atribuem infinitos graus de liberdade à avaliação do Tipo B da incerteza de medição, o que, pela teoria da informação, seria o equivalente à confiança total na fonte da informação. Claramente isso é impossível, então é mais razoável atribuir graus de liberdade a avaliação do Tipo B da incerteza de medição conforme for à confiança que existe na fonte dessa informação, vide BENTLEY (2005). O GUM, na seção G4.2 também discute essa questão e apresenta uma formulação que apresenta resultados próximos ao apresentado na Tabela 2.2. Os valores de ν_B a depender da confiança depositada na fonte de informação encontram-

se na Tabela 2.2.

Tabela 2.2: Graus de liberdade (ν_B) para avaliação do Tipo B.

Qualidade da PDF Tipo B	ν_B
Grosseira	3
Razoável	10
Boa	30
Excelente	100

Fonte: BENTLEY (2005)

Conforme dito, além dos graus de liberdade, para avaliar o fator de abrangência, deve-se estabelecer a probabilidade de abrangência (p) adequado para o uso que será dado ao mensurando. Inadvertidamente a maioria dos usuários da incerteza utiliza uma p de 95%, mas esse parâmetro pode ser muito diferente (MARTINS *et al.*, 2010). Recomenda-se que para dados extraídos em plantas industriais o p seja de 90%, uma vez que tais medições têm variabilidades elevadas, caso contrário o intervalo de abrangência fica exagerado. Para dados de laboratórios pode-se utilizar 95% ou até 99%, neste último caso se as medidas são obtidas com uma repetitividade muito elevada (precisão muito alta) a partir de instrumentos com grande exatidão e com condições ambientais (temperatura ambiente, umidade, vibração, pressão, corrente e tensão elétrica, etc.) bem controladas e estáveis.

A Figura 2.4 mostra a sequência de ações necessárias para avaliação da incerteza de medição associada ao indicador de desempenho ambiental medido mensalmente usando o método GUM.

2.3.1.1 Premissas para aplicação do GUM

COX *et al.* (2006) e KACKER *et al.* (2007), descrevem que para aplicação do método proposto no GUM, as seguintes situações devem ser atendidas:

- Suficiente linearidade do modelo matemático;
- Aplicabilidade do Teorema do Limite Central, implicando na representação de Y através de uma distribuição normal ou tipo t -student com ν_{eff} graus de liberdade;
- Adequação da fórmula de Welch-Satterthwaite.

De acordo com o GUM BIPM *et al.* (2008b) a linearidade se refere às grandezas de entrada do modelo matemático. Quando f não é suficientemente linear, a linearização geralmente pode ser obtida através de termos de ordens superiores da série de Taylor. O processo de cálculo, neste caso, pode-se tornar mais complexo.

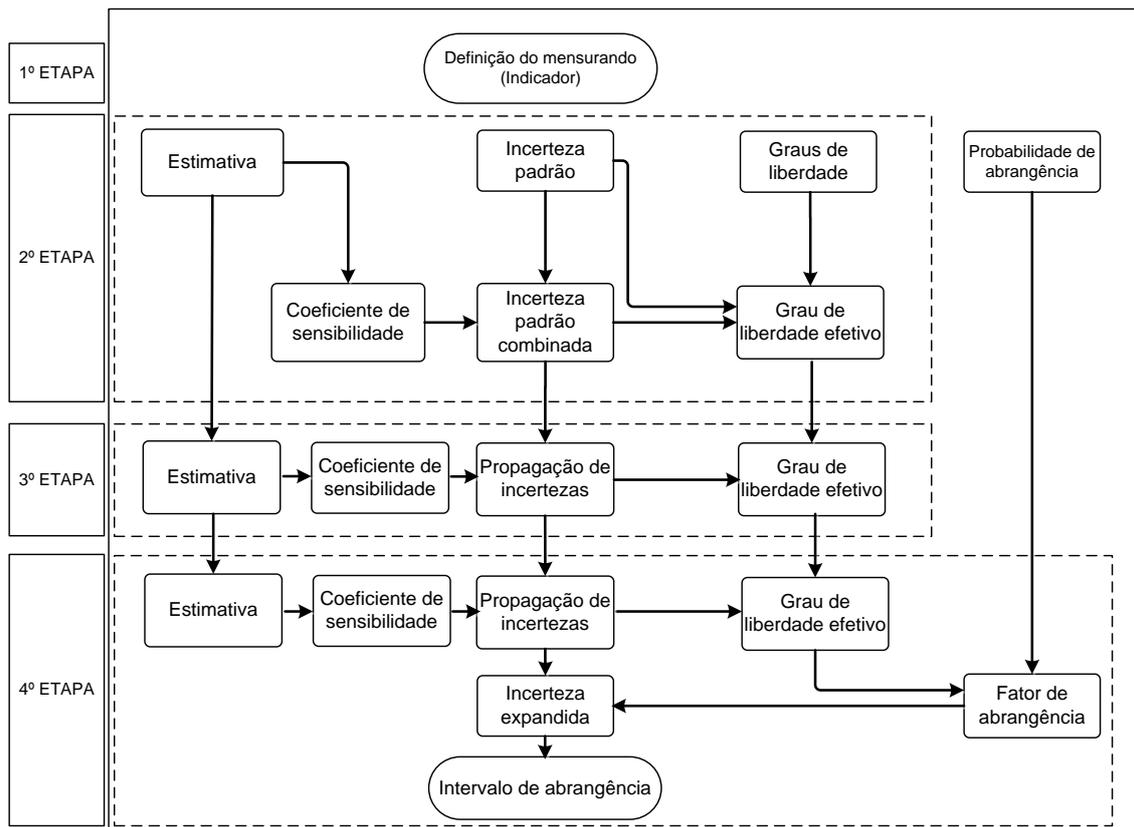


Figura 2.4: Representação esquemática da metodologia a avaliação da incerteza medição associada a IDA pelo método GUM

Fonte: adaptado de (COX *et al.*, 2006).

JORNADA (2009) faz uma análise crítica crítica destacando as vantagens e desvantagens do GUM.

Como vantagens do método tem-se:

- O GUM estabelece um método padronizado e detalhado, aceito internacionalmente, para a expressão da incerteza de medição;
- O método é universal, matematicamente consistente e de fácil aplicação, esclarecendo e diferenciando conceitos na área, tais como “erro” e “incerteza”;
- O GUM não requer conhecimento completo da distribuição de probabilidade das grandezas de entrada, apenas a esperança e o desvio padrão, assim como eventuais correlações existentes;
- O método é transferível, isto é, o resultado de uma avaliação de incerteza pode ser utilizado como um componente de incerteza de uma outra medição na qual o primeiro resultado é utilizado;

- Não requer a distinção entre componentes de incerteza de origem aleatórias das de origem sistemáticas; a única distinção que é feita é com relação ao método de obtenção das componentes de incerteza, classificando em métodos da avaliação do Tipo A da incerteza de medição e da avaliação do Tipo B da incerteza de medição. Tal classificação é apenas conceitual e o tratamento matemático de ambas as componentes é o mesmo;
- Não requer softwares específicos para sua aplicação; com a simples utilização de calculadoras é possível realizar todos os cálculos necessários; naturalmente, por uma questão de otimização, tais cálculos são frequentemente automatizados pelo uso de planilhas.

Como desvantagens do método, tem-se:

- Quando o modelo matemático é não linear, a incerteza combinada pode não ser adequada;
- O método possui premissas para sua aplicação e não fornece indicações detalhadas de como avaliar se tais premissas são, ou não, atendidas em cada caso;
- O GUM não padroniza o uso de uma planilha de incerteza, fazendo com que atualmente não exista uma formatação única como modelo utilizada internacionalmente;
- O documento traz poucos exemplos e a maior parte deles se refere a medições físicas, não cobrindo, portanto, exemplos aplicados em várias outras áreas, sobretudo em ensaios;
- Induz a utilização de uma distribuição normal ou da distribuição *t*-Student para o cálculo do fator de abrangência e quantificação da incerteza expandida, o que na prática, nem sempre é o mais adequado;
- Não indica as restrições para a aplicação da fórmula de Welch-Satterthwaite, sobretudo quando as grandezas de entrada são não-correlacionadas.

Diante das limitações do método GUM, sabe-se que a sua aplicabilidade não é tão ampla como desejada. Tais limitações justificam a procura de outros métodos para avaliação da incerteza de medição.

2.3.2 Método GUM-S1 (Lei de Propagação de Função de Densidade de Probabilidade - LPP)

O Comitê Conjunto para Guias em Metrologia, JCGM (Joint Committee for Guides in Metrology) criado em 1997 e formado por representantes das seguintes organizações: BIPM, IEC, ISO, OIML, IFCC, IUPAC e IUPAP; publicou em 2007 a versão final do Suplemento 1 do Guia para Expressão da Incerteza de Medição: Propagação de Distribuições usando o método de Monte Carlo (BIPM *et al.*, 2008c). Tal documento visa a avaliação das propriedades estatísticas de modelos com uma grandeza de saída usando o método de Monte Carlo (GROSSI, 2008).

O suplemento 1 do GUM BIPM *et al.* (2008c) e uma série de artigos encontrados na literatura, a saber: COX e HARRIS (2005); COX e SIEBERT (2006); HERRADOR e GONZALEZ (2004); HERRADOR *et al.* (2005); KACKER e LAWRENCE (2007); MARTINS *et al.* (2010); WÜBBELER *et al.* (2008), fornecem melhores resultados do que aqueles provenientes do GUM, quando as seguintes situações são apresentadas:

- Se a relação funcional entre a grandeza de saída e as grandezas de entrada é fortemente não linear;
- As PDFs das grandezas de entrada são assimétricas e não gaussianas;
- A PDF do mensurando é simétrica ou assimétrica e não gaussiana.

Segundo MARTINS *et al.* (2010), a avaliação da incerteza de medição proposto pelo método GUM-S1 é baseada na lei de propagação de PDFs; essa lei considera uma base probabilística generalizada para a avaliação da incerteza de medição por meio do uso direto de PDFs atribuídas às grandezas de entrada do modelo matemático do mensurando ao invés do uso de suas estimativas e suas respectivas incertezas padrão.

O Suplemento 1 do GUM fornece também um procedimento para determinação de um intervalo de abrangência (*I.A.*).

2.3.2.1 Cálculos numéricos pela simulação Monte Carlo

O método numérico recomendado pelo GUM-S1 para propagação de PDFs é o método Monte Carlo (MMC). O MMC fornece uma abordagem geral para aproximar a função de distribuição para o valor da grandeza de saída. Segundo GROSSI (2008), o MMC consiste em simular um experimento com a finalidade de determinar propriedades estocásticas de uma população, a partir de uma nova amostragem aleatória dos componentes dessa população. O MMC, também chamado de amostragem estocástica, possui aplicações práticas bastante amplas, sendo também utilizado para

validação de resultados fornecidos pela metodologia de análise de incertezas proposta pelo método GUM, podendo incluir ainda os casos onde tal metodologia não pode ser aplicada (COX e HARRIS, 2005).

No método Monte Carlo, o formato da PDF da grandeza de saída será obtido a partir da avaliação do modelo matemático por meio da combinação de amostras aleatórias (M) das grandezas de entrada, respeitando as respectivas distribuições. Avaliação da PDF da grandeza de saída requer o cálculo de integrais multidimensionais, que normalmente é realizado numericamente. A ideia básica deste método, é aplicar o valor aleatório da PDF conjunta² e propagar esse valor através do modelo matemático para produzir o valor aleatório da distribuição da variável de saída. Repetindo este procedimento muitas vezes, uma PDF empírica da grandeza de saída é obtida, e será usada para determinar a estimativa, a incerteza padrão, os intervalos de abrangência do mensurando, e outras informações estatísticas adicionais como: mediana, moda, momentos centrais de ordem mais elevadas (assimetria e curtose), e demais estimadores estatísticos.

O número de amostras aleatórias M do MMC produz um erro aleatório que depende do número de simulações a serem realizadas. O número de amostras de Monte Carlo M deve ser suficientemente grande para assegurar que esse erro seja suficientemente pequeno. Para DONATELLI e KONRATH (2005) o aumento no valor de M produzirá uma diminuição no erro aleatório, resultando em estimativas mais confiáveis do valor do mensurando e da incerteza de medição associada. Os exemplos do Suplemento 1 do GUM, foram resolvidos com número de amostras Monte Carlo (M) igual a 10^5 ou 10^6 . No entanto, a ampliação do número de amostra M traz consigo um aumento nos requisitos sobre o hardware usado na simulação e, conseqüentemente, um acréscimo no tempo necessário para se dispor do resultado.

Para COX e SIEBERT (2006) e DONATELLI e KONRATH (2005), a qualidade dos resultados obtidos a partir da aplicação do método GUM-S1 irá depender dos seguintes fatores:

- Representatividade do modelo matemático;
- Qualidade da caracterização das variáveis de entrada;
- Características do gerador de números pseudo-aleatórios³ utilizado;
- Número de simulações das amostras aleatórias realizadas (M);
- Procedimento na definição do intervalo de abrangência.

²Quando as grandezas de entradas são mutuamente dependentes estatisticamente, essas possuem uma PDF conjunta, caso sejam independentes cada grandeza possui sua PDF específica.

³O termo pseudo-aleatório se refere ao fato de ser computacionalmente inviável a geração de dados puramente aleatórios. Em outras palavras, valores pseudo-aleatórios se aproximam de valores aleatórios, porém são periódicos (portanto determinísticos), mas com período relativamente longo

Para comparação dos resultados de incerteza do mensurando avaliados pelo método GUM e GUM-S1, o Suplemento 1 do GUM recomenda um procedimento baseado no número de algarismos significativos que será utilizado na expressão da incerteza de medição. O objetivo é validar o método GUM adequado dentro de uma tolerância numérica estipulada, tomando como referência o método GUM-S1.

Na Figura 2.5, pode-se observar a sequência de ações associada a cada etapa da metodologia utilizada para avaliação da incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental baseada no método GUM-S1.

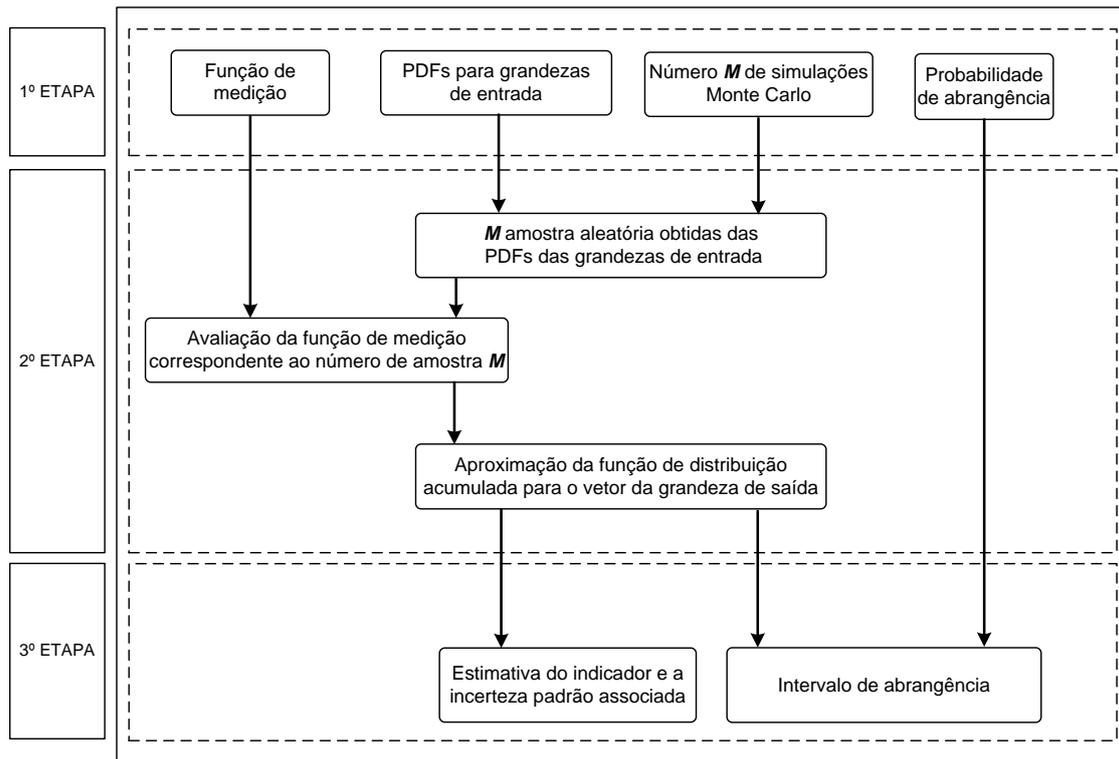


Figura 2.5: Representação esquemática da metodologia a avaliação da incerteza de medição associada ao indicador pelo método GUM-S1

Fonte: adaptado de (COX *et al.*, 2006).

Segundo MARTINS *et al.* (2010), as principais vantagens do método GUM-S1 são:

- A partir da PDF gerada para o mensurando é possível obter parâmetros estatísticos tais como, média, desvio padrão, assimetria, curtose, variância, etc e o intervalo de abrangência;
- O método GUM-S1 pode ser aplicado irrestritamente a qualquer que seja a natureza ou estrutura do modelo podendo apresentar comportamentos desde linear a não linear, diferente do método GUM que considera uma aproximação linear de função de medição pela série de Taylor;

- Não existem suposições referentes à distribuição do mensurando. A PDF do mensurando pode ser simétrica e não gaussiana ou assimétrica (no método GUM quando é necessário avaliar a incerteza expandida supõe-se que a distribuição do mensurando deve se aproximar de uma gaussiana, uma vez que esta hipótese é necessária para estimar o intervalo de abrangência baseado na distribuição t -Student);
- O método GUM-S1 não requer o cálculo do número de graus liberdade efetivos, que exige a hipótese de que o mensurando tem uma distribuição de frequência de t -Student e que todas as grandezas de entrada e suas incertezas são independentes;
- Não é necessário calcular derivadas parciais para a avaliação da incerteza padrão, embora, quando necessário, esse método apresente um procedimento numérico para determinar os coeficientes de sensibilidade.

As principais desvantagens do método GUM-S1 são:

- É necessária a seleção da PDF apropriada para as grandezas de entrada;
- Não diferencia da avaliação Tipo A e Tipo B da incerteza de medição;
- O tempo de processamento pode ser longo para modelos matemáticos implícitos com muitas grandezas de entrada ou modelos fortemente não lineares.

Capítulo 3

Procedimentos metodológicos

Este capítulo tem por objetivo descrever os procedimentos metodológicos para avaliação da incerteza associada a indicadores de desempenho ambiental baseados nos métodos GUM e GUM-S1.

3.1 Método GUM (LPU)

A aplicação do método GUM (LPU) foi dividida em cinco etapas. Na primeira etapa o modelo matemático do indicador e o respectivo modelo de medição são definidos. Na segunda etapa são avaliadas as incertezas diárias das grandezas de entrada do indicador. Na terceira etapa, é aplicada a propagação das incertezas diárias para gerar a incerteza padrão combinada mensal para cada grandeza de entrada do numerador e do denominador. Na quarta etapa é aplicada a propagação das incertezas mensais dos componentes do numerador e denominador para gerar a incerteza padrão combinada da grandeza de saída, ou seja, do indicador; nessa etapa também é avaliada a incerteza expandida do indicador. A quinta etapa consiste em realizar o balanço de incertezas para identificar quais as fontes mais significativas de incerteza do indicador e os principais pontos de atuação para sua redução.

3.1.1 GUM primeira etapa: Definição do modelo matemático e do modelo de medição.

O indicador I é definido como o somatório de N componentes do numerador CN_i dividido pelo somatório M componentes do denominador CD_k .

$$I = \frac{\sum_{i=1}^N CN_i}{\sum_{k=1}^M CD_k} \quad (3.1)$$

CN_i e CD_k são definidos como os somatórios das 30 medições diárias ($CN_{i,j}$ e

$CD_{k,j}$) de cada componente.

$$CN_i = \sum_{j=1}^{30} CN_{i,j} \quad (3.2)$$

$$CD_k = \sum_{j=1}^{30} CD_{k,j} \quad (3.3)$$

Nas Equações (3.4 e 3.5) são apresentados os modelos de medição ¹ das grandezas de entrada do indicador I medidas diretamente, considerando a avaliação Tipo B da incerteza de medição ($B_{CN_{i,j}}$ e $B_{CD_{k,j}}$).

$$CN_{i,j} = \overline{CN}_{i,j} + \sum_{z=1}^{n_{CN_{B_i}}} (B_{CN_{i,j,z}}) \quad (3.4)$$

$$CD_{k,j} = \overline{CD}_{k,j} + \sum_{z=1}^{n_{CD_{B_k}}} (B_{CD_{k,j,z}}) \quad (3.5)$$

onde, $\overline{CN}_{i,j}$ e $\overline{CD}_{k,j}$ representam as indicações do instrumento de medição, ou seja, a série de observações ($CN_{i,j,d}$ e $CD_{k,j,d}$) independentes das grandezas de entrada ($CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$).

3.1.2 GUM segunda etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos das grandezas de entrada do indicador medida diretamente.

Segundo o GUM [BIPM *et al.* (2008b), cláusula 4.2.1] na maioria das vezes a melhor estimativa disponível ou valor esperado é a média aritmética das n observações, da pelas Equações (3.6 e 3.7).

$$y(CN_{i,j}) = \overline{CN}_{i,j} = \sum_{d=1}^n \frac{CN_{i,j,d}}{n} \quad (3.6)$$

$$y(CD_{k,j}) = \overline{CD}_{k,j} = \sum_{d=1}^n \frac{CD_{k,j,d}}{n} \quad (3.7)$$

Sendo:

- $y(CN_{i,j})$ e $y(CD_{k,j})$: Melhor estimativa de $CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$;

¹modelo de medição é o modelo matemático que expressa a dependência de uma grandeza de entrada medida diretamente de duas fontes: a variabilidade intrínseca do mensurando (avaliada pela incerteza padrão do Tipo A), e a variabilidade proveniente das imperfeições do sistema de medição (avaliada pela incerteza padrão do Tipo B)

- $\overline{CN}_{i,j}$ e $\overline{CD}_{k,j}$: Média aritmética de n medições diárias de $CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$.

O GUM recomenda o uso do desvio padrão experimental da média para avaliação do Tipo A da incerteza de medição para cada grandeza de entrada do indicador ($CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$) determinada por n observações repetidas e independentes. Tal desvio, pode ser representado pelas Equações 3.8 e 3.9.

$$u_A(\overline{CN}_{i,j}) = s(\overline{CN}_{i,j}) = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{d=1}^n (CN_{i,j,d} - \overline{CN}_{i,j})^2}{n-1}}}{\sqrt{n}} \quad (3.8)$$

$$u_A(\overline{CD}_{k,j}) = s(\overline{CD}_{k,j}) = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{d=1}^n (CD_{k,j,d} - \overline{CD}_{k,j})^2}{n-1}}}{\sqrt{n}} \quad (3.9)$$

Sendo:

- $s(\overline{CN}_{i,j})$ e $s(\overline{CD}_{k,j})$: Desvio padrão experimental da média de $CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$;
- $u_A(\overline{CN}_{i,j})$ e $u_A(\overline{CD}_{k,j})$: Avaliação Tipo A das incertezas de medição associada as estimativas das grandezas de entrada $CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$.

Segundo MARTINS *et al.* (2010), a avaliação do Tipo A da incerteza de medição representada pelas Equações 3.8 e 3.9 são válidas somente quando o número de observações independentes forem igual ou maior que vinte três amostras ($n \geq 23$). No entanto, quando o número de medições das grandezas de entrada do indicador pertencente ao intervalo ($4 \leq n \leq 22$), recomenda-se o uso da estatística Bayesiana para avaliação Tipo A da incerteza de medição, Equações 3.10 e 3.11 (KACKER e JONES, 2003).

$$u'_A(\overline{CN}_{i,j}) = u_{Bayes}(\overline{CN}_{i,j}) = \left(\frac{\sqrt{n-1}}{\sqrt{n-3}} \right) \cdot s(\overline{CN}_{i,j}) \quad (3.10)$$

$$u'_A(\overline{CD}_{k,j}) = u_{Bayes}(\overline{CD}_{k,j}) = \left(\frac{\sqrt{n-1}}{\sqrt{n-3}} \right) \cdot s(\overline{CD}_{k,j}) \quad (3.11)$$

Portanto quando o número de repetições for igual ou menor que 3 a avaliação da incerteza através das Equações 3.8 ou 3.9 não poderiam ser realizadas, a menos que se presuma que o Teorema do Limite Central seja válido.

A avaliação Tipo B da incerteza de medição (u_B), são todas aquelas que não puderam ser avaliadas através de observações repetidas da medição, podendo ser avaliadas através de dados de medições prévias, a experiência ou o conhecimento geral do comportamento e propriedades de materiais e instrumentos relevantes, especificações do fabricante, informações fornecidos em certificados de calibração, incertezas atribuídas a dados de referência extraídos de manuais, etc. Para avaliar

este tipo de incerteza o GUM toma como exemplos três tipos de funções densidade de probabilidade: normal, retangular e triangular simétrica.

Para avaliar a incerteza padrão combinada das grandezas de entrada do indicador ($CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$), usa-se as seguintes equações:

$$u_c^2(CN_{i,j}) = u_A(\overline{CN}_{i,j})^2 + \sum_{z=1}^{n_{B_{i,j}}} (c(CN_{i,j})_z \cdot u_B(CN_{i,j})_z)^2 \quad (3.12)$$

$$u_c^2(CD_{k,j}) = u_A(\overline{CD}_{k,j})^2 + \sum_{z=1}^{n_{B_{k,j}}} (c(CD_{k,j})_z \cdot u_B(CD_{k,j})_z)^2 \quad (3.13)$$

Os graus de liberdades do $CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$ é dado por:

$$\nu_{eff}(CN_{i,j}) = \frac{u_c^4(CN_{i,j})}{\frac{(u_A(\overline{CN}_{i,j}))^4}{n_{i,j}-1} + \sum_{z=1}^{n_{B_{i,j}}} \frac{(c(CN_{i,j})_z \cdot u_B(CN_{i,j})_z)^4}{\nu_B(CN_{i,j})_z}} \quad (3.14)$$

$$\nu_{eff}(CD_{k,j}) = \frac{u_c^4(CD_{k,j})}{\frac{(u_A(\overline{CD}_{k,j}))^4}{n_{k,j}-1} + \sum_{z=1}^{n_{B_{k,j}}} \frac{(c(CD_{k,j})_z \cdot u_B(CD_{k,j})_z)^4}{\nu_B(CD_{k,j})_z}} \quad (3.15)$$

Sendo:

- $u_B(CN_{i,j})$ e $u_B(CD_{k,j})$: Avaliação Tipo B da incerteza de medição dos componentes do numerador e denominador;
- $c(CN_{i,j})$ e $c(CD_{k,j})$: Fator de sensibilidade da avaliação Tipo B da incerteza de medição dos componentes do numerador e denominador;
- $\nu_B(CN_{i,j})$ e $\nu_B(CD_{k,j})$: Graus de liberdade obtido a partir de uma avaliação do Tipo B;
- $\nu_{eff}(CN_{i,j})$ e $\nu_{eff}(CD_{k,j})$: Graus de liberdade efetivos dos componentes do numerador e denominador.

A avaliação das incertezas do Tipo B é realizada através de estimativas provenientes de várias fontes, cada qual com uma PDF apropriada. A Tabela 3.1 resume as distribuições de probabilidade aplicáveis de acordo com o tipo de informação disponível, assim como o seu divisor apropriado para converter a faixa de variação, resolução ou erro máximo em incertezas padrão.

Na presente pesquisa não foi possível avaliar a incerteza do Tipo B a partir do estudo do sistema de medição. Optou-se por realizar um estudo de sensibilidade a partir de um percentual do valor medido das grandezas de entrada ($CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$), ou seja, a avaliação da incerteza do Tipo B assumiu valores percentuais dos valores medidos.

Tabela 3.1: Tipos de avaliação de incerteza Tipo B

PDF	Tipo de componente de incerteza	Divisor
Normal	Certificado de calibração	k
Retangular	Escala do instrumento	$2\sqrt{3}$
Retangular	Catálogo do instrumento	$\sqrt{3}$
Triangular	Catálogo do instrumento	$\sqrt{6}$

Fonte: adaptado de JORNADA (2009)

3.1.3 GUM terceira etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos mensal.

Como mostrado no item anterior, avalia-se as incertezas de padrão combinada das grandezas de entrada ($CN_{i,j}$ e $CD_{k,j}$), que por sua vez, são usadas para avaliar as incertezas mensais dos CN_i e CN_k . Essa avaliação é fundamentada na lei de propagação de incerteza representada pelas Equações (3.16 e 3.17).

$$u_c^2(CN_i) = \sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial CN_i}{\partial CN_{i,j}} \right]^2 u_c^2(CN_{i,j}) \quad (3.16)$$

$$u_c^2(CD_k) = \sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial CD_k}{\partial CD_{k,j}} \right]^2 u_c^2(CD_{k,j}) \quad (3.17)$$

Os graus de liberdade efetivos de CN_i e CN_k , são, então, obtidos pelas Equações 3.18 e 3.19.

$$\nu_{eff}(CN_i) = \frac{u_c^4(CN_i)}{\sum_{j=1}^{30} \frac{\left[\frac{\partial CN_i}{\partial CN_{i,j}} \right]^4 u_c^4(CN_{i,j})}{\nu_{eff}(CN_{i,j})}} \quad (3.18)$$

$$\nu_{eff}(CD_k) = \frac{u_c^4(CD_k)}{\sum_{j=1}^{30} \frac{\left[\frac{\partial CD_k}{\partial CD_{k,j}} \right]^4 u_c^4(CD_{k,j})}{\nu_{eff}(CD_{k,j})}} \quad (3.19)$$

3.1.4 GUM quarta etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada, cálculo de graus de liberdade efetivos, avaliação da incerteza expandida e o intervalo de abrangência do indicador.

A incerteza padrão combinada ($u_c(I)$) e os graus de liberdade efetivos ($\nu_{eff}(I)$) do indicador (I) são dados pelas Equações (3.20 e 3.21):

$$u_c^2(I) = \sum_{i=1}^N \left[\frac{\partial I}{\partial CN_i} \right]^2 u_c^2(CN_i) + \sum_{k=1}^M \left[\frac{\partial I}{\partial CD_k} \right]^2 u_c^2(CD_k) \quad (3.20)$$

$$\nu_{eff}(I) = \frac{u_c^4(I)}{\sum_{i=1}^N \frac{\left[\frac{\partial I}{\partial CN_i} \right]^4 u_c^4(CN_i)}{\nu_{eff}(CN_i)} + \sum_{k=1}^M \frac{\left[\frac{\partial I}{\partial CD_k} \right]^4 u_c^4(CD_k)}{\nu_{eff}(CD_k)}} \quad (3.21)$$

A incerteza expandida do indicador ($U(I)$) é avaliada multiplicando a incerteza padrão combinada ($u_c(I)$) pelo respectivo fator de abrangência (k), Equação 3.22. O fator de abrangência depende dos graus de liberdade efetivos ($\nu_{eff}(I)$) e da probabilidade de abrangência escolhida.

$$U(I) = k u_c(I) \quad (3.22)$$

onde k é obtido através da inversa da distribuição t -Student com uma probabilidade de abrangência (p) e com os graus de liberdade arredondado para o próximo inteiro inferior.

Segundo o método GUM, o resultado da medição do indicador (I) quando apresentado na forma de incerteza expandida deve ser expresso da seguinte forma [BIPM *et al.* (2008b), cláusula 7.2.4]:

Resultado da medição:

“ $m = (100,02147 \pm 0,00079)g$, onde o número após o símbolo \pm é o valor numérico de $U = k u_c(I)$, (uma incerteza expandida) com U determinado por $u_c = 0,35mg$ (uma incerteza padrão combinada) e $k = 2,26$ (um fator de abrangência) baseado na distribuição- t , para $\nu_{eff} = 9$ graus de liberdade. U define um intervalo estimado para ter uma probabilidade de abrangência de 90%”

3.1.5 GUM quinta etapa: Balanço das incertezas

A quinta etapa consiste em quantificar quais as grandezas de entrada do indicador que mais contribuem para incerteza padrão combinada e identificar os principais

pontos de atuação para sua redução. Tais pontos podem estar associados à variabilidade do processo, caracterizada pela avaliação do Tipo A da incerteza de medição ou relacionada às imperfeições do sistema de medição, caracterizada pela avaliação do Tipo B da incerteza de medição.

Para quantificar quais as grandezas de entrada do indicador mais contribuem para incerteza padrão combinada, é realizada a análise baseada nos coeficientes de contribuição ($h(y(I), CN_i)$ e $h(y(I), CD_k)$), conforme apresentado no trabalho de KESSEL *et al.* (2006), Equações 3.23 e 3.24, para o caso de grandezas de entrada não correlacionadas.

$$h(y(I), CN_i) = \left[\frac{\left(\frac{\partial I}{\partial CN_i} \right) u_c(CN_i)}{u_c(y(I))} \right]^2 \quad (3.23)$$

$$h(y(I), CD_k) = \left[\frac{\left(\frac{\partial I}{\partial CD_k} \right) u_c(CD_k)}{u_c(y(I))} \right]^2 \quad (3.24)$$

Os coeficientes de contribuição representados pelas Equações 3.23 e 3.24, são úteis para avaliar os componentes Tipo A e Tipo B da incerteza padrão combinada, referentes às grandezas de entrada (CN_i e CD_k) mais significativas. O conhecimento desses componentes permitirá uma melhor gestão, identificação das parcelas mais significativas e a melhoria do processo de medição. Para avaliar as contribuições dos componentes Tipo A e Tipo B da incerteza padrão combinada, este trabalho propõe os seguintes coeficientes dados pelas Equações 3.25, 3.26, 3.27 e 3.28,

$$h(CN_{i_A}) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial CN_i}{\partial CN_{i,j}} \right]^2 u_A^2(\overline{CN}_{i,j})}{u_c(CN_i)} \right]^2 \quad (3.25)$$

$$h(CN_{i_B}) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial CN_i}{\partial CN_{i,j}} \right]^2 u_B^2(CN_{i,j})}{u_c(CN_i)} \right]^2 \quad (3.26)$$

$$h(CD_{k_A}) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial CD_k}{\partial CD_{k,j}} \right]^2 u_A^2(\overline{CD}_{k,j})}{u_c(CD_k)} \right]^2 \quad (3.27)$$

$$h(CD_{k_B}) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial CD_k}{\partial CD_{k,j}} \right]^2 u_B^2(CD_{k,j})}{u_c(CD_k)} \right]^2 \quad (3.28)$$

Sendo:

- $h(CN_{i_A})$ e $h(CD_{k_A})$: Coeficientes de contribuição mensal para avaliação Tipo

A da incerteza de medição do numerador e denominador;

- $h(CN_{i_B})$ e $h(CD_{k_B})$: Coeficientes de contribuição mensal para avaliação Tipo B da incerteza de medição do numerador e denominador.

3.2 Método GUM-S1 (LPP)

A aplicação do método GUM-S1 (LPP) foi dividida em quatro etapas. A primeira etapa é relacionada à entrada de dados, e consiste em definir o modelo matemático do indicador, atribuir as PDFs das grandezas de entrada, determinar a escolha adequada do número de amostra Monte Carlo (M) e escolher a probabilidade de abrangência. A segunda etapa é a de processamento em que as PDFs das grandezas de entrada são propagadas através do modelo matemático, fornecendo como resultado uma PDF empírica para o indicador. A terceira etapa é a de obtenção de resultados, onde são estimados o valor do indicador, a incerteza padrão associada, e o intervalo de abrangência. A quarta e última etapa é avaliação da PDF obtida para o indicador.

3.2.1 GUM-S1 primeira etapa: Entrada das variáveis

Esta etapa consiste nos seguintes passos:

- Definição do modelo matemático do indicador.

$$I = \frac{\sum_{i=1}^N CN_i}{\sum_{k=1}^M CD_k} \quad (3.29)$$

- Estabelecer as PDFs das grandezas de entrada do indicador.

Uma das etapas para avaliação da incerteza pelo método GUM-S1 é atribuir PDFs a cada grandeza de entrada (CN_i e CD_k) do indicador (I). Caso não tenha o conhecimento destas PDFs, propõe-se a realização da análise de sensibilidade variando as PDFs (gaussiana, uniforme e triangular) a fim de verificar o impacto na incerteza final do indicador. O objetivo da análise de sensibilidade na avaliação da incerteza de medição é que a mesma forneça indicativos da influência das PDFs sobre a incerteza do indicador.

- Selecionar o número M de amostras de Monte Carlo.

Uma das etapas fundamentais para aplicação do método GUM-S1 consiste em determinar a escolha adequada do número de amostras para o método Monte Carlo (M). O GUM-S1 recomenda que seja realizada uma análise de sensibilidade sobre o modelo matemático para determinar o número de amostra

baseado na estimativa inicial de M e no número de algarismo significativo para incerteza padrão, podendo ser 1 (um) ou 2 (dois). O critério de escolha deve ser mediante a estabilização da incerteza padrão do indicador.

- Definir a probabilidade de abrangência.

Para dados extraídos de plantas industriais recomenda-se o uso da probabilidade de abrangência de 90%, caso contrário o intervalo de abrangência fica exagerado (MARTINS *et al.*, 2010).

3.2.2 GUM-S1 segunda etapa: Processamento

Retirar M amostras das PDFs individuais das grandezas de entrada do indicador e propagar esses valores, através do modelo matemático Equação 3.29, de modo a produzir M amostras do indicador. Dessa forma, é construída uma PDF empírica ou amostral que engloba as informações sobre o indicador. A partir dessa PDF será possível estimar: a média, na qual será a melhor estimativa; o desvio padrão, no qual será a incerteza padrão e o intervalo de abrangência com base em uma probabilidade de abrangência.

3.2.3 GUM-S1 terceira etapa: Resultados

A estimativa ($y(I)$) e a incerteza padrão ($u(I)$) associada à PDF empírica do indicador é obtida pelas Equações 3.30 e 3.31.

$$y(I) = \frac{1}{M} \sum_{r=1}^M y_r(I) \quad (3.30)$$

$$y(I)^2 = \frac{1}{M-1} \sum_{r=1}^M (y_r(I) - y(I))^2 \quad (3.31)$$

Sendo:

- M : Número de amostras de Monte Carlo;
- $y_r(I)$: Valores do indicador simulados por meio do modelo matemático.

O procedimento utilizado para obter o intervalo de abrangência do indicador foi baseado na estimação do intervalo de abrangência mínimo, ou seja, menor intervalo de menor largura possível entre os valores extremos do intervalo, conforme GUM-S1(BIPM *et al.*, 2008b) e (MARTINS *et al.*, 2010).

Portanto, o resultado de medição ($y(I)$) é obtido, por exemplo, pela média dessa PDF amostral e a incerteza padrão ($u(I)$) associada ao resultado de medição é igual

ao desvio padrão da mesma PDF amostral. O intervalo de abrangência dessa PDF empírica é determinado com base na probabilidade de abrangência escolhida.

3.2.4 GUM-S1 quarta etapa: Avaliação da PDF do indicador

Uma das vantagens do método GUM-S1 é obter uma PDF empírica que engloba todas as informações possíveis sobre o do indicador (I). Essa PDF será usada para determinar a média, o desvio padrão amostral, e outras informações estatísticas adicionais como: mediana, moda, momentos centrais de ordem mais elevadas (assimetria e curtose), e demais estimadores estatísticos. Avaliando o formato da PDF do mensurando (indicador I), os momentos de 3ª e 4ª ordem, assimetria e curtose, respectivamente, ou fazendo testes de aderência pode-se concluir se a variável se aproxima de alguma PDF típica.

3.3 Validação do método GUM usando o método GUM-S1

Para comparação de resultados de incerteza avaliados pelos métodos GUM e GUM-S1, o Suplemento 1 do GUM BIPM *et al.* (2008c) recomenda um procedimento baseado no número de algarismos significativos expressos na avaliação da incerteza.

Neste trabalho, o procedimento de comparação é baseado na seguinte premissa: determinar se os intervalos de abrangência, ou a incerteza padrão obtidos pelos métodos GUM e GUM-S1 concordam dentro de uma tolerância numérica estipulada. Esta tolerância numérica é determinada em termos dos limites de intervalos de abrangência e corresponde àquele dado pela avaliação da incerteza padrão obtida pelo método GUM-S1, que é observado em termos de algarismos significativos.

O valor da tolerância numérica δ é definido pela expressão $\delta = c \times 10^l$, onde c e l são números inteiros. Representando o valor da incerteza padrão com dois algarismos significativos, c sempre será a metade da unidade referente ao último dígito do valor da incerteza padrão e l é o número de casas decimais quando a incerteza é apresentada com dois algarismos significativos. O GUM-S1 recomenda o uso de um ou dois algarismos decimais significativo.

$$\delta = \frac{1}{2}10^l \quad (3.32)$$

O Suplemento 1 do GUM propõe que a validação do GUM seja realizada em relação ao intervalo de abrangência do mensurando. Uma contribuição deste trabalho, é validar o uso do método GUM em termos de incerteza padrão, visto que

o GUM defende o uso da incerteza padrão como parâmetro para expressar quantitativamente a incerteza do resultado de uma medição. Assim, os métodos GUM e GUM-S1 poderão ser comparados entre as diferenças da incerteza padrão ($d(u)$) de ambos os métodos, em relação ao δ , Equação 3.32.

$$d(u) = |u_c(I) - u(I)| \quad (3.33)$$

Se $d(u)$ for menor que δ , a aplicação do método GUM para avaliação da incerteza associada ao indicador (I) é válida.

A comparação dos intervalos de abrangência obtidos pelos métodos GUM e GUM-S1 realizada através das Equações 3.34 e 3.35:

$$d_{inf} = |y - U - y_{inf}|, \quad (3.34)$$

$$d_{sup} = |y + U - y_{sup}|, \quad (3.35)$$

onde, y e U é a estimativa da média e a incerteza expandida obtida pelo método GUM, para uma determinada probabilidade de abrangência; y_{inf} é o limite inferior e y_{sup} , o limite superior obtido pelo método GUM-S1.

Se as diferenças entre os limites inferiores d_{inf} e limites superiores d_{sup} gerar números menores que o valor de δ , os resultados das incertezas são compatíveis para aquele dado número de algarismos significativos e para aquela probabilidade de abrangência, portanto aplicação do método GUM é válida.

Capítulo 4

Resultados e discussões

Neste capítulo será apresentada a aplicação dos métodos GUM e GUM-S1 conforme descrito no capítulo 3 e os resultados obtidos em dois estudos de caso realizados em uma indústria petroquímica da Bahia, na qual foi avaliada a incerteza associada a dois indicadores relativos de desempenho ambiental, um relacionado a geração de efluentes e outro ao consumo de energia, ambos com relação a produção de petroquímicos.

4.1 Estudo de caso 1: Indicador da geração de efluentes líquidos por produção de petroquímicos

4.1.1 Aplicação do método GUM

4.1.1.1 GUM primeira etapa: Definição do mensurando, do modelo matemático e da modelo de medição do *IGE*.

O indicador é utilizado no sistema de gestão ambiental para o acompanhamento da geração de efluente em relação à produção de petroquímicos. O indicador de geração de efluente (*IGE*) é definido como a razão entre volume de efluente gerado em relação a produção, ambos numa mesma base de tempo, de uma unidade industrial. Neste estudo de caso o período de tempo é mensal.

O volume de efluente gerado (VE) é a soma dos 30 dias das vazões horária médias de efluente gerado (Q_j), multiplicado por 24, que corresponde à transformação de hora para dia e a produção é dada pela soma das vazões de 23 petroquímicos produzidos mensalmente (P_k) na empresa, Equação 4.1. De acordo com a NBR ISO 14031, o *IGE* é classificado como um indicador de desempenho operacional, Equação 4.1

$$IGE = \frac{\sum_{j=1}^{30} 24Q_j}{\sum_{k=1}^{23} P_k} \quad (4.1)$$

A vazão de efluentes (Q_j) da empresa é medida através de uma calha Parshall, elemento primário de medição desenvolvido a partir do princípio dos Tubos de Venturi, para aplicação em canais abertos. Diariamente, tem-se 6 medidas de Q_j .

O método proposto pelo GUM para avaliação da incerteza da grandeza de saída (IGE) é baseado na propagação das incertezas (variâncias) das grandezas de entrada (VE e P), através do modelo matemático (Equação 4.1) do mensurando (IGE).

Após o estabelecimento do modelo matemático do IGE , foi realizada a análise da modelo de medição das grandezas de entrada medida diretamente (Q_j e P_k), considerando a avaliação Tipo B da incerteza de medição (B_{Q_j} e B_{P_k}). Assim, os modelos de medição é dada pelas Equações (4.2 e 4.3).

$$Q_j = \bar{Q}_j + B_{Q_j} \quad (4.2)$$

$$P_k = B_{P_k} \quad (4.3)$$

4.1.1.2 GUM segunda etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos das grandezas de entrada do indicador medida diretamente do IGE .

A avaliação do Tipo A da incerteza de medição, está associada ao termo (\bar{Q}_j) que representa a série de observações independentes do modelo de medição. Para a grandeza de entrada (Q_j), foram realizadas 6 medições diárias ($\bar{Q}_{j,p}$), logo a avaliação do Tipo A da incerteza de medição foi baseada na incerteza bayesiana (Equação 3.10). A avaliação do Tipo B da incerteza de medição da Q_j , foi baseada na incerteza fornecida pela norma (MINIMUM REQUIREMENTS FOR THE SELF-MONITORING OF EFFLUENT FLOW, 2008) publicado pela Agência Ambiental Britânica, que estabelece uma incerteza típica de 4% da vazão de descarga da calha Parshall de efluente industriais. Com as informações sobre a grandeza Q_j (incerteza Tipo A e do Tipo B) pode-se avaliar a sua incerteza padrão combinada (Equação 3.12).

A partir dos dados obtidos, foram levantados também os graus de liberdade para a avaliação do Tipo A da incerteza de medição ($\nu_A=n-1=5$) e, baseado na Tabela 2.2, atribuída uma confiança razoável ($\nu_B = 10$) na qualidade das informações para as incertezas do Tipo B. Em seguida, foi calculado os graus de liberdade efetivos da Q_j , Equação 3.14, considerando sua função de densidade de probabilidades como normal e independente. A Tabela 4.1, mostra os resultados da estimativa diária ($y(Q_j)$), da avaliação Tipo A ($u_{Bayes}(\bar{Q}_j)$) e Tipo B ($u_B(Q_j)$), e os graus de liberdade efetivos ($\nu_{eff}(Q_j)$) da vazão de efluente (Q_j).

Tabela 4.1: Avaliação da incerteza de medição diária da vazão de efluente (Q_j).

Dias	$y(Q_j)$ m^3/h	$s(Q_j)$ m^3/h	$u_{Bayes}(Q_j)$ m^3/h	$u_B(Q_j)$ m^3/h	$u_c(Q_j)$ m^3/h	$\nu_{eff}(Q_j)$ adimensional
1	343,17	4,22	5,45	13,73	14,77	12
2	594,50	16,08	20,75	23,78	31,56	14
3	629,17	7,80	10,07	25,17	27,11	12
4	555,00	54,04	69,76	22,20	73,21	6
5	274,33	43,51	56,17	10,97	57,23	5
6	359,83	88,50	114,25	14,39	115,15	5
7	335,83	48,28	62,33	13,43	63,76	5
8	517,17	31,08	40,12	20,69	45,14	7
9	470,83	44,99	58,09	18,83	61,06	6
10	503,17	40,36	52,10	20,13	55,85	6
11	503,00	11,82	15,26	20,12	25,25	14
12	585,67	25,26	32,61	23,43	40,15	10
13	496,67	23,33	30,11	19,87	36,08	9
14	481,00	31,60	40,79	19,24	45,10	7
15	363,67	13,79	17,80	14,55	22,99	11
16	358,83	10,50	13,55	14,35	19,74	13
17	380,50	17,48	22,57	15,22	27,22	9
18	384,17	18,01	23,25	15,37	27,87	9
19	365,00	9,27	11,97	14,60	18,88	14
20	333,33	6,26	8,09	13,33	15,59	14
21	319,33	8,07	10,42	12,77	16,49	14
22	347,83	5,22	6,74	13,91	15,46	13
23	324,67	6,23	8,05	12,99	15,28	14
24	339,17	49,40	63,78	13,57	65,21	5
25	285,67	4,29	5,54	11,43	12,70	13
26	267,67	4,65	6,00	10,71	12,27	14
27	292,33	17,78	22,95	11,69	25,76	7
28	414,33	34,72	44,82	16,57	47,79	6
29	401,83	23,39	30,20	16,07	34,21	7
30	479,50	10,08	13,01	19,18	23,17	14

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

4.1.1.3 GUM terceira etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos mensal do *IGE*.

A expressão da incerteza padrão combinada do volume de efluente gerado mensal $u_c(VE)$, pode ser obtido, aplicando-se a Equação 3.16.

$$u_c^2(VE) = \sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial VE}{\partial Q_j} \right]^2 u_c^2(Q_j) = 5673,48 \frac{m^3}{mês} \quad (4.4)$$

Os graus de liberdade efetivos de $\nu_{eff}(VE)$ são, então, obtidos da Equação 3.14:

$$\nu_{eff}(VE) = \frac{u_c^4(VE)}{\sum_{j=1}^{30} \frac{\left[\frac{\partial VE}{\partial Q_j} \right]^4 u_c^4(VE)}{\nu_{eff}(Q_j)}} = 58 \quad (4.5)$$

A definição dos valores de incerteza associados a cada um dos 23 produtos produzidos (P_k) foi baseada nos relatórios fornecidos por engenheiros e técnicos da empresa

(avaliação Tipo B da incerteza de medição de 0,8% do valor medido mensalmente). A Tabela 4.2 mostra os resultados da estimativa mensal ($y(P_k)$), a avaliação Tipo B da incerteza de medição ($u_B(P_k)$) e os graus de liberdade efetivos ($\nu_B(P_k)$) da produção de petroquímicos (P_k) adotado foi baseado na Tabela 2.2, para confiança razoável ($\nu_B = 10$) na qualidade das informações para as incertezas do Tipo B.

Tabela 4.2: Avaliação da incerteza de medição mensal da produção de petroquímicos P_k

Produtos	$y(P_k)$ t/mês	$u_B(P_k)$ t/mês	$\nu_B(P_k)$ adimensional
P_1	1541,41	12,33	10
P_2	94699,94	757,60	10
P_3	14324,18	114,59	10
P_4	32410,82	259,29	10
P_5	11312,21	90,50	10
P_6	21892,21	175,14	10
P_7	4848,34	38,79	10
P_8	5570,04	44,56	10
P_9	4233,56	33,87	10
P_{10}	4084,68	32,68	10
P_{11}	10401,06	83,21	10
P_{12}	802,76	6,42	10
P_{13}	1241,25	9,93	10
P_{14}	1622,20	12,98	10
P_{15}	705,27	5,64	10
P_{16}	1421,22	11,37	10
P_{17}	23891,12	191,13	10
P_{18}	1867,06	14,94	10
P_{19}	2313,12	18,50	10
P_{20}	268,58	2,15	10
P_{21}	2936,34	23,49	10
P_{22}	315,70	2,53	10
P_{23}	104,32	0,83	10

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

4.1.1.4 GUM quarta etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada, cálculo de graus de liberdade efetivos, avaliação da incerteza expandida e o intervalo de abrangência do *IGE*.

A incerteza padrão combinada $u_c(IGE)$, Equação 4.6, de *IGE* é obtida, aplicando-se a Equação 3.20, à Equação 4.1:

$$u_c^2(IGE) = \left[\frac{\partial IGE}{\partial VE} \right]^2 u_c^2(VE) + \sum_{k=1}^{23} \left[\frac{\partial IGE}{\partial P_k} \right]^2 u_c^2(P_k) = 0,023 \frac{m^3}{t} \quad (4.6)$$

Através da aplicação da fórmula de Welch-Satterthwaite (Equação 3.21), foram

calculados os graus de liberdade efetivos $\nu_{eff}(IGE)$ do IGE .

$$\nu_{eff}(IGE) = \frac{u_c^4(IGE)}{\frac{[\frac{\partial IGE}{\partial VE}]^4 u_c^4(VE)}{\nu_{eff}(VE)} + \sum_{k=1}^{23} \frac{[\frac{\partial IGE}{\partial P_k}]^2 u_c^2(P_k)}{\nu_{eff}(P_k)}} = 62 \quad (4.7)$$

Com os graus de liberdade para uma probabilidade de abrangência de 90% foi obtido um fator de abrangência 1,65. Então, aplicando-se a Equação 3.22, o valor da incerteza expandida para uma probabilidade de abrangência de 90% será:

$$U(IGE) = ku_c(IGE) = 1,65 \times 0,023 = 0,039 \frac{m^3}{t} \quad (4.8)$$

A norma estabelece um patamar mínimo para a avaliação do Tipo B da incerteza associada a calha Parshall, e como não foi possível realizar a calibração desse aparato, optou-se por avaliar a incerteza associada ao IGE através de uma análise de sensibilidade para 5 cenários, Tabela 4.10, levando-se em consideração quanto às incertezas presentes no estudo em relação à qualidade da calha Parshall da empresa. Para cada cenário, estipulou-se variações nas incertezas do Tipo B da (Q_j) , tomando como base a incerteza fornecida pela norma (MINIMUM REQUIREMENTS FOR THE SELF-MONITORING OF EFFLUENT FLOW, 2008) publicado pela Agência Ambiental Britânica, a fim de avaliar o impacto dessas alterações na incerteza expandida do IGE . A probabilidade de abrangência (p) para todos os cenários foi de 90%.

Tabela 4.3: Cenários para avaliação da incerteza do IGE para um volume de efluente gerado de 304272,00 m^3 /mês e uma produção de petroquímicos 243350,06 t /mês

Cenários					
Incerteza	1	2	3	4	5
Combinada do VE (m^3)	5328,62	5673,48	6882,26	7664,74	9913,21
Combinada da P_k (t)			862,61		
Combinada do IGE (m^3/t)	0,022	0,023	0,028	0,032	0,041
Expandida do IGE (m^3/t)	0,037	0,039	0,047	0,053	0,068
Relativa do IGE (%)	2,9	3,1	3,7	4,2	5,4
Valor do IGE (m^3/t)			1,25		

Observação 1: Cenário 1 - Incerteza Tipo B 2% da vazão horária média de efluente gerado.

Observação 2: Cenário 2 - Incerteza Tipo B 4% da vazão horária média de efluente gerado.

Observação 3: Cenário 3 - Incerteza Tipo B 8% da vazão horária média de efluente gerado.

Observação 4: Cenário 4 - Incerteza Tipo B 10% da vazão horária média de efluente gerado.

Observação 5: Cenário 5 - Incerteza Tipo B 15% da vazão horária média de efluente gerado.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

A partir da Tabela 4.3 observa-se que, se adotado o cenário 2, o indicador de geração de efluente pode ser apresentado como:

$$IGE = (1,25 \pm 0,04) \frac{m^3}{t} \quad (4.9)$$

onde o número após o símbolo \pm é o valor numérico de $U = ku_c$, uma incerteza

expandida, com U determinado por $u_c = 0,02 \text{ m}^3/t$, uma incerteza padrão combinada, e um fator de abrangência $k = 1,65$ baseado na distribuição- t , para $\nu_{eff} = 62$ graus de liberdade. U define um intervalo estimado para ter-se uma probabilidade de abrangência de 90%.

Se adotado o cenário 5, o indicador de geração de efluente pode ser apresentado como:

$$IGE = (1,25 \pm 0,07) \frac{\text{m}^3}{t} \quad (4.10)$$

onde o número após o símbolo \pm é o valor numérico de $U = ku_c$, uma incerteza expandida, com U determinado por $u_c = 0,04 \text{ m}^3/t$, uma incerteza padrão combinada, e um fator de abrangência $k = 1,67$ baseado na distribuição- t , para $\nu_{eff} = 260$ graus de liberdade. U define um intervalo estimado para ter-se uma probabilidade de abrangência de 90%.

O cenário 1 é impossível com uso da calha Parshall; o cenário 2 é o limite inferior, pois a norma estabelece uma incerteza mínima de 4% do valor medido para esse instrumento; os cenários 3 a 5 são mais realistas.

4.1.1.5 GUM quinta etapa: Balanço das incertezas do *IGE*.

Na Figura 4.1, são apresentados os dois componentes principais do *IGE*, baseados no cenário 3. Um teste de sensibilidade do indicador baseado nas Equações 3.23 e 3.24, mostrou que o componente do *IGE* que mais contribui para o valor da incerteza padrão combinada é o volume de efluente gerado, com aproximadamente 90%.

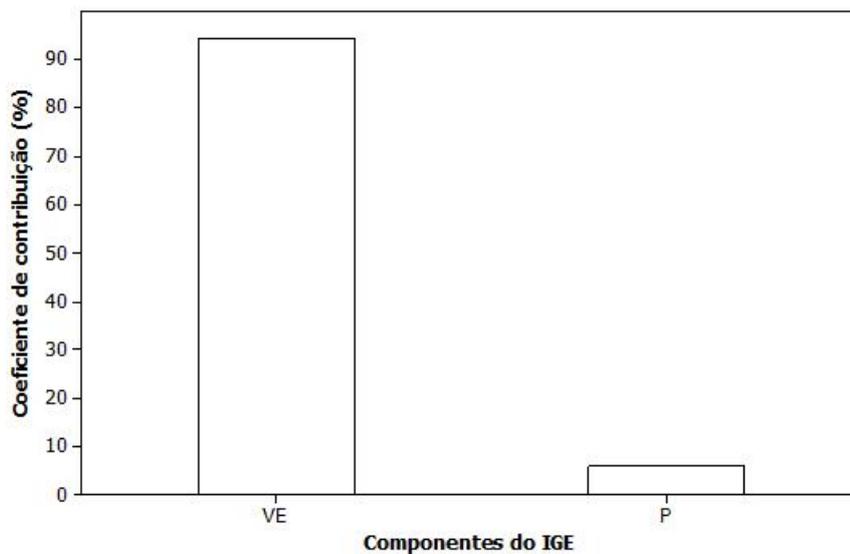


Figura 4.1: Coeficiente de contribuição dos principais componentes do *IGE*.

Analisando comparativamente a avaliação do Tipo A e do Tipo B da incerteza de medição ($h(VE_A)$ e $h(VE_B)$), foi possível detectar que ambas as fontes de incertezas, são pontos significativos para uma possível redução na incerteza padrão combinada do *IGE*.

$$h(VE_A) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial VE}{\partial Q_j} \right]^2 u_A^2(\bar{Q}_j)}{u_c(VE)} \right]^2 = \left[\frac{5208,59}{6882,26} \right]^2 \times 100 = 57,28\% \quad (4.11)$$

$$h(VE_B) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial VE}{\partial VE} \right]^2 u_B^2(\bar{Q}_j)}{u_c(VE)} \right]^2 = \left[\frac{4498,45}{6882,26} \right]^2 \times 100 = 42,72\% \quad (4.12)$$

4.1.1.6 Considerações sobre o método GUM

A aplicação do método GUM para avaliação e análise da incerteza aplicada ao *IGE* permitiu chegar às seguintes conclusões:

- Os cenários 3 a 5 são mais realistas, com incertezas expandida do *IGE* de $(0,05m^3/t; 0,06m^3/t$ e $0,07m^3/t)$, ou seja (4% a 5,6%) do valor do *IGE*. Portanto, a empresa deve tomar atitudes para minimizar a incerteza desse parâmetro.
- Mesmo no cenário com menor incerteza, em torno de 3% do valor do indicador, metas impostas pelo sistema de gestão ambiental da empresa para redução de 2%, do indicador, que podem parecer ambiciosas, carecem de sentido metrológico.
- Analisando comparativamente as grandezas de entrada do modelo matemático (Equação 4.1) baseado no coeficiente de contribuição proposto por KESSEL *et al.* (2006), constatou-se que o volume de efluente gerado foi o que mais influenciou na incerteza padrão combinada do indicador.
- A partir da análise da avaliação Tipo A e Tipo B da incerteza de medição do volume de efluente, pode-se constatar que ambos componentes contribuíram significativamente para a incerteza padrão combinada. Sendo assim, para uma redução na incerteza Tipo B é importante tomar atitudes para melhorar o sistema de medição da vazão de efluentes, e para redução na incerteza Tipo A, será conseguida com a melhoria da continuidade operacional da unidade.

4.1.2 Aplicação do Método GUM-S1

Quando o modelo matemático do *IGE* é não linear ou quando alguma PDF das grandezas de entrada não são gaussianas o método GUM pode falhar. Nesses casos, recomenda-se utilizar o método baseado na propagação de funções de densidade de probabilidade através do método de Monte Carlo (GUM-S1) e as incertezas avaliadas pelos métodos GUM e GUM-S1; se houver discrepâncias de resultados, o método GUM não é válido e em futuras avaliações da incerteza apenas o MMC deve ser empregado.

4.1.2.1 GUM-S1 primeira etapa: Entrada das variáveis

O modelo matemático do indicador de geração de efluente é definido pela Equação 4.1. Para aplicação do método GUM-S1, foi analisado apenas a relação, numerador (*VE* - volume de efluente) e denominador (*P* - produção de petroquímicos), Equação 4.13.

$$IGE = \frac{VE}{P} \quad (4.13)$$

O método GUM-S1 precisa do conhecimento das PDFs das grandezas de entrada do (*IGE*). Por causa da falta de conhecimento das PDFs das variáveis desse estudo de caso, no que tange à PDF dos dados fornecidos pela empresa, foi realizada uma análise de sensibilidade variando as PDFs (Gaussiana (G), Triangular (T) e Uniforme (U)) para cada um dos seus componentes (*VE* e *P*) de forma a permitir ter-se o conhecimento do impacto dessas variações na estimativa e incerteza do (*IGE*).

Uma das etapas importantes para aplicação do método GUM-S1, é a escolha adequada do número de amostra (*M*), para tanto foi realizada uma análise de sensibilidade sobre o modelo matemático, tendo como requisitos necessários o número de algoritmos significativo requerido para incerteza padrão e a estimativa inicial de *M*. No presente estudo, o número de algoritmos significativos foi dois e a estimativa inicial das amostras consideradas foi $M = 10^5$ amostras aplicadas no modelo matemático do *IGE*.

A Figura 4.2, apresenta *M* variando de 10^2 até 10^7 em função da incerteza padrão $u(IGE)$ do *IGE*. A partir desse gráfico pode-se constatar que, quando *M* é igual a 10^6 , os valores das incertezas padrão resultante das variações das PDFs (Gaussiana (G), Triangular (T) e Uniforme (U)), manteve-se mais concentrados.

4.1.2.2 GUM-S1 segunda etapa: Processamento

Para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs, foram retiradas $M = 10^6$ das grandezas de entrada (*VE* e *P*) do *IGE*. Esses valores foram propagados

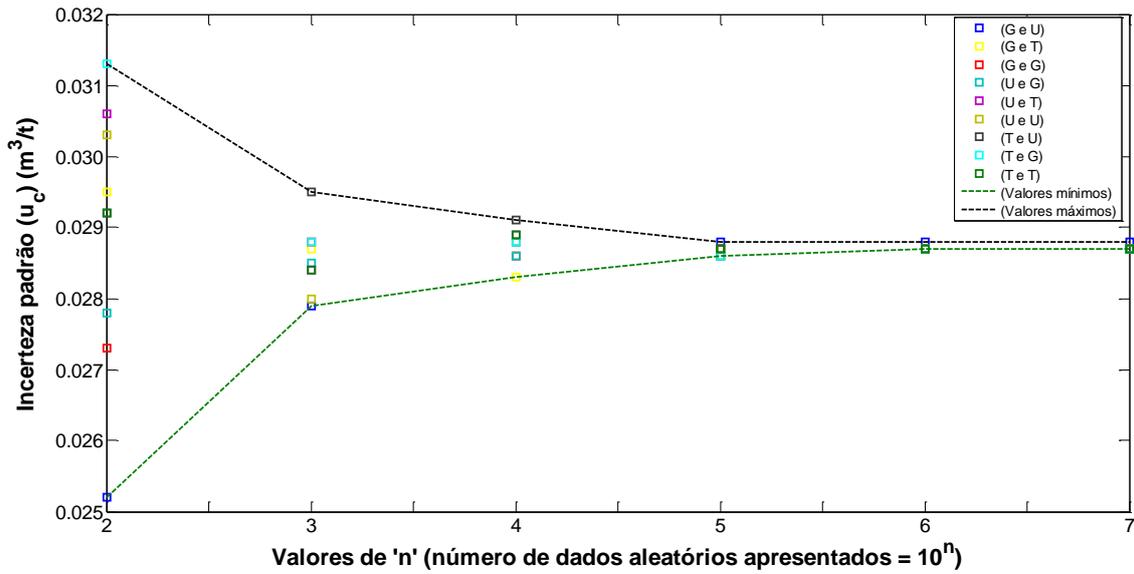


Figura 4.2: Análise de sensibilidade do número de amostras de Monte Carlo (M).

através do modelo matemático (Equação 4.13) para produzir a PDF empírica do IGE . A Figura 4.3 mostra a PDF empírica do IGE considerando a PDF do VE gaussiana e da P gaussiana.

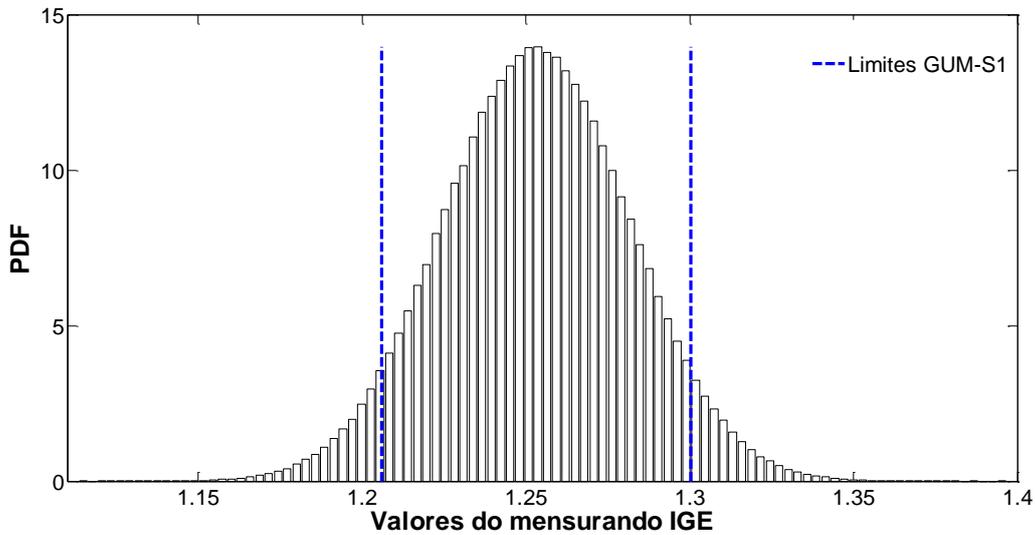


Figura 4.3: PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE .

4.1.2.3 GUM-S1 terceira etapa: Resultados

A Tabela 4.4 apresenta a estimativa $y(IGE)$, a incerteza padrão $u(IGE)$, o intervalo de abrangência $I.A.(IGE)$ para uma probabilidade de abrangência de 90% para o IGE pelo método GUM-S1 para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs das grandezas de entrada (VE e P).

Tabela 4.4: Resultados de medição para o *IGE* pelo método GUM-S1.

Método	PDFs		y (m^3/t)	u (m^3/t)	<i>I.A.</i> (m^3/t)	T_{int} (m^3/t)
	<i>VE</i>	<i>P</i>				
GUM-S1	G	U	1,253	0,029	[1,206;1,300]	0,094
GUM-S1	G	T	1,253	0,029	[1,206;1,300]	0,094
GUM-S1	G	G	1,253	0,029	[1,205;1,301]	0,097
GUM-S1	U	G	1,253	0,029	[1,208;1,297]	0,089
GUM-S1	U	T	1,253	0,029	[1,209;1,298]	0,089
GUM-S1	U	U	1,253	0,029	[1,209;1,298]	0,089
GUM-S1	T	U	1,253	0,029	[1,205;1,300]	0,096
GUM-S1	T	G	1,253	0,029	[1,205;1,301]	0,096
GUM-S1	T	T	1,253	0,029	[1,205;1,301]	0,097

T_{int} : Tamanho do intervalo de abrangência.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

Os resultados encontrados na Tabela 4.4 mostram que o intervalo de abrangência do indicador é menor quando é atribuída PDFs uniforme para as grandezas de entrada do indicador e maior quando é atribuída PDFs gaussiana para as grandezas de entrada. As Figuras 4.4 e 4.5 mostram essas discrepâncias usando $M = 10^6$ amostras de Monte Carlo. O intervalo de abrangência é estimado para uma probabilidade de abrangência de 90%.

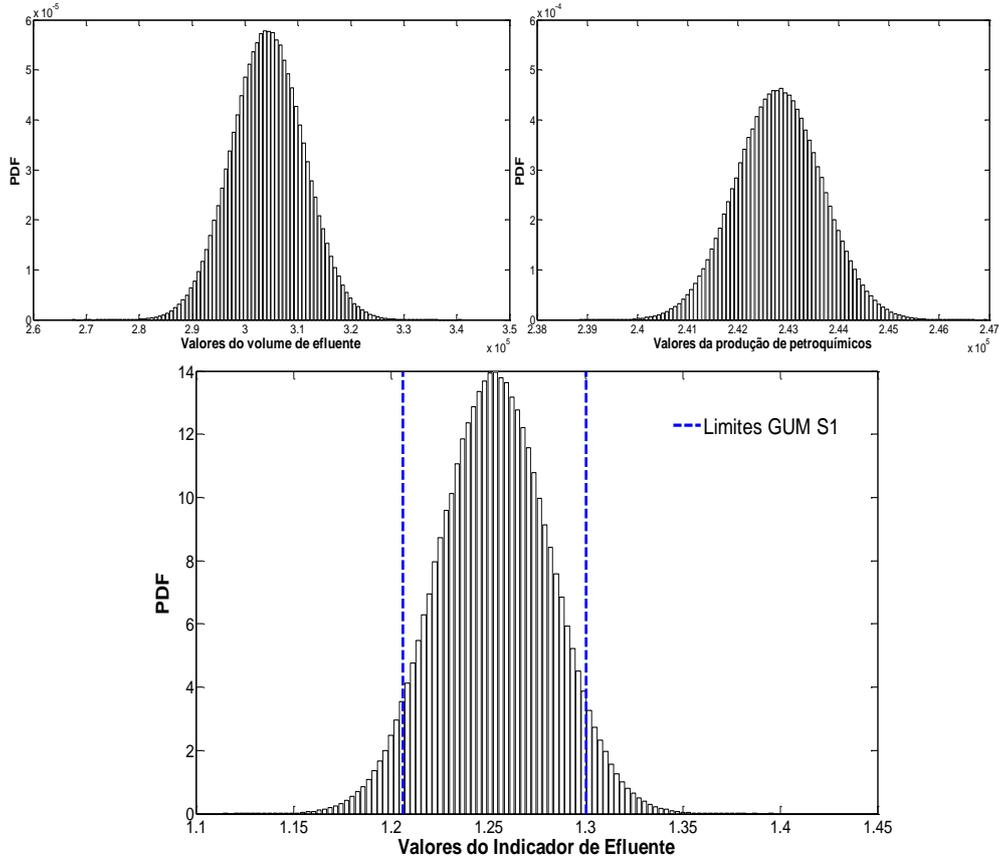


Figura 4.4: PDF gerada pelo MMC para o mensurando *IGE*. PDF do *VE* gaussiana e *P* gaussiana.

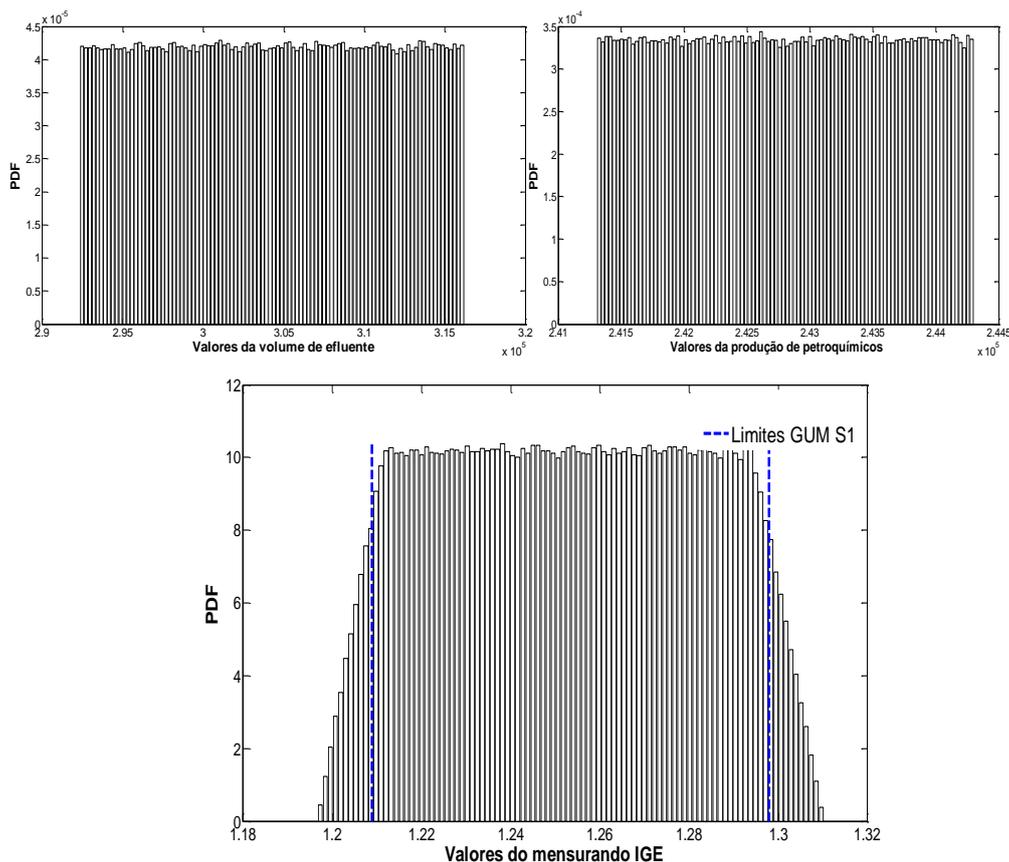


Figura 4.5: PDF gerada pelo MMC para o mensurando *IGE*. PDF do *VE* uniforme e *P* uniforme.

4.1.2.4 GUM-S1 quarta etapa: Avaliação da PDF do indicador

Na avaliação da PDF do *IGE*, foi escolhida aquelas que resultaram no menor e maior intervalo de abrangência, Figuras 4.4 e 4.5. A Tabela 4.5 apresenta parâmetros estatísticos e metrológicos, tais como: assimetria, curtose, incerteza padrão, média, mediana, moda e o *p*-valor para essas PDFs.

Tabela 4.5: Parâmetros estatísticos e metrológicos das grandezas de entrada *VE* e *P*.

Parâmetros	G - G	U - U
Assimétria (adimensional)	0,0020	0,0084
Curtose (adimensional)	3,0018	1,8553
Incerteza padrão (m^3/t)	0,0287	0,0287
Média (m^3/t)	1,2531	1,2530
Mediana (m^3/t)	1,2531	1,2530
Moda(m^3/t)	1,1121	1,1968
<i>p</i> -valor*	0,500	0,001

*Teste de normalidade de Lilliefors, com 95% de confiança.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 4.5 é possível constatar que, apesar dos valores de média e mediana para ambas PDFs, os valores de assimetria

e curtose indicaram que a G-G melhor se aproxima à distribuição normal. O que é corroborado pelo teste de Lilliefors, com nível de significância de 5%.

4.1.2.5 Considerações sobre o método GUM-S1

A limitação encontrada nesse estudo de caso para aplicar o método GUM-S1 foi o conhecimento das PDFs das grandezas de entrada do *IGE*. Para suprir essa limitação, realizou-se uma análise de sensibilidade variando as PDFs (gaussiana, triangular e retangular) para as duas grandezas de entrada do modelo matemático do *IGE*, Equação 4.16. Com os resultados obtidos pode-se constatar que:

- Em termos de estimativa, e incerteza padrão associada considerando dois algarismos significativos, não houve diferenças nos resultados obtidos.
- Avaliando a incerteza de medição em termos de intervalo de abrangência, verifica-se que o maior intervalo de abrangência foi dado para PDF gaussiana ou com a curva próxima a gaussiana como o caso da PDF triangular atribuída às grandezas de entrada (VE e P); e o intervalo de abrangência menor para PDFs uniforme atribuídas às grandezas de entrada (VE e P).
- Na avaliação da PDF do *IGE* verificou-se a partir do coeficiente de assimetria, curtose e do teste de aderência (Lilliefors) que quando adotado PDFs gaussiana para as grandezas de entrada (VE e P) a PDF do *IGE* tende a uma gaussiana. Portanto é possível realizar uma análise dos dados da PDF avaliando por muitos métodos estatísticos e pelo método GUM, tendo em vista que esta é uma das hipóteses.

4.1.3 Validação do método GUM usando o método GUM-S1

No suplemento 1 do GUM, a comparação entre os métodos GUM e GUM-S1 é realizada utilizando a tolerância numérica (δ), em relação ao intervalo de abrangência do mensurando. Assim, se for essencial apresentar o resultado de medição do *IGE* através da sua incerteza padrão ($u(IGE)$) é necessário também verificar quais os métodos adequados para avaliação da incerteza de medição.

Para os resultados da incerteza padrão em torno de $u(IGE) = 0,029 m^3/t$ usando o método GUM-S1, estes podem ser expressos considerando dois algarismos significativos, como $29 \times 10^{-3} m^3/t$, e assim $c = 29$ e $l = -3$, e para um algarismos significativos a incerteza padrão pode ser expressa como $u(IGE) = 0,03 m^3/t = 3 \times 10^{-2}$, e assim $c = 3$ e $l = -2$. Logo, as tolerâncias numéricas são:

Para 1 algarismo significativo:

$$\delta_1 = \frac{1}{2}10^{-2} = 0,005 \quad (4.14)$$

Para 2 Algarismos significativos:

$$\delta_2 = \frac{1}{2}10^{-3} = 0,0005 \quad (4.15)$$

A Tabela 4.6 apresenta os resultados dos métodos GUM e GUM-S1 comparados em termos das diferenças entre as incertezas padrão ($d(u)$) em relação a tolerância numérica estabelecida (δ_1 e δ_2) para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs das grandezas de entrada (VE e P).

Tabela 4.6: Comparação das incertezas padrão do IGE entre os métodos GUM e GUM-S1.

Método	PDFs		y (m^3/t)	u (m^3/t)	$d(u)$ (m^3/t)	v δ_1	v δ_2
	VE	P					
GUM-S1	G	U	1,2532	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	G	T	1,2532	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	G	G	1,2532	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	U	G	1,2531	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	U	T	1,2532	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	U	U	1,2531	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	T	U	1,2531	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	T	G	1,2532	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM-S1	T	T	1,2531	0,0287	0,0000	sim	sim
GUM	N.A.	N.A.	1,2531	0,0287	N.A.	N.A.	N.A.

N.A. : Não se aplica.

v : O método GUM é válido ?

$\delta_1 = 0,005$ para 1 Algarismo significativo.

$\delta_2 = 0,0005$ para 2 Algarismos significativos.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

Para tolerância numérica de um e dois Algarismos significativos, a validação do método GUM é satisfatória em todas as possibilidades encontradas nas variações das PDFs.

Uma comparação entre os métodos GUM e GUM-S1 foi realizada também em relação ao intervalo de abrangência ($I.A.(IGE)$). A Tabela 4.7 apresenta a estimativa $y(IGE)$, a incerteza padrão $u(IGE)$ e o intervalo de abrangência para uma probabilidade de abrangência de 90% para o IGE pelos métodos GUM e GUM-S1 para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs das grandezas de entrada (VE e P). Os resultados dos métodos GUM e GUM-S1 foram comparados de acordo com o critério recomendado no GUM-S1 BIPM *et al.* (2008c) para avaliação da compatibilidade das diferenças dos limites inferior d_{inf} e superior d_{sup} em relação a uma tolerância numérica estabelecida (δ_1 e δ_2).

Para tolerância numérica de dois Algarismos significativos a validação do método GUM é confirmada apenas na combinação das PDFs das grandezas de entrada (Gaussiana) e (Triangular), logo, para todas as outras possibilidades encontradas

Tabela 4.7: Resultados de medição para o *IGE* pelos métodos GUM e GUM-S1.

Método	PDFs		y (m^3/t)	u (m^3/t)	<i>I.A.</i> (m^3/t)	d_{inf} (m^3/t)	d_{sup} (m^3/t)	v δ_1	v δ_2
	<i>VE</i>	<i>P</i>							
GUM-S1	G	U	1,2532	0,0287	[1,2059;1,3003]	0,0011	0,0012	sim	não
GUM-S1	G	T	1,2532	0,0287	[1,2062;1,3004]	0,0014	0,0011	sim	não
GUM-S1	G	G	1,2532	0,0287	[1,2048;1,3015]	0,0000	0,0000	sim	sim
GUM-S1	U	G	1,2531	0,0287	[1,2084;1,2975]	0,0036	0,0040	sim	não
GUM-S1	U	T	1,2532	0,0287	[1,2087;1,2978]	0,0039	0,0037	sim	não
GUM-S1	U	U	1,2531	0,0287	[1,2088;1,2977]	0,0040	0,0038	sim	não
GUM-S1	T	U	1,2531	0,0287	[1,2047;1,3005]	0,0001	0,0010	sim	não
GUM-S1	T	G	1,2532	0,0287	[1,2055;1,3013]	0,0007	0,0002	sim	não
GUM-S1	T	T	1,2531	0,0287	[1,2048;1,3015]	0,0000	0,0000	sim	sim
GUM	N.A.	N.A.	1,2531	0,0287	[1,2048;1,3015]	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

N.A. : Não se aplica.

v : O método GUM é válido ?

$\delta_1 = 0,005$ para 1 algarismo significativo.

$\delta_2 = 0,0005$ para 2 algarismos significativos.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

nas variações das PDFs das grandezas de entrada o método adequado para avaliar a incerteza é o GUM-S1. Considerando que os dados utilizados neste estudo de caso são dados de campo, foi adotado um algarismo significativo na incerteza padrão, assim, a validação para o uso do método GUM é satisfatória em todas as possibilidades encontradas nas variações das PDFs.

Nesse estudo de caso, as diferenças dos limites inferior d_{inf} e superior d_{sup} são menores quando é adotado uma PDF próxima a curva normal como o caso da PDF triangular, e maiores quando atribuída uma PDF uniforme para as grandezas de entrada do *IGE*. Para uma melhor compreensão das diferenças existentes entre os intervalos de abrangência pelos métodos GUM e o GUM-S1 variando as PDFs do *VE* e *P* mencionada anteriormente observem as Figuras 4.6 e 4.7.

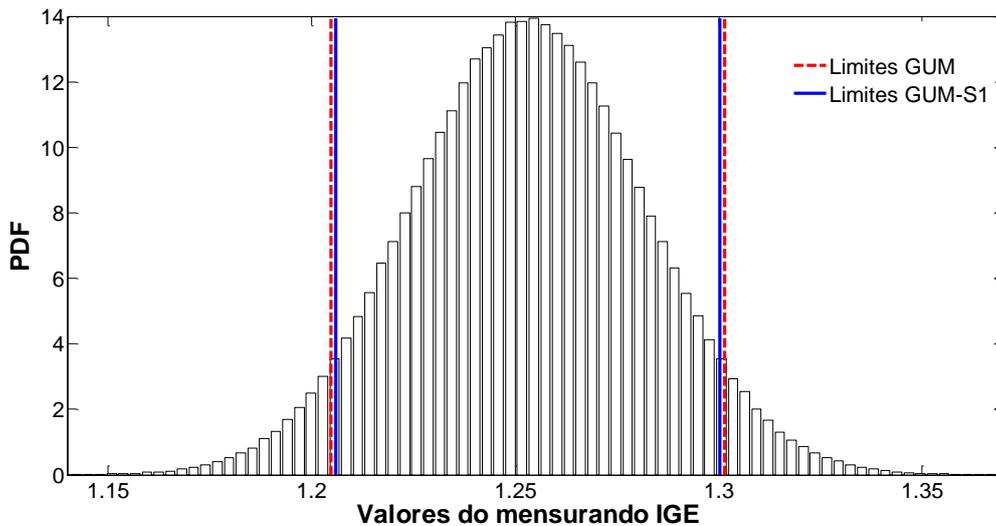


Figura 4.6: PDF gerada pelo MMC para o mensurando *IGE*. A PDF *VE* gaussiana e *P* gaussiana.

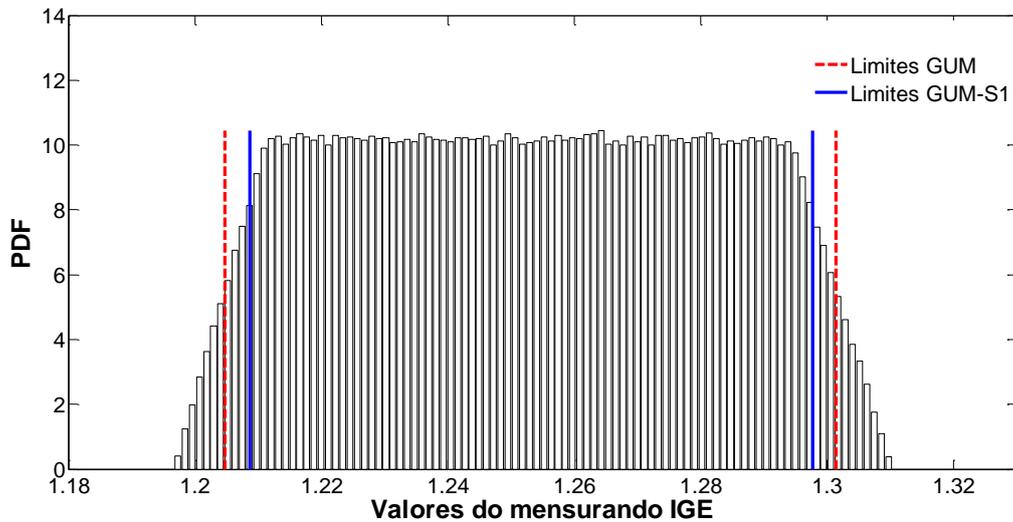


Figura 4.7: PDF gerada pelo MMC para o mensurando *IGE*. PDF do *VE* uniforme e *P* uniforme.

4.1.3.1 Considerações sobre a validação do método GUM usando o método GUM-S1

Os resultados da avaliação da incerteza de medição do *IGE* por meios do método GUM-S1 foi apresentada e comparada ao método GUM. Sendo assim, a validação do método GUM usando o método GUM-S1 permitiu chegar às seguintes conclusões:

- Se avaliação da incerteza de medição do *IGE* for realizada baseada na incerteza padrão, considerando um e dois algarismos significativos, o uso do método GUM é válido para todas as possibilidades encontradas na análise de sensibilidade das PDFs das grandezas de entrada.
- Caso seja necessário apresentar o resultado da medição do *IGE* em termos de intervalo de abrangência, portanto avaliar a incerteza expandida, pode-se observar que, na análise de sensibilidade realizada nas variações das PDFs das grandezas de entrada para uma tolerância de $\delta = 0,005$ considerando um algarismo significativo na incerteza padrão, foi constatado que o modelo matemático do *IGE* é fracamente não linear, podendo ser utilizado o método GUM para avaliação da incerteza. Contudo, se for necessário expressar $\delta = 0,0005$ para 2 algarismos significativos, há diferenças entre os métodos GUM e GUM-S1, (exceto para os casos onde as PDFs atribuídas para as grandezas *VE* e *P* é gaussiana ou triangular) o que impede o uso do método clássico (GUM) e obriga ao uso do método de Monte Carlo para avaliar a incerteza expandida.
- No método GUM é assumido que a PDF do mensurando deve se aproximar de uma gaussiana visto que esta hipótese é necessária para estimar o intervalo

de abrangência baseado na distribuição *t*-Student (BIPM *et al.*, 2008b). Nesse estudo observa-se que quando é atribuída uma PDF com uma curva de distribuição próxima a gaussiana, como é o caso da triangular para o componente principal do indicador de efluente (Figura 4.6), as diferenças entre os intervalos GUM e GUM-S1 são pequenas e a abordagem pelo método GUM pode ser utilizada.

4.2 Estudo de caso 2: Indicador de Energia por produção de petroquímicos

4.2.1 Aplicação do Método GUM

4.2.1.1 GUM primeira etapa: Definição do mensurando, do modelo matemático e da modelo de medição do *IE*.

O indicador de energia é usado pela empresa para o monitoramento do desempenho ambiental quanto ao consumo de energia em relação à produção de petroquímicos mensal. O estudo da incerteza se dá pela necessidade de otimizar a produção de insumos, no que se refere à redução do consumo de energia, para um ponto operacional possível e que tenha resultado real.

A meta dos gestores da empresa foi reduzir em 2% o valor do indicador de energia mensal, através de investimentos em projetos e em pessoas. A redução deste indicador poderá significar menor consumo de combustível, redução da poluição das emissões CO_2 , redução dos custos de produção de petroquímicos, melhoria com as partes interessadas etc. Sendo assim, a validação dos dados utilizados para compor os indicador é uma etapa importante na avaliação deste indicador. Portanto, é necessário avaliar a incerteza para verificar se 2% representa uma redução significativa e quais os pontos críticos para melhorar a incerteza do indicador.

De acordo com a NBR ISO 14031 o *IE* é classificado como um indicador de desempenho operacional e categorizado como agregado ou seja, composto pela soma de 14 componentes no numerador (E_i) com 23 componentes no denominador (P_k) de diversas fontes (Equação 4.16).

$$IE = \frac{\sum_{i=1}^{14} E_i}{\sum_{k=1}^{23} P_k} \quad (4.16)$$

A principal característica dos componentes do numerador é a de ser usado na geração ou transportes de energia que entram no volume de controle da empresa. Já os componentes do denominador são os produtos produzidos (correntes comercializáveis).

E_i é definido como o somatório das 30 medições diárias ($E_{i,j}$) de cada componente.

$$E_i = \sum_{j=1}^{30} E_{i,j} \quad (4.17)$$

A avaliação da incerteza foi baseada no método da propagação de incertezas das grandezas de entrada (E_i e P_k), através do modelo matemático (Equação 4.16) do mensurando (IE).

Para avaliação do Tipo A e do Tipo B da incerteza de medição, foi estabelecido os modelos de medição das grandezas de entrada medida diretamente ($E_{i,j}$ e P_k), dada pelas Equações 4.18 e 4.19.

$$E_{i,j} = \bar{E}_{i,j} + B_{E_{i,j}} \quad (4.18)$$

$$P_k = B_{P_k} \quad (4.19)$$

onde, a avaliação do Tipo A da incerteza de medição, está associada ao termo ($\bar{E}_{i,j}$) que representa a série de observações independentes do modelo de medição, e a avaliação do Tipo B relacionada aos termos ($B_{E_{i,j}}$ e B_{P_k}) dos modelos de medição.

4.2.1.2 GUM segunda etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos das grandezas de entrada do indicador medida diretamente do IE .

Após a identificação do modelo matemático, Equação 4.16, e dos modelos de medição, Equação 4.18, desenvolveu-se um procedimento para avaliação das fontes do Tipo A e do Tipo B da incerteza de medição do $E_{i,j}$. A avaliação do Tipo A da incerteza de medição dos componentes do numerador ($E_{i,j}$) deve ser obtida através da análise dos dados por meio dos instrumentos de medição utilizados no processo operacional. No entanto, existem mais de 1000 instrumentos de medição, o que significa que a realização de uma análise de todos os instrumentos de medição na indústria seria uma tarefa árdua. Em vista disso, avaliação do Tipo A da incerteza de medição para todos $E_{i,j}$ foi baseada no componente mais importante, o gás combustível, que representa 60% de toda a energia consumida na indústria.

Para a avaliação do Tipo A da incerteza de medição do gás combustível foi escolhido um determinado dia, onde o corpo de engenharia da empresa considerou como típico e em condições estáveis e que serviria como base para representar a coleta de dados.

A avaliação Tipo A da incerteza de medição do gás combustível, sucedeu-se identificando todos os medidores do gás combustível da empresa e coletando as informações de valores de vazão. Em seguida, foi calculada a produção diária, e a

avaliada a incerteza Tipo A do gás combustível, aplicando a Equação 3.8.

A avaliação do Tipo B da incerteza de medição das grandezas ($E_{i,j}$), baseou-se em uma tabela de incertezas típicas fornecida pela indústria petroquímica em questão, tal tabela é a mesma utilizada na reconciliação de dados do balanço de massa de hidrocarbonetos da planta industrial. Na Tabela 4.8, são apresentadas as fontes e suas incertezas relacionadas a uma ou mais grandezas do $E_{i,j}$. Os valores da incerteza da placa de orifício e medidor mássico foram avaliados com base em valores médios obtidos em relatórios de operação da empresa. Os valores de incerteza de insumos oriundo dos tanques, gases, líquido, vapor vendas, energias elétricas foram extraídos de relatórios mensais da empresa.

Tabela 4.8: Fonte da incerteza da medição e valores de incerteza Tipo B

Fonte de incerteza	Incerteza(%)
Placa de orifício	3,50
Placa de orifício 4 furos	2,00
Tanque	0,20
Gases	1,00
Líquido	0,70
Vapor	2,00
Energia elétrica entrada	1,00
Energia elétrica saída	1,00

Fonte: dados fornecida pela empresa.

A partir dos dados obtidos, foram levantados também os graus de liberdade para avaliação Tipo A da incerteza de medição, considerando 30 medições para cada medidor de $E_{i,j}$, implicando em um grau de liberdade de 29 ($\nu_A = n - 1 = 29$) e, baseado na Tabela 2.2, os graus de liberdade para incerteza do Tipo B das grandezas de entrada ($E_{i,j}$ e P_k). Foi atribuída uma confiança razoável ($\nu_B = 10$) na qualidade das informações para as incertezas do Tipo B. A incerteza padrão combinada para cada $E_{i,j}$, pode ser protamente obtido, aplicando-se a Equação 3.12. Em seguida, foi calculado os graus de liberdade efetivos para cada $E_{i,j}$, aplicando a Equação 3.14, considerando sua função densidade de probabilidades como normal e independente.

4.2.1.3 GUM terceira etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada e o cálculo de graus de liberdade efetivos mensal do IE .

A estimativa de E_i é obtida pela Equação 4.17. As incertezas padrão combinada $u_c(E_i)$ de E_i é obtida aplicando-se a Equação 3.16, considerando todas variáveis de entrada do modelo independentes. Os graus de liberdade efetivos $\nu_{eff}(E_i)$ é calculado com base na equação de Welch-Satterthwaite, aplicando a Equação 3.18, que considera as funções densidades de probabilidades dos componentes do numerador como normal e independente.

A Tabela 4.9 apresenta os resultados da avaliação da incerteza de medição para

cada componente (E_i).

Tabela 4.9: Avaliação da incerteza de medição mensal do E_i .

E_i	E_i GJ/mês	$u_c(E_i)$ GJ/mês	$\nu_{eff}(E_i)$ adimensional
E_1	374239,07	37483,27	29
E_2	336802,75	8562,72	251
E_3	162573,12	16275,30	29
E_4	716025,75	5394,78	29
E_5	703176,73	19822,88	314
E_6	194034,74	6408,53	317
E_7	3064720,18	59715,65	927
E_8	47417,23	3180,40	202
E_9	28795,80	829,11	233
E_{10}	39536,44	714,33	10
E_{11}	196927,83	1040,01	10
E_{12}	143968,48	2561,61	10
E_{13}	14449,11	106,73	10
E_{14}	558,23	18,58	10

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

As incertezas para cada um dos componentes do denominador (P_k), basearam-se nos relatórios mensais fornecidos por engenheiros e técnicos da empresa, sendo obtida uma incerteza Tipo B de 0,8% do valor medido mensalmente para todos os P_k , exceto para, P_1, P_2, P_{22} e P_{23} com uma incerteza Tipo B de 1,2% do valor medido mensalmente, Tabela 4.10 .

4.2.1.4 GUM quarta etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada, cálculo de graus de liberdade efetivos, avaliação da incerteza expandida e o intervalo de abrangência do IE .

A incerteza padrão combinada $u_c(IE)$ de IE é obtida aplicando-se a Equação 3.20 à Equação 4.16, obtendo-se:

$$u_c^2(IE) = \sum_{i=1}^{14} \left[\frac{\partial IE}{\partial E_i} \right]^2 u_c^2(E_i) + \sum_{k=1}^{23} \left[\frac{\partial IE}{\partial P_k} \right]^2 u_c^2(P_k) = 0,33 \frac{GJ}{t} \quad (4.20)$$

Através da aplicação da fórmula de Welch-Satterthwaite (Equação 3.21), foram calculados os graus de liberdade efetivos $\nu_{eff}(IE)$ do IE .

$$\nu_{eff}(IE) = \frac{u_c^4(IE)}{\sum_{i=1}^{14} \frac{\left[\frac{\partial IE}{\partial E_i} \right]^4 u_c^4(E_i)}{\nu_{eff}(E_i)} + \sum_{k=1}^{23} \frac{\left[\frac{\partial IE}{\partial P_k} \right]^4 u_c^4(P_k)}{\nu_{eff}(P_k)}} = 361 \quad (4.21)$$

Devido ao pouco conhecimento sobre as incertezas, foram gerados diversos cenários variando as incertezas do Tipo A e do Tipo B das grandezas de entrada, e foram obtidas as 7 possibilidades apresentadas na Tabela 4.11. Cada fonte de incerteza

Tabela 4.10: Avaliação da incerteza de medição mensal de P_k

Produtos	$y(P_k)$ t/mês	$u_c(P_k)$ t/mês	$\nu_{eff}(P_k)$
P_1	1541,41	17,80	10
P_2	94699,94	1093,50	10
P_3	14324,18	114,33	10
P_4	32410,82	246,05	10
P_5	13692,37	106,73	10
P_6	27904,40	216,76	10
P_7	4848,33	29,96	10
P_8	5570,03	49,21	10
P_9	4233,56	41,62	10
P_{10}	4084,68	33,02	10
P_{11}	10401,06	107,73	10
P_{12}	802,76	6,49	10
P_{13}	1241,25	10,03	10
P_{14}	1899,34	12,44	10
P_{15}	705,27	4,35	10
P_{16}	1363,95	11,02	10
P_{17}	22873,73	172,03	10
P_{18}	1867,06	18,18	10
P_{19}	2499,42	20,58	10
P_{20}	268,58	2,17	10
P_{21}	2936,34	24,96	10
P_{22}	315,70	2,55	10
P_{23}	104,32	1,20	10

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

apresentada esta associada a uma ou mais grandeza $E_{i,j}$ expresso em % do valor medido diariamente.

A partir da Tabela 4.11 observa-se que, se adotado o cenário 1, o indicador de energia pode ser apresentado como:

$$IE = (20,0 \pm 0,1) \frac{GJ}{t} \quad (4.22)$$

onde o número após o símbolo \pm é o valor numérico de $U = ku_c$, uma incerteza expandida, com U determinado por $u_c = 0,1$ GJ/t, uma incerteza padrão combinada, e um fator de abrangência $k = 1,67$ baseado na distribuição- t , para $\nu_{eff} = 68$ graus de liberdade. U define um intervalo estimado para ter-se uma probabilidade de abrangência de 90%.

Ou, se adotado o cenário 6, o indicador de energia pode ser apresentado como:

$$IE = (20,0 \pm 0,6) \frac{GJ}{t} \quad (4.23)$$

onde o número após o símbolo \pm é o valor numérico de $U = ku_c$, uma incerteza expandida, com U determinado por $u_c = 0,3$ GJ/t, uma incerteza padrão combinada, e um fator de abrangência $k = 1,65$ baseado na distribuição- t , para $\nu_{eff} = 361$ graus de liberdade. U define um intervalo estimado para ter-se uma probabilidade

Tabela 4.11: Cenários para avaliação da incerteza de medição do IE .

Cenários							
Fonte de incertezas	1	2	3	4	5	6	7
Placa de orifício (Tipo B)	3,5%	3,5%	3,5%	7,0%	7,0%	7,0%	7,0%
Mássico (Tipo B)	0,8%	0,8%	0,8%	1,6%	1,6%	1,6%	1,6%
Placa de orifício 4 Furos (Tipo B)	2,0%	2,0%	2,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%
Tanque (Tipo B)	0,2%	0,2%	0,2%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%
Gases (Tipo B)	1,0%	1,0%	1,0%	2,0%	2,0%	2,0%	2,0%
Líquido (Tipo B)	0,7%	0,7%	0,7%	1,4%	1,4%	1,4%	1,4%
Vapor (Tipo B)	2,0%	2,0%	2,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%
Energia elétrica entrada (Tipo B)	1,0%	1,0%	1,0%	2,0%	2,0%	2,0%	2,0%
Energia elétrica saída (Tipo B)	1,0%	1,0%	1,0%	2,0%	2,0%	2,0%	2,0%
Gás de petróleo liquefeito (Tipo B)	1,0%	1,0%	1,0%	2,0%	2,0%	2,0%	2,0%
Incerteza do gás combustível (Tipo B)	3,5%	3,5%	7,0%	7,0%	7,0%	7,0%	7,0%
Incerteza do Tipo A para cada $E_{i,j}$	1,0%	2,0%	1,0%	1,0%	4,0%	10,0%	20,0%
Incerteza expandida do IE (GJ/t)	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3	0,6	1,0
Incerteza expandida relativa do IE	0,7%	0,8%	1,2%	1,4%	1,5%	2,8%	5,1%
Valor do IE (GJ/t)	20,0						

Observação 1: Cenário 1 - incerteza Tipo B conforme utilizada na reconciliação de dados do balanço de hidrocarbonetos.

Observação 2: Cenário 2 - incerteza Tipo A o dobro da incerteza Tipo A do cenário 1.

Observação 3: Cenário 3 - incerteza Tipo B do gás combustível o dobro da incerteza Tipo B do gás combustível do cenário 1.

Observação 4: Cenário 4 - incertezas Tipo B de todos os instrumentos o dobro da incerteza Tipo B do cenário 1.

Observação 5: Cenário 5 - incertezas Tipo B de todos os instrumentos o dobro da incerteza Tipo B, e incerteza do Tipo A o quádruplo da incerteza do Tipo A do cenário 1.

Observação 6: Cenário 6 - CENÁRIO MAIS PROVÁVEL - incertezas Tipo B de todos os instrumentos o dobro da incerteza Tipo B do cenário 1, e incerteza do Tipo A baseado na incerteza Tipo A do gás combustível.

Observação 7: Cenário 7 - incertezas Tipo B de todos os instrumentos o dobro da incerteza Tipo B, e incerteza do Tipo A o dobro da incerteza Tipo A do cenário 6.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

de abrangência de 90%.

4.2.1.5 GUM quinta etapa: Balanço das incertezas do IE .

Na Figura 4.8, são apresentados os principais componentes que mais contribuem quantitativamente no cálculo do IE e conseqüentemente influenciaram na incerteza padrão combinada do indicador. Um teste de sensibilidade do indicador baseado na Equações (3.23 e 3.24), mostrou que o componente do indicador de energia que mais influencia o valor da incerteza padrão combinada é o gás combustível.

Analisando comparativamente a avaliação do Tipo A e do Tipo B da incerteza de medição através das Equações (4.24 e 4.25), foi possível detectar que a avaliação do Tipo A da incerteza de medição do gás combustível (GC) foi a que mais impactou

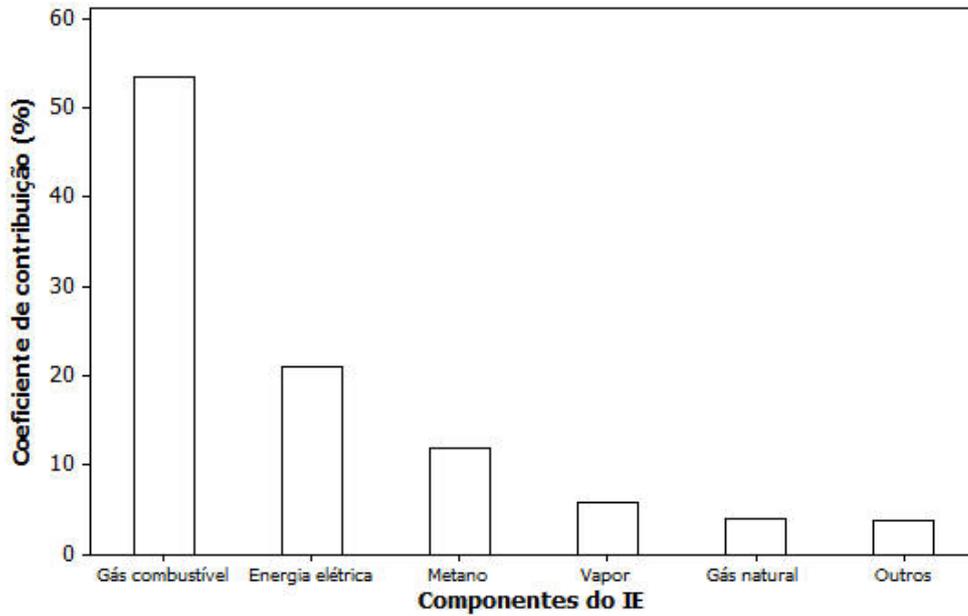


Figura 4.8: Coeficiente de contribuição das principais componentes do *IE*.

na incerteza padrão combinada.

$$h(GC_A) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial GC}{\partial GC_j} \right]^2 u_A^2(\overline{GC}_j)}{u_c(GC)} \right]^2 = \left(\frac{55365,13}{59715,89} \right) \times 100 = 85,96\% \quad (4.24)$$

$$h(GC_B) = \left[\frac{\sum_{j=1}^{30} \left[\frac{\partial GC}{\partial GC_j} \right]^2 u_B^2(\overline{GC}_j)}{u_c(GC)} \right]^2 = \left(\frac{22376,10}{59715,89} \right) \times 100 = 14,04\% \quad (4.25)$$

Em discussões com a equipe de engenharia (operação, acompanhamento e instrumentação) chegou-se no consenso que o cenário mais realista e mais seguro é o sexto, portanto, a incerteza que a empresa adotou para o indicador de energia foi de $(20,0 \pm 0,8)$ GJ/t, ou seja, 3% do valor medido. Tal resultado alterou a forma da empresa tratar as metas de melhoria de eficiência e que um programa para diminuição da incerteza do indicador deveria ser implementado. Foi constatado que essas metas poderiam ou não ser atendidas, a depender apenas da variabilidade do processo, pois a principal fonte de incerteza com 86% de contribuição é a avaliação do Tipo A da incerteza.

4.2.1.6 Considerações sobre o método GUM

A metodologia proposta baseada no GUM para avaliação e estimativa da incerteza aplicada a um indicador de energia por produção de petroquímico permitiu chegar às seguintes conclusões:

- Assumindo o 6º cenário como mais provável, a incerteza expandida foi de 3 % ou 0,6 GJ/t do valor do indicador de energia, cálculo realizado com base no mês referido, que teve um IE de 20,0 GJ/t.
- A meta para redução em 2% do valor do indicador de energia proposta pelos gestores da empresa tem que ser revista ou deve ser implementado um programa para diminuição da incerteza do indicador, pois o cenário adotado como mais provável para esse estudo de caso possui uma incerteza de 3%, ou seja, a incerteza do indicador é maior que a meta.
- A partir da análise do coeficiente de contribuição proposto por KESSEL *et al.* (2006), foi possível constatar que a vazão do gás combustível é o componente que tem maior contribuição na avaliação da incerteza padrão combinada do indicador de energia.
- A avaliação do Tipo A da incerteza de medição é o fator mais impactante na avaliação da incerteza padrão combinada do gás combustível. Logo, é importante implementar medidas que impliquem na redução de variabilidade do processo, pois diminuirá a incerteza do indicador, além de contribuir para um menor valor do indicador.

4.2.2 Aplicação do Método GUM-S1

Como descrito anteriormente, quando o modelo matemático do IE é não linear ou quando alguma PDFs das grandezas de entrada não são gaussianas o método GUM pode falhar. Nesses casos recomenda-se utilizar o método baseado na propagação de funções de densidade de probabilidade através do método de Monte Carlo (GUM-S1) e as incertezas avaliadas pelos métodos GUM e GUM-S1; se houver discrepâncias de resultados o método GUM não é válido e em futuras avaliações da incerteza apenas o método GUM-S1 deve ser empregado.

4.2.2.1 GUM-S1 primeira etapa: Entrada das variáveis

O modelo matemático do indicador de energia é definido pela Equação 4.1. Para aplicação do método GUM-S1, foi analisado apenas a relação numerador (E - Volume

de efluente) e denominador (P - Produção de petroquímicos), Equação 4.26.

$$IE = \frac{E}{P} \quad (4.26)$$

Devido a falta de conhecimento das PDFs das variáveis desse estudo de caso, utilizou-se o mesmo procedimento visto no estudo de caso 1, variando as PDFs (Gaussiana (G), Triangular (T) e Uniforme (U)) para cada um dos seus componentes (E e P) de forma a permitir ter-se o conhecimento do impacto dessas variações na estimativa e incerteza do (IE).

Na análise de sensibilidade realizada para a escolha do M , o número de algoritmo significativos foi dois e a estimativa inicial das amostras de Monte Carlo consideradas foi $M = 10^5$ amostras aplicadas ao modelo matemático do indicador de energia.

A Figura 4.9, apresenta M variando de 10^2 até 10^7 em função da incerteza padrão $u(IE)$ do IE . A partir desse gráfico pode-se constatar que, quando M é igual a 10^6 , os valores das incertezas padrão resultante das variações das PDFs (Gaussiana (G), Triangular (T) e Uniforme (U)), manteve-se mais concentrados.

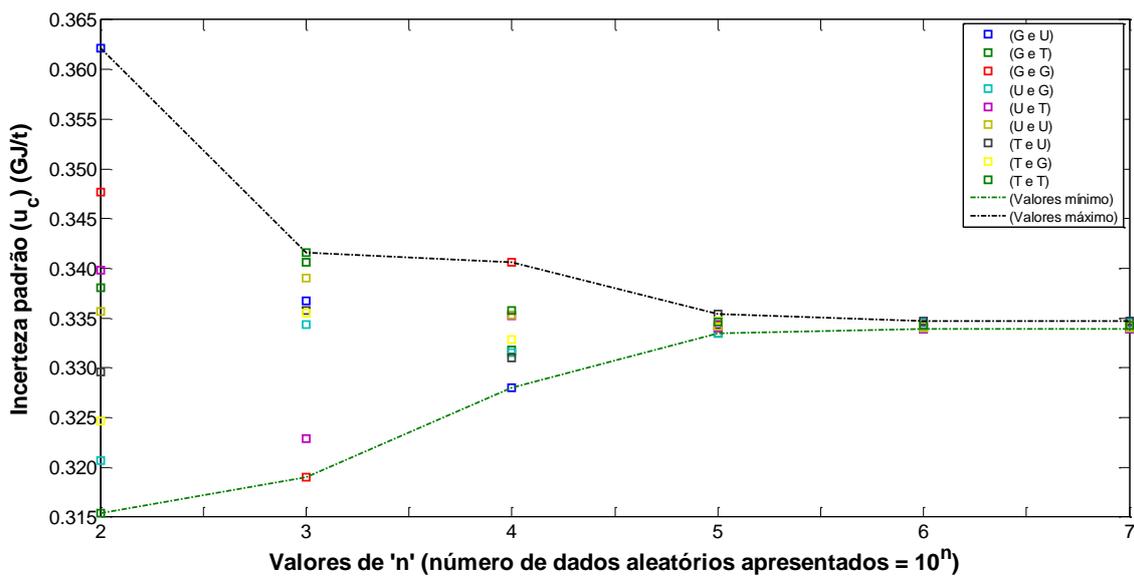


Figura 4.9: Análise de sensibilidade do número de amostras de Monte Carlo (M)

4.2.2.2 GUM-S1 segunda etapa: Processamento

Foram retiradas $M = 10^6$ das grandezas de entrada (E e P) do IE para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs. Esses valores foram propagados através do modelo matemático (Equação 4.13), para produzir a PDF empírica do IE . A Figura 4.10 mostra a PDF empírica do IE considerando a PDF do E gaussiana e da P gaussiana.

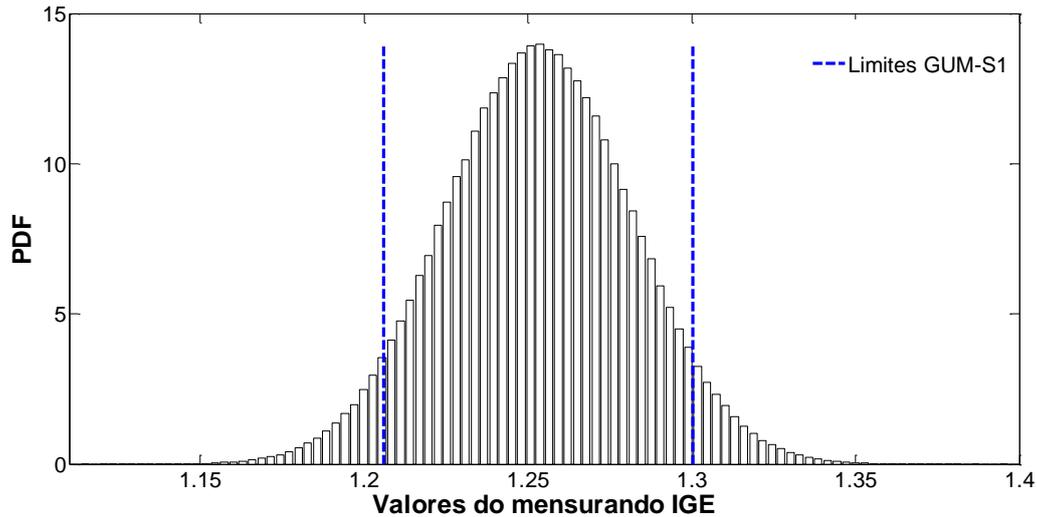


Figura 4.10: PDF gerada pelo MMC para o mensurando IE .

4.2.2.3 GUM-S1 terceira etapa: Resultados

A Tabela 4.12 apresenta a estimativa $y(IE)$, a incerteza padrão $u(IE)$, o intervalo de abrangência para uma probabilidade de abrangência de 90% para o IE pelo método GUM-S1 para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs das grandezas de entrada (E e P).

Tabela 4.12: Resultados de medição para o IE pelo método GUM-S1.

Método	PDFs		y (GJ/t)	u (GJ/t)	Intervalo de abrangência	T_{int}
	E	P				
GUM-S1	G	U	20,00	0,33	[19,45;20,55]	1,10
GUM-S1	G	T	20,00	0,33	[19,45;20,55]	1,10
GUM-S1	G	G	20,00	0,33	[19,45;20,55]	1,10
GUM-S1	U	G	20,00	0,33	[19,48;20,53]	1,05
GUM-S1	U	T	20,00	0,33	[19,47;20,52]	1,05
GUM-S1	U	U	20,00	0,33	[19,47;20,53]	1,06
GUM-S1	T	U	20,00	0,33	[19,45;20,56]	1,11
GUM-S1	T	G	20,00	0,33	[19,44;20,55]	1,11
GUM-S1	T	T	20,00	0,33	[19,45;20,56]	1,11

T_{int} : Tamanho do intervalo de abrangência.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

Os resultados encontrados na Tabela 4.12 mostram que o intervalo de abrangência do indicador é menor quando é atribuída PDF uniforme e maior quando é atribuída PDF triangular para estas grandezas. As Figuras 4.11 e 4.12 mostram essas discrepâncias usando $M = 10^6$ amostras de Monte Carlo. O intervalo de abrangência é estimado para uma probabilidade de abrangência de 90%.

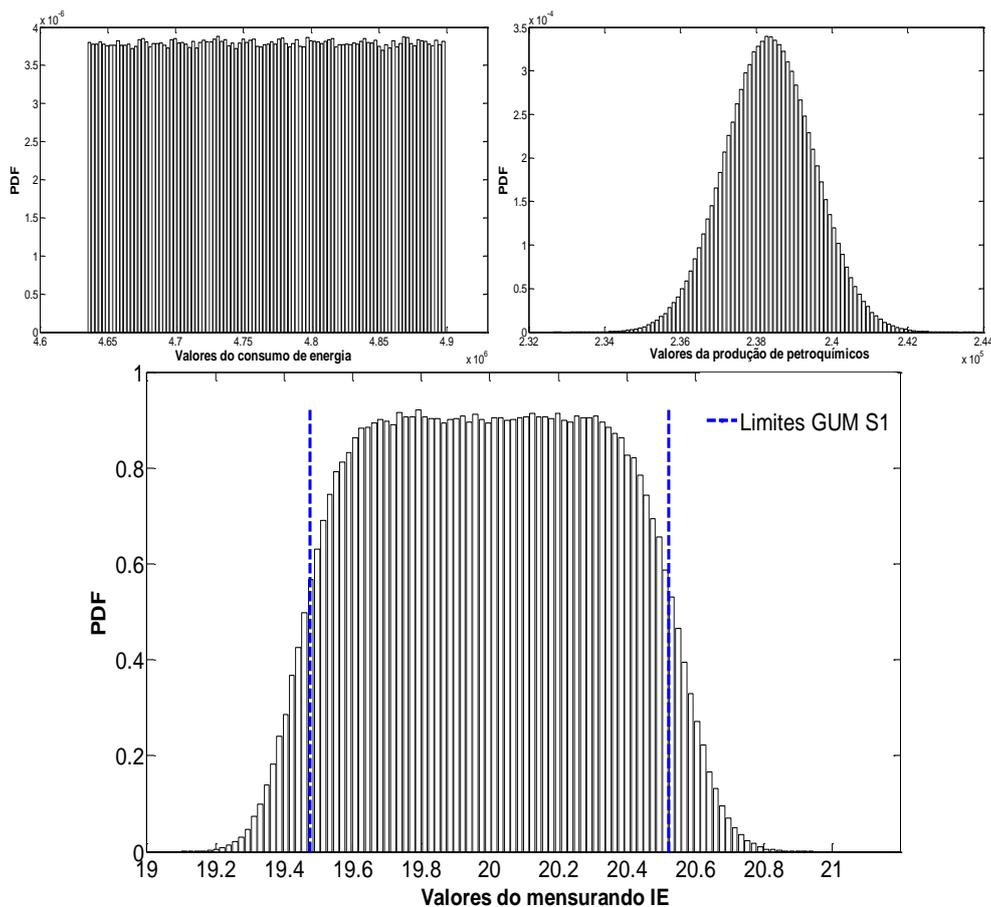


Figura 4.11: PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . PDF do VE uniforme e P gaussiana.

4.2.2.4 GUM-S1 quarta etapa: Avaliação da PDF do indicador

Na avaliação da PDF do IE , utilizou-se o mesmo procedimento do estudo de caso 1 foi escolhida aquelas que resultaram no menor e maior intervalo de abrangência, Figuras 4.11 e 4.12. A Tabela 4.13 apresenta parâmetros estatísticos e metrológicos, tais como: assimetria, curtose, incerteza padrão, média, mediana, moda e o p -valor para essas PDFs.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 4.13 é possível constatar que, em concordância com o teste de normalidade, as todas as estatísticas de avaliadas indicam que os dados de ambas distribuições não seguem uma distribuição normal.

4.2.2.5 Considerações sobre o método GUM-S1

A partir da análise de sensibilidade variando as PDFs (gaussiana, triangular e retangular) para as duas grandezas de entrada do modelo matemático do indicador de energia, Equação 4.16, pode-se constatar que:

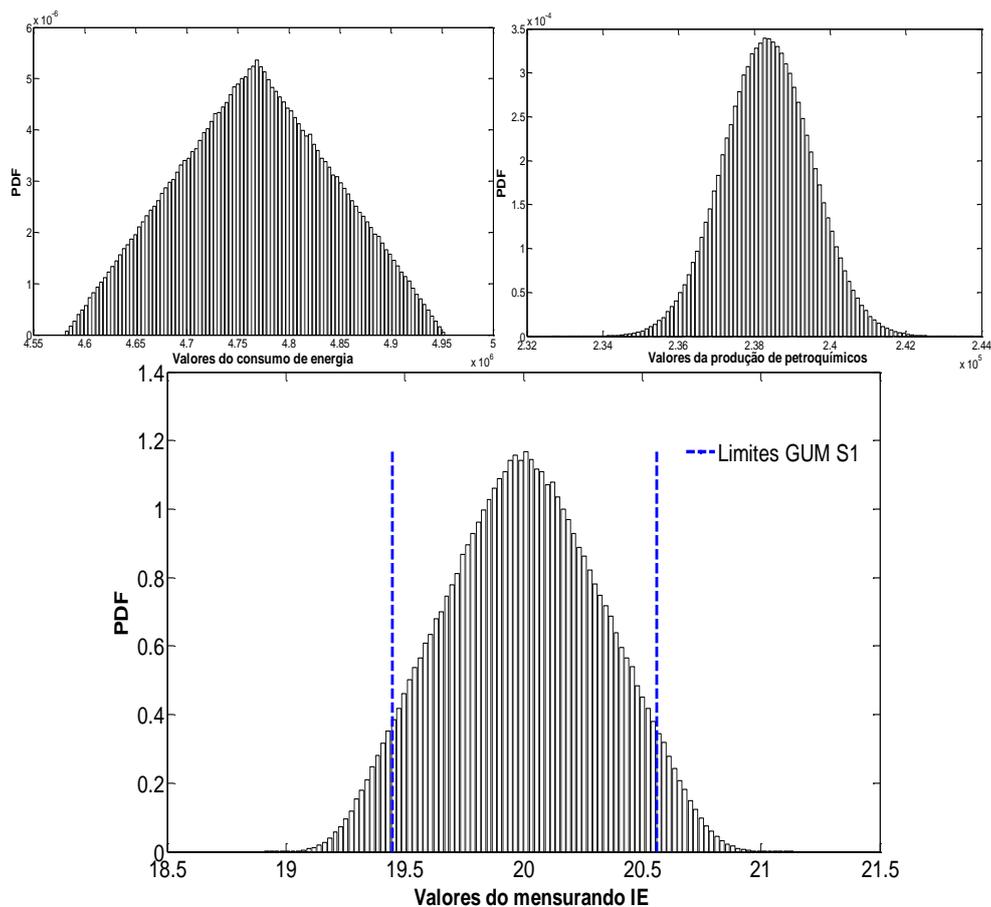


Figura 4.12: PDF gerada pelo MMC para o mensurando IGE . PDF do VE triangular e P gaussiana.

Tabela 4.13: Parâmetros estatísticos e metrológicos das grandezas de entrada E e P .

Parâmetros	U - G	T - G
Assimétria (adimensional)	0,0074	0,0079
Curtose (adimensional)	2,0013	2,4887
Incerteza padrão (GJ/t)	0,3337	0,3344
Média (GJ/t)	20,0007	20,0009
Mediana (GJ/t)	20,0007	20,0004
Moda (GJ/t)	19,0486	19,0698
p -valor*	0,001	0,001

*Teste de normalidade de Lilliefors, com 95% de confiança.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

- Em termos de estimativa, e incerteza padrão associada considerando dois algarismos significativos, não houve diferenças nos resultados obtidos.
- Avaliando a incerteza de medição em termos de intervalo de abrangência, verifica-se que os maiores intervalos de abrangência foram dados para a PDF triangular atribuída a grandeza de entrada (E); e os menores intervalo de abrangência foi dado PDF uniforme atribuída a grandeza de entrada (E).

4.2.3 Validação do método GUM usando o método GUM-S1

A comparação dos resultados obtidos do IE pelos métodos GUM e GUM-S1 foi analisada com base no critério recomendado no Suplemento 1 BIPM *et al.* (2008b), para a avaliação da compatibilidade entre os valores de incertezas determinados pelos dois métodos. Os resultados da incerteza padrão pelo método GUM-S1 $u(IE) = 0,33 \text{ m}^3/t$, podem ser expressos considerando dois algarismos decimais significativo, como 33×10^{-2} , e assim $c = 33$ e $l = -2$, e para um dígito decimal significativo a incerteza padrão pode ser expressa como $u(IE) = 0,3 \text{ m}^3/t = 3 \times 10^{-1}$, e assim $c = 3$ e $l = -1$. Logo as tolerâncias numéricas são:

$$\delta_3 = \frac{1}{2}10^{-1} = 0,05 \quad (4.27)$$

$$\delta_4 = \frac{1}{2}10^{-2} = 0,005 \quad (4.28)$$

A Tabela 4.14 apresenta os resultados dos métodos GUM e GUM-S1 comparados em termos das diferenças entre as incertezas padrão ($d(u)$) em relação a tolerância numérica estabelecida (δ_3 e δ_4) para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs das grandezas de entrada (E e P).

Tabela 4.14: Comparação das incertezas padrão do IE entre os métodos GUM e GUM-S1.

Método	PDFs		y (GJ/t)	u (GJ/t)	$d(u)$ (GJ/t)	v δ_3	v δ_4
	E	P					
GUM-S1	G	U	20,0002	0,3344	0,0000	sim	sim
GUM-S1	G	T	20,0013	0,3342	0,0000	sim	sim
GUM-S1	G	G	20,0001	0,3338	0,0000	sim	sim
GUM-S1	U	G	19,9998	0,3343	0,0000	sim	sim
GUM-S1	U	T	20,0008	0,3341	0,0000	sim	sim
GUM-S1	U	U	20,0012	0,3342	0,0000	sim	sim
GUM-S1	T	U	20,0013	0,3342	0,0000	sim	sim
GUM-S1	T	G	19,9998	0,3341	0,0000	sim	sim
GUM-S1	T	T	20,0003	0,3343	0,0000	sim	sim
GUM	N.A.	N.A.	20,0000	0,3341	N.A.	N.A.	N.A.

N.A. : Não se aplica.

v : O método GUM é válido ?

$\delta_3 = 0,005$

$\delta_4 = 0,05$

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

A comparação entre os métodos GUM e GUM-S1 foi realizada em relação ao intervalo de abrangência. A Tabela 4.15 apresenta a estimativa $y(IE)$, a incerteza padrão $u(IE)$ e o intervalo de abrangência para uma probabilidade de abrangência de 90% para o IE pelos métodos GUM e GUM-S1 para cada possibilidade encontrada nas variações das PDFs das grandezas de entrada (E e P). Os resultados dos

métodos GUM e GUM-S1 foram comparados de acordo com o critério recomendado no GUM-S1 BIPM *et al.* (2008c) para avaliação da compatibilidade das diferenças dos limites inferior d_{inf} e superior d_{sup} em relação a uma tolerância numérica estabelecida (δ_3 e δ_4).

Tabela 4.15: Resultados de medição para o IE pelos métodos GUM e GUM-S1.

Método	PDFs		y (GJ/t)	u (GJ/t)	Intervalo de abrangência	d_{inf} (GJ/t)	d_{sup} (GJ/t)	v δ_3	v δ_4
	E	P							
GUM-S1	G	U	20,0002	0,3344	[19,4525;20,5528]	0,0033	0,0020	sim	sim
GUM-S1	G	T	20,0013	0,3342	[19,4504;20,5509]	0,0012	0,0001	sim	sim
GUM-S1	G	G	20,0001	0,3338	[19,4508;20,5489]	0,0016	0,0019	sim	sim
GUM-S1	U	G	19,9998	0,3343	[19,4779;20,5266]	0,0287	0,0242	sim	não
GUM-S1	U	T	20,0008	0,3341	[19,4731;20,5249]	0,0239	0,0259	sim	não
GUM-S1	U	U	20,0012	0,3342	[19,4692;20,5288]	0,0200	0,0220	sim	não
GUM-S1	T	U	20,0013	0,3342	[19,4506;20,5613]	0,0014	0,0105	sim	não
GUM-S1	T	G	19,9998	0,3341	[19,4436;20,5546]	0,0056	0,0038	sim	não
GUM-S1	T	T	20,0003	0,3343	[19,4479;20,5581]	0,0013	0,0073	sim	não
GUM	N.A.	N.A.	20,0000	0,3341	[19,4492;20,5508]	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

*N.A. Não se aplica.

**v. O método GUM é válido ?.

$\delta_3 = 0,05$ para 1 algarismo significativo.

$\delta_4 = 0,005$ para 2 algarismos significativos.

Fonte: tabela elaborada pelo autor.

Para uma tolerância numérica de dois algarismos significativos a validação do método GUM é confirmada quando a PDF da grandeza de entrada (E) é gaussiana, caso contrário o método adequado para avaliar a incerteza é o método GUM-S1. Considerando que os dados utilizados neste estudo de caso são dados de campo, e não sendo conservador na análise dos dados, foi adotado um algarismo significativo, assim, a validação para o uso do método GUM é satisfatória em todas as possibilidades encontradas nas variações das PDFs das grandezas de entrada.

Nesse estudo de caso, as diferenças dos limites inferior d_{inf} e superior d_{sup} são menores quando é adotado uma PDF gaussiana, e maiores quando atribuída uma PDF uniforme para as grandezas de entrada do IE . Para uma melhor compreensão das pequenas e grandes diferenças existentes entre os intervalos de abrangência pelo método GUM e o GUM-S1 variando as PDF dos E e P mencionada anteriormente observem as Figura 4.13 e 4.14.

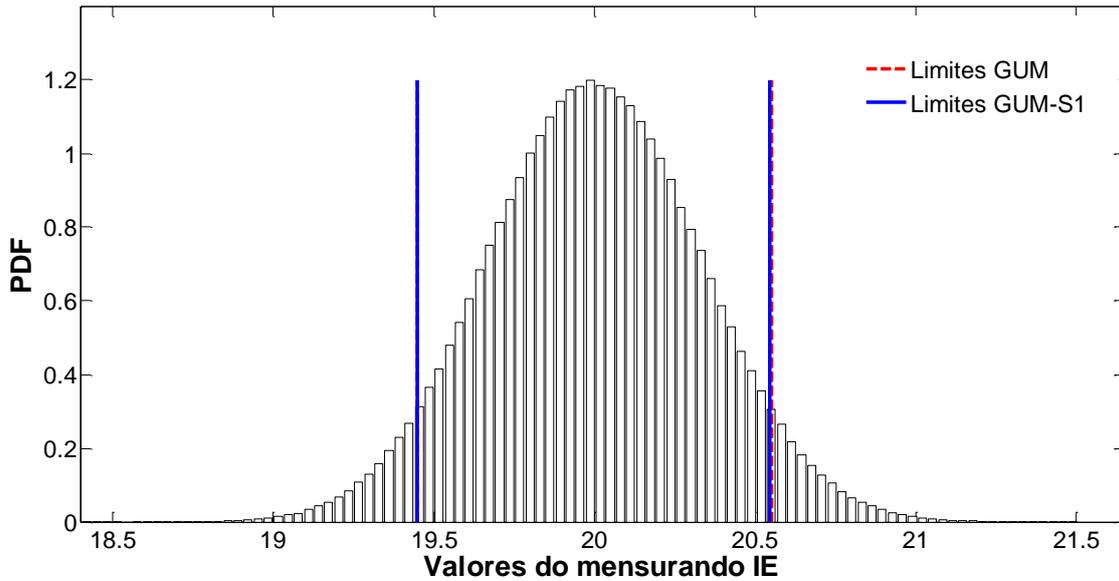


Figura 4.13: PDF gerada pelo MMC para o mensurando IE . A PDF E gaussiana e P triangular.

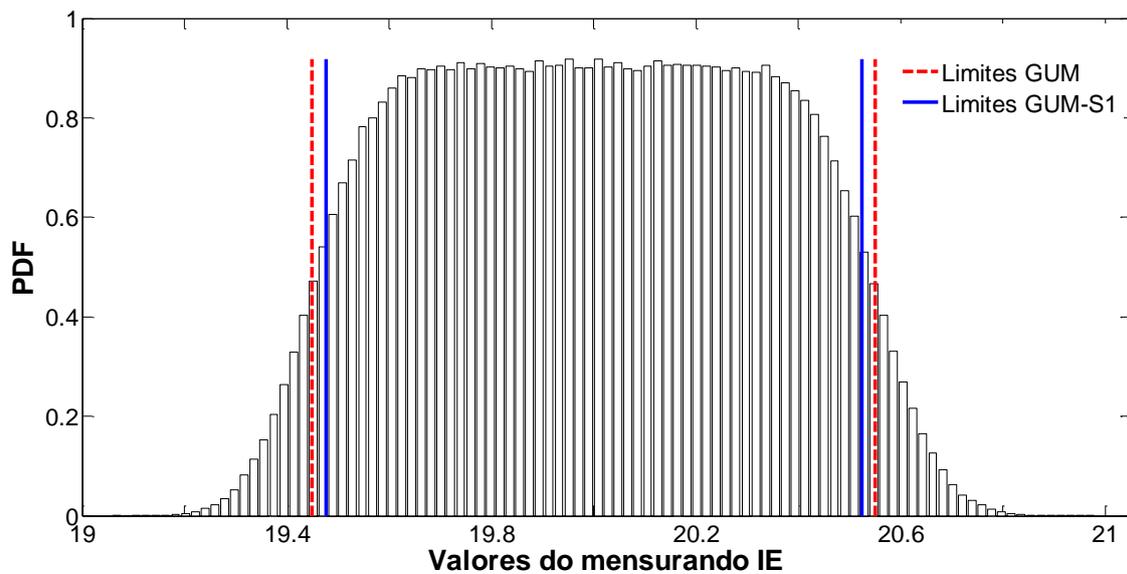


Figura 4.14: PDF gerada pelo MMC para o mensurando IE . A PDF E uniforme e P gaussiana.

4.2.3.1 Considerações sobre a validação do método GUM usando o método GUM-S1

Neste estudo de caso, foi apresentado os resultados da avaliação da incerteza de medição do IE por meios do método e comparada ao método GUM. Sendo assim, a validação do método GUM usando o método GUM-S1 permitiu chegar às seguintes conclusões:

- Se avaliação da incerteza de medição do IE for realizada baseada na incerteza

padrão, considerando um ou dois algarismos significativos, o uso do método GUM é válido para todas as possibilidades encontradas na análise de sensibilidade das PDFs das grandezas de entrada.

- Caso seja necessário apresentar o resultado da medição do IE em termos de intervalo de abrangência, pode-se observar que, a partir da análise de sensibilidade realizada para diferentes PDFs das grandezas de entrada, considerando um algarismo significativo na incerteza padrão, constatou-se que o modelo matemático é fracamente não linear, podendo ser utilizado o método GUM para avaliação da incerteza. Contudo, se for necessário expressar $\delta = 0,005$ para 2 algarismos significativos, há diferenças entre os métodos GUM e GUM-S1, (exceto para os casos onde a PDFs atribuída para a grandeza E é uniforme e triangular) o que impede o uso do método clássico (GUM) e obriga ao uso do método GUM-S1 para avaliar o intervalo de abrangência.

Capítulo 5

Conclusões e sugestões para continuidade da pesquisa

A avaliação da qualidade dos dados utilizados para construção dos indicadores de desempenho ambiental mais adequado a um determinado processo é um passo importante na interpretação correta do desempenho ambiental e da eficiência operacional de uma organização.

O indicador de desempenho ambiental é um instrumento que deve refletir o conjunto de uma ou mais medições para expressar uma informação referente a um ou mais aspectos do desempenho ambiental das empresas. Portanto, a estimativa da incerteza de medição é essencial para avaliar a qualidade desse instrumento e para uma correta tomada de decisão.

Para avaliar o desempenho ambiental de uma organização através de indicadores, deve levar em consideração a sua incerteza, inclusive no ambiente industrial, onde existe uma variabilidade no seu processo. Portanto, é fundamental obter o conhecimento de como é construído o indicador e suas limitações, e da qualidade da medição de cada um dos seus componentes, para a avaliação da incerteza de cada componente do indicador e a propagação dessas para a incerteza do próprio indicador.

Os dois estudos de caso realizados em um ambiente industrial mostraram que a incerteza do indicador é significativa e não pode ser assumida como desprezível. Em outros locais nos quais as condições operacionais ou ambientais não podem ser controladas ou conhecidas os indicadores, sejam eles relativos ou absolutos, devem ter uma incerteza ainda maior. Portanto, recomenda-se em qualquer situação, que a incerteza dos indicadores sejam estimadas ou decisões erradas poderão ser tomadas.

Poucos trabalhos precedentes na literatura consideram a incerteza de indicadores para avaliação e medição do desempenho ambiental das organizações. Nesta pesquisa foi apresentada uma metodologia para avaliar a incerteza de medição associada a indicadores de desempenho ambiental utilizando os métodos linear (GUM) e não linear (GUM-S1). A aplicação da metodologia em dois estudos de caso permitiu

chegar às seguintes conclusões:

- A avaliação da incerteza de medição do indicador de desempenho ambiental requer que o analista trate cuidadosamente as fontes de incertezas. Contudo é necessário identificar a grandeza de entrada do modelo matemático do indicador que mais contribui para sua incerteza padrão combinada e, após essa identificação, deve-se apontar se as fontes de incerteza estão relacionadas à variabilidade do processo ou as imperfeições do sistema de medição. Assim, a aplicação do método GUM permitiu individualizar a contribuição dos componentes, Tipo A e Tipo B, tornando mais simples identificar as contribuições dominantes e agir nelas para diminuir a incerteza de medição associada ao indicador de desempenho ambiental.
- Em relação à aplicação do método GUM-S1, mesmo não tendo o conhecimento completo das PDFs associada às grandezas de entrada dos indicadores de geração de efluente e de energia, foi possível realizar uma análise de sensibilidade e verificar o impacto nas variações das PDFs (gaussiana, triangular e uniforme) e da não linearidade do modelo matemático na avaliação da incerteza padrão e no intervalo de abrangência de ambos indicadores.
- Na validação do método adequado para avaliar a incerteza de medição, esta dissertação mostrou que o método GUM pode ser aplicável para avaliar a incerteza associada aos indicadores de geração de efluente e de energia quando é necessário expressar a incerteza expandida com apenas 1 (um) algarismo significativo. Ambos os indicadores possuem um modelo matemático fracamente não linear. Porém, se for necessário 2 (dois) algarismos significativos para expressar a incerteza padrão apenas o método GUM-S1 (método de Monte Carlo) é recomendado.

Outra contribuição desta dissertação, foi mostrar a importância da avaliação da incerteza associada ao indicador de desempenho ambiental, na avaliação do desempenho ambiental, estabelecimento de metas, publicação dos dados em relatórios ambientais etc. Dados e informações ambientais quantitativas podem ser comparáveis se forem obtidas mediante estritas especificações metrológicas. Dessa forma, desde que a incerteza relacionada aos indicadores seja avaliada os indicadores poderão ser úteis para os tomadores de decisão do sistema de gestão ambiental das empresas. Caso a incerteza não seja explicitada, o indicador apenas servirá para informar tendências e jamais deve ser utilizado para tomar decisões sobre as medidas a serem executadas para minimizar o impacto ambiental. Metas quantitativas para os indicadores de desempenho ambiental só devem ser estabelecidas se a sua incerteza for avaliada e apresentada apropriadamente.

Esta pesquisa abre oportunidades de trabalhos que podem ser executados e que ainda não foram localizados na literatura, a saber:

- Avaliação da incerteza de medição associada a indicadores com modelo matemático fortemente não linear, utilizando a expansão em série de Taylor até as derivadas de segunda e terceira ordem (MARTINS e KALID (2010) e MEKID e VAJA (2008)) e comparação dos resultados obtidos com os métodos GUM e GUM-S1.
- Desenvolvimento de uma ferramenta computacional visando à viabilidade do acompanhamento do desempenho ambiental na indústria através de indicadores com suas incertezas associadas.

Apêndice A

Publicações associadas a dissertação

1. MENDES, C.; ESQUERRE, K; KIPERSTOK, A., KALID, R.; PIRES,V. 2009. Construção e análise sistemática de indicadores de efluentes industriais, 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife. Saneamento Ambiental: Universalização é Justiça Social.
2. MENDES, C.; DE KALID, R. A.; ESQUERRE, K. P. O.; KIPERSTOK, A.. The importance of the uncertainty to assessment of indicators in the environmental management system. SHEWC'2010 - X Safety, Health and Environmental World Congress. 2010a.
3. MENDES, C.; DE SOUZA, L. S.; DE KALID, R. A.;ESQUERRE, K. P. O.; K. KIPERSTOK, A., Assessment of the uncertainty associated with the energy indicator, Submetido ao periódico Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2010b.
4. MENDES, C.; DE KALID, R. A.; ESQUERRE, K. P. O.; KIPERSTOK, A., O uso dos métodos linear e não linear para avaliação da incerteza associada ao indicador de efluente. (Em fase de elaboração) 2010c.

Referências Bibliográficas

- AGENCY, E., 2008, *Minimum Requirements For The Self-Monitoring of Effluent flow*, version 3.2 ed., February.
- ANDRADE, E. L., 2000, *Introdução à pesquisa operacional: métodos e modelos para a análise de decisão*. LTC.
- AUSTRALIA, E., 2009. “A guide to reporting against environmental indicators”. . Salvador, Brasil. Acesso em 15 de julho de 2009 <<http://www.environment.gov.au/settlements/industry/finance/publications/indicators/pubs/indicators.pdf>>.
- BAHR B., V., O.J., H., M., V., et al., 2003, “Experiences of environmental performance evaluation in the cement industry: data quality of environmental performance indicators as a limiting factor for benchmarking and rating”, *journal of cleaner production*, v. 11, pp. 713–720.
- BAINES, A., LANGFIELD-SMITH, K., 2003, “Antecedents to management accounting change: a structural equation approach.” *Accounting Organizations and Society*, v. 28, pp. 675–698.
- BALLICO, M., 2000, “Limitations of the Welch-Satterthwaite approximation for measurement uncertainty calculations”, *Metrologia*, v. 37, n. 1, pp. 61–64.
- BELLEN, H. M. V., 2005, *Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa*. Rio de Janeiro.
- BENTLEY, R. E., 2005, *Uncertainty in Measurement: The ISO Guide*. Technology transfer series monograph n 1, National Measurement Institute of Australia.
- BERKHOUT, F., ANDSTEPHAN MOLL, J. H., SCHEPELMANN, P., 2001, *Indicators for Monitoring Integration of Environment and Sustainable Development in Enterprise Policy*. Relatório técnico, University of Sussex.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L., S. BARRAUD, J.-P. B., 2002, “Uncertainties, performance indicators and decision aid applied to stormwater facilities”, *Urban Water*, v. 4, pp. 163–179.

- BIPM, IEC, IFCC, et al., 2008a, *International vocabulary of metrology : Basic and general concepts and associated terms (VIM)*. Joint Committee for Guides in Metrology. Relatório técnico, Bureau International des Poids et Measures, JCGM 200:2008, a. Documento traduzido pelo INMETRO, primeira edição brasileira em 2009.
- BIPM, IEC, IFCC, et al., 2008b, *Evaluation of Measurement Data - Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement*. Joint Committee for Guides in Metrology. Relatório técnico, Bureau International des Poids et Measures, JCGM 100:2008, b. Primeira versão desse documento referente ao ano de 1995 foi traduzido pelo INMETRO e ABNT, terceira edição brasileira em 2003.
- BIPM, IEC, IFCC, et al., 2008c, *Evaluation of Measurement Data-Supplement 1 to the Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement-Propagation of distributions using a Monte Carlo method*. Relatório técnico, Joint Committee for Guides in Metrology, Bureau International des Poids et Measures, JCGM 200:2008, c.
- BOVEA, M. D., DÍAZ-ALBO, E., GALLARDO, A., et al., 2010, “Environmental performance of ceramic tiles: Improvement proposals”, *Materials and Design*, v. 31, pp. 35–41.
- CAMPOS, L. M. S., MELO, D. A., 2008, “Indicadores de desempenho dos Sistemas de Gestão Ambiental (SGA): uma pesquisa teórica”, *Produção*, v. 18, pp. 540 – 555.
- CANTARINO, A. A. A., 2004, *Indicadores de desempenho ambiental como instrumento de gestão e controle nos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos de exploração e produção de petróleo nas áreas offshore*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- CARDOSO, L. M. F., 2004, *Indicadores de Produção Limpa: uma proposta para análise de relatórios ambientais de empresas*. Tese de Mestrado, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal da Bahia.
- COX, M. G., DAINTON, M. P., HARRIS, P. M., 2006, *Software Specifications for Uncertainty Evaluation and Associated Statistic Analysis*. Relatório técnico, National Physical Laboratory, Teddington, UK.
- COX, M., HARRIS, P., 2005, “An outline of Supplement 1 to the Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement on numerical methods for the pro-

- pagation of distributions”, *Measurement Techniques*, v. 48, n. 4, pp. 336–345.
- COX, M. G., SIEBERT, B. R. L., 2006, “The use of a Monte Carlo method for evaluating uncertainty and expanded uncertainty”, *Metrologia*, v. 43, pp. S178 – S188.
- DIAKAKI, C., GRIGOROUDIS, E., STABOULI, M., 2006, “A risk assessment approach in selecting environmental performance indicators”, *Management of Environmental Quality: An International Journal*, v. 17, pp. 126 – 139.
- DONATELLI, G. D., KONRATH, A. C., 2005, “Simulação de Monte Carlo na avaliação de incertezas de medição”, *Revista Ciência e Tecnologia*, v. 13, pp. 5–15.
- ELLISON S. L. R., R. M., A., W., 2000, *Guide Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement*. Relatório técnico, Eurachem and Cooperation on International Traceability in Analytical Chemistry CITAC.
- EPSTEIN, M., 1994, “Environmentally responsible corporations”, *Management Accounting*, v. 2, pp. 74.
- FIGGE, F., T., H., S., S., et al., 2002, “The sustainability balanced scorecard-linking sustainability management to business strategy.” *Business Strategy and the Environment*, v. 11, pp. 269.
- GALLOPÍN, G. C., 1997, *Indicators and their use: information for decision-making introduction. In: Sustainability indicators: report of the project of indicators for sustainable development*. Relatório técnico, Wiley/Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- GASPARINI, L. V. L., 2003, *Análise das interações de indicadores econômicos, ambientais e sociais para o desenvolvimento sustentável*. Tese de Mestrado, Dissertação (Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, 221p.
- GIACOMO, P., 1981, “News from BIPM”, *Metrologia*, v. 17, pp. 69–74.
- GIACOMO, P., 1987, “News from BIPM”, *Metrologia*, v. 24, pp. 49–50.
- GIL, A. C., 1996, *Como elaborar projetos de pesquisa*. 3. Edição.
- GRI, G. R. I., 2009. “Sustainability Reporting Guidelines”. . Salvador, Brasil. Acesso em 15 de Dezembro de 2009 <<http://www.globalreporting.org>>.

- GROSSI, P. A., 2008, "Metodologia para Avaliação de Incerteza na Medição de Propriedades Termofísicas pelo Método Flash Laser: Método de Monte Carlo aplicado a Modelos Dinâmicos de Saída Multivariável". Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica.
- HALL, B. D., WILLINK, R., 2001, "Does "Welch-Satterthwaite" make a good uncertainty estimate?" *Metrologia*, v. 38, n. 1, pp. 9–15.
- HENRI, J. F., JOURNEAULT, M., 2008, "Environmental performance indicators: An empirical study of Canadian manufacturing firms", *Journal of Environmental Management*, v. 87, pp. 165–176.
- HERMANN, B., KROEZE, C., JAWJIT, W., 2007, "Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators", *Journal of Cleaner Production*, v. 15, pp. 1787–1796.
- HERRADOR, M. A., GONZALEZ, A., 2004, "Evaluation of measurement uncertainty in analytical assays by means of Monte-Carlo simulation", *Talanta*, v. 64, n. 2, pp. 415 – 422. ISSN: 0039-9140.
- HERRADOR, M. A., ASUERO, A. G., GONZÁLEZ, A. G., 2005, "Estimation of the uncertainty of indirect measurements from the propagation of distributions by using the Monte-Carlo method: An overview", *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, v. 79, n. 1-2, pp. 115 – 122. ISSN: 0169-7439.
- HOWARTH, P., REDGRAVE, F., 2008, *Metrology - in short*. EURAMET project 1011.
- INGARAMO, A., HELUANE, H., COLOMBO, M., et al., 2009, "Water and wastewater eco-efficiency indicators for the sugar cane industry", *Journal of cleaner production*, v. 17, pp. 487 – 495.
- ITTNER, C., LARCKER, D., 2003, "Coming up short on nonfinancial performance measurement", *Coming up short on nonfinancial performance measurement.*, v. 45, pp. 88–95.
- JASCH, C., 2000, "Environmental performance evaluation and indicators", *Journal of Cleaner Production*, v. 8, pp. 77 – 88.

- JOHNSTON, A., SMITH, A., 2007, “Environmental performance indicators: the water industry of england and wales”, *Water and environment journal*, v. 15, pp. 40–45.
- JORNADA, D. H., 2009, *Implantação de um guia orientativo de incerteza de medição para avaliadores de laboratório da rede metrológica rs*. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Escola de Engenharia - Programa De Pós-Graduação em Engenharia de Produção.
- KACKER, R., JONES, A., 2003, “On use of Bayesian statistics to make the Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement consistent”, *Metrologia*, v. 40, n. 5, pp. 235–248.
- KACKER, R., SOMMER, K.-D., KESSEL, R., 2007, “Evolution of modern approaches to express uncertainty in measurement”, *Metrologia*, v. 44, n. 6, pp. 513–529.
- KACKER, R. N., LAWRENCE, J. F., 2007, “Trapezoidal and triangular distributions for Type B evaluation of standard uncertainty”, *Metrologia*, v. 44, n. 2, pp. 117–127.
- KESSEL, R., KACKER, R., BERGLUND, M., 2006, “Coefficient of contribution to the combined standard uncertainty”, *Metrologia*, v. 43, n. 4, pp. S189–S195.
- KIPERSTOK, A., SILVA, C. E. P. M., KALID, R. A., et al., 2001, “A national policy environment focused on cleaner production: elements for discussion”, *Bahia Analysis & Data*, v. 10, pp. 326–332.
- LIMA, L. H., 2004, “Contabilidade ambiental - avanços internacionais e atraso no Brasil”. In: *Congresso acadêmico sobre o meio ambiente e desenvolvimentos sustentável do Rio de Janeiro*.
- LIU, Z., 2005, “Higher order corrections to the Welch-Satterthwaite formula”, *Metrologia*, v. 42, n. 5, pp. 449–457.
- MARTINS, M. A. F., KALID, R., 2010, “Generalized expressions of second and third order for standard uncertainty of measurement”, *Submetido ao periódico Measurement*.
- MARTINS, M. A. F., KALID, R., NERY, G. A., et al., 2010, “Comparação entre os métodos linear e não linear para estimativa da incerteza de medição”, *Submetido ao periódico Controle & Automação (em fase de revisão)*.

- MEKID, S., VAJA, D., 2008, “Propagation of uncertainty: Expressions of second and third order uncertainty with third and fourth moments”, *Measurement*, v. 41, n. 6, pp. 600 – 609. ISSN: 0263-2241. doi: DOI: 10.1016/j.measurement.2007.07.004.
- MELO, F. B., 2007, *Avaliação metrológica da incerteza na medição de vazão mássica de gases com tecnologias volumétrica e pressão diferencial - Autoarquivada associada a Universidade de São Paulo*. Tese de Mestrado, Instituto de pesquisas energéticas e nucleares.
- MENDES, C., DE KALID, R. A., ESQUERRE, K. P. O., et al., 2010a, “A importância da incerteza para avaliação dos indicadores no sistema de gestão ambiental”. In: *SHEWC2010 - X Safety, Health and Environmental World Congress*, a.
- MENDES, C., DE SOUZA, L. S., KALID, R., et al., 2010b, “Assessment of the uncertainty associated with the energy indicator”, *Submetido ao periódico Renewable & Sustainable Energy Reviews*.
- MENDES, C. E. P., ESQUERRE, K. O. P. S., KIPERSTOK, A., et al., 2009, “Construção e análise sistemática de indicadores de efluentes industriais”, *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.
- MORHARDT, J. E., SARAH BAIRD, K. F., 2002, “Scoring corporate environmental and sustainability reports using GRI 2000, ISO 14031 and other criteria”, *Eco-Management and Auditing*, v. 9, pp. 215 – 233.
- NORDHEIM E., E., B. G., 2007, “Sustainable development indicators of the european aluminium industry”, *Journal of cleaner production*, v. 15, pp. 275 – 279.
- OLSTHOORN, X., TYTECA, D., WEHRMEYER, W., et al., 2001, “Environmental indicators for business: a review of the literature and standardisation methods”, *Journal of Cleaner Production*, v. 9, pp. 453 – 463.
- PEROTTO, E., CANZIAN, R., MARCHESI, R., et al., 2008, “Environmental performance, indicators and measurement uncertainty in EMS context: a case study”, *Journal of Cleaner Production*, v. 16, pp. 517–530.
- PHILIPPI, A., 2005, *Saneamento, saúde e ambiente: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Manole.
- REN, X., 2000, “Development of environmental performance indicators for textile process and product”, *Journal of cleaner production*, v. 8, pp. 473 – 481.

- SAENGSUPAVANICH, C., B, N. C., GALLARDO, W. G., et al., 2009, “Environmental performance evaluation of an industrial port and estate: ISO14001, port state control-derived indicators”, *Journal of Cleaner Production*, v. 17, pp. 154–161.
- SALGADO, V. G., 2004, *Proposta de indicadores de ecoeficiência para o transporte de gás natural*. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro. COOPE, Planejamento Energético.
- SCIPIONI, A., MAZZI, A., ZULIANI, F., et al., 2008, “The ISO 14031 standard to guide the urban sustainability measurement process: an Italian experience”, *Journal of Cleaner Production*, v. 16, pp. 1247–1257.
- SILVA, E. L., MENEZES, E. M., 2005, *Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação*. 4a edição revisada e atualizada.
- SILVA, P. A. L., 2010. “Estimativa de incerteza de medição em laboratórios de ensaios e de calibração”. . Salvador, Brasil. Acesso em 25 de Outubro de 2010 <<http://www.banasmetrologia.com.br/textos.asp?codigo=2686&secao=revista>>.
- TACHIZAWA, T., 2009, *Gestão Ambiental e responsabilidade social corporativa*.
- TAM, V. W., TAM, C., ZENG, S., et al., 2006, “Environmental performance measurement indicators in construction”, *Building and Environment*, v. 41, pp. 164–173.
- TÉCNICAS, A. B. D. N., 2004, *NBR ISO 14031: Gestão ambiental - Avaliação de desempenho ambiental - diretrizes*. Rio de Janeiro.
- THORESEN, J., 1999, “Environmental performance evaluation - a tool for industrial improvement”, *Journal of Cleaner Production*, v. 7, pp. 365 – 370.
- TYTECA, D., 1996, “On the Measurement of the Environmental Performance of Firms - A Literature Review and a Productive Efficiency Perspective”, *Journal of Environmental Management*, v. 46, pp. 281–308.
- VELEVA, V., ELLENBECKER, M., 2001, “Indicators of sustainable production: framework and methodology.” *Journal of cleaner production.*, v. 9, pp. 519–549.
- WÜBBELER, G., KRYSTEK, M., ELSTER, C., 2008, “Evaluation of measurement uncertainty and its numerical calculation by a Monte Carlo method”, *Measurement Science and Technology*, v. 19, n. 8, pp. 084009 (4pp).